

LOS MANGLARES DE LA PENÍNSULA DE BAJA CALIFORNIA

Editores:

Esteban Fernando Félix Pico,
Elisa Serviere Zaragoza,
Rafael Riosmena Rodríguez,
José Luis León De La Luz



Los Manglares de la Península de Baja California

Esteban Fernando Félix Pico, Elisa Serviere Zaragoza, Rafael Riosmena Rodríguez y José Luis León de la Luz

Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C. y Universidad Autónoma de Baja California Sur

Editores de estilo: Elisa Serviere Zaragoza, Rafael Riosmena Rodríguez, Esteban Fernando Félix Pico, José Luis León de La Luz.

Diseño editorial: Edgar Yuen Sánchez.

Diseño de portada: Gerardo Rafael Hernández García.

Imagen de portada: Fotografía aérea del estero El Chivo, Bahía Magdalena, BCS. Tomada por Charles Chandler.

Los Manglares de la Península de Baja California.

Editado por Esteban Fernando Félix Pico, Elisa Serviere Zaragoza, Rafael Riosmena Rodríguez, José Luis León de La Luz.

Primera edición 2011

D.R. © Publicación de divulgación del Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C., Mar Bermejo No. 195, Col. Playa Palo de Santa Rita. La Paz, Baja California Sur, México, 23090

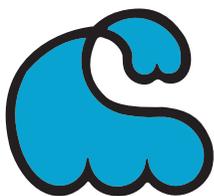
ISBN 978-607-7634-06-5

Impreso y hecho en México / Printed in Mexico.

“Las opiniones expresadas por los autores (textos, figuras y fotos) no necesariamente reflejan la postura de las instituciones editoras de la publicación”.

Ninguna parte de esta obra puede ser reproducida o transmitida, mediante ningún sistema o método electrónico o mecánico sin autorización por escrito de los editores.

Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas-Instituto Politécnico Nacional, Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, Universidad Autónoma de Baja California Sur.



CICIMAR-IPN



UABCS

CONTENIDO

AGRADECIMIENTOS	v
INTRODUCCIÓN	1
<i>José Luis León de la Luz, Esteban Fernando Félix-Pico, Rafael Riosmena-Rodríguez y Elisa Serviere-Zaragoza</i>	
CAPÍTULO 1. LA CALIDAD AMBIENTAL DE MANGLARES DE B.C.S.	9
<i>Renato A. Mendoza-Salgado, Carlos H. Lechuga-Devéze, Edgar Amador y Sergio Pedrin-Avilés</i>	
CAPÍTULO 2. ANÁLISIS DE LA INFLUENCIA DE LAS CONDICIONES MICRO-TOPOGRÁFICAS DEL SUSTRATO EN LA ESTRUCTURA DEL MANGLAR EN EL GOLFO DE CALIFORNIA	29
<i>Reymundo Domínguez-Cadena, José Luis León de la Luz y Rafael Riosmena-Rodríguez</i>	
CAPÍTULO 3. PATRONES DE DISTRIBUCIÓN Y DETERMINANTES AMBIENTALES DE LOS MANGLARES PENINSULARES	67
<i>Patricia González-Zamorano, Enrique H. Nava-Sánchez, José Luis León de la Luz y Sara C. Díaz-Castro</i>	
CAPÍTULO 4. ESTRUCTURA GENÉTICA POBLACIONAL DEL MANGLE ROJO (RHIZOPHORA MANGLE L.) EN EL NOROESTE DE MÉXICO	105
<i>Raquel Muñoz-Salazar, Eduardo Sandoval-Castro, Rafael Riosmena-Rodríguez, Luis Manuel Enriquez-Paredes, Cristian Tovilla-Hernández y M. Concepción Arredondo-García</i>	
CAPÍTULO 5. MICROBIOLOGÍA DEL MANGLAR	129
<i>Gina Holguín†, Patricia Vazquez, Jimena Sánchez, Yossef López de Los Santos, Ana L. Flores-Mireles, Luz Marina Melgarejo, Javier Vanegas, Tania Galindo, Alfonso Dávila-Lule, Jaime Polanía y Manuel Ruiz</i>	
CAPÍTULO 6. MICROALGAS ASOCIADAS A SISTEMAS DE MANGLAR	155
<i>David A. Siqueiros-Beltrones, Francisco O. López-Fuerte, Oscar U. Hernández-Almeida y Uri Argumedo-Hernández</i>	

CAPÍTULO 7. FLORA FICOLÓGICA ASOCIADA A MANGLARES DE LA PENÍNSULA DE BAJA CALIFORNIA	183
<i>Rafael Riosmena-Rodríguez, Litzia Paul-Chávez, Alejandra Mazariegos-Villareal Elisa Serviere-Zaragoza, Isai Pacheco-Ruíz, Gustavo Hernández-Carmona y Gustavo Hinojosa-Arango</i>	
CAPÍTULO 8. MACROINVERTEBRADOS MARINOS ASOCIADOS AL MANGLAR	203
<i>Esteban Fernando Félix-Pico, Oscar Efraín Holguin-Quiñones y Ruth Escamilla-Montes</i>	
CAPÍTULO 9. USO DE HABITAT Y COMPOSICIÓN DE LA AVIFAUNA EN TRES ZONAS DE MANGLAR DE BAJA CALIFORNIA SUR	235
<i>Edgar Amador, Eduardo Palacios, Renato Mendoza-Salgado y Juan Antonio de Anda-Montañez</i>	
CAPÍTULO 10. PESQUERÍAS ASOCIADAS A ZONAS DE MANGLARES EN BAJA CALIFORNIA SUR.....	253
<i>Mauricio Ramírez-Rodríguez, Esteban Fernando Félix-Pico, Alfonso Vélez-Barajas y Juan A. García-Borbón</i>	
CAPÍTULO 11. CONSERVACIÓN Y MANEJO DE LOS MANGLARES DE LA PENÍNSULA DE BAJA CALIFORNIA	273
<i>Noé Abraham Santamaría-Gallegos, Gustavo D. Danemann y Exequiel Ezcurra</i>	
CAPÍTULO 12. VALORACIÓN ECONÓMICA DEL ESTERO BANDERITAS, BAJA CALIFORNIA SUR: UNA APROXIMACIÓN	295
<i>Germán Ponce-Díaz, Ivonne Dalila Gómez-Cabrera, Gustavo De la Cruz-Agüero y Luis César Almendarez-Hernández</i>	
CAPÍTULO 13. CONCLUSIONES Y PERSPECTIVAS	323
<i>Rafael Riosmena-Rodríguez, Esteban Fernando Félix-Pico, José Luis León de la Luz y Elisa Serviere-Zaragoza</i>	

AGRADECIMIENTOS

Este libro representa más de cuatro años de trabajo realizado con la colaboración de varias instituciones e investigadores, por lo que los editores agradecemos profundamente cada uno de esos esfuerzos. El antecedente de esta obra es el I Taller sobre Manglares de la Península de Baja California: Diagnóstico y Perspectivas de Investigación organizado por el Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste (CIBNOR) con la participación de especialistas de diversas instituciones donde se abordaron temas sobre Estructura, Ecología, Microbiología, Grupos Taxonómicos y Valoración Ecológica y Conservación de los manglares de la península de Baja California. En dicho evento, los participantes identificaron la formación de un Comité regional con la participación de investigadores de CIBNOR, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas (CICIMAR-IPN) y Universidad Autónoma de Baja California Sur (UABCS), el cual tendría como una de sus principales tareas integrar en una publicación el diagnóstico de las comunidades de manglar existentes en la península de Baja California: Los Manglares de la Península de Baja California.

Durante cada una de las etapas de esta compilación interactuamos con varios especialistas de diversos campos de la ciencia, además de brindarnos su tiempo, su confianza, sus conocimientos y su paciencia. Así que nuestra principal deuda es con los autores y revisores de cada trabajo, quienes afrontaron el reto de colaborar en un esfuerzo de esta naturaleza. Es oportuno señalar también, la participación del Lic. Gerardo Rafael Hernández García en el diseño gráfico de la portada y de la M.C. Diana Leticia Dorantes Salas en la edición de los abstracts. Sin olvidarnos de la intensa participación en la revisión de textos de la M. en C. Claudia Jeannette Pérez Estrada y el diseño editorial del Ing. Edgar Yuen Sánchez, sin la cual esta obra no se hubiese concluido.

Participaron como revisores de los trabajos:

CIBNOR- La Paz: Dra. María Esther Puente, Dr. Luis Felipe Beltrán Morales, Dr. Salvador E. Lluch Cota

CICESE-Ensenada: Dr. Eric Mellink Bijtel

CICIMAR-La Paz: Dra. Bárbara González Acosta, Dr. Rafael Cervantes Duarte

COBI-Guaymas: Dr. Jorge Torre

ECOSUR-Chetumal: Dr. Julio Espinoza

ECOSUR-Tapachula: Dr. Cristian Tovilla Hernández

Museo de Historia Natural de San Diego, CA, EUA: Dr. Exequiel Ezcurra (Actualmente Universidad de California Riverside)

UABC-Ensenada: Dra. Ileana Espejel Carbajal, Dr. Ernesto Campos, Dr. Gorgonio Ruiz, Dr. José Delgadillo Rodríguez

UABCS-La Paz: M. en C. Juan Manuel López Vivas

Universidad Las Palmas, Gran Canaria, España: Dra. María Candelaria Gil Rodríguez

Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas-Tuxtla Gutiérrez: Dr. Alejandro Nettel Hernanz

Universidad de Guadalajara- Guadalajara: Dr. Eduardo Ríos Jara

UNAM-Facultad de Ciencias-México, D.F.: Dr. Eberto Novelo Maldonado

UNAM-ICMYL-Mazatlán: Dr. Francisco Flores Verdugo

UMAR-Puerto Ángel: Dr. Rolando Bastida-Zavala

Agradecemos el financiamiento de los proyectos SEP-CONACYT 83339 y SEMARNAT-CONACYT 108349 para la impresión del libro.



Canal del Estero de Balandra, Bahía de La Paz, B.C.S. Foto Edgar Amador

INTRODUCCIÓN

José Luis León de la Luz¹, Esteban Fernando Félix-Pico², Rafael Riosmena-Rodríguez³
y Elisa Serviere-Zaragoza¹

¹ *Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C. Mar Bermejo No. 195, Col. Playa Palo de Santa Rita. Apdo. Postal 128, La Paz, BCS 23090, México. jlleon04@cibnor.mx*

² *Departamento de Pesquerías y Biología Marina. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, Instituto Politécnico Nacional, Av. IPN s/n. Col Playa Palo de Sta. Rita, AP. 592, La Paz, 23096, Baja California Sur.*

³ *Programa de Investigación en Botánica Marina, Departamento de Biología Marina, Universidad Autónoma de Baja California Sur. Km. 5.5 Carretera al Sur. Apdo. Postal 19-B, 23080, La Paz, BCS, México.*

Los manglares representan un tipo de vegetación transicional entre el ambiente marino y el propiamente terrestre, se caracterizan fisonómicamente por la presencia de árboles halófitos. Estos ecosistemas son propios de la franja intermareal de regiones tropicales y subtropicales del mundo localizada entre los 25 grados de latitud N y S. En nuestro país se encuentran representados en el litoral todas las entidades con línea costera, Quintana Roo contiene la mayor superficie y Baja California la menor. En el Noroeste del país, la cuenca del Golfo de California y la península de Baja California, se encuentra el límite de su distribución en el litoral Pacífico nor-oriental del continente, por lo que las condiciones ecológicas son aun mas limitativas que en el ambiente tropical franco, situación que hace frágiles a esas localidades.

A pesar de la importancia ecológica, social y económica que presentan, estos humedales costeros han estado sujetos de una degradación sistemática y acelerada durante los últimas décadas, como consecuencia principalmente del cambio de uso del suelo de los sitios donde se ubican, así como de contaminación por la industria petrolera, la tala inmoderada, y la construcción de obras hidráulicas que han modificado severamente los flujos de agua y el aporte de sedimentos. En México se maneja la cifra de que alrededor de 1/3 parte de la extensión original de estos ecosistemas se perdió durante el siglo XX, aunque el dato es mas bien una percepción generalizada, pues no existe información que lo precise.

La existencia y funcionalidad de los manglares es importante porque permite la diversidad de micro-ambientes, y en consecuencia facilita la protección, crianza y alimentación de vida marina en general. Desde el punto de vista del interés del ser humano, son fuente y origen de pesquerías ribereñas y de recursos alimenticios; también actúan como zonas de amortiguamiento contra eventos meteorológicos de elevada

energía, en tanto que también tienen una elevada capacidad de depuración (biofiltros), particularmente procesando materia orgánica y sedimentos diversos, que a su vez permiten el incremento de la franja costera (costas progradantes) entre otros servicios ambientales. La producción neta de un manglar maduro e íntegro se considera del orden de las 24 toneladas/ hectárea por año de peso seco, que la ubica por encima de cualquier cultivo altamente tecnificado.

Hoy en día se les relaciona como uno de los ambientes en mayor situación de riesgo, particularmente a causa de la actividad humana, pero a pesar de su importancia son escasos los trabajos realizados para determinar su condición biológica actual, sus cambios en el tiempo y las alternativas que podrían implementarse para revertir el deterioro que actualmente es evidente en la mayor parte de su zona de distribución. Es sorprendente que la producción bibliográfica realizada sobre los manglares mexicanos difícilmente rebasa el medio centenar de artículos.

Una clara muestra de la desatención que se les ha brindado a estos ecosistemas es la incapacidad para contar con información fidedigna sobre el aspecto más básico y elemental: la extensión que ocupan por entidad en el país y por región. Las cifras oficiales tienden a ser discordantes, revisando la recopilación de la CONABIO en 2008 podría interpretarse que los manglares se encuentran en expansión cada vez que se intenta conocer su distribución, hecho que es atribuible a la diversidad de métodos empleados para su evaluación, fotografía aérea, imágenes de satélite con distinta capacidad de resolución y sensibilidad, pero también a una ausencia en la definición de lo que se debe interpretarse propiamente como un manglar; esto es, ¿debe considerarse solo la distribución de los árboles de mangle o también las comunidades estrechamente asociadas a ese humedal como los salitrales, marismas y estuarios?; también, en ocasiones no es fácil fijar el límite entre el manglar y las comunidades terrestres vecinas.

Siendo ecosistemas de clara afinidad tropical, los manglares tienden a localizarse en las bahías, lagunas costeras, en ciertos segmentos de la línea de costa y en la desembocadura de los ríos y arroyos temporales. En la península de Baja California se soslayó por mucho tiempo la importancia de los manglares, entre otras razones porque se consideraba que en condiciones de aridez su presencia era más bien accidental o vestigial, aunado a que una de sus características en esta región es, en general, el carácter fragmentario de los mismos.

En México las investigaciones sobre los manglares iniciaron en la década de 70s por la dirección de Acuacultura de la Secretaría de Recursos Hidráulicos. Hacia aquel mismo período, en Baja California Sur el entonces primigenio Centro de Investigaciones Biológicas de la Paz (hoy CIBNOR) inició estudios en manglares que sin embargo no tuvieron continuidad. Gradualmente el interés por las comunidades de manglar fue iniciándose en nuestro país, particularmente en el sur del mismo donde estas comunidades se encuentran ampliamente representadas. Es hasta 2005 cuando se realizó en La Paz, BCS el foro “I Taller sobre Manglares de la Península de Baja California: Diagnóstico

y Perspectivas de Investigación”, evento organizado por el Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste (CIBNOR) con la participación de especialistas de diversas instituciones entre las que se incluyen el Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas (CICIMAR) y la Universidad Autónoma de Baja California Sur (UABCS), con la intención primaria de reunir a especialistas que habían trabajado, estaban trabajando o tenían el interés de abordar el estudio de los manglares de esta región del país, y explorar la posibilidad de incentivar investigaciones en el corto plazo sobre diversos aspectos ecológicos de estos ecosistemas.

Derivado del taller se planteó la compilación de una base de datos de investigaciones publicadas sobre este tema, así como de un directorio del personal involucrado en las mismas y finalmente la edición de alguna publicación conteniendo información de los aspectos que ya habían sido abordados por diversos investigadores de la región peninsular o que en el corto plazo podrían completar la suficiente información para integrar un capítulo en dicha obra.

Hacia finales del 2006 se reúne por primera vez el Comité Editorial para estructurar esta publicación, formalizándose dicho comité a inicios del 2007 para que, con base a un directorio de personal con antecedentes de estudio en manglares peninsulares, girar las invitaciones respectivas para integrar las contribuciones al libro. Durante 2008 y 2009 se recibieron gradualmente y se seleccionaron las 13 contribuciones que ahora se presentan como los capítulos de esta obra, mismas que amablemente fueron revisadas en su calidad y edición por un panel de especialistas de distintas partes del país, que a su vez cuentan con tradición en el estudio de los manglares mexicanos. En 2009 finalmente se integraron los capítulos con base a una meticulosa revisión de los cuatro editores, los cuales somos responsables de los errores que todavía pudieran presentarse.

Esta obra abarca distintos tópicos y sale a la luz información inédita así como otra que reafirma algunos supuestos o complementa alguna otra información ya existente, o bien que ha servido como investigación de posgrado a varios autores. Así, es posible encontrar información sobre la extensión y tipos de los manglares peninsulares, basados en cuidadosas observaciones que implicaron el sobrevuelo en avioneta, para establecer que dichos manglares se establecen en alrededor de 160 puntos o ambientes, casi todos dentro de Baja California Sur, algunos tan pequeños que no sobrepasan la hectárea de superficie, hasta los enormes del complejo Bahía Magdalena-Almejas, que comprenden casi 315 km².

Ha sido muy interesante conocer también la revisión acerca de las numerosas condicionantes para el establecimiento de los manglares, como tipo de sustrato, aporte de sedimentos, baja energía cinética del agua, aporte de agua dulce superficial o subterráneo, etc., pero también es sustancial conocer sobre la muy especial microbiología del suelo de estos ambientes, factor determinante cuando se pretende hacer restauración, ya que existe un sinergismo entre los integrantes de este tipo de vida y no podría concebirse la existencia del manglar sin las fases de degradación y reciclaje de nutrientes,

de utilidad para todos los organismos de la escala evolutiva superior, cabe recalcar que estos estudios llevados en manglares peninsulares son pioneros a nivel internacional. Se presenta también el estudio sobre las aves del manglar peninsular, donde ininterrumpidamente se han recabado datos desde hace décadas, en donde se establece que son 152 las especies de aves que lo visitan, de las cuales 66 son residentes y 28 lo requieren para sus actividades reproductivas.

Mucha de pesca ribereña peninsular se realiza en las inmediaciones de los principales manglares como el del sistema de bahía Magdalena, donde el nivel y volumen de estas pesquerías es considerable, del orden de las 2000 toneladas anuales, la cual consiste particularmente de la captura de invertebrados marinos (camarón blanco, jaiba, callo de hacha, pata de mula). Al comprender estas cifras y lo que representan en economía local, surge la necesidad de implementar medidas de conservación para garantizar un manejo sustentable que garantice el uso sostenible del aprovechamiento de estos recursos. De igual manera, un inventario, aunque todavía parcial, revela la existencia de una rica y variada biodiversidad de invertebrados que regularmente habitan en el manglar en alguna fase de su ciclo de vida. Así, se ha estimado la dependencia de las buenas condiciones del manglar con la presencia de unas 213 especies de invertebrados (lista que deberá incrementarse conforme se continúe indagando) de los que sobresalen los crustáceos (72 especies) y los bivalvos (62 especies), del primer grupo resaltan los crustáceos decápodos (camarones) cuyas larvas requieren de estadíos de vida en las tranquilas aguas del manglar y que representan uno de los productos en donde se finca la economía de gran parte de las costas del país. Las algas marinas contribuyen también en gran medida a la riqueza de los manglares, pues se han estimado alrededor de 214 especies, que representan importante biomasa de rápida descomposición que participa activamente en el ciclo de nutrientes del manglar, a las que se adicionan unas 308 especies de diatomeas, y que representan el alimento de niveles tróficos superiores.

La principal característica de los manglares de la península de Baja California, es en general su fisonomía arbustiva, la cual contrasta con las formas arbóreas de aquellos localizados en el ambiente francamente tropical; sin embargo por unidad de superficie los peninsulares compensan la existencia de individuos arbóreas, con un solo tronco robusto y con amplia cobertura, con varios individuos más pequeños y con numerosos ramas, cuya área basal llega a equipararse con la de aquellos árboles del trópico.

Dado que el conocimiento preciso de la distribución, abundancia y condición de los recursos es imprescindible para la formulación de planes y programas de conservación y manejo de estos ecosistemas, es de primordial importancia incentivar apoyos hacia las propuestas de investigación de estos ecosistemas, tanto en aspectos puramente biológicos como en aquellos aplicados para identificar la condición actual y sobre esta base se definan de manera urgente políticas de uso y conservación en los tiempos por venir, de otra manera, en pocos años estaremos lamentando la desaparición no solo del ecosistemas en sí, sino de la estructura económica dependiente.

También, es conveniente revisar la tortuosa situación legal que hoy en día viven los manglares en nuestro país. Estos fueron protegidos por primera vez en el 2003 cuando se publicó la Norma Oficial Mexicana 022-Ecol que establecía disposiciones muy claras sobre su preservación. Sin embargo, en 2004 fue modificada por la Semarnat por una aparente presión de los desarrolladores turísticos; en tal versión sería posible “compensar” daños causados a los manglares. En 2006 se intentó hacer una nueva NOM 022-Ecol pero los desarrolladores turísticos detuvieron el proceso a través de una suspensión otorgada por un juez federal. En Diciembre del 2007 el presidente Calderón publicó una reforma a la Ley General de Vida Silvestre que protege a los manglares de forma estricta y derogó la mayor parte de la NOM 022-Ecol dejándola inoperante. Sin embargo nuevamente los desarrolladores turísticos han presionado a la Semarnat y actualmente la última versión de la NOM 059-SEMARNAT está detenida, en la cual se pretende recategorizar a las cuatro especies de mangle que existen en el país, pasando de especies sujetas de Protección Especial a Amenazadas. También, pretende evitar el deterioro de estas comunidades en cualquiera de sus formas, exceptuando aquellos proyectos que con una base de investigación requieran experimentación o muestreo de individuos, sin embargo, hay quienes temen que tal excepción puede interpretarse ambiguamente por quienes tengan que evaluarlos.

Además de la destrucción irracional y la falta de garantías legales para su protección, los manglares afrontan hoy en día un peligro inminente ante la elevación rápida del nivel del mar y a un supuesto incremento en tormentas y huracanes que afectarán la franja costera en general. El futuro de los manglares podría estar determinado por el resultante entre factores tales como el incremento del nivel del mar, el depósito de sedimentos y la denominada migración lateral. ¿Como podrá mantenerse el manglar ante este pesimista panorama?, este parece ser un gran reto que afrontarán las generaciones futuras para lo cual deberán de contar con información integral de su funcionamiento, misma al que esta obra pretende contribuir.

El cuerpo editorial de esta obra deseamos haber sembrado la semilla del interés en las generaciones en formación para mantener la atención en la investigación de estos ecosistemas.



Interior de manglar en la Isla Espiritu Santo. Foto Aldo Vargas

CAPÍTULO 1

LA CALIDAD AMBIENTAL DE MANGLARES DE B.C.S.

Renato A. Mendoza-Salgado, Carlos H. Lechuga-Devéze, Edgar Amador
y Sergio Pedrín-Avilés

*Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C. Mar Bermejo No. 195, Col. Playa Palo de
Santa Rita. Apdo. Postal 128, La Paz, BCS 23090, México. rams@cibnor.mx*

RESUMEN

Los manglares de la península de Baja California, que se distribuyen principalmente en el sur de la misma, han sido estudiados de manera irregular e intermitente, por lo que se carece de información sistematizada que conlleve a desarrollar planes para su manejo; entre otros aspectos, su salud ambiental es prácticamente desconocida. Al respecto, los indicadores de calidad ambiental ponen de manifiesto que los ecosistemas de manglar de la Bahía de La Paz, se encuentran en su mayoría sometidos a algún tipo de estrés físico y antrópico, lo cual puede llegar a situarlos en un estado de riesgo permanente. En este trabajo se realizó levantamiento de información de campo de manglares asociados a ocho caletas, para definir en una primera aproximación el estado ambiental que mantiene el cuerpo de agua adyacente a las zonas de manglar. De acuerdo al índice de calidad ambiental costero (ICAC[®]) se observó que la calidad ambiental en el transcurso de un día se mantiene en buena calidad (58%), el 31% del tiempo permanece en la banda de alerta hacia una tendencia de mala calidad, y el 10% del tiempo el cuerpo de agua cae en un estado de mala calidad. Se concluye que los ecosistemas de manglar de la bahía de La Paz, están en riesgo y que es necesario que se establezcan acciones de buen uso para ellos y que formen parte de los planes globales de desarrollo del Estado, para que sean tomados en cuenta como ecosistemas a conservar, fomentar y en su caso, restaurar.

Palabras clave: calidad ambiental, calidad de agua, disturbio, amenazas, Baja California Sur.

THE ENVIRONMENTAL QUALITY OF MANGROVES OF BAJA CALIFORNIA SUR

ABSTRACT

Mangroves are mainly distributed in the southern portion of the Baja California Peninsula. Their environmental health is practically unknown, and there is a lack of information that could lead to develop conservation and management plans. As to the mangroves of the Bahía de La Paz, environmental quality markers show these ecosystems are under constant environmental stress and in a continuous permanent

risk status. The water surrounding mangroves was sampled from eight creeks to determine the environment quality in the area; these measurements defined an approximate baseline level for water quality near the mangrove areas. It was observed that water remained at a good quality indicator 58% of the time, whereas 31% was in the alert zone trending toward bad quality, and the remaining 10% the body of water was of bad quality. From the study we concluded the mangrove ecosystems of the Bahía de La Paz are at risk. Therefore, it is necessary to take appropriate conservation management actions that need to be taken into account in the economic development plans, so mangroves may be preserved and conserved.

Key words: environmental quality, quality of water, disturbance, threats, Baja California Sur.

INTRODUCCIÓN

México es uno de los países que cuenta con mayor cobertura de manglares en sus litorales y deltas de ríos (Flores-Verdugo *et al.* 1992). En la península de Baja California, particularmente en el estado Sur, existe la línea litoral con mayor extensión de manglar en zonas áridas, con más de 100 km de longitud, en las inmediaciones costeras de los Llanos de Magdalena y el complejo lagunar Bahía Magdalena-Almejas, en el municipio de Comondú. En el municipio de La Paz, el manglar Zacatecas, ubicado en La Bahía de La Paz (Fig. 4), ha sido motivo de propuesta de manejo por parte de las autoridades federales, para que sea conservado por ser hábitat de una especie de ave migratoria en peligro de extinción, que lo usa como área de reproducción (Amador y Mendoza datos no publicados).

Un ecosistema de manglar puede ser afectado de manera directa por acciones destructivas como la tala para usos de desarrollo urbano, industrial y recreativo; la interrupción de su sistema de recambio natural de agua, descarga directa de contaminantes o por acciones de relleno. Un problema general de la causa el deterioro ambiental de los manglares, tiene el común denominador de un desconocimiento de sus valores como ecosistema (Sáenz-Arroyo 2000).

Igual que en otras partes del mundo, los manglares en Baja California Sur han sido afectados principalmente por disturbios naturales, incluyendo eventos meteorológicos intensos, en su caso, vientos fuertes, avenidas extraordinarias de aguas pluviales y diversos efectos locales derivados del cambio climático global, además de los cambios físicos del suelo (Emanuel 2005; McGranahan *et al.* 2007, Bender 2010). Efectos similares han ocurrido en otras regiones, por ejemplo, en el valle de Bengala, India, es noticia que “lo que fue un frondoso y denso manglar, hace escasos 20 años, queda ahora reducido a unas ramas podridas” (Anónimo 2007).

El cambio climático tiene como resultado el aumento del nivel del mar y la erosión de las costas, lo cual son factores que resultan directamente en la pérdida de sistemas de manglar (Wigley 1995, Robert y Klein 2000, UAN 2000). Actualmente noticias sobre pérdidas de comunidades de mangle son reportados por la FAO (2003), en donde

se revela que la deforestación de los manglares es elevada, aunque al parecer disminuye gradualmente desde hace 20 años; la situación mundial de los manglares, ha sido que la superficie de cobertura se ha perdido, de 19.8 millones ha en 1980, a menos de 15 millones ha en 2000; y su tasa de pérdida ha variado de 1.7% anual en el periodo 1980 a 1990, a 1.0% anual entre 1990 y 2000. De cualquier manera el efecto final ha sido la pérdida del hábitat del manglar con la consiguiente pérdida también del equilibrio trófico y del funcionamiento original del ecosistema.

Existen pocos estudios que traten específicamente como el clima afecta a los ecosistemas de manglar, pero se sospecha que la afectación es sobre su distribución, debido a los cambios del nivel del mar y efectos de marea al permanecer más tiempo sumergidos, además de la distribución debido a la temperatura ambiente y marina (Turner y Jones 1991, Nijkamp 1991, Pernetta 1992, Turner *et al.* 1996, Gergel *et al.* 2002); sin embargo debe tomarse en cuenta que la desaparición de ellos dependerá en gran medida de la capacidad de adaptación de las especies de mangle que conforman la comunidad.

La pérdida de manglar en Baja California Sur, debido al cambio global no ha sido evaluada objetivamente, porque los reportes son de estilo cualitativos y los que aportan resultados cuantitativos de pérdida del bosque de manglar son escasos (Mendoza *et al.* 1984), pero no menciona si esta pérdida se deba al cambio global. El hecho que los manglares estén siendo afectados por cambio global, aún está lejos de ser dilucidado, por eso, este tema se mantiene en debate.

El cambio global involucra cambios del equilibrio de océanos y la atmósfera. Se prevé, que la elevación del nivel del mar pudiera llegar a ser hasta de 73 cm (año 2100) más elevado que el actual, con una media de 55 cm (Warrick *et al.* 1996), o hasta un metro (Nicholls y de la Vega-Leinert 2007). Lo anterior plantea un escenario que representa un desequilibrio en los ecosistemas de manglar; es decir, que al quedar las costas con cobertura de manglar, cubiertas de agua, algunas especies de mangle como *Avisennia germinans* que demanda menores periodos de inundación, comparado con *Rhizophora mangle* y *Laguncularia racemosa*, estaría en riesgo. En dado caso, las costas Bajacalifornianas, sufriría pérdidas del hábitat de manglar. Por otro lado, se sabe que el nivel del mar ya ha cambiado, en los últimos 200 años de 10 a 25 cm (Nicholls y de la Vega-Leinert 2007), a cuyo evento se atribuye pérdida de humedales (Titus 1991).

La pérdida de la foresta de mangle es otro indicador del detrimento de la calidad ambiental, del ecosistema en donde la comunidad de mangle se asienta. Recientemente, en áreas de Baja California Sur se han estimado pérdidas de la comunidad de mangle por efectos de huracanes, como es el caso del manglar que se desarrolla en la ribera del río Mulegé (Documentado por Mendoza y Lechuga 2007, datos no publicados) debido al ciclón John. Este huracán impactó costas de Baja California Sur, durante el periodo del 28 de agosto al 4 de septiembre de 2006, deprimiendo gravemente a prácticamente al 100% de la comunidad de mangle del río Mulegé (Fig. 1). De diciembre de 2006 a septiembre de 2007, el manglar ha retoñado, dando muestras de recuperación. No



Figura 1.- Comparación de antes y después del huracán John (2006), y los efectos sobre el mangle, se observa lozano (izq.) y deprimido (der.). Note el parche de mangle central del río Mulegé y la porción de la ribera.

obstante que es evidente que la folia a nivel secundario y terciario, se ha secado. Por otro lado, en la ribera del río se observan propágulos de *Rhizophora mangle*, los cuales se están asentando, en una cobertura de hasta 6 propágulos/m².

La superficie de manglares en México, difiere según la fuente: 9,140 km² por la FAO (2005), y 6,838.81 km² por CONABIO (2007). Comparativamente y basándose en la última cifra citada, entre los Estados mexicanos, Campeche tiene la mayor cobertura de manglar con el 29%, Baja California la menor con 0.01%, y Baja California Sur el 3.86%. En términos de pérdida, se estima que en la década de los 1980, sólo Puerto Vallarta, perdió hasta el 50% de la cobertura de manglar, y se prevé que a nivel nacional para el 2025, se habrán perdido entre el 40% y el 50% de la cobertura actual de manglares (SEMARNAT-INE 2005).

El asentamiento humano trae consigo la disminución de la cobertura vegetal de la comunidad, una importante reducción de la calidad escénica, una variedad amplia de contaminación, física (basuras domésticas y escombros), orgánica, agroquímicos, pérdida de sustrato costeros (e.g. rellenos), estrés crónico de los remanentes de la comunidad de mangle y zonas asociadas costeras y terrestres, perturbación sobre fauna silvestre del ecotono (e.g. ahuyentamiento, pérdida de hábitat de reproducción). Los valores económicos de los humedales y manglares han sido estudiados para fines de manejo (Turner 1991) estimándose pérdidas de cubierta de manglar hasta del 70% por efectos antropogénicos, con un valor en dólares hasta de \$680/ha/añual (Brown y Adger 1994, Adger *et al.* 1994).

En Baja California el efecto de pérdida de la foresta de mangle por la acción humana y los cambios de la calidad de sus cuerpos de agua ha sido poco evaluada. Se sabe que entre 1973 y 1981, la Ensenada de Aripes (o de La Paz), se perdió más de 44 ha (21.5% de la cobertura total) de manglar, (Mendoza *et al.* 1984) principalmente por tala,

presumiblemente para uso como leña, apertura de senderos para acceder al cuerpo de agua hechos por los recolectores de ostión de mangle y para acondicionamientos de áreas para recreo. Aunque se estimó una tasa de pérdida de la cobertura de la comunidad de mangle de 5.5 ha/año, en contrapartida, no se obtuvo la tasa de recuperación por germinación, asentamiento, dispersión y desarrollo de la foresta de mangle.

El Estero Enfermería, el cual ha sido investigado en los últimos años dentro de la Bahía de La Paz, ha mostrado un claro efecto de deterioro en 20 años (Fig. 2). Enfermería se encuentra aproximadamente a 6 km al norte de la ciudad de La Paz. Se ha discutido en la opinión pública y foros académicos, sobre el posible efecto que la construcción de la carretera pavimentada La Paz–Pichilingue (18.1 km, extendida ahora hasta El Tecolote), finalizada en 1964 (Cervantes del Río 1967) contribuyó de manera significativa a que este manglar entrara en un periodo de decadencia. Aunado a esto, en el periodo de 1994-2000 hubo un intento de cultivar camarón en el cuerpo lagunar de este manglar, y para ello, se obstruyó parte de los terrenos adyacentes al canal de mareas de admisión natural de agua (León de La Luz com. pers. 2007). En 2005 se construyó una ampliación de la red carretera pavimentada (Libramiento Sur de la carretera La Paz-Pichilingue), para camiones de carga bordeando la porción Este del manglar, obstruyendo el libre curso de aguas de origen pluvial, que en temporadas de lluvia aportan flujos de agua dulce al manglar. Al parecer, todos estos cambios alteraron el proceso natural hidrológico, provocando que el equilibrio de la dinámica se rompiera, impidiendo el recambio frecuente de agua fresca al manglar, lo cual podría estar contribuyendo en la decadencia de la comunidad de mangle.

Por otro lado se han hecho ensayos de reforestación de *A. germinans* en Puerto Balandra con un éxito de sobrevivencia en 4 años del 74% (Toledo *et al.* 2001), esto es alentador, y sienta bases para planear futuras reforestaciones.



1982, foto: Renato A. Mendoza Salgado

2002, foto: Renato A. Mendoza Salgado

Figura 2.- Deterioro del manglar Enfermería en un periodo de 20 años.

MÉTODOS

Las influencias antropogénicas en la región, fueron determinadas por observación directa de manera cualitativa, tomando como muestra representativa a manglares de la Bahía de La Paz y de Bahía Magdalena, desembocando en un compendio de información cruzada con la literatura y conformando tablas de referencias plasmadas en este capítulo.

Se exploró como caso de estudio la calidad ambiental del agua de ocho sitios en una zona de caletas de la Bahía de La Paz: 1) Enfermería, 2) Eréndira, 3) Punta Gato-El Tesoro, 4) Bahía Falsa, 5) Pichilingue, 6) Playa Bruja, 7) El Merito Sur-El Merito Norte, 8) Puerto Balandra y 9) un testigo localizado a los 24°16.445' N. y a los 110°21.410' W. frente a la península San Juan Nepomuceno, bajo el supuesto de estar libre de influencias antropogénicas (Fig. 3).

Se usó el software del Índice de Calidad Ambiental Costero (ICAC[®], Mendoza *et al.* 2007) para obtener la calidad ambiental del agua en la zona de caletas. Este método conjuga los cuatro nutrientes inorgánicos disueltos más importantes, que definen el estado trófico dulceacuícola o marino (NO₂, NO₃, NH₄ y PO₄), consignados en la literatura (NRC 2000). Se expresa matemáticamente como:

$$ICAC = \frac{\sum_{i=1}^n I_i \zeta_i}{\sum_{i=1}^n \zeta_i}$$

El ICAC (o AZCI por su sigla en inglés, Mendoza 2004, Mendoza *et al.* 2005) define el índice de calidad ambiental en el agua, donde I_i es cada nutriente y ζ_i es su peso de importancia, de tal manera que realiza un cálculo correlacionando la participación de cada uno de ellos y valorando la medida de importancia individual. El ICAC[®] además, suma estas valoraciones ponderándolas entre el total de los pesos de importancia para ofrecer un resultado holístico de la calidad ambiental que se define ya sea como buena o mala, según sea su comparación con una frontera de cambio del indicador definida en el método por 0.12; en cuyo caso para un elenco de diferentes estaciones en el espacio, horas y profundidades diferentes, determina también la tendencia de la calidad ambiental de una localidad dada. El ICAC[®] ha sido probado con éxito al definir con precisión los cambios de estratificación y mezcla que periódicamente sucede por debajo de los 15 m de profundidad en Bahía Concepción B. C. S. (Mendoza 2004 y Mendoza *et al.* 2005).

Las muestras de agua fueron obtenidas de la capa superficial (<30 cm) y los nutrientes fueron analizados en laboratorio por los métodos de Winkler para oxígeno disuelto (Strickland y Parsons 1972), de Murphy y Riley (1962) para ortofosfatos y el de Parsons *et al.* (1984) para nitrito, nitrato y amonio, todo analizado por un sistema automático de flujo continuo LACHAT.



Figura 3.- Zona de caletas estudiadas donde se asientan ecosistemas de manglar.

RESULTADOS

En la Bahía de La Paz, los factores de disturbio más relevantes se enlistan en la Tabla 1. La tabla muestra algunas de las variables más comunes que han impactado a los manglares entre La Paz y Puerto Balandra, los cuales han sido valorados de manera parcial entre un estado de disturbio bajo a alto (Anónimo 2002).

Las aguas adyacentes a la zona de asentamientos de manglares presentaron un patrón donde se observa que del agua tiende a tener buena calidad, pero con variaciones significativas durante algunos periodos del día (Fig. 5). Esta agua interacciona

Tabla 1.- Disturbios en manglares de la Bahía de La Paz (Fig. 4). Actualmente no se ha tasado su grado o nivel de impacto de forma cuantitativa.

Manglar	Disturbio	Observación
Zacatecas	<ul style="list-style-type: none"> • Basura • Letrinas • Fogatas • Esparcimiento • Tala • Senderos para extracción de ostión y pata de mula • Manejo (existen cercas en la zona de inundación de Este) • Apertura de caminos de acceso de servidumbre 	Actualmente este estero ha tenido atención por parte de autoridades federales ambientales, para proteger su zona de anidación de gallito marino californiano (<i>Sternula antillarum</i>), ave migratoria que lo usa como hábitat reproductivo.

Tabla 1.- Continuación.

El Mogote	<ul style="list-style-type: none"> • Tala • Basura • Construcción para actividad turística 	Actualmente se ha hecho un esfuerzo por restaurar una porción del manglar (CIBNOR).
El Centenario	<ul style="list-style-type: none"> • Apertura de canales • Apertura de caminos de acceso • Construcción de estanques supramareales de cultivos • Basuras • Tala 	Los estanques de cultivos están abandonados. Sitio de anidación de gallito marino californiano (Amador <i>et al.</i> en preparación).
Chametla	<ul style="list-style-type: none"> • Basura • Escombros • Tala • Apertura de acceso al mar 	Sitio de anidación del gallito marino californiano (Mendoza 1994).
El Zacatal	<ul style="list-style-type: none"> • Tala • Construcción de radiodifusora • Relleno • Construcción residencial • Muelle • Basura • Apertura de caminos • Escombros • Vertimiento de aguas negras 	Históricamente se vertían las aguas negras de La Paz. Actualmente no es uso común aunque sucede esporádicamente por derrames.
El Conchalito-Aeropuerto	<ul style="list-style-type: none"> • Tala • Apertura de caminos • Construcción de escuela superior • Basura 	-
El Esterito	<ul style="list-style-type: none"> • Tala • Relleno 	Desaparecido por construcción urbana de ciudad de La Paz.
Palmira	<ul style="list-style-type: none"> • Obstrucción por carretera pavimentada • Escombros • Relleno • Basura 	En deterioro por la carretera La Paz-Pichilingue-El Tecolote.
Enfermería	<ul style="list-style-type: none"> • Obstrucción de boca por carretera pavimentada • Escombros • Basura • Presión de planta eléctrica CFE • Tala 	Actualmente en planes de restauración por dictamen federal. En 2007 se dragó el canal de acceso para un mejor flujo de agua al vaso del manglar.
Eréndira	<ul style="list-style-type: none"> • Tala • Basura • Ampliación del fondo del reservorio de agua 	En 1984 se implantó en la cabecera del reservorio de agua <i>Rhizophoa mangle</i> y <i>Avicennia germinans</i> , con el propósito

Tabla 1.- Continuación.

	<ul style="list-style-type: none"> • Puente de construcción carretera pavimentada La Paz-Pichilingue-El Tecolote • Escombro • Apertura de canal de desagüe de aguas de desecho de cultivo (Porción N-NE) 	de forestar los taludes y evitar la erosión (Mendoza no publicado).
Puerto Gato-El Tesoro	<ul style="list-style-type: none"> • Relleno y puente de construcción carretera pavimentada La Paz-Pichilingue-El Tecolote • Construcción de palapas • Esparcimiento • Balneario 	-
Bahía Falsa	<ul style="list-style-type: none"> • Reducción de flujo pluvial por construcción carretera pavimentada La Paz-Pichilingue-El Tecolote • Cultivo de ostras perleras • Esparcimiento 	-
Pichilingue	<ul style="list-style-type: none"> • Basura • Relleno por dragados • Tala • Obstrucción de flujo de mareas • Basura 	Una porción del mangle se secó debido a la obstrucción del canal de mareas con escombro (de 8 a 16 m ³ de tierra y escombro) (década 1960-1970).
Playa Bruja	<ul style="list-style-type: none"> • Tala • Obstrucción del canal de mareas 	-
El Merito	<ul style="list-style-type: none"> • Relleno del frente de playa • Tala • Esparcimiento • Rancho atunero 	-
Puerto Balandra	<ul style="list-style-type: none"> • Tala • Basura • Construcción carretera pavimentada La Paz-Pichilingue-El Tecolote 	Actualmente bajo presión por amenaza de proyecto para desarrollo turístico.

estrechamente con los manglares que están en esta banda costera estudiada. Los manglares, en términos generales, están siendo abastecidos por aguas relativamente en un estado de buena calidad, con sus excepciones, pues cuando menos en 10 ocasiones mostró estados de mala calidad, a lo largo de todo el periodo estudiado.

Los lapsos de mala calidad están asociados al aumento de fosfatos, lo que podría llevar al sistema a periodos transitorios de condición eutrófica. Los Estos eventos

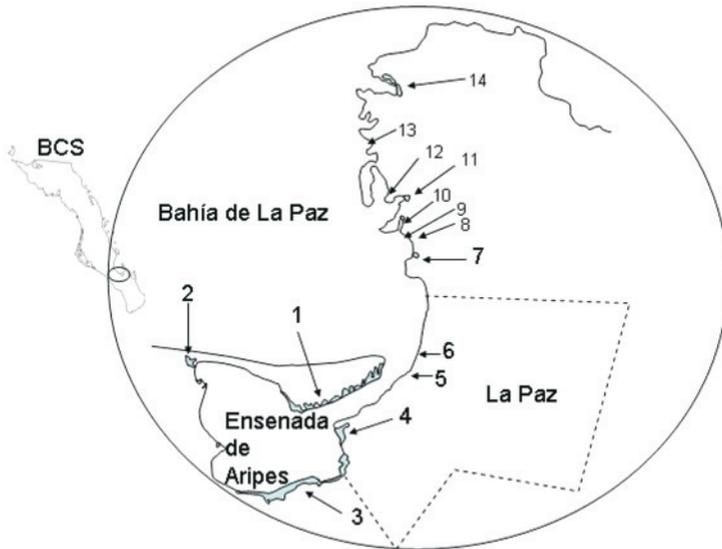


Figura 4.- Principales áreas de humedales con manglar en la Bahía de La Paz y Ensenada de Aripes: 1) El Mogote, 2) Zacatecas, 3-4) El Conchalito-El Zacatal-Chametla-El Centenario, 5) Esterito, 6) Palmira, 7) Enfermería, 8) Eréndira, 9) Playa Bruja, 10) Pto. Gato-El Tesoro, 11) Bahía Falsa, 12) Pichilingue, 13) El Merito, 14) Puerto Balandra.

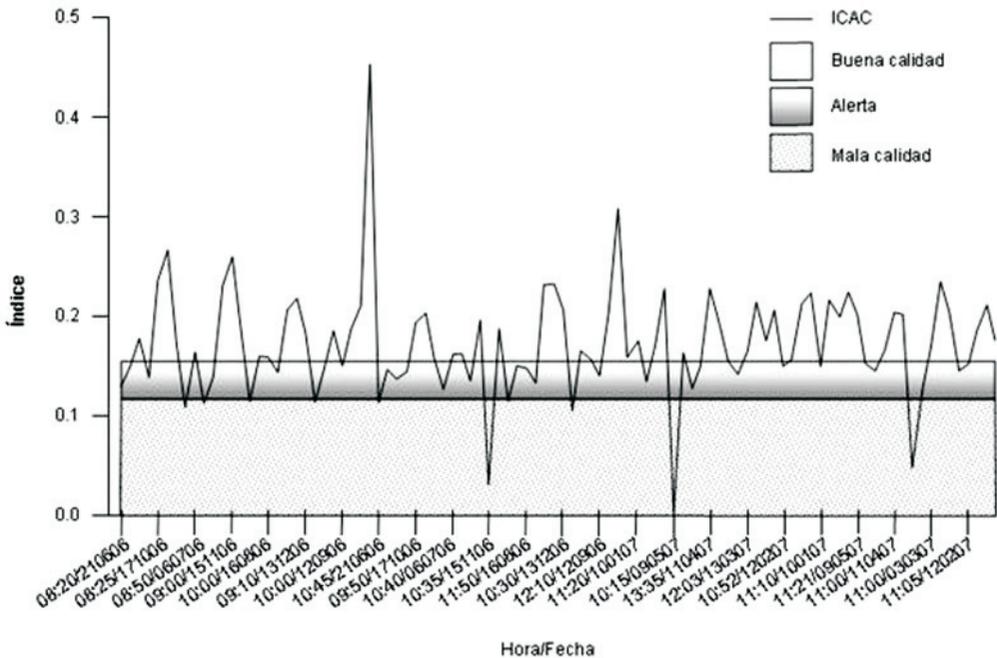


Figura 5.- Variación de la calidad de agua en una banda costera de caletas en donde se asienta ecosistemas de manglar, en la Bahía de La Paz, B. C. S.

eutróficos predisponen al sistema a desarrollar la proliferación de, por ejemplo, cianobacterias, con una fuerte demanda de oxígeno disuelto que al no poder ser abastecido, podría ser el origen de muertes súbitas de otros organismos colonizadores del hábitat de manglar como crustáceos, moluscos o peces (principalmente alevines). Dicha Esta condición ocurre por cortos tiempos sin que se observe un escenario similar al anteriormente descrito. En el caso de que los aportes de fósforo se incrementen, los periodos de mala calidad pueden tener mayor permanencia en el sistema, con los efectos descritos en organismos que usan el manglar como su hábitat principal.

Por otro lado, el nivel de calidad sobre los servicios ambientales que el ecosistema de manglar presta como ecosistema, tampoco ha sido evaluado para ninguna de las comunidades de los manglares asentados en las costas del estado.

La Tabla 2, muestra algunas de las funciones y actuaciones más importantes que el manglar presta a la naturaleza, como unidad funcional. Estas funciones están referenciadas en término de protección y servicios.

Amenazas

Los manglares de zonas áridas están sujetos a procesos limitantes naturales, como lo es la ausencia de cursos de agua permanentes. Este es un factor de posible importancia

Tabla 2.- Función y actuación de los manglares en servicio de la naturaleza (Adaptado y modificado de Lugo *et al.* 1980, Barbier *et al.* 1997, Anónimo 2001, FAO 2007).

Función: actuación
Protección: contra la erosión de costas y ganancia natural de la línea costera
Protección: contra fenómenos meteorológicos (huracanes), inundaciones y oleaje
Protección: a ecotonos adyacentes
Protección: amortigua efectos del cambio climático
Servicio: hábitat para reproducción, alimentación, refugio y crianza de especies con importancia ecológica y económica
Servicio: producción importante de O ₂
Servicio colateral: a ecosistemas adyacentes y vecinos (zonas coralinas, praderas marinas, dispersión trófica
Servicio: secuestro o sumidero de CO ₂ ; sumidero y/o fuente de NO _x , fuente de PO ₄
Servicio: opera como fuente para tratamiento de agua contaminada
Servicio: opera manteniendo la buena calidad del agua para aprovechamiento pesquero y acuacultural
Servicio: mantiene el equilibrio escénico de la zona costera
Servicio: recarga del manto freático

pues determina la exuberancia del manglar, haciéndolo de porte bajo y de cobertura menos extensa que aquellos localizados en regiones húmedas tropicales. Ante este escenario, los manglares de zonas áridas crecen posiblemente bajo la alimentación subterránea de agua dulce, probablemente por ello están localizados al final de las cárcavas de escurrimientos pluviales, donde por la topografía del área, es posible que existan estos flujos subterráneos.

Una primera amenaza por el desarrollo humano surge, cuando la tasa de extracción de agua subterránea para su uso en distintas actividades económicas, excede su tasa de renovación favoreciendo la intrusión salina. Ante dicha problemática, surge la pregunta: ¿Son los manglares indicadores de descarga de agua subterránea de los acuíferos al mar en zonas áridas costeras? Si este fuera el caso, algunas desapariciones de manglar sin causa aparente ¿Podrían estar asociadas a la disminución de la disponibilidad de agua subterránea en el acuífero del cual se alimentaba? Este es un tema a discusión y futura investigación debido a que es consistente encontrar concentraciones de silicatos (indicativo de aguas continentales), más elevados al interior del manglar que en el mar adyacente (Lechuga y Mendoza, datos no publicados).

En la ensenada de Aripes, las otras amenazas provienen de una acción más directa estrechamente relacionada con la actividad humana, por ejemplo la tala (Mendoza *et al.* 1984). Limitación o modificación del flujo por mareas por obstrucción del canal de alimentación de agua marina como es el caso del manglar de Enfermería: El cambio de régimen provoca un cambio en la dinámica de intercambio de agua, haciéndolo más lento y, por consiguiente, favoreciendo una mayor depositación de sedimentos que paulatinamente van azolvando la boca y van disminuyendo la tasa de renovación del agua.

Para el caso de Enfermería, investigaciones recientes indican que el agua de la laguna se renueva en periodos de 20 a 26 días y aunque muestra una productividad primaria del orden de $100 \text{ mg C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$, el 50% es utilizada para procesos heterotróficos, destacando la respiración (Lechuga y Mendoza, datos no publicados). El manglar renueva parte de su agua (de 700 a $1,125 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$) solamente con las mareas vivas, por lo que la mayor parte del tiempo permanece lleno sin descubrir el sedimento lo que limita la germinación de nuevos árboles. Este efecto, actuando a largos plazos, como es éste caso, favorece la dominancia de mangle viejo, sin renuevo, lo que también paulatinamente provoca su aspecto cenizo y un decaimiento de la población por la ausencia de manglar joven, que a la postre termina por morir.

Con menos impacto pero con la amenaza a corto plazo de la expansión urbana, es el manglar de Zacatecas. Este es un manglar no-lagunar (es un canal de mareas) como el de Enfermería, sino de curso largo y sinuoso quedando la laguna interior prácticamente cubierta por el mangle. La amenaza es estacional debido a que la población local lo utiliza como sitio de visita y sin control sobre la disposición de todo tipo de residuos (plásticos, vidrio, papel, orgánicos y fecales). Al tener el manglar una adecuada tasa de

recambio de agua (intercambia de 8,000 a 34,000 m³ d⁻¹), es capaz de absorber los desechos orgánicos sin una afectación visible de su cobertura y vigor. Su tasa de renovación oscila de 1 a 6 días y presenta una productividad primaria del orden de 500 mg c m⁻³ h⁻¹, de los cuales solo el 2% es utilizado para los procesos heterotróficos indicando la dominancia de los procesos autotróficos (Lechuga y Mendoza, datos no publicados).

La expansión urbana ha favorecido el paso de un camino en la parte posterior del manglar, lo que permite una mayor afluencia de visitantes al sitio, así como posiblemente una reducción del flujo subterráneo de agua dulce que lo alimenta. Se requiere valorar tales impactos y determinar su magnitud sobre el manglar, teniendo en cuenta que es un sitio importante de crianza (caso específico el manglar Zacatecas) del gallito marino californiano (*Sternula antillarum*), en peligro de extinción (Mendoza 1994).

El manglar de Balandra es posiblemente el menos impactado por tener solo la influencia estacional de visitantes, que no lo hacen en el cuerpo del manglar sino en las playas adyacentes. Aunque en su margen Este y Norte lo cruza una carretera, parece que no ha limitado su afluencia de agua subterránea, que mantiene al manglar generalmente en buen estado.

Su amenaza es a largo plazo y está identificada por su probable desarrollo como destino turístico y habitacional (ver plan de desarrollo del Municipio de La Paz). Actualmente, el manglar presenta un tiempo de renovación del agua de 1.5 días, intercambiando un volumen medio de 196,000 m³ d⁻¹, con una productividad primaria de 40 mg c m⁻³ h⁻¹, de la cual el 100% es utilizado para sostener la actividad heterotrófica, es decir, hay un balance entre el proceso autotrófico y heterotrófico (Lechuga y Mendoza, datos no publicados).

Los manglares en las costas de Baja California Sur tienen menos cobertura que los de regiones húmedas, lo cual puede deberse a que estos últimos reciben aportes de agua dulce constantes. Si bien estos manglares se localizan en su límite geográfico de distribución, la presencia de manglares robustos como en Bahía Magdalena en la costa oriental de la península, o incipiente como el manglar de Santispac en Bahía Concepción, en la costa del Golfo de California, está asociada al flujo de agua dulce, sub-superficial o subterránea, como se comentó anteriormente. De esta manera, cualquier actividad humana que modifique el flujo de esta agua de origen continental –o peninsular en nuestro caso- (carreteras, presas, extracción) podrá ser un factor importante para la desaparición del manglar. Otras acciones directas y evidentes se derivan de la afectación al manglar causada por la expansión de actividades productivas (tala para infraestructura acuícola o urbana). Por tanto destaca la identificación de las amenazas indirectas, sobre las directas, las cuales son evidentes por sí mismas.

Los efectos de desaparición de comunidades de mangle por causas naturales o antropogénicas, no pueden ser evaluados en el ámbito local. Como conocimiento general destaca su importancia como sitios de reproducción, crianza y alimentación de especies

marinas, lo cual es un argumento esgrimido ampliamente en pro de la protección al manglar. Sin embargo, se desconoce la magnitud de su importancia, por lo que no es posible determinar aún el efecto que en otras comunidades de peces, crustáceos y aves, tendrá a corto o largo plazo la desaparición de los manglares de Enfermería y de Balandra. Por lo anteriormente expuesto, surgen los cuestionamientos: ¿Qué especies y que biomasa se sustentan del funcionamiento de los manglares en Baja California Sur? ¿Qué efecto tendrá la desaparición de algunos de ellos sobre las pesquerías de la Bahía de La Paz, de Bahía Magdalena o de Bahía Concepción? Ante las evidencias documentadas, es claro que del conocimiento y evaluación de la función trófica integral de cada uno de los mencionados manglares en las zonas áridas costeras de Baja California Sur, se obtendrán argumentos más sólidos para promover su protección.

DISCUSIÓN

Los manglares de la península están circunscritos al Estado de Baja California Sur. La variación de su distribución y los factores que la favorecen en esta provincia geográfica, aunque han sido estudiados, se desconocen en términos cuantitativos, por ejemplo, no se sabe si sus asentamientos como sistema funcional avanzan o retroceden, y mucho menos por especie. Su permanencia como ecosistema es un tema que cobra una alta relevancia en la actualidad, dadas las evidencias de que los manglares del Estado están desapareciendo o en su caso, están surgiendo diversas amenazas, causadas principalmente por desarrollo turísticos y de crecimiento de infraestructura portuaria en sitios de establecimiento de manglares o en áreas adyacentes a los mismos; aún cuando frecuentemente dichos desarrollos se construyen en apoyo a los asentamientos de campos pesqueros, es importante señalar que ponen en riesgo a dichos ecosistemas. A la vez que se han realizado esfuerzos por obtener bases de datos sobre los nutrientes y componentes físicos de los cuerpos de agua de manglar, no se han determinado ni caracterizado los estados de la calidad ambiental del agua.

En la Bahía de La Paz, los manglares más estudiados han sido los de Puerto Balandra, Enfermería, Zacatecas y El Mogote entre otros. Al respecto, se considera que dichos manglares están siendo afectados, por evidencias visuales: Enfermería se está degradando a un ritmo más intenso y acelerado que los demás, posiblemente debido a su baja tasa de renovación del agua (20 a 26 días), que comparados con P. Balandra (1.5 días) y Zacatecas (1 a 6 días), lo cual es un tiempo muy prolongado, aunque según la evidencia, está cumpliendo con una tasa de productividad intermedia entre P. Balandra y Zacatecas, no obstante son disímiles entre ellos.

La franja costera en donde se localizan las caletas, muestran un patrón variado en el comportamiento de la calidad ambiental. Al aplicar el ICAC[®], se vislumbra que oscila entre el intervalo de buena calidad (58%) y el de alerta (31%), existiendo asimismo

valores de mala calidad (10%), asociados a eventos de lluvias y sus respectivos aportes pluviales al mar, causados por los escurrimientos desde el macizo peninsular. Los valores observados reflejan que los cuerpos de agua costeros pueden estar teniendo problemas ecofisiológicos que evitan que el exceso de nutrientes sea remineralizado de forma eficiente. La evidencia se sustenta en que un tercio de los datos muestran un índice de alerta, por lo que sugieren que esta zona costera presenta un claro riesgo de ser llevada hasta un estado con mayor porcentaje dentro del intervalo de valores de mala calidad o incluso de caer en él en su mayoría, de manera significativa.

Otras amenaza de los manglares es la escasa conciencia de los usuarios por mantenerlos sanos, mediante un uso racional, evitando disturbios en su entorno. En este contexto, es evidente que es muy amplia la gama de presiones estresantes que se le puede imprimir a los ecosistemas de manglar. Los impactos antropogénicos pueden ampliar los factores de riesgo para los ecosistemas, haciéndolos más lábiles, asimismo, pueden acelerar la degradación y eventualmente pérdida de los mismos.

CONCLUSIONES

Los manglares están siendo sometidos a riesgos innecesarios, los cuales podrían ser fácilmente prevenidos con acciones como la promoción de la cultura ambiental en los usuarios de todos los niveles. Aún cuando los planes de desarrollo tienen ingerencia en las zonas costeras, incluyendo los ecosistemas de manglar, no prevén su eventual desaparición, toda vez que son enfocados al desarrollo y promoción de actividades de lucro y en aras de un avance social. Los manglares y los ecosistemas asociados son frágiles, debido en parte a que los cuerpos de agua adyacentes o que intervienen en sus ciclos vitales están en un estado muy cercano al que podría calificarse de precario o altamente riesgoso. El índice de calidad ambiental costero es una herramienta excelente para proporcionar información de la calidad y como un instrumento de alerta temprana, adecuado a la condición del cuerpo de agua a que un manglar puede ser sometido o influenciado. Es necesario que existan planes de seguimiento sistemático de los ecosistemas de manglar del Estado, que sean tomados en cuenta en los planes de desarrollo socioeconómico y político, que además conlleven programas con metas específicas sobre conservación del ecosistema de manglar, y de igual manera con aquellos que tengan problemas de disturbio. Dichos programas deben considerar en todo momento la conservación y restauración de este tipo de ecosistemas frágiles.

LITERATURA CITADA

- Adger KN, Brown R, Cervigni R, Moran CD (1994) Towards estimating total economic value of forests in Mexico. Center for Social and Economic Research on the Global Environment, University of East Anglia, University College London. CSERGE Working Paper GEC 94-21, 37 p.
- Anónimo (2001) Diagnóstico socioambiental de la zona estuarina y de manglar del Municipio de San Blas, Nayarit. (Abril 2001). 103 p.
- Anónimo (2007) Cambio climático (<http://www.cambio-climatico.com>).
- Anónimo (2002) Ordenamiento ecológico Bahía de La Paz, BCS. s.f.
- Barbier EB, Acreman M, Knowler D (1997) Valoración económica de los humedales. Guía para decisores y planificadores. Oficina de la Convención de Ramsar. Universidad de York. Instituto de Hidrología. UICN-Unión Mundial para la Naturaleza. Gland, Suiza. p 143.
- Bender MA, Knutson TR, Tuleya RE, Sirutis JJ, Vecchi GA, Garner ST, Held IM (2010) Modeled Impact of Anthropogenic Warming on the Frequency of Intense Atlantic Hurricanes. *Science* 327(5964):454-458.
- Brown K, Adger WN (1994) Economic and political feasibility of international carbon offsets. *Forest Ecology and Management* 68:217-229.
- Cervantes del Río H (1967) Informe de labores del 1o. de diciembre al 30 de abril de 1967. Gobierno del Territorio de Baja California Sur. La Paz, Baja California Sur. 112 p.
- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) (2007) Los manglares de México: estado actual y establecimiento de un programa de monitoreo a largo plazo: "1ra. Etapa". Informe Final Del Proyecto DQ056. 70 p.
- Emanuel K (2005) Increasing destructiveness of tropical cyclones over the past 30 years. *Nature* 436:686-688.
- Flores-Verdugo F, González-Farías F, Segura-Zamorano D, Ramírez-García P (1992) Mangrove ecosystems of the Pacific coast of Mexico: distribution, structure, litterfall and detritus dynamics. En: Seelger D. Coastal Plant Communities of Latin America. Academic Press Inc., N.Y. 392 p.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) (2003) Manglares: nuevas cifras mundiales de la FAO. La deforestación continúa a un ritmo más bajo. (Prensa 10 de marzo de 2003, Roma).
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) (2005) Evaluación de los recursos forestales mundiales 2005. México. Informe Nacional. FAO. Roma. Informe nacional 189:68 p.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) (2007). The world's mangroves 1980-2005. Forestry Paper 153, 77 p.
- Gergel SE, Turner MG, Miller JR, Melack JM, Stanley EH (2002) Landscape indicators of human impacts to riverine systems. *Aquatic Science* 64:118-128.
- Lugo AE, Twilley RR, Patterson-Zucca C (1980) The role of black mangrove forest in the productivity of coastal ecosystems in South Florida. Report to EPA Corvallis Environmental Research Laboratory. Oregon, USA 281 p.
- McGranahan G, Balk D, Anderson B (2007) The rising tide: assessing the risks of climate change

- and human settlements in low elevation coastal zones. *Environment & Urbanization*, 19 (1), 17-37.
- Mendoza-Arrambidez P, Mendoza-Salgado RA, Lechuga-Devéze CH, Von Borstel Luna F (2007) Aplicación (software): Índice de Calidad Ambiental Costero (ICAC[©]). Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste S. C. (CIBNor). La Paz, BCS., México. REGISTRO NÚMERO: 03-2008-100714084200-01.
- Mendoza-Salgado R, Amador E, Llinas J, Bustillos J (1984) Inventario de las áreas de manglar de la ensenada de Aripes, BCS. p 43-52, En: Memoria de la Reunión sobre Ciencia y Sociedad “Presente y futuro de la Ensenada de La Paz”, UABCS y Gob. Est. BCS. La Paz, BCS., México. 125 p.
- Mendoza-Salgado RA (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. IPN/CICIMAR. La Paz, Baja California Sur, México. 80 p.
- Mendoza-Salgado RA (2004) Función que describe un proceso ambiental costero para ser usado en el estudio de la integridad ecológica de ecosistemas. Tesis de Doctor en Ciencias. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste SC. Programa de Estudios de Posgrado. La Paz, Baja California Sur, México. 144 p.
- Mendoza-Salgado RA, Lechuga-Devéze C, Ortega-Rubio A (2005) First approach of method to assess water quality for arid climate bay in the Gulf of California. *Science of the Total Environment* 347(1-3):208-216.
- Murphy J, Riley JP (1962) A modified, single solution method for determination of phosphate in natural waters. *Anal Chim Acta* 27:31-36.
- National Research Council (NRC) (2000) Clean coastal waters: Understanding and reducing the effects on nutrient pollution. National Academic Press, Washington, D. C. 405 p.
- Nicholls RJ, De la Vega-Leinert AC (2007) Synthesis and upscaling of sea-level rise vulnerability assessment studies (survas): survas methodology. SURVAS Methodology Workshop, 17-18th January 2000, London. Obtenido de: <http://www.survas.mdx.ac.uk/public11.htm#adaption>
- Nijkamp P (1991) Climate Change, Sea-Level Rise and Dutch Defense Strategies, Project Appraisal 16:143-148.
- Parsons TR, Maita Y, Lalli CM (1984) A manual of chemical and biological methods for seawater analysis. Pergamon Press, New York.
- Pernetta JC (1992) Impacts of Climate Change and Sea-Level Rise on Small Island States, *Global Environmental Change* 2:19-31.
- Robert R, Klein JT (2000) Adaptation frameworks for sea-level rise impacts. Obtenido de: <http://www.survas.mdx.ac.uk/public11.htm#adaption>.
- Sáenz-Arroyo A (2000) Servicios ambientales de los Manglares. ¿Qué perdemos cuando los transformamos? Greenpeace Expedientes Ambientales. Manglares Bosques Costeros. México.
- SEMARNAT-INE (2005) Evaluación preliminar de las tasas de pérdida de la superficie de manglar en México. Septiembre 2005.
- Strickland JDH, Parsons TR (1972) A practical handbook of seawater analysis. *Bull Fish Res Bd Can* 167:1-311.
- Titus JH (1991) Seed bank of a Hardwood Floodplain Swamp in Florida. *Castanea* 56:117-127.

- Toledo G, Rojas A, Bashan Y (2001) Monitoring of black mangrove restoration with nursery-reared in an arid coastal lagoon. *Hydrobiologia* 444:101-109.
- Turner RK (1991) Wetlands and Economic Management. *Ambio* 20(2):59-63.
- Turner RK, Jones T (1991) Wetlands, Market and Intervention Failures: Four Case Studies, Earthscan, London.
- Turner RK, Subak I S, Adger WN (1996) Pressures, Trends, and Impacts in Coastal Zones: Interactions between Socioeconomic and Natural Systems. *Environmental Management* 20(2):159-173.
- Universidad Autónoma de Nayarit (UAN) (2000) Estudio Básico del Estero de San Cristóbal, La Tovar y Singayta, San Blas, Nayarit. Para su incorporación al Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SINAP). Dirección de Investigación Científica.
- Warrick RA, Le Provost C, Meier MF, Oerlemans J, Woodworth PL (1996) Lead authors of Chapter 7 (Changes in sea level) of *Climate Change 1995. The science of climate change. Contribution of working group I to the second assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, (eds) Houghton JT, Meira Filho LG, Callander BA, Harris N, Kattenberg A and Maskell K. Cambridge: Cambridge University Press. 572 p.
- Wigley TML (1995) Global-mean temperature and sea level consequences of greenhouse gas stabilization. *Geophysical Research Letters* 22(1):45-48.



Manglar en la isla Espiritu Santo con cañón asociado. Foto Aldo Vargas

CAPÍTULO 2

ANÁLISIS DE LA INFLUENCIA DE LAS CONDICIONES MICRO-TOPOGRÁFICAS DEL SUSTRATO EN LA ESTRUCTURA DEL MANGLAR EN EL GOLFO DE CALIFORNIA

Reymundo Domínguez-Cadena¹, José Luis León de la Luz¹ y Rafael Riosmena-Rodríguez²

¹ Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C. Mar Bermejo No. 195, Col. Playa Palo de Santa Rita. Apdo. Postal 128, La Paz, BCS 23090, México. rdoming04@cibnor.mx

² Programa de Investigación en Botánica Marina, Departamento de Biología Marina, Universidad Autónoma de Baja California Sur. Km. 5.5 Carretera al Sur. Apdo. Postal 19-B, 23080, La Paz, BCS, México.

RESUMEN

La fisonomía de los manglares peninsulares exhibe rasgos característicos, el más importante es la talla reducida de los individuos que los integran. El objetivo de esta contribución es indagar si la micro-topografía se constituye como un elemento determinante de la composición y estructura de estos manglares. Se evaluaron tres localidades de manglar, en cada una se caracterizaron cuatro tipos de condiciones micro-topográficas: costa (CO), canal (CA), zona inundación permanente (IP) y zona de inundación temporal (IT), ubicadas en un gradiente de inundación del mar hacia tierra. Las variables de la vegetación que se consideraron para cada especie fueron: número de individuos por especie, ramas por individuo, altura promedio por individuo y especie, y la sumatoria del diámetro de troncos o ramas por individuo. El resultado arrojó que *Laguncularia racemosa* es la especie dominante en la condición CO; *Rhizophora mangle* en CA y en IP y *Avicennia germinans* en IT. En consecuencia, la seriación mar a tierra de los manglares del Golfo de California es *L. racemosa* - *R. mangle* - *A. germinans*, un hecho distintivo en relación con los manglares del trópico mexicano. El análisis del crecimiento de las plantas mostró que el área basal de los tallos por unidad de superficie puede llegar a ser del mismo nivel que el de manglares tropicales. El análisis de suelo mostró que la mayor cantidad de arcilla en todas las condiciones corresponde a la zona menos inundable, la condición IT.

Palabras clave: manglares de Baja California, estructura de manglar, micro-topografía, área basal.

ANALYSIS OF THE INFLUENCE OF MICROTOPOGRAPHIC CONDITIONS OF THE SUBSTRATE IN MANGROVE STRUCTURE IN THE GULF OF CALIFORNIA

ABSTRACT

Mangroves on the Baja California Peninsula display distinct characteristics; one of the most evident is the small size of individual trees in the populations. Our objective was to determine how micro-topographic conditions became a factor to determine the structure and composition of mangrove stands. The vegetation was analyzed at three locations, each with four micro-topographic conditions: seashore (CO), channel (CA), permanently-flooded zone (IP), and seasonally-flooded zone (IT), in a gradient starting at the shoreline. Vegetation traits were a number of plants per species, a number of stems per plant, average height of individuals and species, and the summatory function for stem diameter per species. Our results show that *Laguncularia racemosa* is the dominant species at CO, *Rhizophora mangle* in CA and IP, and *Avicennia germinans* in IT sites, respectively. In consequence, the series sea to land of the mangrove stands in the Gulf of California are *L. racemosa* - *R. mangle* - *A. germinans*, a distinctive feature in relationship with the mainland stands. The structural analysis showed that the basal area of the stems per surface unit could be of the same level than that of the tropical mangrove stands. In soil samples, the highest percentage of clay occurred in seasonally-flooded areas (IT).

Key words: Baja California mangroves, mangrove structure, micro-topography, basal area.

Abreviaciones más frecuentes: Se refieren a las condiciones micro-topográficas de los manglares. CO: Costa, CA: canal, IP: zona de inundación permanente, IT: zona de inundación temporal.

INTRODUCCIÓN

Por ser comunidades de origen eminentemente tropical, los manglares que se desarrollan en la árida Península de Baja California han sido históricamente soslayados. Aparentemente, es el naturalista John Steinbeck (1941) quien a raíz de la exploración del litoral del Golfo de California menciona por primera ocasión la presencia de comunidades de manglar sobre las costas peninsulares. Sin embargo, es hasta la publicación de la obra florística sobre la vegetación del Desierto Sonorense de Shreve y Wiggins (1964) donde se describe de manera mas formal la composición florística y algunos rasgos de la fenología reproductiva de los componentes de los manglares peninsulares: el mangle rojo *Rhizophora mangle* L. (Rhizophoraceae), el mangle blanco *Laguncularia racemosa* Gaertner (Combretaceae), el mangle prieto o mangle salado *Avicennia germinans* (L.) Stern. (Avicenniaceae, aunque fue considerada como

Verbenaceae), y de manera limitada el mangle botoncillo *Conocarpus erecta* L. (Combretaceae).

En años posteriores, los trabajos publicados para describir la presencia de los manglares en las costas de la Península de Baja California han tenido un enfoque muy puntual, señalando a grandes rasgos la distribución y ubicación de las principales masas o mencionando el estado actual de algunas comunidades (Felger y Lowe 1976, Wiggins 1980, Ramírez-García y Lot 1984, Pacheco-Ruiz *et al.* 2006). Otros trabajos han abordado el aporte de materia orgánica de las especies, entre estas citas se refieren a las de Jiménez-Quiroz (1991), Arreola-Lizarraga *et al.* (2004), Félix-Pico *et al.* (2006) incluyendo una breve descripción de la composición estructural y distribución de las especies.

En la última década se han abordado estudios que han sido enfocados a determinar la influencia de los micro-organismos del suelo, asociados a las raíces de mangle, entre ellos se encuentran las cianobacterias del genero *Azospirillum* y su relación con el sistema radicular de los manglares, entre estas citas se encuentran las de Holguín *et al.* (1992, 2001), Bashan *et al.* (1998), Puente *et al.* (1999) y Toledo *et al.* (2001).

Sin embargo, a causa de la distribución fraccionada de los manglares y de los cambios en el uso del suelo de la zona costera, en la actualidad no se ha tenido con precisión la extensión de los manglares peninsulares, la información aun es imprecisa y no se ha llegado a tener un consenso de la extensión real, un ejemplo de ello es el trabajo de Suman (1994), quien estima para México una superficie de manglar de 488,367 has, de las cuales el 43% (224,035 has) corresponden al golfo de México, y el restante 57% (291,540 has) al litoral del Pacífico. Con base a esa información, Loa-Loza (1994) considero que apenas el 2.4% (12,120 ha) corresponderían a la península de Baja California, y que según ese mismo autor representan un 3-4% de la superficie de manglares del Pacífico Mexicano. Sin embargo, con el uso de imágenes de satélite y la verificación de datos en campo, Ruiz-Luna *et al.* (2004) determinaron para ambos litorales de la península cerca de 24,000 ha de manglar, que representarían el 8% de los manglares nacionales. Esta discrepancia de casi el 100% entre las citas mencionadas da una idea de la dificultad que hasta la fecha ha representado el determinar con exactitud el área de manglar a una escala nacional aun utilizando sistemas de percepción remota, pero con más dificultad ha sido determinar a escala regional en la Península Baja California. Recientemente, la CONABIO (2008) cita 24,327 ha para Baja California Sur, aunque omite algunas zonas dispersas. En el capítulo siguiente de esta misma obra González-Zamorano *et al.* (en prensa) propone una superficie de 32 000 ha, obtenida en un extensivo trabajo de campo con el apoyo de imágenes satelitales y fotografías aéreas.

No obstante el carácter fragmentario de los manglares peninsulares, particularmente los del Golfo de California, hasta la fecha se encuentran poco afectados por las actividades antrópicas, ante todo por la escasa presión que ejercen tanto la baja densidad

poblacional humana como la baja infraestructura portuaria que se implementa en las bahías y ensenadas en este territorio. Si bien hay que considerar que en localidades que ahora son centros urbanos anteriormente existieron comunidades de manglar que han sido afectadas en diferente medida, incluso algunas áreas han desaparecido totalmente, entre tales localidades se encuentran las Bahías de Cabo San Lucas, de La Paz, de Loreto, de Bahía Concepción, algunos centros de población en Bahía Magdalena y de la Laguna San Ignacio.

El manglar como una comunidad discreta

En la actualidad, los ecólogos vegetales de la escuela americana aceptan la identidad de las comunidades vegetales de acuerdo al principio individualista de la vegetación, el cual establece que cada especie vegetal ocupa una distribución geográfico-espacial de acuerdo a sus características genéticas, fisiológicas y funcionales, moduladas por el medio físico y por la interacción con otras especies (micro-organismos, vegetales y animales) siguiendo el principio de la “continuidad de la comunidad”, que a su vez determina que en su distribución espacial las especies vegetales se intergradan entre si en diversa medida, aspecto entendible a través del concepto de gradientes ambientales (Whittaker 1975).

Conceptualizada de esta manera, los conjuntos de especies, o comunidades vegetales, son un artificio que permite agrupar a la diversidad vegetal en unidades convencionales: los tipos de vegetación. Estos son de amplio uso y utilidad para sistematizar y comprender la diversidad de la naturaleza. Sin embargo, el caso de la comunidad o agrupación vegetal de manglar, no parece seguir del todo el principio establecido por esta teoría de la vegetación de Whittaker, ya que por sus estrechos requerimientos ambientales, la distribución espacial y geográfica de las especies que lo integran, presenta límites drásticos dentro del gradiente ambiental; esto es, no se presenta una intergradación entre esta comunidad y la vegetación terrestre adyacente, por el contrario su delimitación es sumamente abrupta.

De esta manera, es posible considerar al manglar como un agrupamiento de especies vegetales (en este caso de tres especies de árboles de mangle), con alto grado de cohesividad entre si por la afinidad comunal de sus requerimientos ecológicos. Este rasgo lo hace concordar en el concepto organimicista de la vegetación de Clements (1919), que entre otros aspectos establece la existencia de una gran afinidad entre el grupo de especies que conforman una agrupación, el cual funciona como un superorganismo, y que ante eventos de disturbio tiende siempre a regenerarse hacia la misma dirección a través de etapas sucesionales predecibles.

El grupo de especies que conforman la comunidad del manglar, o en este caso la “unidad manglar” co-ocurren con un alto grado de fidelidad, a través del gradiente ambiental costero desde la línea del ecuador hasta la línea del trópico. Esta última

conceptualización es también congruente con el concepto de comunidad vegetal considerado por la escuela fitosociológica (europea) de estudio de la vegetación (Colinvaux 1993).

La Figura 1a muestra esquemáticamente la distribución idealizada de diferentes especies vegetales a través de un gradiente ambiental (eje x) tomando como respuesta algún parámetro morfométrico que refleje la dominancia de cada especie, por ejemplo, el valor de importancia o la cobertura (eje y). En este caso, el manglar corresponde a la comunidad discreta (esquema superior).

La Figura 1b esquematiza la presión que ejercen los distintos componentes del ambiente en la distribución geográfica de una especie o como en el caso del manglar un grupo de especies con alta cohesividad que prácticamente conforman una unidad. Este modelo esquemático señala que en el gradiente ambiental existe una zona (punto A_0) en donde la respuesta de la población o del agrupamiento de especies afines es altamente compatible con el medio, situación que le permite exhibir un óptimo crecimiento, que se refleja en altos niveles de dominancia o de expresión de variables morfométricas (volumen del dosel, cobertura, valor de importancia, etc.). Contrariamente, en la zona marginal de su distribución geográfica (punto B_0), o de su gradiente ambiental, la población enfrenta condiciones limitativas o de alta competencia que causan un mayor estrés en individuos y en la población, que finalmente se reflejan en bajos valores morfométricos comparados con el punto A_0 . En este último modelo, el manglar como una unidad de vegetación, presenta menos presiones del ambiente en su “centro de origen”, esto es en la zona inter-tropical, que en la zona extra-tropical donde el balance de capacidades intrínsecas y presiones del ambiente limitan su desarrollo.

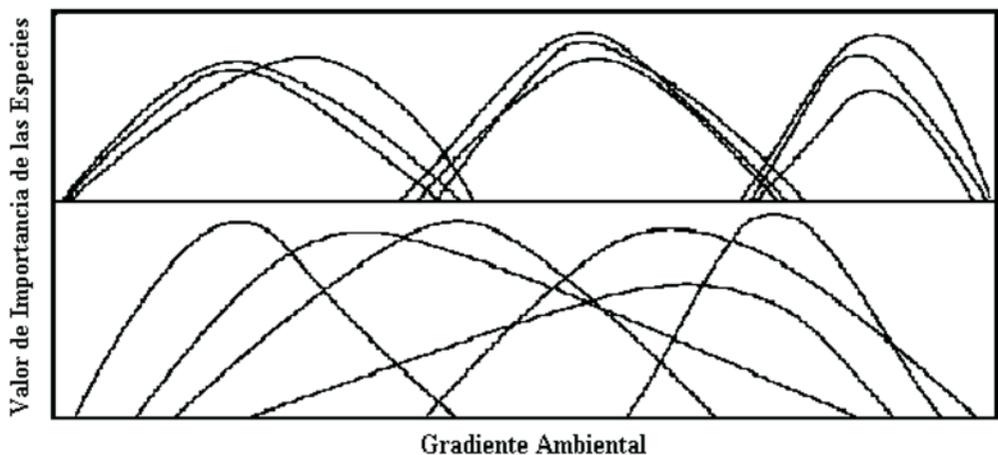


Figura 1a.- Distribución idealizada de diferentes especies vegetales en un gradiente ambiental (eje x), la respuesta considera un parámetro morfométrico, Ej. Valor de importancia (eje y).

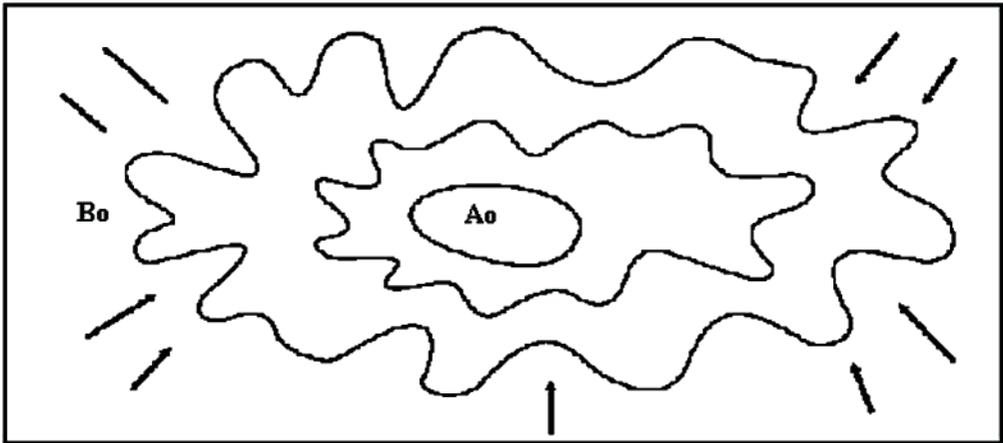


Figura 1b.- Esquema de la presión que ejercen los distintos componentes del ambiente en la distribución geográfica de una especie.

Los manglares peninsulares

Las razones para explicar la particular fisonomía arbustiva y achaparrada de los manglares peninsulares surgen de la aceptación de que estos, como comunidad vegetal, persisten en esta región en el margen de su distribución geográfica en el hemisferio norte-occidental (Norteamérica). En territorio peninsular el manglar más extremo alcanza hasta $29^{\circ}02'N$ en Bahía de Los Ángeles, B.C., México (Pacheco-Ruiz *et al.* 2006). Esta localidad representa un sitio ubicado un poco más al norte que el correspondiente en la costa norteamericana en el Océano Atlántico, en la Bahía de Tampa, Florida ($27^{\circ}41'N$; Dawes *et al.* 1999).

Sobre ambas zonas limítrofes en la distribución del manglar, las condiciones ambientales parecen ser poco propicias para que, tanto a nivel de individuos, de especie y de comunidad vegetal, exhiban su mejor vigor, expresión fisonómica y adecuación ecológica, tal y como sucede en latitudes tropicales.

En una escala más fina, es posible notar que las especies de mangles no poseen idénticos requerimientos ecológicos, sino que factores como las variaciones micro-topográficas en el sustrato pueden manifestarse seleccionando individuos y especies, así como facilitando o restringiendo la disponibilidad de nutrientes para las raíces. En la península como en el resto de México es posible apreciar que el mangle rojo *Rhizophora mangle* persiste en zonas donde ocurre una mayor frecuencia de inundación de la marea. El mangle blanco *Laguncularia racemosa* se presenta intermezclado con el mangle rojo, pero puede soportar más el descubrimiento del sustrato por la baja marea. El mangle prieto o mangle salado *Avicennia germinans* se desarrolla,

contrariamente a los dos primeros, en zonas donde solo las pleamares elevadas inundan el sustrato. La esporádica presencia del mangle botoncillo, *Conocarpus erecta*, se restringe a sitios muy dispersos entre si, localizados en pequeñas agrupaciones de individuos que ocupan una posición muy alejada de la influencia marina en sitios con menos saturación del sustrato, por esta causa no fue incluido en esta investigación.

Estas particularidades de cada especie dan lugar a una decidida tendencia a zonificarse dentro de la comunidad, la disponibilidad de sustrato parece tener el control de la misma, y este a su vez se encuentra en función de la depositación o erosión del mismo, e incluso por movimientos micro-tectónicos dentro del manglar.

Como el rasgo más importante, los manglares de la península se distinguen de los propiamente tropicales por las reducidas dimensiones de cada una de las masas arboladas que constituyen la comunidad. También por la tendencia de sus componentes individuales a presentarse como formas arbustivas o achaparradas. Esta forma reducida trae consigo rasgos propios en la estructura de los mismos individuos, tales como ramificación desde la base, con aparentes reducidos valores de área basal por individuo, por unidad de superficie y por la baja cobertura del dosel, así como de otras relacionadas con aspectos fenológicos vegetativos y reproductivos. Es oportuno señalar que estas propiedades no se encuentran aun bien descritas, ni relacionadas con variables del ambiente.

Este estudio parte de suponer que las especies que conforman los manglares peninsulares se encuentran distribuidas dentro de cuatro de tipos de condiciones micro-topográficas, acordes con la propuesta general de la clasificación de manglares del Caribe de Lugo y Snedaker (1974); a saber, los grupos de individuos se establecen en condiciones de costa (CO), de canal (CA), en zonas de inundación permanente (IP) y en zonas de inundación temporal (IT). Se ha observado que en cada una de estos tipos de condiciones se asocian a particularidades micro-ambientales que a su vez actúan en diversa medida sobre las especies de mangle exhibiendo diversos rasgos en sus atributos morfométricos e incluso excluyéndose las especies de una condición a otra.

HIPÓTESIS

Determinar la seriación de las tres principales especies que constituyen esta comunidad en territorio peninsular, que típicamente debe comprender el arreglo mangle rojo *R. mangle* - mangle blanco *L. racemosa* - mangle prieto o mangle salado *A. germinans*, en una secuencia que va de la parte en contacto con el agua de mar, hacia tierra adentro. Debido a diferentes factores, la seriación generalmente aceptada de estas especies puede ser alterada por las condiciones relativas a las características en la micro-topografía del sustrato. Aunado a este hecho, debe considerarse que la apreciación fisonómica de los manglares peninsulares, el “achaparramiento”, puede explicarse como una aparente

respuesta a la resultante del conjunto de los factores ambientales propios en el medio peninsular, mismos que no son los mas propicios para la mejor expresión fisonómica de estas comunidades.

OBJETIVO

Mostrar la composición y estructura de manglares de tres localidades en la costa sur occidental del Golfo de California, y relacionar las particularidades estructurales con las condiciones y el tipo de sustrato en el cual se desarrollan.

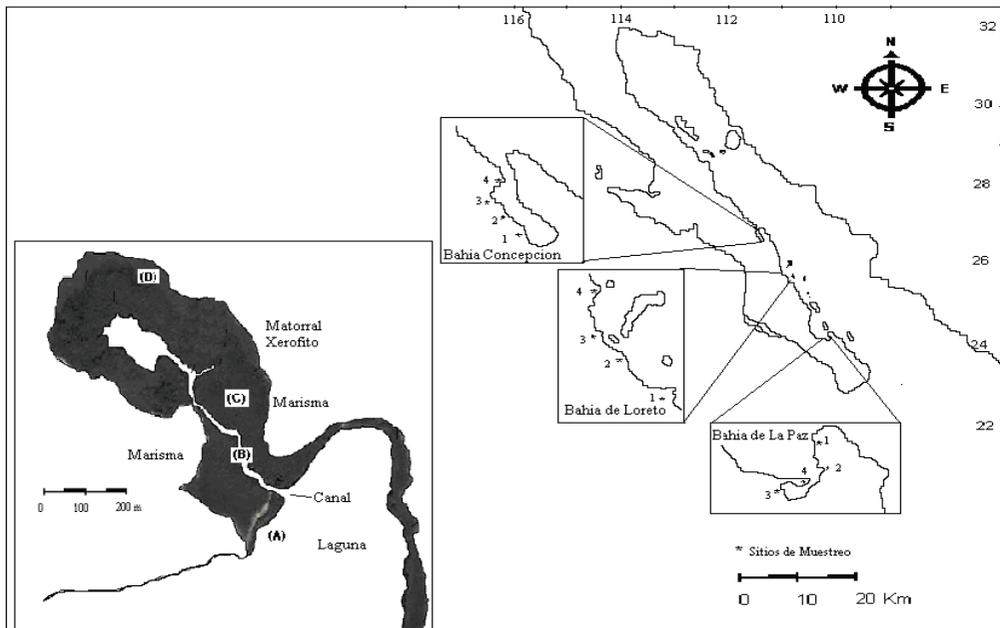
ÁREA DE ESTUDIO Y MÉTODOS

El grupo de factores que determinan el desarrollo de las comunidades del manglar se ha descrito en numerosas publicaciones (Davis 1940, Thom 1967, Lugo y Snedaker 1974, Rabinowitz 1978, Ball 1980). No obstante, en el litoral de la Península de Baja California las condicionantes generales se cumplen parcialmente. Entre los principales contrastes entre estos manglares y los tropicales se encuentra el bajo e irregular aporte y disponibilidad de agua dulce, que se traduce en la tolerancia a elevados niveles de salinidad del agua de mar, aun mayores que el estándar local de 35 ups (Álvarez-Borrego 2004). Otros más son la temperatura del aire y de mar, mismas que durante el período invernal pueden constituirse como fuertes factores limitativos. Otro factor importante es la baja disponibilidad de sedimentos apropiados (limos, arcillas), los cuales traen consigo un bajo aporte de nutrientes minerales, transportados y depositados por las corrientes fluviales, hechos que solo ocurren después de las copiosas y erráticas tormentas. Sin embargo, en la costa peninsular del Golfo de California las cuencas hidrológicas son muy pequeñas, en su conjunto, desde la bahía de La Paz a bahía de Los Ángeles apenas rebasan los 3.5 km² en total (Capítulo 3 de Zamorano *et al.*). El área de estudio se localiza en la costa sur occidental del Golfo de California, las tres localidades donde se realizaron los muestreos corresponden a manglares de Bahía de La Paz (24°09'29.07''N, 110°19'39.17''W), Bahía de Loreto (25°49'37.51''N, 111°18'51.17''W) y Bahía Concepción (26°43'28.63''N 111°54'12.43''W). En la Tabla 1 esta la relación de los sitios de muestreo.

En la Figura 2 se señalan cuatro sitios de muestreo en cada una de las tres localidades de estudio. Se esquematiza un manglar idealizado, donde se muestra la disposición de la micro-topografía (que corresponden a las cuatro condiciones de muestreo) indicada como el grupo de mangles en Costa (CO); Canal (CA); Inundación Permanente (IP) e Inundación Temporal (IT).

Tabla 1.- Relación de las localidades de estudio con sus sitios de muestreo en la costa sur occidental del Golfo de California.

Bahía de La Paz	Bahía de Loreto	Bahía Concepción
1.- Laguna Balandra	1.- Boca Ligui	1.- Playa Armenta
2.- Bahía Falsa	2.- Puerto Escondido	2.- Playa El Burro
3.- Estero Zacatecas	3.- Estero Nopolo	3.- Playa Cocos
4.- Punta Mogote	4.- Punta Mangle	4.- Playa Santispac

**Figura 2.-** Ubicación de las tres localidades de estudio y sus respectivos cuatro sitios de muestreo en la costa sur occidental del Golfo de California. En cada sitio se establecieron cuatro condiciones del manglar, en la imagen anexa se ejemplifica la posición de estas. (A) Costa; (B) Canal; (C) Inundación Permanente, e (D) Inundación Temporal.

Condiciones ambientales regionales

La vegetación de manglar en la costa sur occidental del Golfo de California, se desarrolla en un ambiente regional cálido y muy seco del tipo BWh (García 1981). La temporada calido-húmeda se presenta de junio a octubre con máximo de lluvias en septiembre. Donde la temperatura diurna del aire de los días más cálidos llega a sobrepasar los 38°C a la sombra.

El invierno se caracteriza por la influencia de vientos del norte, mismos que alcanzan velocidades de hasta 50-60 km h⁻¹. Por el contrario, es común que las temperaturas semi-diurnas (en punto del amanecer) registren niveles de la temperatura del aire por abajo de los 10° C durante el mes de enero.

En esta región CICESE (2006) reporta datos que señalan la fluctuación de la marea en dos grandes eventos estacionales: un periodo que inicia en diciembre y termina en junio, en el cual la fluctuación del ritmo de mareas se acentúa en mayor nivel en la bajamar inferior, siendo en Marzo el punto con mayor abatimiento del nivel, pues suelen alcanzar hasta -0.44 m por abajo del nivel medio de la marea, lo que se traduce para las plantas en un período de estrés hídrico y salino para la masa de mangles en general, particularmente para aquellos mas alejados del agua (*Avicennia germinans*). En este lapso, solo durante la fase de luna llena el nivel de la pleamar alcanza el límite superior de la masa de mangles.

En el período de junio a noviembre se presenta la máxima saturación del sustrato acentuándose en la pleamar superior, los límites de saturación tienen mayor incidencia también en el plenilunio, incluso el nivel del agua sobrepasa el límite superior del manglar, permaneciendo inundado por más tiempo que en el período del primer semestre del año. El mes de noviembre, en el sur de la costa occidental del Golfo de California, se presenta el máximo nivel de la marea, donde la pleamar se reporta hasta +1.46 m por arriba del promedio anual (CICESE 2006).

Sitios de muestreo

En cada una de las tres localidades se seleccionaron cuatro cuerpos de manglar como sitios de muestreo, esto es en cada una de las condiciones micro-topográficas. Se atendió que cada conjunto tuviera dimensiones propias de una masa de mangles; que estuvieran presentes las tres especies cubriendo por lo menos 1 ha de superficie.

Selección de las condiciones micro-topografías

Partiendo del supuesto que las diferentes condiciones actúan selectivamente sobre los individuos de las especies, la respuesta adaptativa de los individuos es desarrollar diversos atributos morfométricos, incluso llegando a ausentarse en determinada condición.

Para distinguir las diferencias entre los individuos de las especies se decidió reconocer a las siguientes condiciones del sustrato, mismas que se presentan en el gradiente desde el margen de la costa hacia el interior de la vegetación en cada comunidad: Se define Costa (CO) como la condición donde las plantas de cada especie tienen contacto permanente con el agua del mar, y donde el oleaje es mayor de todo el sistema. Canal

(CA) es la condición donde el agua del mar fluye hacia el interior del manglar pero durante las bajamar extremas el sustrato se descubre por algunas horas, aquí el oleaje presenta baja intensidad. Inundación permanente (IP) es la condición donde si bien regularmente el agua se retira por acción de la bajamar, el sustrato permanece saturado de manera continua. Inundación temporal (IT) es la condición más alejada y elevada del manglar, solo las pleamar extraordinarias del año la alcanzan, el sustrato superficial puede observarse con bajo nivel de humedad particularmente durante el primer semestre del año.

Es conveniente precisar que estas condiciones micro-topográficas que se definen no designan tipos de manglar, más bien hace referencia a la ubicación de las especies en cierta calidad de sustrato, en el cual bajo un régimen propio de dinámica de la marea permite el establecimiento de las especies.

Métodos de muestreo en cada condición micro-topográfica

El análisis de la vegetación se realizó aplicando el método de cuadrantes de 5 x 5 m (25 m²) (Dawes *et al.* 1999). Se establecieron tres cuadrantes en cada una de las condiciones a manera de repetición separadas por lo menos 30 m una de otra.

Variables de la vegetación

Una vez diferenciados e identificados taxonómicamente se registró para cada individuo los valores respectivos de las siguientes variables: altura, diámetro de troncos y ramas y número de individuos. Con esta información se obtuvieron otras variables como: frecuencia de las especies en cada repetición, área basal de troncos y ramas por especie, y densidad de troncos o ramas. Estos atributos se utilizaron para calcular el Índice de Valor de Importancia (IVI) (Brower *et al.* 1990). El IVI se estimó para cada especie registrada en el sitio en relación con el resto de las especies. En este caso, integrando los valores relativos de frecuencia, altura y área basal.

Procedimientos de campo

La vegetación de los manglares peninsulares presenta un porte arbustivo (con individuos reproductivos de baja altura, ramificados desde su base y de reducido diámetro en ramas y troncos). Es conveniente precisar que las tres especies presentan un tronco bien definido, a partir del cual se desarrolla un número variable de ramas (hasta 15), particularmente en *L. racemosa*. Para considerar a los individuos con mayor ramificación, sobretodo de *A. germinans* en la condición IT, se estableció el criterio de medir los

tallos y troncos que presentan un diámetro a la altura del pecho (DAP) ≥ 1.5 cm. Debido al reducido desarrollo vertical y la cantidad de ramas que presentan algunos individuos, la variable DAP se tomó a 80 cm del suelo, adecuación del criterio utilizado por Cintrón & Schaeffer-Novelli (1983). La altura del dosel fue medida con un estadal plegable con alcance de 10 m. La frecuencia indica la proporción en que son encontrados los individuos de las especies en cada una de las 3 repeticiones para cada condición micro-topográfica en cada una de las localidades. La base del muestreo consistió en encontrar la base principal, o de mayor diámetro, de cada individuo y de la cual se desarrollan ramas secundarias de menor diámetro, criterio aplicado particularmente para *R. mangle*.

Procedimiento para determinar el área basal

El tronco del mangle se ajusta a una forma circular, de este modo se empleó la fórmula geométrica respectiva (Caballero *et al.* 1997); esto es $A = (\pi) (\text{diámetro}^2)/4$, la cual se utilizó para obtener el área basal (g) de los troncos y ramas. Debido a que los registros de campo se obtuvieron en centímetros para expresar el resultado en m^2 , la fórmula se adecuó de la siguiente manera:

$$g = [(\pi * \text{diámetro}^2) / 4] * (1 / 10000).$$

donde: g = área basal de troncos y ramas en metros cuadrados (m^2).

diámetro^2 = valor cuadrático del valor del diámetro de troncos y ramas en centímetros.

Procedimiento de muestreo del sustrato y salinidad

En cada condición micro-topográfica (CO, CA, IP e IT) se realizaron dos muestreos del sustrato, utilizando un nucleador de acero de 2 pulgadas de diámetro. La muestra se extrajo a una profundidad de 1.5 m, y de cada núcleo, se analizó el segmento que contenía la zona de mayor concentración de raíces. Las fracciones de la textura (% de arena, limo y arcilla) del sustrato se obtuvieron por el método Bouyoucos (1962). La salinidad intersticial en la zona de raíces a una profundidad promedio de 40 cm. Adicionalmente, se tomó una muestra de salinidad del agua superficial como testigo.

Procesamiento de la información

La información se capturó y en una hoja de cálculo Excel. Las variables para cada individuo (altura, diámetro de tallos y número de estos) en los tres registros de cada parcela de cada condición micro-topográfica (CO, CA, IP, TI) se procesaron como un solo sitio. El formato original consistente en realizar tres repeticiones obedece a la

necesidad de contar con el cálculo para la variable frecuencia para cada especie.

También se analizó por separado las variables estructurales: altura, diámetro de tallos y densidad de individuos, para hacer comparaciones entre las condiciones micro-topográficas de los diferentes sitios. Procesada la información, se procedió a calcular el IVI para cada especie, esta información se analizó para cada condición de cada localidad. El desarrollo vertical y la contribución del área basal de cada especie, se comparó mediante el ANOVA simple entre las condiciones micro-topográficas de cada localidad.

Finalmente, utilizando los contenidos de la textura del sustrato de cada condición de muestreo se realizó una correlación simple para demostrar si la variabilidad en el desarrollo de las especies está influenciado por las condiciones de la edafología del sustrato de cada condición micro-topográfica.

RESULTADOS

Características estructurales de las especies en las condiciones micro-topográficas (CO, CA, IP e IT) en las localidades de estudio.

En las Tablas 2, 3 y 4 se presentan los resultados de las características de crecimiento y estructura de las especies en las condiciones micro-topográficas CO, CA, IP e IT. Los resultados de cada condición provienen de la sumatoria de repeticiones de muestreo, excepto en la altura que se analiza en el promedio del crecimiento. En la localidad de La Paz se analizaron cuatro diferentes condiciones por cada sitio de muestreo, mientras que en las localidades de Loreto y de Bahía Concepción variaron de una a tres. Si bien en cada condición se muestreó distinta superficie (por la disponibilidad de terreno), los resultados en cada localidad se presentan ajustados a una misma área de muestreo. Las dos primeras columnas en cada tabla, muestran para cada especie la sumatoria del número de individuos y del número de ramas. Las siguientes tres columnas, señalan el resultado de las variables frecuencia, altura y área basal; a partir de estas variables se calculó el valor relativo (porcentual) para entonces obtener su respectivo valor de IVI que se muestra en la última columna. Al final de cada condición, en negritas, se muestran los valores totales de cada variable.

Localidad Bahía de La Paz

Los resultados del muestreo se muestran en la Tabla 2, y se observa que las tres especies de mangle se encuentran en cada una de las cuatro condiciones. En la condición

costa (CO) el número de individuos totales es notablemente mayor que en las otras tres. El mismo patrón se observa en el número de ramas y en la sumatoria del área basal.

En cuanto a la variable altura en las condiciones CO, CA e IP el promedio del perfil de las especies varía de 3.9 a 3.1 m, lo cual contrasta con la condición IT sensiblemente inferior (2.3 m). Es notable la dominancia (reflejada en el IVI) de cada especie en las distintas condiciones; *L. racemosa* es dominante en CO, *R. mangle* en las condiciones CA e IP, finalmente *A. germinans* en la condición IT.

En total, por el área muestreada se obtuvieron 5.47 m² ocupados por los tallos de todas las especies, que extrapolados a la unidad de superficie (ha) corresponden a 45.58 m² ha⁻¹, si bien este es un dato teórico, ya que en el área de estudio no se presentan tal extensión, pero es de utilidad comparativa para otras áreas del país.

Tabla 2.- Resumen de las características estructurales para cada una de las especies de mangle en la localidad de Bahía de La Paz, de cada uno de los cuatro tipos de condición micro-topográfica correspondientes a cuatro sitios (Laguna Balandra, Bahía Falsa, Estero Zacatecas y Punta Mogote). El IVI corresponde a la suma de los valores relativos de las tres últimas variables. Los resultados de las columnas para cada tipo de condición corresponden a sumatorias de las parcelas que cubren una superficie de 300 m².

Tipo de Condición Micro-topográfica	Σ No. Indiv.	Σ No. Ramas	Frec.	Altura promedio (m)	Σ Área Basal m ² ha ⁻¹	I.V.I. ²
(CO) COSTA						
<i>Avicennia germinans</i>	45	163	1.00	3.84±1.12	0.50	83.4
<i>Laguncularia racemosa</i>	135	862	1.00	4.32±0.85	1.98	130.1
<i>Rhizophora mangle</i>	52	432	0.75	3.62±0.81	1.0	86.5
	232	1457		3.92±0.35	3.48	300.00
(CA) CANAL						
<i>Avicennia germinans</i>	14	55	0.75	3.18±1.00	0.10	63.8
<i>Laguncularia racemosa</i>	46	208	0.75	4.56±1.43	0.63	111.0
<i>Rhizophora mangle</i>	72	595	1.00	3.96±0.92	0.77	125.2
	132	858		3.90±0.69	1.50	300.00
(IP) INUND. PERMANEN						
<i>Avicennia germinans</i>	0	0	0.25	2.95±1.08	0.21	89.3
<i>Laguncularia racemosa</i>	15	45	0.75	3.34±1.12	0.02	77.0
<i>Rhizophora mangle</i>	78	486	1.00	3.19±1.12	0.23	133.7
	93	531		3.16±0.19	0.46	300.00
(IT) INUND. TEMPORAL						
<i>Avicennia germinans</i>	150	489	1.00	2.25±0.63	0.010	129.9
<i>Laguncularia racemosa</i>	4	17	0.25	2.55±0.47	0.020	115.3
<i>Rhizophora mangle</i>	2	4	0.25	2.25±0.35	0.002	54.8
	156	509		2.35±0.17	0.032	300.00
Σ Área Basal para toda la localidad, corresponde a una superficie de 1,200 m ² = 5.47 m²						
Área Basal extrapolada a m ² / ha = 45.6 m² ha⁻¹						

¹ Modificada de Caballero *et al.* (1997); ² Bowers *et al.* (1990).

Localidad Bahía de Loreto

En la Tabla 3 se señalan los resultados correspondientes a esta localidad, y se encontro que en CA, se presentan dos especies *A. germinans* y *L. racemosa*; y en IP; *A. germinans* y *R. mangle*. Mientras que en CO e IT, son representativas por una especie; *L. racemosa* y *A. germinans*, respectivamente. En esta localidad, la mayoría de los manglares se ubican en el margen de la desembocadura de arroyos intermitentes, normalmente una barra arenosa separa la vegetacion del oleaje, aunque dicha barra se modifica constantemente dependiendo de factores ambientales.

Los datos indican que *L. racemosa* es dominante en CO y en CA, en esta última se presenta con individuos robustos (138 plantas con 7.3 m). También en esta localidad la

Tabla 3.- Resumen de las características estructurales para cada una de las especies de mangle en la Localidad de Bahía de Loreto para cada una de los cuatro tipos de condición micro-topográfica, correspondientes a cuatro sitios (Boca Ligui, Puerto Escondido, Estero Nopolo y Punta Mangle). Los datos corresponden a una superficie de muestreo ajustada a 300 m². El IVI corresponde a la suma de los valores relativos de las tres últimas variables.

Tipo de condicion Micro-topografica	Σ No. Indiv	Σ No. Ramas	Frec.	Altura promedio (m)	Σ Área Basal m ² ha ⁻¹	I.V.I. ²
(CO) COSTA						
<i>Avicennia germinans</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Laguncularia racemosa</i>	188	596	0.25	3.00±0.88	0.44	300.0
<i>Rhizophora mangle</i>	0	0	0	0	0	0
	188	596		3.00±0.88	0.44	300.00
(CA) CANAL						
<i>Avicennia germinans</i>	52	296	0.50	6.59±0.58	1.64	126.95
<i>Laguncularia racemosa</i>	138	458	0.50	7.30±1.64	3.92	173.05
<i>Rhizophora mangle</i>	0	0	0	0	0	0
	190	704		6.94±0.35	5.56	300.00
(IP) INUND. PERMANEN.						
<i>Avicennia germinans</i>	36	164	0.25	2.82±0.39	0.16	118.94
<i>Laguncularia racemosa</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Rhizophora mangle</i>	80	308	0.25	3.39±1.03	0.52	181.06
	116	472		3.10±0.28	0.68	300.00
(IT) INUND. TEMPORAL						
<i>Avicennia germinans</i>	108	304	0.25	2.40±0.56	0.16	300.0
<i>Laguncularia racemosa</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Rhizophora mangle</i>	0	0	0	0	0	0
	108	304		2.40±0.56	0.16	300.00
Σ Área Basal para toda la localidad, corresponde a una superficie de 1,200 m ² = 6.84 m²						
Área Basal extrapolada a m ² /ha = 57 m² ha⁻¹						

¹ Modificada de Caballero *et al.* (1997); ² Bowers *et al.* (1990).

dominancia del IVI se reparte entre las especies en las distintas condiciones; así *L. racemosa* es dominante en CO y CA, mientras que *R. mangle* en IP, finalmente *A. germinans* es dominante en la condición IT.

En total por el área muestreada se obtuvieron 6.84 m² ocupados por tallos de estas especies, que extrapolada a la unidad de área (ha) se obtienen 57 m² ha⁻¹.

Localidad Bahía Concepción

En la Tabla 4 se señalan los resultados para esta localidad. Cabe señalar que debido al sustrato rocoso del margen costero que se presenta en esta localidad, no se establecen las especies de mangle, por ello no se registró la condición CO. Las especies de manglar se establecen en lagunas semi-cerradas por una barra arenosa, donde el agua que proviene del nivel de la marea se introduce hacia el interior por pequeños canales y por infiltración.

En la condición CA, *R. mangle* exhibe una elevada densidad de plantas, así como la mayor cantidad de ramas. En CA e IP *A. germinans* presenta menos abundancia, pero

Tabla 4.- Resumen de las características estructurales para cada una de las especies de mangle en la Localidad de Bahía Concepción, encontradas en cada una de los tres tipos de condición micro-topográfica; correspondientes a los sitios (Playa Armenta, Playa El Burro, Playa Cocos y Playa Santispac). Los datos corresponden a una superficie de muestreo ajustada a 300 m². El IVI corresponde a la suma de los valores relativos de las tres últimas variables.

Tipo de Condicion Micro-topografica	Σ No. Indiv.	Σ No. Ramas	Frec.	Altura promedio (m)	Σ Area Basal m ² ha ⁻¹	I.V.I. ²
(CA) CANAL						
<i>Avicennia germinans</i>	36	132	0.25	4.73±1.12	1.08	159.48
<i>Laguncularia racemosa</i>	20	68	0.25	2.66±0.70	0.04	61.30
<i>Rhizophora mangle</i>	56	284	0.25	3.28±0.47	0.20	79.22
	112	484		2.97±0.31	1.32	300.00
(IP) INUND. PERMANEN.						
<i>Avicennia germinans</i>	17	92	0.50	4.78±0.92	0.94	106.33
<i>Laguncularia racemosa</i>	59	416	0.50	5.16±0.87	0.79	102.13
<i>Rhizophora mangle</i>	48	261	0.75	4.02±0.75	0.43	91.54
	93	396		4.59±0.57	2.16	300.00
(IT) INUND. TEMPORAL						
<i>Avicennia germinans</i>	124	544	0.50	2.85±0.93	0.36	181.09
<i>Laguncularia racemosa</i>	12	80	0.50	3.43±0.10	0.06	118.91
<i>Rhizophora mangle</i>	0	0	0	0	0	0
	136	624		3.14±0.41	0.42	300.00
Σ Área Basal para toda la localidad, corresponde a una superficie de 900 m ² ** = 3.90 m²						
Área Basal extrapolada a m ² /ha = 43.33 m² ha⁻¹						

¹Modificada de Caballero *et al.* (1997); ²Bowers *et al.* (1990). **: No se encuentra la condición CO.

en IT es notoria su alta densidad, particularmente en el numero de ramas. En la condición IP es notable el mayor desarrollo vertical de los individuos, la altura promedio alcanza los 4.6 m. Mientras que en CA y en IT se ubica alrededor de los 3.0 m.

De acuerdo al valor acumulativo del IVI, en esta localidad se encontró que en CA dominante *A. germinans*, especie que presenta un valor de 159.48, mientras que en IP se observa poca diferencia entre las tres especies y en IT sobresale considerablemente *A. germinans* sobre *L. racemosa*.

Se obtuvo un valor de 3.90 m² ocupados por tallos de todas las especies, que extrapolados a la unidad de área analizada (300 m²) corresponde a un valor de 43.33 m² ha⁻¹.

En menor medida que en las anteriores localidades, la dominancia del IVI se reparte solo entre dos especies en las tres condiciones encontradas; así *L. racemosa* es subordinada de *A. germinans* que de acuerdo a esta variable es dominante en la condición todas las condiciones. Mientras que la especie mas acuática, *R. mangle* no resultó dominante en condición alguna.

Densidad de las especies en las condiciones micro topo-graficas (CO, CA, IP e IT) en las localidades

Las especies de mangle presentan diferentes niveles en la abundancia de una condición a otra, como puede notarse en las Tablas 2, 3 y 4, donde se señala la densidad de los individuos en cada condición de cada localidad (ajustada a 300 m²). En las Figuras 3, 4 y 5 se muestra bajo la perspectiva gráfica la densidad de individuos de cada especie en cada tipo de condición micro-topográfica (CO, CA, IP e IT) por cada localidad. La zonificación de condiciones micro-topográficas corresponde desde el margen costero (CO) hacia la parte interior del manglar (IT).

La variación en la densidad poblacional del mangle blanco *L. racemosa* se muestra en la Figura 3. Esta especie tiende a desarrollarse en las condiciones micro-topográficas de costa y canal (CO y CA), particularmente en La Paz y Loreto. En menor grado en las zonas inundables (IP e IT) en Bahía Concepción y La Paz. En la localidad de bahía Concepción no se presentó la condición CO, el análisis de las gráficas sugiere que esta especie es favorecida en la condición CO y CA, mientras que las condiciones de inundación (IT e IP) su densidad es baja o bien se excluye. En la localidad de La Paz se aplico una prueba de *t* (Student $p \leq 0.05$) para mostrar estadísticamente diferencias de densidad entre las condiciones, el análisis apareado para esta especie muestra significancia entre los datos de CO-CA ($t = 4.4297$ con $p = 0.021374$). Para las condiciones CO-IP ($t = 5.669467$ con $p = 0.010870$) y CO-IT ($t = 5.611423$ con $p = 0.011187$), teniendo IP e IT menor densidad de individuos que en CA, la comparación debe resultar aún con mayor significancia que en el primer caso.

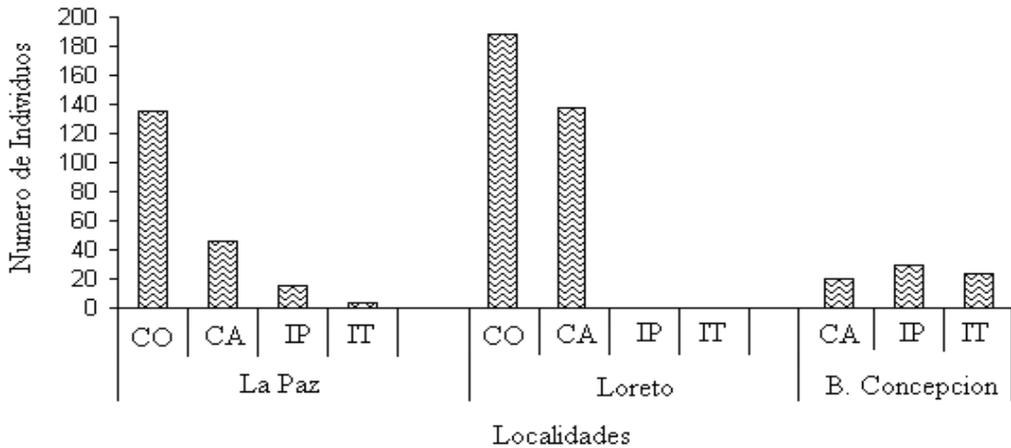


Figura 3.- Abundancia de *L. racemosa* en las condiciones micro-topográficas (CO, CA, IP e IT) de Bahía de La Paz, Bahía de Loreto y Bahía Concepción.

La variación poblacional del mangle rojo *R. mangle* se muestra en la Figura 4. Esta especie, presenta abundancia importante de individuos en las condiciones micro-topográficas CO, CA e IP, aunque solo en esta última se manifiesta en todas las localidades, por lo que el análisis gráfico señala que esta especie es favorecida en la condición IP. En Loreto la condición CO y CA se encuentran ausentes, una explicación es la falta de sedimentos de fango (limo y arcilla) para su establecimiento, ya que aquí dominan los arenosos y gravosos. De igual forma que para el caso anterior, se aplico

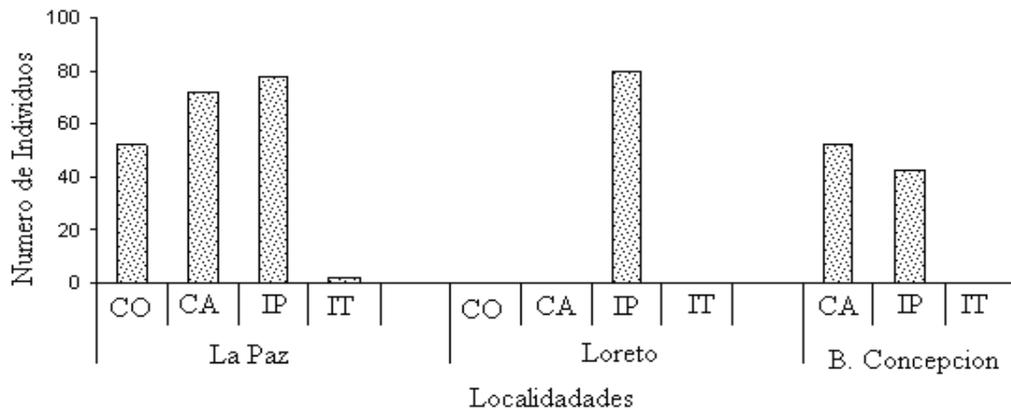


Figura 4.- Abundancia de *R. mangle* en las condiciones micro-topográficas (CO, CA, IP e IT) de Bahía de La Paz, Bahía de Loreto y Bahía Concepción.

una prueba de t ($p \leq 0.05$), y comparando a IP con CO y CA, los datos sugieren que no es significativa la diferencia entre IP-CO ($p = 0.212156$; $t = -1.580360$) e IP-CA ($p = 0.848182$; $t = 0.208514$).

En la Figura 5 se observa la abundancia del mangle negro *A. germinans* en las distintas condiciones y localidades de estudio. Esta especie persiste como la más abundante en la condición de inundación temporal (IT) de todas las localidades, aunque muestra una presencia poco representativa en el resto de las condiciones, CO, CA e IP, por lo que el análisis gráfico señala que esta especie es favorecida en la condición IT. Su presencia en CO de la Localidad La Paz se explica considerando una rápida erosión de la costa que ha dejado expuesta una superficie que permaneció al resguardo del oleaje.

De igual forma que para la anterior especie para este mangle se aplicó una prueba de t ($p \leq 0.05$), los datos de abundancia sugieren que en la localidad de La Paz, no son significativos de CO-IT ($p = 0.116302$), $t = -2.18956$) donde de igual forma no se muestran valores no significativos entre tales condiciones de Loreto y de Bahía Concepción por carecer de replicas en las condiciones.

Altura de las especies en las condiciones micro topo-gráficas (CO, CA, IP e IT) en las localidades

Los mangles presentan diferentes niveles en el desarrollo vertical en cada de las condiciones micro-topográficas de las tres localidades, tal y como se muestra en las Figuras 6, 7 y 8.

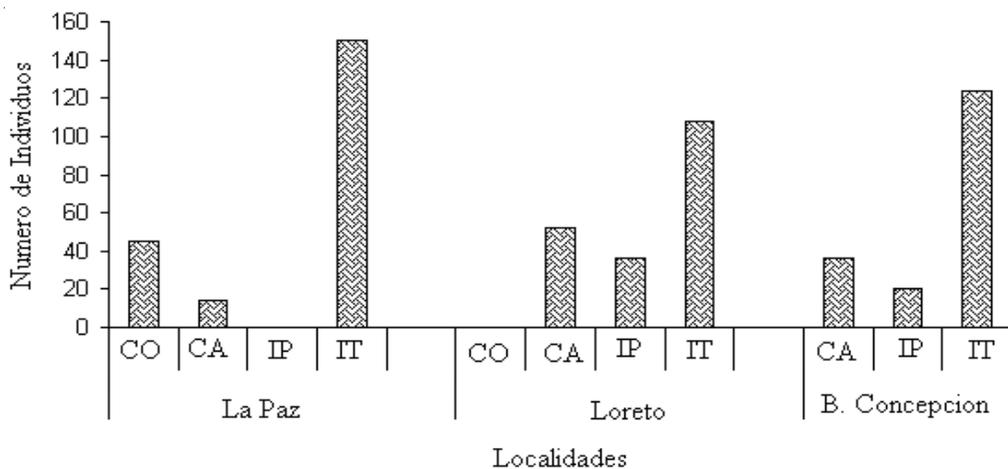


Figura 5.- Abundancia de *A. germinans* en las condiciones micro-topográficas (CO, CA, IP e IT) de Bahía de La Paz, Bahía de Loreto y Bahía Concepción.

El perfil gráfico inter-sitios de la altura promedio para *L. racemosa* en las diferentes condiciones y localidades se muestra en la Figura 6. Esta especie, presenta mayor desarrollo vertical en las condiciones micro-topográficas de canal (CA) y costa (CO), aunque en inundación (IP e IT) no parecen estar alejados del primer caso. Por medio de un Análisis de varianza de una vía, se aplicó la prueba de Duncan (Statistica v. 5.1; Edic. 1998;) misma que a un nivel de confianza de 95% indica que existen diferencias significativas ($p < 0.05$) entre las condiciones CO-IP ($p < 0.023145$), CO-IT ($p < 0.000064$), CA-IP ($p < 0.006346$) y CA-IT ($p < 0.000008$) de la localidad de La Paz. Mientras que en la localidad de Loreto es significativa la diferencia solo entre las condiciones CO-CA ($p \leq 0.000104$). En Bahía Concepción existe diferencia en las condiciones CA-IP ($p \leq 0.00061$) y en IP-IT ($p \leq 0.000239$).

El desarrollo de *R. mangle* se muestra en la Figura 7. Esta especie presenta un desarrollo vertical más uniforme que las otras dos especies. Su altura promedio no sobrepasa los cuatro metros, aun en la zona donde se suponía podría alcanzar su mejor desarrollo (CA e IP). Hipotéticamente esta especie se desarrolla mejor en la zona inundable, sin embargo es de llamar la atención que en la localidad Bahía Concepción solo existe la condición IP, mientras que en Loreto el sustrato propio para la especie (fangoso) es limitado (ver apartado de sustrato). En términos generales, la especie permanece en niveles semejantes de altura en las tres condiciones donde el nivel del agua es permanente (CO, CA e IP). En un Análisis de varianza de una vía, se aplicó la prueba de Duncan en un nivel de confianza de 95% la cual indica que existen diferencias significativas entre la altura de esta especie en las condiciones micro-topográficas CO-IP ($p \leq 0.000035$) y en CA-IP ($p \leq 0.000011$) en la localidad de La Paz.

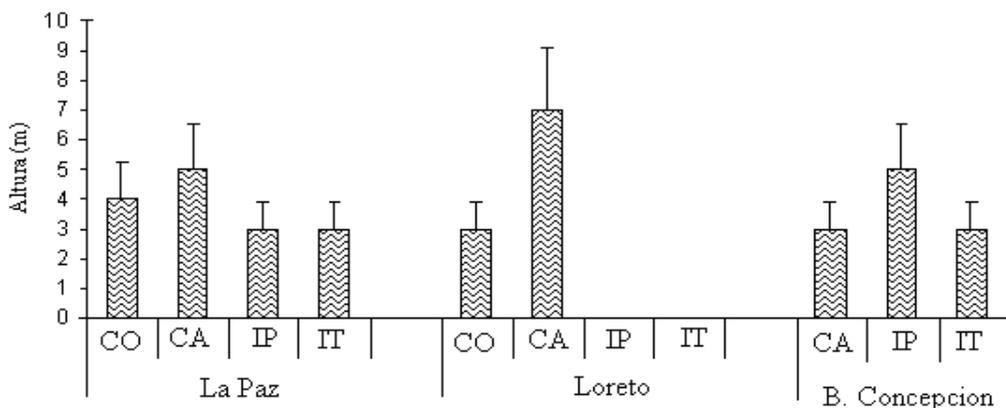


Figura 6.- Altura de *L. racemosa* en las condiciones micro-topográficas (CO, CA, IP e IT) de Bahía de La Paz, Bahía de Loreto y Bahía Concepción.

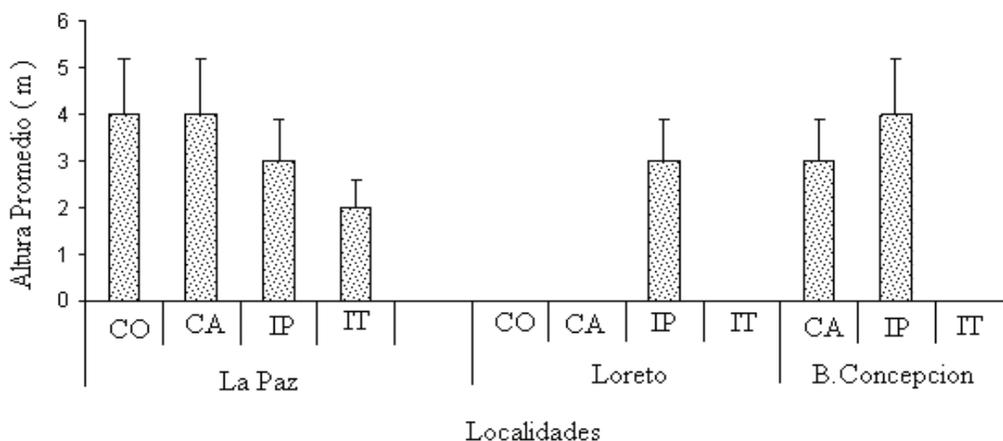


Figura 7.- Altura de *R. mangle* en las condiciones micro-topográficas (CO, CA, IP e IT) de Bahía de La Paz, Bahía de Loreto y Bahía Concepción.

La variación poblacional entre sitios y entre condiciones de *A. germinans* es muy particular, (Fig. 8) ya que esta especie es considerada el mangle más “terrestre”, pero los muestreos exhiben que su permanencia y desarrollo se encuentra en todas las condiciones excepto en las localidades de Loreto y Bahía Concepción en la condición CO, ya que esta se encuentra ausente en la localidad. En un Análisis de varianza de una vía, se aplicó la prueba de Duncan en un nivel de confianza de 95% la cual indica que existen diferencias significativas en la altura de esta especie en las condiciones micro-topográficas CO-CA ($p \leq 0.01230$), en CO-IT ($p \leq 0.000011$) y en CA-IT ($p \leq 0.000012$) en la localidad de La Paz. En la localidad de Loreto se encontró que esta especie muestra diferencias en la condición CA-IP ($p \leq 0.000117$) y en CA-IT ($p \leq 0.000061$). En Bahía Concepción se encontró que esta especie muestra diferencias en CA-IT ($p \leq 0.00115$) y en IP-IT ($p \leq 0.000062$).

Área basal de las especies en las condiciones micro-topográficas (CO, CA, IP e IT) en las localidades

El área basal de *L. racemosa* se muestra en la Figura 9. Esta especie, presenta mayores valores de desarrollo en las condiciones micro-topográficas de costa (CO) de La Paz y en canal (CA) de Loreto. En las restantes condiciones apenas sobrepasa el promedio de 0.50 m^2 o su registro es poco relevante. En términos generales esta es la especie que muestra un comportamiento más irregular. En un Análisis de varianza de una vía, se aplicó la prueba de Duncan, a un nivel de confianza de 95% los resultados indican que existen diferencias significativas entre el área basal de *L. racemosa* en las condiciones

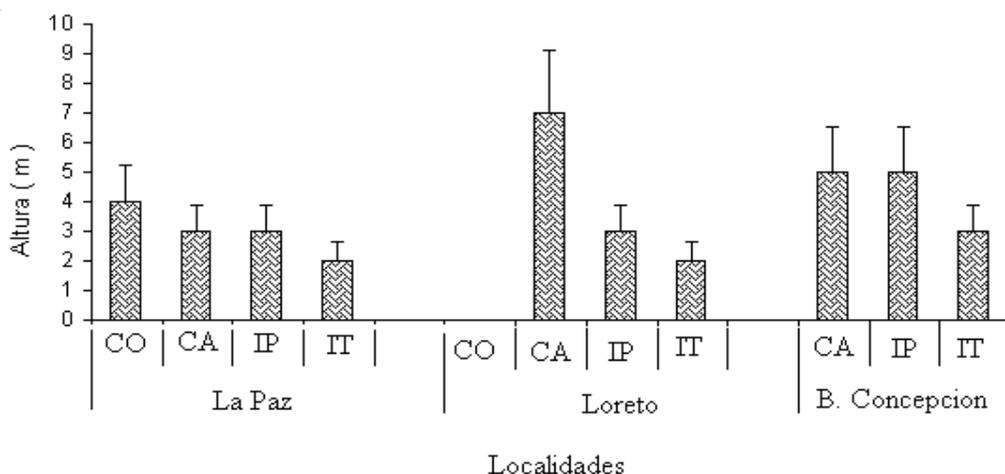


Figura 8.- Altura de *A. germinans* en las condiciones micro-topográficas (CO, CA, IP e IT) de Bahía de La Paz, Bahía de Loreto y Bahía Concepción.

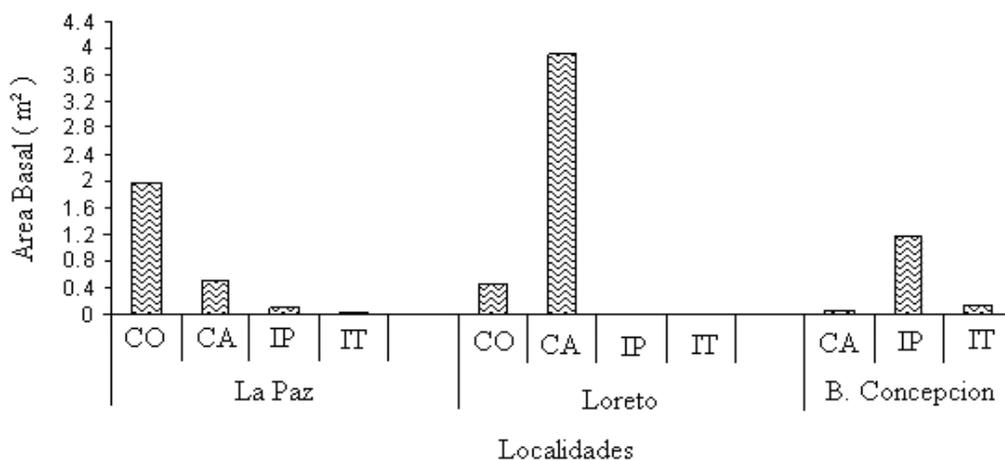


Figura 9.- Área basal de *L. racemosa* en las condiciones micro-topográficas (CO, CA, IP e IT) de Bahía de La Paz, Bahía de Loreto y Bahía Concepción.

micro-topográficas (CO-IT: $p \leq 0.010810$) y en (IP-IT: $p \leq 0.032568$) de la localidad de La Paz. En la localidad de Loreto existe diferencia en (CO-CA: $p \leq 0.000009$). En Bahía Concepción es significativa la diferencia en las condiciones (CA-IP: $p \leq 0.000052$), y en (IP-IT: $p = 0.000109$).

El comportamiento de *R. mangle* se muestra en la Figura 10. Esta especie presenta

en las condiciones CO y en CA de La Paz los mayores registros (sin llegar a sobrepasar un metro cuadrado de área basal). Los valores muestran que esta especie se desarrolla mejor en CO y CA, sitios que mantienen un flujo permanente de la marea, y en la condición IP se mantiene constante en las tres localidades, aunque con relativos bajos registros. La prueba de Duncan ($p \leq 0.05$) del análisis de varianza de una vía, indican que existen diferencias significativas del área basal de *R. mangle* en las condiciones (CO-IP: $p \leq 0.009782$) en la localidad de La Paz. En la localidad de Loreto se encontró que esta especie solo se distribuye en una condición de IP. En Bahía Concepción se encontró que es significativa la diferencia en las condiciones (CA-IP: $p \leq 0.000115$).

El comportamiento de *A. germinans* se muestra en la Figura 11. Los resultados para esta especie señalan su mejor desarrollo en sitios conformados como lagunas cerradas, como en IP de Bahía Concepción, donde alcanza un valor promedio de 0.71 m² en los 450 m² muestreados. La información que se muestra en la figura, alude que esta especie puede desarrollarse mejor en otras condiciones micro-topográficas diferentes a la que frecuentemente se le encuentra en IT, en donde es la única capaz de desarrollarse. El Análisis de varianza de una vía y la prueba de Duncan ($p \leq 0.05$) indican que existen diferencias significativas del área basal de *A. germinans* en las condiciones (CO-CA: $p \leq 0.000009$), en (CO-IT: $p \leq 0.000010$) y en (CA-IT: $p \leq 0.000011$) en la localidad de La Paz. En la localidad de Loreto se encontró que esta especie presenta diferencia significativas en (CA-IP: $p \leq 0.000009$) y en (CA-IT: $p \leq 0.000011$). En Bahía Concepción se encontró que es significativa la diferencia en las condiciones (CA-IP: $p = 0.000033$) y en (CA-IT: $p = 0.000016$).

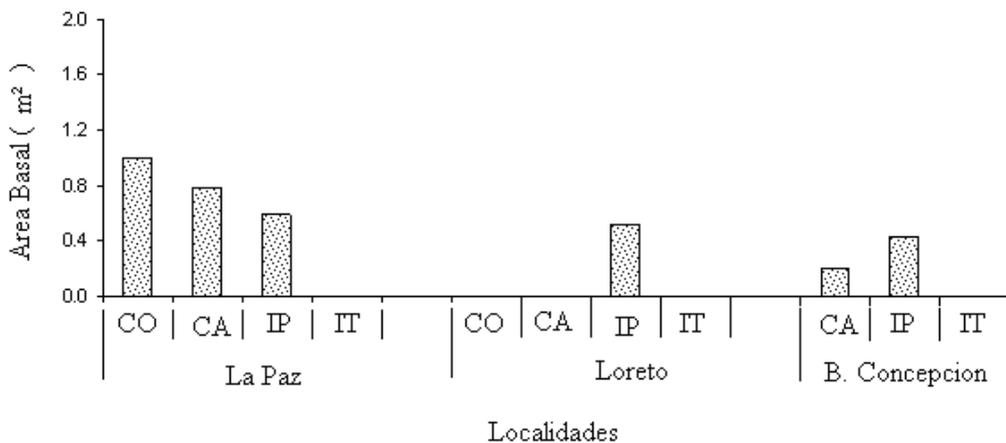


Figura 10.- Área basal de *R. mangle* en las condiciones micro-topográficas (CO, CA, IP e IT) de Bahía de La Paz, Bahía de Loreto y Bahía Concepción.

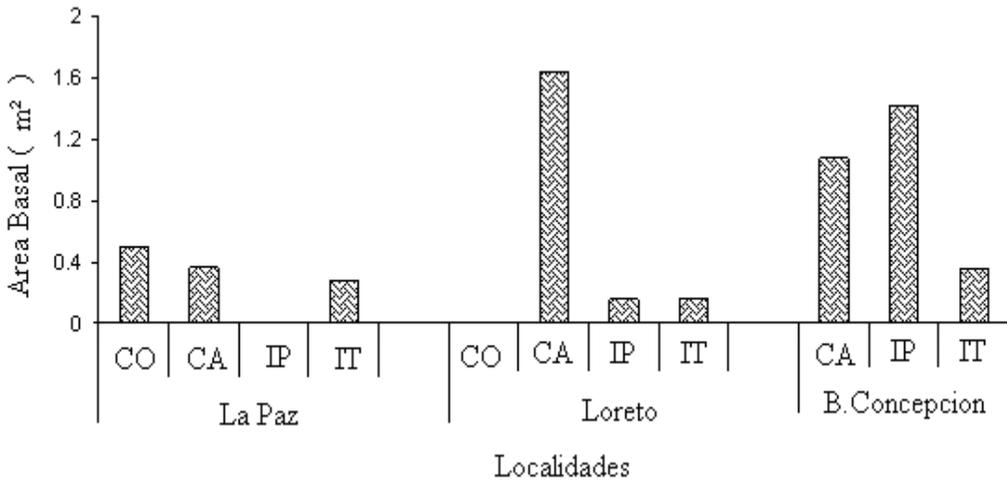


Figura 11.- Área basal de *A. germinans* en las condiciones micro-topográficas (CO, CA, IP e IT) de Bahía de La Paz, Bahía de Loreto y Bahía Concepción.

Abundancia de ramas de las especies en las condiciones micro-topográficas (CO, CA, IP e IT) en las localidades

En un análisis gráfico se muestra la abundancia de ramas de las especies en las condiciones micro-topográficas (CO, CA, IP e IT). Los datos se presentan apareados como la sumatoria del número de individuos comparado con la sumatoria el número de sus ramas por cada condición de cada localidad. Los datos se ajustaron a una superficie de 300 m². En la Figura 12, se compara la abundancia de ramas de las tres especies en la localidad de La Paz, y en la Tabla 6 se muestran los datos de la relación de ramas por individuos, obtenidos de un análisis de correlación simple.

Para *L. racemosa* se observa en CO el sitio de mayor desarrollo de ramas en una relación de 6.4 ramas por individuo, donde β en un análisis de correlación simple, muestra un valor de 6.4885, que significa la más elevada proporción de ramas en los individuos. Mientras que en CA es notoria una menor abundancia pues la relación de β es 4.4356. En IP se obtiene una β de 2.4043. Para *R. mangle* en CO se obtiene una β de 8.6543, producto de la relación de 52 individuos y 432 ramas. En CA la relación de β es de 13, mientras que en IP la relación de 78 individuos con 486 ramas revela un valor de β de 5.5529. La especie *A. germinans* en CO la relación de 163 ramas en 45 individuos muestra una de β 3.4583. En CA los individuos producen 4 ramas, con un valor β de 3.5588. En IP no se presenta esta especie. En IT la proporción de 150 individuos con 489 ramas muestra una β de 3.331 que significa una ligera reducción en la producción de ramas.

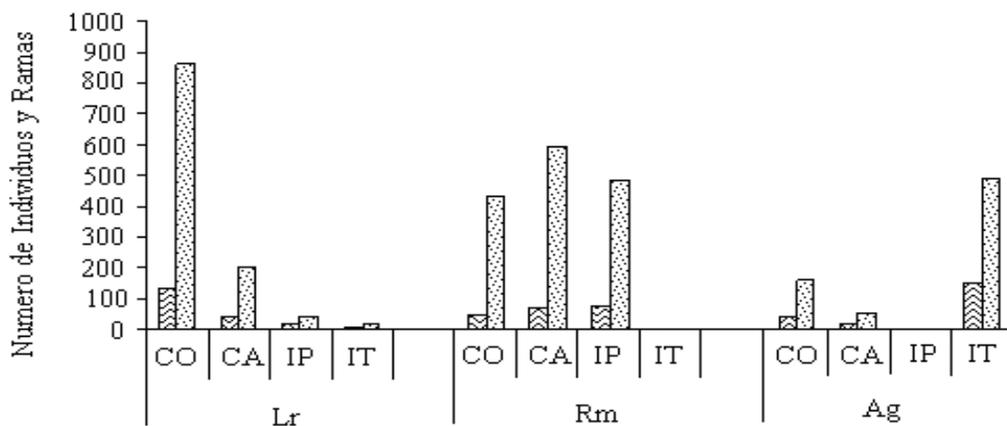


Figura 12.- Abundancia de ramas (▨) por individuos (▩) en las condiciones micro-topográficas (CO, CA, IP e IT) en la localidad de La Paz.

Tabla 6.- Proporción de ramas y número de individuos por especie en cada condición micro-topográfica determinada por el valor de β de una ecuación de correlación. Información para la localidad de La Paz. Ver texto para interpretación.

Condiciones	Especies	Ecuación de regresión	Correlación
CO	<i>L. racemosa</i>	$Y = 6.4885 x - 3.4885$	$R^2 = 0.3248$
CA	<i>L. racemosa</i>	$Y = 4.3127 x + 2.4043$	$R^2 = 0.9584$
IP	<i>L. racemosa</i>	$Y = 2.9333 x$	$R^2 = 0.7683$
CO	<i>R. mangle</i>	$Y = 8.6543 x$	$R^2 = 0.8843$
CA	<i>R. mangle</i>	$Y = 13 x - 85.25$	$R^2 = 0.8534$
IP	<i>R. mangle</i>	$Y = 5.5529 x$	$R^2 = - 3.9405$
CO	<i>A. germinans</i>	$Y = 3.4583 x$	$R^2 = 0.8000$
CA	<i>A. germinans</i>	$Y = 3.5588 x + 1.2941$	$R^2 = 0.778$
IT	<i>A. germinans</i>	$Y = 3.331 x$	$R^2 = 0.9838$

En la Figura 13, se compara la abundancia de ramas de las tres especies en la localidad de Loreto. Oportunamente se mencionó que en esta localidad los sitios se encuentran separados y cada uno representa a una condición, razón por la que se decidió obtener el valor de correlación β de la localidad.

En la Tabla 7 para la especie *L. racemosa* se observa una abundancia de ramas en CO, con una relación de 3.1 ramas por individuo, ligeramente menor que en CA (3.3) con una de 5.6129.

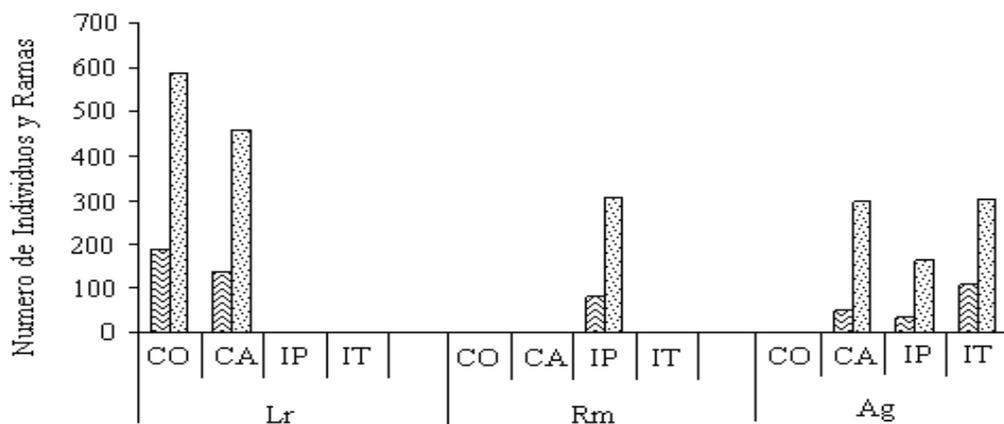


Figura 13.- Abundancia de ramas (▨) por individuos (▩) en las condiciones micro-topográficas (CO, CA, IP e IT) de la localidad de Loreto.

Tabla 7.- Proporción de ramas y número de individuos por especie en cada condición micro-topográfica determinada por el valor de β de una ecuación de regresión. Información para la localidad de Loreto. Ver texto para interpretación.

Condiciones	Especies	Ecuación de regresión	Correlación
CO-IT	<i>L. racemosa</i>	$Y = 3.1675 x + 2.1129$	$R^2 = 0.9954$
CO-IT	<i>A. germinans</i>	$Y = 4.3462 x$	$R^2 = 0.9854$

La especie *R. mangle* muestra 3.8 ramas por individuo, mientras que *A. germinans* produce 5.7 por individuo una de 4.3462.

En la Figura 14, se compara la abundancia de ramas de las tres especies en la localidad de Bahía Concepción, al igual que en Loreto, los sitios representan a una condición, razón por la que se decidió obtener el valor de correlación de la localidad. Para *L. racemosa* la mayor abundancia de ramas (7 por individuo) se encuentra en la condición de IP, cuyo β es de 5.6129. Para *R. mangle* CA presenta la mayor cantidad de 5.6 ramas por individuo, con una β de 5.3954. Para la especie *A. germinans* en esta localidad IT es la condición que presenta mayor abundancia de ramas por individuo 4.3, con una β de 4.6839 (Tabla 8).

Textura del sustrato y salinidad vs área basal de las especies

Se realizó un análisis gráfico para observar los niveles de textura del sustrato (proporción de arena, limo y arcilla) así como de la concentración de la salinidad del

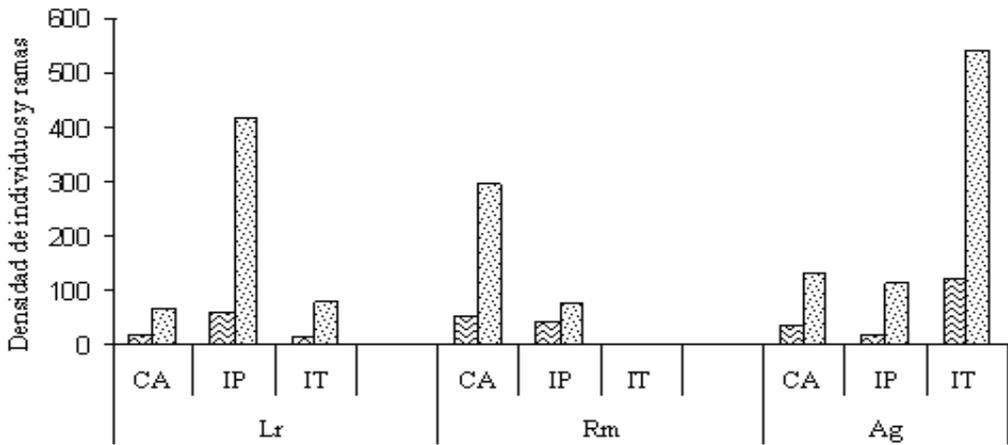


Figura 14.- Abundancia de individuos (▨) y ramas (▧) de las especies en las condiciones micro-topográficas (CO, CA, IP e IT) de la localidad de Bahía Concepción.

Tabla 8.- Proporción de ramas y número de individuos por especie en cada condición micro-topográfica determinada por el valor de β de una ecuación de regresión. Información para la localidad de Bahía Concepción. Ver texto para interpretación.

Condiciones	Especies	Ecuación de regresión	Correlación
CA-IT	<i>L. racemosa</i>	$Y = 5.6129 x - 3.1613$	$R^2 = 0.8078$
CA-IT	<i>R. mangle</i>	$Y = 5.3954 x$	$R^2 = 0.9988$
CA-IT	<i>A. germinans</i>	$Y = 4.6839 x$	$R^2 = 0.9367$

agua intersticial (en la zona de mayor concentración de raíces, 0.3 a 0.5 m de profundidad) con respecto a los valores obtenidos de área basal de cada una de las especies de mangle. Los valores de textura y salinidad corresponden a cada una de las condiciones micro-topográficas y se presentan como el promedio en cada sitio de muestreo. El valor del área basal corresponde a una superficie ajustada a 300 m².

Localidad de La Paz

En la Figura 15 se grafica para cada una de las condiciones micro-topográficas (CO, CA, IP e IT) la proporción (%) de la textura del suelo en barras, adicionalmente la parte superior de las barras, se representa el porcentaje de las unidades prácticas de la salinidad (ups), obtenida directamente de la zona de raíces (ambas se presentan en la misma

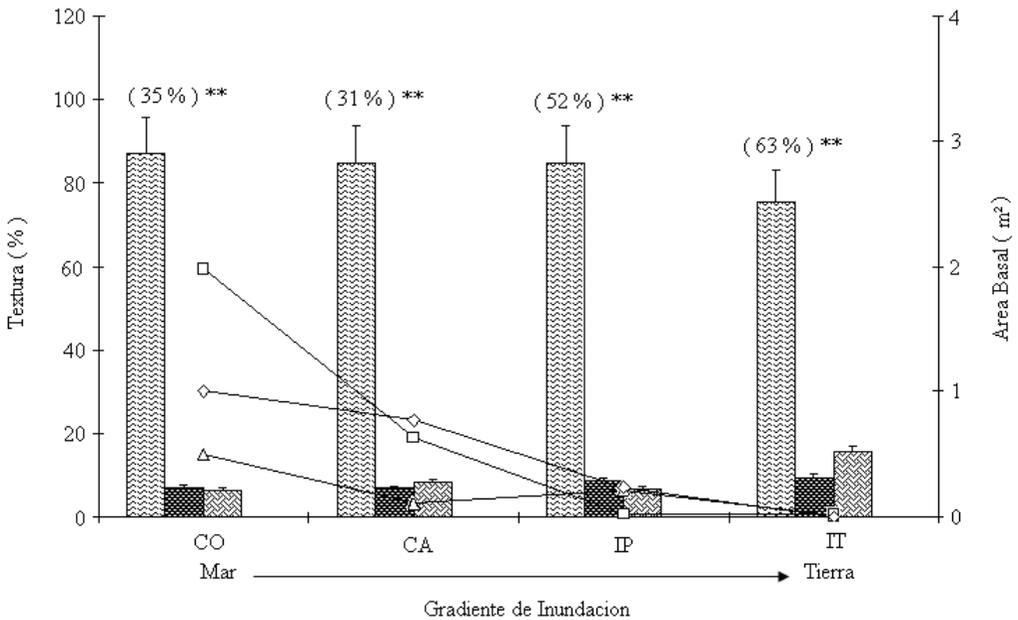


Figura 15.- Proporción de partículas de arena (▨), limo (▤), arcilla (▥) y de la concentración de salinidad (**) en relación con el área basal de las especies *A. germinans* (▲), *L. racemosa* (◻) y *R. mangle* (◉), en las condiciones micro-topográficas Costa (CO), Canal (CA), Inundación Permanente (IP) e Inundación Temporal (IT) en La Paz.

escala hasta 100). Sobrepuestas, en líneas diferenciadas en la escala derecha, se grafica el área basal obtenida como la sumatoria para cada especie en el área muestreada.

En la grafica anterior se observa una clara dominancia del sustrato arenoso. Es notable un ligero aumento en la proporción de limo y arcilla desde CO hacia el interior en IT. En el gradiente vertical del sustrato (0.3 a 0.6 m de profundidad) una notable proporción de salinidad de 30 a 50 UPS. Para todas las especies de mangle, se presenta una clara tendencia a disminuir la sumatoria del área basal hacia la zona de tierra (IT). Un significativo nivel de área basal se observa en *L. racemosa* en la condición CO. *R. mangle* y *A. germinans* presentan su mejor nivel de área basal también en la condición CO.

Localidad de Loreto

Como en el caso previo, la Figura 16 muestra gráficamente (barras) la proporción (%) de la textura del suelo, y del promedio de salinidad en la zona de raíces (ambas se presentan en la misma escala hasta 100) en cada una de las condiciones micro-

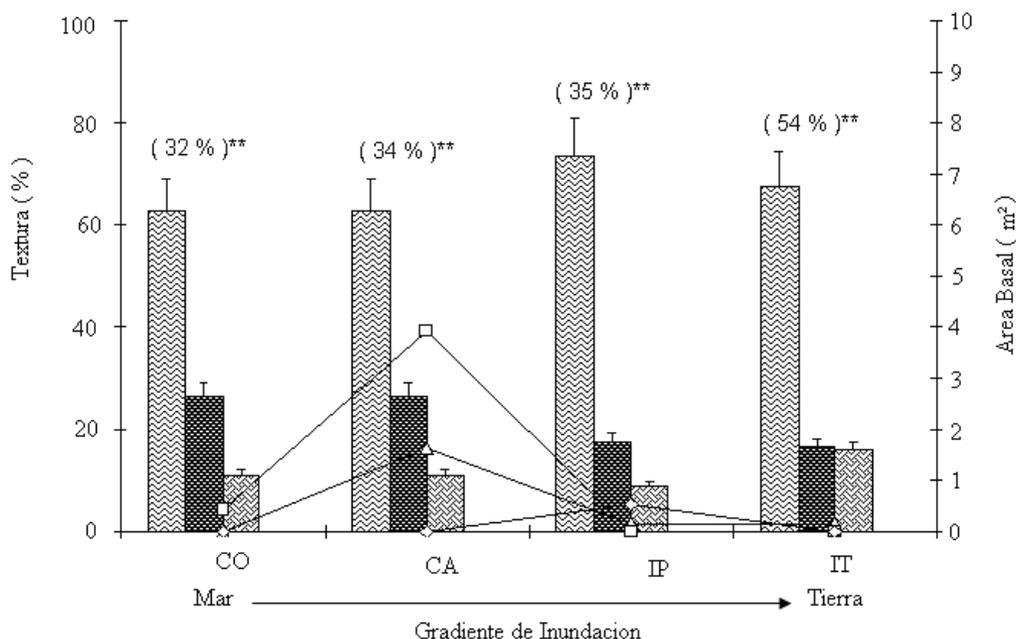


Figura 16.- Proporción de partículas de arena (▨), limo (▩) y arcilla (▧) y de la concentración de salinidad (**) en relación con el área basal de las especies *A. germinans* (—△—), *L. racemosa* (—□—) y *R. mangle* (—○—), en las condiciones micro-topográficas Costa (CO), Canal (CA), Inundación Permanente (IP) e Inundación Temporal (IT) en Loreto.

topográficas (CO, CA, IP e IT) de esta localidad. Sobrepuestas, en líneas diferenciadas en la segunda escala, se gráfica el área basal obtenido para cada una de las especies de mangle en cada condición, en esta localidad el área de muestreo se ajustó a 300 m².

Del análisis gráfico de las barras correspondientes, es notable la similitud de los resultados con la localidad de La Paz. De igual manera, para cada especie de mangle, en esta localidad se presenta una clara tendencia a disminuir su área basal hacia la zona de inundación. Un notable nivel de área basal se observa en *L. racemosa* en la condición CA. *R. mangle* es la especie menos desarrollada aunque muestra un ligero incremento en la condición IP. *A. germinans* presentan su mejor nivel de área basal en la condición CA.

Localidad de Bahía Concepción

En la Figura 17 se esquematiza con barras la proporción (%) de la textura del suelo, la barra adyacente representa el promedio de salinidad, obtenido en la zona de raíces

(ambas se presentan en la misma escala hasta 100) para cada una de las condiciones micro-topográficas (CO, CA, IP e IT). Sobrepuestas, en líneas diferenciadas en la segunda escala, se muestra gráficamente el área basal obtenida para cada una de las especies de mangle; también, en esta localidad el área muestreada fue ajustada a 300 m².

De igual modo, es notable la similitud de las proporciones de la textura del suelo como en los dos casos anteriores, aunque en este caso el nivel de salinidad intersticial tiende a incrementar ligeramente hacia la zona inundable (IT). En *R. mangle* se observa una escasa área basal hacia la zona de inundación, siendo ligeramente IP su mejor nivel. Los mejores niveles de área basal se observan en *A. germinans* y *L. racemosa* en la condición IP donde la proporción de arcillas es mas elevada, aunque no parece ser significativa de las otras condiciones.

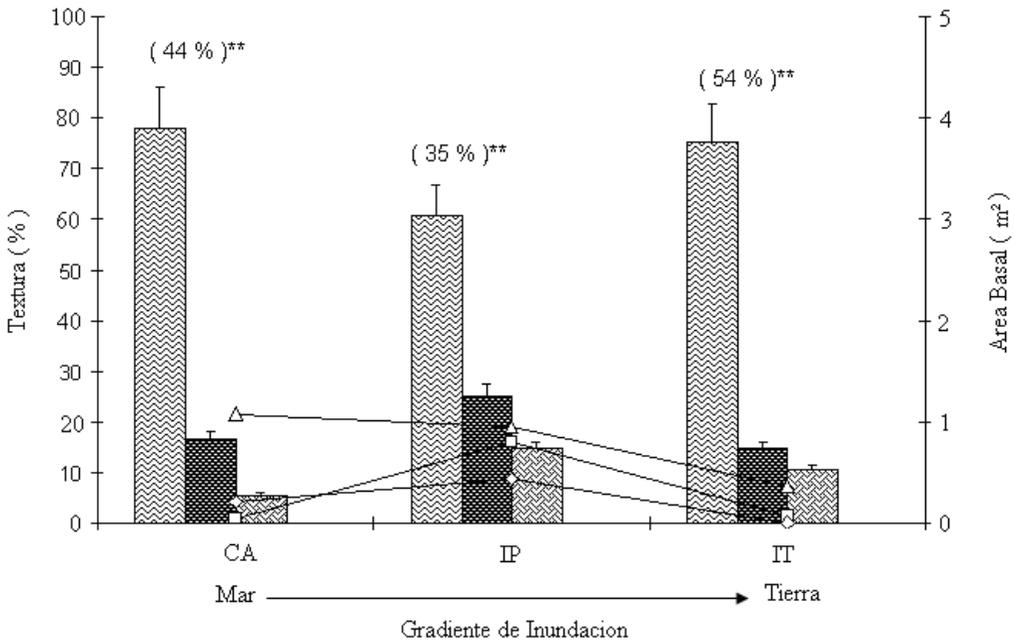


Figura 17.- Proporción de partículas de arena (hachurado diagonal), limo (hachurado horizontal), arcilla (hachurado vertical) y de la concentración de salinidad (**) en relación con el área basal de las especies *A. germinans* (triángulo), *L. racemosa* (cuadrado) y *R. mangle* (círculo), en las condiciones micro-topográficas Costa (CO), Canal (CA), Inundación Permanente (IP) e Inundación Temporal (IT) en Bahía Concepción.

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Los manglares peninsulares se establecen en el margen de su distribución geográfica, en consecuencia enfrentan condiciones del ambiente más adversas y limitativas que en las zonas tropicales, su zona de origen. En las costas de la Península de Baja California, la escasa precipitación pluvial, y su transportación fluvial hasta la desembocadura de los arroyos, parece ser una causa primaria que limita el aporte no solo de agua dulce, también de sustrato adecuado (limo y arcilla) y nutrientes propios para estas especies, que en latitudes tropicales se transportan a través de las continuas corrientes fluviales. Adicionalmente, la estacionalidad en la variación y en la amplitud del nivel de la marea, las relativas bajas temperaturas invernales en el agua del mar y en el ambiente, parecen ser los principales factores que acumulados, y en interacción, causan que cada una de las especies de mangle y en su conjunto limiten su establecimiento, crecimiento y dispersión.

Aspectos Estructurales

Acorde a la clasificación de Lugo y Snedaker (1974) descrita para manglares del caribe centroamericano, los manglares peninsulares muestran correspondencia al tipo arbustivo de franja (*fringe*). Las especies del manglar aquí documentadas exhiben una cierta variabilidad estructural en cada una de las localidades de estudio. La variación en las características edáficas (que implican proporciones de las partículas del sustrato, y de aquí la disponibilidad de nutrientes y los contenidos de materia orgánica) en las distintas condiciones de la micro-topografía, tienen un papel en el desarrollo de las especies de manglar.

En cada localidad existen variaciones en las características edáficas, que si bien tienden a guardar un patrón (por ejemplo la arena es dominante sobre las otras texturas, las proporciones de limo y arcilla se mantienen, salvo excepciones dominando la primera sobre la segunda; y la salinidad se mantiene en niveles poco variables, 1.7 a 2.5 UPS). Poco sabemos del umbral de respuesta fisiológica de estos organismos, razón por la cual es difícil asignar a una determinada variable como la condicionante de la respuesta estructural.

Los datos provenientes de las comunidades de manglar árido en estudio (ver 3 últimas columnas de la Tabla 9) muestran comparativamente que los niveles de área basal obtenidos se encuentran en cantidades cercanas e incluso superiores a los de rodales de manglar de zonas tropicales e intertropicales.

Dawes *et al.* (1999) menciona que en la costa de Tampa, Florida, una de las zonas límite para los manglares en la costa Atlántica, los individuos muestran desarrollo de área basal de relativo bajo nivel para todas las especies de la localidad (hasta 21 m² ha

Tabla 9.- Características estructurales de manglares en tres localidades de la costa sur occidental del Golfo de California y datos comparativos de localidades de manglares tropicales. Los resultados de este trabajo se presentan ajustados a unidades comparables con las de la bibliografía consultada.

Parámetros	Manglares en zona tropicales de la cuenca del Pacífico					Manglares de zonas áridas del Golfo de California		
	R - C Teconoapa, Guerrero ¹	R Río las Cañas, Sinaloa ²	F El Verde, Sinaloa ³	A Boca del Toro, Panamá ⁴	A Las Guasimas, Sonora ⁵	F La Paz, B.C.S. ⁶	F Loreto B.C.S. ⁶	F Bahía Concep. B.C.S. ⁶
Altura dosel (m)	24.0	16.0	6.0	0.74	2.7	3.6	5.0	3.9
Ramas / ha	--	--	1800	33600	4700	23883	18346	21555
Individuos/ 0.1 ha	791	282				524	605	420
Á. basal (m ² ha ⁻¹)	54.8	11.39	9.9	6.8	13.5	45.6	71.7	47.8
No. de especies	1	3	1	1	1	3	3	3

R - C: Riverino-Cuenca; R: Riverino; F: Franja; A: Arbustivo; ¹ Tovilla (1998); ² Pool *et al.* (1977) (0.1 ha); ³ Flores-Verdugo *et al.* (1987) *L. racemosa*; ⁴ Lovelock *et al.* (2005) *R. mangle*; ⁵ Arreola-Lizarraga *et al.* (2004) solo troncos de *A. germinans*; ⁶ *R. mangle*, *L. racemosa* y *A. germinans*, cuyos DAP de ramas fueron tomados a partir de 1.5 cm de diámetro.

¹) en comparación con comunidades riverinas del sur de esa misma península (20-39 m² ha⁻¹). En las zonas francamente tropicales de México, Tovilla (1998) en Teconoapa, Guerrero, reportó sumatorias de áreas basales de hasta 40.8 m²/ha para las especies del manglar, incluido *Conocarpus erectus*, mientras que Lovelock *et al.* (2005) en Boca del Toro, Panamá, reportan áreas basales de hasta 30.1 m² ha⁻¹. m²/ ha para *R. mangle*. Así entonces, la estrategia adaptativa de nuestros manglares es dividir la participación del área basal en numerosos individuos, contrario a los manglares tropicales donde el área basal se concentra en pocos de estos.

Si bien el número de tallos registrados es sumamente alto (ver columna respectiva en Tablas 2, 3 y 4), *a priori* se había supuesto que los niveles de área basal en los manglares peninsulares deberían ser significativamente inferiores al de localidades de zonas tropicales.

Distribución de especies

En las localidades de estudio se encontraron las tres especies de mangle más comunes en el territorio mexicano. Las características de las condiciones micro-topográficas donde se intergradan parece ser el principal factor que explica la selección y la dominancia de alguna de las especies de mangle. De esta manera, *L. racemosa* tiende a ser la más dominante en la zona más cercana a la costa (CO). Las propiedades ambientales que se encuentran implícitas en esa condición micro-topográfica (CO) son entre otros factores, la menor variabilidad del estrés hídrico para las plantas por ser una zona de

permanente contacto con al agua de mar y que favorece una mayor oxigenación a las raíces que en las zonas inundables en distinto grado (CA, IP e IT), así como también presentar en el sustrato una tendencia a niveles de textura para mantener un aporte de nutrientes adecuado, reflejados en los mayores niveles de limo que en las otras condiciones micro-topográficas (ver Figuras 15, 16 y 17).

La presencia de *R. mangle* en la zona de fango (IP y CA) es notoria porque es numéricamente abundante, aunque en el margen del canal (CA) los individuos alcanzan la mejor altura, en promedio 3.96 ± 0.92 m, que desciende levemente hasta 3.19 ± 1.12 m en inundación permanente (IP) donde es prácticamente la única especie presente (ver Tablas 2, 3 y 4).

Típicamente se reconoce que *A. germinans* se encuentra solo en las zonas de inundación temporal (IT), pero en las localidades peninsulares esta especie se encuentra presente en todas las condiciones micro-topográficas, logrando en cada una diferentes niveles de importancia (ver Tablas 2, 3 y 4). Este hecho sugiere que *A. germinans* tolera un amplio rango de condiciones del sustrato, llama la atención el observar individuos que compiten en desarrollo vertical y basal con las otras especies en CO, CA e IP. De este modo, su sola presencia en la condición IT se debe a su tolerancia a las condiciones allí existentes, aunque las condiciones extremas limitan su desarrollo, condiciones que no toleran las otras dos especies.

A. germinans exhibe amplia tolerancia a la salinidad, ya que durante el inicio del verano, se observó lo que parece se el límite del estrés salino, pues las hojas exudan gran cantidad de cristales de sal por el haz y envés, situación que se sugiere ser la causante del aborto de yemas en el inicio temporal del desarrollo foliar y gran parte de los botones florales, ya que estos eventos fenológicos se inician precisamente en esta temporada, situación salvada para la planta al entrar la temporada de lluvias.

Por último, la seriación reconocida de las especies en los ambientes de lagunas salobres de áreas tropicales, se presenta en la siguiente secuencia: *R. mangle-L. racemosa-A. germinans* establecida del margen de la costa al interior (Chapman 1977, Tomlinson 1986), en este estudio se concluye que de acuerdo a las evidencias de distribución y en un orden de importancia acorde a la conformación estructural mostradas en las Figuras 3, 4, y 5, es factible señalar en los manglares peninsulares las especies se establecen en una seriación: *L. racemosa-R. mangle-A. germinans* en el gradiente desde la línea de costa hacia el límite interior de la inundación temporal con la zona de salitral.

AGRADECIMIENTOS

Al CONACYT por la Beca No. 159418 otorgada a RDC, esta contribución forma parte del primer capítulo de la tesis de Doctorado, titulada “Análisis de la Estructura, la Fenología y la Regeneración Natural de las especies del manglar en la Costa Sur

occidental del Golfo de California” que se realiza dentro del programa de posgrado en Ciencias Marinas y Costeras (CIMACO) en la UABCS.

LITERATURA CITADA

- Alvarez-Borrego S (2004) Oceanography of the Gulf of California. En: Gulf of California Conference, June 13-16. Tucson, AZ.
- Arreola-Lizárraga JA, Flores-Verdugo FJ, Ortega-Rubio A (2004) Structure and litterfall of an arid mangrove stand on the Gulf of California Mexico. *Aquatic Botany* 79(2):137-143.
- Ball MC (1980) Patterns of secondary succession in a mangrove forest of Southern Florida. *Oecologia* 44:226-235.
- Bashan Y, Puente ME, Myrold DD, Toledo G (1998) In vitro transfer black mangrove seedlings. *FEMS Microbiol Ecol* 26:165-170.
- Brower JE, Zar JH, von Ende CN (1990) Field and laboratory methods for general ecology. Wm. C. Brown Pub., Dubuque IW.
- Bouyoucos GJ (1962) Hydrometer method improved for marking particle size analysis of soils. *Agron J* 54:464-465.
- Caballero AC, Bernardez J, Martínez L (1997) Tablas Matemáticas. Cuadragésima quinta edición. Edit Esfinge, SA de CV, Naucalpan, Méx.
- Cintrón G, Schaffer-Novelli Y (1984) Methods for studying mangrove structure. En: S.C. Snedaker y J.G. Snedaker (eds) *The Mangrove ecosystems: research methods*. UNESCO. Monogr Ocean Method 8 UNESCO, Paris, Francia.
- Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada (2006) Predicción de Mareas. Hoja La Paz, Loreto y Santa Rosalía. Laboratorio de Nivel del Mar. <http://oceanografia.cicese.mx/predmar/>
- Chapman VJ (1977) Introduction in Chapman VJ (ed) *Ecosystems of the world*. Vol. I. Wet Coastal Ecosystems. Elsevier, Amsterdam. p 1-29
- Clements FE (1919) Plant succession: An analysis of the development of vegetation. Publ. 242. Carnegie Inst. of Washington, Wash., DC
- Comisión Nacional para el Estudio y Conocimiento de la Biodiversidad (CONABIO) 2008. Manglares de México. Comisión Nacional para el Estudio y Conocimiento de la Biodiversidad, México D.F. 38 p.
- Colinvaux P (1993) Pleistocene biogeography and diversity in forest of South America. En: P. Goldbaltt (ed) *Biological relationships between Africa and South America*. Yale University Press, NH.
- Davis JH (1940) The ecology and geology role of mangroves in Florida. Carnegie Inst. Wash. Pub. 32:302-412.
- Dawes CJ, Siar K, Marlett D (1999) Mangrove structure, litter ad macroalgal productivity in a northern-most forest of Florida. *Mangroves and Salt Marshes* 3:259-267.
- Félix-Pico EF, Olguín-Quñones OE, Hernández-Herrera A, Flores-Verdugo FJ (2006) Producción primaria de los mangles del Estero el Conchalito en Bahía de La Paz, Baja California Sur, México. *Ciencias Marinas* 32:1A:53-63.

- Felger R, Lowe C (1976) The island and coastal vegetation and flora of the northern part of the Gulf of California. Los Angeles County Mus. Contr Sci Nat Hist 285:1-59.
- Flores-Verdugo FJ, Day JW Jr, Briceño-Dueñas R (1987) Structure, litter fall, decomposition and detritus dynamics of mangroves in a Mexican coastal lagoon with an ephemeral inlet. *Mar Ecol Prog Ser* 35:83-90.
- García E (1981) Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen. Instituto de Geografía, UNAM, México, DF.
- González-Zamorano P, Nava-Sánchez EH, León-de la Luz JL, Díaz-Castro SC (2011) Patrones de distribución y controles ambientales de los manglares peninsulares. En: Félix-Pico EF, Serviere-Zaragoza E, Riosmena-Rodríguez R, León de la Luz JL (eds) *Los Manglares de la Península de Baja California*. p 67-102.
- Holguín G, Guzmán MA, Bashan Y (1992) Two new nitrogen-fixing bacteria from the rhizosphere of mangrove trees: their isolation, identification and in vitro interaction with rhizosphere *Staphylococcus* sp. *Microbiol Ecol* 101:207-216.
- Holguín G, Vazquez P, Bashan Y (2001) The role of sediment microorganisms in the productivity, conservation and rehabilitation of the mangrove ecosystems: an overview. *Biol Fertil Soils* 33:265-278.
- Jiménez-Quiroz MC (1991) Contribución al conocimiento de los productores primarios de la Ensenada de La Paz. Análisis de la comunidad de Manglar. Tesis MC, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas (CICIMAR), Instituto Politécnico Nacional. La Paz, Baja California Sur.
- Loa-Loza E (1994) Los manglares de México: Sinopsis general de su manejo. En: Suman D (ed.) *El ecosistema de manglar en América Latina y la Cuenca del Caribe: su manejo y conservación*. University of Florida, Miami, FL.
- Lovelock CE, Feller IC, McKee KL, Thompson R (2005) Variation in mangrove forest structure and sediment characteristics in Boca del Toro, Panama. *Caribbean Journal of Science* 41(3):456-464.
- Lugo AE, Snedaker SC (1974) The ecology of mangroves. *Ann Rev Ecol Syst* 5:39-64.
- Pacheco-Ruiz I, Zertuche-González JA, Meling AE, Riosmena-Rodríguez R, Orduña-Rojas J (2006) El límite norte de *Rhizophora mangle* L en el Golfo de California, México. *Ciencia y Mar* 28:19-22.
- Puente ME, Olguín G, Glick BR, Bashan Y (1999) Root surface colonization of black mangrove seedlings by *Azospirillum halopraeferens* and *Azospirillum brasilense* in seawater. *FEMS Microbiol Ecol* 29:283-292.
- Rabinowitz D (1978) Mortality and initial propagule size in mangrove seedlings in Panama. *J Ecol* 66:45-52.
- Ramírez-García P, Lot HA (1994) La distribución del manglar y los pastos marinos en el Golfo de California, México. *Anales Inst Biol Univ Autón México Ser Bot* 65(1):63-72.
- Ruiz-Luna A, Acosta-Velásquez J, Flores-Verdugo FJ, Berlanga-Robles CA, Trelles-Ríos NA, Monzalvo-Santos K (2004) Aplicación de técnicas de percepción remota para el análisis de la distribución, extensión y estructura de sistemas de manglar en Baja California Sur, México. XI Simposio Latinoamericano sobre Percepción Remota y Sistemas de Información Espacial. Santiago de Chile.

- Suman D (1994) El ecosistema de manglar en América Latina y la Cuenca del Caribe, su manejo y conservación. Miami University. Miami FL.
- Steinbeck J (1941) The long form of the Sea of Cortez. Penguin Books. San Francisco, Cal.
- Shreve F, Wiggins IL (1964) Vegetation and flora of the Sonoran Desert. Vols I, II. Stanford University Press, Stanford, CA.
- Tovilla HC (1998) Ecología de los bosques de manglar y algunos aspectos socioeconómicos de la zona costera de Barra de Teconoapa, Guerrero, México. Tesis de Doctorado en Ciencias. Facultad de Ciencias, División de Estudios de Posgrado, Universidad Nacional Autónoma de México. México, DF.
- Toledo G, Rojas A, Bashan Y (2001) Monitoring of black mangrove restoration with nursery-reared seedling on an arid coastal lagoon. *Hydrobiologia* 444:101-109.
- Tomlinson PB (1986) The Botany of Mangroves. Cambridge University Press, UK.
- Thom BG (1967) Mangrove ecology from deltaic geomorphology. Tabasco, México. *J Ecol* 55:301-343.
- Whittaker RH (1975) *Communities and Ecosystems*. 2nd Ed McMillan Pub Co New York, USA.
- Wiggins IL (1980) *Flora of Baja California*. California Academy Press. Berkeley, CA.



Estero Zacatecas en la Laguna de La Paz. Foto Aldo Vargas

CAPÍTULO 3

PATRONES DE DISTRIBUCIÓN Y DETERMINANTES AMBIENTALES DE LOS MANGLARES PENINSULARES

Patricia González-Zamorano¹, Enrique H. Nava-Sánchez², José Luis León de la Luz¹ y Sara C. Díaz-Castro¹

¹ Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, SC, Mar Bermejo No. 195, Col. Playa Palo de Santa Rita. Apdo. Postal 128, La Paz, BCS 23090, México. zamorano04@cibnor.mx

² Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, IPN, Av. Instituto Politécnico Nacional s/n, Col. Playa Palo de Santa Rita, La Paz, BCS, México.

RESUMEN

Los bosques de manglar están ordenados espacialmente en respuesta a su interacción con diferentes determinantes ambientales, los cuales han sido ampliamente documentados en condiciones tropicales. Los manglares de la Península de Baja California se desarrollan en un clima árido, también representan el límite norte de distribución en la costa oriental del Pacífico, por lo que en un sentido ecológico estos sistemas afrontan condiciones limitativas comparadas con las condiciones tropicales. Estas características magnifican su importancia como hábitat crítico para la crianza, alimentación y refugio de muchas especies marinas. Este capítulo analiza los patrones de distribución de los manglares peninsulares, así como los determinantes físicos que se relacionan con tales patrones. El enfoque se realiza desde una perspectiva regional considerando la disponibilidad de ambientes óptimos para su desarrollo. Los patrones encontrados muestran un marcado contraste entre la costa oriental y la occidental. La distribución de manglares en la costa Pacífica presenta su límite norte hacia los 26°45'N concentrando la mayor cobertura de manglares (315.9 km²), donde ocurren *Avicennia germinans*, *Rhizophora mangle* y *Laguncularia racemosa* siendo éstas últimas las de mayor dominancia y rango latitudinal. En la costa del Golfo de California estas comunidades se extienden hasta los 29°06'N, la riqueza de especies es la misma y con frecuencia están asociadas a salitrales; los ambientes se distribuyen de manera irregular a lo largo de la costa con una cobertura vegetal total de 4.97 km² siendo *A. germinans* la especie más frecuente. El enfoque regional permitió identificar los principales determinantes físicos, así como entender los efectos de éstos en los patrones encontrados. Se plantea que la configuración de los patrones de distribución y abundancia está determinada por la interacción de controles climáticos, oceanográficos y geológicos, los cuales pueden entenderse en función de la estabilidad, disponibilidad y características de los ambientes óptimos para el establecimiento de estos ecosistemas. Se considera que el control climático y oceanográfico limitan el desarrollo de estas comunidades al norte de la península, donde la respuesta individual de cada especie ante las bajas temperaturas del ambiente y probablemente del agua de mar definen el patrón de distribución específica; asimismo, se considera que en la costa del Golfo el efecto de las mareas en conjunto con la alta evaporación causa un estrés hídrico y salino. La historia del nivel medio del mar permitió entender que la costa Pacífica presenta mayor estabilidad y disponibilidad de hábitat lo cual se ve reflejado en la continuidad

de los manglares y su mayor cobertura vegetal, la cual se asocia a los sistemas lagunares de mayor extensión. Dentro de los límites máximos de latitud se plantea que el control geológico modula la disponibilidad de ambientes óptimos o condiciones limitantes para el desarrollo de estas comunidades, entre tales ambientes encontramos: lagunas costeras (originadas por formación de barreras arenosas y movimientos tectónicos), abanico-deltas y valles de río inundado (esteros), los cuales se repiten en ambas costas. La distribución latitudinal por especie al parecer está influida por el patrón de corrientes, la continuidad de ambientes óptimos para el establecimiento de propágulos así como a la tolerancia al estrés de cada especie. Para el caso específico de *Conocarpus erecta* se observó que ésta especie no constituye un componente de los ecosistemas de manglar y su rango de distribución se restringió a la zona de mayor precipitación en la Región del Cabo.

Palabras clave: manglar, patrones de distribución, determinantes ambientales, controles ambientales, hábitats de manglar, ambientes de manglar, Península de Baja California.

ENVIRONMENTAL CONTROL AND DISTRIBUTION PATTERNS OF THE PENINSULAR MANGROVE

ABSTRACT

Mangrove forests, which are mainly documented in tropical zones, are structurally arranged in response to interactions with several environmental controls. The mangroves in the Baja California Peninsula are in an arid environment. They also represent the northern limits along the eastern Pacific shore and endure ecologically limiting conditions outside tropical environments. Their relatively uncommon presence magnifies their importance as habitats for breeding, feeding, and refuge for many marine species. This work reviews distribution patterns of peninsular mangrove stands and analyzes the environmental controls that determine such patterns. Additionally, we consider the regional perspective and availability of optimal places for establishing new mangroves. The patterns are notably different between the western and eastern shores of the peninsula. On the Pacific coast, the northern limit of mangroves is at 26°45'N, representing the largest peninsular surface of stands (315.9 km²). The peninsular species are *Avicenia germinans*, *Rhizophora mangle*, and *Laguncularia racemosa* that occur as a community, but the last two are dominant in each stand and cover more area. On the Gulf of California coastline, the northern limit is 29°06'N; suitable environments are irregularly distributed and associated with salt flats. The extent of these stands is barely of 4.97 km², where *A. germinans* is noticeably more common. Species distribution patterns are determined by an interaction of environmental, oceanographic, and geomorphic controls that are tied to stability, availability, and to the characteristics of optimal and minimal conditions for settlement. The regional approach was useful to identify the main environmental controls as well as to understand their effects on the distribution pattern. The climatic and oceanographic controls drive the settling of stands at the northern end of the distribution, where low tolerance to low air and water temperatures place some limits on mangroves. The Gulf has a greater range of seasonal tides and higher temperatures that promote water and salt stress. The range at sea level on the Pacific coast is much less and has historically provided greater availability of suitable habitats characterized by habitat continuity and more morphometric attributes

to the plant community; it is also associated with larger lagoons than in the Gulf. In the analysis of maximum latitude limits, we considered whether the optimal environments for these communities are regulated by geomorphic factors. Among these are coastal lagoons (generated by the formation of sand bars and tectonic movement), deltas, and flooded river valleys (marshes) on both coasts. The northern limits of the species seem to be regulated by marine currents, continuity of suitable habitats for establishment of propagules, and stress resistance of each species. *Conocarpus erecta* is restricted to the area of higher rainfall in the Cape Region on the Gulf side.

Key words: mangrove, distribution patterns, environmental determinants, environmental controls, mangrove habitats, mangrove environment, Baja California Peninsula.

INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas de manglar constituyen un ecotono entre el sistema terrestre y marino, con características ecológicas de gran complejidad estructural y funcional. La infraestructura base la constituyen los árboles o arbustos de mangle, en torno a ellos se establece una biocenosis que comprende otros productores (halófitas, pastos marinos, macroalgas, etc.), consumidores y degradadores, interrelacionados a través del flujo de materia y energía, que constituyen y regulan el metabolismo de la comunidad (Yáñez-Arancibia 1986, Day y Yáñez 1988, Flores-Verdugo *et al.* 1990).

Tales ecosistemas presentan una fuerte correlación entre las asociaciones vegetales y los ambientes definidos geomorfológicamente, en donde la vegetación cambia a través del tiempo según los procesos de acreción y erosión. Asimismo, los patrones de distribución de las especies de mangle responden directa o indirectamente a controles climáticos, geomórficos, sedimentológicos, así como a procesos físicos, los cuales pueden ser considerados en cuatro escalas geográficas: global (mundial y continental), regional (nacional, estatal), local (estuarina) y micro-ambiental (intermareal) (Thom 1984, Snedaker 1982, Woodroffe 1992, Saintilan 2004).

En consecuencia, las comunidades de manglar presentan una gama de atributos estructurales y funcionales que promueven su permanencia en las drásticas condiciones de la zona intermareal, de tal forma que la variabilidad de estos ecosistemas se encuentra tanto en la diversidad de especies que lo componen y que albergan temporalmente, así como en la capacidad que cada especie o asociación vegetal ha desarrollado para adaptarse y especializarse en condiciones ambientales variables y limitativas que caracterizan su ambiente físico (Duke *et al.* 1998).

El objetivo de la presente investigación es analizar los patrones de distribución de los manglares en la Península de Baja California, así como evaluar los determinantes físicos que se relacionan con tales patrones. El enfoque se realiza desde una perspectiva regional considerando la disponibilidad de ambientes óptimos (o espacio de acomodo) para el desarrollo de manglares en condiciones de aridez.

ANTECEDENTES

Biogeografía mundial

Existe consenso de que el centro de origen y radiación de las especies de mangle es la región Indo-Pacífico, particularmente lo que hoy es Malasia e Indonesia (Duke *et al.* 1988). La separación de las placas tectónicas durante el Mesozoico fue determinante para la distribución mundial actual. El margen oeste del mar de Tethys formó el Mediterráneo constituyendo la única vía para la expansión de esta vegetación hacia el primigenio Océano Atlántico, a partir de aquí las especies de mangle colonizaron las entonces costas del oeste de África, el Golfo de México, y el Caribe, pasando posteriormente a través del Istmo de Panamá, antes de que este se cerrara hace 4 millones de años, hasta las costas del Pacífico del Continente Americano. Actualmente, se reconocen 58 especies de mangle, integradas en 12 géneros y 8 familias (Chapman 1975, Rico-Gray 1993, Duke *et al.* 1998). De acuerdo al número de especies se reconocen dos grandes centros de diversidad, el grupo oriental de mayor riqueza florística (58 especies) con tres regiones biogeográficas: (a) este de África y Madagascar, (b) Indomalasia y Asia, y (c) Australasia y oeste del Pacífico. El grupo occidental presenta menor número de especies (13) donde se ubican otras tres regiones: (d) oeste de América y costa este del Pacífico, (e) este de América y Caribe y (f) oeste de África (Duke *et al.* 1998).

México se ubica en el grupo occidental, donde se han reportado las especies *Rhizophora mangle* L. (mangle rojo, Rhizophoraceae), *Laguncularia racemosa* (L.) Gaertn. (mangle blanco, Combretaceae), *Avicennia germinans* L. (mangle negro, Avicenniaceae) y *Conocarpus erecta* L. (mangle botoncillo, Combretaceae) aunque ésta última especie, de acuerdo con Tomlinson (1986) no se considera un mangle verdadero, sin embargo, es un componente importante en algunas comunidades de manglar motivo por el cual se incluyó en el presente análisis. Finalmente, en Chiapas se han registrado marginalmente dos especies más *R. harrisonii* Leech. y *A. bicolor* Standley (López Portillo y Ezcurra 2002). Dichas comunidades poseen una amplia variación en su distribución debido a la extensión y diversidad de las costas así, mientras que en el sur las condiciones ambientales son propicias para un franco desarrollo, en la posición subtropical las masas de manglar aparecen reducidas y dispersas en la escala regional. Los manglares de la península de Baja California se ubican en el límite septentrional de la costa pacífica, por lo que en un sentido ecológico, afrontan condiciones ambientales limitantes para su existencia y desarrollo (altas temperaturas, baja precipitación, escaso aporte dulceacuícola y sedimentario, etc.), en consecuencia presentan mayor fragilidad que en las zonas tropicales francas.

Determinantes ambientales

De acuerdo con Chapman (1977), los manglares dependen de la interacción de siete factores y/o procesos ambientales (determinantes) para su desarrollo óptimo, incluyendo la temperatura, corrientes, zonas protegidas, costas bajas, salinidad, mareas y sustrato. Otros autores como Cintrón y Schaefer (1983) refieren también al pH, aportes de agua dulce y nutrientes. Odum *et al.* (1985) consideran cuatro: el clima, la salinidad, mareas y sustrato. Duke *et al.* (1998) señalan la temperatura, precipitación o aporte de escurrimiento superficial, asimismo considera condiciones geográficas y las barreras físicas o movimientos tectónicos que influyen en la dispersión de los manglares. Dichos controles pueden estar actuando en diferentes escalas temporales y espaciales (global, regional, local y micro-ambiental) o en varias a la vez (Duke *et al.* 1998).

Uno de los determinantes más estudiados a escala global es la temperatura ya que la distribución latitudinal de manglares es esencialmente tropical, aunque sólo una especie *A. marina* (Forsk.) Vierh. se extiende hacia el sur de Australia casi a los 38° S. Al respecto, se ha encontrado que el patrón general de distribución de manglares hacia los polos está asociado a la posición en invierno de la isoterma de los 20°C (Lugo y Snedeker 1974, Tomlinson 1986, Duke *et al.* 1988).

Por otro lado, la influencia de la precipitación y temperatura fueron analizados globalmente por Blasco (1984) quien concluye la siguiente regionalización: (1) áreas cálidas húmedas en donde se distribuye el 90% de los manglares del mundo, (2) áreas sub-húmedas donde los manglares se encuentran ocasionalmente, (3) áreas semiáridas donde los manglares son raros, usualmente asociados a bocas de ríos principales, como el Delta Indus en Pakistán y las provincias del oeste y norte de Australia; y (4) áreas áridas donde éstos ecosistemas son prácticamente desconocidos, excepto donde se presentan lluvias invernales como en las costas egipcias del Mar Rojo, el Golfo Pérsico y el Golfo de California. Igualmente, señala que en regiones ecuatoriales y tropicales con lluvia en verano los manglares son altos, robustos, densos y florísticamente diversos, mientras que en regiones áridas subtropicales los manglares son arbustivos, aislados y esporádicos.

Al considerar lo anterior, resulta evidente que las especies de mangle en los ambientes que los sustentan están presumiblemente ordenados de acuerdo a su interacción con los diferentes determinantes ambientales.

MATERIAL Y MÉTODOS

La identificación de los ambientes, tipo de vegetación y la estimación de cobertura vegetal se realizó mediante fotointerpretación de gabinete y campo conforme al procedimiento sugerido por van Zuidam (1986), se utilizaron fotografías aéreas digitales

del Instituto Nacional de Geografía e Informática (INEGI, 1993) con tamaño de píxel de 2 x 2 m y las disponibles en el servidor de imágenes del Google Earth® 4.0, del 2006 con altura de vuelo de $\cong 1$ km para la costa oriental y $\cong 5$ km, para la costa occidental. La validación de los sitios (particularmente aquellos de menor superficie) se realizó mediante un recorrido aéreo en una avioneta Cessna 182 tren retráctil a 600 m de altura promedio durante abril del 2007 donde se tomó material fotográfico georeferenciado. Para conocer la composición de especies de cada ambiente identificado se consultó la base de datos del Herbario "HCIB Annetta Carter" del CIBNOR, S.C., se realizó una revisión bibliográfica (Wiggins 1980, Delgadillo *et al.* 1992, Ramírez-García y Lot 1994, Turner *et al.* 1995, Guzmán 1998, CONANP 2000, IPN-CICIMAR-CIBNOR-UABCS 2002, González-Zamorano 2002, Carrera y de La Fuente 2003, Ruiz Luna *et al.* 2004, Whitmore *et al.* 2005, Glenn *et al.* 2006, Chávez-Rosales 2005, Felix-Pico *et al.* 2005, Pacheco-Ruiz *et al.* 2006, León de la Luz y Domínguez 2007) y se incorporaron datos del recorrido aéreo y de campo. Finalmente, se generaron los mapas de distribución y cobertura para lo cual se utilizó el programa ArcMap 8.1 (ESRI, 1999-2001).

Se analizaron las condicionantes climáticas, oceanográficas y geológicas (historia del nivel medio del mar, litología, geomorfología costera, sedimentología y geohidrología) como determinantes físicos de los ambientes de manglar, para ello se realizó un análisis documental y cartográfico en un sistema de información geográfica (SIG) utilizando tanto los datos provenientes de la fotointerpretación como datos vectoriales provenientes de la cartografía de INEGI escala 1: 250 000 y 1:1000 000.

RESULTADOS

Patrones de los manglares peninsulares

A escala local, las especies de mangle se agrupan en dos asociaciones vegetales: manglares y salitrales o saladares. Los manglares son comunidades (o poblaciones) arbustivas o arbóreas densas con un porte de baja talla (en promedio 3-4 m), ubicadas en la zona intermareal en aguas de baja energía. De manera general, se distingue un gradiente perpendicular a la costa, donde *R. mangle* se ubica en las zonas externas con mayor frecuencia de inundación mientras que *L. racemosa* y *A. germinans* suelen desarrollarse en las zonas internas (tierra adentro), particularmente *A. germinans* se ubica en zonas donde la frecuencia de inundación es menor y la salinidad del sustrato es mayor. En algunos sitios se observaron pequeños manchones monoespecíficos de mangle ($< 1,000$ m²) o franjas riparias estrechas (< 10 m) sin constituir un manglar en sentido estricto.

Los salitrales pueden encontrarse contiguos a los manglares (tierra adentro) o bien, desarrollarse independientemente en la zona mesomareal y supramareal donde la influencia de inundaciones temporales por marea alta o avenidas de arroyos así como las altas tasas de evaporación son determinantes para la formación de sustratos salinos, limitantes para el establecimiento vegetal. Se reconocen tres áreas o tipos de salitral según la duración de los periodos de inundación y exposición de la máxima marea: bajo, medio y alto.

Las especies que predominan en dichas comunidades en Baja California Sur corresponden a formas de crecimiento arbustivas de talla pequeña y hierbas perennes tales como *Allenrolfea occidentalis* (S. Wats.) Kuntze, *Sessuvium verrucosum* Raf., *Salicornia subterminalis* Parish, L., *Monanochloe littoralis* Engelm., *Sporobolus virginicus* (L.) Kunth, *Distichlis spicata*, *Batis maritima* L., *Suaeda* spp., y *Atriplex* spp. En estas asociaciones suelen encontrarse individuos de *A. germinans*, aunque dependiendo de la latitud y tipo de salitral también pueden presentarse *L. racemosa* y *C. erectus*.

En la costa del Pacífico la asociación vegetal representativa es el manglar con dominancia de *R. mangle* y *L. racemosa* mientras que en la costa oriental los salitrales son más frecuentes, las asociaciones de manglar son menos representativas en cuyo caso, *A. germinans* es la especie más frecuente.

A escala regional, los patrones de distribución y abundancia son contrastantes. La costa pacífica presentó un rango latitudinal que va de la Bocana (26°45'N) a Rancho Bueno (24°19'N), con una cobertura vegetal relativamente continua la cual asciende a los 315.9 km². La costa oriental presentó mayor rango latitudinal (la cual va de la Isla Smith (29°06' N) a la Laguna de La Paz (24°06' N), desfasado ligeramente al norte (2°21'), en esta costa los ambientes de manglar son numerosos pero éstos se distribuyen de manera discontinua y aislada presentando en su totalidad una cobertura vegetal baja (4.97 km²).

El tipo de asociación vegetal y la distribución latitudinal de cada especie difieren ampliamente (Tabla 1, 2, Fig. 1, 2). Asimismo, se observó un gradiente en ambas costas donde el número de especies y la cobertura vegetal son menores conforme se incrementa la latitud. La mayor abundancia estuvo asociada a los amplios sistemas costeros ubicados en el Pacífico; en donde el manglar se desarrollo en dos rangos latitudinales, el más norteño que va del Estero La Bocana al Estero Batequi (26°45'- 26°23' N) y la franja sur que va del Estero San Rafael al Estero Rancho Bueno (25°44'- 24°19' N) y en donde se concentra el 87% de la cobertura vegetal peninsular y en donde sobresalen los sistemas costeros de Santo Domingo (157.13 km²), Almejas (47.38 km²) y Magdalena (31.26 km²). Las especies con mayor rango de distribución latitudinal fueron *R. mangle* y *L. racemosa* (26°45') mientras que *A. germinans* presentó su límite norte hacia los 26°03' (Tabla 1, Fig. 1, 2). En la costa oriental las comunidades de manglar se ubican en bahías y lagunas pequeñas o planicies costeras, en donde sobresalen los manglares de

Tabla 1.- Ambientes costeros con ocurrencia de mangle, asociación vegetal, cobertura y registro de especies en la costa pacífica: *R. mangle* (RM), *L. racemosa* (LR), *A. germinans* (AG), *C. erecta* (CE). Cobertura vegetal no estimada (*)

Estado	Ambiente costero	Asociación vegetal	Cobertura vegetal (m ²)	RM	LR	AG	CE
BCS	Estero La Bocana	Manglar	4,885,821	5, 7, 8, 9, 10, 15	5, 7, 8, 9, 10, 15	5?	
BCS	Estero El Coyote (Laguna Escondida)	Manglar	7,092,822	5, 7, 9, 15	5, 7, 9, 15	5?	
BCS	Laguna San Ignacio	Manglar/Saltral	8,766,410	5, 8, 9, 10, 15	5, 8, 9, 10, 15	5?	
BCS	Sistema Cardón-La Pitahaya	Manglar/Saltral	16,121,727	5, 15	5, 15	5?	
BCS	Estero El Cuarenta	Manglar	1,753,622	5	5	5?	
BCS	Estero El Dátil	Manglar	10,387,724	5, 10	5, 10	5?	
BCS	Estero El Batequi (Bocana San Juan)	Manglar/Saltral	979,641	17	17		
BCS	Estero San Gregorio (Boca San Gregorio-La Purísima)	Saltral	-	5, 7	5, 7	5, 15	
BCS	Sistema Lagunar Santo Domingo	Manglar	157,133,187	7, 8, 10, 15, 17	7, 8, 10, 15, 17	7, 8, 10, 15	
BCS	Canal Punta Banderitas	Manglar	26,918,945	10, 15	10	10, 17	
BCS	Estero San Lázaro, Bahía Santa María	Manglar	3,241,181	7, 10, 17	7, 10, 17	7, 10, 15, 17	
BCS	Sistema Lagunar Magdalena	Manglar	31,260,646	3, 10, 15, 17, 18	7, 10, 15, 17	7, 10, 15, 17, 18	
BCS	Sistema Lagunar Almejas	Manglar	21,539,655	7, 8, 10, 15	7, 8, 10, 15	7, 8, 10, 15, 17	
BCS	Sistema Lagunar Santa Marina	Manglar	25,843,520	7, 8, 10, 15	7, 10, 15	15	
BCS	Sur de Todos Santos, próximo a Rancho San Pedrito*	Saltral	-				7, 16
BCS	Los Salitrales, al SE de Todos Santos*	Saltral	-				7, 16
BCS	Plutarco Elías Calles*	Saltral	-				7, 16
BCS	Arroyo Migriño*	Manglar	-				7, 16
BCS	Rancho Las Lagunas (SE de la Ribera)*	Saltral	-				7

Fuentes: 1) Glenn *et al.* 2006, 2) Félix-Pico *et al.* 2005, 3) Chávez-Rosales 2005, 4) Pacheco-Ruiz 2006, 5) Carrera y de La Fuente 2003, 6) Ramírez-García y Lot, 1994, 7) Herbario HCIB "Annetta Carter", 8) Verificación terrestre, 9) Guzmán 1998, 10) Ruiz Luna *et al.* 2004, 11) CICIMAR, CIBNOR, UABCS, 2002, 12) Delgado *et al.* 1992, 13) González-Zamorano 2002, 14) CONANP 2000, 15) Turner *et al.* 1995, 16) León y Domínguez 2007, 17) Verificación aérea, 18) Wiggins 1980.

Tabla 2.- Ambientes costeros con ocurrencia de mangle, asociación vegetal, cobertura y registro de especies en la costa del Golfo de California: *R. mangle* (RM), *L. racemosa* (LR), *A. germinans* (AG), *C. erectus* (CE). Cobertura vegetal no estimada (*)

Estado	Ambiente costero	Asociación vegetal	Cobertura vegetal (m ²)	RM	LR	AG	CE
BC	Isla Smith, Laguna norte*, Laguna sur, porción SW de la isla	Manglar/Salitral	5,640	4, 12?		17	
BC	Isla Ángel de La Guarda (Laguna al SE)*	Manglar/Salitral	-	6			
BC	Bahía de Los Ángeles* (Punta La Gringa, Punta Arenas, El Rincón)	Manglar/Salitral	-	4, 15, 18		1, 12, 15,	
BC	Bahía Las Ánimas (Laguna norte, Lagunas sur)	Manglar/Salitral	250,011	4, 17		1	
BC	Marisma San Rafael, Bahía San Rafael	Salitral	24,039			?	
BC	Ensenada Las Palomas	Salitral	-			15	
BCS	Estero San Carlos	Salitral	-			?	
BCS	Laguna El Isote de San Lucas y otros en Canal Isla San Marcos	Manglar/Salitral	-	15, 17	15	8, 17	
BCS	Boca El Mojón* en Bahía Santa Inés	Salitral	-			7, 15	
BCS	Estuario Mulegé*	Manglar, Palmar	-	6, 8, 19	8, 19	6, 8 15	
BCS	Bahía Concepción. Diversas lagunas y abanico deltas	Manglar/Salitral	323,224	6, 7, 8, 12, 15, 17	6, 15, 18	6, 7, 8, 15, 17	
BCS	Ensenada El Mangle (Punta mangle*)	Salitral	-	6		6, 7, 9	
BCS	Boca Los Bateques*	Salitral	-	17	17	7?	
BCS	Laguna Nopoló en Parque Marino Bahía de Loreto. Además se desarrollan diferentes ambientes de origen fluvial sobre la costa peninsular*.	Manglar/Salitral	33,394	2, 6, 8, 12, 14, 15, 17,	2, 6, 12, 14, 15	2, 6, 7, 8, 14, 15, 17	
BCS	Isla Coronados*, Bahía de Loreto	Parches de mangle	-			6, 7, 14, 15	
BCS	Isla Danzante*, Bahía de Loreto	Parches de mangle	-	2, 6, 7, 14	6, 14	6, 14, 15	
BCS	Isla Carmen*, Bahía de Loreto	Manglar/Salitral	-		2	?	
BCS	Estero San Cosme*, Bahía Agua Verde	Salitral	-		¿	15	
BCS	Ensenada Tembabichi*	Manglar/Salitral	-	7, 8	7, 8	7, 8	
BCS	Isla San José (Bahía Amortajada), Isla San Francisco*	Manglar/Salitral	1,097,597	6, 7, 8, 15	6, 7, 15	6, 7, 8, 15	

Tabla 2.- Continuación.

Estado	Ambiente costero	Asociación vegetal	Cobertura vegetal (m ²)	RM	LR	AG	CE
BCS	Isla Espíritu Santo-La Partid: Ensenada Grande, Ensenada El Cardonal, El Cardoncito. Isla Espíritu Santo: ElMezterño, El Candelero. Ensenada El Gallo, Ensenada La Gallina, Puerto Ballena, El Erizoso, Bahía San Gabriel, Ensenada La Dispensa, Las Navajas	Manglar/Salitral	631,467	2, 7, 8, 15	2, 7, 8, 15	8, 15	8
BCS	Costa SE de Bahía La Paz. Laguna Balandra, El Merito N, El Merito S, Playa Pichilingue-Brujas, Unidad Pichilingue UABCS, Bahía Falsa, Estero Puerto Gato (El Tesoro), Estero Eréndira, Laguna Enfermería, Palmira	Manglar	767,106	2, 8, 11, 15	2, 8, 11	2, 7, 8, 11, 15	
BCS	Laguna de La Paz: El Conchalito, El Comitán, Estero Zacatecas, El Mogote, El Centenario - Chametla, Aeropuerto - Fidepaz	Manglar/Salitral	1,838,028	7, 8, 11, 13, 15	7, 8, 11, 13, 15	7, 8, 11, 13, 15	

Fuentes: 1) Glenn *et al.* 2006, 2) Félix-Pico *et al.* 2005, 3) Chávez-Rosales 2005, 4) Pacheco-Ruiz 2006, 5) Carrera y de La Fuente 2003, 6) Ramírez-García y Lot, 1994, 7) Herbario HCIB "Annetta Carter", 8) Verificación terrestre, 9) Guzmán 1998, 10) Ruiz Luna *et al.* 2004, 11) CICIMAR, CIBNOR, UABCS, 2002, 12) Delgadillo *et al.* 1992, 13) González-Zamorano 2002, 14) CONANP 2000, 15) Turner *et al.* 1995, 16) León y Domínguez 2007, 17) Verificación a área, 18) Wiggins 1980.

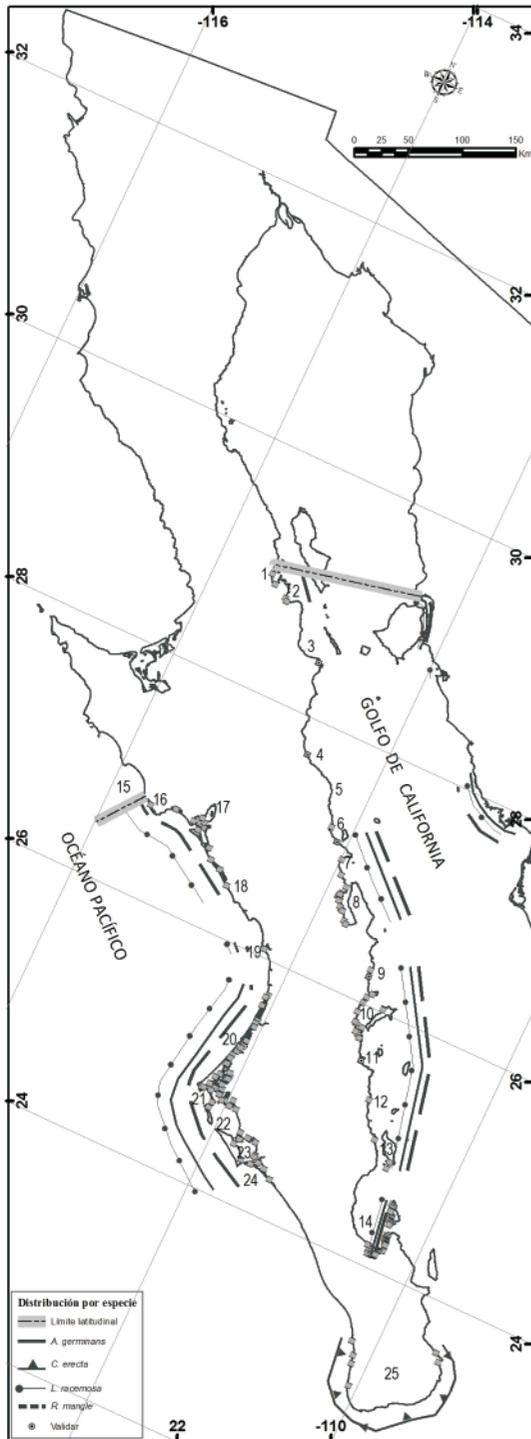


Figura 1.- Mapa de distribución de manglares por especie y tipo de vegetación.

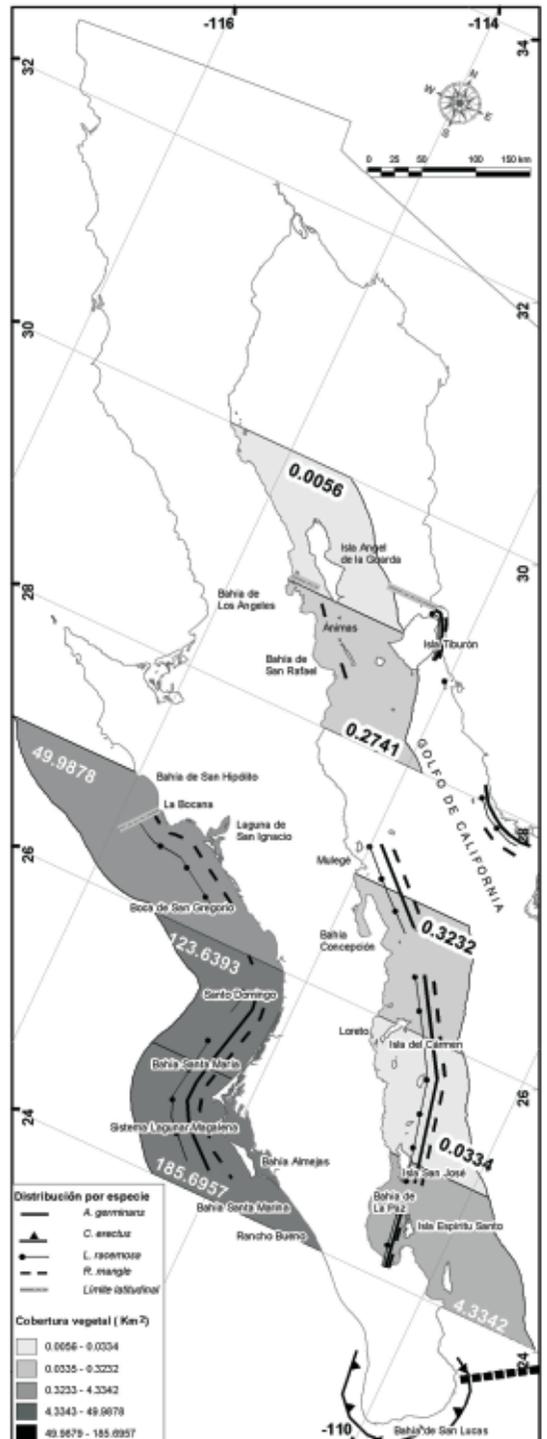


Figura 2.- Mapa de distribución de cobertura vegetal por grado latitudinal.

Isla San José (1.09 km²), Las Ánimas Norte (0.22 km²) y los ubicados en la Bahía de La Paz que en conjunto constituyen una superficie aproximada de 3.23 km² (Tabla 2). En esta costa la especie con mayor rango de distribución latitudinal fue *R. mangle* con límite norte hacia los 29°02' N, mientras que *A. germinans* y *L. racemosa* se distribuyeron hasta los 27°24' (Fig. 1, 2).

CONDICIONES CLIMÁTICAS

Características generales

Los ambientes de manglar en la Península de Baja California se desarrollan en áreas dominadas por el tipo climático (BW), muy árido (muy seco) el cual presenta como características las altas temperaturas diurnas durante el verano principalmente los meses de julio, agosto y septiembre y la baja precipitación pluvial (generalmente < 300 mm), son climas extremos en donde la evaporación excede en gran medida la precipitación. A continuación se describen los cinco tipos de clima en los que se desarrollan los ecosistemas de manglar así como su distribución (Fig. 3, 5).

BWhs.- Muy árido, semicálido, con temperatura media anual entre 18° y 22°C, temperatura del mes más frío < 18°C y temperatura del mes más caliente > 22°C, régimen de lluvia de invierno con precipitación invernal < 36% del total anual. Se presenta de los 30°N a los 25°12' N al norte de la localidad Puerto Adolfo López Mateos.

BW(h')s.- Muy árido, cálido, con temperatura media anual > 22°C, temperatura del mes más frío < 18°C y régimen de lluvia de invierno con porcentaje de lluvia invernal > 36% del total anual. Se presenta en la porción norte de la Laguna San Ignacio 26°58' N.

BWh(x').- Muy árido, semicálido, con temperatura media anual entre 18° y 22°C, temperatura del mes más frío < 18°C y temperatura del mes más caliente > 22°C y régimen de lluvia de todo el año con porcentaje de lluvia invernal > 18% del total anual. Se presenta del sur de Puerto Adolfo Mateos hasta los 23° N en las inmediaciones del Arroyo Migriño.

BW(h')w.- Muy árido, cálido, con temperatura media anual > 22°C, temperatura del mes más frío > 18°C y régimen de lluvia de verano con porcentaje de lluvia invernal < 5% del total anual. Se presenta en la Región de los Cabos y en la costa del Golfo hasta Loreto (25°45' N).

BW(h') (x').- Muy árido, cálido, con temperatura media anual > 22°C, temperatura del mes más frío > 18°C, régimen de lluvia de verano con porcentaje de lluvia invernal > 18% del total anual. Se presenta a lo largo de la costa del Golfo, de Loreto al delta del Río Colorado.

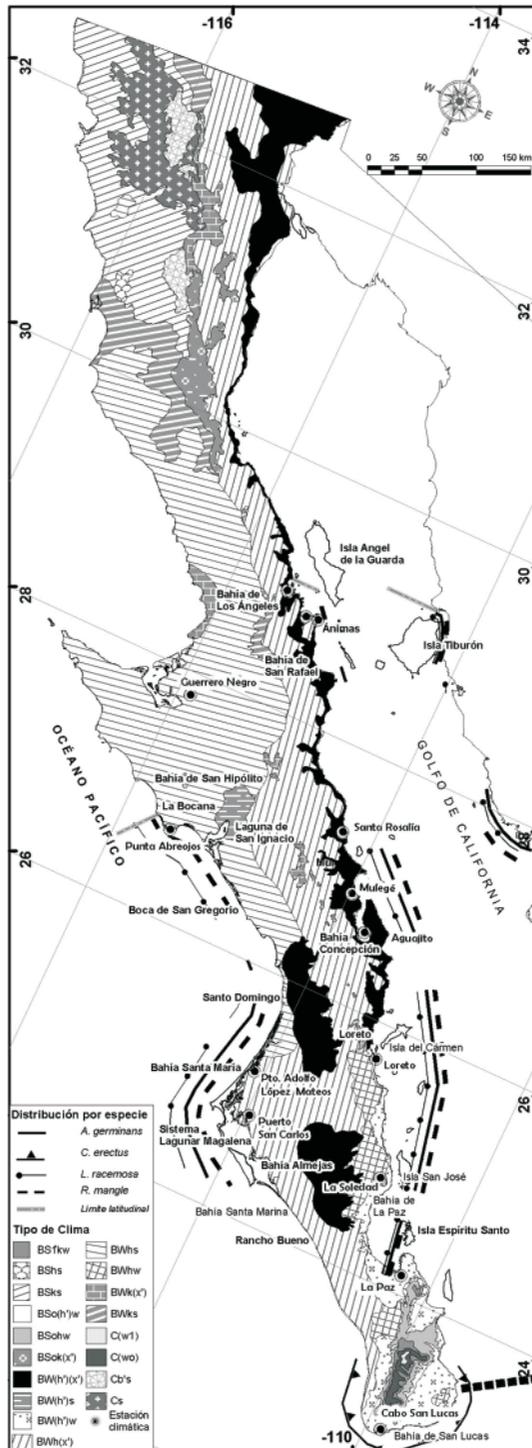


Figura 3.- Mapa de climas.

Estas características climáticas se deben, entre otras causas, a que la zona de estudio se encuentra al noroeste de la República Mexicana, extendiéndose por más de 6 grados de latitud, entre los paralelos 23° y 29° N, quedando comprendida, con excepción del extremo sur, dentro de la zona subtropical de altas presiones del Hemisferio Norte. Así también, debido a que la península se encuentra entre dos masas de agua con distintas características (las aguas frías del Pacífico por el Oeste y el extenso Golfo de California, o Mar de Cortés al Este), se promueve diferencias en una misma latitud, dependiendo del litoral en cuestión (García y Mosiño 1967).

Temperatura

El clima de la costa occidental está influenciado por las aguas frías (13° a 19°C) de la Corriente de California; se considera que su influencia alcanza prácticamente la Región del Cabo. En este litoral se forman nubes bajas que amortiguan las temperaturas extremas dando lugar a características típicamente oceánicas (Flores 1998). Debido a lo anterior, las temperaturas son más bajas, comparadas con las de sitios de igual latitud en la costa del Golfo de California (Figura 4, Tabla 3); así también la oscilación anual de las temperaturas medias mensuales es de menor magnitud, del orden de los 10°C, disminuyendo en sentido de norte a sur (García y Mosiño 1967). La costa oriental es bañada por el ingreso de aguas tropicales del Océano Pacífico, por lo que este litoral presenta temperaturas más altas y exhibe un clima más bien continental, al ser más sensible al calentamiento del macizo continental, en relación con la superficie del Golfo. En este litoral se observa una oscilación anual de las temperaturas medias mensuales de 13.5°C la cual disminuye de norte a sur (Tabla 3, Fig. 4).

Precipitación

Las diferencias de precipitación pluvial se observan en ambas costas al igual que las diferencias de temperatura. La precipitación pluvial en la costa oriental duplica a la occidental, sin embargo, la costa del Pacífico tiene un aporte de humedad casi continuo en el año a través de la neblina matutina, generada por la influencia de la fría corriente de California, exceptuando el extremo sur, en la Región del Cabo, donde dicha corriente se debilita. El litoral occidental presenta un patrón de lluvias definido en invierno y con un gradiente N-S, con un paulatino aumento de las lluvias de verano. Al sur de la Península, se presenta un régimen de lluvias de verano donde el porcentaje de lluvias invernales es menor al 10% (Tabla 3, Fig. 4, 5).

De manera oblicua, desde la parte baja del río del Colorado hasta el litoral del Pacífico, la península es atravesada por una región con precipitaciones menores a los 100 mm de

Tabla 3. - Datos generales de estaciones climáticas ubicadas en ambas vertientes de la península de Baja California, ordenadas de norte a sur. Se presentan valores promedio.

Costa	Nombre	Lat °N	Long °W	T. Max °C	T. Min °C	P anual mm
Pacífico	Ejido José Ma. Morelos y Pavón	28.29	114.03	21.5	11.8	53
Pacífico	Guerrero Negro	27.95	114.05	23	16.6	91
Pacífico	Bahía Tortugas	27.69	114.89	23.7	12.4	87
Pacífico	Punta Abreojos	26.71	113.57	23.5	14.9	82.1
Pacífico	Puerto Adolfo Mateos	25.19	112.11	24.7	12.6	72.1
Pacífico	Puerto San Carlos	24.78	112.1	25.7	16.8	94
Pacífico	Cabo San Lucas	22.88	109.91	29.6	18	199
Golfo	Bahía de Los Ángeles	28.94	113.55	29.4	15.5	59.4
Golfo	Rancho El Barril	28.3	112.87	34.5	12.1	83.8
Golfo	Santa Rosalía	27.33	112.26	30.1	14	83.7
Golfo	Mulegé	26.9	112	25.9	7	134.4
Golfo	El Aguajito (Bahía Concepción)	26.53	111.75	27.8	16.1	192.6
Golfo	Loreto	26.01	111.34	32.8	13	141
Golfo	La Soledad	24.81	110.81	28.2	15.9	250
Golfo	La Paz	24.14	110.31	30.2	18.1	180
Golfo	La Ribera	23.59	109.58	31.2	10	183.4

lluvia al año. Dicha región marca la transición entre predominancia de lluvias de invierno al noroeste y lluvias de verano al sureste (García y Mosiño 1967). Las lluvias de invierno son ligeras o moderadas continuas, lo cual se debe a frentes fríos o movimientos regionales de masas de aire frío del norte que interceptan aire caliente del sur (Flores, 1998). Las lluvias de verano son tipo trombas, que pueden ir acompañadas de tormentas eléctricas. Durante el verano se establecen condiciones atmosféricas del tipo monzónico, mismas que se alimentan de humedad del Pacífico tropical mexicano. El monzón genera, en casi todo el Golfo de California, un patrón de lluvias que pueden llegar a desarrollarse como violentas tormentas eléctricas, conocidas localmente como “toritos” y que eventualmente dejan lluvias torrenciales sobre las islas y costa oriental de la península (Tabla 3, Fig. 4, 5).

Control climático

La temperatura es sin duda uno de los determinantes más relevantes en la distribución de los manglares peninsulares ya que éstos se ubican en el límite norte a nivel mundial del Pacífico oriental en donde las bajas temperaturas del aire y del mar a instancias de

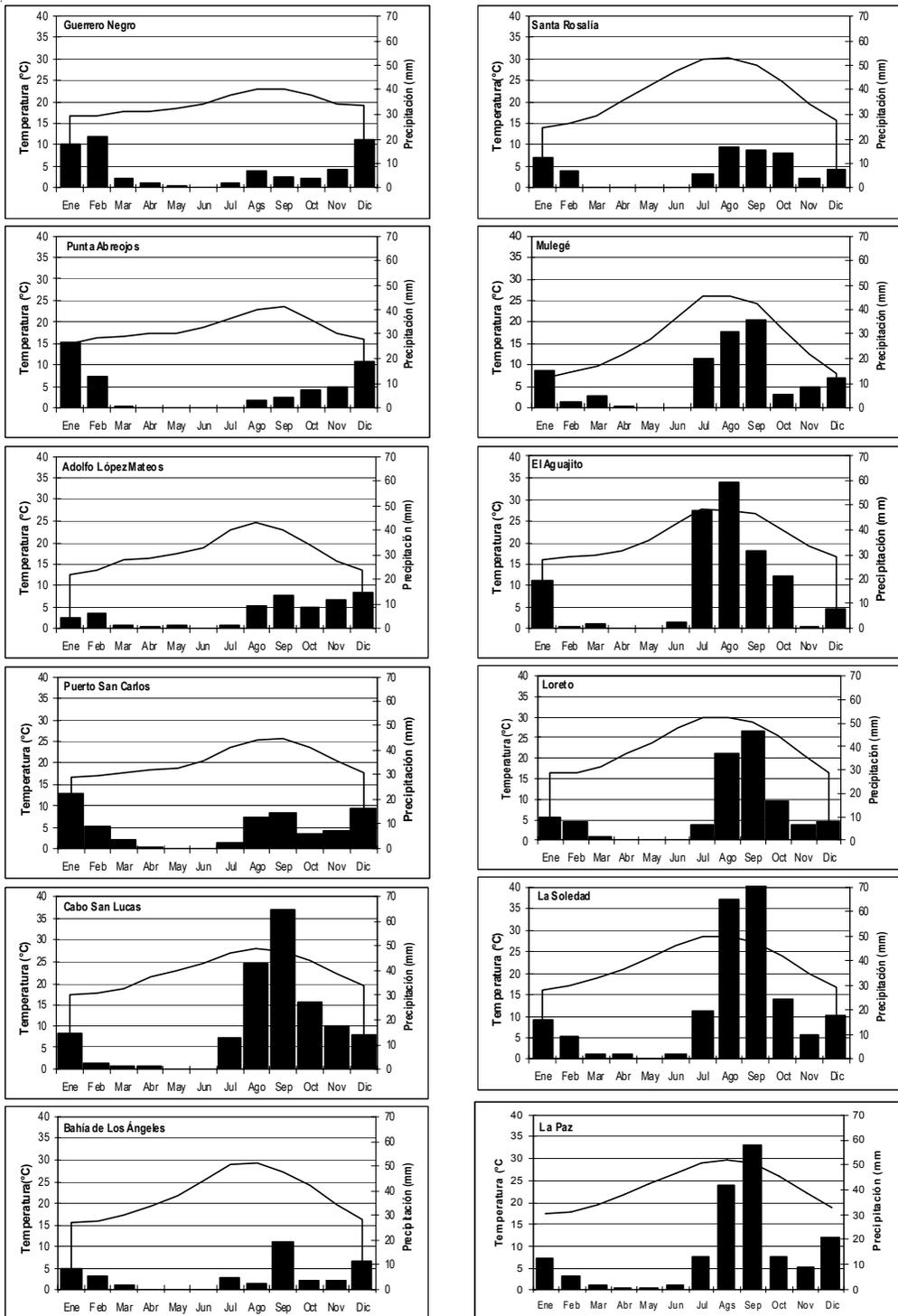


Figura 4.- Climogramas de la costa oriental y occidental de la península de Baja California.

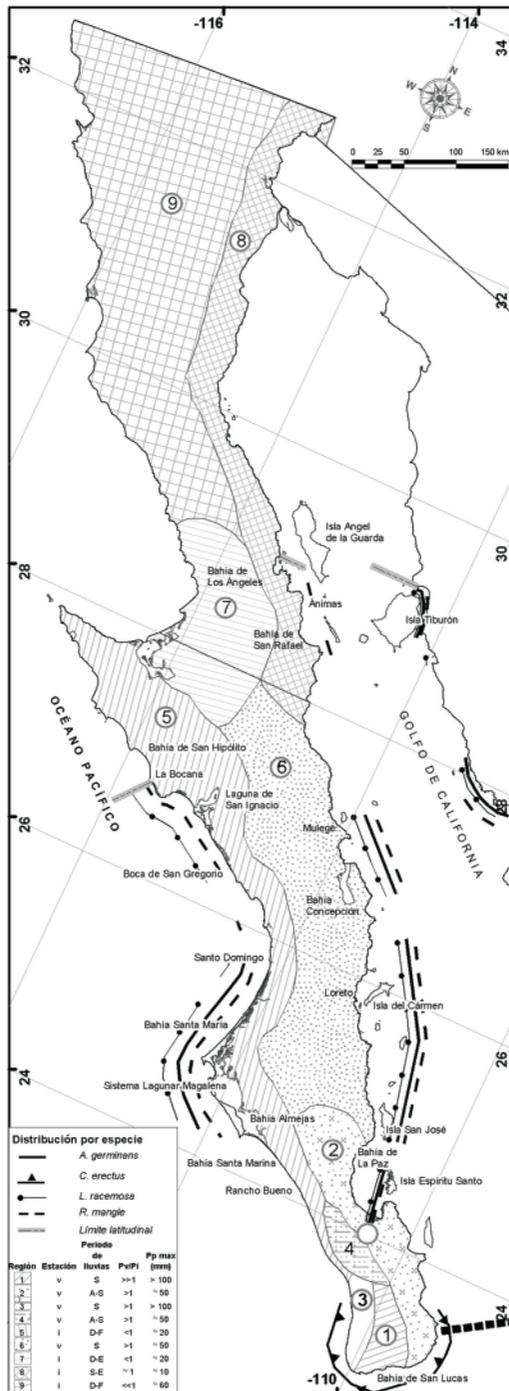


Figura 5.- Mapa de regionalización de la lluvia en la península de acuerdo a su nivel y estacionalidad. V: verano, I: invierno, P_v/P_i: relación precipitación pluvial de verano sobre la de invierno, P_p: nivel de la precipitación pluvial máxima en un solo evento.

la Corriente de California en la costa pacífica posiblemente constituyen una barrera climática limitando su distribución al norte. Dentro de los rangos de distribución, las condiciones climáticas de la costa Pacífica son más estables (presentan menor oscilación y régimen de lluvia de invierno) favoreciendo un mayor desarrollo de los manglares, particularmente en el sur (24°-26° N). En contraste, si bien la costa oriental es más cálida, lo que permite un rango de distribución latitudinal mayor, ésta presenta fuertes oscilaciones térmicas con temperaturas mínimas promedio de hasta 13°C como en el caso de Loreto, o 7°C en Mulegé, así como máximas promedio alrededor de los 30°C. Es interesante señalar que en la costa pacífica el rango de distribución latitudinal de *A. germinans* fue menor al de *R. mangle* y *L. racemosa* aún cuando se conoce la alta tolerancia de esta especie a las bajas temperaturas, por lo que se sugiere hacer verificaciones de campo así como ampliar el análisis de variables que podrían influir en el patrón de distribución de ésta especie.

Los límites de tolerancia térmica reportados en este trabajo (temperatura promedio del mes más frío 12-18°C y oscilaciones >10°C) son mayores a los registrados en la literatura por Blasco (1984), quien señala que estas comunidades están restringidas a zonas donde la temperatura media del aire del mes más frío es mayor a 20°C y la variación del promedio estacional no excede los 10°C, así como a lo planteado por Seanger *et al.* (1977) quienes señalan que todas las especies de mangle desaparecen cuando la temperatura promedio de los meses fríos es menor de 16°C, un caso que debe evaluarse con más detalle es el del estuario de Mulegé donde la duración y severidad de temperaturas mínimas es más intenso.

La precipitación pluvial es un factor que influye en el desarrollo de manglares en las áridas costas de la península ya que los breves periodos de lluvia permiten interrumpir la extrema sequía. Se observó que las comunidades más desarrolladas se ubican en el Pacífico donde la precipitación es menor que en la costa oriental, contrario a lo establecido por Blasco (1984), quien señala que áreas con mayor precipitación soportan comunidades más diversas y desarrolladas sin embargo, como se ha planteado anteriormente en la costa pacífica hay un aporte de humedad casi continuo debido al efecto de la neblina asimismo, la ocurrencia de lluvias invernales (Fig. 5) favorece el desarrollo de éstas comunidades. Por otro lado, la vertiente pacífica es amplia con una pendiente suave lo que permite una mayor infiltración y escurrimiento a la zona costera, a diferencia de la vertiente del Golfo la cual es estrecha y con una pendiente abrupta.

Finalmente, se encontró que la precipitación es un control importante en la distribución de *C. erecta* ya que ésta especie sólo se registró en la zona de mayor precipitación e influencia de huracanes en el país, en la Región del Cabo y aunque éstos no alcancen directamente esta región es frecuente que incluso a una distancia de 200 km dejen sentir su influencia no sólo en lluvias sino también en la intensidad de los vientos y en el oleaje de marea (Díaz *et al.*, en prensa). Igualmente, se registró en zonas con importante escurrimientos subterráneo como en la isla Espíritu Santo (El Mezteño). Por otro lado

este control influye también en los procesos de evaporación y transporte de sedimentos terrestres hacia la costa por el escurrimiento superficial (*run off*), los cuales son determinantes para la formación de ambientes óptimos para el desarrollo de manglares.

CONDICIONES OCEANOGRÁFICAS

Sobre la costa occidental domina la fría corriente de California, condicionante importante en la variación estacional de la temperatura, lluvia y viento. De acuerdo con Maluf (1983), la temperatura y salinidad de esta corriente en el sector peninsular varían ligeramente de manera estacional, oscilando entre los 12°C a 26 °C y entre los 32.5 a 34.5 ups respectivamente, dependiendo de la latitud, presentando una velocidad promedio de desplazamiento superficial de 25 cm/s (0.9 km/h).

La orientación geográfica peninsular y su longitud de poco más de 1000 km, excluyen al Golfo de California de la influencia de la corriente de California, por lo que éste se ubica bajo la influencia climática de un verano sub-tropical y un invierno de latitudes medias (Mosiño y García 1974). Las características de sus aguas y de su litoral son contrastantes con respecto al Pacífico. La temperatura superficial del agua es en términos promedio más cálida que la del Pacífico, pero durante el invierno las aguas del sector norte pueden ser tan frías como aquellas. Álvarez-Borrego (2002) señala que la parte norte del Golfo se considera una cuenca de evaporación, durante el verano la temperatura del aire puede alcanzar un promedio mensual de 30°C, pero durante el invierno se abate hasta 11°C como promedio mensual, condición que parece ser limitativa para el establecimiento de mangles típicamente tropicales.

El oleaje costero en el Pacífico procede de la dominancia de los vientos del NW que soplan la mayor parte del año. La potencia del oleaje ha sido inferida por Wright *et al.* (1973), la cual es relativamente uniforme a lo largo de esta costa, pero disminuye sensiblemente dentro de las bahías, transformándose sólo en fuerza de corriente. En el Golfo de California, durante el verano el viento genera un oleaje apenas limitativo para el desarrollo de manglares, pero durante el invierno (noviembre-abril), los vientos dominantes del norte con velocidades de hasta 55 km/h, generan condiciones de oleaje importante. La velocidad del viento propicia el abatimiento sustancial de la temperatura (factor viento) en ambas costas estableciendo temperaturas cercanas a 0°C. Adicionalmente, a sotavento de las islas asociadas a fosas profundas, las corrientes que generan los vientos favorecen la aparición de surgencias del fondo marino, que entre otras características abaten la temperatura del agua superficial (Álvarez Borrego 2002).

En el Golfo de California se observa un claro y drástico gradiente en la amplitud de mareas. En la región somera del norte la amplitud máxima alcanza de 4 a 7 m, mientras que en el sur y centro es de 1.2 a 1.5 m, por lo que esta costa puede clasificarse en tres regiones (Davies 1980): región micromareal ($1 \text{ m} \leq R \leq 2 \text{ m}$) que alcanza hasta el

paralelo 27.5° N, región mesomareal ($2 \text{ m} \leq R \leq 4 \text{ m}$) del paralelo 27.5° a 30° N y región macromareal ($R > 4 \text{ m}$) que comprende el Alto Golfo. Adicionalmente, su estrechez ha creado sistemas de circulación superficial de agua, resultantes particularmente del encuentro del flujo y reflujos de la marea. Las corrientes de marea en superficie alcanzan desde 3 cm/s (0.18 km/h) en la boca hasta 60 cm/s (2.1 km/h) en la parte norte del Golfo de acuerdo a Maluf (1983) y Álvarez-Borrego (2002); no obstante, en algunos canales entre tierra e islas, la velocidad del flujo suele incrementarse hasta 300 cm/s (10.8 km/h). Sobre la costa del Pacífico, la amplitud de marea es más uniforme encontrando un promedio de 1.5 m (Wright *et al.* 1973, Marinone y Lavin 1997).

El patrón de mareas en el Golfo es particularmente limitante para *A. germinans* y *L. racemosa* ya que la amplitud de mareas durante el primer semestre del año (enero-junio) es mayor que la registrada en el segundo semestre, ocasionando mayor estrés hídrico y salino tanto en los individuos de mangle como en las plántulas. La particularidad consiste en que las bajamar del período Enero-Junio es de mayor magnitud que las del período Julio-Diciembre, y alternativamente, las pleamar del primer semestre son de menor magnitud que las del segundo semestre, condición en la que *R. mangle* puede desarrollarse.

Control oceanográfico

Se considera que las condiciones oceanográficas modulan la distribución de manglares en ambas costas: en la margen del Pacífico el efecto de las bajas temperaturas del agua del mar y del aire, a instancias de la corriente de California, tiene uno de los roles más relevantes, asimismo las fuertes corrientes litorales y la alta energía del oleaje determinan la geomorfología de los ambientes de asentamiento potencial de éstas comunidades.

En la costa oriental, particularmente en áreas macromareales estas comunidades afrontan mayor estrés debido a la gran amplitud de la bajamar en el primer semestre del año, misma que causa estrés hídrico y salino tanto en los individuos como en las plántulas de mangle limitando su desarrollo.

Así pues, es probable que la dominancia de *R. mangle* en Bahía de Los Ángeles este determinada por la adaptación de dicha especie a soportar el régimen de hidroperiodo por mareas que se presenta en la zona, a diferencia de *L. racemosa* y *A. germinans* que colonizan microhábitas intermareales más limitados. Lo anterior, sería congruente con lo establecido por Chapman (1944) y Cintrón (1981) quienes señalan que *R. mangle* sólo se ubica en áreas inundadas de 445 a 700 veces por año; mientras que *L. racemosa* coloniza áreas inundadas entre 184-445 veces por año, finalmente, Lugo *et al.* (1980) establecen que *A. germinans* lo hace únicamente en áreas inundadas unas 170 veces/año (en Tovilla 1994).

Estas condiciones en conjunto con la alta capacidad de dispersión de esta especie (Rabinowitz 1978, Ellison 1996) le permite tener ventajas competitivas en el proceso de colonización. Asimismo, ya que las mareas modulan el transporte, selección y arraigo de propágulos; los de mayor tamaño (*R.mangle*) generalmente quedan en áreas donde la marea presenta mayor energía y los más pequeños (*L. racemosa* y *A. germinans*) son transportados hacia áreas internas que en zonas macromareales podrían ubicarse a cientos de metros tierra adentro, donde el proceso de asentamiento para éstas especies se realizaría en condiciones de alto estrés salino, debido a la elevada tasa de evaporación en esa zona.

Finalmente, el efecto de las mareas, corrientes e hidropериodo (rango, frecuencia, duración) ejerce un papel fundamental en el desarrollo de las comunidades de manglar en zonas áridas, ya que el flujo y reflujo de éstas evita la saturación salina del sustrato. Este control, en conjunto con la geomorfología costera (microtopografía) condicionan la salinidad del sustrato y por ende el grado de estrés salino al que se someterá la comunidad vegetal determinando el patrón de zonación intermareal. Estas condiciones se ven reflejadas en la distribución y dominancia de especies en la península, donde la especie de mayor halotolerancia (> 90 ups), *A. germinans* está ampliamente distribuida en el Golfo de California a diferencia del Pacífico donde es menos frecuente, mientras que *L. racemosa* se desarrollará mejor en ambientes con salinidades entre los 10-22 ups (Tovilla 1994).

Igualmente, la dominancia de salitrales y el grosor de las franjas de manglar en la costa oriental son un indicativo del fuerte gradiente salino al cual se ven sometidas estas comunidades. Lo anterior, coincide con lo planteado por Cintrón *et al.* (1980) quienes señalan que la zonación de manglar corresponde a un establecimiento preferencial, donde los altos niveles de salinidad en el suelo son un factor determinante asociado al ancho de las franjas de vegetación. Así, donde el gradiente de salinidad es más pronunciado la franja es más estrecha y donde el gradiente es menor la franja es más ancha.

CONDICIONES GEOLÓGICAS

Historial del nivel del mar

La formación de las lagunas costeras, estuarios y en general de la morfología costera, está íntimamente relacionada a la historia de cambio del nivel del mar. Se sabe que entre 18,000 y 17,000 años antes del presente (AP), ocurrió el máximo efecto de la Glaciación Wisconsin, que ocasionó que el nivel del mar se estableciera a más de 130 m bajo el nivel actual (Imbrie *et al.* 1984). Posteriormente al máximo glaciar, las curvas

indican que el nivel del mar ascendió con tasas de 5 m y hasta 37 m cada mil años, entre los 18,000 a 10,000 años AP (Woodroffe 2003). Para los últimos 10,000 años existe debate, en cuanto a la tasa de ascenso, aunque la mayoría de los autores coinciden en que hace 6,000 años el nivel del mar se estableció en una posición similar a la actual en varios sitios estudiados en el Pacífico (Woodroffe 2003). En este último periodo, posibles variaciones del nivel del mar de aproximadamente 1 m están en discusión (Baker *et al.* 2001).

Los cambios de nivel del mar para la península de Baja California fueron estudiados por Ortlieb (1991), quien encontró que la costa oriental ha tenido poco levantamiento tectónico en los últimos 125,000 años, excepto en el área entre Santa Rosalía y La Reforma, donde encontró terrazas de esa edad a más de 20 m snm. En la costa noroeste de la Bahía de La Paz, De Diego *et al.* (2004) determinaron una tasa de levantamiento tectónico de 9 a 19 cm por cada 1,000 años. La costa oriental de la Isla Espíritu Santo se levanta con mayor rapidez que la occidental (Halfar 2001), lo cual indica que esta última es más estable. Por otra parte, la costa occidental de la península muestra mayor estabilidad con terrazas sobrepasando ligeramente los 10 m de altura entre San Ignacio y La Purísima, lo cual indica un levantamiento leve, así como terrazas a 5 y 6 metros snm del sur de La Purísima a Cabo San Lucas, lo que significa que el levantamiento es casi nulo (Ortlieb 1991). Considerando lo anterior, en términos generales la costa pacífica presenta mayor estabilidad y disponibilidad de hábitat para el desarrollo de manglares que la costa oriental.

Geomorfología

La península de Baja California es larga y estrecha, tiene un largo de 1000 km, un ancho máximo de 220 km en el norte y un mínimo de 50 km en el istmo de La Paz. Presenta una cadena montañosa en todo su largo, con alturas máximas en sus extremos norte, con 3300 msnm y sur, con 2090 m snm. Tectónicamente, la península es un bloque de corteza terrestre activo, que se levanta con mayor velocidad a lo largo de su costa oriental (Ortlieb 1991, Halfar *et al.* 2001), mientras que la costa pacífica presenta un levantamiento muy lento o casi nulo. Esto provoca que la costa oriental sea escarpada, con acantilados altos, una plataforma continental reducida o inexistente y una vertiente estrecha de aproximadamente 25 km (Nava-Sánchez 1992). Por otra parte la costa pacífica presenta una vertiente ancha, con un promedio de 67 km. La morfología de la zona costera es muy variable; al norte del paralelo 28.5°N la topografía es muy abrupta, pero hacia el sur la pendiente de esta vertiente es generalmente suave interrumpida por algunos cerros bajos y algunas elevaciones importantes, como las de la Península de Vizcaíno y las islas San Lázaro, Magdalena y Margarita (Fig. 6).

La costa oriental donde se distribuyen los ecosistemas de manglar está dominada por

topografía muy irregular, con escarpes y acantilados rectos asociados a fallas o a puntas rocosas. Las ensenadas y bahías son también comunes y están asociadas a valles por erosión fluvial inundados por el ascenso holocénico del nivel del mar. Playas poco desarrolladas se presentan al pie de escarpes y acantilados, en tanto que playas amplias están asociadas a abanico-deltas o se localizan en el interior de bahías y ensenadas. Los abanico-deltas son comunes en esta costa y presentan mejores desarrollos en ambientes de baja energía, como el interior de Bahía Concepción, aunque en zonas de moderada o alta energía de oleaje los abanicos están parcialmente erosionados, como los de Bahía de La Paz o el abanico-delta del arroyo Santiago (Nava-Sánchez 1997). Las lagunas de barrera arenosa o de gravas y boleos son comunes en esta costa, la mayoría de ellas son pequeñas y están asociadas a eventos esporádicos de oleaje de alta energía. La Laguna de La Paz, protegida por la punta arenosa llamada El Mogote, es la más grande de este tipo.

En contraste, la costa pacífica presenta amplias playas bien desarrolladas, asociadas a planicies costeras. Éstas, entre Punta Abreojos y La Purísima son reducidas, con algunas terrazas marinas donde se han desarrollado escarpes por erosión de oleaje. En la porción central, entre La Purísima y Todos Santos, las planicies costeras son amplias con extensos campos de dunas activas y estabilizadas, que pueden alcanzar edades hasta del Pleistoceno con más de 100 000 años (Murillo de Nava 2000). Las planicies costeras del extremo sur, entre Todos Santos y Cabo San Lucas, son reducidas con playas amplias, que alternan ocasionalmente con acantilados altos. Debido a que la precipitación disminuye gradualmente de sur a norte, las descargas sedimentarias también disminuyen, de tal manera que las cuencas del norte con desarrollo de manglar son hambrientas (con déficit sedimentario) y por tanto con el ascenso holocénico del nivel del mar los cauces han sido inundados. La costa interna del sistema lagunar de Magdalena favorece el desarrollo de deltas como el de Puerto Chale. En el sur se han desarrollado abanico-deltas parcialmente erosionados, como los del Arroyo Migriño y el de San José del Cabo. En esta costa son comunes los sistemas lagunares de diversos tipos, como las lagunas que se han formado en cauces de ríos inundados (San Ignacio), en sistemas deltáicos (Las Bramonas) y en abanico-deltas (Salitrales, San José del Cabo). También se presentan lagunas protegidas por barreras arenosas (Santo Domingo y Rancho Bueno) y protegidas por barreras tectónicas como las islas San Lázaro, Magdalena y Margarita que protegen al sistema lagunar más grande de esta costa.

Litología

La litología de la península de Baja California es muy diversa, sin embargo, con propósito de enmarcarla en la caracterización geológica por provincias de toda la República Mexicana, la península se considera como una sola provincia, llamada Baja

California y está compuesta de cuatro subprovincias (López-Ramos 1979, Moran 1985). La Subprovincia Sierra de la Giganta aflora en la mayor parte de la mitad oriental de la península, desde el paralelo 28° N en el norte hasta la porción oriental de la Bahía de La Paz en el sur. Está representada por una secuencia gruesa de rocas ígneas extrusivas (Fig. 7), que muestra series de cenizas volcánicas, derrames de lava y areniscas continentales que en conjunto alcanzan hasta 1200 m de espesor. También se observan algunas cuencas sedimentarias marinas pequeñas del Mioceno y Plioceno, así como terrazas marinas pleistocénicas (Nava-Sánchez *et al.* 2001). Esta subprovincia presenta una topografía de cañones y valles fluviales, con la formación de abanicos aluviales y abanico-deltas.

La Subprovincia Cuencas de Vizcaíno y Ballenas-Hiray-Magdalena se distribuye a lo largo de la mitad occidental-sur de la península, desde Guerrero Negro hasta Todos Santos. Aquí afloran secuencias de rocas sedimentarias marinas y costeras (Fig. 7) con edades del Paleoceno al Plioceno. Sobre dichas rocas sedimentarias se observan terrazas cuaternarias de sedimentos marinos y continentales, en las regiones norte y sur. Sobre la planicie costera de la porción central se han desarrollado extensos campos de dunas del Cuaternario. Las secuencias sedimentarias antiguas y recientes son casi horizontales y de relieve bajo, por lo que favorecieron la formación de la planicie costera del Pacífico.

La Subprovincia del sur, llamada Región del Cabo (López-Ramos 1979), está constituida principalmente de rocas ígneas intrusivas cretácicas en la porción axial de la sierra de La Laguna y rocas metamórficas paleozóicas en algunos flancos de la Sierra (Fig. 7). Las depresiones tectónicas de las cuencas San Juan de Los Planes, San José del Cabo y el flanco oriental de la cuenca El Carrizal están rellenas con rocas sedimentarias cenozoicas marinas, litorales y aluviales, cubiertos por sedimentos cuaternarios de abanicos aluviales, abanico-deltas y terrazas marinas (Nava-Sánchez 1992).

El área de Bahía de los Ángeles y Bahía San Rafael están en el límite sur de la Subprovincia Baja California Norte, en donde afloran rocas ígneas intrusivas cretácicas, metamórficas paleozóicas y también existen afloramientos reducidos de rocas vulcano-sedimentarias y sedimentarias (Fig. 7). Esta transición entre provincias crea zonas de debilidad que ha favorecido la formación de planicies aluviales, bahías y lagunas.

Sedimentos Recientes

En la costa del Golfo de California la distribución de sedimentos está íntimamente ligada a las cuencas hidrológicas adyacentes, ya que el transporte litoral es muy limitado (Van Andel 1964) y la mezcla de sedimentos entre subprovincias geológicas es casi nula. Así, la mayor parte de los sedimentos de esta costa son volcánicos (Fig. 8), con áreas reducidas de sedimentos granítico-metamórficos en los extremos norte (Bahías

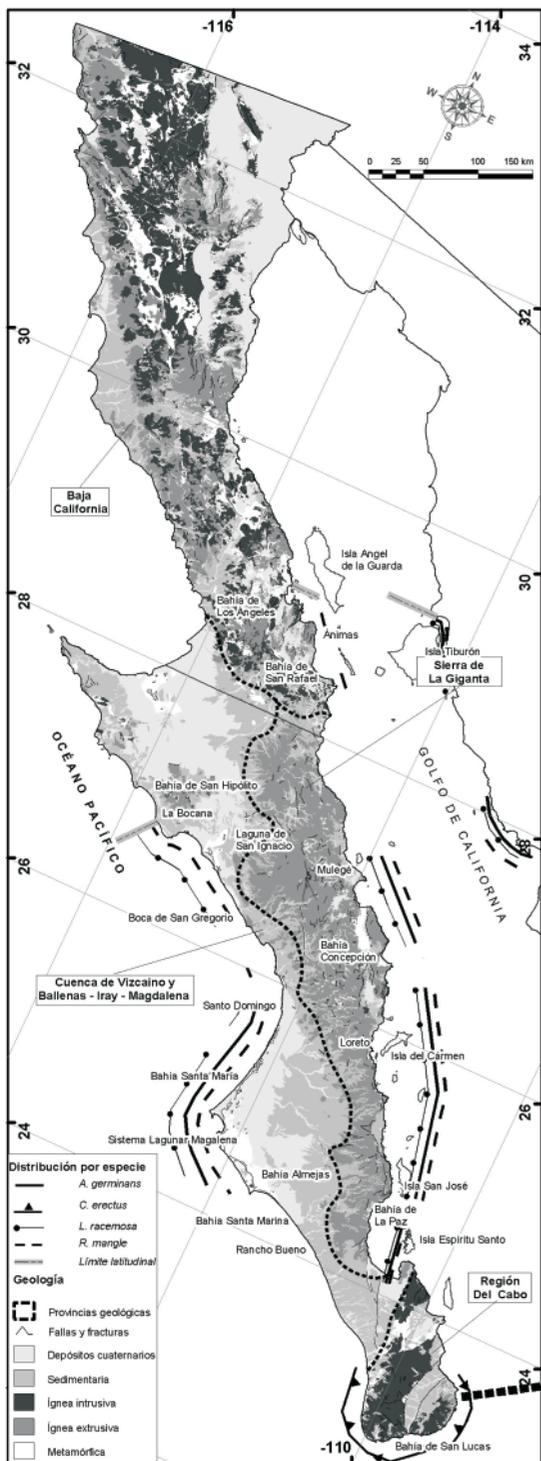


Figura 7.- Mapa geológico.

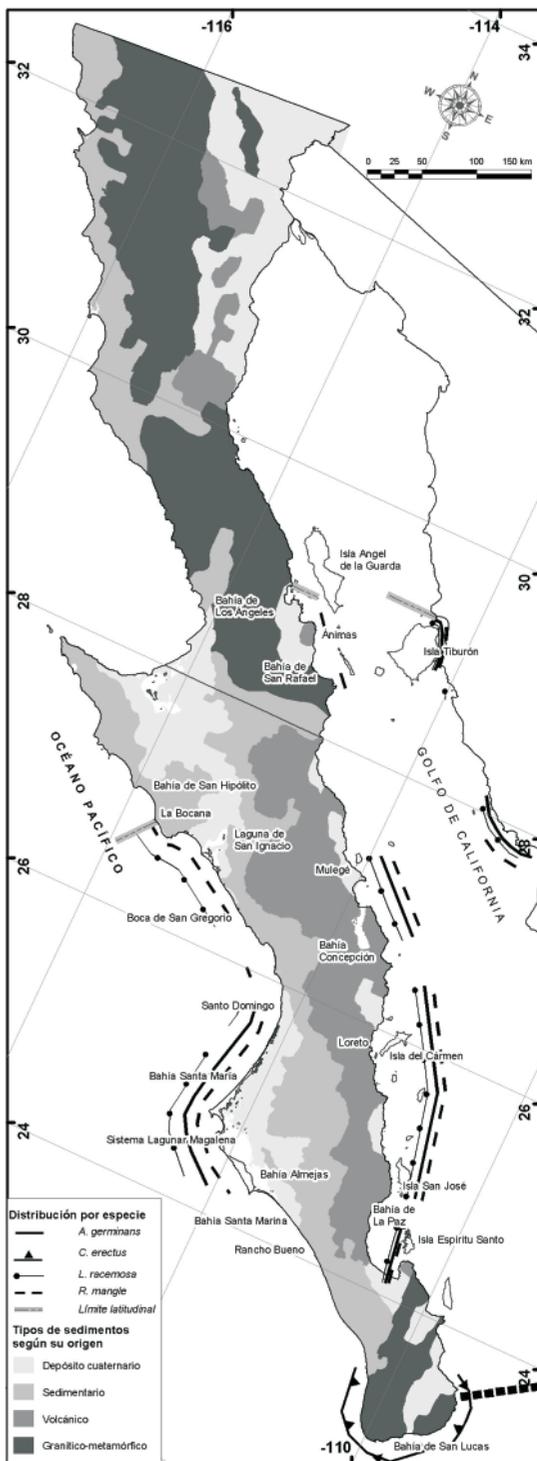


Figura 8.- Mapa de sedimentos.

de Los Ángeles) y sur (Región del Cabo). También existen áreas reducidas con sedimentos provenientes de depósitos cuaternarios, como son parte de Bahía de Los Ángeles, Loreto, Bahía de La Paz, Santiago-San José del Cabo, entre otros.

En la costa Pacífica el transporte litoral es fuerte, de tal manera que los aportes sedimentarios a la costa por arroyos y erosión de oleaje, son redistribuidos por las corrientes, tanto en dirección sur como norte. La región de las islas tectónicas Magdalena y Margarita representa una zona de confluencia del transporte litoral, tanto del proveniente del norte como del sur. Así, en la zona costera del área de estudio se observan sedimentos provenientes de depósitos cuaternarios en la región del complejo lagunar de Magdalena y laguna de San Ignacio, de rocas sedimentarias marinas y volcánicas en el área de la Purísima, Conquista Agraria e istmo de La Paz. En la costa de la Región del Cabo se observan sedimentos provenientes de las rocas granítico-metamórficas.

Geohidrología

Existe una diferencia importante entre las áreas superficiales de las cuencas hidrológicas de la vertiente del Pacífico, en relación a la del Golfo de California. En esta última la vertiente angosta y muy empinada ha desarrollado arroyos de longitud corta de 55 km en promedio (Fig. 9), mientras que la vertiente amplia y de pendiente suave del Pacífico ha desarrollado arroyos de longitud más larga de 120 km en promedio (Fig. 9). Las pendientes fuertes de las regiones montañosas favorecen el desarrollo de corrientes muy rápidas, con contenidos muy altos de sedimentos, llamados “flujos de escombros”. En la costa del Pacífico éstas corrientes pierden energía al alcanzar las pendientes suaves próximas a la costa, por lo que las descargas sedimentarias no forman abanico-deltas de extensión importante, además de que son erosionados por el oleaje de alta energía y las corrientes litorales. En algunos casos, como en las porciones norte y central del área de estudio, las descargas de algunos arroyos son tan reducidas (consideradas cuencas hambrientas) que el mar retira los sedimentos descargados e inunda los cauces, formando esteros. En la región sur, desde el área de Todos Santos hasta Cabo San Lucas y San José del Cabo, los arroyos forman abanico-deltas con líneas de costa lobuladas que llegan a sobresalir ligeramente de la tendencia general de la costa.

En la margen del Golfo, las cuencas hidrológicas más grandes están en la Región del Cabo (Fig. 9), en donde el arroyo Santiago ha desarrollado un abanico-delta de grandes dimensiones, aunque el crecimiento hacia el mar está limitado por la presencia de cañones submarinos. Hacia el norte, desde la Bahía La Ventana hasta la cabecera del Golfo, aunque la precipitación es menor, la pendiente empinada de esta vertiente favorece la formación de descargas de arroyos abundantes y de sedimentos gruesos que forman abanico-deltas mejor desarrollados hacia el norte, debido a que la energía de oleaje

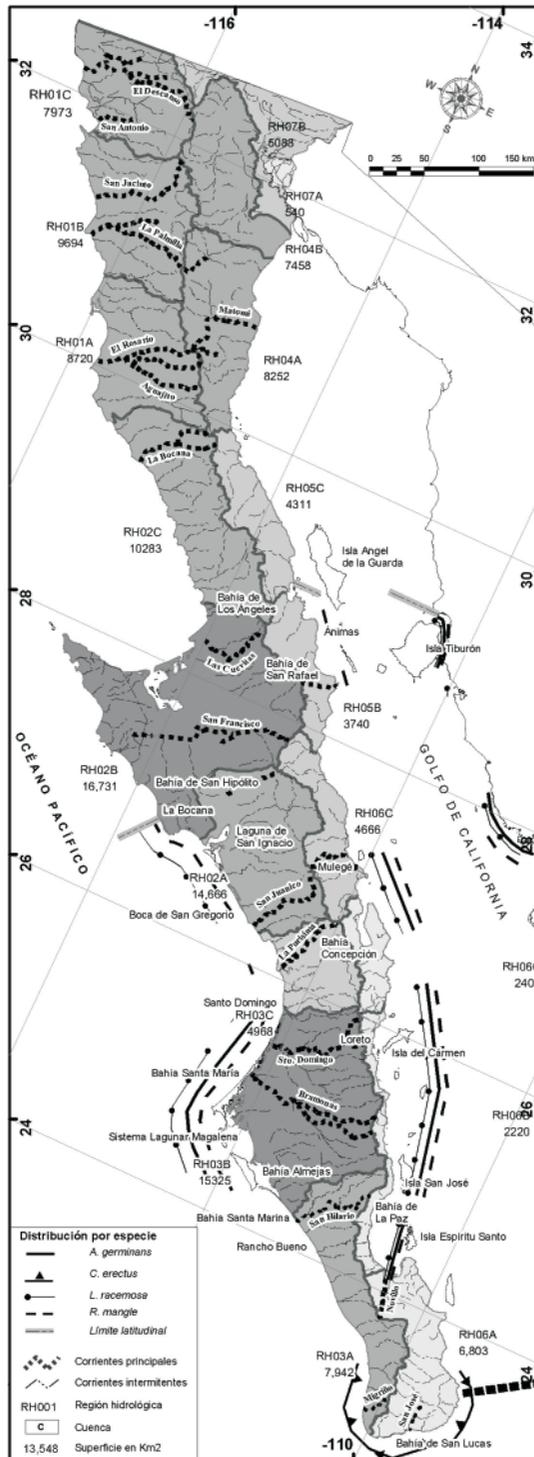


Figura 9.- Mapa geohidrológico.

disminuye gradualmente hacia el interior del Golfo (Nava-Sánchez 1997). En áreas protegidas como Bahía Concepción, los abanico-deltas están bien desarrollados.

Los abanico-deltas son propicios para la acumulación de agua dulce subterránea, lo que ha favorecido el asentamiento de las comunidades de manglar en la península. Esteros como los de San José del Cabo, La Ribera y Mulegé en el Golfo y Todos Santos en el Pacífico son ejemplo del afloramiento de agua dulce subterránea y aunque ésta no aflora en la mayoría de los abanico-deltas, se considera que siempre existe, de acuerdo a datos de pozos, aún en aquellos con cuencas hidrológicas muy pequeñas, como es el caso de El Mezteño en la Isla Espíritu Santo.

Control geológico

El análisis de la historia de cambio del nivel del mar en la península está íntimamente relacionado con la formación de los ambientes costeros óptimos para el desarrollo de las comunidades de manglar. Desde esta perspectiva es evidente que debido al levantamiento de la costa oriental el desarrollo de ambientes sedimentarios y de comunidades de manglar es limitado, lo cual se ve reflejado en el tipo de asociación vegetal dominante (salitrales) y en la reducida cobertura vegetal (4.97 km²). Asimismo, las áreas de mayor levantamiento (Santa Rosalía – La Reforma) explican la ausencia de estos ecosistemas, mientras que las zonas estables o de hundimiento local en la misma costa (margen occidental de la isla Espíritu Santo) presentan condiciones aptas para el desarrollo de estas comunidades. Por otro lado, la relativa estabilidad de la costa en el occidente de la península permite el desarrollo de extensas comunidades de manglar distribuidas de manera casi continua. Debido a lo anterior, estos ecosistemas han sido empleados como indicadores del incremento del nivel del mar en estudios locales (Wilton 2002). Asimismo, el entendimiento de la historia del nivel medio del mar puede explicar los patrones de distribución actuales, mientras que cambios drásticos recientes (naturales o antrópicos) pueden explicar cambios en el funcionamiento de estos ecosistemas (Woodroffe 1992, Duke *et al.* 1998, Saintilan 2004).

A pesar de las diferencias en cada costa los ambientes en los que se desarrollan las comunidades de manglar se repiten, siendo el control geológico determinante a escala regional y local ya que los patrones de distribución encontrados responden a la disponibilidad, cantidad y características de los ambientes geológicos óptimos, los cuales presentan espacio para acomodo de los manglares, brindando: abrigo, aporte de agua dulce y sustrato adecuado para el desarrollo de estos ecosistemas en la árida península de Baja California, siendo las lagunas costeras, los valles de ríos inundados y los abanico-deltas los ambiente más relevantes.

Las lagunas costeras son los ambientes más importantes albergando alrededor del 90% de cobertura total del manglar peninsular, éstas se localizaron en costas abiertas y

pueden estar asociadas a planicies costeras como las del norte y sur del complejo lagunar de Magdalena en la costa pacífica y la laguna de La Paz en el Golfo, o pueden ubicarse al frente de planicies aluviales, típicas de la costa del Golfo, como las de La Mona en Bahía de Los Ángeles con gran influencia de las macromareas y la laguna del Islote de San Lucas con barrera arenosa y de gravas.

Por otro lado, los valles de río inundados, de acuerdo a la clasificación de lagunas costeras de Lankford (1976) y que en el caso del ambiente semiárido de la península se les aplica el término genérico de esteros, ofrecen un espacio para acomodo y desarrollo de manglares, debido a que éstos pueden abastecer con agua dulce, ya sea corriente o subterránea y por otra parte ofrecen una excelente área protegida, éstos se localizan en ambas costas de la península. Finalmente, las desembocaduras en los cauces distributarios activos de los abanico-deltas también ofrecen áreas protegidas aunque de menor amplitud que las lagunas donde se asientan principalmente pequeñas comunidades de salitral, los cuales proveen de agua dulce subterránea a estas comunidades y que incluso puede aflorar, siendo éstos más abundantes en el Golfo de California, particularmente en Bahía Concepción.

Tales condiciones geológicas son determinantes en los patrones de distribución encontrados ya que en la costa pacífica no sólo presenta mayor número de lagunas costeras sino que éstas son de mayor dimensión y se encuentran asociadas a amplias planicies costeras propiciando la mayor expresión de éstas comunidades en la península, mientras que las lagunas del Golfo de California son de menor dimensión, aunque igualmente relevantes asimismo, los numerosos abanicos deltas ampliamente desarrollados en esta costa dan abrigo a las comunidades de salitral y/o manglar.

CONCLUSIONES

Los patrones de distribución de los ecosistemas de manglar: rango latitudinal, asociación vegetal, cobertura y especies dominantes presentan marcados contrastes entre ambas costas (la oriental y la occidental). La costa Pacífica presentó un límite septentrional hacia los 26°45' N concentrando la mayor cobertura vegetal peninsular (315.9 km²). La vegetación se desarrolla de manera casi continua a lo largo de dos franjas litorales (26°45'-26°23' y 25°44'-24°19' N) constituyendo extensos manglares donde ocurren *A. germinans*, *R. mangle* y *L. racemosa*, siendo éstas últimas dos las de mayor dominancia y mayor rango latitudinal. En la costa del Golfo de California estas comunidades se extienden más al norte (29°06'-24°06' N), los ambientes son numerosos y de menor dimensión que los del Pacífico, en ésta costa las comunidades se distribuyen de manera irregular conformando salitrales aunque también ocurren pequeños manglares, en conjunto presentan una cobertura de 4.97 km², ocurren las mismas especies que en el Pacífico pero en esta costa *A. germinans* es la especie dominante, la especie de

mayor rango latitudinal es *R. mangle* (29°02' N). Asimismo, se observó que *Conocarpus erecta* no constituye un componente para los manglares peninsulares ya que el rango de ésta especie se presentó de manera aislada en la Región del Cabo. Se encontró que los patrones de distribución de los manglares peninsulares están determinados por la interacción de controles climáticos, oceanográficos y geológicos que modulan su desarrollo y los cuales pueden entenderse en función de la estabilidad, disponibilidad y características de los ambientes óptimos en los que se desarrollan. Se considera que los controles climáticos y oceanográficos, constituyen una barrera para la colonización de estas comunidades al norte, donde la tolerancia ante temperaturas extremas (mínima y máxima), estrés hídrico y salino determinaron el patrón de distribución latitudinal por especie.

Dentro de los límites máximos latitudinales, la distribución de ambientes óptimos está regulada principalmente por las condiciones geológicas. La historia del nivel medio del mar permitió identificar que la costa Pacífica presenta mayor estabilidad y disponibilidad de ambientes óptimos lo cual se ve reflejado en la continuidad latitudinal e importante desarrollo de sus lagunas y comunidades vegetales, mientras que la distribución irregular de ambientes y limitado desarrollo de la comunidad vegetal en la costa del Golfo está vinculado a la inestabilidad de la costa por levantamientos tectónicos y escaso aporte sedimentario. Los ambientes geológicos que presentaron condiciones óptimas para el desarrollo de manglares fueron: lagunas costeras (de barrera arenosa, tectónica y de manglar), abanico-deltas y valles de río inundado (esteros), los cuales se repiten en ambas costas de la península ya que éstos ofrecen un cuerpo de agua poco profundo, protegido, con sustrato arenoso o fangoso y abastecimiento subterráneo de agua dulce.

La distribución latitudinal por especie al parecer está determinada por el patrón de corrientes, la disponibilidad de ambientes óptimos para el establecimiento de propágulos, condiciones del hidroperiodo y salinidad del sustrato así como a las propiedades de dispersión y grado de tolerancia de cada especie. Para el caso específico de *C. erecta* se observó que su distribución se concentra en la zona de mayor precipitación e influencia de huracanes en la Región del Cabo.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a los revisores de este documento a los Dres: Ileana Espejel y Exequiel Ezcurra así como a los coordinadores del proyecto de manglares del CIBNOR, Dra. Elisa Serviere y Dr. Renato Mendoza. En la parte técnica se agradece al fotógrafo A. Vargas, al piloto P. Martínez por su apoyo durante el recorrido aéreo, a H E Montagnese y a L M Cruz, por su apoyo en la segmentación de cobertura vegetal así como a G Arredondo por su colaboración en la edición de la cartografía.

LITERATURA CITADA

- Álvarez-Borrego S (2002) Physical oceanography/3. En: Case TJ, Cody ML, Ezcurra E (eds) A new island biogeography of the sea of Cortéz. Oxford University Press. New York, p 41-59.
- Baker RGV, Haworth RJ, Flood PG (2001) Warmer or cooler late Holocene marinepalaeoenvironments?: Interpreting southeast Australian and Brazilian sea-level changes using fixed biological indicator and their $\delta^{18}O$ composition. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 168:249-272.
- Blasco F (1984) Climatic factors and the biology mangrove plants. In: Snedeker SC, Snedeker JG (eds) *The mangrove Ecosystem: Research Methods*. UNESCO, Paris, p 18-35.
- Carrera E, de La Fuente G (2003) Inventario y clasificación de humedales en México. Parte I. Ducks Unlimited de México, AC. México. 239 p.
- CONANP (2000) Programa de manejo. Parque Nacional Bahía de Loreto, 1ra ed. SEMARNAP, México.
- Chapman VJ (1975) Mangrove biogeography. En: Walsh GE, Sneadeker SC, Teas HT (eds) *Proceedings of the International Symposium on Biology and management of Mangroves Vol 1*. Florida University, Gainesville, p 3-22.
- Chapman VJ (1977) *Mangrove Vegetation*. Cramer-Verlag. Berlin. 432 p.
- Cintrón G, Goenaga C, Lugo AE (1980) Observaciones sobre el desarrollo del manglar en costas áridas. En: UNESCO. Estudio científico e impacto humano en el ecosistema de manglares. Memorias del seminario organizado por UNESCO, p 18-32.
- Cintrón G, Sheafeffer YN (1983) Introducción a la ecología del manglar, Oficina Regional de Ciencia y Tecnología de la UNESCO para América latina y el Caribe, ROSTLAC, Montevideo, Uruguay.
- Chávez-Rosales (2005) El papel del bosque de manglar en el ecosistema de Bahía Magdalena. En I Taller sobre manglares de la Península de Baja California: Diagnóstico y perspectivas de investigación. CIBNOR, SC. México.
- Davies JL (1980) *Geographical variations in coastal development*. Longman.
- Davis JH Jr (1940) The ecology and geologic role of mangroves in Florida. *Papers from Tortugas Laboratory*, No 32, Carnegie Institute of Washington Publications 517, 303-412.
- Day JW, Yáñez-Arancibia A (1988) Consideraciones ambientales y fundamentos ecológicos para el manejo de la región de la Laguna de Términos, sus hábitats y recursos pesqueros. En: Yáñez-Arancibia A, Day JW (eds) *Ecología de los sistemas costeros en el sur del Golfo de González-Zamorano et al.* 93 México: La Región de la Laguna de Términos. Inst Cienc del Mar y Limnol, UNAM, Coast Ecol Inst LSU, Editorial Universitaria, México, p 453-482.
- De Diego-Forbis T, Douglas R, Gorsline D, Nava-Sánchez E, Mack L, Banner J (2004) Late Pleistocene (Last Interglacial) Terrace Deposits, Bahia Coyote, Baja California Sur, Mexico. En: Radtke U, Schellmann G, Murray-Wallace CV (eds), *Coastal Environmental Change during Sea-Level Highstands*, IGCP 437 Symposium, Barbados. *Quaternary International* 120(1):29-40.
- Díaz CS, Salinas CA, Hernández (sometido) Variability of rainfall from tropical cyclones in Northwestern Mexico and its relation to SOI and PDO. Sometido a *Atmósfera*.
- Delgadillo J, Peinado M, De la Cruz M, Martínez-Parras JM, Alcaraz F (1992) Análisis fitosociológico de los saladares y manglares de Baja California, México. *Acta Bot Mex* 19:1-35.

- Duke NC, Ball MC, Ellison JC (1998) Factors influencing biodiversity and distributional gradients in mangroves. *Global Ecol and Biogeography Lett* 7: 27-47.
- Ellison JC (1996) Pollen evidence of late Holocene mangrove development in Bermuda. *Global Ecol Biogeogr Letts* 5, 315-326.
- Félix-Pico E, Holguin-Quiñones OE, Godínez-Orta L, Santa-María GN (2005) Estructura de las comunidades de manglares de Bahía Loreto, Isla San José, Isla Espíritu Santo y Costa oriental de Bahía La Paz. En: I Taller sobre manglares de la Península de Baja California: Diagnóstico y perspectivas de investigación. CIBNOR, SC. México.
- Flores EZ (1998) Geosudcalifornia. Geografía Agua y ciclones. UABCS, México.
- Flores-Verdugo F, González-Farías F, Ramírez-Flores O, Amézcua-Linares A, Yáñez-Arancibia A, Alvarez-Rubio M, Day JW Jr (1990) Mangrove ecology, aquatic primary productivity and fish community dynamics in the Teacapan-Agua Brava lagoon-estuarine system (Mexican Pacific). *Estuaries* 13:219-230.
- García E, Mosiño P (1967) Los climas de Baja California. Memoria 1966-1967. Decenio Hidrológico Internacional. Instituto de Geografía. UNAM, México, p 29-54.
- Glenn E, Nagler P, Brusca C, Hinojosa-Huerta O (2006) Coastal wetlands of the northern Gulf of California: inventory and conservation status. *Aquatic Conserv Mar Freshw Ecosyst* 16:5-28.
- González-Zamorano P (2002) Estructura y Análisis espacial de la cobertura del manglar "El Conchalito" BCS, MC tesis, CICIMAR, IPN, México.
- Guzmán J (1998) Humedales. En: FUNDEA, NIPARAJÁ, UABCS (eds) Diagnóstico Ambiental de Baja California Sur. México, p 303-335.
- Halfar J, Godínez-Orta L, Goodfriend G, Mucciarone D, Ingle J, Holden P (2001) Holocene-late Pleistocene non-tropical carbonate sediments and tectonic history of the western rift basin margin of the southern Gulf of California. *Sedimentary Geology, Special Issue*, 144(1-2): 149-178.
- Imbrie LJ, Hays JD, Martinson DG, McIntyre A, Mix AC, Morley JJ, Pisias NG, Prell WL, Shackleton NJ (1984) The orbital theory of Pleistocene Climate: support from a revised chronology of the marine 18O record. En: Berger AL, Imbrie J, Hays JD, Kukla G, Saltzman B (eds) Milankovitch and Climate: Understanding the Response to Astronomical Forcing. Reidel, Dordrecht, p 269-305.
- INEGI (1999) Conjunto de datos vectoriales de las cartas topográficas 1: 250 000, H11-6-5, 94 Patrones de distribución y controles ambientales H11-3, H11-2, I11-12, I11-11, H12-7, H11-9, H12-10, H11-12, G12-1, G12-12, G11-3, G12-4, G12-5, G12-7-8, G12-10-11, G12-12, F12-2-3, México.
- INEGI (s/a) Conjunto de datos vectoriales de las cartas de geología 1: 250 000, H11-6-5, H11-3, H11-2, I11-12, I11-11, H12-7, H11-9, H12-10, H11-12, G12-1, G12-12, G11-3, G12-4, G12-5, G12-7-8, G12-10-11, G12-12, F12-2-3, México.
- INEGI (s/a) Conjunto de datos vectoriales de las cartas de hidrología superficial 1: 250 000, H11-6-5, H11-3, H11-2, I11-12, I11-11, H12-7, H11-9, H12-10, H11-12, G12-1, G12-12, G11-3, G12-4, G12-5, G12-7-8, G12-10-11, G12-12, F12-2-3, México.
- INEGI (s/a) Conjunto de datos vectoriales de clima 1: 1000 000, México.
- INEGI (1993-2002) Ortofotos de las cartas topográficas H112C42, H12C43, H12C52, H12C53, H12C63, H12C73, H12C74, G12A25, G12A46, G12A57, G12A67, G12A68, G12A78,

- G12A88, G12C18, G12C19, G12C29, G12D31, G12D41, G12D51, G12D62, G12D72, G12D73, G12D82, G12D83, F12B25, F12B54, F12B53, F12B43, F12B33, G12A51, G12A52, G12A53, G12A63, G12A64, G12A74, G12A86, G12C26, G12C36, G12C46, G12C56, G12C57, G12C66, G12C67, G12C68, G12C77, G12C78.
- IPN-CICIMAR, CIBNOR, UABCS (2002) Informe Preliminar. Ordenamiento Ecológico de la Bahía de La Paz, BCS. 466 p.
- Lankford R (1977) Coastal lagoons of Mexico: Their origin and classification En: Wiley M (ed) Estuarine Processes. Academic, New York, p 182-215.
- López-Ramos E (1979) Geología de México, 2ª edn. Editorial Escolar, 3 volúmenes.
- León de la Luz JL, Domínguez Cadena R. (2007) Notes on *Conocarpus erecta* (Combretaceae) in Baja California Sur, Mexico. Journal of the Botanical Research Institute of Texas 1(1): 487-490.
- López-Portillo J, Ezcurra E (2002) Los manglares de México: Una revisión. Madera y Bosques. Número Especial, p 27-51.
- Lugo AE, Sneadaker SC (1974) The ecology of mangroves. Annual Review of Ecology and Systematics 5:39-64.
- Maluf LY (1984) Physical Oceanography/3 En: Case TJ, Cody ML (eds) Island Biogeography in the Sea of Cortéz. University of California Press, Berkeley USA, p 26-45.
- Marinone SG, Lavin MF (1997) Mareas y corrientes residuales en el Golfo de California. En: Lavin MF (ed) Contribuciones a la Oceanografía Física en México. Unión Geofísica de México. Monografía 3, p 113-139.
- Morán ZDJ (1985) Geología de la República Mexicana. INEGI-UNAM, México, 88 p.
- Murillo de Nava JM, Gorsline DS (2000). Holocene and modern dune morphology for the Magdalena Coastal Plain and islands, Baja California Sur, Mexico. Journal of Coastal Research 16(3):915-925.
- Nava-Sánchez EH (1992) Sedimentología de la Cuenca San Juan de Los Planes, Baja California Sur, México. MC tesis, Instituto Politécnico Nacional-CICIMAR, México.
- Nava-Sánchez EH (1997) Modern fan deltas of the west coast of the Gulf of California, Mexico. PhD tesis, University of Southern California, Los Angeles, USA.
- Nava-Sánchez EH, Gorsline DS, Molina-Cruz A (2001) The Baja California Peninsula Borderland: Structural and Sedimentological Characteristics. Sedimentary Geology, Special Issue, 144(1-2):63-82.
- Odum WE, McIvory CC, Smith TJ (1985) The ecology of mangroves of south Florida: a community profile. US Fish and Wildlife Service, office of Biological Services, Washington DC FWS/OBS-81/24.
- Ortlieb L (1991) Quaternary Vertical Movements along the Coasts of Baja California and Sonora. En: Dauphin JP, Simoneit BRT (eds) The Gulf and Peninsular Province of the Californias. Am Assoc Petroleum Geologists, Memoir 47:447-480.
- Pacheco-Ruiz I, Zertuche-González JA, Meling-López A, Ríosmena R, Orduña-Rojas J (2006) El límite norte de *Rhizophora mangle* L. en el Golfo de California, México. Ciencia y Mar. 28:19-22.
- Pérez-Navarro JJ (1995) La vegetación de ambientes costeros de la región del Cabo, Baja California Sur. Aspectos florísticos y ecológicos. Tesis de Licenciatura. UNAM, México, 90 p.

- Rabinowitz D (1978) Dispersal properties of mangrove propagules. *Biotropica* 10, 47-57.
- Ramírez-García P, Lot A (1994) La distribución del manglar y de los pastos marinos en el Golfo de California, México. *Anales del Instituto de Biología Universidad Nacional Autónoma de México, Ser Bot* 65(1):63-72.
- Rico-Gray V (1993) Origen y rutas de dispersión de los mangles: una revisión con énfasis en las especies de América. *Acta Botánica Mexicana* 8(3):295-302.
- Romero LB (2004) Flora, clasificación y ordenación de la vegetación de la barra arenosa El Mogote, Baja California Sur. Tesis de Maestría en Ciencias, CIBNOR, México.
- Ruiz LA, Acosta-Velázquez J, Flores VF, Berlanga RC, Trilles RN, Monzalvo K (2004) Aplicación de técnicas de percepción remota para el análisis de la distribución, extensión y estructura de sistemas de manglar en Baja California Sur, México. XI Simposio Latinoamericano sobre Percepción Remota y Sistemas de Información Espacial. Santiago de Chile.
- Saintilan N (2004) Relationships between estuarine geomorphology, wetland extent and fish landing in New South Wales estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 61:591-601.
- Seanger P, Specht MM, Specht RL, Chapman VJ (1977) Mangal and coastal saltmarsh communities in Australia. En: Chapman VJ (ed) *Ecosystems of the world. Wet Coastal Ecosystems* New York Elsevier, p 293-345.
- Snedaker CS (1982) mangrove species zonation: why?. En: Sen DN, Rajpurohit KS(eds) *Task for vegetation science, Vol 2*, Junk Publishers, The Hague.
- Thom B (1984) Coastal landforms and geomorphic processes. En: Snedaker SC, Snedaker JG (eds). *The mangrove Ecosystem: Research Methods*. UNESCO, Paris, p 18-35.
- Tomlinson PB (1986) *The Botany of Mangroves*. Cambridge University Press. Cambridge, 413 p.
- Tovilla HC (1994) Mangles. En: De la Lanza GE, Cáceres C (eds). *Lagunas Costeras y el Litoral Mexicano*. Universidad de Baja California Sur. México, p 371-423.
- Turner RM, Bowers JE, Burgess T (1995) *Sonoran Desert plants: an ecological atlas*. University of Arizona Press, Tucson. 504 p.
- Van Andel TH (1964) Recent marine sediments of Gulf of California. En: van Andel TH, Shor, GG (eds) *Marine Geology of the Gulf of California: a symposium*. Am Assoc Petroleum Geologists, Memoir 3, 216-310.
- Van Zuidam RA (1986) *Aerial photo-interpretation in terrain analysis and geomorphologic mapping*, International Institute for Aerospace Survey and Earth Sciences. The Hague, Netherlands, Smiths Publishers, 442 p.
- Whitmore R, Brusca R, León-de la Luz, JL, González-Zamorano P, Mendoza R, Amador E, Holguin G, Galván F, Hasting P, Cartron JL, Felger R, Seminof J, McIvor C (2005) The ecological importance of mangroves in Baja California Sur: Conservation implications for an Endangered Ecosystem, En: Cartron JL, Ceballos G, Felger R (eds) *Biodiversity, ecosystems and conservation in Northern Mexico*. Oxford University Press, p 298-333.
- Wiggins I (1980) *Flora of Baja California*. Stanford University Press. USA.
- Wilton KM (2002) *Coastal wetland habitat dynamics in selected New South Wales Estuaries*. MS thesis, Australian Catholic University Fitzroy Victoria.
- Woodroffe C (1992) *Mangrove Sediments and Geomorphology*. En: Robertson A, Alongi DM (eds) *Tropical mangrove ecosystems*. Coastal and Estuarine Studies (Series), American Geophysical Union. USA, p 7-41.

- Woodroffe C (2003) *Coasts: form, process and evolution*. Cambridge University Press, 623 p.
- Wright LD, Roberts HH, Coleman JM, Kupfer RL, Bowden LW (1973) *Process-form variability of multiclass coasts: Baja California*. Coastal Studies Institute, Louisiana State University, Technical Report No 137. Baton Rouge, LA. 54 p.
- Yáñez-Arancibia A (1986) *Ecología de la Zona Costera. Análisis de siete tópicos*. AGT Editor. México 189 p.



Punta Sta. Marina en Isla Creciente, Bahía Magdalena. Foto Charles Chandler

CAPÍTULO 4

ESTRUCTURA GENÉTICA POBLACIONAL DEL MANGLE ROJO (*RHIZOPHORA MANGLE* L.) EN EL NOROESTE DE MÉXICO

Raquel Muñoz-Salazar¹, Eduardo Sandoval-Castro^{1,2}, Rafael Riosmena-Rodríguez³, Luis Manuel Enriquez-Paredes², Cristian Tovilla-Hernández⁴ y M. Concepción Arredondo-García²

¹ Escuela de Ciencias de la Salud, Universidad Autónoma de Baja California, Blvd. Zertuche y Blvd. de los Lagos, Fracc. Valle Dorado, Ensenada, Baja California 22890, México ramusal@uabc.edu.mx

² Facultad de Ciencias Marinas. Universidad Autónoma de Baja California. Km 103 Carretera Tijuana-Ensenada, A.P. 458, Ensenada, Baja California 22800, México.

³ Programa de Investigación en Botánica Marina, Departamento de Biología Marina, Universidad Autónoma de Baja California Sur, Carretera al Sur KM 5.5, La Paz, Baja California Sur, 23080, México.

⁴ El Colegio de la Frontera Sur, Carretera Antiguo Aeropuerto Km 2.5, Tapachula, Chiapas, 30700, México.

RESUMEN

La conservación de las especies de mangle no sólo está relacionada con la organización estructural del ecosistema sino también con la diversidad y estructura genética de sus poblaciones. Algunos aspectos sobre la estructura forestal, productividad y restauración de los ecosistemas de manglar han sido recientemente documentados en el noroeste de México. Sin embargo, su identidad y estructura genética poblacional aún permanece desconocida. Con el propósito de tener una visión más completa del estado actual de los ecosistemas de manglar, se evaluó la diversidad y estructura genética del mangle rojo (*Rhizophora mangle*) en el noroeste de México. Seis loci nucleares de microsatélites permitieron detectar un total de 19 alelos en 305 individuos de 10 poblaciones de *R. mangle*. La riqueza alélica varió de 1.32 a 2.46 alelos por locus y la heterocigosidad observada de 0.05 a 0.27, observándose una tendencia de disminución de la diversidad genética hacia las poblaciones cercanas a su límite norte de distribución. Tanto las poblaciones del Pacífico como las del Golfo de California presentaron alelos privados aunque con una frecuencia baja. Algunas poblaciones como Bahía de los Ángeles, Bahía de Kino, San Ignacio y Teacapán mostraron valores estadísticamente significativos de endogamia y desviaciones al modelo de equilibrio de Hardy-Weinberg debido al déficit de heterocigotos. En general, las poblaciones presentaron una fuerte estructura genética ($F_{ST} = 0.21$; $R_{ST} = 0.35$), estadísticamente relacionada con la distancia geográfica entre las poblaciones del Pacífico y las del centro y sur del Golfo de California, lo cual sugiere que el mangle rojo del noroeste de México no está constituido por una sola unidad panmictica sino por poblaciones discretas, significativamente estructuradas.

Palabras clave: variación genética, *Rhizophora mangle*, microsatélites, Golfo of California, genética, conservación.

GENETIC POPULATION STRUCTURE OF RED MANGROVE (*RHIZOPHORA MANGLE* L.) ALONG NORTHWEST MEXICO

ABSTRACT

Mangrove species conservation is related to population structure, which might not only be interpreted by the physical organization of each species in the population but also by the genetic diversity among areas. Recent studies have documented the physical structure of this forest around northwestern México. However, the genetic population structure remains still unknown for this region. Because of that, our goal is to understand the genetic population variation of the red mangrove, *Rhizophora mangle* assessed by six nuclear microsatellite loci along the Pacific side of northwestern México. A total of 19 alleles were found in 305 individuals; all six loci displayed low levels of polymorphism. Allelic richness ranged from 1.32 to 2.46 alleles by locus and heterozygosity ranged from 0.05 to 0.27; both allelic richness and observed heterozygosity showed a decreasing trend towards the populations near their distribution limit. Private alleles were observed on both the Pacific coast of Baja California and the coast of the Gulf of California although at a very low frequency. Significant levels of inbreeding and deviations from the Hardy-Weinberg Equilibrium were observed in the Bahía de Los Angeles, Bahía de Kino, Laguna San Ignacio, and Teacapan populations due to a heterozygote deficit. Genetic differentiation analyses ($F_{ST} = 0.21$; $R_{ST} = 0.35$) revealed a strong genetic structure amongst populations from the Pacific coast, Central Gulf of California, and the southern part of the Gulf of California showing a significant isolation by distance. These results showed that *R. mangle* is not constituted by only one panmictic unit along Northwestern Mexico, but it is rather significantly structured among populations.

Key words: Genetic variation, *Rhizophora mangle*, microsatellites, Gulf of California, genetics conservation.

INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas de manglar están constituidos principalmente por árboles o matorrales leñosos que crecen en los márgenes costeros de las regiones tropicales y subtropicales, se caracterizan por ser ambientes dinámicos y complejos con altos niveles de biodiversidad y productividad (Tomlinson 1994). Además, contribuyen con sus nutrientes hacia los ecosistemas adyacentes, dando origen a importantes flujos de materia y energía entre los sistemas costeros y marinos (Orihuela-Belmonte *et al.* 2004), incrementando la biomasa de peces e invertebrados de importancia ecológica y comercial (Aburto-Oropeza *et al.* 2008). Sin embargo, a pesar de los beneficios que estos sistemas proporcionan, resulta cada vez más difícil evitar el deterioro de los ecosistemas de manglar debido al continuo crecimiento de la población humana y al consecuente desarrollo de la zona costera (Lopez-Portillo y Ezcurra 2002). Esta reducción en la

cobertura de los bosques podría traer como consecuencia una disminución en su diversidad genética (Dudash y Fenster 2000, Srikwan y Woodruff 2000, Young *et al.* 2000, Landergott *et al.* 2001). La diversidad genética es una característica que les permite a las especies responder y adaptarse a los cambios en su ambiente por lo que la pérdida de diversidad se asocia con una disminución de este potencial, haciendo a las especies más susceptibles a las enfermedades y a los cambios ambientales (Luikart y Cornuet 1998, Young y Clarke 2000, Goodman *et al.* 2001, Landergott *et al.* 2001). Por ello, mantener los niveles de diversidad genética en las poblaciones se ha convertido en uno de los principales objetivos en los planes de manejo y conservación de los recursos naturales, especialmente en aquellos ecosistemas altamente productivos y sujetos a un constante deterioro del hábitat.

Además del efecto antropogénico sobre la zona costera, la diversidad genética también puede verse afectada por fenómenos naturales como huracanes o tormentas, o por su ubicación en hábitats extremos. Estudios previos han reportado bajos niveles de diversidad genética, altos índices de endogamia y estructura genética en varias especies de mangle que han sufrido reducciones en cobertura o que se encuentran en su límite de distribución (Maguire *et al.* 2000a, Maguire *et al.* 2000b, Giang *et al.* 2003, Arnaud-Haond *et al.* 2006), donde las poblaciones se caracterizan por tener un bajo tamaño efectivo de la población y una distribución discontinua.

Actualmente, México presenta una cobertura de aproximadamente 770,057 ha de manglar (Acosta-Velázquez *et al.* 2009), incluyendo la costa del Atlántico y del Pacífico. El 24% de la cobertura total se encuentra en la región noroeste, donde se han realizado diversos estudios sobre la estructura forestal, productividad y restauración de los bosques de mangle, sin embargo, su diversidad y estructura genética aún permanece desconocida. El Golfo de California, representa el límite norte de distribución de *R. mangle* (Pacheco-Ruiz *et al.* 2006) en éste, la dominancia del litoral rocoso sobre la costa, hace que las poblaciones de mangle se encuentren fragmentadas y confinadas a pequeños parches de vegetación donde las condiciones físico-químicas permiten su establecimiento y prevalencia. Los manglares de esta región presentan características muy particulares al resto del país por lo que representa un hábitat crítico para conservación.

La escasez de hábitats propicios para el establecimiento de las especies de mangle, sugieren una baja diversidad y flujo genético entre sus poblaciones por lo que es fundamental evaluar la diversidad y estructura genética de las poblaciones. En este sentido, la información generada por los marcadores genéticos moleculares es de gran importancia para la conservación del pool genético de estas. En el presente estudio se examinó la diversidad genética de *R. mangle* en la costa Pacífico de Baja California y Golfo de California mediante loci de ADN microsatélites para conocer la estructura genética poblacional del mangle rojo en su límite norte de distribución en el noroeste de México.

MATERIALES Y MÉTODOS

Colecta y extracción de ADN

Se colectó material foliar de 305 individuos distribuidos en 10 poblaciones naturales de la especie *Rhizophora mangle* en la Península de Baja California y Golfo de California (Tabla 1, Fig. 1). Las muestras fueron tomadas de especímenes separados por una distancia mínima de 30 m entre individuos, con el objetivo de reducir la probabilidad de muestrear individuos con cierto grado de parentesco, con excepción de en las poblaciones de Bahía de los Ángeles y Bahía de Kino, donde se colectaron a una distancia de 10 m debido al reducido tamaño de estas poblaciones. Las muestras colectadas se deshidrataron y se almacenaron con gel de sílica hasta la extracción del ADN. El ADN genómico fue extraído a partir de 20 mg de tejido foliar utilizando el método de CTAB/PVP (hexadecil trimetil amonio bromuro/polivinil pirrolidona) modificado por Muñiz-Salazar *et al.* (2005). El método consistió en homogenizar el tejido con hielo seco y resuspender en 0.85 volúmenes de CTAB/PVP e incubar a 65°C durante 6 h. Posteriormente el homogenizado fue extraído con aproximadamente 0.6 volúmenes de cloroformo/ alcohol isoamílico (24:1 v/v) y centrifugado a 13,000 rpm por 10 min.

Tabla 1.- Ubicación geográfica, códigos de los sitios de muestreo de las poblaciones de *Rhizophora mangle* analizadas en el noroeste de México.

Población	Código	Latitud	Longitud
Bahía de Los Ángeles	RBA	29°02'77N	113°30'12W
Bahía Concepción	RBC	26°38'23N	111°49'48W
San Ignacio	RSI	26°47'24N	113°09'08W
Bahía Magdalena	RBM	24°45'12N	111°59'06W
Bahía Kino	RKI	29°02'28N	112°09'94W
Guaymas	RGU	27°57'34N	110°58'51W
El Jitzámuri	RJZ	26°18'09N	109°14'27W
Bahía Balandra	RBL	24°19'20N	110°19'00W
Bahía de Altata	RAT	24°37'23N	107°54'38W
Bahía de Teacapán	RTP	22°32'10N	105°41'44W

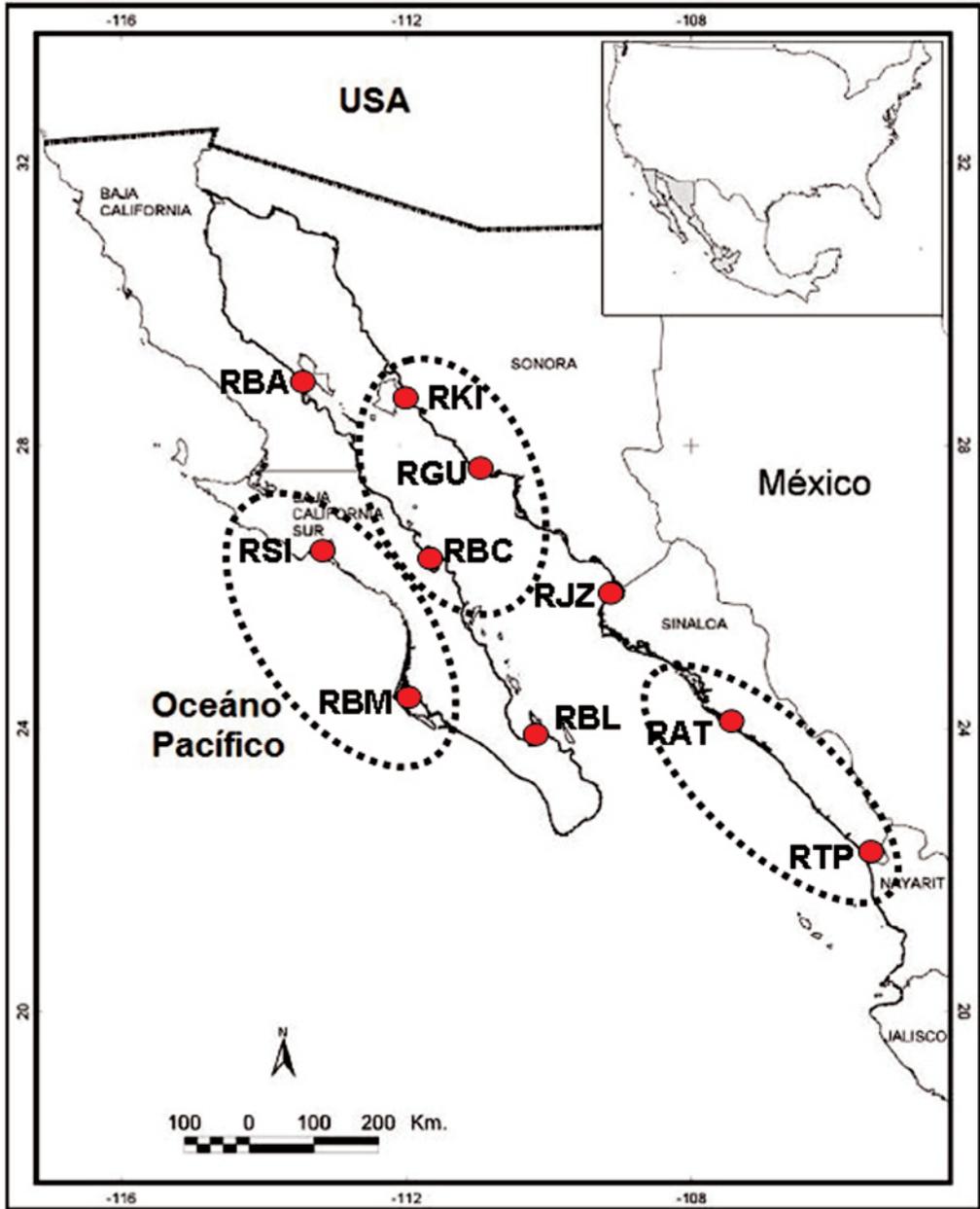


Figura 1.- Poblaciones de *Rhizophora mangle* (RBA, RSI, RBM, RBL, RBC, RKI, RGU, RJZ, RAT y RTP) analizadas en el Noroeste de México. Líneas punteadas marcan los grupos en que se dividieron las poblaciones para el AMOVA: 1) RBA, 2) RBC-RKI-RGU, 3) RBM-RSI, 4) RBL, 5) RJZ y 6) RAT-RTP.

paraseparar las fases. El ADN fue precipitado con 0.7 volúmenes de isopropanol a -20°C durante 12 h. El ADN obtenido fue resuspendido en 100 µL de TE 1X y almacenado a -20°C hasta su posterior análisis.

Análisis genético

Se determinó el genotipo de cada uno de los 305 individuos a partir de seis loci nucleares de microsatélites específicos para *R. mangle* (Rm7, Rm11, Rm19, Rm21, Rm38 y Rm46) previamente diseñados por Rosero-Galindo *et al.* (2002). Los iniciadores de secuencia fueron marcados con un compuesto fluorescente (FAM, VIC, NED, PET) (Applied Biosystems Inc) y amplificados mediante una Reacción en Cadena de la ADN Polimerasa (PCR) en un termociclador Mycycler BIORAD en 20 µL de reacción conteniendo 1x Buffer (10mM Tris HCl, 50 mM KCL, pH 8.3, SIGMA), 1.5 mM MgCl₂, 200 µM de cada dNTP, 0.2 µM de cada cebador, 1 unidad de *Taq* ADN polimerasa (SIGMA) y 20 ng de ADN genómico. Todos los loci de microsatélites fueron amplificados con el mismo perfil de temperatura, el cual consistió de 2min a 96°C seguido de 35 ciclos de 30 s a 94°C, 30 s a 50°C y 1 min. a 72°C, para concluir en una extensión final de 30min a 72°C. Para asegurar la reproducibilidad y consistencia en el proceso de amplificación, aproximadamente el 5% de las muestras fue re-amplificado y además, durante cada reacción de PCR y genotipado se incluyó un control negativo para detectar problemas de contaminación. Los productos de PCR fueron separados por electroforesis en capilar mediante un secuenciador automático de ADN Applied Biosystems 310 Genetic Analyzer. Para la lectura de los alelos se utilizó el programa GeneMarker 1.85 (Softgenetics).

Análisis de datos

Diversidad genética

El análisis de diversidad genética, en el que se incluye al número y frecuencia de alelos, así como al grado de heterocigosis en cada población, fue calculado mediante el programa GDA 1.1 (Lewis y Zaykin 2001). La riqueza alélica por locus y por población fue calculado usando el FSTAT 2.9.3 (Goudet 2001). Por otra parte, la prueba global para detectar desviaciones al equilibrio de Hardy-Weinberg (déficit de heterocigotos), así como el análisis de desequilibrio en el ligamiento entre todos los pares de loci fue analizado utilizando GENEPOP 4.0 (Raymond y Rousset 1995, Rousset 2008), en donde la significancia estadística fue determinada mediante el método de cadenas de Markov.

Asignación Poblacional

Para deducir la estructura poblacional de *R. mangle* en el noroeste de México y simultáneamente asignar individuos a las áreas geográficamente definidas, se utilizó el método de agrupación Bayesiano implementado en el programa STRUCTURE 2.3.3. Se utilizaron dos diferentes modelos, en el primer modelo se asume que todas las muestras pertenecen a una sola e hipotética “población” ($K = 1$). La probabilidad del número de poblaciones para los datos agrupados es estimado fijando valores *a priori* desde $K = 1$ hasta el máximo número de áreas geográficamente definidas ($K = 10$). Si la población hipotética se encuentra mezclada e incluye más de una subpoblación, la probabilidad de los datos agrupados se incrementará conforme aumente K (Pritchard *et al.* 2000). En el segundo modelo, las muestras son asignadas probabilísticamente a las poblaciones con las que comparten un mayor porcentaje de frecuencias alélicas en cada locus, o bien, son adicionadas a una o más poblaciones si los genotipos indican que dichas poblaciones se encuentran mezcladas. Se asume que las muestras pertenecen a una de las áreas geográficamente definidas. Ambos modelos asumen que los loci se encuentran en equilibrio HW y desequilibrio ligado entre los loci. Los resultados presentados en este estudio están basados en corridas de 10^6 interacciones.

Estructura genética

De acuerdo a los resultados obtenidos del programa STRUCTURE, se realizaron las agrupaciones de las poblaciones. Posteriormente la distribución de la variación genética fue cuantificada mediante un análisis de varianza molecular (AMOVA) en cuatro niveles jerárquicos de variación (la varianza entre grupos, entre poblaciones dentro de los grupos, entre individuos dentro de las poblaciones y la total), mediante el programa Arlequín 3.1 (Excoffier *et al.* 1992). La significancia estadística del AMOVA fue evaluada a través de 10,000 permutaciones no paramétricas con base en los estadísticos F de Wright, (F_{ST} , F_{IS} y F_{IT} ; (Wright 1965). Se calcularon los coeficientes de diferenciación genética F_{ST} y R_{ST} , el primero sólo considera la frecuencia de los alelos detectados mientras que el segundo considera además de su frecuencia, la distancia genética molecular entre éstos.

Aislamiento por distancia

Se aplicó la prueba de Mantel (Mantel 1967) a la matriz de distancia geográfica (log Km) y distancia genética [$\theta_{ST} / (1 - \theta_{ST})$] para determinar si existe correlación entre ambas distancias. La distancia geográfica entre las poblaciones de la costa del Pacífico

se determinó siguiendo la línea de costa, mientras que para las poblaciones del interior del Golfo de California, las distancias geográficas fueron determinadas de acuerdo al sistema de circulación oceánica propuesto por Figueroa *et al.* (2003) y por Marinone (2003).

Detección de Cuello de Botella

Se utilizó el programa BOTTLENECK 1.2.02 (Piry *et al.* 1997) para detectar la posible existencia de un reciente cuello de botella en las poblaciones de *R. mangle*. Este análisis se fundamenta en que las poblaciones que han sufrido recientemente ($< 4.0 N_e$ generaciones anteriores) un evento de este tipo, presentan una disminución simultánea del número de alelos y niveles de heterocigosis esperada, sin embargo, los alelos se reducen más rápidamente que la heterocigosis. Por lo tanto, el valor de la heterocigosis esperada a partir del número de alelos presente obtenido por métodos de coalescencia (H_{eq}), es menor que la heterocigosis obtenida directamente de las frecuencias alélicas (H_c) (Cornuet y Luikart 1996, Luikart y Cornuet 1998). En función del tipo de modelo mutacional seleccionado, se puede o no detectar este exceso de variabilidad. El programa calcula la probabilidad de que se haya producido un cuello de botella en la población bajo dos modelos mutacionales. El modelo de alelos infinitos (IAM, Kimura y Crow 1964), y el modelo de mutación paso a paso (SMM, Ohta y Kimura 1973). Existe un tercer modelo intermedio entre los anteriores, modelo de dos fases (TPM, Di Rienzo *et al.* 1994) que supone que un porcentaje de las mutaciones sigue el modelo IAM y el porcentaje restante, el modelo SSM. En el caso de los microsatélites lo más correcto es suponer que el 90% de las mutaciones ocurren bajo el SSM y el 10% bajo el IAM. La significancia fue estimada con la prueba del signo ($P < 0.0083$).

RESULTADOS

Diversidad genética

Los seis loci de microsatélites analizados mostraron bajos niveles de polimorfismo, observándose sólo 19 alelos en 305 individuos de *R. mangle*. El número de alelos por locus varió de 2 (Rm46) a 4 (Rm21, Rm19) y el número promedio de alelos por locus por población (diversidad alélica observada) varió de 1.3 en RBA a 2.5 en RAT. Se observó la presencia de alelos privados en las poblaciones de RBM, RBL, RGU y RAT. Sin embargo, su frecuencia en la población es muy baja debido a que sólo fueron

observados en uno o dos individuos de los aproximadamente 30 analizados en cada población (Tabla 2). La riqueza alélica promedio fue de 1.82, variando de 1.32 en RBA a 2.46 en la población de RBL. El número total de alelos por población, varió de 8 a 14 y la heterocigidad observada (H_o) de 0.05 a 0.27 en las poblaciones de RBA y RAT, respectivamente (Tabla 2). La frecuencia de individuos heterocigotos observada (H_o) para cada locus varió de 0.01 en el locus Rm7 a 0.40 en el locus Rm11. En general, la frecuencia esperada de heterocigotos (H_e) bajo el modelo de equilibrio de Hardy-Weinberg (HW) fue ligeramente mayor a H_o en la mayoría de los loci. Sin embargo, sólo los loci Rm19 y Rm46 mostraron desviaciones al modelo de HW (datos no mostrados). La prueba global para detectar un déficit de heterocigotos reveló que las poblaciones RBA, RKI, RSI y RTP presentan una deficiencia significativa de heterocigotos ($P < 0.05$).

La mayoría de las poblaciones fueron polimórficas. Sin embargo, se detectó un menor grado de polimorfismo en aquellas poblaciones ubicadas sobre la Península de Baja

Tabla 2.- Índices de diversidad genética poblacional y desviaciones al modelo de equilibrio de Hardy-Weinbergh (HWE) para cada población de *Rhizophora mangle*. N, número de individuos; A, número de alelos; G, número de genotipos multilocus; RA, riqueza alélica; AP, numero de alelos privados; H_e , proporción esperada de heterocigotos; H_o , proporción observada de heterocigotos; F_{IS} , coeficiente de endogamia; * estadísticamente significativo ($P < 0.05$); ns, no significativo.

Población	N	A	G	RA	AP	H_e	H_o	F_{IS}	HWE
RBA	48	8	3	1.32	0	0.08	0.05	0.32	*
RBC	26	9	6	1.50	0	0.12	0.12	0.00	ns
RSI	30	9	6	1.50	0	0.13	0.08	0.32	*
RBM	30	10	6	1.64	1	0.18	0.18	-0.03	ns
RKI	27	9	4	1.49	0	0.09	0.08	0.17	*
RGU	28	13	10	2.13	1	0.15	0.13	0.15	ns
RJZ	28	12	14	2.00	0	0.25	0.26	-0.01	ns
RBL	30	11	7	1.81	1	0.18	0.26	-0.44	ns
RAT	29	15	14	2.46	1	0.25	0.27	-0.04	ns
RTP	29	14	23	2.33	0	0.31	0.24	0.24	*
Promedio	30.5	11	9.3	1.82	0.4	0.17	0.16	0.07	ns

California, donde dos de los seis microsatélites analizados (Rm46 y Rm7) fueron monomórficos. Este mismo patrón fue observado en las poblaciones ubicadas en el límite norte de distribución (RBA, RSI, y RKI) con el locus Rm21, donde además se observaron niveles significativos de endogamia. En general, los índices de diversidad genética mostraron una tendencia decreciente hacia las poblaciones ubicadas en los límites de distribución de *R. mangle* (Fig.2), observándose valores significativos de endogamia por déficit de heterocigotos en las poblaciones RBA, RSI, y RKI.

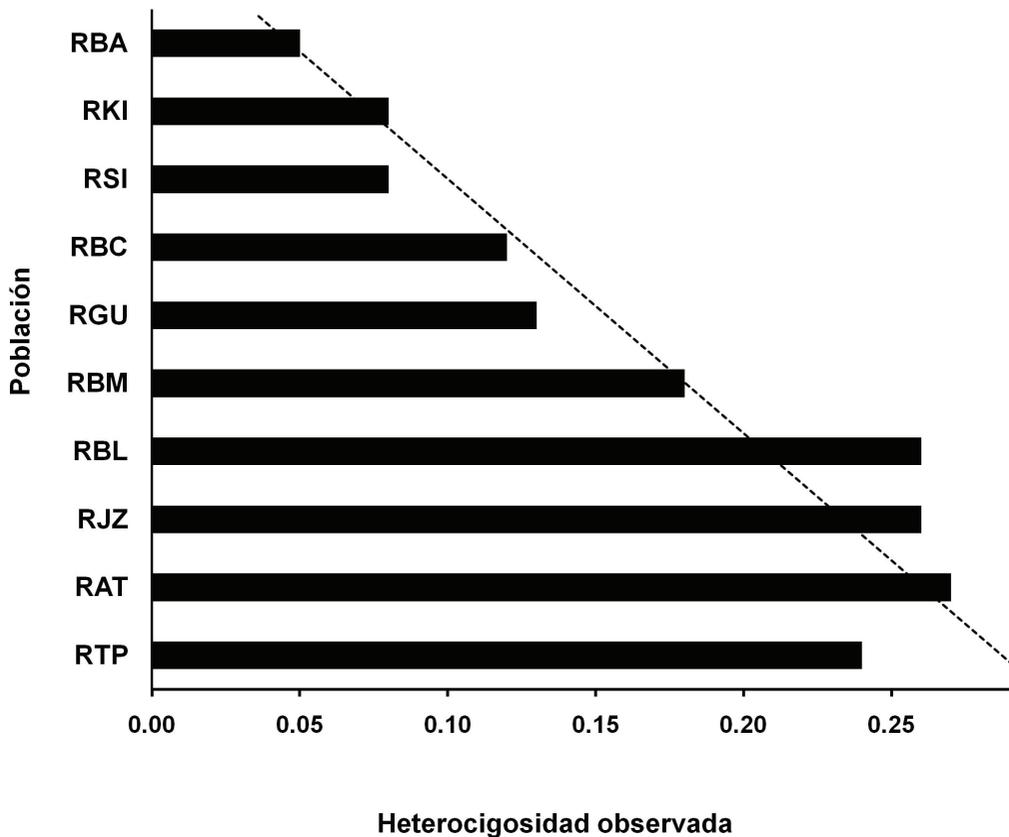


Figura 2.- Tendencia decreciente de la diversidad genética (heterocigosidad observada) hacia el límite norte de distribución de *R. mangle*, en donde RBA representa el límite norte de distribución de la especie y RTP la población más sureña del presente estudio.

Asignación Poblacional

Los resultados del primer modelo del análisis de agrupamiento, muestra que el Ln de la probabilidad del dato fue menor cuando $K = 3$ poblaciones (Tabla 3). Este resultado indica que la población de *R. mangle* es heterogénea y puede contener por lo menos tres grupos diferentes (Tabla 4). Este resultado indica que la población de *R. mangle* es heterogénea y puede contener por lo menos 6 grupos diferentes.

Estructura Genética

La estructura genética de las 10 poblaciones de *R. mangle* fue analizada mediante dos coeficientes de diferenciación genética comúnmente aplicados a microsatélites (F_{ST} y R_{ST}). Ambos modelos mostraron una fuerte y estadísticamente significativa diferencia entre la mayoría de las poblaciones analizadas ($F_{ST} = 0.04 - 0.65$, $R_{ST} = 0.04 - 0.92$; $P < 0.0083$; corrección de Bonferroni). Las comparaciones entre pares de poblaciones revelaron que sólo RBC-RKI, RBC-RGU, RSI-RBL y RBL-RAT no presentaron evidencias de estructura genética significativa bajo ambos coeficientes de diferenciación. Por otro lado, las comparaciones entre RKI-RBC, RKI-RGU, RGU-RBC, RGU-RJZ

Tabla 3.- Probabilidad del número de poblaciones (K) para los datos agrupados de *R. mangle* en el noroeste de México. (Todas las muestras se mezclaron para formar una sola e hipotética población $K=1$).

K	Ln Pr(X K)
1	-1606.8
2	-1305.1
3	-1211.4
4	-1144.7
5	-1144.1
6	-1150.7
7	-1159.6
8	-1168.6
9	-1171.3
10	-1183.1

Tabla 4.- Matriz de distancias genéticas. Bajo la diagonal, distancias calculadas con el modelo de alelos infinitos (F_{ST}) y sobre la diagonal, con el modelo de mutación por pasos (R_{ST}). Los valores en negritas, son estadísticamente no significativos ($P > 0.0083$, corrección de Bonferroni)

	RBA	RBC	RSI	RBM	RBL	RKI	RGU	RJZ	RAT	RTP
RBA	****	0.305	0.798	0.490	0.703	0.428	0.223	0.350	0.793	0.921
RBC	0.338	****	0.638	0.228	0.505	0.006	0.017	0.078	0.622	0.807
RSI	0.625	0.443	****	0.249	0.035	0.683	0.517	0.437	0.061	0.403
RBM	0.496	0.149	0.185	****	0.112	0.274	0.128	0.066	0.231	0.484
RBL	0.565	0.325	0.036	0.066	****	0.551	0.387	0.298	0.024	0.305
RKI	0.453	0.009	0.491	0.166	0.364	****	0.061	0.104	0.662	0.834
RGU	0.323	0.007	0.338	0.106	0.246	0.040	****	0.033	0.517	0.727
RJZ	0.400	0.114	0.311	0.110	0.217	0.110	0.094	****	0.416	0.624
RAT	0.558	0.373	0.097	0.146	0.037	0.414	0.313	0.241	****	0.180
RTP	0.650	0.519	0.347	0.362	0.281	0.547	0.474	0.359	0.145	****

RJZ-RBM, RAT-RSI y RAT-RBL sólo mostraron diferencias significativas a través del coeficiente calculado a partir del modelo de mutación por pasos (R_{ST}). La prueba global de Mantel mostró evidencias significativas de aislamiento por distancia ($r^2 = 0.38$; $P < 0.05$), lo cual sugiere que las poblaciones más distantes presentan una mayor diferenciación genética (Fig.3).

El Análisis Molecular de Varianza (AMOVA), aplicado a cuatro niveles jerárquicos de diferenciación genética bajo ambos modelos de mutación (Tabla 5) mostró que el mayor porcentaje de la variación molecular fue observado a través de la diferencia entre los 305 individuos de *R. mangle* analizados ($F_{ST} = 58\%$; $R_{ST} = 51\%$), seguido del porcentaje de variación entre los tres grupos analizados en el noroeste de México: 1)RBA, RBC,RKI y RGU, 2) RSI, RBM y RBL, 3) RJZ, RAT y RTP ($F_{ST} = 21$; $R_{ST} = 35\%$) y por la variación entre las poblaciones dentro de las regiones ($F_{ST} = 17$; $R_{ST} = 18\%$), todos los porcentajes de variación, fueron estadísticamente significativos ($P < 0.05$), con excepción de la diferencia observada entre los individuos dentro de las poblaciones ($F_{ST} = 4\%$; $R_{ST} = 0.5$). Todas las estimaciones se hicieron de acuerdo a ambos modelos de mutación F_{ST} y R_{ST} (0.24 y 0.47, respectivamente) indicando una fuerte estructura genética entre las poblaciones, así como entre los grupos de *R. mangle* analizadas (Tabla 3 y 5).

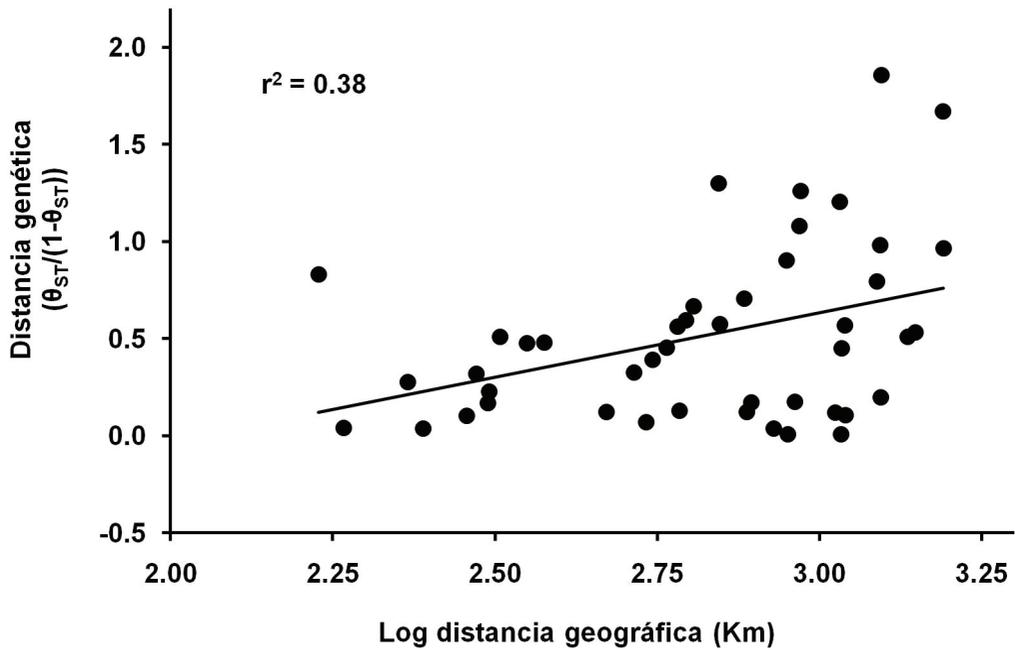


Figura 3.- Estimación de la diferenciación genética [$\theta_{ST} / (1 - \theta_{ST})$] entre las poblaciones, graficada contra la transformación log de la distancia geográfica (Km) utilizada para la prueba de mantel ($r^2 = 0.38$ $P < 0.05$).

Tabla 5.- Análisis jerárquico de varianza molecular (AMOVA) aplicado a las 10 poblaciones de *Rhizophora mangle* en el noroeste de México, calculado a través del modelo de alelos infinitos (IAM) y el modelo de mutación por pasos (SMM). Grados de libertad (g.l.) y porcentaje de variación molecular (% var.) explicado por el nivel jerárquico. * Estadísticamente significativo ($P < 0.05$). Los grupos de poblaciones se establecieron de acuerdo a los resultados obtenidos del programa STRUCTURE, $K = 6$. 1) RBA, 2) RBC-RKI-RGU, 3) RBM-RSI, 4) RBL, 5) RJZ y 6) RAT-RTP

Fuente de variación	IAM			SMM	
	g. l.	% var.	F_{ST}	% var.	R_{ST}
Entre grupos	5	28.15	0.28*	41.02	0.41*
Entre poblaciones dentro de los grupos	4	8.39	0.11*	10.01	0.17*
Entre individuos dentro de las poblaciones	295	3.58	0.05	0.00	0.00
Entre todos los individuos	305	59.88	0.40*	53.82	0.46*

Cuello de Botella

Solo las poblaciones que se encuentran en ambas costas de la Península de Baja California (RBA, RBC, RSI, RBM y RBL) presentaron un significativo exceso de heterocigosidad ($P < 0.0083$) bajo el modelo de mutación IAM, mientras que para el modelo de SMM y TPM fue no significativo ($P > 0.0083$; Tabla 6).

DISCUSIÓN

Diversidad genética

Las poblaciones de *R. mangle* en su límite norte de distribución en el Pacífico mostraron bajos niveles de diversidad genética, altos índices de endogamia y alta estructura genética. Esto concuerda con lo reportado para poblaciones del mangle negro

Tabla 6.- Prueba de cuello de botella en poblaciones de *Rhizophora mangle* en el noroeste de México. IAM, modelo de alelos infinitos; SMM, modelo de mutación por pasos; modelo de dos fases, TPM. H_d = Loci con deficiencia de heterocigosidad. H_e = Loci con exceso de heterocigosidad. Varianza = 10.0, Probabilidad = 90%. * Estadísticamente significativo ($P < 0.0083$).

Población	IAM		SMM		TPM	
	H_d / H_e	P	H_d / H_e	P	H_d / H_e	P
RBA	0/6	0.0041	0/6	0.0094	0/6	0.0086
RBC	0/6	0.0076	0/6	0.0204	0/6	0.0195
RSI	0/6	0.0068	0/6	0.0151	0/6	0.0144
RBM	0/6	0.0081	0/6	0.0193	0/6	0.0165
RBL	0/6	0.0074	0/6	0.0155	0/6	0.0119
RKI	0/6	0.0087	1/5	0.1376	1/5	0.1269
RGU	0/6	0.0145	1/5	0.1727	0/6	0.1687
RJZ	0/6	0.0144	0/6	0.0274	0/6	0.0268
RAT	0/6	0.0183	0/6	0.0371	0/6	0.0347
RTP	0/6	0.0134	0/6	0.0228	0/6	0.0199

Avicennia marina, en donde la diversidad genética disminuye conforme las poblaciones se acercan a su límite de distribución, y se incrementa hacia el centro de distribución (Maguire *et al.* 2000a, Maguire *et al.* 2000b, Arnaud-Haond *et al.* 2006). En contraste, las poblaciones de *R. mangle* en la costa del Pacífico de Colombia, las cuales se encuentran muy cerca de uno de los centros de dispersión y de mayor diversidad de especies de mangle en el continente Americano (Rico-Gray 1993), se reporta una diversidad genética tres veces mayor (Arbeláez-Cortes *et al.* 2007) que lo observado en el presente estudio. Sin embargo, los bosques de mangle en Colombia, se caracterizan por una mayor extensión y distribución continua a lo largo de la costa, favoreciendo el intercambio y flujo genético de las poblaciones. En contraste, las poblaciones del noroeste de México, son pequeñas y con una distribución en parches. Por otro lado, el género *Rhizophora* está representado por cuatro especies de mangle en la costa colombiana (*R. mangle*, *R. harrisonii*, *R. racemosa* y *R. samoensis*), lo cual puede incrementar la diversidad genética de las especies debido a la posible hibridación entre estas. Aunque este fenómeno no ha sido comprobado, no se descarta la posibilidad de que este ocurra o haya ocurrido como en *Avicennia germinans* con *A. bicolor* (Nettel *et al.* 2008). En el caso de las poblaciones de mangle en el noroeste de México, sólo se encuentra distribuida una sola especie, *R. mangle*, por lo que la hibridación con otras especies es imposible que se lleve a cabo.

La incorporación de marcadores en estudios de diversidad genética en México es relativamente reciente, Nuñez-Farfán *et al.* (2002) analizaron la variación genética del mangle rojo en el Pacífico y Golfo de México mediante el análisis de isoenzimas, reportando una menor diversidad genética que la estimada en este estudio. Es importante mencionar, que los microsatélites han mostrado una mayor resolución que las isoenzimas en estudios de diversidad y estructura genética poblacional en especies de mangle (Triest 2008), por lo que, la diferencia entre los valores reportados por Nuñez-Farfán *et al.* (2002) y los resultados obtenidos en este estudio pueden ser producto de las diferencias de resolución del marcador molecular utilizado. Sin embargo, es importante resaltar que aun cuando la diversidad genética reportada por Nuñez-Farfán *et al.* (2002) fue menor que este estudio, la diversidad genética sigue siendo mucho menor en comparación con poblaciones localizadas en el sur de su distribución (Arbeláez-Cortes *et al.* 2007).

Solo cuatro (RBA, RKI, RSI y RTP) de las diez poblaciones presentaron desviaciones al modelo de equilibrio de HW por un déficit significativo de heterocigotos. En el caso de las poblaciones RSI (Pacífico), RBA y RKI (Centro Golfo de California), el desequilibrio de HW puede explicarse debido a su ubicación en el límite norte de distribución de las especies de mangle, mostrando la menor diversidad genética y valores significativos de endogamia, en comparación con el resto de las poblaciones (Maguire *et al.* 2000a, Maguire *et al.* 2000b, Arnaud-Haond *et al.* 2006). En contraste, la población de RTP, se ubica en la región sur del Golfo de California y cercana al sistema de manglar “Marismas Nacionales”, considerado uno de los más extensos en el Pacífico de México.

En este caso, la desviación de HW puede explicarse con dos hipótesis: 1) Efecto Wahlund y 2) Cuello de botella. La primera hipótesis, implica que RTP representa una subpoblación más que una población. El sitio de RTP se encuentra ubicado en la zona norte del sistema lagunar de Teacapán-Agua Brava, con una superficie aproximada de 150,000 ha de canales de marea, suelos inundados, lagunas costeras y humedales de manglar. El sistema estuarino de Teacapán presenta una superficie de 39,332 ha, de las cuales 14,842 ha (38%) corresponden al área cubierta por vegetación de manglar (de la Fuente y Carrera 2005). Algo similar se reportó para el pasto marino *Z. marina* en la Bahía de San Quintín (BSQ), Baja California, México, en donde se registró una desviación significativa del equilibrio HW, al agruparse diferentes áreas como una sola población (Muñiz-Salazar *et al.* 2006). Sin embargo, cuando las áreas fueron analizadas por grupos de acuerdo a su distribución geográfica ninguna de ellas mostró estar fuera del equilibrio de HW ($P > 0.006$). Lo anterior demostró que existe más de una subpoblación de *Z. marina* dentro de BSQ (Efecto Wahlund). Sin embargo, para poder corroborar esta hipótesis para la población de RTP, es necesario realizar un muestreo más extensivo en diferentes áreas del complejo lagunar Teacapán-Agua Brava. La segunda hipótesis se basa en que la población de RTP, ha sufrido una reducción en la cobertura, a consecuencia de la apertura de una boca artificial por pescadores locales en 1971. Este evento permitió el acceso de agua de mar al interior del sistema, cambiando las características físico-químicas del agua y suelo, reduciendo hasta en un 15% la cobertura original del manglar (Kovacs *et al.* 2004, Kovacs *et al.* 2005, Berlanga-Robles y Ruiz-Luna 2007). Sin embargo, RTP es una de las poblaciones con mayor diversidad genética y el exceso de heterocigosidad fue no significativo, lo cual indica que la disminución en la cobertura de *R. mangle* en RTP no ha sido suficiente para provocar un cuello de botella. Otro aspecto importante de mencionar, es que la apertura del canal puede estar favoreciendo el acceso de nuevas variantes genéticas al sistema mediante la entrada de propágulos provenientes del Pacífico Sur.

La diversidad genética mostró una tendencia decreciente hacia el límite norte de distribución de *R. mangle*. Lo anterior sugiere que las poblaciones fueron originadas a partir de la colonización de individuos de sur a norte, siguiendo el modelo de piedras, lo cual es sustentado por la significancia en la prueba de Mantel de aislamiento por distancia. Por otro lado, de acuerdo con Cornuet y Luikart (1996), un exceso de heterocigosidad puede atribuirse a una reducción drástica en el tamaño de las poblaciones (bottleneck), o bien, a un efecto fundador (Mayr 1954). En ambos eventos, la población se caracteriza por presentar un número reducido de individuos que no son representativos de la diversidad genética original, y por lo tanto presentan una diversidad genética baja. En este estudio, las poblaciones localizadas en ambas costas de la Península de Baja California, presentaron un significativo exceso de heterocigosidad (Tabla 6). Dado que las poblaciones que se localizan en el límite de su distribución se caracterizan por ser pequeñas y de baja diversidad genética, y en el caso particular de las poblaciones de

R. mangle en la Península de Baja California, se caracterizan por ser prístinas (con excepción de RBL), la probabilidad de que estas poblaciones hayan sufrido un cuello de botella es muy bajo. Por lo tanto, el efecto fundador, es lo que más se ajusta a dichas poblaciones. Esto concuerda con (Primack y Tomlinson 1980) quienes mencionan que las especies de mangle se comportan como especies colonizadoras, por lo que se espera altos niveles de endogamia y alta estructura genética.

Estructura genética

Las poblaciones de *R. mangle* en el noroeste de México presentan una alta y significativa estructura genética. De acuerdo a los resultados obtenidos del análisis bayesiano implementado en el programa STRUCTURE, las poblaciones se dividieron en tres principales grupos: 1) RBA, RBC, RKI y RGU, 2) RSI, RBM y RBL, 3) RJZ, RAT y RTP (Fig. 1). Estos resultados son consistentes con el aislamiento geográfico que existe entre estas poblaciones y con regiones biogeográficas establecidas tanto para macroalgas (Espinoza-Avalos 1993) como para microalgas (Santamaria Del Angel *et al.* 1999). Algunos estudios sugieren que los límites genéticos dentro de las especies pueden coincidir con límites biogeográficos reconocidos (Avice 1994, Dawson 2001). La población de RBA, la cual es la más norteña, fue la que presentó el más alto grado de divergencia con respecto al resto de las poblaciones. Esta población está caracterizada por tres pequeños parches de vegetación, el primero y más norteño está localizado en Isla Coronado, donde el mangle se encuentra confinado en un pequeño sistema semicerrado y protegido del oleaje, el segundo en el estero El Rincón y por último el tercero en Bahía de Las Ánimas, en el interior de un pequeño cuerpo acuático costero protegido del oleaje por una barra arenosa y con entrada de agua marina durante la pleamar. Éste último parche de vegetación de mangle es el más extenso en RBA y presenta una cobertura aproximada a 10,000 m² (Pacheco-Ruiz *et al.* 2006). Interesantemente, el manglar de Isla Coronado está representado por un solo genotipo sugiriendo que la población fue establecida a partir de un número muy limitado de individuos y que de haber existido algunas otras variantes genéticas en los individuos fundadores, debido al reducido tamaño de la población, muy posiblemente la deriva génica eliminó a los alelos menos frecuentes, por otro lado, es posible inferir que estos matorrales de mangle han permanecido aislados desde su colonización al sistema y que su nula diversidad genética se debe al efecto persistente de la deriva genética y a que la probabilidad de recibir nuevas variantes genéticas por flujo genético entre las poblaciones vecinas es prácticamente imposible debido a la hidrodinámica y características físicas del sitio, ya que al ser un sistema con acceso hidráulico restringido a una boca de alrededor de 2m de ancho y que solo permite el acceso de agua durante pleamar, lo cual confiere una baja eficiencia de colonización de nuevos individuos de *R. mangle* hacia el sitio.

Los índices de diferenciación genética F_{ST} y R_{ST} (0.21 y 0.35 respectivamente) para *R. mangle* en el noroeste de México, son mayores que los reportados para las poblaciones de Colombia ($F_{ST} = 0.05$, Arbeláez-Cortes *et al.* 2007). Sin embargo, nuestros resultados son comparables con poblaciones de *A. germinans* en los límites de su distribución ($F_{ST} = 0.41$, $R_{ST} = 0.71$, Maguire *et al.* 2000b) y $F_{ST} = 0.25$, Arnaud-Haond *et al.* 2006), y en poblaciones de *A. marina* sujetas a perturbación antropogénica ($F_{ST} = 0.34$, Giang *et al.* 2003).

En el presente estudio se analizaron ambos índices de diferenciación genética (F_{ST} y R_{ST}) el primero sólo considera la diferencia en las frecuencias alélicas mientras que el segundo incluye el análisis de la distancia genética entre poblaciones. Hardy *et al.* (2003) mencionan que en estudios donde se analiza una amplia escala geográfica el R_{ST} es considerablemente mayor al F_{ST} . Lo anterior lo atribuyen a que en las poblaciones geográficamente separadas el efecto de la mutación ejerce una mayor influencia que el flujo genético sobre la estructura genética de las poblaciones. Nuestros datos se ajustan perfectamente a esta suposición, ya que el R_{ST} fue considerablemente mayor al F_{ST} . Por ejemplo, el valor de R_{ST} fue considerablemente más alto entre grupos (0.35) (mayor escala geográfica) que en poblaciones dentro de los grupos (0.18). Mientras que para F_{ST} , los valores fueron de 0.21 vs 0.17, respectivamente (Tabla 5).

Este mismo patrón ha sido observado en aquellos estudios que han contemplado una amplia escala geográfica (Maguire *et al.* 2000b, Arnaud-Haond *et al.* 2006) en el análisis de estructura genética poblacional de especies de mangle. La prueba de aislamiento por distancia sugiere que el flujo genético entre las poblaciones del mangle rojo analizadas es menor conforme las poblaciones se encuentran geográficamente más distantes, por lo que se puede inferir una reducción en la efectividad del flujo genético entre las poblaciones más distantes. Por otra parte, considerando que la mayoría de las poblaciones analizadas comparten al menos un alelo en común, es posible inferir que el flujo genético entre las poblaciones no ha sido interrumpido por completo. Sin embargo, considerando la baja efectividad del flujo genético en poblaciones de mangle con hábitat discontinuo (Geng *et al.* 2008), es posible que la colonización de las poblaciones actuales del mangle rojo ingresaron al Golfo de California durante un mismo evento de colonización y que el intercambio genético entre las mismas se ha visto limitado a eventos naturales esporádicos como tormentas o huracanes. Debido a esto, la estructura poblacional del mangle rojo en el noroeste de México se encuentra significativamente estructurada en unidades poblacionales independientes.

LITERATURA CITADA

Aburto-Oropeza O, Ezcurra E, Danemann G (2008) Mangroves in the Gulf of California increase fishery yields. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 105,10456-10459.

- Acosta-Velázquez J, Rodríguez-Zuñiga T, Díaz-Gallegos JR (2009) Assessing a nationwide spatial distribution of mangrove forest for Mexico: an analysis with high resolution images. In: 33rd International Symposium on Remote Sensing of Environment, Stressa, Italy, p 1-4.
- Arbeláez-Cortés E, Castillo-Cárdenas M, Toro-Perea N, Cárdenas-Henao H (2007) Genetic structure of the red mangrove (*Rhizophora mangle* L.) on the Colombian Pacific detected by microsatellite molecular markers. *Hydrobiologia* 583:321-330.
- Arnaud-Haond S, Teixeira S, Massa SI (2006) Genetic structure at range edge: low diversity and high inbreeding in Southeast Asian mangrove (*Avicennia marina*) populations. *Molecular Ecology* 15:3515–3525.
- Avise JC (1994) *Molecular markers, natural history and evolution* Chapman and Hall, New York.
- Berlanga-Robles CA, Ruiz-Luna A (2007) Analysis of change trends of the mangrove forest in Teacapan-Agua Brava lagoon system, Mexico. An approximation using Landsat satellite images. *Universidad y Ciencia* 23:29-46.
- Cornuet JM, Luikart G (1996) Description and power analysis of two tests for detecting recent population bottlenecks from allele frequency data. *Genetics* 144:2001-2014.
- Dawson MN (2001) Phylogeography in coastal marine animals: A solution from California? *Journal of Biogeography* 28:723-736.
- de la Fuente G, Carrera E (2005) Cambio de uso del suelo en la zona costera del estado de Sinaloa (Ducks Unlimited de México A.C., México).
- Di Rienzo A, Peterson AC, Garza JC (1994) Mutational processes of simple-sequence repeat loci in human populations. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 91:3166-3170.
- Dudash MR, Fenster CB (2000) Inbreeding and outbreeding depression in fragmented populations. In: *Genetics, Demography and Viability of Fragmented Populations* (eds. Young AG, Clarke GM), pp. 36-53. Cambridge University Press, Cambridge.
- Excoffier L, Smouse PE, Quattro JM (1992) Analysis of molecular variance inferred from metric distances among DNA haplotypes: application to human mitochondrial DNA restriction data. *Genetics* 131:479-491.
- Figueroa JM, Marinone SG, Lavin MF (2003) A description of geostrophic gyres in the southern Gulf of California. In: Velasco Fuentes OU, Sheinbaum J, Ochoa J (eds) *Nonlinear Processes in Geophysical Fluid Dynamics*, p 237-255. Kluwer Academic Publishers, Netherlands.
- Geng Q, Ian CL, Goto S (2008) Mating system, pollen and propagule dispersal, and spatial genetic structure in a high-density population of the mangrove tree *Kandelia candel*. *Molecular Ecology* 17:4724-4739.
- Giang LH, Hong PN, Tuan MS, Harada K (2003) Genetic variation of *Avicennia marina* (Forsk.) Vierh. (*Avicenniaceae*) in Vietnam revealed by microsatellite and AFLP markers. *Genes and Genetic Systems* 78:399-407.
- Goodman SJ, Tamate HB, Wilson R, Nagata J, Tatsuzawa S (2001) Bottlenecks, drift and differentiation: the population structure and demographic history of sika deer (*Cervus nippon*) in the Japanese archipelago. *Molecular Ecology* 10:1357-1370.
- Goudet J (2001) FSTAT, a program to estimate and test gene diversities and fixation indices version 2.9.3. Institut d'Ecologie, Bâtiment de Biologie Université de Lausanne. Available from <http://www.unil.ch/izea/software/fstat.html>, Switzerland.

- Hardy O, Charbonnel N, Fréville H, M H (2003) Microsatellite allele size: a simple test to assess their significance on genetic differentiation. *Genetics Society of America* 163:1467-1482.
- Kimura M, Crow JF (1964) The number of alleles that can be maintained in a finite population. *Genetics* 49:725-738.
- Kovacs JM, Flores-Verdugo F, Wang J, Aspden LP (2004) Estimating leaf area index of a degraded mangrove forest using high spatial resolution satellite data. *Aquatic Botany* 80:13-22.
- Kovacs JM, Wang J, Flores-Verdugo F (2005) Mapping mangrove leaf area index at the species level using IKONOS and LAI-2000 sensors for the Agua Brava Lagoon, Mexican Pacific. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 62:377-384.
- Landergott U, Holderegger R, Kozłowski G, Schneller JJ (2001) Historical bottlenecks decrease genetic diversity in natural populations of *Dryopteris cristata*. *Heredity* 87:344-355.
- Lewis PO, Zaykin D (2001) Genetic Data Analysis: Computer program for the analysis of allelic data Version 1.0 (d16c). <http://lewis.eeb.uconn.edu/lewishome/software.html>.
- Lopez-Portillo J, Ezcurra E (2002) Los manglares de México: una revisión. *Madera y Bosques* Número especial, 27-51.
- Lukart G, Cornuet JM (1998) Empirical evaluation of a test for identifying recently bottlenecked populations from allele frequency data. *Conservation Biology* 12:228-237.
- Maguire TL, Edwards KJ, P S, Henry R (2000a) Characterization and analysis of microsatellite loci in a mangrove species *Avicennia marina* (Forsk.) Vierh. (Avicenniaceae). *Theoretical and Applied Genetics* 101:279-285.
- Maguire TL, Saenger P, Baverstock P, Henry R (2000b) Microsatellite analysis of genetic structure in the mangrove species *Avicennia marina* (Forsk.) Vierh. (Avicenniaceae). *Molecular Ecology* 9:1853-1862.
- Mantel N (1967) The detection of disease clustering and a generalized regression approach. *Cancer Research* 27:209-220.
- Marinone SG (2003) A three-dimensional model of the mean and seasonal circulation of the Gulf of California. *Journal of Geophysical Research* 108:3325.
- Mayr E (1954) Changes of genetic environment and evolution. In: Huxley J, Hardy A, Ford E (eds) *Evolution as a process*, Allen y Unwin, London, p 157-180.
- Muñiz-Salazar R, Talbot SL, Sage GK, Ward DH, Cabello-Pasini A (2005) Population genetic structure of annual and perennial populations of *Zostera marina* L. along the Pacific coast of Baja California and the Gulf of California. *Molecular Ecology* 14:711-722.
- Muñiz-Salazar R, Talbot SL, Sage GK, Ward DH, Cabello-Pasini A (2006) Genetic structure of eelgrass *Zostera marina* meadows in an embayment with restricted water flow. *Marine Ecology Progress Series* 309:107-116.
- Nettel A, Dodd R, Afzal-Rafii Z, Tovilla-Hernández C (2008) Genetic diversity enhanced by ancient introgression and secondary contact in East Pacific black mangroves. *Molecular Ecology* 17:2680-2690.
- Núñez-Farfán J, Domínguez CA, Eguiarte LE (2002) Genetic divergence among Mexican populations of red mangrove (*Rhizophora mangle*): geographic and historic effects. *Evolutionary Ecology Research* 4:1049-1064.
- Ohta J, Kimura M (1973) A model of mutation appropriate to estimate the number of electrophoretically detectable alleles in a finite population. *Genetical Research* 22:201-204.

- Orihuela-Belmonte DE, Tovilla-Hernández C, Vester HFM, Álvarez-Legorreta T (2004) Flujo de materia en un manglar de la costa de Chiapas, México. *Madera y Bosques* Número especial, 45-61.
- Pacheco-Ruiz I, Zertuche-Gonzalez JA, Meling-Lopez AE, Riosmena-Rodriguez R, Orduña-Rojas J (2006) El límite geográfico de *Rizophora mangle* para el Golfo de California. *Ciencia y Mar* 27:23-25.
- Piry S, Luikart G, Cornuet J-M (1997) BOTTLENECK: A program for detecting recent effective population size reductions from allele frequency data. *Journal of Heredity* 86:248-249.
- Primack R, Tomlinson P (1980) Variation in tropical forest breeding systems. *Biotropica* 12:229-231.
- Pritchard JK, Stephens M, Donnelly P (2000) Inference of population structure using multilocus genotype data. *Genetics* 155:945-959.
- Raymond M, Rousset F (1995) GENEPOP (v.1.2): Population genetics software for exact test and ecumenicism. *Journal of Heredity* 86:248-249.
- Rico-Gray V. (1993). Origen y rutas de dispersión de los mangles: una revisión con énfasis en las especies de América. *Acta Botánica Mexicana* 25:1-13.
- Rosero-Galindo C, Gaitan-Solis E, Cárdenas-Henao H, Tohme J, Toro-Perea N (2002) Polymorphic microsatellites in a mangrove species, *Rhizophora mangle* L. (Rhizophoraceae). *Molecular Ecology Notes* 2:281-283.
- Rousset F (2008) GENEPOP '007: a complete re-implementation of the GENEPOP software for Windows and Linux. *Molecular Ecology Resource* 8:103-106.
- Santamaria Del Angel E, Alvarez-Borrego S, Muller Kager FE (1999) Regiones biogeográficas del Golfo de California basadas en las imágenes del Coastal Zone Color Scanner. In: González Farias F, de la Rosa-Vélez J (eds) *Temas de oceanografía biológica en México*, Universidad Autónoma de Baja California, p 63-83.
- Srikwan S, Woodruff DS (2000) Genetic erosion in isolated small-mammal populations following rainforest fragmentation. In: Young AG, Clarke GM (eds) *Genetics, Demography and Viability of Fragmented Populations*, Cambridge University Press, Cambridge, p 150-172.
- Tomlinson P (1994) *The botany of mangroves*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom.
- Triest L (2008) Molecular ecology and biogeography of mangrove trees towards conceptual insights on gene flow and barriers: A review. *Aquatic Botany* 89:138-154.
- Wright S (1965) The interpretation of population structure by F-statistics with special regard to systems of mating. *Evolution* 19:395-420.
- Young AG, Brown AHD, Murray BG, Thrall PH, Miller CH (2000) Genetic erosion, restricted mating and reduced viability in fragmented populations of the endangered grassland herb *Rutidosis leptorrhynchoides*. In: *Genetics, demography and viability of fragmented populations* (eds. Young AG, Clarke GM), Cambridge University Press, Cambridge, p 335-359.
- Young AG, Clarke GM (2000) Conclusions and future directions: what do we know about the genetic and demographic effects of habitat fragmentation and where do we go from here? In: *Young AG, Clarke GM (eds) Genetics, demography and viability of fragmented populations*, Cambridge University Press, Cambridge, p 361-366.



Sistema de Manglares en El Mogote, Laguna de La Paz. Foto Aldo Vargas

CAPÍTULO 5

MICROBIOLOGÍA DEL MANGLAR

Gina Holguin¹, Patricia Vazquez¹, Jimena Sánchez², Yossef López de Los Santos¹, Ana L. Flores-Mireles³, Luz Marina Melgarejo², Javier Vanegas², Tania Galindo², Alfonso Dávila-Lule¹, Jaime Polanía⁴ y Manuel Ruiz¹

¹ *Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste (CIBNOR). Mar Bermejo No. 195, Col. Playa Palo de Santa Rita. Apdo. Postal 128, La Paz, BCS, 23090, México. pvazquez04@cibnor.mx*

² *Departamento de Biología. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional de Colombia, Sede Bogotá. Carrera 45 No. 26-85. Edificio Uriel Gutiérrez. Bogotá, Colombia.*

³ *Department of Microbiology. Cornell University (CU). 410 Thurston Avenue Ithaca, N.Y. 14850-2432 USA.*

⁴ *Instituto de Estudios Ambientales. Universidad Nacional de Colombia. Sede Medellín. Calle 59A No.63-20. Medellín, Colombia.*

RESUMEN

Los manglares son ecosistemas de alta productividad primaria, ricos en materia orgánica, pero deficientes en nitrógeno y fósforo. Esta productividad ha sido parcialmente explicada por la presencia de un eficiente sistema de reciclaje de nutrientes efectuado a través de la actividad microbiana. A su vez los exudados radicales de las plantas sirven como fuente de alimento para los microorganismos, estableciéndose así una relación mutuamente benéfica. En el presente capítulo se reportan investigaciones sobre la comunidad microbiana de manglar en Bahía Balandra como bacterias fijadoras de nitrógeno (BFN), desnitrificantes, solubilizadoras de fosfatos (BSF), sulfato reductoras, productoras de moléculas señal, de sustancias reguladoras de crecimiento vegetal y antibióticos. Estas investigaciones apoyan la hipótesis que la existencia de estos grupos es de vital importancia para el funcionamiento del ecosistema. Así mismo, se destacan aspectos como la mayor actividad para ciertos grupos funcionales (BFN y BSF) cuando se cultivan juntos y la mediación de moléculas señal tipo acil homoserinas lactonas (AHLs). El conocimiento de la estrecha relación microorganismo-nutriente-planta ofrece perspectivas para su potencial utilización en planes de conservación y restauración de estos ambientes marinos.

Palabras clave: manglar, microorganismos, actividad biológica, moléculas señal, antibióticos.

MICROBIOLOGY OF MANGROVE

ABSTRACT

Mangroves are highly productive ecosystems and rich in organic matter, but they are nutrient-deficient in nitrogen and phosphorus. This productivity has been partially explained by an efficient cycling system of nutrients through microbial activity. In turn, plant-root exudates serve as food source for microorganisms, which establish a mutual and beneficial relationship. This chapter reports studies about the mangrove microbial community at Bahía Balandra, such as nitrogen fixing-bacteria (NFB), denitrifying-bacteria, phosphate-solubilizing bacteria (PSB), sulfate-reducing bacteria, signal molecules produced by bacteria, and substances that regulate plant growth and antibiotics. Researches support the hypothesis that these microbial groups play an essential role in the functioning of the ecosystem. Likewise, we emphasize aspects such as major activity for some functional groups (NFB and PSB) when both are grown together and the mediation of signal molecules such as acyl-homoserine lactones (AHLs). Knowledge of the close relationship of microorganism-nutrient-plant interaction offers important perspectives for the potential use of these marine coastal environments in conservation and restoration plans.

Key words: mangrove, microorganisms, biological activity, signal molecules, antibiotics.

INTRODUCCIÓN

De acuerdo con Holguin *et al.* (2007) es imposible comprender los mecanismos de desarrollo y sostenimiento del ecosistema de manglar sin abordar el estudio de su microbiología, ya que ésta resulta fundamental para su mantenimiento y constituye un verdadero universo de diversidad filogenética y metabolismo funcional. Alongi *et al.* (1988) mencionan que dentro de esta amplia diversidad microbiana encontrada en los manglares, aproximadamente el 91% de la biomasa microbiana corresponde a organismos de tipo procariótico (dominios Bacteria y Archaea) y a hongos, en tanto que algas y protozoarios están representados un 7 y 2% respectivamente (dominio Eukaria).

Aún cuando se ha reconocido que las comunidades microbianas en los ecosistemas de manglar juegan un papel preponderante en el reciclaje de nutrientes, los estudios hasta ahora realizados explican parcialmente las interacciones entre nutrientes-mangles-microorganismos.

En este sentido, algunos aportes de gran relevancia para los manglares de La Paz, Baja California Sur (México) se han generado desde 1991 en el Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste (CIBNOR) cuando el Dr. Yoav Bashan, Gina Holguin y colaboradores, deciden aceptar el reto y emprender lo que 18 años después se ha convertido en una línea de investigación dedicada a generar conocimiento sobre la microbiología, conservación y reforestación del manglar.

Los estudios se han enfocado al aislamiento de grupos bacterianos y evaluación de su importancia en procesos como la fijación de nitrógeno atmosférico, desnitrificación y solubilización de fosfato inorgánico. Actualmente, se han emprendido investigaciones sobre síntesis de antibióticos en la rizósfera de los mangles y la presencia de moléculas señal tipo acil homoserina lactonas o AHLs producidas por bacterias, así como su posible relación con los procesos fisiológicos que promuevan el crecimiento vegetal (Dávila-Lule 2007).

Los trabajos que serán descritos a continuación en este capítulo fueron realizados a partir de muestras obtenidas del manglar de Balandra ubicado en La Paz, B. C. S (Fig. 1). Balandra se localiza en una región semidesértica, en donde la precipitación media anual de la estación mas cercana es de 176.2 mm (CNA 2009) y en donde se han detectado bajos niveles de nitrógeno y fósforo en el agua (Holguin y Bashan 1996, Vazquez 1996, Vazquez 2000). Los mangles de la laguna de Balandra poseen un aspecto saludable sin aparentes deficiencias nutricionales de nitrógeno o fósforo, paradoja que puede ser explicada gracias al efectivo reciclaje que ocurre dentro del ecosistema y que permite mantener los escasos nutrientes en el manglar, proceso que es llevado a cabo por diversos microorganismos (Holguin *et al.* 1999).

Holguin y colaboradores (2007) enumeran tres mecanismos por los que las comunidades bacterianas ayudan al sostenimiento de las especies de mangles: (1) la mineralización de la materia orgánica bajo condiciones principalmente anaerobias y microaerofilicas, relacionada con la intervención de bacterias sulfato reductoras (de gran importancia en las capas anaerobias de los sedimentos de manglar), (2) las tasas de fijación biológica de nitrógeno que contribuyen con un 40 a 60% de los requerimientos de nitrógeno del ecosistema, (3) la presencia de bacterias de la rizósfera o rizosféricas que brindan al mangle y a otras plantas halófitas asociadas, nutrientes y otras sustancias como reguladores de crecimiento.

La información de la dinámica espacial y temporal de las poblaciones bacterianas es limitada. González-Acosta y colaboradores (2006) evaluaron los factores físico-químicos y nutricionales que determinaban las fluctuaciones espaciales y estacionales de bacterias heterotróficas cultivables y de *Vibrio* sp. del manglar de Balandra. Para ello se realizaron muestreos mensuales de sedimento de manglar durante un año en tres estaciones. Se hicieron conteos bacterianos y mediciones de temperatura del agua, salinidad y concentración del oxígeno disuelto. También se midieron las concentraciones de amonio, nitratos, nitritos, fosfato, materia orgánica, pH y textura para uno de los muestreos. El análisis de varianza determinó que la temperatura del agua era el principal parámetro que influía en la distribución estacional de bacterias heterotróficas cultivables y *Vibrio* sp. en los sedimentos de manglar. A mayor temperatura las poblaciones cultivables de heterótrofos y *Vibrio* sp. disminuían. La temperatura del agua presentó un rango de 31°C en agosto y 21°C en enero. Se observó una gran variación espacial de las poblaciones bacterianas a cortas distancias (~ 1m) la cual fue correlacionada con la cantidad de arcilla, amonio y pH.

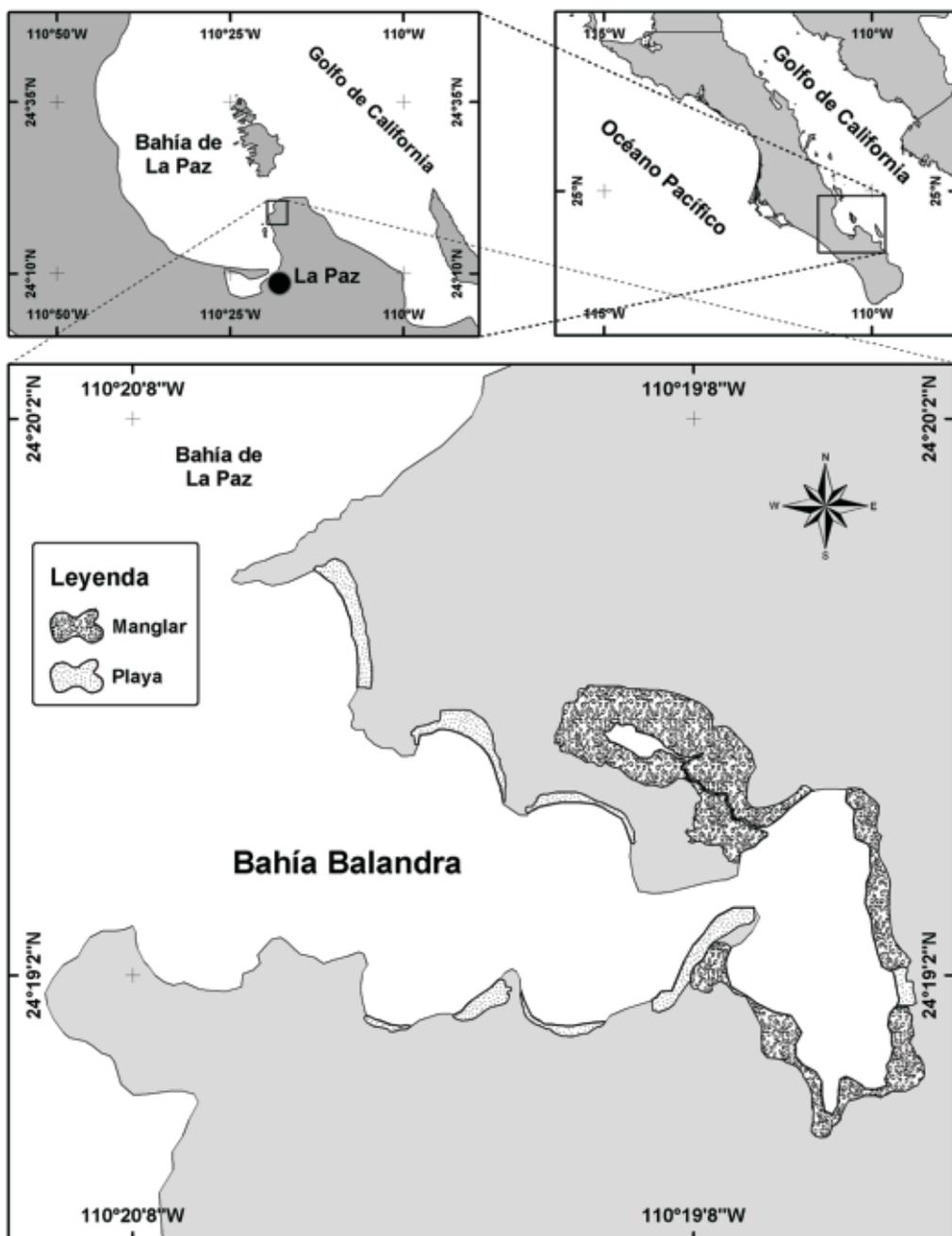


Figura 1.- Localización del área de estudio. Manglar de Balandra.

BACTERIAS FIJADORAS DE NITRÓGENO

La fijación biológica de nitrógeno (FBN) no se distribuye uniformemente en ecosistemas de manglar, por ejemplo, en sedimentos está probablemente limitada debido a recursos energéticos insuficientes, contrariamente en la rizósfera se presentan altas tasas de fijación de nitrógeno (Zuberer y Silver 1978, Sengupta y Chaudhuri 1991). Esta condición puede ser explicada debido a que las raíces exudan compuestos que sirven como fuente de carbono y energía, sosteniendo así la proliferación de comunidades diazotróficas; adicionalmente las bajas concentraciones de nitrógeno y las condiciones microaerofílicas que se generan en el sedimento promueven la expresión y regulación de genes que codifican para la enzima nitrogenasa (Glick *et al.* 1999a). Dicha enzima cataliza la reducción del nitrógeno molecular a amonio y está compuesta por dos proteínas altamente conservadas: la enzima con hierro (Fe) (codificada por el gen *nifH*) y la enzima con molibdeno y hierro (MoFe) (codificada por los genes *nifDK*) (Young *et al.* 1992). Cabe señalar que el gen *nifH* presenta una secuencia de aminoácidos evolutivamente conservada, por lo que ha sido explotado en el diseño de *primers* para PCR con el fin de investigar el potencial genético de la fijación de nitrógeno en ambientes marinos (Zehr *et al.* 2003).

La fijación de nitrógeno es una función metabólica ampliamente distribuida entre diferentes géneros bacterianos. En ecosistemas de manglar se han identificado miembros de los géneros: *Aeromonas*, *Arthrobacter*, *Azospirillum*, *Azotobacter*, *Bacillus*, *Clostridium*, *Corynebacterium*, *Rhizobium*, *Klebsiella*, *Paracoccus*, *Phyllobacterium*, *Oceanomonas* y *Vibrio* (Sengupta y Chaudhuri 1991, Holguín *et al.* 1992, Kathiresan y Selvan 2006, Flores-Mireles *et al.* 2007). En el manglar de Balandra, se han desarrollado estudios con el fin de entender los procesos y componentes que regulan la fijación de nitrógeno, así como a los microorganismos involucrados. Holguín y colaboradores (1992) aislaron e identificaron dos diazotófos (*Listonella anguillarum* y *Vibrio campbellii*) en la rizósfera de mangle y a los cuales estaba asociada una cepa de *Staphylococcus* sp. (no fijadora de nitrógeno); encontraron que al purificar las cepas y separar el *Staphylococcus* sp. de los otros dos diazotófos, la fijación de nitrógeno disminuyó. Experimentos *in vitro* revelaron que la bacteria no fijadora incrementó la capacidad de *L. anguillarum* un 17% en comparación con el cultivo puro, así como la capacidad para fijar nitrógeno por célula incrementó un 22%. Contrariamente, *Staphylococcus* sp. redujo la capacidad de *V. campbellii* para fijar nitrógeno en un 15%. Esto sugiere que la interacción de los diazotófos con otros microorganismos en la rizósfera del mangle de alguna manera promueve la fijación de nitrógeno; sin embargo, el mecanismo por el que esto se genera no fue explicado. Adicionalmente, este fenómeno se observó cuando el diazotrofo terrestre *Azospirillum brasilense* Cd (utilizado para promover el crecimiento de plantas de importancia agrícola) fue co-cultivado con la cepa de *Staphylococcus* sp. (aislada de la rizósfera de mangle), en este caso, el incremento en la fijación de nitrógeno

fue atribuido al ácido aspártico producido por *Staphylococcus* sp., que estimula la actividad de la enzima nitrogenasa de *A. brasilense* (Holguin *et al.* 1996). Se concluyó que dicho sinergismo es importante para aumentar la eficiencia de los procesos metabólicos que se generan en las raíces del manglar.

Otro estudio confirmó el sinergismo existente entre cepas de *Phyllobacterium* sp. (diazótrofo) y *Bacillus licheniformis* (solubilizador de fosfatos) obtenidas de la rizósfera de mangle, las cuales incrementaron los niveles de fijación de nitrógeno (200%) y de solubilización de fosfatos (152%) al ser co-cultivadas. Experimentos con ^{15}N en los que se inocularon plántulas de mangle negro con *Phyllobacterium* sp. demostraron que era mejor la inoculación mixta. El ^{15}N fue incorporado a las hojas, aunque el nivel de nitrógeno total disminuyó (Rojas *et al.* 2001).

Adicionalmente, en estos ecosistemas se ha descrito la presencia de otro componente importante de la microbiota como lo son las cianobacterias consideradas uno de los principales portadores de nitrógeno al sistema (Palaniselvam *et al.* 1998). En este sentido, en el manglar de Balandra se han realizado estudios que demuestran la relevancia de dichos microorganismos.

Inicialmente, se evaluó la comunidad de cianobacterias asociadas a las raíces aéreas (pneumatóforos) de mangle negro, localizando los sitios de colonización preferidos por diferentes grupos bacterianos. Se observó que las cianobacterias filamentosas como *Lyngbya* sp. y *Oscillatoria* sp. colonizaron la parte inferior del pneumatóforo; en la parte media dominó la cianobacteria filamentosa *Microcoleus* sp. y en la superior se encontró *Aphanoteche* sp. La capacidad para fijar nitrógeno *in vitro* de *Microcoleus* sp. fue de 10^{-6} nmol etileno célula $^{-1}$ 24 h $^{-1}$ (Toledo *et al.* 1995a). Complementariamente, se determinó *in situ* la fijación de nitrógeno producida por las cianobacterias presentes en las raíces aéreas del mangle, detectando mayores niveles en verano (603.69 nmol etileno μg clorofila a $^{-1}$ pneumatóforo $^{-1}$ 24h $^{-1}$) y menores de otoño a invierno (76.18 nmol etileno μg clorofila a $^{-1}$ pneumatóforo $^{-1}$ 24h $^{-1}$) (Toledo *et al.* 1995a). Asimismo, al inocular la cianobacteria *Microcoleus* sp. en plántulas de mangle germinadas en condiciones de laboratorio, se observó que después de seis días de incubación las raíces de las plantas estaban totalmente colonizadas por esta cianobacteria. La fijación de nitrógeno incrementó gradualmente hasta el cuarto día. En las plantas inoculadas se registraron valores máximos de 9 nmol etileno planta $^{-1}$ día $^{-1}$ (Toledo *et al.* 1995b).

Estudios posteriores con ^{15}N corroboraron que la inoculación con *Microcoleus chthonoplastes* en plántulas de mangle negro incrementaba significativamente el contenido de nitrógeno total en las hojas en un rango de 5-114% (Bashan *et al.* 1998).

Puente y colaboradores en 1999 experimentaron inoculando plántulas de *Avicennia germinans* con las bacterias *Azospirillum brasilense* Cd y *Azospirillum halopraeferans* (halotolerante), observando mediante microscopía electrónica de barrido que los mecanismos de colonización en las raíces fueron diferentes para ambas cepas. Las dos bacterias sobrevivieron en agua de mar por más de 30 días a una concentración de 10^4

log UFC ml⁻¹. Este trabajo fue el primero en evaluar la posibilidad de utilizar bacterias terrestres promotoras de crecimiento vegetal para inocular plantas marinas.

Dado que la información acerca de la importancia de las comunidades diazotróficas en manglares es limitada, se efectuó análisis de la diversidad molecular de la comunidad de fijadores de nitrógeno asociados a las raíces de los manglares de Balandra, demostrando que dicha comunidad presenta una mayor diversidad cuando los niveles de oxígeno son bajos y la concentración de materia orgánica es elevada. En dicho estudio se utilizó la técnica de T-RFLP (Terminal Restriction Length Polymorphism), que permitió la detección de la heterogeneidad espacial de la composición de las comunidades diazotróficas a través del análisis del gen *nifH* (fijación de nitrógeno) obtenido de ADN de la comunidad microbiana. Simultáneamente, las secuencias de ADN obtenidas fueron comparadas en un análisis filogenético, encontrando que estaban principalmente relacionadas con secuencias que provienen de ambientes marinos (Flores-Mireles *et al.* 2007).

En investigaciones efectuadas por Bashan y colaboradores (2000) se utilizaron inoculantes bacterianos para promover el crecimiento de plantas halotolerantes; para lo cual se inocularon semillas de *Salicornia bigelovii* con bacterias de la rizósfera de mangle (*Vibrio aestuarianus* – diazótrofa - con *V. proteolyticus* - bacteria solubilizadora de fosfatos- y *Phylobacterium myrsinacearum* – diazótrofa - con la bacteria solubilizadora de fosfatos - *Bacillus licheniformis*), obteniendo un aumento significativo en su crecimiento (de 44% a 102% en peso seco, 500% en el contenido de nitrógeno y proteínas y 94% en el de ácidos grasos).

BACTERIAS DESNITRIFICANTES

La desnitrificación es uno de los principales procesos del ciclo del nitrógeno global y es efectuada exclusivamente por bacterias que controlan el balance entre las formas de nitrógeno (Zumft 1992), señalando que en este proceso respiratorio, el nitrato es reducido a nitrito, óxido de nitrógeno (NO y N₂O) y nitrógeno molecular (N₂), que es liberado a la atmósfera (Ghiglione *et al.* 2000).

La reducción de nitrito a óxido nitroso a través de la nitrito reductasa es el primer paso que distingue a los microorganismos desnitrificantes netos (Priemé *et al.* 2002). La enzima nitrito reductasa es fundamental en el proceso de desnitrificación y es codificada por los genes *nirK* y *nirS* con cobre y citocromo cd₁ respectivamente, que son utilizados como marcadores funcionales (Zumft 1992, Priemé *et al.* 2002, Castro-González *et al.* 2005). Este proceso permite la mineralización de la materia orgánica (Song y Ward 2003) y el reciclaje de nutrientes en ambientes anaerobios o microaerofílicos como sedimentos marinos, ecosistemas de manglar y marismas (Rivera-Monroy y Twilley 1996, Priemé *et al.* 2002), en donde el oxígeno no está disponible

como aceptor final de electrones (Wolsing y Priemé 2004).

La información sobre la pérdida de nitrógeno en sedimentos de manglares a través de desnitrificación y los factores que la rigen es muy limitada. Rivera-Monroy y Twilley (1996) reportaron que en ecosistemas de manglar contaminados, las tasas de desnitrificación eran mayores que las observadas en manglares no perturbados.

Adicionalmente, en otro estudio se demostró que la pérdida de nitrógeno por desnitrificación en sedimento de manglar fue del 55% debido a la gran disponibilidad de glucosa encontrada en ese ambiente, fomentando el crecimiento de microorganismos desnitrificantes (Chiu *et al.* 2004). Algo similar fue reportado en un estudio realizado en manglares de la India con altas concentraciones de materia orgánica en donde se analizó la composición química del agua intersticial y de sedimento, encontrando niveles significantes de mineralización de materia orgánica a través de la desnitrificación bajo condiciones anóxicas (Seralathan *et al.* 2006). Patrones similares se han observado en comunidades de pastos marinos como *Halodule uninervis* y *Thalassia hemprichii*, en donde sus raíces producen una considerable cantidad de exudados que permiten el desarrollo de microorganismos desnitrificantes (Shieh y Yang 1997). Los resultados de dichas investigaciones se encuentran sustentados en un factor común en donde se plantea que para la proliferación de comunidades desnitrificantes es necesario que exista un exceso de nutrientes y condiciones anaerobias, ya que la presencia de oxígeno inhibe a las enzimas involucradas en este proceso metabólico (Zumft 1992, Shieh y Yang 1997).

En particular, en los mangles de Balandra, se efectuó caracterización molecular de la comunidad de microorganismos desnitrificantes y a su vez ésta fue comparada con la comunidad de fijadores de nitrógeno, encontrando que la comunidad de desnitrificantes está escasamente representada en estos ambientes. Lo anterior obedece a que estos ecosistemas son pobres en nitrógeno por lo cual, la desnitrificación no es promovida debido a la falta de nitratos y nitritos que son aceptores de electrones y dirigen el proceso de desnitrificación; de tal forma que es comprensible que exista mayor abundancia de fijadores de nitrógeno que provean nitrógeno orgánico (Flores-Mireles *et al.* 2007).

Asimismo, en dicho estudio se realizaron los primeros aislamientos de cepas desnitrificantes provenientes de este ecosistema, pertenecientes a los géneros: *Vibrio*, *Corynebacterium*, *Arthrobacter*, *Oceanomonas*, *Paracoccus* y *Aeromonas*. Adicionalmente, se generó una librería de clones y sus secuencias fueron filogenéticamente analizadas, encontrando que estaban relacionados con muchas secuencias de clones de pastos marinos y de marismas (Flores-Mireles *et al.* 2007).

En conclusión, el proceso de desnitrificación puede presentar argumentos a favor y en contra que dependen de los ambientes en los que se lleve a cabo. Así, un exceso de bacterias desnitrificantes en los suelos destinados para agricultura sería indeseable porque eliminaría el nitrato que es una fuente de alimento necesaria para las plantas, contrariamente, este proceso podría ser esencial para ambientes altamente eutróficos.

No obstante, en términos de calidad, se esperaría que los suelos con gran riqueza y diversidad microbiana contengan un balance entre bacterias desnitrificantes y bacterias fijadoras de nitrógeno, de tal forma que estas últimas devuelvan al sistema el nitrógeno liberado por el proceso de desnitrificación (Zumft 1992).

Es importante realizar estudios más profundos para una mejor comprensión del ciclo de nitrógeno. En particular para los manglares de Baja California Sur, la información recopilada hasta el momento revela que las comunidades diazotróficas son esenciales para su mantenimiento. Futuras investigaciones de los microorganismos involucrados en el ciclo del nitrógeno y sus interacciones con aquéllos de actividades metabólicas diferentes, permitirían generar inoculantes mixtos que nos ayuden a mantener o restaurar zonas de manglar deterioradas.

BACTERIAS SOLUBILIZADORAS DE FOSFATO INORGÁNICO

El fósforo es un componente funcional y estructural esencial para todo ser viviente (Ehrlich 1990) y después del nitrógeno, es el segundo nutriente más requerido por plantas y microorganismos; cuya función principal radica en su participación en procesos de acumulación y liberación de energía durante el metabolismo celular (Alexander 1980).

El fósforo en suelos es inmovilizado o menos soluble principalmente por procesos de adsorción, precipitación química o ambos; en estas condiciones, el papel de los microorganismos solubilizadores de fosfatos es de suma importancia ya que disuelven formas de fosfato que se encuentran inmovilizadas por cationes de calcio, hierro y aluminio, liberándolas en solución y permitiendo su asimilación por parte de las plantas (Vazquez *et al.* 2000).

En ambientes marinos, la presencia de bacterias solubilizadoras de fosfatos (BSF) ha sido reportada, por ejemplo, en la rizósfera de *Zostera marina* (pasto marino), se demostró que los exudados radicales (aminoácidos y glucosa) sirven como fuentes de carbono y energía para estas bacterias (Craven y Hayasaka 1982).

Un estudio pionero en la investigación de microorganismos solubilizadores de fosfatos en manglares y relevante para posteriores trabajos, fue realizado por Vazquez y colaboradores (2000) a partir de muestras rizosféricas de plántulas de *Avicennia germinans* y *Laguncularia racemosa* del manglar de Balandra. Las raíces de las plántulas fueron colocadas en un medio de enriquecimiento modificado y suplementado con fosfato de calcio tribásico, permitiendo el aislamiento de *Bacillus licheniformis*, *B. amyloliquefaciens*, *B. atropheus*, *Paenibacillus macerans*, *Enterobacter taylorae*, *E. aerogenes*, *E. asburiae*, *Kluyvera cryocrescens*, *Chryseomonas luteola*, *Xantobacter agilis*, *Pseudomonas stutzeri* y *Vibrio proteolyticus*. La capacidad de solubilización y el crecimiento de algunas de las cepas se evaluaron en experimentos *in vitro* utilizando

un medio específico modificado para bacterias marinas, al cual se le adicionó fosfato de calcio. Los resultados mostraron que la mayor solubilización de fosfato ocurrió entre las 18 y 24 h correspondiendo aproximadamente a la fase logarítmica del crecimiento de las bacterias. La mayor concentración de fósforo solubilizado fue detectada en una cepa de *V. proteolyticus* (475 mg L^{-1}), concentración que teóricamente sería suficiente para proporcionar los requerimientos diarios de una plántula de mangle. Nuestro grupo de investigación también se enfocó en determinar el posible mecanismo utilizado (por las bacterias aisladas) para solubilizar el fosfato inorgánico. Para tal efecto, se realizó un análisis de los sobrenadantes (de los cultivos bacterianos) y por cromatografía de gases se detectó que todas las especies bacterianas produjeron ácidos orgánicos (láctico, succínico, isobutírico, isovalérico, acético) y otros compuestos no identificados.

Por lo anteriormente expuesto, se concluyó que la solubilización mediada por las bacterias en la rizósfera de los mangles de Balandra es significativa y se propuso como mecanismo principal para la solubilización de fosfato inorgánico la producción de ácidos orgánicos. Un análisis microbiano hecho por Holguín y colaboradores (2006) sugiere que la relación BSF y bacterias totales aerobias (cultivables) serviría como un indicador de la salud del manglar.

Otros microorganismos involucrados en el proceso de solubilización de fosfatos inorgánicos, son los hongos. No obstante, su investigación en relación con manglares se ha orientado principalmente al conocimiento de su diversidad, distribución, ecología, participación en procesos de fitopatogenicidad y de solubilización – translocación de fosfatos o en la producción de sustancias antimicrobianas (Sosa *et al.* 2007). Vazquez y colaboradores (2000) aislaron e identificaron a partir de muestras rizosféricas de mangle negro, una cepa solubilizadora del hongo filamentoso *Aspergillus niger*, que produjo exclusivamente ácido succínico. A excepción de este estudio y hasta donde tenemos conocimiento, no existen reportes de otros hongos aislados en los mangles de Baja California Sur.

BACTERIAS SULFATO REDUCTORAS

Las bacterias sulfato reductoras son de gran importancia como grupo metabólico funcional. Degradadores primarios de hasta un 50% de la materia orgánica bajo condiciones de anaerobiosis o microaerofilia en los sedimentos marinos de manglar (Jørgensen 1982, Kristensen *et al.* 1991), son capaces de reducir formas oxidadas de azufre y por esto son denominadas de manera genérica como bacterias “sulfato reductoras”. Este grupo bacteriano está directamente relacionado con los perfiles de concentración de azufre y oxígeno; su participación en el reciclaje de nutrientes tiene un papel fundamental en el ciclo biogeoquímico del azufre (Postgate 1979).

De acuerdo a lo revisado en la literatura y a pesar de su importancia, escasos reportes de bacterias sulfato reductoras se han realizado en los ecosistemas de manglar. Una bacteria sulfato reductora no identificada fue aislada de la rizósfera de *Avicennia germinans* en el manglar de Bahía Balandra (G. Holguin, dato no publicado). Un trabajo realizado por López de los Santos (resultados no publicados) describe que mediante el empleo de nucleadores cilíndricos de PVC (2.5 cm de diámetro por 5 cm de longitud) se obtuvieron muestras de sedimento rizosférico de *Avicennia germinans*. Para el aislamiento de bacterias sulfato reductoras, utilizó los medios de Widdel y Back modificado, usando etanol como fuente de carbono (Battersby 1988) y un medio específico para el cultivo de *Desulfovibrio* sp. empleado por la DSMZ (Colección Alemana de Microorganismos y Cultivos Celulares).

Con técnicas de microbiología básica, agar-shake o agar roll tube (Battersby 1988) y de Hungate (Miller y Wolin 1974) para el cultivo de anaerobios estrictos, aisló bacilos Gram negativos. Los resultados mostraron que alrededor de un 60% de los tubos utilizados, exhibieron un crecimiento de bacterias sulfato reductoras con la técnica de agar shake.

Se aislaron cinco cepas (GAG 10¹, GAG 10², GAG 6V, GAG 6 y GAG 1) y dentro de la caracterización fisiológica, se valoraron las curvas de crecimiento bajo diferentes condiciones de pH, temperatura y utilización de distintas fuentes de carbono (etanol, lactato, fumarato, malato y ácido succínico). Observándose que las cepas crecieron mejor en los medios que contenían lactato y etanol, seguidos por aquéllos con malato y fumarato, en tanto que no hubo crecimiento al sustituir el etanol por ácido succínico. Se determinó un rango óptimo de crecimiento a pH 6.5 - 8.0 y temperatura de 24 - 35 °C. Adicionalmente, se cuantificó la capacidad de las cepas para fijar nitrógeno (N₂) mediante el ensayo de reducción de acetileno, registrando una producción máxima de 0.5 nmol de etileno por la cepa GAG 10¹ (López de los Santos 2005 - Resultados no publicados -).

Dado que los anteriores resultados se consideran preliminares, se plantea continuar con la investigación sobre las comunidades de bacterias anaerobias en los ecosistemas de manglar de la península de Baja California Sur.

BACTERIAS FOTOSINTÉTICAS ANOXIGÉNICAS

Otro grupo bacteriano que ha sido muy poco estudiado es el de las bacterias fotosintéticas anoxigénicas que no producen oxígeno como producto de la fotosíntesis y utilizan el sulfuro de hidrógeno (u otro compuesto de azufre reducido o H₂) en lugar de agua como donador de electrones. Este grupo incluye bacterias púrpuras y verdes del azufre y bacterias púrpuras no azufrosas. Amador y Holguín (resultados no publicados) aislaron dos morfotipos de bacterias púrpuras del azufre de las partes

sumergidas de los pneumatóforos de *Avicennia germinans* en el manglar de Balandra. La caracterización inicial de las dos cepas mostró perfiles típicos de bacterioclorofilas *a* y *b*. Es posible que estas bacterias conjuntamente con otros grupos de microorganismos predominantes en ambientes anaerobios puedan contribuir a la productividad del manglar (Holguin 2001).

ACTINOBACTERIAS O ACTINOMICETOS

Las actinobacterias o actinomicetos son un grupo de bacterias muy estudiado en suelos terrestres. Este grupo tiene capacidad para degradar compuestos orgánicos complejos (Tokala *et al.* 2002) y ser agentes de control biológico de patógenos en raíces de plantas (Yuan y Crawford 1995). La síntesis de antibióticos es común en bacterias asociadas a las raíces de las plantas, permitiéndoles competir efectivamente por espacio y nutrientes con otros microorganismos que colonizan la rizósfera (Raaijmakers *et al.* 2002). Uno de los principales factores que determina la distribución y la actividad metabólica de las actinobacterias es la disponibilidad de nutrientes; que no se encuentran distribuidos uniformemente en el suelo y están localizados principalmente en los restos de plantas, materia orgánica, espermósfera (región adyacente a semillas en germinación) y la rizósfera (Thomashow *et al.* 1997).

El alto contenido de nutrientes de la rizósfera comparado con el del suelo no rizosférico es un parámetro excepcional. Numerosos estudios han demostrado que las plantas estimulan el crecimiento de ciertas poblaciones saprófitas de actinobacterias (productoras de antibióticos), debido a su actividad antagonista sobre organismos patógenos que atacan a las raíces (Weller *et al.* 2002).

En manglares, Jensen y colaboradores (2005) detectaron actinomicetos no cultivables (por medio de la amplificación de los genes 16S y 23S del ARNr) en muestras de sedimento de manglares en la isla de Guam. Por su parte Flores-Míreles (2007) aisló de raíces de mangle negro (del manglar de Balandra) tres cepas de actinomicetos pertenecientes a los géneros *Corynebacterium* y *Arthrobacter*.

Ruiz (2007) reportó la presencia de los antibióticos tetraciclina, clortetraciclina y oxitetraciclina, en sedimentos del manglar de Balandra. Por medio de cromatografía líquida de alta eficacia (HPLC) detectó concentraciones entre 0.06 a 0.3 $\mu\text{g g}^{-1}$ de peso seco, en suelo de manglar no asociado a raíces de mangles; en tanto que en muestras de la rizósfera de *Avicennia germinans* las concentraciones fueron de 0.1 a 1.4 $\mu\text{g g}^{-1}$. Al estimar la fracción biodisponible de las tetraciclinas mediante el empleo de un biosensor bacteriano, el autor indica que el 17% de las tetraciclinas detectadas eran bioactivas. Lo anterior, sugiere la presencia de una comunidad del género *Streptomyces* metabólicamente activa que sintetiza tetraciclinas en las raíces de *A. germinans*.

En un estudio previo realizado por Holguin y Bacilio (resultados sin publicar) se

detectaron en exudados radicales de *Avicennia germinans*, sustancias como el p-hidroxibenzoato, vanilato, siringato, glicerol y ácidos orgánicos (láctico, succínico, fumárico, málico y adípico). La presencia de glicerol en los exudados de *A. germinans* también sugiere una estimulación en el crecimiento de actinobacterias del tipo asociación planta-bacteria.

Este trabajo es el primer reporte de la síntesis natural de tetraciclinas en la rizósfera del mangle *Avicennia germinans*.

PRODUCCIÓN DE MOLÉCULAS SEÑAL A PARTIR DE BACTERIAS AISLADAS DE MANGLE

Aunque se ha considerado que los microorganismos del suelo se comportan como individuos independientes e incapaces de relacionarse entre ellos; se ha demostrado su habilidad para percibir las condiciones ambientales que los rodean y comunicarse entre sí mediante autoinductores (AIs) como la molécula acil homoserina lactona (AHLs), que se acumula hasta alcanzar una concentración determinada (Dávila-Lule 2007). Al sistema de comunicación célula - célula que emplean los AIs producidos en respuesta a la densidad celular de la población de microorganismos, se le ha denominado *quorum sensing* (Keller y Surette 2006).

Algunos ejemplos de procesos celulares activados por las moléculas señal son: síntesis de antibióticos, esporulación, asimilación de nitrógeno, conjugación, expresión de genes relacionados con virulencia, síntesis de enzimas degradadoras de pared celular, respuesta a inanición, transición a fase estacionaria, producción de metabolitos secundarios, entre otros (Dunny y Winans 1999).

Se ha encontrado que la producción de AHLs en bacterias asociadas a plantas es común (Cha *et al.* 1998), por ejemplo, *Pseudomonas aureofaciens* inhibe el crecimiento del hongo *Gaeumannomyces graminis*, bajo la expresión controlada por una AHLs del antibiótico fenazina (Pierson *et al.* 1999). Sin embargo, la información es limitada en cuanto a la participación de las AHLs en mecanismos bacterianos de promoción del crecimiento vegetal (fijación de nitrógeno, solubilización de fosfato y síntesis de reguladores de crecimiento).

En un estudio se aislaron 20 cepas bacterianas promotoras de crecimiento vegetal, a partir de raíces de los mangles de Balandra. El 50% de estos aislamientos fueron productores de AHLs (Holguín *et al.* 2006), destacando que la síntesis de éstas moléculas estuvo determinada por la composición del medio de cultivo (con extracto de levadura y glucosa) que inhibió la síntesis de AHLs en la mayoría de las cepas (Flores-Mireles 2007). Al extraer y detectar las AHLs del suelo de rizósfera de mangle, se demostró que las condiciones *in situ* son apropiadas para la síntesis de AHLs por parte de las bacterias que habitan este ambiente (Holguín *et al.* - Resultados no publicados -).

Igualmente, se ha reportado que bacterias desnitrificantes (*Vibrio* sp., *Oceanomonas* sp., *Corynebacterium* sp., *Arthrobacter* sp. y *Pseudomonas stutzeri*) procedentes de raíces de mangle; que han crecido en cultivo mixto con bacterias fijadoras de nitrógeno, incrementan hasta cinco veces la producción de moléculas señal tipo acil homoserina lactona (Flores-Mireles 2007), lo cual indica que las bacterias desnitrificantes y fijadoras de nitrógeno interactúan entre sí por medio de la producción de moléculas señal.

Investigaciones realizadas por Villicaña (2007) evaluaron la relación entre la producción de AHLs de bacterias de la rizósfera de mangle y sus propiedades asociadas a la promoción de crecimiento en plantas. Para tal efecto, *Pseudomonas* sp. (LRMR6A) y *Vibrio* sp. (AG1HC) fueron transformadas con el gen *aiiA* que codifica para una lactonasa que degrada AHLs. En este estudio se demostró que la fijación de nitrógeno y la solubilización de fosfato de las bacterias, están influenciados por las AHLs y por lo tanto, es importante evaluar las cepas (en cultivos mixtos para el diseño de inoculantes) para confirmar que las propiedades promotoras de crecimiento se conserven. Dicho trabajo es pionero en el estudio de estos procesos, lo que evidencia que se requiere continuar investigando para explicar los mecanismos de regulación a nivel genético por parte de las AHLs.

Dávila-Lule (2007) realizó experimentos con la cepa solubilizadora de fosfato *Vibrio* sp. (LR6hc), aislada de raíces de mangle negro. Encontró que la producción de AHLs por parte de la bacteria; está relacionada con un tipo de movilidad conocida como “swarming” o desplazamiento en enjambre, observando que esta sustancia participa como biosurfactante rompiendo la tensión superficial que existe sobre determinados sitios y permitiendo la libre migración de las bacterias.

López de los Santos 2005 (resultados no publicados) detectó en la cepa sulfato reductora GAG 10¹ la producción de posibles AHLs de 6 y 8 carbonos, lo cual es relevante, ya que se tiene conocimiento que estas moléculas son mediadoras de una comunicación bacteriana intra e interespecífica (Lazdunski *et al.* 2004). La detección de las AHLs se realizó utilizando dos cepas genéticamente modificadas (*Agrobacterium tumefaciens* cepa KYC55 y *Chromobacterium violaceum* cepa CV026), que generan como respuesta la producción de color al detectar las moléculas señal.

PRODUCCIÓN DE ÁCIDO INDOLACÉTICO (AIA) Y REGULACIÓN TIPO *QUORUM SENSING* EN RIZOBACTERIAS

Como se ha mencionado previamente en este capítulo, para minimizar el deterioro que se ha generado en las zonas de manglar, se ha recurrido al uso de estrategias de reforestación. Así, ensayos para inocular plántulas con rizobacterias promotoras de crecimiento vegetal (PGPR, de las siglas en inglés Plant-Growth Promoting Rhizobacteria) constituyen una alternativa interesante para incrementar la tasa de

supervivencia éstas y transplantarlas en su ecosistema nativo.

La utilización de PGPR en reforestación y restauración de ecosistemas, es una opción en creciente desarrollo, que se ha examinado en varias especies forestales (revisado en Lucy *et al.* 2004); sin embargo, para diseñar inoculantes cuya utilización resulte exitosa en procesos de crecimiento y supervivencia de plántulas, es necesario entender los mecanismos de acción y las interacciones, que puedan conducir a la optimización de estos procesos en el ambiente rizosférico, es decir, en el medio que se encuentra influenciado por las raíces de las plantas en el suelo.

Es muy interesante que las plantas produzcan fitohormonas como el ácido indolacético (AIA), que les permite regular procesos de elongación celular, incrementar su superficie radical y aumentar el número de pelos radicales (Barbieri y Galli 1986, Barbieri *et al.* 1993, Okon y Vanderleyden 1997, Dobbelaere *et al.* 1999). Las bacterias asociadas a raíces también producen reguladores de crecimiento que permiten un mayor desarrollo de las plantas (Glick *et al.* 1999b). Existen rizobacterias en los mangles de Balandra que producen AIA; específicamente dos bacterias (denominados 1hc y 6hc, descritos en Holguín *et al.* 2007) del género *Vibrio* podrían considerarse para ser aplicadas en raíces e investigar sus efectos en el crecimiento de plántulas de mangle. Es importante mencionar, que antes de realizar este trabajo no se había cuantificado la dinámica *in vitro* de este proceso con dichas bacterias (Holguín *et al.* 2007). Específicamente, las concentraciones de AIA en la raíz, ya sea de origen bacteriano o vegetal, deben estar muy controladas porque si sobrepasan concentraciones entre 10^{-9} M y 10^{-12} M sus efectos no son benéficos para el crecimiento de raíces primarias (Glick *et al.* 1999). Debido a esto, el grupo de microbiología del CIBNOR y como parte del convenio de investigación México - Colombia (CONACYT - COLCIENCIAS, Programa Internacionalización de la Ciencia 2004-2006), realizó un estudio encaminado a conocer la dinámica *in vitro* e *in planta* de la producción de AIA de algunos aislamientos bacterianos caracterizados en trabajos previos, cuyo potencial promotor de crecimiento era conocido (Flores-Mireles 2007, Holguín *et al.* 2007). Adicionalmente, el tema se abordó partiendo de su relación con el sistema de regulación de procesos metabólicos en bacterias, conocido como *quorum sensing*, que involucra entre otros, la producción de moléculas señal tipo Acil Homoserina Lactonas (AHLs). Para esto se utilizó el sistema experimental descrito en Villicaña (2007) y Dávila-Lule (2007), el cual utiliza células bacterianas rizosféricas (provenientes del manglar de Balandra) modificadas genéticamente para no producir AHLs. Para conocer si existía alguna relación entre ambos procesos fisiológicos, cepas del género *Vibrio* denominadas 1hc, 6hc y 6a (nativas y modificadas) se utilizaron para establecer la cinética de la producción del AIA y las diferencias causadas por la presencia o ausencia de AHLs.

Los alcances de este estudio se enfocaron en conocer la producción de AIA en rizobacterias de mangles (de Balandra y Colombia), para ser utilizadas como posibles inoculantes con fines de reforestación. Para tal efecto, se determinó si la producción de

AIA en rizobacterias, podría inducir un aumento en el crecimiento de plántulas de mangle y si este proceso sería independiente o estaría relacionado con moléculas señal tipo AHLs. La estrategia metodológica contempló la cuantificación de la acción de AHLs (de origen sintético y bacteriano) en la producción del AIA de las bacterias. Los experimentos *in planta* para determinar la capacidad de las rizobacterias como promotoras del crecimiento vegetal, están aún por realizarse.

Para cuantificar la producción de AIA se utilizaron dos técnicas bioquímicas, una colorimétrica de Salkowsky (Glickmann y Dessaux 1995) y otra cromatográfica (HPLC). Para monitorear el sistema experimental; se utilizaron técnicas de biología molecular como: extracción de DNA, PCR del gen con el que se modificaron las cepas nativas, modificación genética por conjugación y verificación de presencia de plásmidos de conjugación. En tanto que, para detectar AHLs se utilizó el método de biosensores descrito por Villicaña (2007).

Este trabajo es pionero en el área de la microbiología del suelo encaminada a la conservación de especies forestales, ya que no se han hecho investigaciones dirigidas a entender los mecanismos de promoción de crecimiento y su relación con procesos de regulación por AHLs en *quorum sensing*. Adicionalmente, estas investigaciones pueden generar un aumento en el valor agregado del manglar de Balandra, ya que se justifica su conservación y continuación de diversos estudios promisorios, dado que constituyen el origen de los aislamientos utilizados en este estudio.

APLICACIÓN EXÓGENA DE REGULADORES DE CRECIMIENTO VEGETAL

Otro de los factores más restrictivos en la reforestación de zonas deterioradas de manglar es la hipersalinización de suelos, que limita el crecimiento vegetal (Elster 2000, Álvarez-León 2003). Existen niveles de salinidad con tendencia a ser críticos para el desarrollo de los manglares (Pino-Renjifo 1998). Las especies del género *Avicennia* y en especial *A. germinans* en Colombia (Elster 2000), poseen adaptaciones que les permiten dominar en suelos de elevada concentración salina. Según Cintrón y Schaeffer-Novelli (1983) *A. germinans* se desarrolla bien con salinidades entre 60 - 65 ppm y forma bosques achaparrados en ambientes hipersalinos marginales (hasta 90 ppm); señalando que dichos valores pueden ser registrados durante época de verano en el manglar de Bahía Balandra.

Para diversas especies de mangle, existen reportes de un mayor crecimiento vegetal después de la inoculación con bacterias nativas, procedentes de estos bosques (Bashan *et al.* 2000, Holguin *et al.* 2001, Bashan y Holguin 2002, Ravikumar *et al.* 2004, Galindo *et al.* 2006). Esta respuesta podría estar asociada a la producción de diversos reguladores

de crecimiento vegetal como el ácido indolacético (AIA), cuyo principal precursor es el triptófano.

Las fitohormonas participan activamente ante condiciones extremas, incrementando la tolerancia de la planta. A mayor salinidad, especies de interés comercial elevan sus niveles de ácidos abscísico (ABA), jasmónico (AJ) y etileno; y disminuyen las concentraciones de AIA, giberélico (AG), salicílico (AS) y citoquininas (Wang *et al.* 2001, Kaur *et al.* 2003, Seo *et al.* 2005, Iqbal *et al.* 2006). Otras fitohormonas, como las poliaminas, también han sido relacionadas con procesos de estrés, aunque con menor frecuencia (Azcon-Bieto y Talón 2000).

A pesar del efecto de la salinidad sobre las plantas del manglar (Elster 2000, Suárez y Medina 2005), pocas son las investigaciones que la correlacionan con la producción de reguladores de crecimiento. Vanegas (2007) aplicó triptófano (10^{-5} M) y AIA (10^{-6} M) en plantas de *Avicennia germinans* que crecían en agua de mar (30g L^{-1} de NaCl) bajo condiciones de invernadero. Encontró que la aplicación de triptófano estimuló la producción de peso seco de las hojas ($840\text{ mg planta}^{-1}$), en comparación a las plantas sin triptófano ($309\text{ mg planta}^{-1}$) y suplementadas con AIA ($318\text{ mg planta}^{-1}$). Con el aumento de la salinidad (680 mol m^{-3} NaCl) se ha registrado reducción en la producción de nuevas hojas de *A. germinans* y de su longevidad (Ye *et al.* 2005), al igual que disminución del área foliar (Suárez y Medina 2005) y la fotosíntesis (Parida *et al.* 2004). Los reguladores de crecimiento pueden tener efectos sobre la respuesta o adaptación de las plantas a diferentes condiciones de estrés (Seo *et al.* 2005) y la alteración de los niveles endógenos de fitohormonas en la planta, pueden estimular su crecimiento a una elevada salinidad.

La respuesta de las plantas a la salinidad encierra todo un complejo fisiológico y bioquímico que incluye una serie de cambios en las concentraciones y proporciones de fitohormonas endógenas. La reducción del estrés por salinidad puede deberse a una alteración en los niveles hormonales de la planta. La aplicación exógena de algunos reguladores de crecimiento constituye una atractiva aproximación para aliviar condiciones de estrés vegetal (Kaur *et al.* 1998); sin embargo, su aplicación está relegada por sus altos costos y actividad a baja escala. La actividad microbiana productora de diversos reguladores de crecimiento está directamente relacionada con las plantas inoculadas (Vessey 2003), lo que ha estimulado las prácticas de bioprospección de microorganismos en ecosistemas poco explorados, como los manglares.

COMENTARIOS FINALES

El uso de poli-inóculos microbianos (con efecto promotor de crecimiento vegetal) para favorecer procesos de restauración en zonas de manglares deteriorados, se perfila

como una alternativa de gran potencial. Como se ha mencionado anteriormente, los estudios realizados en el Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste (CIBNOR), han revelado que al crecer bacterias en cultivos mixtos; la fijación de nitrógeno, solubilización de fosfato y otros procesos benéficos relacionados, se magnifican en comparación con aquéllos de cultivos puros individuales (Holguin *et al.* 2001, Holguin *et al.* 2007).

Las investigaciones realizadas en el manglar de la laguna de Balandra, han aportado información valiosa acerca de la relación estrecha que existe entre los microorganismos y las especies de mangle que habitan la región. El comprender el funcionamiento de las complejas interacciones entre las comunidades bacterianas y los mangles, es prioritario para desarrollar estrategias de conservación de estos ecosistemas ecológica y económicamente importantes.

AGRADECIMIENTOS

El presente escrito está dedicado a la memoria de la Dra. Gina Holguin Zehfuss quien trabajó con pasión y dedicación en la investigación y preservación de los manglares y a quien siempre llevaremos en nuestro corazón. Agradecemos especialmente a Gina Holguin por haber obtenido apoyo de cooperación bilateral México - Colombia y al financiamiento otorgado por la Universidad Nacional de Colombia, COLCIENCIAS, CONACYT y CIBNOR. Javier Vanegas agradece especialmente al Dr. M. Bacilio por el financiamiento parcial y el aporte logístico en el desarrollo experimental de su estudio. Agradecemos la participación de Ira Fogel y Diana L. Dorantes en la traducción al inglés del resumen.

LITERATURA CITADA

- Alexander M (1980) Introducción a la microbiología del suelo. AGT Editor, S A, Mexico.
- Alongi DM (1988) Bacterial productivity and microbial biomass in tropical mangrove sediments. *Microb Ecol* 15:59-79.
- Álvarez-León R (2003) Los manglares de Colombia y la recuperación de sus áreas degradadas: revisión bibliográfica y nuevas experiencias. *Madera y Bosques* 9:3-25.
- Azcon-Bieto J, Talón M (2000) Auxinas. En: Acosta Echeverría M, Sánchez Bravo J, Bañin Arnao M (eds) *Fundamentos de fisiología vegetal*. McGraw-Hill, Madrid, p 305-323.
- Barbieri P, Galli E (1993) Effect on wheat root development of inoculation with an *Azospirillum brasilense* mutant with altered indole-3-acetic acid production. *Res Microbiol* 144:69-75.
- Barbieri P, Zanelli T, Galli E, Zanetti G (1986) Wheat inoculation with *Azospirillum brasilense* Sp6 and some mutants altered in nitrogen fixation and indole-3-acetic acid production. *FEMS Microbiol Lett* 36:87-90.

- Bashan Y, Holguin G (2002) Plant growth-promoting bacteria: a potential tool for arid mangrove reforestation. *Tree* 16:159-166.
- Bashan Y, Moreno M, Troyo E. (2000) Growth promotion of the seawater-irrigated oilseed halophyte *Salicornia bigelovii* inoculated with the mangrove rhizosphere bacteria and halotolerant *Azospirillum* spp. *Biol Fertil Soils* 32:265-272.
- Bashan Y, Puente ME, Myrold D.D, Toledo G (1998) In vitro transfer of fixed nitrogen from diazotrophic filamentous cyanobacteria to black mangrove seedlings. *FEMS Microbiol Ecol* 26:165-170.
- Battersby NS (1988) Sulfate-reducing bacteria. En: Austin B (ed) *Methods in aquatic Bacteriology*. John Wiley y Sons Ltd, New York, p 269-294.
- Castro-González M, Braker G, Fariás L, Ulloa O (2005) Communities of nirS-type denitrifiers in the water column of the oxygen minimum zone in the eastern South Pacific. *Environ Microbiol* 7(9):1298-1306.
- Cha C, Gao P, Chen YC, Shaw PD, Farrand SK (1998) Production of acyl-homoserine lactone quorum-sensing signals by gram-negative plant associated bacteria. *Mol Plant-Microbe Interact* 11:1119-1129.
- Chiu ChY, Lee Sch, Chen TH, Tian G (2004) Denitrification associated N loss in mangrove soil. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 69(3):185-189.
- Cintrón G, Schaeffer-Novelli Y (1983) Introducción a la ecología del manglar. Oficina Regional de Ciencia y Tecnología de la UNESCO para América Latina y el Caribe - ROSTLAC, Montevideo, Uruguay, p 109.
- Craven PA, Hayasaka SS (1982) Inorganic phosphate solubilization by rhizosphere bacteria in a *Zostera marina* community. *Can J Microbiol* 28:605-610.
- Dávila-Lule A (2007) Participación de moléculas señal acil homoserina lactonas en la movilidad “swarming” producido por *Vibrio* spp. aislada de la rizósfera del mangle negro *Avicennia germinans*. Tesis de Maestría, Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, La Paz, México.
- Dobbelaere S, Croonenborghs A, Thys A, Vande Broeck A, Vanderleyden J (1999) Phytostimulatory effect of *Azospirillum brasilense* wild type and mutant strains altered in IAA production on wheat. *Plant Soil* 212:155-164.
- Dunny GM, Winans SC (1999) Bacterial life: neither lonely nor boring. En: Dunny GM, Winans SC (eds) *Cell-Cell Signaling in Bacteria*. ASM Press, Washington DC, p 1-5.
- Ehrlich HL (1990) *Geomicrobiology*. Marcel Dekker, New York.
- Elster C (2000) Reasons for reforestation success and failure with three mangrove species in Colombia. *Forest Ecology and Management* 131:201-214.
- Flores-Mireles AL, Winans SC, Holguin G (2007) Molecular characterization of diazotrophic and denitrifying bacteria associated with mangrove roots. *Appl Environ Microbiol* 73(22):7308-7321.
- Galindo T, Polanía J, Sánchez J, Moreno N, Vanegas J, Holguin G (2006) Efecto de inoculantes microbianos sobre la promoción de crecimiento de plántulas de mangle y plantas de *Citrullus vulgaris* San Andrés Isla, Colombia. *Acta Biológica* 11:83-93.
- Ghigliione JF, Gourbiere F, Potier P, Philippot L, Lensi R (2000) Role of respiratory nitrate reductase in ability of *Pseudomonas fluorescens* YT101 to colonize the rhizosphere of maize. *Appl Environ Microbiol* 4012-4016.

- Glick BR, Patten CL, Holguin G, Penrose DM (1999a) Nitrogen fixation. En: Glick BR, Patten CL, Holguin G, Penrose DM (eds) Biochemical and genetic mechanisms used by plant growth promoting bacteria Imperial College Press, London UK, p 14-44.
- Glick BR, Patten CL, Holguin G, Penrose DM (1999b) Auxin production. En: Glick BR, Patten CL, Holguin G y Penrose DM (eds) Biochemical and genetic mechanisms used by plant growth promoting bacteria. Imperial College Press, London UK, p 86-133.
- Glickmann E, Dessaux Y (1995) A critical examination of the specificity of the Salkowski reagent for indolic compounds produced by phytopathogenic bacteria. *App Environ Microbiol* 61:793-796.
- Gonzalez-Acosta B, Bashan Y, Hernandez-Saavedra NY, Ascencio F, De la Cruz-Agüero G (2005) Seasonal seawater temperature as the major determinant for populations of culturable bacteria in the sediments of an intact mangrove in an arid region. *FEMS Microbiol Ecol* 55:311-321.
- Holguin G, Bashan Y (1996) Nitrogen-fixation by *Azospirillum brasilense* Cd is promoted when co-cultured with a mangrove rhizosphere bacterium *Staphylococcus* sp. *Soil Biol Biochem* 28:1651-1660.
- Holguin G, Bashan Y, Mendoza-Salgado RA, Amador E, Toledo G, Vazquez P, Amador A (1999) La microbiología de los manglares. Bosques en la frontera entre el mar y la tierra. *Ciencia y Desarrollo* 144:26-35.
- Holguin G, Davila-Lule A, Flores-Mireles AL, Villicaña C, Geraldo N (2006) Acyl homoserine lactone-producing bacteria from mangrove roots with plant-growth promoting properties. *Microbiol* (sometido).
- Holguin G, Flores A, Eberhard A, Winans S, Dávila-Lule A, Villicaña C, Geraldo N, Bacilio M, López de los Santos Y, Ruiz M (2007) Microbiología de manglar y técnicas moleculares para su estudio. En: Sánchez J (ed) Potencial biotecnológico de microorganismos en ecosistemas naturales y agroecosistemas. Universidad Nacional de Colombia. Bogota, p 94-103.
- Holguin G, González-Zamorano P, de-Bashan LE, Mendoza R, Amador E, Bashan Y (2006) Mangrove health in an arid environment encroached by urban development-a case study. *Science of the Total Environment* 363:260-274.
- Holguin G, Guzman MA, Bashan Y (1992) Two new nitrogen-fixing bacteria from the rhizosphere of mangrove trees, isolation, identification and in vitro interaction with rhizosphere *Staphylococcus* sp. *FEMS Microbiology Ecology* 101:207-216.
- Holguin G, Vazquez P, Bashan Y (2001) The role of sediment microorganisms in the productivity, conservation, and rehabilitation of mangrove ecosystems: an overview. *Biol Fertil Soils* 33:265-278.
- Iqbal M, Ashraf M, Jamil A (2006) Seed enhancement with cytokinins: changes in growth and grain yield in salt stressed wheat plants. *Plant Growth Regulation* 50:29-39.
- Jensen P, Gontang E, Mafnas C, Micer T, Fenical W (2005) Culturable marine actinomycetes diversity from tropical pacific ocean sediments. *Environ Microbiol* 7 (7):1039 -1048.
- Jørgensen BB (1982) Mineralization of organic matter in the sea bed – the role of sulphate reduction. *Nature* 296:643-645.
- Kaur S, Gupta AK, Kaur N (1998) Gibberellin A3 reverses the effect of salt stress in chickpea (*Cicer arietinum* L) seedlings by enhancing amylase activity and mobilization of starch in cotyledons. *Plant Growth Regulation* 26:85-90.

- Kaur S, Gupta AK, Kaur N (2003) Indole acetic acid mimics the effect of salt stress in relation to enzymes of carbohydrate metabolism in chickpea seedlings. *Plant Growth Regulation* 39:91-98.
- Kathiresan K, Selvam MM (2006) Evaluation of beneficial bacteria from mangrove soil *Botanica Marina* 49:86-88.
- Keller L, Surette MG (2006) Communication in bacteria: an ecological and evolutionary perspective. *Nat Rev Microbiol* 4:249-258.
- Kristensen E, Holmer M, Bussarawit N (1991) Benthic metabolism and sulfate reduction in a south-east Asian mangrove swamp. *Mar Ecol Prog Ser* 73:93-103.
- Lazdunski AM, Ventre I, Sturgis JN (2004) Regulatory circuits and communication in gram-negative bacteria. *Nature* 2:581-592.
- Lucy M, Reed E, Glick B (2004) Applications of free living plant growth-promoting rhizobacteria. *Antonie Van Leeuwenhoek* 86:1-25.
- Miller TL, Wolin MJ (1974) A serum bottle modification of the Hungate technique for cultivating obligate anaerobes. *Appl Microbiol* 27:985-987.
- Okon Y, Vanderleyden J (1997) Root-associated *Azospirillum* species can stimulate plants. *A. Soc Microbio News* 63:366-370.
- Palaniselvam V, Kathiresan K (1998) Potential of a marine cyanobacterium, *Phormidium tenue* (Menegh) Gomont as a shrimp feed supplement. *Seaweed Res Utiln* 20(1 y 2):75-78.
- Parida AK, Das AB, Mitra B (2004) Effects of salt on growth, ion accumulation, photosynthesis and leaf anatomy of the mangrove, *Bruguiera parviflora*. *Trees* 18:167-174.
- Pierson LS, Wood DW, Beck von Bodman S (1999) Quorum sensing in plant-associated bacteria. En: Dunny GM, Winans SC (eds) *Cell-cell signaling in bacteria*. ASM Press, Washington DC, p 101-115.
- Pino-Renjifo JC (1998) Monitoreo en aguas de los manglares del Caribe continental colombiano. *Proy. PD 171/91 Rev. 2 Fase II (Etapa I) Conservación y Manejo para el Uso Múltiple y el Desarrollo de los Manglares de Colombia, MINAMBIENTE/ ACOFORE/OIMT. Inf. Técnico* 26, Santa Fe de Bogotá DC, Colombia. Colombia, p1-98.
- Postgate JR (1979) *The sulfate-reducing bacteria*. Cambridge University Press. Inglaterra.
- Priemé A, Braker G, Tiedje JM (2002) Diversity of nitrite reductase (nirK and nirS) gene fragments in forested upland and wetland soils. *Appl Environ Microbiol* 68 (4):1893-1900.
- Puente ME, Holguin G, Glick BR, Bashan Y (1999) Root surface colonization of black mangrove seedlings by *Azospirillum halopraeferans* and *A. brasilense* in seawater. *FEMS Microbiol Ecol* 29:283-292.
- Ravikumar S, Kathiresan K, Thadedus S, Babu M., Shanthi S (2004) Nitrogen-fixing azotobacters from mangrove habitat and their utility as marine biofertilizers. *J Exp Mar Biol Ecol* 312:5-17.
- Rivera-Monroy VH, Twilley RR (1996) The relative role of denitrification and immobilization in the fate of inorganic nitrogen in mangrove sediments (Terminos Lagoon, Mexico). *Limnol Oceanogr* 41(2):284-296.
- Rojas A, G Holguin, BR Glick, Bashan Y (2001) Synergism between *Phyllobacterium sp.* (N₂-fixer) and *Bacillus licheniformis* (P-solubilizer), both from semiarid mangroves rhizosphere. *FEMS Microbiol Ecol.* 35:181-187.

- Ruiz M (2007) Detección de tetraciclinas en rizósfera de *Avicennia germinans* por medio de extracción de fase sólida y la cepa biosensora *Escherichia coli* sptGFP2. Tesis de Licenciatura, Universidad Autónoma de Baja California Sur, La Paz, BCS, México.
- Sengupta A, Chaudhuri S (1991) Ecology of heterotrophic dinitrogen fixation in the rhizosphere of mangrove plant community at Ganges river estuary in India. *Oecologia* 87:560-564.
- Seo HS, Kim SK, Jang SW, Choo YS, Sohn EY, Lee IJ (2005) Effect of jasmonic acid on endogenous gibberellins and abscisic acid in rice under NaCl stress. *Biologia Plantarum* 49: 447-450.
- Seralathan P, Rajkumar MS, Sunilkumar V, Anandaraj N (2006) Interstitial water chemistry of mangrove sediments, Kerala. *Journal of the Geological Society of India* 68(2):251-258.
- Shieh WY, Yang JT (1997) Denitrification in the rhizosphere of the two seagrasses *Thalassia hemprichii* (Ehrenb.) Aschers and *Halodule uninervis* (Forsk.) Aschers. *J Exp Mar Biol Ecol* 218:229-241.
- Song B, Ward BB (2003) Nitrite reductase genes in halobenzoate degrading denitrifying bacteria. *FEMS Microbiol Ecol* 43: 349-357.
- Sosa-Rodríguez T, Sánchez-Nieves J, Melgarejo Muñoz LM (2007) Papel funcional de los hongos en ecosistemas de manglar Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras (sometido).
- Raaijmakers JM, Vlami M, de Souza JT (2002) Antibiotic production by bacterial biocontrol agents. *Antonie van Leeuwenhoek* 81:537-547.
- Suárez N, Medina E (2005) Salinity effect on plant growth and leaf demography of the mangrove, *Avicennia germinans* L. *Trees* 19:721-727.
- Tokala R, Strap J, Jung C, Crawford D, Salove M, Deobald L, Bailey J, Morra M (2002) Novel plant-microbe rhizosphere interaction involving *Streptomyces lydicus* WYEC108 and pea plant (*Pisum sativum*) *Appl Environ Microbiol* 68(5):2167-2171.
- Toledo G, Bashan Y, Soeldner A (1995a) Cyanobacteria and black mangroves in Northwestern Mexico: colonization, and diurnal and seasonal nitrogen fixation on aerial roots. *Can J Microbiol* 41:999-1011.
- Toledo G, Bashan Y, Soeldner A (1995b) *In vitro* colonization and increase in nitrogen fixation of seedling roots of black mangrove inoculated by a filamentous cyanobacteria. *Can J Microbiol* 41:1012-1020.
- Thomashow L, Bonsall R, Weller D (1997) Antibiotic Production by soil and rhizosphere Microbes *in situ*. En: Hurst C, Knudson G, McInerney M, Setzenbach L, Walter M (eds) *Manual of Environmental Microbiology*, American Society for Microbiology Press, Washintong, DC, p 493-499.
- Vanegas J (2007) Mitigación del estrés salino en plántulas de *Avicennia germinans* y *Capsicum annuum* por bacterias promotoras de crecimiento vegetal. Tesis de Maestría, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá.
- Vessey J (2003) Plant growth promoting rhizobacteria as biofertilizers. *Plant and Soil* 255:571-586.
- Vazquez P (1996) Bacterias solubilizadoras de fosfatos inorgánicos asociadas a la rizosfera de los mangles: *Avicennia germinans* (L.) L y *Laguncularia racemosa* (L.) Gaertn. Tesis de Licenciatura, Universidad Autónoma de Baja California Sur, La Paz, BCS, México.

- Vazquez P, Holguin G, Puente ME, Lopez-Cortes A, Bashan Y (2000) Phosphate solubilizing microorganisms associated with the rhizosphere of semiarid mangroves. *Biol Fertil Soils* 30:460-468.
- Villicaña C (2007) Efecto de las acilo homoserina lactonas en la fijación de nitrógeno y solubilización de fosfato inorgánico en bacterias aisladas de la rizósfera de los mangles *Avicennia germinans* y *Laguncularia racemosa*. Tesis de Maestría, Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, La Paz, México.
- Wang Y, Mopper S, Hasenstein KH (2001) Effects of salinity on endogenous ABA, IAA, JA, and SA in *Iris hexagona*. *Journal of Chemical Ecology* 27:327-342.
- Weller D, Raaijmakers J, Mc Spadden B, Thomashow L (2002) Microbial populations responsible for specific soil suppressiveness to plant pathogens. *Annu Rev Phytopathol* 40:309-348.
- Wolsing M, Priemé A (2004) Observation of high seasonal variation in community structure of denitrifying bacteria in arable soil receiving artificial fertilizer and cattle manure by determining T-RFLP of *nir* gene fragments. *FEMS Microbiol Ecol* 48(2004) 261-271.
- Ye Y, Tam NF, CY Lu, Wong YS (2005) Effects of salinity on germination, seedling growth and physiology of three salt-secreting mangrove species. *Aquatic Botany* 83(3):193-205.
- Young JPW (1992) Phylogenetic classification of nitrogen-fixing organisms. En: Stacey G, Evans HJ, Burris RH (eds) *Biological nitrogen fixation*. Chapman and Hall, New York, p 43-86.
- Yuan WM, Crawford DL (1995) Characterization of *Streptomyces lydicus* WYEC108 as a potential biocontrol agent against fungal root and seed rots. *Appl Environ Microbiol* 61(8)3119-3128.
- Zehr JP, Jenkins BD, Short SM, Steward GF (2003) Nitrogenase gene diversity and microbial community structure: a cross-system comparison. *Environ Microbiol* 5(7):539-554.
- Zuberer D, Silver WS (1978) Biological dinitrogen fixation (acetylene reduction) associated with Florida mangroves. *Appl Environ Microbiol* 35:567-575.
- Zumft WT (1992) The denitrifying prokaryotes. En: Balows A, Trüper HG, Dworkin M, Harder W, Schleifer KH (eds) *The prokaryotes: A handbook on the biology of bacteria: ecophysiology, isolation, identification, applications*. Springer-Verlag, New York, p 554-582.



Manglar en La Bocana, Desierto Vizcaíno. Foto José Luis León

MICROALGAS ASOCIADAS A SISTEMAS DE MANGLAR

David A. Siqueiros-Beltrones¹, Francisco O. López-Fuerte^{1,2}, Oscar U. Hernández-Almeida¹
y Uri Argumedo-Hernández^{1,2}

¹Dpto. Plancton y Ecología Marina, CICIMAR-IPN. Av. Instituto Politécnico Nacional S/N,
Col. Playa Palo de Santa Rita. C.P. 23096. La Paz, B.C.S., México. dsiquei@ipn.mx

²Dpto. Economía, UABCS. km 5.5. Carretera al sur, 23081. La Paz, B.C.S., Mexico.

RESUMEN

Entre las algas más abundantes en las lagunas costeras caracterizadas por bosques de manglar, destacan las diatomeas y cianofíceas. Ambos grupos taxonómicos en el bentos forman películas o tapetes conspicuos que estabilizan sedimentos y evitan la erosión. En este capítulo se presentan los resultados de dos investigaciones, una sobre asociaciones de diatomeas que habitan los sedimentos adyacentes al manglar de la zona Noroeste (NW) del Sistema Lagunar Magdalena-Almejas (SLMA) y otra sobre protrombolitos, estructuras generadas por tapetes de cianofíceas, asociados a manglar, descubiertas en la laguna de La Paz (B.C.S.), México. En el primer estudio se identificaron 308 taxa de diatomeas, entre especies, variedades y formas, pertenecientes a 75 géneros. Los géneros con mas especies fueron: *Amphora* (31), *Navicula* (29), *Nitzschia* (28), *Mastogloia* (17), *Cocconeis* (16), *Diploneis* (12) y *Lyrella* (9). Sobresalieron *Lyrella* y *Mastogloia*, tanto en presencia como en abundancia, lo que permite distinguir este ambiente bentónico de otros estudiados en el NW mexicano en donde el número de taxa rebasa los 670 taxa. La elevada riqueza de especies de diatomeas bentónicas en SLMA, superior a la de otros ambientes bentónicos y de manglar, se asocia a la presencia de especies tropicales y subtropicales, y permiten identificarlo como un oasis o “hot-spot” de diversidad de diatomeas. Por otra parte, tapetes de cianofíceas se extienden ampliamente aledaños a los bosques de manglar de lagunas costeras de B.C.S., México. Los protombolitos se hallan asociados a los mismos, los cuales son generados a partir de dichos tapetes y se asocian al sustrato en que se anclan los mangles. Las principales cianofíceas que forman los tapetes y cubiertas protrombolíticas son *Microcoleus chthonoplastes* y el complejo *Oscillatoria limnetical/Lyngbya aestuarii*. La flora diatomológica que utiliza las plataformas protrombolíticas como sustrato está representada por 150 taxa, en su mayoría de ambientes de manglar y/o asociadas a tapetes de cianofíceas. Dichos protrombolitos fueron descritos recientemente por vez primera en el mundo y podrían ser responsables de la formación de lagunas costeras mediante la promoción del nacimiento y progradación de la barra arenosa, como El Mogote en la laguna de La Paz. Se propone también su posible papel en la formación de suelos costeros con asentamientos urbanos. De acuerdo con el proceso de crecimiento de los protrombolitos y a su asociación con mangles, debe reevaluarse la importancia atribuida a los manglares como trampas de sedimentos vs. el papel de protrombolitos en la formación y estabilización de suelos, y considerar la consecuente relación entre ambos sistemas.

Palabras clave: diatomeas, cianofíceas, protrombolitos, laguna costera, Baja California Sur.

MICROALGAE ASSOCIATED TO MANGROVE SYSTEMS

ABSTRACT

It is likely that diatoms and cyanophytes are the most conspicuous algal life forms in coastal lagoons that are characterized by mangrove forests. In benthos both taxonomic groups stand up by forming films or mats that stabilize sediments and preclude erosion. This chapter shows the results of two investigations: one is about diatom associations that inhabit the outlying mangrove sediments in the NW Magdalena-Almejas Lagoon System (SLMA); the other one is on pro-thrombolites, sedimentary structures generated by cyanophyte mats, which are associated to mangrove forests discovered in the La Paz lagoon (B.C.S.), México. In a previous study, 308 diatom taxa associated to sediments were identified within 75 genera at species, variety, and form levels. The highest numbers of species belonged to *Amphora* (31), *Navicula* (29), *Nitzschia* (28), *Mastogloia* (17), *Cocconeis* (16), *Diploneis* (12), and *Lyrella* (9). *Lyrella* and *Mastogloia* species are varieties that stand out and distinguish this system from other environments that have been studied in the northwestern (NW) region of Mexico, where over 670 taxa have been recorded. The high species richness, diversity, and abundance of benthic diatoms in this and other mangrove environments identify SLMA as a hot spot or oasis. We hypothesize that the high number of species and diversity in SLMA, which is higher than other environments and similar ones, is due to the presence of tropical and subtropical taxa. On the other hand, extensive cyanophyte mats occur outlying the mangrove forests of coastal lagoons in B.C.S., México. Alongside these mats, we found pro-thrombolites that are generated by the former and are closely associated to the substratum used by mangrove trees, which were described worldwide for the first time ever. The main cyanophytes that form the mats and pro-thrombolitic sheaths are *Microcoleus chthonoplastes* and the complex *Oscillatoria limnetica/Lyngbya aestuarii*. The diatom flora inhabiting the pro-thrombolite platforms is represented by at least 150 taxa, mostly pennate forms from mangrove environments and or associated to cyanophyte mats. Pro-thrombolites could be responsible for the formation of coastal lagoons by promoting birth and progradation of sand bars such as El Mogote in the La Paz lagoon. Likewise, we propose their role in the generation of populated coastal land. Based on the pro-thrombolite growth process described, the importance attributed to mangrove forests as sediment traps vs. the role of pro-thrombolites in the formation of coastal ground should be reassessed, and the relationship between both systems should be considered.

Key words: diatoms, cyanophytes, pro-thrombolites, costal lagoon, Baja California Sur.

INTRODUCCIÓN

Los sistemas de manglar son ambientes costeros característicos de las zonas tropicales y subtropicales del mundo que aportan grandes cantidades de material orgánico e inorgánico hacia los océanos adyacentes (Baltzer *et al.* 2004). La rizosfera de los mangles presenta un hábitat propicio para el desarrollo de comunidades con una gran variedad de micro y macroorganismos, incluyendo algas. Quizá las formas de vida algal más conspicuas en las lagunas costeras con sistemas de manglar sean diatomeas

(Bacillariophyceae) y cianofíceas (Cyanobacteria o Cyanophyceae). En el bentos ambos grupos se manifiestan formando películas o tapetes más o menos conspicuos que estabilizan sedimentos y evitan la erosión, una función que se ha atribuido los bosques de manglar y respecto a la cual se ha argumentado su conservación. Sin embargo, antes de abordar las posibles relaciones sinérgicas entre estos grupos de productores primarios es necesario describir el escenario: primero, desde el punto de vista florístico (diatomeas) que permita conocer a los responsables probables de fenómenos no aparentes como la elevada producción primaria de estos sistemas; segundo, el ecológico, partiendo de las manifestaciones gruesas que evidencian la importancia de otros, como las cianofíceas.

El Sistema Lagunar Bahía Magdalena-Bahía Almejas (SLMA) puede considerarse un sistema de manglar típico, por lo que constituye una referencia comparable con otros manglares conformados por *Rhizophora mangle* L., *Avicennia germinans* (L.) Stearn, *Laguncularia racemosa* (L.) Gaertner. Las diferencias con estudios actuales (que son pocos) o potenciales representarían rasgos particulares de carácter florístico o fitogeográfico. En este tipo de sistemas el microfítobentos suele estar compuesto principalmente por diatomeas, aunque se conoce poco sobre la manera en la cual el ambiente rico en materia orgánica las puede afectar, ya sea en términos de su riqueza u otros parámetros comunitarios o del taxoceno que conforman. Asimismo, las cianofíceas se manifiestan formando tapetes más o menos gruesos y extensos que, como se observó recientemente, pueden generar estructuras sedimentarias identificadas como protrombolitos. A diferencia de los protrombolitos, los manglares son un rasgo mucho mejor reconocido de las lagunas costeras subtropicales y tropicales. En los márgenes de la laguna de La Paz en particular los manglares se distribuyen irregularmente y al igual que los del SLMA, han sido poco estudiados. Aunado a esto, los protrombolitos en la Bahía de La Paz fueron descubiertos muy recientemente (Siqueiros-Beltrones *et al.* 2006), por lo que la relación entre ambos sistemas se desconoce. Consecuentemente, es necesario primero contar con una descripción de las estructuras protrombolíticas de la Ensenada (laguna) de La Paz y de su distribución que permitan sustentar científicamente las hipótesis al respecto.

DIATOMEAS ASOCIADAS A SEDIMENTOS DE MANGLAR

Antecedentes

Las diatomeas que se desarrollan en los distintos sustratos bentónicos de los sistemas de manglar han sido poco estudiadas y mucha de la investigación presenta un enfoque florístico (Foged 1975, Reyes-Vásquez 1975, Maples 1983, Navarro y Torres 1987, Siqueiros Beltrones y Sánchez-Castrejón 1999, Siqueiros-Beltrones y Morzaria-Luna 1999, Siqueiros Beltrones *et al.* 2005, Siqueiros Beltrones y López Fuerte 2006). No

obstante, estos estudios en conjunto sugieren que en los sistemas de manglar existen taxocenosis no solamente ricas sino también diversas de diatomeas bentónicas; la constancia de ciertos taxa de diatomeas conduce a la hipótesis de que existen floras particulares representativas de estos ambientes. También, con base en la riqueza y abundancia de diatomeas bentónicas y en particular de determinados taxa (especies o géneros), se intuye que los sistemas de manglar considerados sitios prioritarios de conservación, albergan “hot spots” u oasis de diatomeas bentónicas.

El extenso ambiente de manglar del SLMA presenta una flora diatomológica bentónica casi desconocida hasta ahora, a diferencia del fitoplancton que ha sido mejor investigado (Nienhuis y Guerrero 1985, Gárate-Lizárraga y Siqueiros-Beltrones 1998, Gárate-Lizárraga *et al.* 2001). Parte del fitoplancton presente en las aguas adyacentes del SLMA es ticoplancton que proviene del interior del sistema lagunar. Dicha influencia puede servir de base para estudios de carácter oceanográfico, ecológico y biogeográfico; ello obliga a contar con una base florística confiable (comprensiva y precisa). Sin ésta, cualquier intento por desarrollar teoría ecológica o biogeográfica carecerá de las bases para la elaboración de inferencias objetivas. De acuerdo con lo anterior, el objetivo fue conformar el inventario florístico de diatomeas que se desarrollan en sedimentos adyacentes a manglar en el SLMA para sumar al inventario total del NW Mexicano y determinar la proporción de taxa en común con otros manglares.

MATERIAL Y MÉTODO

En todo el SLMA (Fig. 1) el manglar presenta distribución irregular y es de tipo arbustivo; está integrado por *Rhizophora mangle*, *Avicennia germinans* y *Laguncularia racemosa*. El estudio comprendió principalmente la Zona de Canales al NW del sistema lagunar. Se hicieron muestreos en abril y en octubre de 2002 en seis puntos; con cajas de Petri como nucleadores, se tomaron muestras de sedimentos por duplicado, separadas entre 5 y 10 metros. Las muestras se procesaron según Siqueiros Beltrones (2002); se montaron tres preparaciones por muestra (con Pleurax) que se examinaron bajo un microscopio con contraste de fases. Para la identificación se utilizó literatura clásica y reciente: Navarro (1982), Foged (1975, 1984), Moreno *et al.* (1996), Siqueiros-Beltrones y Morzaria Luna (1999), Witkowski *et al.* (2000), Siqueiros-Beltrones (2002) y Round *et al.* (1990).

Florística de diatomeas de sedimentos

Se registraron 308 taxa, entre especies, variedades y formas, pertenecientes a 75 géneros (Apéndice 1). Los géneros con más especies fueron formas pennadas: *Amphora*

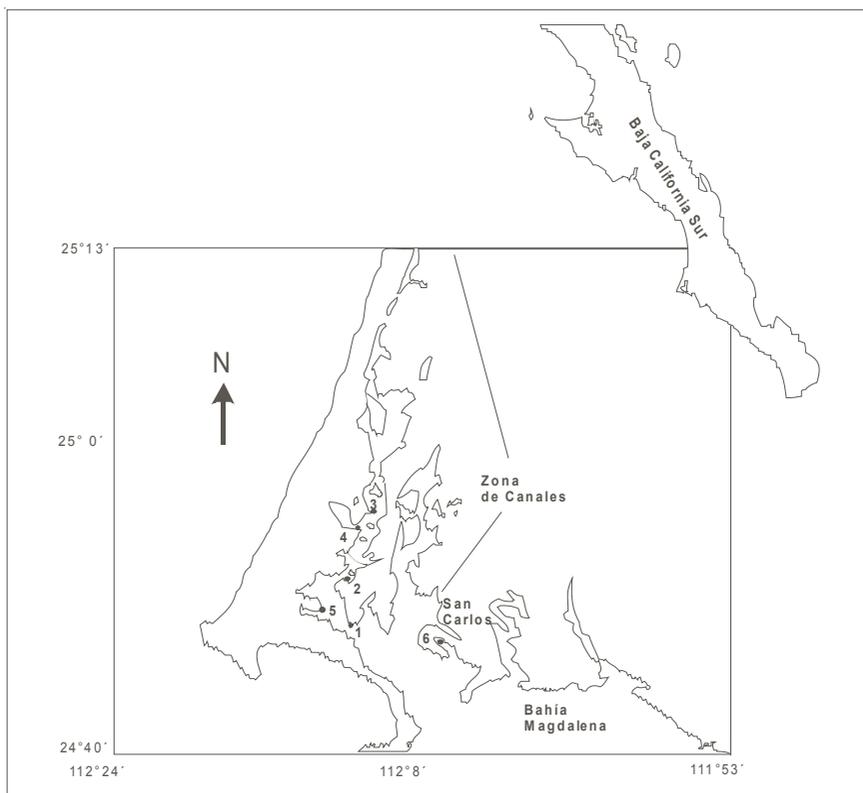


Figura 1.- Área de estudio y localización de los sitios de muestreo.

(31), *Navicula* (29), *Nitzschia* (28), *Mastogloia* (17), *Cocconeis* (16), *Diploneis* (12) y *Lyrella* (9). Algunos taxa ticoplanctónicos y planctónicos, *e. g.*, especies de los géneros *Actinoptychus*, *Auliscus*, *Coscinodiscus*, se presentaron con baja frecuencia. Así, el catálogo de diatomeas bentónicas, representativo de ambientes de manglares subtropicales en México estaría rebasando los 670 taxa entre especies y variedades recolectadas, tanto en sedimentos intermareales como raíces aéreas de *Rhizophora mangle* y en las macroalgas epifitas de las raíces, además de formas del ticoplancton, en cuatro sistemas de manglar del NW Mexicano para los que existen estudios: Ensenada de La Paz, Balandra y Bahía Magdalena en BCS, así como de la laguna de Navachiste, Sinaloa.

Como flora representativa de la zona NW de Bahía Magdalena se propone una combinación de las formas más frecuentes, con aquellas que sobresalieron ya sea por su tamaño, o su ausencia en otras listas florísticas del NW de México. La composición florística de diatomeas en los sedimentos adyacentes al manglar (Apéndice 1) es similar

a la determinada en investigaciones similares, debido quizá a la homogeneidad ambiental característica de los ambientes de manglar que se atribuye a la baja fluctuación de las variables físicas y químicas típicamente tropical. La florística en el SLMA comparte 36 % de los taxa con la de Siqueiros-Beltrones y Sánchez-Castrejón (1999) para el manglar de Balandra (BCS) en el sur del Golfo de California, el 28 % con la elaborada por Navarro (1982) para manglares de Florida y un 44 % con la de Wah y Wee (1988) para manglares de Malasia. Resalta la baja similitud de especies entre Balandra y Magdalena-Almejas, *i.e.*, son pocos los taxa compartidos, si se considera la cercanía entre éstos sistemas de manglar; parece determinante que Balandra se esté dentro del Golfo de California, mientras que el segundo en la costa occidental de la península.

La similitud taxonómica entre estas localidades con ambientes de manglar permite que se refuerce el supuesto de que las diatomeas bentónicas de manglar constituyen taxocenosis con elevadas riquezas de especies. Para el SLMA se propone que ello es consecuencia de su localización en una zona de transición oceanográfica (Gárate-Lizárraga y Siqueiros-Beltrones 1998). Por otra parte, la presencia de ciertos taxa conlleva consecuencias de tipo ecológico, ya que algunos (principalmente formas grandes) pueden ser influidos de manera negativa o positiva por la proximidad al material en descomposición proveniente del manglar, *e.g.*, *Navicula cancellata* Donkin, *Stauroneis* spp., *Tropidoneis vitrea* (Wm. S.) Cleve. En particular, las especies de *Lyrella* (Lámina 1, Apéndice 2) son consideradas indicadores de ambientes marinos limpios, *i.e.*, con bajos contenidos de materia orgánica (Hendey 1964). Sin embargo, dado que en el SLMA existen altas concentraciones de materia orgánica (López Fuerte y Siqueiros Beltrones 2006), el registro de nueve taxa representantes de este género en algunos sitios de muestreo obliga a reconsiderar su uso como indicadores de poca materia orgánica.

Por otra parte, la riqueza de especies de *Mastogloia* (Lámina 2, Apéndice 2) es de interés ficogeográfico, ya que todas las especies son nuevos registros para la zona; coincide con lo registrado por Reyes-Vásquez (1975) y Sullivan (1981), quienes proponen este género como de característico de los ambientes de manglar. Las especies de *Mastogloia* han sido identificadas con “hot-spots” cuando: a) no se presentan especies de este género, ó b) se presenta un elevado número de especies de este género (Witkowski *et al.* 2000), como ocurre en el SLMA, ya que en algunos sitios se presentan muchas (y abundantes) especies de *Mastogloia*, mientras que en el sitio de San Carlos no se registró ninguna (López Fuerte y Siqueiros Beltrones 2006).

La importancia de las diatomeas del bentos como producción primaria exportada a sistemas adyacentes a lagunas costeras puede ser variable en términos generales, ya que ello depende de varios factores como: advección horizontal, turbulencia, oleaje y vientos, así como de la granulometría del sedimento (MacIntire *et al.* 1996). Así, la influencia del microfítobentos lagunar en el océano adyacente, requiere de mayor investigación oceanográfica y florística, aunque ya se tienen bases para dirigir nuevos

estudios (Nienhuis y Guerrero 1985). La descripción precisa de una taxocenosis representativa permite detectar zonas de influencia de los sistemas lagunares y manglares en los mares adyacentes (Martínez López *et al.* 2004, Moreno *et al.* 1996). De la misma manera, la información sobre cambios en las asociaciones de diatomeas bentónicas podría utilizarse para detectar alteraciones naturales o antropogénicas que pudieran presentarse en estos sistemas.

Con base en el análisis anterior se refuerza la hipótesis de que existen asociaciones representativas de manglares caracterizadas, tanto por *Lyrella* y *Mastogloia*, como por elevadas riqueza y diversidad de especies de diatomeas en general. Asimismo, los sistemas de manglar que son considerados sitios prioritarios de conservación con base en la riqueza y abundancia de determinadas taxa (especies o géneros) en general, albergan también “hot spots” u oasis particulares de diatomeas bentónicas.

CIANOFÍCEAS; PROTROMBOLITOS ASOCIADOS A MANGLARES

Antecedentes

Observaciones recientes revelaron que gran parte de las playas en la laguna costera conocida como Ensenada de La Paz, BCS (Fig. 1 y Fig. 2, Apéndice 3) están cubiertas por tapetes de cianofíceas. Paradójicamente, a pesar de la abundancia de las cianofíceas en el área, son muy escasos los estudios sobre éstas. Las investigaciones que aquí se sintetizan se complementan únicamente con otro estudio *ex profeso* que aborda diversidad y distribución de cianofíceas en la Ensenada y Bahía de La Paz (García Maldonado 2005). En marea baja se pueden apreciar gruesos tapetes que cubren grandes extensiones, mientras que en el submareal se han detectado hasta a unos 50 m de la orilla (Fig. 2, Apéndice 3). En ciertas temporadas, los tapetes pueden estar cubiertos por arena y en otras se hallan desprendidos, flotando o varados. Observaciones en varias lagunas costeras con sistemas de manglar indican que tal característica podría ser la generalidad; la presencia común de barras arenosas que constriñen la comunicación con el mar abierto y propician incrementos en salinidad estarían propiciando mayor desarrollo de los tapetes de cianofíceas.

Bajo estas condiciones, asociados a y generados por los tapetes de cianofíceas se hallan formaciones sedimentarias con mayor o menor compactación pero sin llegar a litificar; estas se identificaron como trombolitos recientes o vivos (Siqueiros Beltrones 2006, Siqueiros Beltrones *et al.* 2006); posteriormente se les denominó protrombolitos.

Durante millones de años las cianofíceas han construido estructuras rocosas llamadas en general microbialitos, *i.e.*, estructuras carbonatadas originadas por actividad microbiana, principalmente cianofíceas; los más conocidos son los estromatolitos que



Figura 2.- Localidades en donde se han registrado protrombolitos y/o trombolitos asociados a manglares dentro de la Ensenada de La Paz, B.C.S., México.

se caracterizan por presentar capas o láminas. Los trombolitos son microbialitos cuya formación en el intermareal marino requiere condiciones similares a las de los estromatolitos, pero su crecimiento no es laminado. El término trombolito se relaciona con el término “grumo hecho piedra” y con su estructura conglomerada (Stal 2000, Charpy *et al.* 1999). Trombolitos y protrombolitos se describieron por primera vez para la región y el país recientemente (Siqueiros Beltrones *et al.* 2006). Las estructuras identificadas como protrombolitos representan el proceso intermedio en la formación de trombolitos. El paso inicial sería la formación de gruesos y extensos tapetes de cianofíceas; el final, las formas litificadas (trombolitos).

A diferencia de los protrombolitos, los manglares son un rasgo mucho mejor reconocido dentro de la Ensenada de La Paz; lo mismo se puede decir para otras lagunas costeras subtropicales y tropicales. En los márgenes de la laguna de La Paz, los protrombolitos se distribuyen irregularmente y se hayan mejor representados en ciertas localidades, *v.gr.*, El Conchalito, la antigua zona de descarga de aguas negras, Estero Zacatecas y El Mogote. Asociados a estos se pueden encontrar tapetes de cianofíceas, protrombolitos y trombolitos. Sin embargo, la relación que existe entre ambos sistemas se desconoce, por lo que es necesario contar primero con una descripción de las estructuras trombolíticas de la Ensenada de La Paz y de su distribución que permitan elucubrar al respecto.

MATERIAL Y MÉTODO

La laguna (Ensenada) de La Paz está separada de la Bahía de La Paz por la barra arenosa El Mogote (20° 06' y 24° 11' N; y 110° 18' y 110° 26' O, Fig. 1). Presenta mareas semidiurnas; el reflujó entre pleamar superior y bajamar inferior ocasiona corrientes que evitan el azolve de los canales de la laguna. En la playa El Conchalito se observó un sustrato aparentemente rocoso rodeado por tapetes de cianofíceas (Siqueiros-Beltrones *et al.* 2006). Un examen rápido reveló que ese sustrato consistía en sedimentos envueltos por tapetes de cianofíceas, sugiriendo que se trataba de estructuras trombolíticas; posteriormente esto se confirmó (Siqueiros Beltrones 2006, Siqueiros Beltrones 2008). Así, buscando conocer la distribución de estas estructuras, entre agosto y noviembre de 2005 se localizaron cuatro sitios en la laguna con formaciones trombolíticas. Posteriormente se hicieron exploraciones en El Conchalito, El Mogote y Balandra (fuera de la laguna), para conocer extensión, distribución y grado de asociación con el sistema de manglar.

En todos los sitios se recolectaron fragmentos de trombolitos y en algunos se hicieron mediciones de los arrecifes y se tomaron mediciones de temperatura y salinidad. Asimismo, se hizo una extensa documentación fotográfica de las distintas formaciones representadas. En el laboratorio, las cianofíceas se desprendieron de los fragmentos de trombolitos con agujas de disección y se identificaron en fresco. Se identificaron con base en Charpy y Larkum (1999) y Whiton y Potts (2000). Se examinaron petrológicamente láminas delgadas de trombolitos.

Descripción de las formaciones protrombolíticas

Los protrombolitos están rodeados por una cubierta de cianofíceas fuertemente adheridas al sedimento atrapado, principalmente *Microcoleus chthonoplastes*; éstas presenta filamentos multiseriados largos con una funda mucilaginoso conspicua (Fig. 3, Apéndice 3) que domina un complejo que incluye *Oscillatoria limnetica*/*Lyngbya aestuarii* y otras oscillatoriales más delgadas que se fragmentan en hormogonios; también son comunes *Spirulina* sp., *Oscillatoria* spp. delgadas, *Calothrix* spp. y formas unicelulares como *Chroococcus turgidus* y *Aphanotece* sp. (Siqueiros Beltrones 2008). Alrededor de los trombolitos (y otros puntos de la ensenada) se desarrollan gruesos tapetes de cianofíceas que, dependiendo de la época del año, tienden a desprenderse, flotar y vararse. Estos se componen básicamente de las mismas especies filamentosas que conforman los protrombolitos, aunque se desconoce si en las mismas proporciones; una lista más completa fue elaborada por García Maldonado (2005) quien sugiere diferencias debidas a impacto antropogénico.

Los protrombolitos de la laguna de La Paz consisten en estructuras conglomeradas,

a base de arena y otros sedimentos compactados, entre los que se aprecian abundantes fragmentos de conchas y rocas atrapados; se encuentran formando estructuras continuas (plataformas) o arrecifes, así como en fragmentos de tamaños variados que, en conjunto, alcanzan dimensiones muy distintas. La primera formación protrombolítica reconocida se ubica en la punta de la península de El Conchalito en la playa norte del campus del Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas (CICIMAR – IPN); esta formación define una punta, y sirve de sustrato a plantas de marisma como *Salicornia* sp. (Siqueiros-Beltrones 2006). En otras se anclan mangles: *Laguncularia racemosa* (L.) Gaertner (mangle blanco) y *Avicennia germinans* (L.) Stearn (mangle negro); en estos casos se trata de ejemplares aislados (Fig. 4, Apéndice 3). En El Conchalito, algunos protrombolitos afloran a la altura de donde ya hay asentamientos urbanos; otros se hallan cubiertos por lodos o tierra en diversa zonas. Mientras que en los bajos lodosos del CICIMAR, detrás de la línea de manglar afloran en algunas partes placas petrificadas o trombolitos *sensu stricto*. En otros sitios se evidencia su presencia por la ausencia de galerías (hoyos) de cangrejos violinistas, abundantes en el sistema de manglar.

En la playa El Centenario, no se registraron trombolitos, pero sí evidencias de los procesos iniciales, extensos tapetes de cianofíceas; algunos ya formaban promontorios de finos sedimentos atrapados (Fig. 2, Apéndice 3). El área está flanqueada por bosques de manglar que se hacen más extensivos conforme se alejan de los asentamientos humanos.

Al norte del campus del CIBNOR las formaciones son plataformas extensas y proyecciones mar adentro que semejan roca, similares a los estromatolitos de Bahamas (Siqueiros Beltrones 2008). En su mayor parte son sedimentos consolidados con crecimientos delgados de cianofíceas expuestos a desecación. Solamente en algunos sitios se hallan pequeños bosques de mangle. Más al norte (Los Bajos) se hallan protrombolitos sobre planicies lodosas; estos son de consistencia semisólida y se rompen con cierto esfuerzo manual. Ahí sobresalen tapetes de cianofíceas, y otros formados por diatomeas. En esta localidad no se hallan mangles. Mientras que en el Estero Zacatecas donde se supone el origen de la barra El Mogote el extenso bosque de manglar se halla bordeado por protrombolitos continuos, colonizados por plantas de marisma (*Salicornia* sp.) y bloques aislados consolidados; también resaltan placas litificadas en una zona de inundación de ca. 500 m² (Fig. 5, Apéndice 3).

En una playa de El Mogote, frente al CICIMAR se presentan todas las fases del proceso trombolítico: formadas, en formación, así como tapetes gruesos de cianofíceas en acreción por acumulación de sedimentos. Junto a estas estructuras sobresalen gruesas placas litificadas en la parte superior del intermareal (Siqueiros-Beltrones 2008), así como trombolitos gruesos con formas caprichosas y placas con rizolitos (raíces litificadas) de mangle (Fig. 6, Apéndice 3).

Finalmente, en el bosque de manglar de Balandra (fuera de la laguna de La Paz) crecen extensos tapetes de cianofíceas formando promontorios de sedimentos arenosos

y aunque no se encontraron protrombolitos, detrás de la línea de manglar se hallan placas litificadas que evidencian la actividad trombolítica de los tapetes de cianofíceas.

Protrombolitos como sustrato

En el primer estudio sobre protrombolitos (Siqueiros Beltrones 2006) se exploró la flora diatomológica que utiliza las plataformas protrombolíticas como sustrato; se registraron al menos 150 taxa de diatomeas, en su mayoría formas pennadas de ambientes de manglar y/o asociadas a tapetes de cianofíceas. Las diatomeas arráfidas y centrales fueron frecuentes, sobresaliendo cuatro especies de *Actynoptychus*. Observaciones en fresco mostraron diatomeas vivas y abundantes, deduciéndose que forman una asociación que se desarrolla sobre los trombolitos y no son sólo depósito de células muertas (Siqueiros-Beltrones 2006). Empero, las condiciones ambientales que propician el crecimiento protrombolítico merman la proliferación de diatomeas que son mucho más abundantes en bajos lodosos adyacentes.

Algunos investigadores consideran que existe una relación sinérgica entre taxocenosis de cianofíceas, diatomeas y bacterias que determinan el desarrollo microbialítico (Stal 2000), sin embargo, hacen falta estudios *ex profeso* para dilucidar las posibles interacciones sugeridas; incluyendo el papel de pasturedores macroscópicos que son abundantes, particularmente caracoles de la especie *Cerithidia mazatlanica* sobre y alrededor de los protrombolitos.

Las formaciones protrombolíticas pueden ser determinantes en el establecimiento de individuos de mangle que no suelen anclarse en la arena suelta. Así, mientras no exista consolidación de los sedimentos, las raíces de los mangles pueden penetrar los protrombolitos, como se observa con los neumatóforos de *Avicennia germinans*. Conforme estos crecen y se multiplican van ocultando las formaciones sedimentarias, aunado a la subsecuente deposición de sedimentos finos característicos de los bosques de manglar. Cuando los protrombolitos litifican pueden incluir raíces de mangle también litificadas. Así, la función atribuida a los manglares como trampas de sedimentos debe ser analizada nuevamente bajo la perspectiva del crecimiento previo de los tapetes de cianofíceas y las formaciones protrombolíticas generadas, las cuales parecen ser los iniciadores de la formación de sustratos sedimentarios que luego permiten el establecimiento de los mangles (Fig. 7, Apéndice 3).

Al contrario de las funciones que se han atribuido a los manglares como trampas de sedimentos y la aceptación consecuente de su importancia en la protección de los sistemas costeros que caracterizan, prácticamente nada se había descrito sobre la función de estructuras protrombolíticas; estas son las primeras formas marinas recientes registradas en México; dado que parecen rocas cubiertas por algas habían pasado desapercibidas. Casi todo lo que se había investigado acerca de éstas tiene enfoque paleontológico, *i.e.*,

cómo se generaron en tiempos pasados y la analogía con estromatolitos. Sin embargo, aquí se muestran evidencias de que los protrombolitos tienen impacto en procesos de progradación ganando terreno al mar, lo que finalmente ocasiona el origen pero también el asolvamiento de las lagunas costeras.

CONCLUSIÓN

La elevada riqueza taxonómica de diatomeas bentónicas en ambientes de manglar en el NW Mexicano parece obedecer, tanto a la mezcla de formas tropicales y subtropicales, como a factores locales que marcan diferencias entre las floras diatomológicas de manglares distintos, incluso de una misma región. El desarrollo de trombolitos generados por tapetes de cianofíceas es determinante en la evolución geomorfológica de ensenadas primitivas, propiciando la deposición de sedimentos que generan las barras arenosas que finalmente definen a las lagunas costeras. Los protrombolitos mantienen un crecimiento activo mar adentro (acreción), permitiendo en el proceso el reclutamiento de mangles y consecuentemente el establecimiento de los manglares. Por otra parte, las plataformas protrombolíticas constituyen un sustrato que es aprovechado por muchos taxa de diatomeas afines al manglar; estas podrían utilizarse como referencia ecológica una vez que su distribución haya sido precisada con base en la lista de especies del sistema de manglar. La información sobre cambios en asociaciones de diatomeas podría utilizarse para detectar y evaluar alteraciones naturales o antropogénicas en estos sistemas.

AGRADECIMIENTOS

El estudio sobre diatomeas fue apoyado por los proyectos CGPI-20010319 y 20020373 y el de protrombolitos por los proyectos CGPI-20040024, 20050069 y 20080010, ambos del I.P.N. Se agradece la colaboración de Avryl Acevedo González, Guillermina Valenzuela Romero y Sergio González Carrillo en campo. Janett Murillo de Nava brindó asesoría geológica. Se agradecen también las revisiones de Eberto Novelo y Elisa Serviere Zaragoza a un manuscrito previo.

LITERATURA CITADA

Baltzer F, Allison M, Fromard F (2004) Material exchange between the continental shelf and mangrove-fringed coasts with special reference to the Amazon–Guyanas coast. *Marine Geology* 208:115-126.

- Charpy L, Larkum AWD (eds) (1999) Marine Cyanobacteria. Bulletin de l'Institut Océanographique, Musée Océanographique, Monaco. Numéro spécial 19. 624 p.
- Foged N (1975) Some littoral diatoms from the coast of Tanzania. *Biblioth Phycol* 47:225
- Foged N (1984) Freshwater and littoral diatoms from Cuba. Cramer J. Germany. 243 p.
- Gárate-Lizárraga I, Siqueiros-Beltrones DA (1998) Time variations in phytoplankton assemblages in a subtropical lagoon system after the 1982/83 El Niño event (1984/86). *Pacific Science* 52(1):79-97.
- Gárate-Lizárraga I, Verdugo-Díaz G, Siqueiros-Beltrones DA (2001) Variation in phytoplankton assemblages under normal and anomalous conditions in a subtropical lagoon system on the west coast of México. *Oceánides* 16(1):1-16.
- García-Maldonado JQ (2005) Diversidad y distribución de cianobacterias en la Ensenada y Bahía de La Paz, BCS, México: indicadores de actividad humana. Tesis de Licenciatura, Departamento de Biología Marina, UABCS. 72 p.
- Hendey NI (1964) An introductory account of the smaller algae of British coastal waters. Part V: Bacilliarophyceae (Diatoms). Fisheries Invest. Series IV: HMSO. Londres 317 p.
- Jiménez-Illescas AR, Obeso-Nieblas M, Salas-de León D (1997) Oceanografía física de la Bahía de La Paz. En: Urbán-Ramírez J, Ramírez-Rodríguez M (eds) 1997. La Bahía de La Paz; investigación y conservación. UABCS-CICIMAR-SCRIPPS. 343 p.
- López-Fuerte FO, Siqueiros-Beltrones DA (2006) Distribución y estructura de asociaciones de diatomeas en sedimentos de un sistema de manglar. *Hidrobiológica* 16(1):283-292.
- MacIntire HL, Geider RJ, Miller DC (1996) Microphytobenthos: the ecological role of the "Secret Garden" of unvegetated, shallow-water marine habitats. I. Distribution, abundance and primary production. *Estuaries* 19:186-201.
- Maples RS (1983) Community structure of diatoms epiphytic on pneumatophores of the black mangrove *Avicennia germinans* in a Louisiana USA salt marsh. *Gulf Res Rep* 7:225-260
- Martínez-López A, Siqueiros-Beltrones DA, Silverberg N (2004) Transport of benthic diatoms across the continental shelf of southern Baja California Península. *Ciencias Marinas* 30(4):503-513.
- Moreno JL, Licea S, Santoyo H (1996) Diatomeas del Golfo de California. Universidad Autónoma de Baja California Sur-SEP-FOMES-PROMARCO. México. 273 p.
- Navarro NJ (1982) Marine Diatoms Associated with Mangrove Prop Roots in the Indian River, Florida, U.S.A. J. Cramer. Alemania. 151 p.
- Navarro NJ, Torres R (1987) Distribution and community structure of marine diatoms associated with mangrove prop roots in the Indian River, Florida, U.S.A. *Nova Hedwigia* 45:101-112.
- Nienhuis H, Guerrero R (1985) A quantitative analysis of the annual phytoplankton cycle of Magdalena lagoon complex (México). *Journal of Plankton Research* 7(4):427-441.
- Reyes-Vásquez G (1975) Diatomeas litorales de la Familia Naviculaceae de la Laguna La Restinga, Isla de Margarita, Venezuela. *Bol Inst Oceanog Univ Ori* 14:199-225.
- Round FE, Crawford RM, Mann (1990) The Diatoms; Biology and Morphology of the Genera. Cambridge University Press. 747 p.
- Siqueiros-Beltrones DA (2002) Diatomeas bentónicas de la península de Baja California; diversidad y potencial ecológico. Centro de Interdisciplinario de Ciencias Marinas I.P.N. - Universidad Autónoma de Baja California Sur, México. 102 p.

- Siqueiros-Beltrones DA (2006) Diatomeas bentónicas asociadas a trombolitos recientes registrados por primera vez en México. *CICIMAR-Oceánides* 21(1,2):113-144.
- Siqueiros-Beltrones DA (2008) Role of pro-thrombolithic processes in the geomorphology of a coastal lagoon. *Pacific Science* 62(2):257-269.
- Siqueiros-Beltrones DA, Morzaria-Luna HN (1999) New records of marine benthic diatom species for the northwestern Mexican region. *Oceánides* 14(2):89-95.
- Siqueiros-Beltrones DA, Sánchez-Castrejón E (1999) Structure of benthic diatom assemblages from a mangrove environment in a Mexican subtropical lagoon. *Biotropica* 31(1):48-70.
- Siqueiros-Beltrones D, López-Fuerte FO (2006) Benthic diatoms associated to red mangrove (*Rhizophora mangle* L.) prop roots in Bahía Magdalena, B.C.S, México. *Biología Tropical* 54(1):287-297.
- Siqueiros-Beltrones DA, López-Fuerte FO, Gárate-Lizárraga I (2005) Structure of Diatom Assemblages Living on Prop Roots of the Red Mangrove *Rhizophora mangle* L. from the West Coast of Baja California Sur, México. *Pacific Science* 59(1):79-96.
- Siqueiros-Beltrones DA, Argumedo-Hernández U, Hernández-Almeida OU (2006) Trombolitos litificados dentro de la Ensenada de La Paz, B.C.S., México. *CICIMAR- Oceánides* 21 (1,2):155-158.
- Stal LJ (2000) Cyanobacterial mats and stromatolites. p 61-120. En: Whitton BA, Potts M (eds) *The ecology of cyanobacteria; their diversity in time and space*. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht, Holanda. 669 p.
- Sullivan MJ (1981) Community structure of diatoms epiphytic on mangroves and *Thalassia* in Bimini Harbour, Bahamas. En: (Ross R, ed) *Proc. Sixth Symp Living and Fossil Diatoms*, Budapest, 1980. Koeltz Sci Pub, Koenigstein. p 385-389.
- Wah TT, Wee C (1988) Diatoms from mangrove environments of Singapore and southern peninsular Malasia. *Botánica Marina* 31:317-327.
- Whitton BA, Potts M (eds) (2000) *The ecology of cyanobacteria; their diversity in time and space*. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht, Holanda. 669 p.
- Witkowski A, Lange-Bertalot H, Metzeltin D (2000) *Diatom flora of marine coasts I.A.R.G.* Gantner Verlag, Königstein, Alemania. 925 p.

Apéndice 1.- Diatomeas bentónicas asociadas a sedimentos de manglar en la zona noroeste de Bahía Magdalena, B.C.S., México.

1. *Achnanthes angusta* Greville
2. *Achnanthes brevipes* Agardh
3. *Achnanthes brevipes* var. *intermedia* (Kütz.) Cleve
4. *Achnanthes* cf. *fimbriata* (Brun) Ross
5. *Achnanthes cuneata* (Grun.) Grunow
6. *Achnanthes curvirostrum* Brun
7. *Achnanthes fimbriata* (Grun.) Ross
8. *Achnanthes lemmermannii* Hustedt
9. *Achnanthes yaquinensis* McIntire & Reimer
10. *Actinoptychus adriaticus* Grunow
11. *Actinoptychus aster* J.J. Brun
12. *Actinoptychus senarius* (Ehr.) Ehrenberg
13. *Actinoptychus splendens* (Shadbolt) Ralfs ex Pritchard
14. *Actinoptychus vulgaris* Schumann
15. *Adlafia suchlandtii* (Hust.) Moser, Lange-Bertalot & Metzeltin
16. *Amphora acutiuscula* Kützing
17. *Amphora angusta* var. *angusta* Gregory
18. *Amphora angusta* var. *ventricosa* Gregory
19. *Amphora arenaria* Donkin
20. *Amphora beaufortiana* Hustedt
21. *Amphora bigibba* Grunow
22. *Amphora bigibba* var. *interrupta* (Grun.) Grunow
23. *Amphora caroliniana* Giffen
24. *Amphora catarinaria* Cholnoky
25. *Amphora* cf. *amoena* Hustedt
26. *Amphora* cf. *coffeaeformis* (Ag.) Kützing
27. *Amphora* cf. *ostrearia* var. *lineolata* Cleve
28. *Amphora* cf. *pannucea* Giffen
29. *Amphora cingulata* Cleve
30. *Amphora coffeaeformis* var. *salina* (Wm. Sm.) Cleve
31. *Amphora cymbifera* Gregory
32. *Amphora eunotia* Cleve
33. *Amphora graeffeana* Hendey
34. *Amphora laevissima* Gregory
35. *Amphora obtusa* var. *oceanica* Castracane
36. *Amphora ocellata* Donkin
37. *Amphora ostrearia* Brébisson fo.
38. *Amphora ostrearia* var. *vitrea* Cleve
39. *Amphora proteus* Gregory
40. *Amphora proteus* var. *contigua* Cleve
41. *Amphora proteus* var. *kariana* Grunow

42. *Amphora salina* var. *tenuisima* Hustedt
43. *Amphora spectabilis* Gregory
44. *Amphora staurophora* Juhlin-Dannfelt
45. *Amphora strigosa* Hustedt
46. *Amphora terroris* Ehrenberg
47. *Amphora ventricosa* Gregory
48. *Amphora wisei* (Sal.) Simonsen
49. *Anaulus minutus* Grunow
50. *Anorthoneis eurystoma* Cleve
51. *Anorthoneis excentrica* (Donk.) Grunow
52. *Anorthoneis hummii* Hustedt
53. *Astartiella punctifera* (Hust.) Witkowski, Lange-Bertalot & Metzeltin
54. *Aulacodiscus insignis* Hustedt
55. *Aulacodiscus sturzii* Kitton
56. *Auliscus caelatus* Bailey
57. *Auliscus punctatus* Bailey
58. *Auliscus sculpus* (Wm. Sm.) Ralfs
59. *Auricula* cf. *intermedia* Cleve
60. *Bacillaria paradoxa* Gmelin
61. *Bacillaria socialis* (Greg.) Ralfs
62. *Bidulphia alternans* Bailey
63. *Bidulphia reticulata* Roper
64. *Biremis ambigua* (Cl.) D. G. Mann
65. *Biremis circumtexta* (Meister ex Hustedt) Lange-Bertalot & Witkowski
66. *Biremis lucens* (Hust.) Sabbe, Witkowski & Vyverman
67. *Biremis ridicula* (Gif.) D. G. Mann
68. *Caloneis* cf. *consimilis* A. Schmidt
69. *Caloneis formosa* (Greg.) Cleve
70. *Caloneis liber* (Wm. Sm.) Cleve
71. *Caloneis linearis* (Grun.) Boyer
72. *Campylodiscus intermedius* Grunow
73. *Campylodiscus ralfsii* W. Smith
74. *Campylodiscus simulans* Gregory
75. *Campylodiscus thuretii* Brébisson
76. *Catenula adherens* Mereschkowsky
77. *Catenula pelagica* Mereschkowsky
78. *Cerataulus californicus* A. Schmidt
79. *Chamaepinnularia calida* (Hen.) Lange-Bertalot
80. *Chamaepinnularia clamans* (Hust.) Witkowski, Lange-Bertalot & Metzeltin
81. *Cocconeioopsis fraudulenta* (A. S.) Witkowski
82. *Cocconeioopsis orthoneoides* (Hust.) Witkowski, Lange-Bert. & Metzeltin
83. *Cocconeioopsis patrickae* (Hust.) Witkowski, Lange-Bert. & Metzeltin
84. *Cocconeis* cf. *britannica* Nägeli
85. *Cocconeis* cf. *distans* Gregory
86. *Cocconeis* cf. *moronensis* A. Schmidt

87. *Cocconeis dirupta* var. *dirupta* Gregory
88. *Cocconeis dirupta* var. *flexella* (J. & R.) Grunow
89. *Cocconeis discrepans* A. Schmidt
90. *Cocconeis discoloides* Hustedt
91. *Cocconeis disculus* (Shum.) Cleve
92. *Cocconeis peltoides* Hustedt
93. *Cocconeis placentula* Ehrenberg
94. *Cocconeis pseudomarginata* Gregory
95. *Cocconeis scutellum* Ehrenberg
96. *Cocconeis scutellum* var. *parva* Grunow ex Cleve
97. *Coscinodiscus radiatus* Ehrenberg
98. *Cyclotella litoralis* Lange & Syvertsen
99. *Cyclotella striata* (Kütz.) Grunow
100. *Cymatoneis circumvallata* Cleve
101. *Delphineis surirella* (Ehr.) Andrews
102. *Delphineis surirella* var. *australis* (Pet.) Andrews
103. *Denticula subtilis* Grunow
104. *Dimeregramma maculatum* Cleve
105. *Dimeregramma minor* (Greg.) Ralfs
106. *Dimeregramma minor* var. *genuina* A. Cleve
107. *Dimeregramma minor* var. *minor* (Greg.) Ralfs
108. *Diploneis caffra* (Gif.) Witkowski, Lange-Bertalot & Metzeltin
109. *Diploneis chersonensis* (Grun.) Cleve
110. *Diploneis crabro* Ehrenberg
111. *Diploneis didyma* (Ehr.) Cleve
112. *Diploneis gruendleri* (A. S.) Cleve
113. *Diploneis incurvata* (Greg.) Cleve
114. *Diploneis notabilis* (Grev.) Cleve
115. *Diploneis obliqua* (Brun) Hustedt
116. *Diploneis papula* var. *constricta* Hustedt
117. *Diploneis smithii* (Bréb) Cleve
118. *Diploneis smithii* var. *recta* (Bréb.) Cleve
119. *Diploneis suborbicularis* Gregory
120. *Diploneis vacillans* (A. S.) Cleve
121. *Donkinia carinata* (Donk.) Ralfs
122. *Ehrenbergia granulosa* Grunow
123. *Entomoneis alata* (Ehr.) Ehrenberg
124. *Entomoneis alata* fo. *minor* Ehrenberg
125. *Entomoneis punctulata* (Grun.) Osada & Kobayasi
126. *Eucampia zodiacus* Ehrenberg
127. *Eunotogramma frauenfeldii* Grunow
128. *Eunotogramma laeve* Grunow
129. *Eupodiscus radiatus* Bailey
130. *Fallacia amphipleuroides* (Hust.) D. G. Mann
131. *Fallacia clypeiformis* (Kön.) D. G. Mann

132. *Fallacia dithmarsica* (Kön.) D. G. Mann
133. *Fallacia forcipata* (Grev.) Stickle & D. G. Mann
134. *Fallacia hummii* (Hust.) D. G. Mann
135. *Fallacia litoricola* (Hust.) D. G. Mann
136. *Fallacia nummularia* (Grev.) D. G. Mann
137. *Fallacia nyella* (Hustedt ex Simonsen) D. G. Mann
138. *Fallacia praetexta* (Ehr.) D. G. Mann
139. *Fallacia vittata* (Cl.) D. G. Mann
140. *Frustulia* cf. *interposita* (Lew.) De Toni
141. *Gephyria media* Arnott
142. *Gomphonemopsis obscurum* (Kras.) Lange-Bertalot
143. *Grammaphora marina* (Lyng.) Kützing
144. *Gyrosigma balticum* (Ehr.) Cleve
145. *Gyrosigma fascicola* var. *arcuata* (Donkin) Cleve
146. *Gyrosigma peisonis* (Grun.) Hustedt
147. *Gyrosigma scalproides* var. *eximium* (Thw.) Cleve
148. *Gyrosigma simile* (Grun.) Boyer
149. *Gyrosigma wansbeckii* (Donk.) Cleve
150. *Hantzschia amphioxys* (Ehr.) Grunow
151. *Hantzschia virgata* (Rop.) Grunow
152. *Hyalosynedra laevigata* (Grun.) Williams & Round
153. *Licmophora gracilis* (Ehr.) Grunow
154. *Licmophora remulus* Grunow
155. *Lyrella abruptoides* (Hust.) D. G. Mann
156. *Lyrella aproximatoides* (Hust.) D. G. Mann
157. *Lyrella atlantica* (A. S.) D.G. Mann
158. *Lyrella barbara* (Hied.) D. G. Mann
159. *Lyrella* cf. *spectabilis* (Greg.) D. G. Mann
160. *Lyrella exsul* (A. S.) D. G. Mann
161. *Lyrella impercepta* (Hust.) Moreno
162. *Lyrella irrorata* (Grev.) D. G. Mann
163. *Lyrella lyra* (Ehr.) Karayeva
164. *Mastogloia angulata* Lewis
165. *Mastogloia baldjikiana* Grunow
166. *Mastogloia beaufortiana* Hustedt
167. *Mastogloia* cf. *braunii* Grunow
168. *Mastogloia* cf. *pisciculus* Cleve
169. *Mastogloia* cf. *tenuis* Hustedt
170. *Mastogloia citrus* Cleve
171. *Mastogloia descipiens* Hustedt
172. *Mastogloia exigua* Lewis
173. *Mastogloia fallax* Cleve
174. *Mastogloia gieskesii* Cholnoky
175. *Mastogloia macdonaldii* Greville
176. *Mastogloia obliqua* Hagelstein

177. *Mastogloia pisciculus* Cleve
178. *Mastogloia pseudoexigua* Cholnoky
179. *Mastogloia smithii* Thwaites
180. *Mastogloia smithii* var. *lacustris* Grunow
181. *Meridion circulare* Agardh
182. *Navicula agnita* Hustedt
183. *Navicula ammophila* Grunow
184. *Navicula cancellata* Donkin
185. *Navicula caribaea* Cleve
186. *Navicula* cf. *contenta* Grunow
187. *Navicula cruciculoides* Brackman
188. *Navicula directa* (W. S.) Ralfs
189. *Navicula diversistriata* Hustedt
190. *Navicula eidrigiana* J. Carter
191. *Navicula flagellifera* Hustedt
192. *Navicula gelida* Grunow
193. *Navicula hagelsteinii* Hustedt
194. *Navicula lineola* var. *perlepida* Grunow
195. *Navicula longa* (Greg.) Ralfs
196. *Navicula longa* var. *irregularis* Hustedt
197. *Navicula meniscoides* Hustedt
198. *Navicula parva* (Menegh.) Cleve
199. *Navicula pavillardii* Hustedt
200. *Navicula pennata* Schmidt
201. *Navicula platyventris* Meister
202. *Navicula rostellata* var. *minor* Kützing
203. *Navicula salinarum* Grunow
204. *Navicula salinicola* Hustedt
205. *Navicula subinflatooides* Hustedt
206. *Navicula vidovichii* Grunow
207. *Navicula vimineoides* Giffen
208. *Navicula yarrensii* Grunow
209. *Navicula zanardiniana* Grunow
210. *Navicula zostereti* Grunow
211. *Neodelphineis pelagica* Takano
212. *Nitzschia panduriformis* var. *abrupta* Perty
213. *Nitzschia plana* Wm. Smith
214. *Nitzschia* aff. *hybrida* Grunow
215. *Nitzschia amphibia* Grunow
216. *Nitzschia angularis* Wm. Smith
217. *Nitzschia closterium* (Ehr.) Wm. Smith
218. *Nitzschia denticula* Grunow
219. *Nitzschia dissipata* (Kütz.) Grunow
220. *Nitzschia distans* Gregory
221. *Nitzschia frustulum* (Kütz.) Grunow

222. *Nitzschia frustulum* var. *perminuta* Grunow
223. *Nitzschia gracilis* Hantzsch
224. *Nitzschia granulata* var. *hyalina* Amosse
225. *Nitzschia grossestriata* Hustedt
226. *Nitzschia insignis* Grunow
227. *Nitzschia insignis* var. *adriatica* Grunow
228. *Nitzschia lanceolata* Grunow
229. *Nitzschia longissima* fo. *costata* Hustedt
230. *Nitzschia longissima* var. *longissima* (Bréb.) Grunow
231. *Nitzschia lorenziana* Grunow
232. *Nitzschia lorenziana* var. *subtilis* Grunow
233. *Nitzschia marginulata* var. *didyma* Grunow
234. *Nitzschia obtusa* var. *scalpelliformis* Grunow
235. *Nitzschia punctata* var. *coarctata* (Grun.) Hustedt
236. *Nitzschia sigma* (Kütz.) Wm. Smith
237. *Nitzschia spathulata* Brébisson
238. *Nitzschia vitrea* Norman
239. *Nitzschia vitrea* var. *salinarum* Grunow
240. *Odontella aurita* (Lyng.) Agardh
241. *Odontinium marinum* Grunow
242. *Oestrupia musca* (Greg.) Hustedt
243. *Oestrupia powellii* (Lew.) A. Schmidt
244. *Opephora krumbeyi* (Wit-ak) Witak & Stachura
245. *Opephora mutabilis* (Grun.) Sabbe & Vyverman
246. *Opephora olsenii* Möller
247. *Opephora pacifica* (Grun.) Petit
248. *Paralia sulcata* (Ehr.) Cleve
249. *Paralia sulcata* fo. *coronata* Grunow
250. *Paralia sulcata* fo. *radiata* Grunow
251. *Paralia sulcata* var. *crenulata* Grunow
252. *Paralia sulcata* var. *radiata* Grunow
253. *Petrodictyon gemma* (Ehr.) D. G. Mann
254. *Petroneis brasiliensis* Grunow
255. *Petroneis granulata* (Bail.) D. G. Mann
256. *Petroneis marina* (Ral.) D. G. Mann
257. *Pinnularia rectangularata* (Greg.) Rabenhorst
258. *Plagiogramma interruptum* (Greg.) Ralfs
259. *Plagiogramma pulchellum* var. *pygmaeum* (Grev.) Peragallo
260. *Plagiogramma pygmaeum* Greville
261. *Plagiogramma rhombicum* Hustedt
262. *Plagiogramma wallichianum* Greville
263. *Plagiotropis vitrea* var. *genuina* A. Cleve
264. *Planothidium* cf. *delicatulum* (Kütz.) Round & Bukhtyarova
265. *Planothidium* cf. *hauckianum* (Grun.) Round & Bukhtyarova
266. *Planothidium ellipticum* (Cl.) Round & Bukhtyarova

267. *Planothidium heidenii* Schülz
268. *Planothidium lanceolatum* (Bréb.) Round & Bukhtiyarova
269. *Pleurosigma normanii* Ralfs
270. *Pleurosigma rigidum* Wm. Smith
271. *Pleurosigma salinarum* Grunow
272. *Podosira stelliger* (Bail.) D.G. Mann
273. *Proschkinia complanata* (Grun.) D. G. Mann
274. *Psammodiscus nitidus* (Greg.) Round & D. G. Mann
275. *Psammodyction constricta* (Greg.) Grunow
276. *Psammodyction panduriformis* (Greg.) D.G. Mann
277. *Psammodyction panduriformis* var. *continua* Grunow
278. *Rhaphoneis castracanii* Grunow
279. *Rhaphoneis grossepunctata* Hustedt
280. *Rhaphoneis liburnica* Grunow
281. *Rhopalodia* cf. *musculus* Kützing
282. *Rhopalodia gibberula* var. *baltica* O. Müller
283. *Rhopalodia musculus* Kützing
284. *Rhopalodia musculus* var. *constricta* Wm. Smith
285. *Rhopalodia musculus* var. *producta* Grunow
286. *Stauroneis dubitabilis* Hustedt
287. *Stauroneis salina* Wm. Smith
288. *Surirella armoricana* Peragallo
289. *Surirella fastuosa* (Ehr.) Kützing
290. *Surirella fastuosa* var. *suborbicularis* Grunow
291. *Surirella praeclara* A. Schmdit
292. *Synedra affinis* Kützing
293. *Synedra gaillonii* (Bory) Ehrenberg
294. *Tabularia tabulata* (Ag.) Kützing
295. *Terpsinoë americana* (Bail.) Ralfs
296. *Thalassionema nitzschioides* Grunow
297. *Thalassiosira* cf. *decipiens* (Grun.) Jørgensen
298. *Thalassiosira eccentrica* (Ehr.) Cleve
299. *Trachyneis aspera* Ehrenberg
300. *Trachyneis aspera* var. *elliptica* Hendey
301. *Trachyneis velata* (A. S.) Cleve
302. *Trachysphenia acuminata* Peragallo
303. *Triceratium favus* Ehrenberg
304. *Tropidoneis lepidoptera* var. *proboscidea* Cleve
305. *Tropidoneis vitrea* (Wm. S.) Cleve
306. *Tryblionella acuminata* (Wm. S.) Grunow
307. *Tryblionella compressa* (Bail.) Poulin
308. *Tryblionella littoralis* var. *genuina* Grunow

APÉNDICE 2 / LÁMINAS

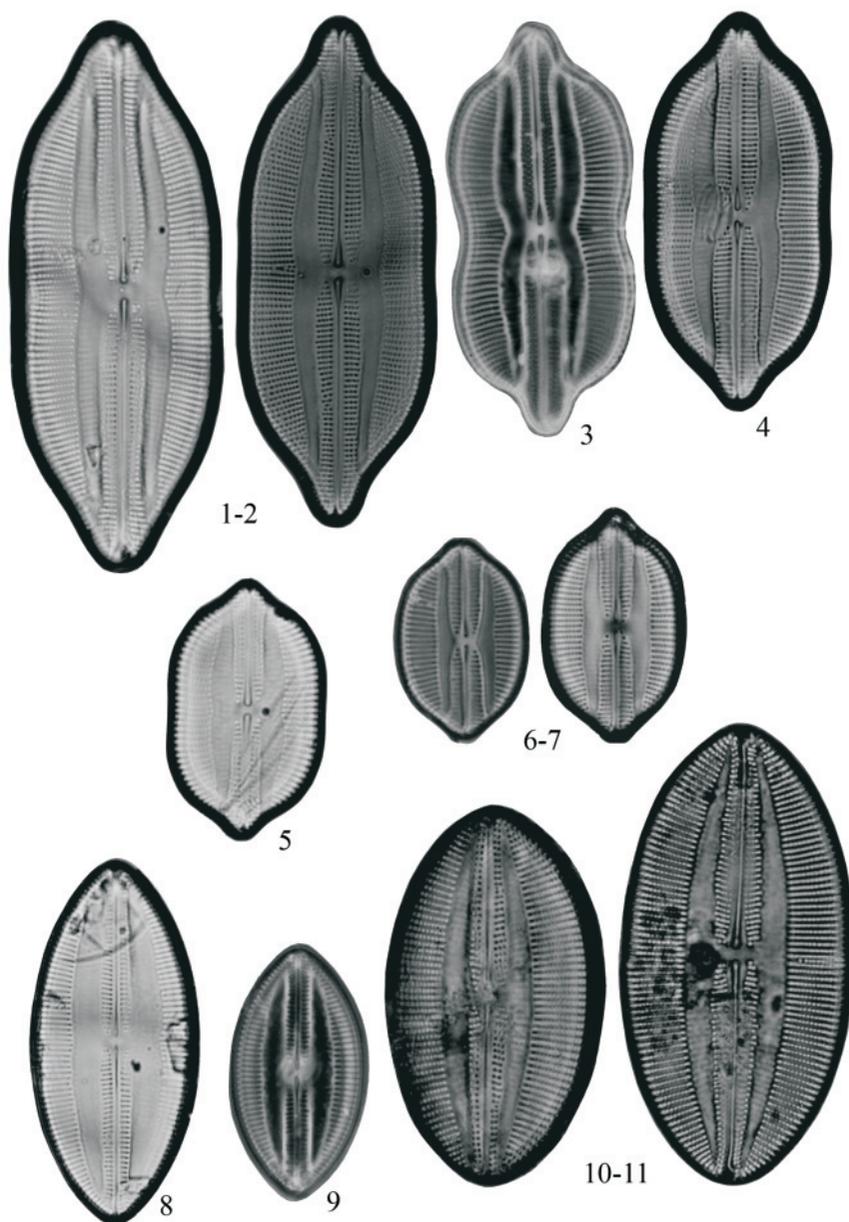


Lámina I.- 1, 2. *Lyrella atlantica*, 3. *Lyrella exsula*, 4. *Lyrella clavata* var. *subconstricta*, 5. *Lyrella clavata*, 6, 7. *Lyrella barbara*, 8. *Lyrella* cf. *spectabilis*, 9. *Lyrella abruptoides*, 10, 11. *Lyrella hennedyi*.

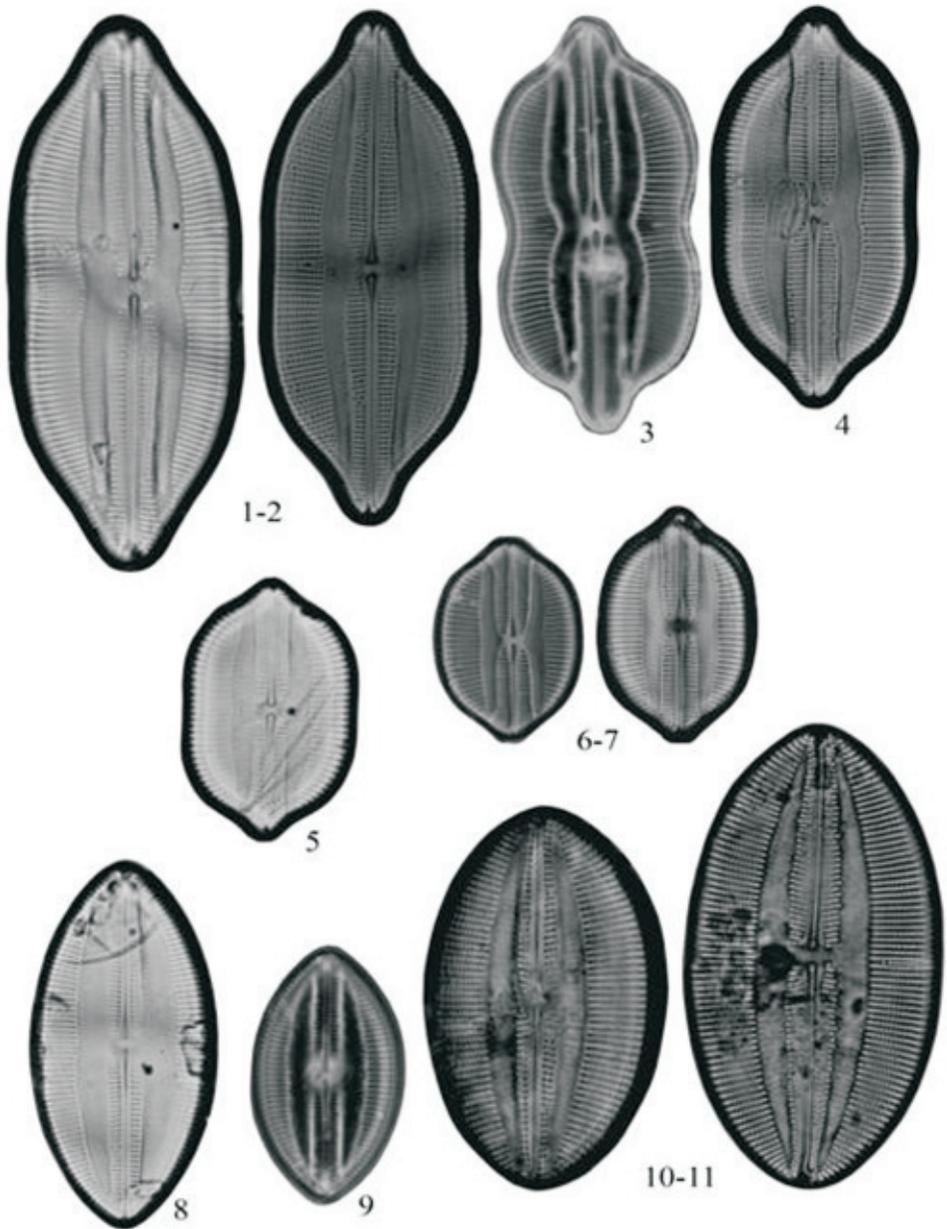


Lámina II.- 1-2. *Mastogloia angulata*, 3-4. *Mastogloia smithii* var. *lacustris*, 5-6. *Mastogloia beaufortiana*, 7-8. *Mastogloia* cf. *braunii*, 9-10. *Mastogloia* cf. *pisciculus*, 11-12. *Mastogloia* cf. *smithii*, 13-14. *Mastogloia decipiens*, 15-16. *Mastogloia fallax*, 17-18. *Mastogloia binotata*.

APÉNDICE 3

Láminas de cianofitas y protrombolitos (figuras 2 a 7).



Figura 2.- Tapetes de cianofíceas (conglomerados) que atrapan sedimento y formarán protrombolitos (El Centenario).

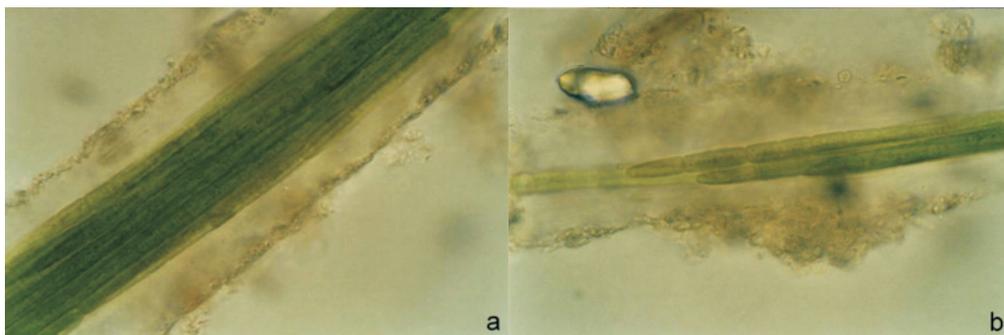


Figura 3.- *Microcoleus chthonoplastes*, principal cianofíceas formadora de protrombolitos. a) Filamento multiseriado dentro de una funda mucilaginosa (400X); b) *M. chthonoplastes* los ápices agudos ayudaron a confirmar la especie (1000X).



Figura 4.- Afloramiento protrombolítico en el campus CICIMar-IPN (El Conchalito) y ejemplar de *Avicennia germinans* anclado en el protrombolito.



Figura 5.- Placas trombolíticas casi petrificadas, detrás del manglar, Estero Zacatecas.



Figura 6.- Trombolitos en una playa de El Mogote, mostrando rizolitos, de mangle.



Figura 7.- Juvenil de *Avicennia germinans* anclado en protrombolito de El Mogote



Manglar en El Mogote, Laguna de La Paz. Foto Aldo Vargas

FLORA FICOLÓGICA ASOCIADA A MANGLARES DE LA PENÍNSULA DE BAJA CALIFORNIA

Rafael Riosmena-Rodríguez¹, Litzia Paul-Chávez¹, Alejandra Mazariegos-Villareal²,
Elisa Serviere-Zaragoza², Isaí Pacheco-Ruíz³, Gustavo Hernández-Carmona⁴
y Gustavo Hinojosa-Arango⁵

- ¹ Programa de Investigación en Botánica Marina, Universidad Autónoma de Baja California Sur, carretera al sur, Km. 5.5, A. P. 16-B, C. P. 23081, La Paz, B.C.S., México. riosmena@uabcs.mx
- ² Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste (CIBNOR), Mar Bermejo No. 195, Col. Playa Palo de Santa Rita. Apdo. Postal 128, La Paz, BCS, 23090, México.
- ³ Instituto de Investigaciones Oceanológicas, Universidad Autónoma de Baja California, Km 115 carretera Ensenada-Tijuana, A. P. 543, C. P. 22800, Ensenada, B.C., México.
- ⁴ Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, A. P. 592, La Paz, B.C.S., México.
- ⁵ The School for Field Studies Center for Coastal Studies Puerto San Carlos, B.C.S., México. Puerto San Carlos, B.C.S. A.P. 15, C.P. 23740, México.

RESUMEN

Las algas asociadas a manglar son importantes productores primarios, zonas de refugio y alimentación para especies de invertebrados y peces. En la península de Baja California no se conoce el número y distribución de las especies asociadas a los manglares. El objetivo de este trabajo es compilar la información existente sobre la diversidad de especies de algas en los sistemas de manglar de la península de Baja California (la costa occidental y del golfo de California). Se registraron 208 especies de algas asociadas a los sistemas de manglar de la península; de éstas, 8 fueron cianofitas (3.8%), 49 clorofitas (23.6%), 31 feofitas (15%) y 120 rodofitas (57.6%). El 75% (157 especies) de algas son registros inéditos para los sistemas de manglar. Del resto, el 12.6% (26 especies) son registros previos y 12.4% (25 especies) son algas con registros bibliográficos pero no recolectadas en este trabajo. La zona con mayor diversidad de especies fue Bahía Concepción, la de menor fue Bahía de los Ángeles. El presente estudio muestra que los manglares de la península presentan una mayor riqueza de especies que los sistemas estudiados en otras latitudes y sugieren que la riqueza de especies esta asociada con las características fisiográficas de las localidades.

Palabras clave: macroalgas, manglar, florística, biogeografía, península de Baja California.

SEAWEED ASSOCIATED TO MANGROVE OF THE BAJA CALIFORNIA PENINSULA

ABSTRACT

Seaweed associated to mangrove is important as primary producers, refuge, and feeding areas for invertebrate and fish species. In the peninsula of Baja California the total number and distribution of the associated species in these ecosystems was unknown. The objective of this research was to compile the existing information on seaweed species diversity in the mangrove systems of the Peninsula (western and Gulf of California coasts). Altogether, two hundred and fourteen seaweed species associated to mangroves from the Baja California peninsula were determined among bibliographical registries and authors' samples. From the total number, 8 were blue green algae (3.8%), 51 green algae (23.6%), 31 brown algae (15%), and 124 red algae (57.6%). We found that 75% (157 species) were the first records for mangrove habitats. From those, 12.6% (26 species) were previous records, and 12.4% (25 species) were bibliographic records not collected again. The area with the highest species richness was Bahía Concepción, and Bahía de los Ángeles was the area with the lowest species richness. This study shows that Baja California seaweed associated to mangroves is one of the most known and suggests that species richness is associated with the physiographic features of the regions.

Key words: Baja California Peninsula, mangrove, floristics, biogeography, seaweeds.

INTRODUCCIÓN

Los manglares se desarrollan en una gran variedad de ambientes con características fisiográficas muy diversas. Entre las principales zonas encontramos esteros, lagunas costeras, franjas costeras e islas. Debido a las características fisiográficas y oceanográficas de cada uno de estos ambientes los manglares pueden desarrollarse en zonas con variedad de sedimentos que van desde áreas fangosas hasta zonas rocosas. Dentro de estos ambientes se presenta una gran variedad de especies y procesos relevantes para la costa, uno de esos componentes relevantes son las macroalgas, las que en zonas de manglar son un componente importante debido a su producción primaria que va desde $7.42 \times 10^4 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{año}^{-1}$ (peso seco) (Laursen y King 2000), hasta niveles parecidos a los producidos por la defoliación anual del mangle ($9.31 \times 10^4 \text{ kg m}^{-2} \text{ año}^{-1}$) (Rodríguez y Stoner 1990). Esta productividad representa entre 26 y 60% de la productividad del sistema en su conjunto (Salamanca 1999, Melville y Connolly 2003).

Otra de las funciones ecológicas de las macroalgas en zonas de manglar es la de refugio y alimentación para invertebrados y peces (en la mayoría de los casos de importancia comercial) (Wada y Wowor 1989, Melville y Connolly 2003), así como

por su importante papel en la formación y depositación de sedimentos y/o precipitación de carbonatos debido a la presencia de bancos de algas calcáreas asociados a estos sistemas (Golubic 1973, Hoffmann 1999). Sin embargo, son pocos los esfuerzos que se han hecho para caracterizar tanto la riqueza como la abundancia de macroalgas dentro de las zonas de manglar. Los principales estudios han mostrado que el número de especies de macroalgas es variable, por ejemplo 127 en Mascareñas (Mauricio) (Jagtap 1993), 49 en el sur de Australia (Warwick *et al.* 1982), 33 en Kenya (Coppejands y Gallin 1989), 27 en Santa Fe Venezuela (Barrios *et al.* 2003), o 25 en Papua Nueva (King 1990). Estas variaciones en la riqueza de algas, se podrían atribuir al tipo de sustrato. Una mayor riqueza (127 especies) se registra en ambientes de manglar que contienen sustratos rocosos, en comparación con los que sólo contienen sustratos arenosos (12 especies) (Kuenen y Debrot 1995). Inclusive se ha mencionado que existe una especificidad entre la especie de mangle y el epifito. Por ejemplo, la presencia de algunas especies de *Bostrychia* sólo se ha encontrando en mangles de la especie *Bruguiera gymnorhiza* Lamark en algunos sitios (Skelton y South 2002).

Existe una variada gama de sustratos dentro de las zonas de manglar donde se pueden fijar las macroalgas, como raíces de diferente tipo (de acuerdo con la especie de mangle), organismos como los ostiones (fijos en las raíces), rocas de diferente tamaño y composición, arena, lodo, pastos marinos y otras macroalgas como mantos de rodolitos. Se reportan importantes variaciones en la diversidad algal de una localidad a otra. Por ejemplo, se registran sólo especies de *Catenella* Greville en los neumatóforos de zonas próximas a la costa, lo cual se correlaciona directamente con la densidad de los neumatóforos y la radiación fotosintéticamente activa (Laursen y King 2000). Por otro lado, se mencionan variaciones en la distribución de las especies en función del grado de exposición a la desecación de las raíces. En cuanto a la exposición al oleaje, en las partes más expuestas se presenta *Rhizoclonium* Kützing, en la media *Bostrychia* Montagne in Ramon de la Sagra y en la baja *Caloglossa* J. Agardh (Melville y Pulkownik 2007, Phillips *et al.* 1996). Las algas consideradas “epifitos estrictos de los mangles” son referidas como el grupo “Bostrychietum”, conformado por los géneros de algas rojas *Bostrychia* Montagne in Ramón de la Sagra, *Caloglossa* Agardh y *Catenella* Greville (King y Puttock 1989, 1994, King *et al.* 1988, 1991, Kamiya *et al.* 1997). Las especies del grupo además de ser importantes al sistema como productores primarios, acumulan nitrógeno (N), potasio (K) y magnesio (Mg), junto con las cianofitas contribuyen al almacenamiento y disponibilidad de N para otros grupos tróficos (Liu *et al.* 2002).

En el Pacífico mexicano, el conocimiento de la flora asociada a sistemas de manglar se limita a listados de algas asociadas a sus raíces (West *et al.* 1992, 1994), dentro de las que se registra a los géneros *Bostrychia*, *Caloglossa* y *Catenella* (Pedroche *et al.* 1995), de las macrofitas asociadas a los mangles (Paul-Chávez y Riosmena-Rodríguez 2006) y la zonación de algunas cianofitas en neumatóforos de *Avicennia germinans* L.

(Toledo *et al.* 1995). Sin embargo, los estudios anteriores se han centrado en sólo algunas zonas de manglares de Baja California Sur. Recientemente se han realizado trabajos sobre los ecosistemas más importantes del estado, en donde se aborda el sistema formado por los mangles, pero estos autores no incluyeron a las macroalgas asociadas (Whitmore *et al.* 2005). Por ello, el presente trabajo tiene como objetivo compilar la mayor cantidad de información sobre la diversidad de especies de algas asociadas a sistemas de manglar de la península de Baja California (costa occidental y del golfo de California), tomando en cuenta los diferentes sustratos a los cuales se adhieren las macroalgas.

OBTENCIÓN DE REGISTROS

Recolectas

Este trabajo integra las especies recolectadas por los autores en distintos sitios con manglares de la península de Baja California durante el periodo comprendido de 1990 a 2007. A continuación se describe el trabajo de campo realizado en cada sitio.

Bahía de La Paz (BLP). Se realizaron recolectas no sistemáticas de 1990 al 2000 en distintos manglares de la bahía (Erizoso, San Gabriel, Enfermería, Balandra, Zacatecas, El Mogote, Conchalito, Hotel Palmira y Pichilingue). En cada uno, se recolectaron, manualmente con ayuda de una espátula, de 5-10 talos de cada una de las especies de algas que se encontraban presentes en los diferentes sustratos inertes (roca y arena), sobre las raíces zancudas del mangle rojo *Rhizophora mangle* L., sobre los neumatóforos de *A. germinans* y en mantos de rodolitos hasta 6 m. En los diferentes tipos de raíz que tiene cada especie de manglar (aérea o basal) se raspó su superficie para obtener y registrar las especies epifitas estrictas.

Adicionalmente, cada dos meses, de mayo de 2005 a marzo de 2006, se realizaron recolectas intensivas en ambientes particulares dentro del estero Zacatecas: en neumatóforos de *A. germinans*, en raíces de *R. mangle* y en el fondo del canal. Para los neumatóforos, a lo largo de la franja de *A. germinans* se colocó una línea de 30 m y se recolectó al azar un neumatóforo cada 2 m (N=15). De *R. mangle* se recolectaron tres raíces en la parte central del canal, en particular las que mostraban crecimiento abundante de algas. Las algas que crecen en el fondo del canal se recolectaron en tres puntos ubicados en las partes inicial, media y final del canal. En cada punto se recolectaron las algas que se encontraban creciendo a las orillas y en el fondo del canal.

Bahía Magdalena (BM). Las recolectas fueron realizadas en el estero Banderitas, durante julio de 2003 y mayo de 2004, en dos sitios localizados a cada lado del canal principal. El traslado a los sitios se realizó en panga; una vez en el lugar, y con ayuda de

equipo SCUBA, se colocó un transecto de 30 m al azar, pero tratando de mantener una profundidad no mayor a 5 m. En el lado derecho del transecto se colocó cada 6 m (5 puntos en total), un cuadrante de 1 m² o de 25x25 cm, dependiendo de la cantidad de algas que se observó. Se extrajeron todas las algas del interior del cuadrante y se depositaron en bolsas plásticas para su traslado al laboratorio.

Bahía Concepción (BC). Se realizaron dos visitas, en mayo de 1999 y en marzo del 2000. En cada visita se llevó a cabo un muestreo cualitativo, utilizando SCUBA, a una profundidad de 5 m mediante un barrido extensivo en el área, hasta cubrir aproximadamente 500 m lineales. Durante el muestreo se recolectaron varios ejemplares de cada especie de alga encontrada.

San Ignacio (SI). Las recolectas incluyeron material de la zona intermareal hasta el submareal (5 m), y se realizaron siguiendo la metodología de Riosmena-Rodríguez (1999).

Bahía de Los Ángeles (BAng.). En julio de 2007 se realizaron recolectas en las dos zonas de *R. mangle* localizadas en la bahía de los Ángeles; la primera en el Rincón y la segunda en la Isla Coronado. En ambas zonas se realizaron recolectas sobre varias raíces de *R. mangle*. El material se preservó *in situ* sobre cartulinas.

Con excepción de las recolectas realizadas en 2007, las muestras se fijaron en una solución de formaldehído y agua de mar al 4%. Una vez en el laboratorio se separó a los organismos por grandes grupos taxonómicos para su determinación específica. Para la determinación se utilizaron claves convencionales y las sinonimias presentadas por Riosmena-Rodríguez y Paul-Chávez (1997). Una vez identificado el material, se conservó en seco, por medio de prensado, o en fresco, con alcohol etílico al 70%. Todo el material se depositó en el herbario Ficológico de la Universidad Autónoma de Baja California Sur (FBCS).

Registros bibliográficos

La compilación de las especies de algas registradas en sistemas de manglar de la península de Baja California se complementó con los registros provenientes de los trabajos de Toledo *et al.* (1995) y Paul-Chávez y Riosmena-Rodríguez (2006) para la bahía de La Paz; y Núñez-López *et al.* (1998), Núñez-López y Casas-Valdez (1998) y Núñez-López y Casas-Valdez (2000) para San Ignacio. Para cada especie se obtuvo su distribución local y el ambiente en que se encontraron.

Con la información proveniente de nuestras recolectas y de los registros en la literatura se realizó la lista de especies, misma que se actualizó con la nomenclatura correcta (Silva *et al.* 1996). La flora de las distintas áreas fue comparada usando el índice de similitud de Bray Curtis, en el programa Pastprogram (Hammer *et al.* 2001).

RESULTADOS Y DISCUSION

Ficoflora asociada a manglares

Se registraron 208 especies de algas asociadas a los sistemas de manglar de la península de Baja California; de éstas, 8 fueron cianofitas (3.8%), 49 clorofitas (23.6%), 31 feofitas (15%) y 120 rodofitas (56%). El 75% (157 especies) de algas son registros inéditos para los sistemas de manglar. Del resto, el 12.6% (26 especies) son registros previos y 12.4% (25 especies) son algas con registros bibliográficos pero no recolectadas en este trabajo (Tabla I). El número total de especies que se registran es mucho mayor al que se ha reportado para otras regiones del mundo y la proporción de cada división se mantiene similar (Warwick *et al.* 1982, Coppejans y Gallin 1989, King 1990, Jagtap 1993, Pedroche *et al.* 1995). Las diferencias en el elenco determinado están vinculadas con la forma de muestreo que asumimos, donde el límite inferior fueron los 5 m de profundidad como marca la convención RAMSAR, y en donde encontramos el manto de rodolitos de Bahía Concepción y Bahía Magdalena como el sustrato adicional que por sí mismo tiene una gran riqueza de especies asociadas (King 1990, Steller *et al.* 2003, Riosmena-Rodríguez datos no publicados).

Las regiones con mayor diversidad de especies fueron Bahía Magdalena, San Ignacio y Bahía Concepción, la riqueza de especies de estas localidades fue mayor a otras de el Pacífico Sur (Fig. 1) (Pedroche *et al.* 1995) y del Caribe (Collado-Vides y González-González 1993, Collado-Vides *et al.* 1994), lo cual puede estar relacionado con la presencia de pastizales (sistemas que no están en BLP y BAg.) y mantos de rodolitos, los cuales tienen una flora asociada a ellos de manera particular (Sánchez-Lizaso y Riosmena-Rodríguez 1997, Steller *et al.* 2003). En Bahías de los Ángeles se encontró el menor número de especies. Tal riqueza menor en Bahía de Los Ángeles, quizá se relaciona con la ausencia de pastos y el hecho de ser el sistema de manglar que se encuentra en el límite de su distribución norteña (Pacheco *et al.* 2006) (Fig. 1). El análisis de similitud agrupó a tres regiones de manglar con relativamente mayor afinidad: Bahía Concepción, San Ignacio y Bahía Magdalena; mientras que la región más disímil de todas fue Bahía de los Ángeles (Fig. 2). Lo anterior se reafirma al observar que solamente una especie (*Cladophora microcladioides* F.S. Collins) se encuentra en todas las localidades mientras que la mayoría de las especies (150) son específicas de determinadas localidades (Tabla I). El mayor porcentaje (30%; n=66) de las algas se localizaron sobre sustrato rocoso (Fig. 3), los hospederos de especies epifitas, se encuentran en diversos sustratos como los son roca, arena, y raíces.

Tabla 1.- Lista de especies de algas asociadas a los sistemas de manglar en la península de Baja California (BLP= Bahía de la Paz; BM= Bahía Magdalena; y Bahía Concepción BC; SI= San Ignacio; BA= Bahía de los Ángeles) y ambientes donde se localizaron: 1. Rocoso; 2. Arenoso; 3. Fangoso en Canales; 4. Raíces de mangle; 5. Neumatóforos y 6. Rodolitos hasta 6 m de profundidad. Fuente de origen: a. Recolectada, b. Bibliográfica y ab. Ambas.

	Especies	BLP	BM	BC	SI	BLA
	Cianophyta (8)					
1	<i>Anabaena</i> sp. ^b	4				
2	<i>Anacystis</i> sp. ^a					4
3	<i>Aphanothece</i> sp. ^b	4				
4	<i>Calothrix</i> sp. ^a			4		4
5	<i>Lyngbya</i> sp. ^{a,b}	4		4		
6	<i>Microcoleus</i> sp. ^b	4				
7	<i>Oscillatoria</i> sp. ^{a,b}	4		4		4
8	<i>Rivularia</i> sp. ^a					4
	Clorophyta (49)					
9	<i>Acetabularia calyculus</i> Lamouroux ^{a,b}	3		1,2	2	
10	<i>Acetabularia</i> sp. ^a		1			
11	<i>Bryopsis corticulans</i> Setchell ^a		1			
12	<i>Bryopsis hypnoides</i> Lamouroux ^a	3		2,6		
13	<i>Bryopsis pennata</i> Lamouroux ^a	3,4				
14	<i>Bryopsis pennatula</i> J. Agardh ^a		1	2,6		
15	<i>Boodleia composita</i> (Harvey) Brand ^a			1,6		
16	<i>Boodleopsis</i> sp. ^a	3,4,5				
17	<i>Caulerpa racemosa</i> (Försskal) J. Agardh ^{a,b}	2		2,6		
18	<i>Caulerpa sertularioides</i> (Gmelin) Howe ^{a,b}	3,4	1	2,6		
19	<i>Caulerpa vanbossea</i> Setchell y Gardner ^a		1	2,6		
20	<i>Chaetomorpha californica</i> Collins ^b					1
21	<i>Chaetomorpha linum</i> (Müller) Kützing ^a	3		1,6	1	
22	<i>Chaetomorpha</i> sp. ^a	3	1			
23	<i>Cladophora albida</i> (Nees) Kützing ^{a,b}	3			1	
24	<i>Cladophora columbiana</i> Collins ^a		1			
25	<i>Cladophora graminea</i> Collins ^b					1
26	<i>Cladophora microcladioides</i> Collins ^a	3	1	1,6	1	1
27	<i>Cladophora prolifera</i> Kützing ^a			1,6		
28	<i>Cladophora stimpsonii</i> Harvey ^{a,b}	3		1		
29	<i>Cladophora sericia</i> (Hudson) Kützing ^b					1
30	<i>Cladophora</i> sp. ^a	3,5				

Tabla 1.- Continuación.

Especies	BLP	BM	BC	SI	BLA
31 <i>Cladophoropsis membranacea</i> (Hofman Bang ex C. Agardh) Børgesen ^a	3				
32 <i>Cladophoropsis robusta</i> Setchell y Gardner ^a	3		1,6		
33 <i>Cladophoropsis</i> sp. ^a	3				
34 <i>Codium amplivesiculatum</i> Setchell y Gardner ^a ^b		1	6		
35 <i>Codium cuneatum</i> Setchell y Gardner ^a			2,6	1	
36 <i>Codium decortcatum</i> (Woodward) Howe ^a			2,6		
37 <i>Codium simulans</i> Setchell y Gardner ^a	3		1		
38 <i>Derbesia marina</i> (Lyngbye) Solier ^a		1	1,6		
40 <i>Ernodesmis verticillata</i> (Kützing) ^a Boergesen ^{ab}			1,6		
41 <i>Halimeda discoidea</i> Decaisne	2				
42 <i>Ulva acanthophora</i> (Kützing) Hayden, Blomster, Maggs, Silva, Stanhope y Waaland ^b			6		
43 <i>Ulva dactylifera</i> Setchell y Gardner ^b				1	
44 <i>Ulva californica</i> Wille				1	
45 <i>Ulva clathrata</i> (Roth) C. Agardh ^a	3,4			1	
46 <i>Ulva clathrata</i> var. <i>clathrata</i> (Roth) Greville ^a			1,6		
47 <i>Ulva compressa</i> Linnaeus ^a	3		1,6	1	
48 <i>Ulva flexuosa</i> Wulfen ^{a,b}	3,4		1,6	1	
49 <i>Ulva intestinalis</i> Linnaeus ^a	2		1,6	1	
50 <i>Ulva lactuca</i> Linnaeus ^a		3,4	1,3,4,6	2,3	
51 <i>Ulva linza</i> (Linnaeus) J. Agardh ^a			1,6		
52 <i>Ulva lobata</i> (Kützing) Setchell y Gardner ^a				2	
53 <i>Ulva muscoides</i> (Clemente y Rubio) Cremades ^a				1	
54 <i>Ulva prolifera</i> (Muller) J. Agardh ^a				1	
55 <i>Ulva ramulosa</i> (Smith) Carmichael ^a				1	
56 <i>Ulva rigida</i> C. Agardh ^b				1	
57 <i>Ulva</i> sp. ^a	3,4,5	1			4
58 <i>Rhizoclonium riparium</i> (Roth) Harvey ^a	3,4,5		2	1	4
Phaeophyta (31)					
60 <i>Chnoospora implexa</i> J. Agardh ^a			6		
61 <i>Chnoospora minima</i> (Hering) Papenfuss ^a			1,6		
62 <i>Colpomenia ramosa</i> Taylor ^a			1		
63 <i>Colpomenia tuberculata</i> Saunder ^a		1	1,6	1	
64 <i>Colpomenia sinuosa</i> (Mertens ex Rhot) derbès y Solier ^a		1	1,6	1	
65 <i>Dictyota cervicornis</i> Kützing ^a			1,6		
66 <i>Dictyota crenulata</i> J. Agardh ^a			1,2,6		

Tabla 1.- Continuación.

	Especies	BLP	BM	BC	SI	BLA
67	<i>Dictyota dichotoma</i> (Hudson) Lamouroux ^a			1,6		
68	<i>Dictyota divaricata</i> Lamouroux ^a			1,6		
69	<i>Dictyota flabellata</i> (Collins) Setchell y Gardner ^a	3	1	1,6	1	
70	<i>Ectocarpus acutus</i> Setchel y Gardner ^{a,b}	3				
71	<i>Ectocarpus parvus</i> (Saunders) Hollenberg ^b				1	
72	<i>Giffordia mitchelliae</i> (Harvey) Hamel ^a			1,6		
73	<i>Haploglonia andersonii</i> (Farlow) Lerving ^a			1,6		
74	<i>Hydroclathrus clathratus</i> (C. Agardh) Howe ^a			1,6		
75	<i>Padina caulescens</i> (Thivy) Taylor ^a		1	1,6		
76	<i>Padina concrescens</i> (Thivy) Taylor ^a			1,6		
77	<i>Padina mexicana</i> Dawson ^a			1,6		
78	<i>Ralfsia confusa</i> Holleberg ^a			1,6	1	
79	<i>Ralfsia pacifica</i> Hollenberg ^a			1,6		
80	<i>Rosenvingea intricata</i> (J. Agardh) Boergesen ^a			1,6	1	
81	<i>Spatoglossum</i> sp. ^a		1			
82	<i>Sargassum agardhianum</i> Setchell y Gardner ^a				1	
83	<i>Sargassum herporhizum</i> Setchell y Gardner ^a			6		
84	<i>Sargassum horridum</i> Setchell y Gardner ^a		1	1		
85	<i>Sargassum lapazeanum</i> Setchell y Gardner ^a		1	1,6		
86	<i>Sargassum sinicola</i> Setchell y Gardner ^a			1,6	1	
87	<i>Sphacelaria californica</i> (Sauvageau) Setchell y Gardner ^a				1	
88	<i>Sphacelaria rigida</i> Kützing ^a			1,6		
89	<i>Sphacelaria tribuloides</i> Meneghini ^a			1,6		
90	<i>Vaucheria</i> sp. ^a	3,4				
	Rodophyta (120)					
91	<i>Acrosorium venulosum</i> (Zanardini) Kylin ^b				2	
92	<i>Ahnfelthia plicata</i> (Hudson) Fries ^{a,b}	1				
93	<i>Anotrichium tenue</i> (C. Agardh) Nageli ^a			1,6		
94	<i>Antithamionella elegans</i> (Berthold) Price y John ^a			1,6		
95	<i>Amphiroa beauvoissi</i> Lamouroux ^a		1	1,6	1	
96	<i>Amphiroa misakiensis</i> Yendo ^a		1	1,6		
97	<i>Amphiroa rigida</i> Lamouroux ^a			1,6		
98	<i>Amphiroa valonioides</i> Yendo ^a			1,6		
99	<i>Amphiroa vanbosseae</i> Lemoine ^a			1,6		
100	<i>Asparagopsis taxiformis</i> (Delile) Trevisan ^a			1		
101	<i>Bostrychia radicans</i> Montagne ^{a,b}	3,4,5	4			
102	<i>Caloglossa apomeiotica</i> West et Zucarello ^{a,b}	4,6				

Tabla 1.- Continuación.

	Especies	BLP	BM	BC	SI	BLA
103	<i>Centroceras clavulatum</i> (C. Agardh in Kunth) Montagne in Durieu de Maisonneuve ^a			1,6	1	
104	<i>Ceramium caudatum</i> Setchell y Gardner ^a			1,6	1	
105	<i>Ceramium clarionense</i> Setchell y Gardner ^a	3				
106	<i>Ceramium equisetoides</i> Dawson ^a	3		1,6		
107	<i>Ceramium flaccidum</i> (Kützinger) Ardissonne ^a	3		1,2,6	1	
108	<i>Ceramium serpens</i> Setchell y Gardner ^a				1	
109	<i>Ceramium zacaë</i> Setchell y Gardner ^a	3		1,6		
110	<i>Ceramium</i> sp. ^a	4	1			
111	<i>Champia parvula</i> (C. Agardh) Hary ^a		1	1,6		
112	<i>Chondria californica</i> (Collins) Kylin ^a			1,2,6		
113	<i>Chondria nidifica</i> Hary ^a		1		1	
114	<i>Chondria dasyphylla</i> (Woodward) C. Agardh ^a	3	1		1	
115	<i>Chondria repens</i> Børgesen ^a	3				
116	<i>Chondracanthus canaliculatus</i> (Harvey) Guiry ^b				1	
117	<i>Chroodactylon ornatum</i> (C. Agardh) Basson ^a				1	
118	<i>Corallina vancouveriensis</i> Yendo ^a			1,6		
119	<i>Cryptonemia decolorata</i> Taylor ^a			1,6		
120	<i>Dasya sinicola</i> var. <i>sinicola</i> (Setchell y Gardner) Dawson ^a			1,6		
121	<i>Dasya sinicola</i> var. <i>californica</i> (Gardner) Dawson ^a			1,6		
122	<i>Dasya</i> sp. ^a		1			
123	<i>Delesseria decipiens</i> J. Agardh ^a		1			
124	<i>Digenea simplex</i> (Wulfen) C. Agardh ^a			1,6		
125	<i>Fauchea</i> sp. ^a		1			
126	<i>Fosliella paschalis</i> (Lemoine) Setchell y Gardner ^a			1,6		
127	<i>Galaxaura oblongata</i> (Elis y Solander) Lamouroux ^a			1,6		
128	<i>Galaxaura rugosa</i> (Elis y Solander) Lamouroux ^a			1,6		
129	<i>Gelidiopsis tenuis</i> Setchell y Gardner ^a			1,6		
130	<i>Gelidium johnstonii</i> Setchell y Gardner ^a			1,6		
131	<i>Gelidium pusillum</i> (Stackhouse) Le Jolis ^a			1,6	1	
132	<i>Gelidium sclerophyllum</i> Taylor ^a			1,6		
133	<i>Gracilaria crispata</i> Setchell y Gardner ^a			1,6		
134	<i>Gracilaria marcialana</i> Dawson ^b				1	
135	<i>Gracilaria pacifica</i> Abbott ^b				1	
136	<i>Gracilaria pachydermatica</i> Setchell y Gardner ^a			1,6		
137	<i>Gracilaria pinnata</i> Setchell y Gardner ^a			6		
138	<i>Gracilaria subsecundata</i> Setchell y Gardner ^a			1,6	1	

Tabla 1.- Continuación.

	Especies	BLP	BM	BC	SI	BLA
139	<i>Gracilaria textori</i> (Suringar) J. Agardh ^a		1		3	
140	<i>Gracilaria textori</i> var. <i>cunninghamii</i> (Farlow) Dawson ^b				1, 2	
141	<i>Gracilaria textorii</i> var. <i>textorii</i> (Suringar) ^a			1,6		
142	<i>Gracilaria turgida</i> Dawson ^a		1			
143	<i>Gracilaria veleroae</i> Dawson ^a		1	1,6		
144	<i>Gracilaria vermiculophylla</i> (Ohmi) Papenfuss ^a		1		3	1
145	<i>Gracilaria verrucosa</i> (Hudson) Papenfuss ^a			1,6		
146	<i>Gracilariopsis andersonii</i> (Grunow) Dawson ^a		1			
147	<i>Gracilariopsis lamnaeniformis</i> (Bory de Saint-Vincent) Dawson, Acleto y Foldvik	3,4			1, 2	1
148	<i>Gracilariopsis longissima</i> (Gmelin) Steentoft, Irvine y Famham ^{ab}	2		3		
149	<i>Grateloupia howei</i> Setchell y Gardner ^a			1,6		
150	<i>Grateloupia versicolor</i> (J. Agardh) J. Agardh ^{a,b}			1,6	1	
151	<i>Griffitsia pacifica</i> Kyling ^a		1	1,6		
152	<i>Halymenia</i> sp. ^a		1			
153	<i>Herposiphonia hollenbergii</i> Dawson ^a			1,6		
154	<i>Herposiphonia secunda</i> f. <i>tenella</i> (C. Agardh) Ambronn ^a			1,2,6	1	
155	<i>Herposiphonia tenella</i> (C. Agardh) Ambronn ^a			1,2,6		4
156	<i>Herposiphonia</i> sp. ^a		1			
157	<i>Herposiphonia verticillata</i> (Harvey) Kytlin ^a			6,1		
158	<i>Hildenbrandia rubra</i> (Sommerfelt) Meneghini ^a			1		
159	<i>Hydrolithon decipiens</i> (Foslie) Heydrich ^a			1,6		
160	<i>Hypnea cervicornis</i> J. Agardh ^a			1,6		
161	<i>Hypnea johnstonii</i> Setchell y Gardner ^a	3	1			
162	<i>Hypnea musiformis</i> (J. Agardh) Wulfen ^a			1,6		
163	<i>Hypnea spinella</i> (C. Agardh) Kützing ^a			1,6		
164	<i>Hypnea valentiae</i> (Turner) Montagne ^a	3		1,6	1	
165	<i>Hypnea</i> sp. ^a	3,4				
167	<i>Jania adherens</i> Lamouroux ^a			1,6	1	
168	<i>Jania mexicana</i> Taylor ^a		1			
169	<i>Laurencia gardneri</i> Hollenberg ^b				1	
170	<i>Laurencia hancockii</i> Dawson ^b				1	
171	<i>Laurencia lajolla</i> Dawson ^b				1	
172	<i>Laurencia masoni</i> Setchell y Gardner ^b		1		1	
173	<i>Laurencia pacifica</i> Kytlin ^a		1	1,6	1	
174	<i>Laurencia papillosa</i> (C. Agardh) Greville ^a		1			
175	<i>Laurencia sinicola</i> Setchell y Gardner ^a			1,6	1	

Tabla 1.- Continuación.

	Especies	BLP	BM	BC	SI	BLA
176	<i>Laurencia snyderiae</i> Dawson ^a				1	
177	<i>Liagora californica</i> Zehn ^{a,b}	1				
178	<i>Lithophyllum diguetii</i> (Hariot) Heydrich ^a			1,6		
179	<i>Lithophyllum imitans</i> Foslie ^a			1,6		
180	<i>Lithophyllum lichenare</i> Mason ^a			1,6		
181	<i>Lithophyllum proboscideum</i> (Foslie) Foslie ^a			1,6		
182	<i>Lithothamnium australe</i> Foslie ^a			6		
183	<i>Lithophyllum margaritae</i> (Hariot) Heydrich ^a		1	1,6		
184	<i>Neogoniolithon setchelli</i> (Foslie) Adey ^b				1	
185	<i>Neogoniolithon trichotomum</i> (Heydrich) Setchell y Mason ^a			1,6		
186	<i>Osmundea blinksii</i> (Hollenberg y Abbott) Nam ^a			1		
187	<i>Osmundea sinicola</i> (Setchell y Gardner) K.W. Nam ^a			1		
188	<i>Pneophyllum nicholsii</i> (Setchell y Mason) Chamberlain ^a			1,6		
189	<i>Peyssonnelia conchicola</i> Piccone y Grunow ^a			1,6		
190	<i>Peyssonnelia rubra</i> var. <i>Orientalis</i> (Greville) J. Agardh ^b				1	
191	<i>Peyssonnelia</i> sp. ^a		1			
193	<i>Plocamium violaceum</i> Farlow ^a		1			
194	<i>Pogonophorella californica</i> (J. Agardh) Silva ^a		1			
195	<i>Polysiphonia flaccidissima</i> Hollenberg ^{a,b}			1,6	1	
196	<i>Polysiphonia johnstonii</i> Setchell y Gardner ^a	3		6		
197	<i>Polysiphonia johnstonii</i> var. <i>conccina</i> (Hollenberg) Hollenberg ^a			6		
198	<i>Polysiphonia mollis</i> Hooker y Harvey ^{a,b}	3,4		1,6	1	
199	<i>Polysiphonia pacifica</i> Hollenberg ^a	3,4	1	6	1	
200	<i>Polysiphonia simplex</i> Hollenberg ^{a,b}	3	1	1,6	1	
202	<i>Pterocladia caloglossoides</i> (Howe) Dawson ^a				1	
203	<i>Pterosiphonia dendroidea</i> (Montagne) Falkenberg ^a				1	
204	<i>Pterosiphonia</i> sp. Falkenberg ^a		1			
205	<i>Prionitis mexicana</i> Dawson ^a					1
207	<i>Sarcoditheca dichotoma</i> (Howe) E.Y. Dawson ^a			6		
208	<i>Sarcoditheca gaudichaudii</i> (Montagne) Gabrielson ^a		1			
209	<i>Sciania confusa</i> (Setchell) Huisman ^a		1			
210	<i>Sebdenia flabellata</i> (J. Agardh) Parkinson ^a		1			
211	<i>Spyridia filamentosa</i> (Wulfen) Harvey ^{a,b}	3,4	1, 3,4	1,3,4,6	2,3	
212	<i>Tenera dispar</i> (Foslie) Adey ^a			1,6		
213	<i>Tiffaniella saccorhiza</i> (Setchell y Gardner) Doty y Meñez ^a			1,6	2	
214	<i>Veleroa subulata</i> Dawson ^a		1			

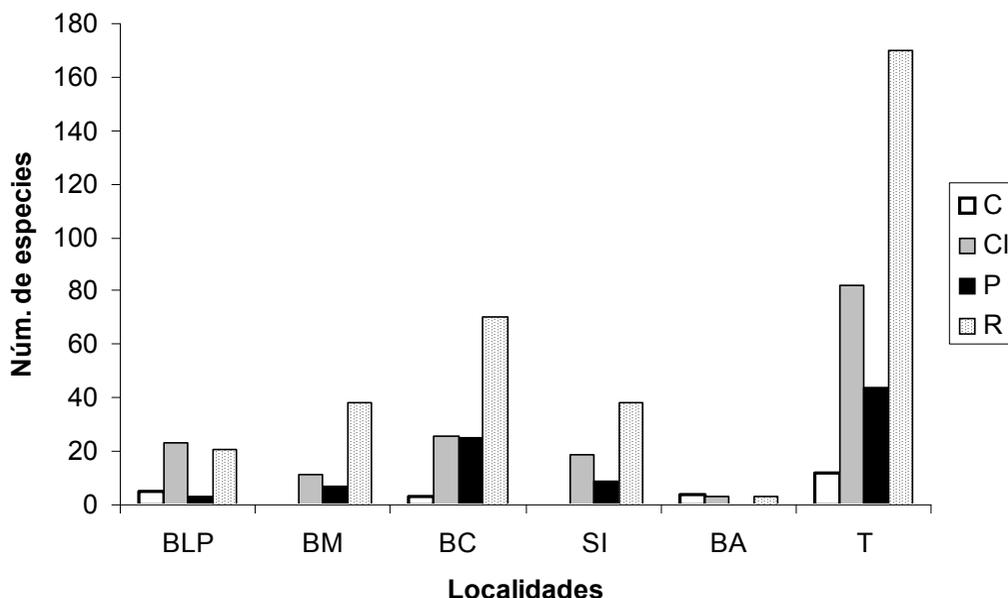


Figura 1.- Riqueza específica de las algas asociadas a los sistemas de manglar en la península de Baja California. BLP= Bahía de La Paz; BM= Bahía Magdalena; BC= Bahía Concepción; SI= San Ignacio; BA= Bahía de los Ángeles; T= Total. Grupo taxonómico (CI, Cianofitas; C, Chlorophyta; P, Phaeophyta y R, Rhodophyta).

Distribución temporal: caso Estero Zacatecas

En los neumatóforos de *A. germinans* se detectaron franjas de algas verde-azules creciendo a todo lo largo de ellos, sin embargo, sólo en la parte media de éstos se encontraron algas verdes y rojas. La especie más abundante fue *Bostrychia radicans* (Montagne) Montagne, la cual se detectó entremezclada con el género *Boodleopsis* A. Gepp & E.S. Gepp y *Rhizoclonium riparium* (Roth) Harvey. Esta composición en la distribución fue constante en las distintas fechas de muestreo. Ocasionalmente se encontraron especies del género *Cladophora* Kützting (Mayo-2005) y *Ulva* sp. (Marzo-2006). Contrario a lo que se ha descrito para otras zonas (Sur de Australia por Warwick *et al.* 1982 y Kenya por Coppejans y Gallin 1989) ya que las algas rojas fueron pocas numéricamente.

Los mayores crecimientos de *B. radicans* se observaron durante octubre y noviembre de 2005. En estas fechas y en enero de 2006 también se encontraron manojos formados por el alga filamentosas *R. riparium* creciendo hacia la parte superior de los neumatóforos. En el resto de los meses (mayo y junio de 2005 y enero y marzo de 2006) se observaron manojos de *B. radicans*, pero estos fueron menos densos. En junio de 2005 se observó la menor cantidad de algas creciendo sobre los neumatóforos. Este es el primer precedente

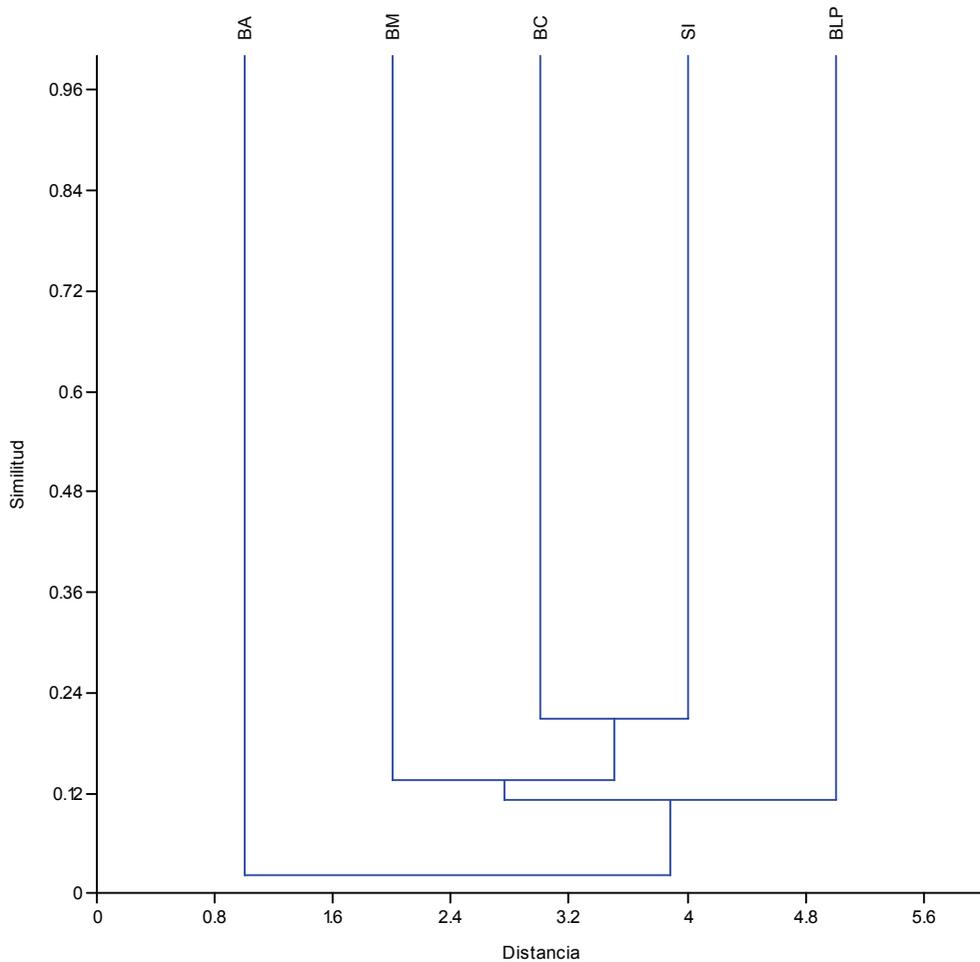


Figura 2.- Dendrograma de similitud para los sistemas de manglar en la península de Baja California (BLP= Bahía de La Paz; BM= Bahía Magdalena; BC= Bahía Concepción; SI= San Ignacio y BA= Bahía de los Ángeles).

que se tiene sobre la variación temporal de la flora ya que los estudios previos se han centrado sobre aspectos más espaciales que temporales (Warwick *et al.* 1982, Coppejands y Gallin 1989, King 1990, Jagtap 1993).

En las raíces de *R. mangle* se reconocieron franjas en la parte superior, que queda expuesta al aire. Al bajar el nivel de marea se distinguieron balanos, posteriormente una franja compuesta por esponjas y anémonas, y en la franja inferior permanentemente sumergida se encontraban algas. Las especies más conspicuas en las raíces del mangle

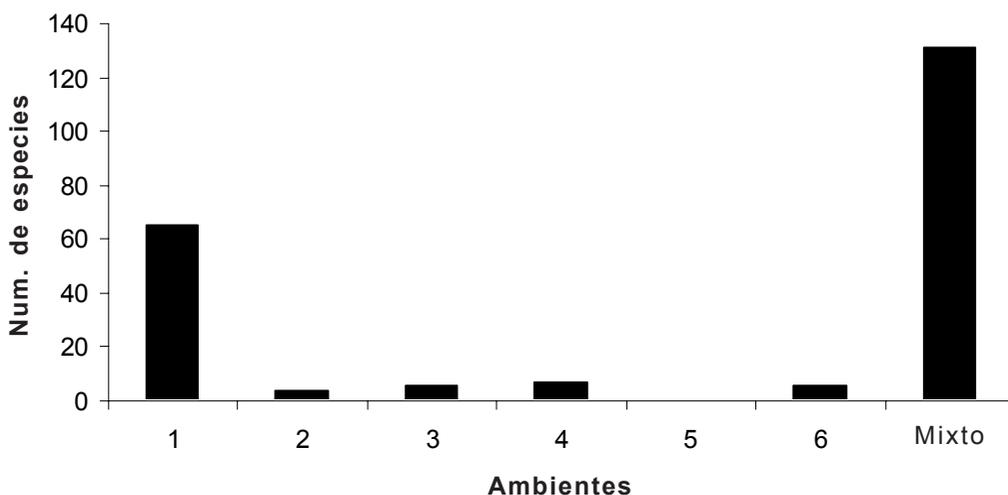


Figura 3.- Riqueza de algas asociadas a ambientes asociados a ambientes específicos de los sistemas de manglar en la península de Baja California.

rojo fueron *Caulerpa sertularioides* (S.G. Gmelin) M. Howe y *Spyridia filamentosa* (Wulfen) Harvey, las cuales forman manojos densos durante la mayor parte del año (excepto en marzo de 2006). *Gracilariopsis lamaeniformis* (Bory de Saint-Vincent) E.Y. Dawson, Acleto & Foldvik se encontró creciendo abundantemente en las raíces en noviembre de 2005. En marzo 2006 sólo se observaron manojos de cianofitas, algas verdes filamentosas y *G. lamaeniformis*, ya que las raíces se encontraban cubiertas casi en su totalidad por animales.

Las algas que comúnmente se encuentran asociadas a los ambientes de manglar, *B. radicans* y *Caloglossa apomeiotica* West et Zucarello, se encontraron creciendo sobre las raíces de *R. mangle*, sin embargo, fueron poco conspicuas y se encontraron entre mayo y septiembre de 2005 en las puntas sumergidas de aquellas raíces que no presentaban manojos abundantes de otras algas. Este fue el único ambiente en donde se encontró *C. apomeiotica*, mientras que *B. radicans* se encontró además en los neumatóforos de *A. germinans*. Esto es similar al patrón descrito por Warwick *et al.* (1982) donde la flora fue poco conspicua pero dominada por estos dos géneros.

En el fondo del canal, las especies que se distinguieron por su abundancia fueron cianofitas filamentosas, *C. sertularoides*, *G. lamaeniformis*, *S. filamentosa* y *Vaucheria* sp. El mayor número de especies lo formaron las algas verdes y rojas filamentosas, las cuales generalmente se encontraron creciendo sobre conchas, ramas y hojas de manglar, o bien como epífitas de otras algas. La mayor abundancia se observó en el mes de noviembre de 2005, principalmente por la gran cantidad de *C. sertularioides* y *G. lamaeniformis* que se observó en esta fecha.

CONCLUSIÓN

Se puede considerar que las investigaciones sobre las algas asociadas a los manglares de la península de Baja California, son incipientes, puesto que apenas se tiene un inventario florístico parcial, y no se ha investigado la variabilidad temporal, por lo que habría que orientar esfuerzos a: 1) completar el inventario a lo largo de la península de Baja California, y 2) determinar la variabilidad temporal y espacial a diferentes escalas. Avanzar en el conocimiento sobre la importancia de estos productores primarios en las redes tróficas, aspecto importante para conocer el flujo de energía del sistema (Wada y Wowor 1989, Rodríguez y Stoner 1990, Jagtap 1993, Laursen y King 2000, Melville y Connolly 2003), así como conocer el balance biogeoquímico (Phillips *et al.* 1996, Melville y Pulkownik 2007), entre otros. Estos aspectos se han abordado en varias regiones de Australia e India, en donde han sido de vital importancia para evaluar a los sistemas desde el punto de vista ecológico (Melville y Connolly 2003). Esto tiene importantes repercusiones en el manejo de estos sistemas y en la elaboración de leyes nacionales que lleven a un adecuado balance entre los intereses sociales, ecológicos y económicos.

AGRADECIMIENTOS

El presente trabajo se desarrolló parcialmente bajo los auspicios de la CONABIO a través del convenio FB345-P103-94, por lo que agradecemos el apoyo brindado. Así mismo, agradecemos la imprescindible asistencia del personal del Herbario Ficológico de la UABCS, al proyecto institucional CIBNOR-PC4.16, a la UABC y a Juan José Ramírez por su apoyo en el trabajo de campo en el Estero Zacatecas. También se agradece el apoyo del Programa de Exclusividad de la Comisión para el Fomento de Actividades Académicas (COFAA-IPN) y al Programa de Estímulo al Desempeño de la Investigación (EDI-IPN).

LITERATURA CITADA

- Barrios JE, Marquez B, Jimenez M (2003) Macroalgas asociadas a *Rhizophora mangle* L. en el Golfo de Santa Fe, Estado de Sucre, Venezuela. Bull. Inst. Oceanogr. Venezuela Univ. Oriente 42:37-45.
- Collado-Vides L, González-González J (1993) Macroalgas del Sistema lagunar de Nichupté, Quintana Roo. In: Salazar-Vallejo, S.I. & N.E. González-González (eds.). Biodiversidad Marina y Costera de México. CONABIO y CIQRO. México, p 752-761.
- Collado-Vides L, González-González J, Gold-Morgan M (1994) A descriptive approach to the

- floating masses of a Mexican Caribbean coastal lagoon. *Bot Mar* 37:391-396.
- Coppejans E, Gallin E (1989). Macroalgae associated with the Mangrove vegetation of Gazi Bay (Kenya). *Bull Soc Roy Bot Belg* 122: 47-60.
- Dawes J (1991) *Botánica marina*. Limusa. 673 p.
- Golubic S (1973) The relationship between blue-green algae and carbonate deposits. En Carr, N.G y Whitton, B.A. (eds) p 434–472. *The Biology of Blue-Green Algae*, Blackwell Scientific, Oxford.
- Hammer O, Harper DAT, Ryan PD (2001) Palaentological statics software package for education and analysis *palaentologia electronica* 4(1):9.
- Hoffmann L (1999) Marine cyanobacteria in tropical regions: diversity and ecology. *Eur J Phycol* 34:371–379.
- Jagtap TG (1993) Studies on littoral and sublittoral macrophytes around the Mauritius coast. *Atoll Res Bull* 382:1-10.
- Kamiya M, Tanaka J, Hara Y (1997) Comparative morphology, crossability, and taxonomy within the *Caloglossa continua* (Delesseriaceae, Rhodophyta) complex from the western Pacific. *J Phycol* 33:97–105.
- King RJ (1990) Macroalgae associated with the mangrove vegetation of Papua New Guinea. *Bot Mar* 33(1):55-62.
- King RJ, Puttock CF (1989) Morphology and taxonomy of *Bostrychia* and *Stictosiphonia* (Rhodomelaceae/Rhodophyta). *Aust Syst Bot* 2:1–73.
- King RJ, Puttock CF (1994) Morphology and taxonomy of *Caloglossa* (Delesseriaceae, Rhodophyta). *Aust Syst Bot* 7:89–124.
- King RJ, Puttock CF, Vickery RS (1988) A taxonomic study on the *Bostrychia tenella* (Rhodomelaceae, Rhodophyta). *Phycol* 27(1):10–19.
- Kuenen MMCE, Debrot AO (1995) A quantitative study of the seagrass and algal meadows of the Spaanse Water, Curacao, Netherlands Antilles. *Aquat Bot* 51(3-4):291-310.
- Laursen WJ, King RJ (2000) The Distribution and abundance of mangrove macroalgae in Woolooware Bay, New South Wales, Australia. *Bot Mar* 43(4):377-384.
- Liu W, Lin Y, Chon Z, Lin P (2002) Nutrient composition of four algae in Fujian mangrove areas. *Mar Sci Bull* 21(3):27-31.
- Melville AJ, Connolly RM (2003) Spatial analysis of stable isotope data to determine primary sources of nutrition of fish. *Ocen* 136:499-507.
- Melville F, Pulkownik A (2007) Seasonal and spatial variation in the distribution of mangrove macroalgae in the Clyde River, Australia. *Est Coast Shelf Sci* 71(3-4):683-690.
- Núñez-López A, Casas-Valdez M, Mendoza-González CA, Mateo-Cid LE (1998) Flora ficológica de la laguna San Ignacio, B.C.S., México. *Hidrobiología* 8(1):33-42.
- Núñez-López A, Casas-Valdez M (1998) Seasonal variations of seaweeds biomasa in San Ignacio lagoon, Baja California Sur, Mexico. *Bot Mar* 41:421-426.
- Núñez-López A, Casas-Valdez M (2000) Distribution and seasonality of seaweeds in San Ignacio Lagoon, Baja California Sur, Mexico. *Aquatic Ecosystems of Mexico*. Munawar M, Lawrence SG, Mnawar IF, Malley DF (eds). Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands. p 303-322.
- Pacheco-Ruiz I, Zertuche-González A, Meling-López AE, Riosmena-Rodríguez R, Orduña-Rojas J (2006) El límite norte de *Rhizophora mangle* L. en el Golfo de California México. *Ciencia y Mar* 28:19-22.

- Paul-Chávez L, Riosmena-Rodríguez R (2006) Macroalgas asociadas a manglares en Bahía de La Paz, Baja California Sur, México. *Rev Invest Mar* 27(2):165-168.
- Pedroche FF, West JA, Zucarello GC, Senties A, Karsten U (1995) Marine red algae of the mangrove in southern Pacific México and Pacific Guatemala. *Bot Mar* 38:11-119.
- Phillips A, Lambert G, Granger JE, Steinke TD (1996) Vertical zonation of epiphytic algae associated with *Avicennia marina* (Forssk.) Vierh. pneumatophores at Beechwood Mangroves Nature Reserve, Durban, South Africa. *Bot Mar* 39(2):167-175.
- Riosmena-Rodríguez R (1999) Vegetación subacuática. En: Ongay E (ed) Informe Final de Actividades del Proyecto Salitrales de San Ignacio. UABCS-ESSA.
- Riosmena-Rodríguez R, Paul-Chávez L (1997) Sistemática y biogeografía de macroalgas de La Bahía de La Paz, B.C.S., México. En: Urbán J, Ramírez M (eds) p 59-82. La Bahía de La Paz: Conservación e Investigación. UABCS-CICIMAR-SCRIPPS. La Paz, B.C.S.
- Rodriguez C, Stoner AW (1990) The epiphyte community of mangrove roots in a tropical estuary: distribution and biomass. *Aquat Bot* 36(2):117-126.
- Salamanca R (1999) Physiological ecology of mangrove associated macroalgae in a tropical estuary. Dissertation Abstracts International. Part B: Science and Engineering Vol.49, 3198 p.
- Skelton PA, South GR (2002) Mangrove-associated algae from Samoa, South Pacific. *Constancia* 83(12):1-18.
- Sánchez-Lizaso JL, Riosmena-Rodríguez R (1997) Macroalgas epífitas de *Zostera marina* en Bahía Concepción. *Oceánides* 12(1):25-38.
- Silva, PC, Basson PW, Moe RL (1996) Catalogue of the benthic marine algae of the Indian Ocean. University of California Publications in Botany. 79:1-1259
- Steller DL, Riosmena-Rodríguez R, Roberts C, Foster MS (2003) Rhodolith bed diversity in the Gulf of California: The importance of rhodolith structure and consequences of disturbance. *Aq Conser Mar Fresh Ecol* 564:S32-S49.
- Toledo G, Bashan Y, Soeldner A (1995) Cyanobacteria and black mangroves in northwestern Mexico: colonization and diurnal and seasonal nitrogen fixation on areal roots. *Can J Microbiol* 41:999-1011.
- Wada K, Wowor D (1989) Foraging on mangrove pneumatophores by ocypodid crabs. *J Exp Mar Biol Ecol* 134:89-100.
- Warwick R., Beanland, Woelkerling Wm. J. (1982). Studies on the Australian Mangrove Algae II: Composition and Geographic distribution of communities in Spencer Culg, South Australia. *Prec R Soc Vict* 94:89-106.
- West JA, Zuccarello GC, Pedroche FF, Karsten U (1992) Marine red algae of the mangroves in Pacific Mexico and their polyol content. *Bot Mar* 35:567-572.
- West JA, Zuccarello GC, Pedroche FF, Karsten U (1994) *Caloglossa apomeiotica* sp. nov. (Ceramiales, Rhodophyta) from Pacific México. *Bot Mar* 37:381-390.
- Whitmore RC, Brusca RC, León de la Luz JL, González-Zamorano P, Mendoza-Salgado R, Amador-Silva ES, Holguin G, Galvan-Magaña F, Hasting PA, Cartron JLE, Felger RS, Seminoff JA, McIvor CC (2005). The ecological important of mangroves in Baja California Sur: Conservation implications for an endangered ecosystem. p 298-333, *In*: Cartron JLE, Ceballos G, Felger RS (eds). Biodiversity, Ecosystems and Conservation in Northern Mexico..Oxford University Press.



Granja camaronícola sobre el estero El Soldado, Bahía Magdalena. Foto Charles Chandler

CAPÍTULO 8

MACROINVERTEBRADOS MARINOS ASOCIADOS AL MANGLAR

Esteban Fernando Félix-Pico¹, Oscar Efraín Holguin-Quiñones¹ y Ruth Escamilla-Montes²

¹ Departamento de Pesquerías y Biología Marina. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, Instituto Politécnico Nacional, Av. IPN s/n. Col Playa Palo de Sta. Rita, AP. 592, La Paz, 23096, Baja California Sur. efelix@ipn.mx

² Departamento de Biología Marina. Universidad Autónoma de Baja California Sur, Carretera al Sur Km 5.5. AP. 19-B, La Paz, 23080, Baja California Sur

RESUMEN

La fauna intermareal y sublitoral de especies de macroinvertebrados registrados en los manglares de bahías, ensenadas, esteros e islas de la península de Baja California es muy diversa. Los bosques de manglar diversifican el espacio y ofrecen posibilidad de colonización a gran número de especies de macroinvertebrados, por ello se considera que el papel más relevante de la comunidad de manglar es el ecológico, ya que es zona de alimentación y área de reproducción de muchos invertebrados. El inventario de especies de este ecosistema aún está siendo integrado, y la mayor parte de los phyla están representados por especies que no están descritas, ya que algunos son grupos crípticos. En el golfo de California de las recopilaciones realizadas por diversos autores se enlistan un total de 213 especies, las cuales incluyen 72 crustáceos, 62 bivalvos, 36 gasterópodos, 14 poliuetos, 5 cnidarios (anémonas), 5 esponjas, 5 equinodermos, 3 poliplacóforos, 4 cordados, 3 briozoarios y un sipuncúlido. Sin embargo, un gran número de estas especies de macroinvertebrados aparecen ocasionalmente en los manglares, y pertenecen a otro tipo de ambientes. Sólo 78 especies de macroinvertebrados están estrictamente dentro de los manglares que se incluyen en este estudio. Son pocas las especies que representan un interés desde el punto de vista económico y alimentario. Por ejemplo, los bivalvos filtradores *Anadara tuberculosa* y *Crassostrea palmula* se encuentran asociados al manglar, y son uno de los componentes más importantes en estos bosques, por su valor comercial y su constante explotación, pero desgraciadamente han sido poco estudiados. Dicha comunidad o sistema ecológico juega un papel importante en el ciclo de vida de muchas especies de interés comercial, incluyendo los camarones *Farfantepenaeus californiensis* y *F. stylirostris*, y las jaibas *Callinectes arcuatus* y *C. bellicosus*. De estas últimas, se presenta información sobre aspectos de su biología poblacional, reproducción y alimentación.

Palabras clave: macroinvertebrados, diversidad, abundancia, distribución.

MARINE MACROINVERTEBRATES ASSOCIATED TO MANGROVE

ABSTRACT

Intertidal and subcoastal fauna species of the macroinvertebrates registered in mangrove swamps of bays, coves, matings, and on the islands of the Baja California peninsula are very diverse. Mangrove swamp forests diversify the space and offer colonization possibilities to a great number of macroinvertebrate species. Many ecologists consider that the best role of the mangrove swamp community is the ecological one, since it is a feeding and reproduction area of many invertebrates. The species inventory is still being integrated, and most of the phyla are represented by species that are not described since some are cryptic groups. In the compilations performed by diverse authors in the Gulf of California a total of 213 species is listed: 72 crustaceans, 62 bivalves, 36 gastropods, 14 polychaetes, 5 anemones, 5 sponges, 5 echinoderms, 3 polyplacophores, 4 chordates, 3 bryozoans and sipunculan. However, there is a great number of macroinvertebrate species that appear occasionally in mangrove swamps although they belong to another type of habitat. We only found 78 macroinvertebrate species strictly within the mangrove swamps that are included in this study. There are few species that represent a great interest from economic and nourishing points of view. For example, the bivalve filters *Anadara tuberculosa* and *Crassostrea palmula* are associated to mangrove swamp as the most important components in these forests because of their commercial value and constant operation, but unfortunately little have they been studied. This community or ecological system plays an important role in the service life of many species of commercial interest, including the *Farfantepenaeus californiensis* and *F. stylirostris* shrimps, and the swimming crabs *Callinectes arcuatus* and *C. bellicosus*. On the studies of the swimming crabs there is information on population Biology, reproduction, and feeding aspects.

Key words: macroinvertebrates, diversity, abundance, distribution.

INTRODUCCIÓN

La fauna intermareal y sublitoral de especies de macroinvertebrados registrados en los manglares de lagunas, ensenadas, esteros y en las islas del golfo de California de BCS es muy diversa. La mayoría de las especies ocupan la zona intermareal, mientras otras viven permanentemente en los canales y lagunas de los manglares. En los estudios de malacología realizados por Parker (1969) y Morton (1983), recopilaron la información de los manglares del golfo de California y encontraron 19 especies de macroinvertebrados siendo los principales componentes faunísticos los bivalvos. Dentro de estas se encuentran: *Anadara tuberculosa*, *Crassostrea columbiensis*, *C. corteziensis*, *Mytilopsis adamsii*, *Polymesoda mexicana*, *Cyrenoida panamensis*, *Rangia mendica* y *Corbula inflata*. Recientemente, en la recopilación realizada por Whitmore *et al.* (2005) se enlistan

un total de 213 especies, de las cuales 9 están presentes en zonas rocosas cercanas a los manglares. De las 213 especies se encontraron 72 crustáceos, 62 bivalvos, 36 gasterópodos, 14 poliquetos, 5 cnidarios (anémonas), 5 esponjas, 5 equinodermos, 3 poliplacóforos, 4 cordados, 3 briozoarios y un sipuncúlido. Sin embargo, hay un gran número de especies de macroinvertebrados que aparecen ocasionalmente en los manglares, pero que pertenecen a otro tipo de ambientes (Cruz y Jiménez 1994).

Los moluscos asociados al manglar en las costas del mundo, se caracterizan por su variabilidad en la diversidad y la abundancia (Morton 1983, Márquez y Jiménez 2002, Coomans 1969, Lalana 1986, Reyes y Campos 1992, Kathiresan y Bingham 2001). La epifauna es muy diversa y está integrada por la comunidad que coloniza las raíces formando principalmente agrupaciones masivas de ostréidos y mitílidos (Jiménez 1999).

En manglares de zonas húmedas se tiene mejor conocimiento de los niveles de producción primaria y secundaria. Contrario, los manglares de regiones áridas se conoce muy poco sobre producción y son escasos los estudios acerca de la estructura y función (Jiménez 1994, Tovilla-Hernández 1994). En Norte, Centro y Sudamérica, los bivalvos tienen amplia distribución. Habitan aguas salobres o hipersalinas en manglares, en la zona de entremareas o por debajo del nivel medio de mareas altas (0.7 m), se les encuentra enterrados bajo el fango entre 3 a 30 cm (pata de mula), o bien incrustados (ostiones) en las raíces entre la franja de entremareas de 0.2 a 0.7 m (Cruz y Jiménez 1994).

La mayoría de los estudios sobre moluscos asociados a las áreas de manglar han sido realizados en función al grupo de bivalvos, ya que estos, representan un gran interés desde el punto de vista económico y alimentario. Cruz y Jiménez (1994) llevaron a cabo un estudio en las costas del Pacífico de América Central y encontraron 78 especies de bivalvos y 55 de gasterópodos. Kathiresan y Bingham (2001) estudiaron la epibiosis en las raíces sumergidas de *Rhizophora* spp. en las costas de China e Indo-Pacífico y reportan 52 especies de moluscos. De acuerdo con Morton (1983) en las costas africanas se encuentran más de 48 especies de bivalvos, en la costa oeste americana 11 especies, en la costa sudeste norteamericana 10 especies y en el Caribe y costa nordeste de América del Sur 37 especies. En las costas cubanas se reportan 14 bivalvos y 17 gasterópodos en manglares (Lalana 1986) y para el golfo de Santa Fe en Venezuela 15 bivalvos y 22 gasterópodos (Sutherland 1980, Márquez y Jiménez 2002).

Los manglares, también son áreas de cría y alimentación de muchas especies de macroinvertebrados marinos, entre las que sobresalen los crustáceos decápodos (Virnstein 1977). Los crustáceos representan uno de los principales grupos zoológicos de interés humano por la importancia económica de los mismos. También son componentes importantes en la trama trófica, ya que son alimento de especies de peces de importancia comercial (López 1986, Mc Connaughey 1974). Desempeñan un papel ecológico sobresaliente en la aceleración del ciclo de la materia ya que se ubican cerca de la base de todas las tramas tróficas de ambientes acuáticos (Rodríguez 1991). Incluye a las especies más grandes y mejor conocidas tales como camarones, langostinos y cangrejos.

Debido a las pocas investigaciones en las zonas de manglares en la costa del oriental y occidental de la península de Baja California, es importante conocer las comunidades de macroinvertebrados asociados a las raíces del mangle rojo *Rhizophora mangle*, a los troncos y al suelo, de igual manera en las otras dos especies de mangles. Se recopiló la información de los grupos faunísticos característicos del manglar como son los crustáceos decápodos, moluscos bivalvos, poliquetos, anémonas y otros. Algunos trabajos determinaron las siguientes características de la comunidad: abundancia, diversidad de especies, dominancia y constancia de especies. También, se presentan aspectos de autoecología de las jaibas, *Callinectes* spp, como son edad, crecimiento, madurez y alimentación, para la zona de el estero El Conchalito y el sistema lagunar de Bahía Magdalena, principalmente.

MATERIALES Y MÉTODOS

Áreas de estudio: Los manglares de la costa del golfo de California son más escasos, existen 29 esteros con presencia de manglares y mientras en el Pacífico, son más de 57 esteros, los cuales tienen manglares hasta el norte de la bahía San Ignacio (Estero La Bocana) (Fig. 1). En bahía Magdalena se tiene la que mayor cobertura de manglares, el sistema lagunar comprende una extensión de manglar de aproximadamente 17,000 ha a 20,000 ha (Acosta y Ruiz 2007, Chávez-Rosales 2006).

La información proviene de la literatura y de trabajo de los autores. Se han estudiado los macroinvertebrados de los mangles más importantes de la costa oriental y occidental e islas cercanas del estado de Baja California Sur. En total se han visitado 14 localidades con muestreos realizados de 1997 a 2005 (Tabla 1).

METODOLOGÍA

Las especies de macroinvertebrados de la infauna fueron capturadas manualmente o con ayuda de palas. El muestreo se efectuó sobre un transecto de 10 m de longitud dentro del manglar, buscando entre el fango e identificando pequeñas oquedades y debajo de la hojarasca (English *et al.* 1997), esto obedece a algunos análisis ecológicos, o comparativos con otros trabajos regionales como el de Salgado y Hendrickx (2002).

El muestreo para los macroinvertebrados de la epifauna asociada a las raíces del mangle, se realiza sobre un transecto de 10 m de longitud siguiendo la línea de costa con mangle rojo y para tal fin, se extraen 4 raíces con agregaciones de ostiones. Se separan los ostiones y la fauna asociada, para el análisis cuantitativo y cualitativo específico.

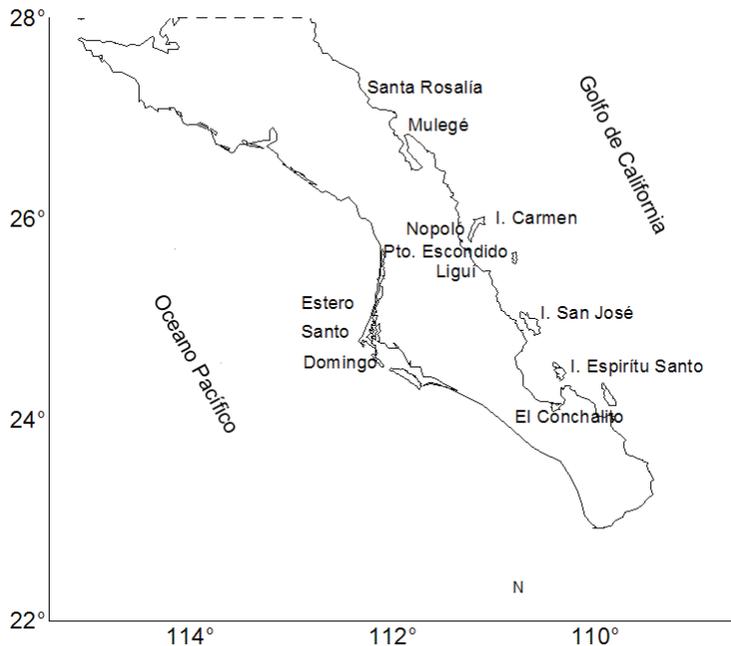


Figura 1.- Ubicación de los principales manglares estudiados en el estado de Baja California Sur.

El proceso de identificación de los organismos se realizó simultáneo a la evaluación cuantitativa de las muestras. Los moluscos recolectados como fauna asociada se identificaron con las claves taxonómicas de Keen (1971), Abbott (1974) y Coan *et al.* (2000). Los crustáceos con Rathbun (1918 y 1930), Snyder-Conn (1980), Morris *et al.* (1980), Villalobos-Hiriart *et al.* (1989) y Hendrickx (1995 y 1999). El resto de macroinvertebrados se identificaron con las obras de Brusca (1980) y Kerstitch y Bertsch (2007).

En el estero El Conchalito la recolecta de jaibas se realizó a lo largo de 4 transectos, cuya longitud fue de 500 metros aproximadamente. Dos personas recolectaron avanzando en paralelo, con una distancia de separación entre ellas de 10 m, todas las jaibas avistadas durante el recorrido de cada transecto, siendo el arte de captura manual una figa. Las colectas se realizaron dos veces al mes durante los periodos de baja mar, durante un ciclo anual. Ocasionalmente se hicieron capturas adicionales a discreción para complementar las muestras, especialmente en lo que se refiere a juveniles y reproductores. El material se etiquetó y se fijó con formol al 10%, para posterior análisis en el laboratorio.

En el Complejo Lagunar de Bahía Magdalena, se realizaron muestreos mensuales con el fin de determinar los hábitos alimenticios de dos especies de jaibas *C. bellicosus*

Tabla 1.- Localidades, ubicación geográfica y periodos de muestreo para especies de macroinvertebrados encontrados algunos de los manglares de Baja California Sur, BCS.

Localidad	Ubicación	Periodo de muestreo
Campo Camacho, al norte de Santa Rosalía	27° 27' 43" N - 112° 14' 13" W	Julio a Diciembre de 1998
La bocana del río Mulegé	26° 54' 01.5" N - 111° 57' 29" W	Julio a Diciembre de 1998
Bahía Concepción	26° 34' 55" N - 111° 40' 32" W	Julio a Diciembre de 1998
Isla El Carmen	26° 01' 19.6" N - 111° 09' 54.8" W	Abril de 1997 a Marzo 1999
Nopoló	25° 55' 09.0" N - 111° 20' 46.0" W	Abril de 1997 a Marzo 1999
Juncalito	25° 50' 21.0" N - 111° 20' 00.2" W	Abril de 1997 a Marzo 1999
Puerto Escondido	25° 49' 09.5" N - 111° 19' 01.8" W	Abril de 1997 a Marzo 1999
Estero Las Lisas	25° 44' 03.5" N - 111° 15' 46.4" W	Abril de 1997 a Marzo 1999
Ensenada Blanca	25° 43' 28.9" N - 111° 14' 44.1" W	Abril de 1997 a Marzo 1999
Isla San José	24° 52' 29" N - 110° 34' 17" W	Octubre de 1999 a Junio de 2001
Isla Espíritu Santo	24° 26' 15" N - 110° 21' 44.5" W	Octubre de 2001 a Junio de 2002
Estero El Conchalito	24° 08' 20.5" N - 110° 20' 53.2" W	Octubre de 1999 a Septiembre de 2000
Bahía Magdalena	24° 35' 15" N - 111° 55' 45" W	Junio de 1988 a Mayo de 1989
Estero Santo Domingo	25° 10' 35" N - 112° 15' 23" W	Febrero 2003 a Diciembre 2005

y *C. arcuatus*. Las jaibas se recolectaron directamente de la pesca comercial en el momento en que los pescadores llegaban a las playas para descargar la captura. El tamaño de las muestras dependió de la cantidad de jaibas que los pescadores tuvieron para vender. Se analizaron los contenidos estomacales de 659 ejemplares de *C. bellicosus* y 218 de *C. arcuatus* por los métodos con análisis de frecuencias y gravimétrico (Hyslop 1980).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Laguna de la isla San José: Los macroinvertebrados bentónicos están representados principalmente por esponjas, anélidos poliquetos, briozoarios, moluscos, crustáceos y equinodermos (Tabla 2). Estos grupos de organismos predominantemente se distribuyen en las raíces del mangle rojo y sobre el piso fangoso inferior y superior del manglar, algunos restringidos a substratos arenosos (Tabla 3).

Las raíces de *Rhizophora mangle*, entre los niveles de marea alta y baja, están cubiertas

Tabla 2.- Principales especies de macroinvertebrados encontrados en los manglares de la Isla San José, Baja California Sur.

PHYLUM	CLASE	FAMILIA	ESPECIE	NOMBRE COMUN	
Porifera	Demospongiae	Halichondriidae	<i>Halichondria</i> sp.	Esponja blanca	
		Callyspongiidae	<i>Callyspongia</i> sp1.	Esponja amarilla	
			<i>Callyspongia</i> sp2.	Esponja roja	
		Chondrillidae	<i>Chondrilla nucula</i>	Esponja naranja	
		Dysideidae	<i>Dysidea</i> sp.	Esponja verde	
		Myxillidae	<i>Myxillia</i> sp.	Esponja cristal	
		Chalinidae	<i>Adocia</i> sp.	Esponja rosa	
Cnidaria			<i>Anémone</i>	Anémone	
Annelida			<i>Poliqueto</i>	Poliqueto	
Mollusca	Pelecypoda	Arcidae	<i>Barbatia reeveana</i>	Arca	
		Mytilidae	<i>Liythophaga aristata</i>	Perforadora	
			<i>Brachidontes adamsianus</i>	Chorito	
		Ostreidae	<i>Saccostrea palmula</i>	Ostión de mangle	
		Isognomonidae	<i>Isognomon janus</i>	Callo de árbol	
		Chamidae	<i>Chama buddiana</i>	Ostión joyero	
		Gastropoda	Acmacidae	<i>Collisella</i> sp.	Lapa volcán
			Potamididae	<i>Cerithidea montagnei</i>	Caracol cuerno
				<i>Cerithidea mazatlanica</i>	Caracol del mangle
			Cerithiidae	<i>Cerithium stercusmuscarum</i>	Caracol de estero
	Calyptraeidae		<i>Crucibulum spinosum</i>	Lapa espinosa	
	Conidae		<i>Conus vittatus</i>	Caracol cono rojo	
	Melampidae		<i>Melampus olivaceus</i>	Caracolillo	
	Artemidae		<i>Artemia salina</i>	Artemia	
	Chthamalidae		<i>Chthamalus anisopoma</i>	Balano	
	Balanidae		<i>Balanus amphitrite</i>	Balano	
	Palaemonidae	<i>Percliclimesis infraspinis</i>	Camaroncillo		
	Alpheidae	<i>Alpheus californiensis</i>	Camarón pistola		
	Coenobitidae	<i>Coenobita compressus</i>	Ermitaño		
	Penaecidae	<i>Farfantepenaeus californiensis</i>	Camarón café		
Porcellanidae	<i>Petrolisthes armatus</i>	Porcelánido			
Portunidae	<i>Callinectes arcuatus</i>	Jaiba			
Arthropoda	Crustacea	Grapsidae	<i>Aratus pisonii</i>	Cangrejo de mangle	
			<i>Goniopsis pulchra</i>	Cangrejo rojo	
			<i>Pachygrapsus transversus</i>	Cangrejo saltador	
		Xanthidae	<i>Caleptodius occidentalis</i>	Cangrejo	
		Pilumnidae	<i>Pilumnus townsendi</i>	Cangrejo peludo	
		Gecarcinidae	<i>Cardisoma crasum</i>	Cangrejo moro	
		Majidae	<i>Epialtus minimus</i>	Cangrejo araña	
		Ocyrodidae	<i>Uca crenulata</i>	Cangrejo violinista	
		Sipunculida		<i>Themiste lissum</i>	Siponculido
		Bryozoa		<i>Membranipora</i> sp.	Costrosa
	<i>Bugula</i> sp.		Pluma		
Echinodermata	Ophiuroidea	Ophiotrichidae	<i>Ophiotrix spiculata</i>	Estrella serpiente	
Chordata	Ascidiacea	Ascidiidae	Ascidia sp.	Ascidia cristal	
			<i>Didemnum carnulentum</i>	Ascidia blanca	

Tabla 3.- Distribución de las especies por familia de macroinvertebrados encontrados en los manglares de la isla San José, BCS.

CLASE	FAMILIA	LAGUNA	RAICES	PISO INFERIOR	PISO SUPERIOR
Demospongiae	Callyspongiidae	X	X		
	Chaliniidae		X		
	Chondrillidae		X		
	Dysidiidae		X		
	Myxillidae		X		
Polychaeta	Nereidae		X		
Bivalvia	Arcidae		X		
	Corbiculidae		X		
	Chamidae		X		
	Isognomidae		X		
	Mytilidae		X		
	Ostreidae		X		
	Gastropoda	Acmaeidae		X	
	Calyptraeidae		X		
	Cerithiidae			X	X
	Conidae		X		
	Melampidae			X	X
	Potamididae			X	X
Crustacea	Artemidae	X			
	Chthamalidae		X		
	Balanidae		X		
	Palaemonidae		X		
	Coenobitidae		X	X	
	Porcellanidae		X		
	Grapsidae		X	X	
	Xantidae		X		
	Pilumnidae		X		
	Portunidae	X			
	Majidae		X		
	Gecarcinidae				X
	Ocyrodidae				X
	Peneidae	X			
Ophiuroidea	Ophiotrichidae		X		
Ascidacea	Asciidiidae		X		

por densas comunidades de invertebrados, son varias especies y algunas de ellas características de este ambiente. La comunidad está formada por una masa de esponjas y ostiones *Crassostrea palmula*, con incrustantes como *Balanus amphitrite*, cangrejos y estrellas serpientes, ascidias, y los bivalvos como *Isognomon janus* y *Brachidontes adamsionus*.

En esta laguna el substrato con raíces es abundante ya que el canal está bordeado completamente por *Rhizophora mangle*. Se encontraron 33 especies en total, predominando las esponjas y ostiones, las cuales llegan a formar grandes masas que cubren totalmente la porción de la raíz permanentemente sumergida. En primavera, se

encontró para los dos años de observación la mayor riqueza específica, siendo 15 en promedio por muestra y de 9 a 22 especies en las tres estaciones (Fig. 2).

El phylum Mollusca se encuentra bien representado en la zona intermareal de la Laguna, sobre todo en el caso del grupo de los bivalvos (Fig. 3). Seguido por los cirrípedos y son notables los decápodos, que con mayor riqueza aparecieron, pero bajos en número de individuos capturados. Las especies cuyos valores de frecuencia fueron menores al 5%, quedaron fuera de la gráfica.

La abundancia relativa (%) temporal de los incrustantes, tal como se puede observar en la gráfica, son los ostiones (20 al 41%) y cirrípedos (0-30%) los mejores representados, seguidos por el chorito (5 a 17%), estrellas de mar (1-17%) y briozoarios (0-11%) (Fig. 4).

La mayoría de los bivalvos del manglar se alimentan de material en suspensión planctónico y detrítico, corroborando la alta productividad que tienen estos ecosistemas basados en la producción de detritos. Los suspensívoros, y especialmente los bivalvos filtradores, las branquias filtran y remueven de la corriente inhalante todas las partículas suspendidas mayores de 2-5 μm en diámetro con un 100% de eficiencia de retención (Vahl 1972, Jorgensen 1975, Bayne *et al.* 1977, Mohlenberg y Riisgard 1978, citados por Bayne *et al.* 1985) y algunos retienen partículas de 1 μm en diámetro con un 50% de eficiencia.

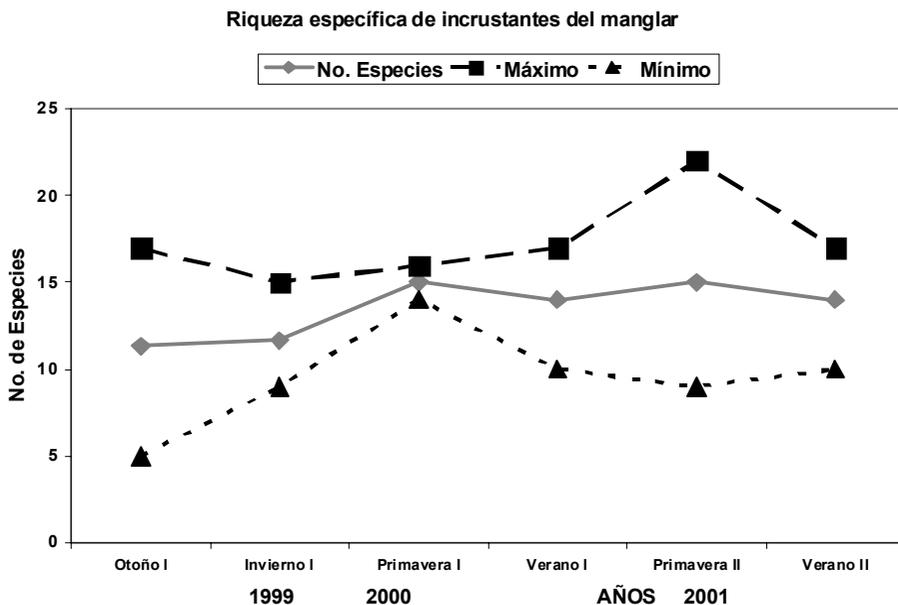


Figura 2.- Riqueza específica en valores promedios de los grupos de especies de macroinvertebrados.

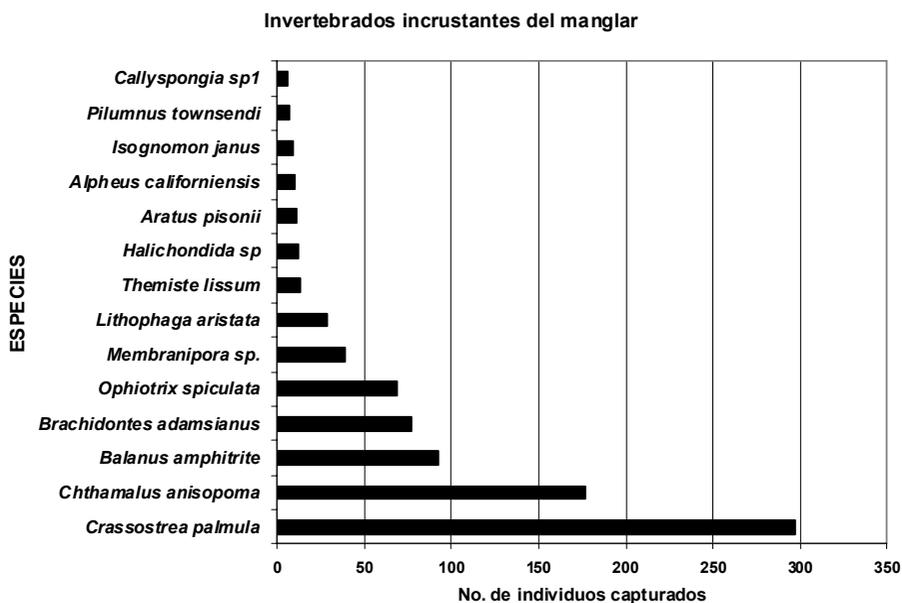


Figura 3.- Frecuencia de los individuos capturados para el estero de La Isla San José, B.C.S., durante el periodo de estudio.

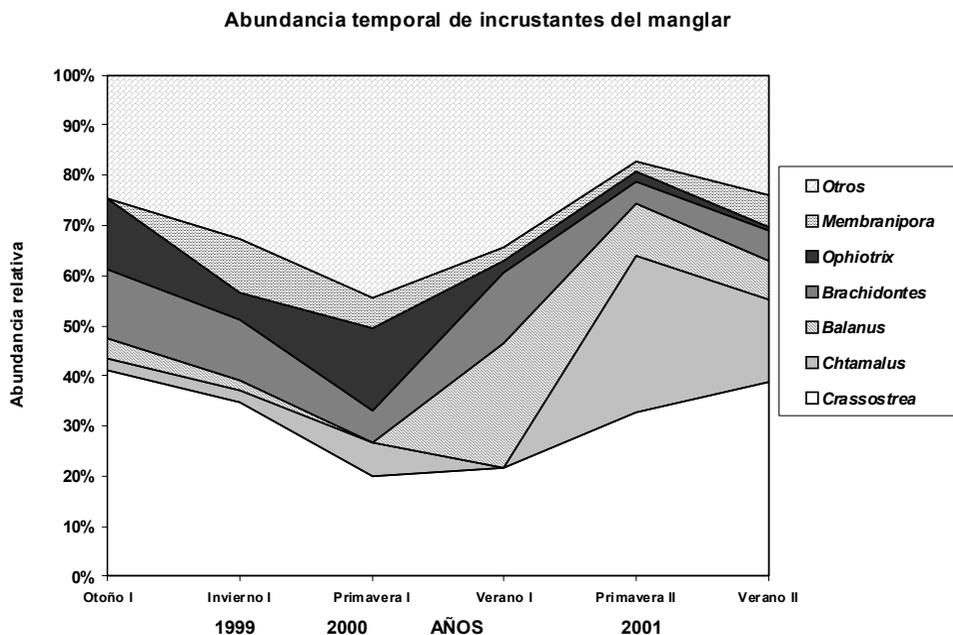


Figura 4.- Abundancia relativa de las especies incrustantes dominantes del manglar de la laguna de la Isla San José.

En primavera se encontraron los máximos entre 40 y 50 individuos de *Crassostrea palmula* por 500 cm² de área de fijación, con tallas promedio de 3 cm (Fig. 4). Aparecen frecuentemente incrustados a las conchas de los ostiones *Brachidontes adamsianus* encontrándose un promedio de 9 individuos por 500 cm² de talla media de 0.8 mm, fueron más abundantes durante los meses de verano.

El phylum Artropoda se encontró bien representado con ejemplares de *Balanus amphitrite* y *Chthamalus anisopoma* y fueron abundantes en las tres estaciones. Alcanzaron una abundancia relativa máxima de 46%, tanto la primera especie como la segunda. Los decápodos importantes fueron *Aratus pisonii*, abundancia relativa máxima de 6%, es un cangrejo común trepador de las raíces, troncos y ramas del manglar, es registrado como una forma del supralitoral. La porción de las raíces expuestas al aire, así como los troncos, sostiene a los cangrejos *A. pisonii* y *Cardisoma crassum*, esta última especie construye grandes madrigueras alrededor de los troncos. La otra especie importante fue la del camarón críptico de las esponjas *Alpheus californiensis*, con una abundancia relativa de 12%.

Las esponjas son abundantes en esta laguna debido a que estas especies corresponden a un hábitat típico marino, con salinidades registradas durante las distintas temporadas entre 35 y 36 ups. Sin embargo, algunas especies toleran salinidades menores, cubren la parte inferior de la raíz entre 40 y 60 cm por debajo del nivel medio del mar, estas impiden la fijación a otros organismos, o bien, obstruyendo el crecimiento de los ya fijados, los que son cubiertos totalmente por estas como el caso de los ostiones y otras especies de bivalvos (Tabla 3). Esta masa de esponjas (*Halichondida* sp., *Callyspongia* ssp., *Myxillia* sp.) sirve de substrato a otros organismos entre los que se cuentan poliquetos, briozoarios, equinodermos y crustáceos. *Alpheus californiensis* y májidos son decápodos comunes entre las intrincadas masas orgánicas, asimismo las estrellas *Ophiotrix spiculata*.

Las esponjas y tunicados son dominantes en la comunidad que cubre las raíces de los mangles, mientras que los moluscos y los crustáceos dominan los habitats restantes. También sostiene grandes cantidades de biomasa en forma de masas densas de ostiones y abundantes crustáceos.

El fango entre las raíces del manglar y en ciertos casos la aparición de áreas fangosas (planicies fangosas) que suelen estar acribilladas por galerías de los cangrejos *Uca crenulata* y *Cardisoma crassum*. En las zonas de canales de inundación es común encontrar los caracoles *Cerithidea montagnei*, *Ceritium stercusmuscarum* y *Melampus olivaceus*. Aparecen frecuentemente, con densidades de 10 a 15 ind. m⁻². Son organismos consumidores de detrito, producto de la descomposición de la hojarasca.

Algunas especies de algas cubren la masa de los epibiontes principalmente por las algas verdes *Halimeda* sp., *Ulva* sp. y *Caulerpa sertularoides*. Estas especies de algas son refugio para los juveniles de decápodos y gasterópodos. Siendo más abundantes de los meses de mayo a octubre.

Manglares de bahía de La Paz: Villamar (1965) describe la comunidad malacológica asociada a manglares del Mogote. El trabajo lo realizó en los manglares de la parte extrema del Mogote, que son los más grandes, con mangle rojo *Rhizophora mangle*, blanco *Laguncularia racemosa* y negro *Avicennia germinans*. El fondo es fangoso suave y arenofangoso en las bocas, con abundante cantidad de ácido sulfhídrico.

El tipo de fauna recolectada corresponde a tres biotopos dentro del manglar:

1.- Aquellos que están localizados en el piso fangoso (estrómbidos, potamídeos o cerithídeos y mitílidos); 2.- los de las raíces (fúlcreos y neumatóforos) de la comunidad *Avicennia-Rhizophoratum* (ostreidos y arcidos); 3.- los que se encuentran entre el follaje del mangle (cangrejos grápsidos).

En las planicies fangosas se encuentran las especies de los caracoles *Cerithidea valida*, *Thais kiosquiformis* y *Strombus gracilior*. Son poco abundantes los dos últimos, en cambio *C. valida* es abundante tanto en la marismas, claros entre el mangle y en los neumatóforos. Sobre las raíces o fúlcreos del mangle rojo se encuentran los ostiones *Crassostrea columbiensis* y otros ostiones semejantes a *C. palmula*, y cubriendo algunos ostiones se encuentra el choro de mangle *Mytella guyanensis*. Al interior del manglar y al pie de las raíces y enterrada se encuentra la pata de mula *Anadara tuberculosa*, y es la más abundante e importante económicamente de las especies de bivalvos.

Entre los estudios faunísticos realizados en la Ensenada de La Paz y áreas de manglar adyacentes, se cuenta con los trabajos sobre la comunidad bentónica (Espinosa-Garduño *et al.* 1982, Llinas *et al.* 1982). De los estudios en los 3 esteros de la bahía de La Paz, contienen alrededor de 106 especies que se han detectado en los ambientes de manglar, entre las raíces del manglar, en la laguna, en el contorno interno y externo de la laguna. De las muestras recolectadas durante un ciclo anual encontraron que de los macroinvertebrados (incluida la laguna de Enfermería), el 52% fueron anélidos, 35% crustáceos, 7% Cnidarios, 5% moluscos y 1% de otros. De estas especies, 7 especies fueron crustáceos braquiuros y 3 especies de moluscos bivalvos son recurrentes en los distintos manglares.

La infauna en sustrato suave o fangoso es de pobre diversidad, ya que solamente una capa muy superficial puede ser colonizada debido a las condiciones anóxicas (Sheridan 1997). Los bivalvos que mejor se adaptan a estas condiciones son la pata de mula, *Anadara tuberculosa* (Bivalvia: Arcidae) y las almejas *Rangia mendica* (Bivalvia: Mactridae), *Corbula inflata* (Bivalvia: Corbulidae) y *Polymesoda mexicana* (Bivalvia: Corbiculidae) (Keen 1971, García-Cubas y Reguero 1994, Cruz y Jiménez 1994).

Estero El Conchalito: Se determinó un componente malacofaunístico de 8 especies de bivalvos y 11 gasterópodos, son un total de 19 taxa, agrupándose en 14 familias. Las familias con más especies entre los bivalvos fueron Arcidae, Ostreidae y Mytilidae; entre los gasterópodos fueron Potamididae, Calyptraeidae y Neritidae (Tabla 4).

Las especies de bivalvos y gasterópodos de ésta comunidad malacológica, se encuentran habitando adheridos y bajo las raíces de los mangles, ocupando la franja

supralitoral, mesolitoral y parte de la infralitoral superior. La comunidad que coloniza la zona externa del manglar y que esta influenciada por inundaciones diarias, se encuentra adherida a las raíces de *R. mangle* (componente arbóreo) y esta integrada por congregaciones masivas de ostión, *Crassostrea palmula*; los mitílidos *Brachidontes adamsianus* y *Mytella guyanensis* que se adhieren por medio del biso. Entre los gasterópodos, *Cerithidea mazatlanica* se le encuentra sobre el fango y entre la hojarasca de los mangles. En esta zona, ocupando la infauna, se encuentra una importante especie comercial, como la pata de mula *Anadara tuberculosa*. Otras como el caracol potamídido del Pacífico tropical, *Cerithidea valida*, realiza migraciones entre el suelo y las zonas del manglar. La zona interna del manglar que no es afectada por las mareas diarias, esta ocupada solamente por el caracol *Melampus olivaceus* (Tabla 4). El componente arbóreo lo forman principalmente *R. mangle* y *L. racemosa*.

En estos manglares se reconocieron cinco familias de crustáceos decápodos, 9 géneros y 10 especies de braquiuros (Tabla 5). La familia Grapsidae fue la mejor representada con seis especies, *Goniopsis pulchra*, *Sesarma sulcatum* y *Aratus pisonii* fueron las dominantes. En las porciones de manglar con mayor cobertura, *G. pulchra* fue observada preferentemente en las regiones cubiertas con *R. mangle*. Los grápsidos *Pachygrapsus transversus* y *Geotice americanus*, solamente fueron observados en los esteros de El Conchalito y El Mogote. En el estero de El Conchalito Leija *et al.* (1995) realizaron una investigación sobre decápodos ocapódidos en la ensenada de La Paz y aportan valiosa información acerca de las comunidades relacionadas con los manglares.

Esteros de la Bahía de Loreto: Se determinó un componente malacofaunístico de 9 especies de bivalvos y 12 gasterópodos, son un total de 21 taxa, agrupándose en 15 familias. Las familias con más especies entre los bivalvos fueron Ostreidae y Mytilidae; entre los gasterópodos fueron Potamididae, Calyptraeidae y Neritidae (Tabla 4).

Las especies de bivalvos y gasterópodos de ésta comunidad malacológica, se encuentran habitando adheridos y bajo las raíces de los mangles, ocupando la franja supralitoral, mesolitoral y parte de la infralitoral superior. La comunidad que coloniza la zona externa del manglar y que esta influenciada por inundaciones diarias, se encuentra adherida a las raíces de *R. mangle* (componente arbóreo) y esta integrada por congregaciones masivas de ostión, *Crassostrea palmula*; los mitílidos *Brachidontes adamsianus* y *Isognomon janus* que se adhieren por medio del biso. Entre los gasterópodos, *Littorina fasciata* se le encuentra sobre los troncos y ramas en los mangles. En esta zona, ocupando la infauna, se encuentra una almeja de lodo, *Corbula inflata*. Otras como el caracol potamídido del Pacífico tropical, *Cerithidea valida*, realiza migraciones entre el suelo y las zonas del manglar. La zona interna del manglar que no es afectada por las mareas diarias, esta ocupada solamente por el caracol *Melampus olivaceus* (Tabla 4). El componente arbóreo lo forman principalmente *A. germinans* y *L. racemosa*.

En estos manglares se reconocieron cinco familias de crustáceos decápodos, 12

Tabla 4.- Distribución de las especies de moluscos encontrados en los principales manglares en BCS. (1) Presencia de la especie y mencionadas por (*1) Espinosa Garduño *et al.* (1982), (*2) Villamar (1965).

FAMILIA	ESPECIE	Isla El Carmen	Nopolo	Juncalito	Pto. Escondido	El Ligul	Ensenada Blanca	El Conchalito	El Mogote	Bahía Magdalena	FRECUENCIA	PRESENCIA
Arcidae	<i>Anatara tuberculosa</i>							1	1,1*	1	3	MC
Corbiculidae	<i>Pygmysoda mexicana</i>		1					1		1	3	R
Corbulidae	<i>Corbula inflata</i>	1	1		1			1	1	1	6	C
Isognomonidae	<i>Isognomon janus</i>	1	1					1	1		3	C
Mytilidae	<i>Brachidontes adamsianus</i>		1		1			1	2*	1	4	C
	<i>Mytila guyanensis</i>							1	1,1*	1	3	R
Ostreidae	<i>Crassostrea palmula</i>	1	1		1			1		1	6	MC
	<i>Crassostrea columbiansis</i>				1			1		1	3	R
Semelidae	<i>Tagelus peruvianus</i>							1			1	R
Buccinidae	<i>Melongena patula</i>							1		1	1	R
Calypttraeidae	<i>Crucibulum spinosum</i>	1	1		1			1			4	C
	<i>Crepidula onyx</i>							1		1	2	R
Cerithiidae	<i>Cerithium stercorarium</i>	1	1	1		1	1	1	1,1*	1	7	MC
Littorinidae	<i>Littorina fasciata</i>	1	1		1			1	2*	1	5	MC
Nassaritidae	<i>Nassaritis fiarula</i>				1			1	1*		3	R
Neritidae	<i>Nerita scabricosta</i>							1	1,1*		2	C
	<i>Nerita juniculata</i>							1		1	1	C
	<i>Theodoxus tucosfasciatus</i>							1			1	R
Naticidae	<i>Natica chemnitzii</i>									1	1	C
	<i>Patinices uber</i>								1*	1	2	R
Melampidae	<i>Melampus olivaceus</i>	1		1	1	1		1			5	MC
Muriceidae	<i>Strombina biserialis</i>							1			1	R
	<i>Thais kioaquiiformis</i>								2*		1	R
	<i>Hexaplex nigritus</i>									1	1	C
Strombidae	<i>Strombus gracilior</i>								1		1	R
Turbinidae	<i>Turbo fluctuosus</i>									1	1	MC
Potamididae	<i>Cerithidea mazatlanica</i>	1						1			2	C
	<i>Cerithidea montagnei</i>				1					1	2	R
	<i>Cerithidea valida</i>							1	1,2*		2	MC

Tabla 5.- Distribución de las especies de crustáceos braquiuros encontrados en los manglares de los principales manglares en BCS. (1) Presencia de la especie y mencionadas por (*1) Villalobos-Hiriart *et al.* (1989), (*2) Rodríguez-Almaraz *et al.* (2002), (*3) Lejja-Tristán *et al.* (1995), (*4) Rodríguez de la Cruz (1987), (*5) Correa Sandoval (1991).

FAMILIA	ESPECIE	Campo Carracho	Bacana Río Mulegé	Bahía Concepción	Isla El Carmen	Nopoló	Juncalito	Pto. Escondido	El Ligtú	Ensenada Blanca	Isla San José	Isla La Partida	Isla Espíritu Santo	El Conchalito	El Mogote	Bahía Magdalena	FRECUENCIA	PRESENCIA
Gecarcinidae	<i>Cardisoma crassum</i>				1,*2		1	1			1,*5	1	1				6	C
Grapsidae	<i>Aratus pisonii</i>		1,*5	1	1	1					1,*1	1	1	1,*4	1,*6	1	7	MC
	<i>Goniopsis pulchra</i>			1,*5				1			1	1	1,*5	1	1,*6		8	MC
	<i>Goetice americanus</i>				*1						1,*1		*5	1,*4	1	1	2	R
	<i>Pachygrapsus</i>				*1						1,*1		1	1	1		6	C
	<i>Sesarma sulcatum</i>		1	*5	*1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		9	MC
Mithracidae	<i>Armases</i>		1		*1			*5									2	MC
	<i>Ala cornuta</i>				*1						1		*1				4	R
	<i>Microprius</i>				*1						1,*1		*1				3	R
Ocypodidae	<i>Uca crenulata</i>		1	1	*2	1	1	1	1	1	*1	1	*1	1,*3		1	4	MC
	<i>Uca crenulata</i>					1	1	1	1	1	*1	1	*1				10	MC
	<i>Uca música musica</i>		1		*1									*4,			3	C
	<i>Uca latimanus</i>		1	1,*5	*1									*4,			4	MC
	<i>Uca princeps</i>				*5			1						1	*4		4	R
Panopeidae	<i>Uca vocator</i>											1,*1					2	C
	<i>Panopeus</i>													1			1	C
	<i>Eurytium</i>													1			1	R
	<i>Eurytium affine</i>		1	*5	*1			*4									4	R
Pilumnidae	<i>Pilumnus</i>			*5		1					1,*1		*1	1,*5	1	1,*7	8	C
	<i>Callinectes</i>				1	1	1	1	1	1	1		1,*1	1	1	1,*7	6	R
Xanthidae	<i>Callinectes</i>				*1						1		1			1,*7	2	R
	<i>Portunus xantusii</i>			*2												1	5	R
	<i>Catlepiodius</i>		1,*5	1	*1						1		*1		1		5	R
	<i>Xanthodius</i>				*1						1,*1		*1				3	R

géneros y 13 especies de braquiuros (Tabla 5), la familia Grapsidae fue la mejor representada con seis especies, *Goniopsis pulchra*, *Sesarma sulcatum* y *Aratus pisonii* fueron las dominantes. En las porciones de manglar con mayor cobertura, *G. pulchra* fue observada preferentemente en las regiones cubiertas con *R. mangle* y las otras en los espacios dominados por *L. racemosa*. *Cardisoma crassum* se observó en los manglares de Loreto de manera común en grandes madrigueras alrededor de los troncos y ramas de *L. racemosa*.

En resumen se encontraron 78 especies de macroinvertebrados en los manglares que se incluyen en esta revisión, de los cuales 30 fueron crustáceos, 19 gasterópodos, 9 bivalvos, 7 esponjas, 5 poliquetos, 2 equinodermos, 2 cordados, 2 briozoarios, 1 cnidarios (anémonas), y un sipuncúlido (Fig. 5).

Estudio de las Jaibas en estero El Conchalito y bahía Magdalena

En Baja California Sur los valores de abundancia de *Callinectes bellicosus* se asocian a las localidades con pastos marinos y macroalgas en San Carlos Viejo, La Libertad y San Buto, Bahía Magdalena (González-Ramírez *et al.* 1990, Villarreal-Chávez *et al.* 2003).

En la Ensenada de La Paz en particular en el Estero El Conchalito, se encuentran dos especies de jaibas: *Callinectes arcuatus* y *C. bellicosus*. Escamilla-Montes (1998) llevo acabo muestreos de jaibas en los años de 1997 y 1998, de un total de 1,233 organismos *C. arcuatus* representó el 83.05% fue la especie dominante mientras que *C. bellicosus* tuvo un 16.95%.

La abundancia mensual de *Callinectes arcuatus* presentó un máximo en el mes de agosto con cerca del 20% de la captura total, presentando las menores abundancias en diciembre y enero (con 21 y 20 individuos respectivamente) (Fig. 6).

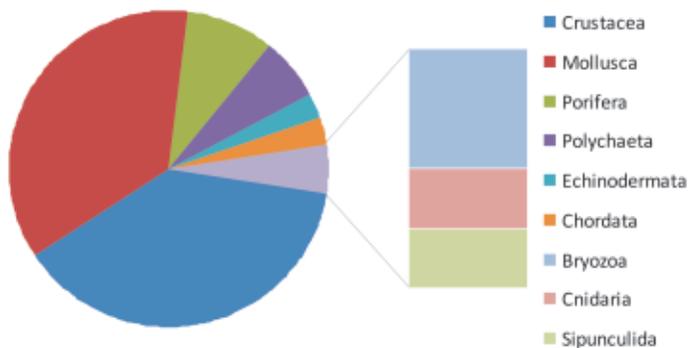


Figura 5.- Grupos de especies de macroinvertebrados dominantes de los manglares en la península de Baja California.

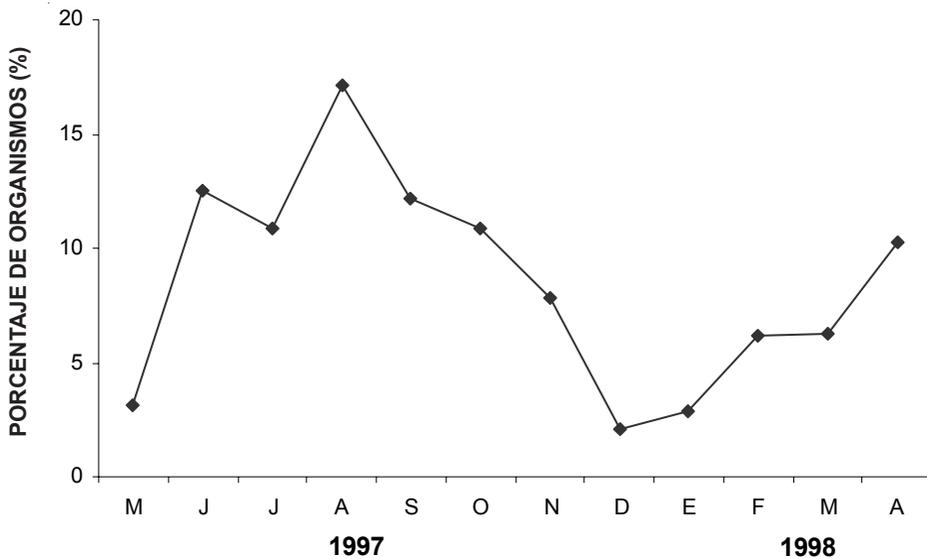


Figura 6.- Variación de la abundancia mensual de *C. arcuatus* en el estero El Conchalito, Ensenada de La Paz, B.C.S.

Para *Callinectes bellicosus* la mayor abundancia se registró en el mes de febrero, con un 21.05%, mientras que el mínimo se observó en septiembre con 1.44%; cabe hacer notar que no se encontraron organismos de esta especie en el mes de agosto (Fig.7).

El número de machos recolectados mensualmente de *Callinectes arcuatus* mostró dos picos principales en agosto y febrero y uno menor en enero. Para *C. bellicosus* sus máximas abundancias se presentan en los meses de mayo y diciembre y la menor en agosto (Fig. 8).

Para las hembras de *Callinectes arcuatus* la mayor abundancia se presentó en el mes de agosto y la menor en enero; para *C. bellicosus* la máxima abundancia de hembras se observó en marzo y la menor en agosto y septiembre (Fig. 9).

El comportamiento de la abundancia para las dos especies con relación al sexo de los organismos, observa una relación inversa, ya que al aumentar la abundancia de machos de *Callinectes arcuatus*, la de *C. bellicosus* disminuye; para las hembras se observó la misma tendencia, cuando hay un mayor número de hembras de *C. arcuatus*, las hembras de *C. bellicosus* tienden a disminuir y viceversa.

En cuanto a la variación de la abundancia estacional se observa que *Callinectes arcuatus* estuvo presente en todas las estaciones del año, con un pico máximo en el verano (39.66%) y mínimo en el invierno. *C. bellicosus* se encontró en una menor proporción con respecto a *C. arcuatus*, la estación dominante fue la primavera con más

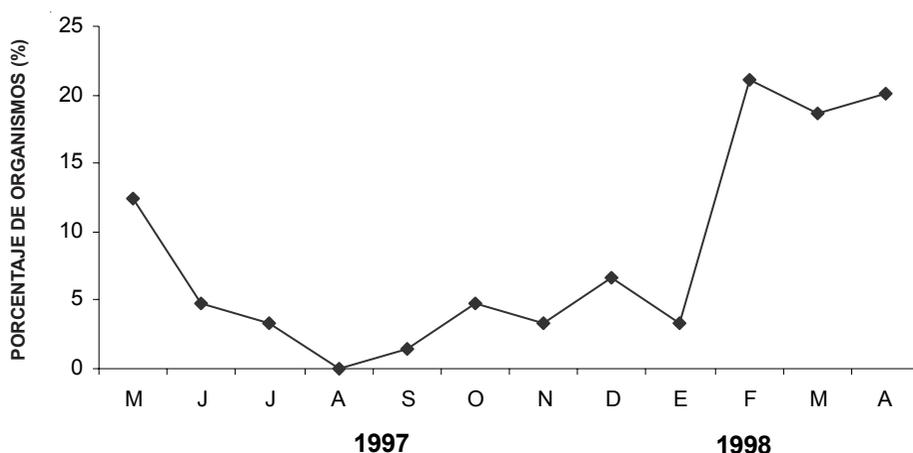


Figura 7.- Variación de la abundancia mensual de *C. bellicosus* en el Estero El Conchalito, Ensenada de La Paz, B.C.S.

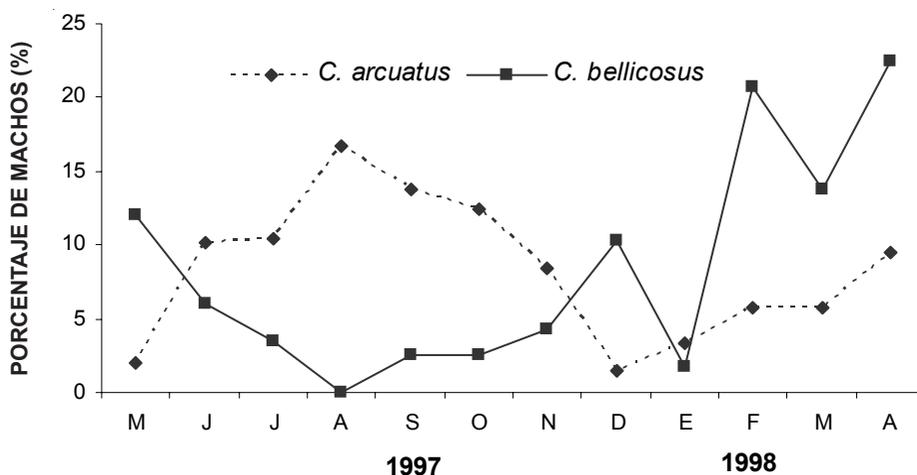


Figura 8.- Porcentaje promedio de machos durante los meses de muestreo en el Estero El Conchalito, Ensenada de La Paz, B.C.S.

del 50% de su población total y una menor proporción en el verano con 6.83% (Tabla 6) (Escamilla-Montes 1998).

Para estimar el crecimiento se calcularon los parámetros de la ecuación de von Bertalanffy (longitud y peso). Para los machos de *Callinectes arcuatus* se estimó $K = 0.8 \text{ año}^{-1}$ y $L_{\infty} = 181 \text{ mm}$, mientras que para las hembras fue de $K = 0.5 \text{ año}^{-1}$ y $LCD = 231 \text{ mm}$. Este valor se sale del patrón de las medidas conocidas, lo que puede deberse

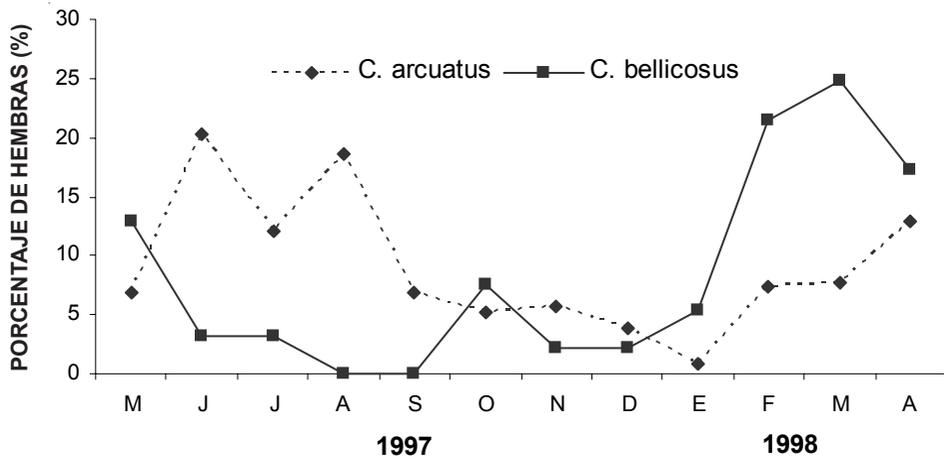


Figura 9.- Porcentaje promedio de hembras durante los meses de muestreo en el Estero El Conchalito, Ensenada de La Paz, B.C.S.

Tabla 6.- Abundancia estacional de *Callinectes arcuatus* y *C. bellicosus* en el Estero El Conchalito, Ensenada de La Paz, B.C. S.

ESTACIÓN	<i>C. arcuatus</i>	<i>C. bellicosus</i>	TOTAL
PRIMAVERA	201	107	308
VERANO	414	17	431
OTOÑO	316	20	336
INVIERNO	163	15	178

a la frecuencia de tallas que presentaron las muestras analizadas. Sin embargo, para *C. bellicosus*, debido a que el tamaño de la muestra no fue representativa, la estimación del crecimiento se hizo únicamente para la especie, sin una separación de los sexos como se realizó con *C. arcuatus* (Tabla 7).

Utilizando estos parámetros se construyeron las curvas de crecimiento para *Callinectes arcuatus* (Fig. 10 a y b) y *C. bellicosus* (Fig. 11). Los valores registrados del índice del crecimiento son muy similares en ambas especies.

En lo que se refiere a la fecundidad de las jaibas en el área de estudio se analizaron 24 organismos, de los que 8 hembras ovígeras pertenecen a *Callinectes arcuatus* y 16 hembras a *C. bellicosus*. La fecundidad promedio para *C. arcuatus* fue de 3,929,105 huevos para hembras con una talla promedio de 107.01 mm de ancho de caparazón, mientras que para *C. bellicosus* la fue de 4,726,409 huevos en promedio para hembras con una talla promedio de 112.79 mm de ancho de caparazón.

Tabla 7.- Ecuaciones de crecimiento obtenidas a partir de la ecuación de von Bertalanffy para *Callinectes arcuatus* y *C. bellicosus*

<i>C. arcuatus</i>	ECUACIÓN	N
MACHO	$L_t = 181(1 - e^{-0.8(t+0.16)})$	793
HEMBRA	$L_t = 231(1 - e^{-0.5(t+0.09)})$	231
<i>C. bellicosus</i>	$L_t = 161(1 - e^{-0.8(t+0.07)})$	209

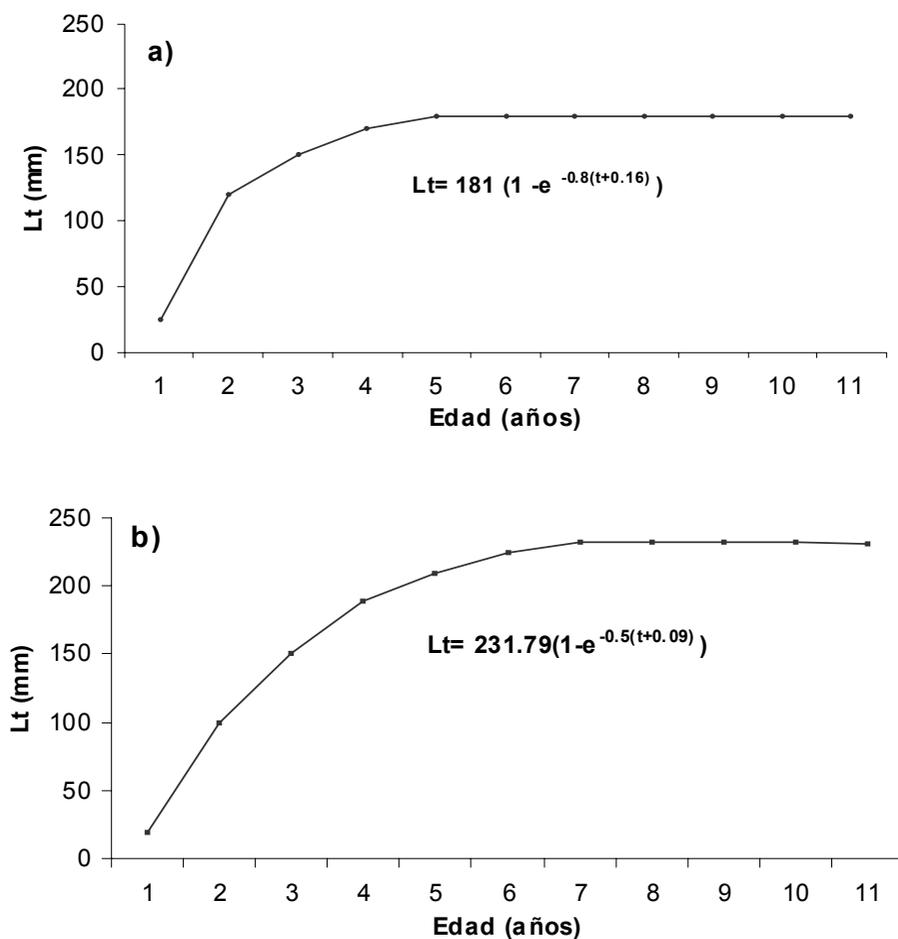


Figura 10.- Curvas de crecimiento de *Callinectes arcuatus* a) Machos, b) Hembras.

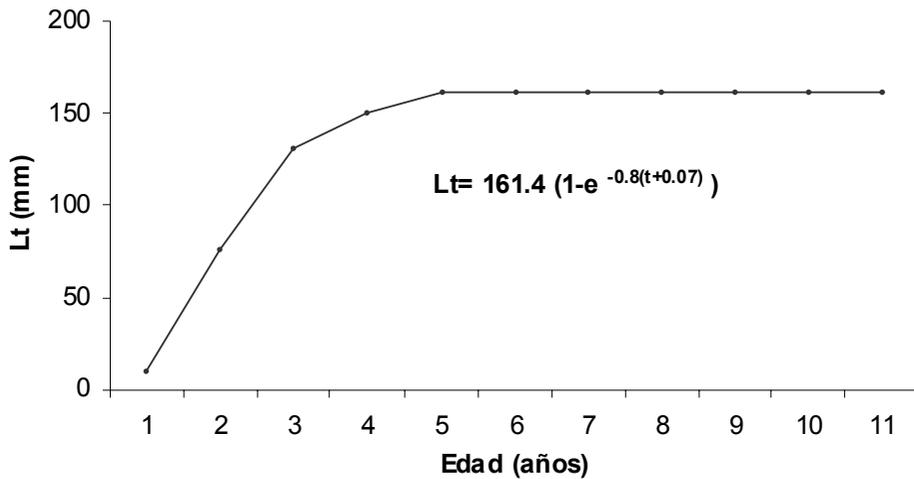


Figura 11.- Curva de crecimiento de *Callinectes bellicosus*.

El número total de huevos estimados para los individuos de *Callinectes arcuatus* fue de 1,873,600 para un individuo de 83.99 mm de ancho de caparazón (48.99 g) hasta 7,576,416 para un ejemplar de 124.14 mm ancho de caparazón (184.5 g) (Tabla 8) (Escamilla-Montes 1998).

Mientras que para *Callinectes bellicosus* fue de 2,807,184 huevos para un organismo que mide 105.0 mm de ancho de caparazón (113.6 g) hasta 7,727,862 para una hembra que mide 120.78 mm de ancho de caparazón (148.5 g) (Tabla 9) (Escamilla-Montes 1998).

Tabla 8.- Resultados detallados del ancho del caparazón (AC), peso total (PT), peso de la masa ovígera (P.M.O.), número de huevecillos en 0.05 g (N.P.H) y fecundidad de las hembras ovígeras de *Callinectes arcuatus* en el Estero El Conchalito, Ensenada de La Paz, B.C.S.

INDIVIDUO	AC (mm)	P.T. (g)	P.M.O. (g)	N.P.H.	FECUNDIDAD
1	83.99	48.9	16.0	5,586	1,873,600
2	90.34	66.7	25.7	5,855	2,871,204
3	98.75	77.3	21.1	5,625	2,373,750
4	110.54	112.4	30.8	5,745	3,453,296
5	115.48	134.1	40.7	5,668	4,839,230
6	116.42	144.5	44.0	5,945	4,803,040
7	116.42	112.3	31.7	5,606	3,642,300
8	124.14	184.5	66.6	5,458	7,576,416

Tabla 9.- Resultados detallados del ancho del caparazón (AC), peso total (PT), peso de la masa ovígera (P.M.O.), número de huevecillos en 0.05 g (N.P.H) y fecundidad de las hembras ovígeras de *Callinectes bellicosus* en el Estero El Conchalito, Ensenada de La Paz, B.C.S.

INDIVIDUO	AC (mm)	P.T. (g)	P.M.O. (g)	N.P.H.	FECUNDIDAD
1	105.9	113.6	25.1	5,769	2,807,184
2	106	109.5	26.2	5,856	2,928,660
3	107.54	97.5	30.3	5,592	3,428,748
4	107.89	106.9	35.5	5,326	4,164,150
5	108.21	108.4	37.1	5,550	4,345,155
6	108.55	116.5	38.9	5,623	4,254,104
7	109.68	127.4	40.4	5,665	5,150,400
8	110.55	121.8	42.5	5,488	4,866,250
9	113.94	117.2	43.3	5,725	4,905,890
10	117.57	133.5	43.8	5,460	4,782,960
11	118.07	138.8	46.9	5,793	5,433,834
12	118.13	139.9	46.7	5,658	5,125,792
13	119.41	152.6	46.4	5,865	5,039,040
14	119.67	153.8	54.6	5,436	5,936,112
15	120.78	148.5	66.7	5,786	7,727,862

En referencia la salinidad en la Bahía de la Paz, Pérez-González (2005) encontró que los juveniles del intervalo 41-50 mm, tienen menor incremento en talla a la salinidad de 18 ups que a las salinidades de 26 y 34 ups, donde a partir del intervalo 31-40 mm la salinidad de 18 ups tiende al mayor tiempo de intermuda y por lo tanto el incremento es menor. Sin embargo, no se encontraron diferencias significativas ($P > 0.05$). De acuerdo a lo anterior se encontró que la salinidad no tiene un efecto significativo en el tiempo de intermuda e incremento en talla entre los tratamientos; mientras tanto, en el intervalo de talla si encontramos diferencias significativas en el tiempo de intermuda e incremento en talla ya que cuando mayor es la talla, mayor es el incremento que ganan.

Para el experimento de alimentación este mismo autor menciona que el contenido de proteína es importante para el crecimiento de *Callinectes bellicosus*, pero es necesario mencionar que los nutrientes restantes contenidos en el alimento así como la aceptabilidad del mismo alimento influyen en el crecimiento.

En este estudio se estimó que las jaibas alimentadas con alimento natural (65% de proteína) mudaron en menos tiempo y tienden a crecer más que con los alimentos comerciales de 35 y 40% de proteína. Se encontraron diferencias significativas entre los tratamientos en el tiempo de intermuda ($p < 0.05$), y al aplicar la prueba de Tukey se observó que el tratamiento 35% de proteína es diferente del alimento natural (65.8% de proteína) y del de 40% de proteína, siendo el tratamiento de 35% el menos adecuado

por transcurrir más días para la muda de los organismos. Lo cual indica que el alimento natural y el alimento comercial de 40% de proteína son mejores para alimentar esta especie.

Los cangrejos portúnidos son clasificados principalmente como carnívoros-opportunistas y son importantes depredadores de moluscos y crustáceos regulando las poblaciones locales de sustratos suaves y desprotegidos (Su Sponaugle 1990) y aún de comunidades de sustrato duro (Eggleston 1990). Los portúnidos están dotados tanto de estructuras bucales como de un molino gástrico calcificado, que en conjunto con un par de quelas desarrolladas y una anatomía fuerte y ligera, los proveen de un eficiente equipo de depredación

Con respecto a la alimentación, Warner (1977) considera a las especies del género *Callinectes* como 100% carnívoras, pero autores como Dintel (1993) y Paul (1981), las consideran como omnívoros oportunistas puesto que se alimentan de lo que encuentran disponible en su hábitat. Moluscos y carroña son la dieta principal, pero la calidad y cantidad de alimento ingerido están asociadas con la edad, localidad y estación del año, siendo *Callinectes bellicosus* el principal depredador de 5 tipos alimentarios diferentes, tales como moluscos gasterópodos y bivalvos, crustáceos, peces y materia vegetal. Aunque la importancia de estos grupos cambia con la estación del año (Rodríguez-Rojero 2004). Este autor estudió los hábitos alimentarios de las jaibas *Callinectes arcuatus* y *C. bellicosus* en Bahía Magdalena, Baja California Sur, concluyendo que el espectro trófico de éstas jaibas es amplio y no preferencial, y los grupos alimentarios más importantes fueron los gasterópodos, bivalvos y crustáceos, aunque los peces, jaibas y materia vegetal fueron importantes en algunos casos, lo que indica que se trata de organismos generalistas. También da a conocer que las tendencias ontogénicas en los patrones de alimentación de las dos especies, van desde omnívoros oportunistas entre los juveniles (representado por su mayor espectro trófico) hacia una depredación malacófaga en los adultos.

Al analizar el contenido estomacal de 659 ejemplares de *Callinectes bellicosus* y 218 de *C. arcuatus* por los métodos frecuencial y gravimétrico se estableció que las tendencias ontogénicas son hacia el incremento de la depredación sobre gasterópodos y crustáceos pequeños y lo mas probable es que la eficiencia alimentaria durante el verano, al menos en los adultos, se relacione directamente con la disponibilidad de estas presas.

La dieta identificada en *C. bellicosus* indicó que existen cinco grupos alimenticios que constituyen el 41.5% en peso del contenido estomacal de la especie. Estos son, moluscos gasterópodos, moluscos bivalvos, crustáceos, peces y material vegetal. Aunque la importancia relativa de estos grupos mayoritarios cambió a lo largo del ciclo anual estudiado, estos se mantuvieron siempre como grupos preferenciales.

Por otra parte, los grupos alimenticios incidentales como anfípodos, isópodos, poliquetos y “otros” contribuyeron únicamente con el 1.31% en peso de todos los

estómagos revisados. Bajo el rubro de “otros” se encontraron organismos tan variados como balanos (Crustacea; Cirripedia), quitones (Mollusca; Polyplacophora), sipuncúlidos (Sipunculida), moscas (Insecta; Diptera), plumas de mar (Cnidaria; Hidrozoa), esponjas (Porifera) y pequeñas rocas que, por su gran tamaño relativo, fueron consideradas aparte del material inorgánico no identificable. También se encontró material de desecho o basura como pequeños trozos de plástico de diferentes colores y grosores, así como fragmentos de hilo nylon y cuerda (Rodríguez- Rojero 2004).

Para *C. arcuatus* se encontró que el material orgánico no identificable presentó la mayor proporción de la dieta, seguido por los crustáceos, gasterópodos, peces, bivalvos y jaibas. El sedimento y los restos de conchas de moluscos en estado avanzado de destrucción considerados dentro de este mismo, tuvieron poca proporción en esta especie al igual que el material vegetal y los grupos menores (Rodríguez-Rojero 2004).

Sobre reproducción y desarrollo de las primeras etapas larvales de juveniles son escasos los estudios para Baja California Sur. Entre estos destacan González-Ramírez *et al.* (1990), realizaron un estudio biológico pesquero de *Callinectes bellicosus* y *C. arcuatus* en Bahía Magdalena, B. C. S, México, y establecieron que la época de mayor frecuencia reproductiva de *C. bellicosus* ocurre de julio a septiembre, mientras que para *C. arcuatus* es de noviembre a diciembre.

Sánchez-Ortiz y Gómez-Gutiérrez (1992) encontraron que las hembras de *Callinectes bellicosus* en bahía Magdalena, se aparearon en lagunas costeras y estuarios y cuando ovígeras emigraron hacia las bocas en donde se presentó la eclosión de los huevos. Las zoeas se dispersan a mar abierto, se transforman en megalopas y entran de nuevo a los sistemas costeros donde crecen hasta alcanzar la forma adulta.

En Baja California Sur se han realizado algunas observaciones para *Callinectes bellicosus*, y se han encontrado organismos copulando en julio, agosto y septiembre. Los valores calculados de fecundidad para ocho organismos colectados en Bahía Magdalena en promedio fueron de 1.463 millones de huevos, con un mínimo y máximo de 643.9 mil y 2.7 millones de huevos (González-Ramírez *et al.* 1990).

En cuanto a la distribución espacial de las zoeas en Bahía Magdalena, se observó que en los meses de febrero, marzo y abril el patrón de distribución no fue homogéneo. Durante junio, las máximas concentraciones se ubicaron en la boca de Bahía Magdalena, Puerto Cortés y en Bahía Almejas, sin embargo, también se encontraron acumulaciones de menor concentración cerca de Puerto San Carlos. Finalmente, durante el mes de agosto la distribución fue homogénea en toda el área, presentándose densidades que fluctuaron entre 100 a 500 zoeas/10 m² en la boca, parte central y sur de Bahía Magdalena, así como en la parte norte de Bahía Almejas. *Callinectes bellicosus* copula durante los meses de julio, agosto y septiembre y *C. arcuatus* lo hace desde noviembre a diciembre, ello permite suponer que las elevadas concentraciones de zoeas registradas durante los meses de junio y agosto de 1985 (96% del total observado), correspondió al período reproductivo de *C. bellicosus*, en tanto que las mínimas concentraciones registradas

durante el período de febrero a abril (4%) posiblemente constituyan la producción larval de *C. arcuatus* (Sánchez-Ortiz y Gómez-Gutiérrez 1992).

CONCLUSIONES

Se encontraron 78 especies de macroinvertebrados en los manglares que se incluyen en esta revisión, que lo componen 30 crustáceos, 19 gasterópodos, 9 bivalvos, 7 esponjas, 5 poliuetos, 2 equinodermos, 2 cordados, 2 briozoarios, 1 cnidarios (anémonas), y un sipuncúlido.

Las especies de macroinvertebrados dominantes en los distintos manglares fueron *Balanus amphitrite* y *Chthamalus anisopoma* (Crustacea: Cirripedia); *Crassostrea palmula* y *Braquidontes adamsianus* (Mollusca: Bivalvia); dichas especies no son de importancia comercial, asimismo una diversidad de esponjas y ascidias, que en abundancia representan pocos organismos, pero forman una gran masa orgánica.

La época de reproducción para las dos especies de jaiba en Baja California Sur, incluyendo bahía Magdalena y el estero El Conchalito en el Golfo de California en general comprende el verano para *Callinectes bellicosus* y en invierno- primavera para *C. arcuatus*.

Se puede decir que en el estero El Conchalito las jaibas *C. bellicosus* son especies eurihalinas y buenas osmorreguladoras y que el mayor crecimiento con el alimento natural es atribuido principalmente al mayor contenido de proteína y a la buena aceptabilidad (Pérez-González 2005).

RECOMENDACIONES

En la comunidad del manglar convergen componentes animales de valor económico, escénico y ecológico. Hay especies para las cuales el manglar representa un hábitat exclusivo y para algunas especies que se encuentran bajo amenaza de extinción. Por consiguiente, en las circunstancias actuales la posibilidad de construir una marina o desarrollo turístico en los sitios estudiados de la Isla San José, no es factible la construcción porque resultarían dañados estos esteros. En cambio, es recomendable el sitio llamado Punta Salinas o donde estuvo la empresa salinera. Este estudio es para tomarse en cuenta por aquellos que cuentan con inventarios y planes de manejo de las islas del Golfo de California.

Para inducir un aprovechamiento responsable de las especies de jaiba existentes en el litoral del Océano Pacífico mexicano, incluyendo el Golfo de California, sin afectar su capacidad de renovación, se hace necesario establecer normas y medidas que conformen un marco de actuación para los agentes productivos, induciendo también la

preservación del ambiente y de los otros recursos biológicos.

Determinar el periodo de reproducción de las especies del género *Callinectes* con base a estudios histológicos. Estandarización las técnicas histológicas y establecer la relación del periodo de reproducción con los factores ambientales.

Es indispensable conocer aspectos tales como: mortalidad, supervivencia, ciclo de vida, etc. de las especies del género, para el desarrollo de proyectos encaminados a la explotación racional y protección del recurso.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen los apoyos recibidos de parte del Fondo Mexicano para la Conservación de la Naturaleza A.C. y de la Dirección de Estudios de Posgrado e Investigación del Instituto Politécnico Nacional para los tres proyectos de estudio de la bahía de Loreto e islas circunvecinas en los años de 1997 y 1998, en la isla San José durante 1999 al 2000, en la isla Espíritu Santo de 2001 a 2002, y a al de la costa oriental de bahía de Paz de 2006 a 2007. Asimismo, a la COFAA y EDI por las becas de estímulo a los investigadores y al CONACYT y PIFI-IPN por los apoyos a estudiantes becarios.

REFERENCIAS

- Abbott RT (1974) American Seashells. Editorial Van Nostrand Reinhold, Co., N. Y. 663 p.
- Acosta-Velázquez J, Ruiz-Luna A (2007) Variación en la cobertura, distribución y estructura de los manglares del complejo lagunar Bahía Magdalena-Bahía Almejas (1990-2005). En: Gómez J, Funes R, Palomares R (eds) Estudios Ecológicos de Bahía Magdalena. CICIMAR-IPN, La Paz, Baja California Sur, México, p 127-141.
- Anónimo (2003) Anuario Estadístico de Acuicultura y Pesca 2003. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (SAGARPA) y Comisión Nacional de Acuicultura y Pesca (CONAPESCA), México, 249 p.
- Barnes RD (1977) Zoología de los invertebrados. 3era. Edición. Editorial Interamericana, México D.F. 826 p.
- Bayne BL, Brown DA, Burns K, Dixon DR, Ivanovici A, Livingstone DR, Lowe DM, Moore MN, Stebbing ARD, Widdows J (1985) The effects of stress and pollution on marine animals. Praeger Special Studies, New York, 384 p.
- Brusca RC (1980) Common intertidal invertebrates of the Gulf of California. 2nd. Edition. Uni Arizona Press, Tucson, 513 p.
- Campos E, De Campos AR (1989) Range extension of decapod crustaceans from Bahía Tortugas and vicinity, Baja California Sur, México. Calif Fish and Game 75(3):169-183.
- Chávez EA, Fernández MS (1976) Contribución al conocimiento de la biología de la jaiba prieta (*Callinectes rathbunae*; Decapoda Portunidae) del Estado de Veracruz. Rev Soc Mex Hist Nat Tomo XXVII:273-291.

- Chávez-Rosales S (2006) El papel de los manglares en la producción de las comunidades acuáticas de Bahía Magdalena, B.C.S. Tesis de Doctorado. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, La Paz, Baja California Sur, México.
- Coan EV, Valentich Scott P, Bernard FR (2000) Bivalves Seashells of Western North America. Santa Barbara Museum of Natural History Monographs Number 2. 764 p.
- Coomans HE (1969) Biological aspects of mangrove mollusks in the West Indies. *Malacologia* 9(1):79-84.
- Cruz RA, Jiménez JA (1994) Guía de los moluscos asociados a las áreas de manglar de la Costa Pacífica de América Central. Edit. Fundación UNA, Heredia, Costa Rica, 182 p.
- Dittel A (1993) Cambios en los hábitos alimentarios de *Callinectes arcuatus* (Crustácea: Decapoda) en el Golfo de Nicoya, Costa Rica. *Rev Biol Trop* 41(3):639-646
- Dittel AI, Epifanio CE, Bautista J (1985) Population biology of the Portunid crab *Callinectes arcuatus* Ordway in the Gulf of Nicoya, Costa Rica, Central América. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 20:593-602.
- Eggleston DB (1990) Foraging behavior of the blue crab, *Callinectes sapidus*, on juvenile oysters, *Crassostrea virginica*: Effects of prey density and size. *Bull of Mar Sci* 46(1):62-82.
- English S, Wilkinson C, Baker V (1997) Survey Manual For Tropical Marine Resources. 2nd Edition, Australian Institute of Marine Science, 390 p.
- Epifanio CE (1995) Transport of blue crab (*Callinectes sapidus*) larvae in the waters off the mid-Atlantic states. *Bull of Mar Sci* 57(3):713-725.
- Escamilla-Montes R (1998) Aspectos de la biología de las jaibas del Género *Callinectes* en el Estero El Conchalito, Ensenada de La Paz, B.C.S. Tesis de Maestría. Instituto Politécnico Nacional. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas. 96 p.
- Espinosa-Garduño M, Amador ED, Llinas J, Díaz E (1982) Ecología de la fauna bentónica de dos áreas de manglar de la Bahía de La Paz, Baja California Sur, México, p 30-47. *En: Mem. CIBCASIO, VI Meeting, La Jolla, Ca. (December 1980).*
- Félix-Pico EF, Holguín-Quinones O, Campos E, Salgado-Barragán J (2003) Cangrejos asociados a los manglares de la costa oriental de Baja California Sur. p II:191-203. *En: Hendrickx ME (ed) Contribuciones al Estudio de los Crustáceos del Pacífico Este, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM, México.*
- García-Cubas A, Reguero M (1994) Comunidades de moluscos en lagunas costeras del Golfo de México: un esbozo ecológico. p 333-369. *En: De la Lanza-Espino G, Cáceres C (eds) Lagunas Costeras del Litoral Mexicano. Universidad Autón. de Baja California Sur, México. 526 p.*
- Garth JS, Stephenson W (1966) Brachyura of the Pacific Coast of America, Brachyrhyncha: Portunidae. *Allan Hancock Monographs in Marine Biology* 1:1-154.
- Gómez-Gutiérrez J, Sánchez-Ortiz CA (1992) Distribución y abundancia de los estadios planctónicos de la jaiba *Callinectes bellicosus* (Decapoda: Portunidae) en el Complejo Lagunar Bahía Magdalena, B.C.S., México. *Rev Inv Cient* 3(1):47-60.
- González-Ramírez PG, García-Domínguez F, Félix-Pico E (1990) Estudio biológico pesquero de las jaibas *Callinectes bellicosus* Stimpson y *C. arcuatus* Ordway de Bahía Magdalena, B.C.S. Informe de Proyecto CONACyT. Ref.: P220CCOR 881063. 7 p.
- Hendrickx ME (1984) Estudio de la fauna marina y costera del sur de Sinaloa, México. III Clave de identificación de los cangrejos de la familia Portunidae (Crustacea:Decapoda). *An Inst Cien del Mar y Limnol, Univ Nal Autón de Méx* 11(1):49-64

- Hendrickx ME (1995) Cangrejos. 567-635 p. En: Guía FAO para la identificación de especies para los fines de la pesca. Pacífico, Centro-Oriental. Vol.1. Plantas e Invertebrados. 646 p. Fischer W, Krupp F, Schneider W, Sommer C, Carpenter KE, Niem VH (eds) F.A.O. Roma, Italia.
- Hendrickx ME (1999) Los Cangrejos Braquiuros (Crustacea: Brachyura: Majoidea y Parthenopoidea) del Pacífico Mexicano. CONABIO. UNAM. 274 p.
- Holguín-Quiñones OE, Félix-Pico EF, Villareal-Chávez G (2002) Crustáceos de franja litoral y fondos someros del Parque Marino Nacional Bahía de Loreto, B.C.S.. I:157-181. En: Hendrickx ME (ed) Contribuciones al Estudio de los Crustáceos del Pacífico Este, Inst Ciencias del Mar y Limnología, UNAM, México. 383 p.
- Hyslop EJ (1980) Stomach contents analysis: a review of methods and their applications. J. Fish. Biol., 17(4): 411-430.
- Jiménez JA (1999) Ambiente, distribución y características estructurales en los manglares del Pacífico de Centro América: contrastes climáticos, p 51-70. En: Yáñez-Arancibia A, Lara-Domínguez AL (eds), Ecosistemas de Manglar en América Tropical. Instituto de Ecología, A.C. México, UICN/HORMA, Costa Rica, NOAA/NMFS Silver Spring MD USA. 380 p.
- Kathiresan K, Bingham BL (2001) Biology of Mangroves and Mangrove Ecosystems. Advances in Marine Biology 40. 251 p.
- Keen MA (1971) Sea Shells of Tropical West America. 2nd Ed. Stanford Univ Press. Stanford. 1064 p.
- Kerstitch A, Bertsch H (2007) Sea of Cortez Marine Invertebrates. A Guide for the Pacific Coast, Mexico to Perú. 2nd Edition, A Sea Challengers Publication, Monterey, California, 114 p.
- Leija-Tristán A, Salaices-Polanco H, Galindo-Jaramillo JM, Olivares-González E (1995) Estudio poblacional del cangrejo violinista *Uca (Leptuca) crenulata crenulata* (Lockington, 1877) (Brachyura: Ocypodidae) en la Ensenada de La Paz, Baja California Sur, México. Oceanología, Sep-DECyTM, año 3, 2(6):63-74.
- Lalana R (1986) Fauna asociada a las raíces de *Rhizophora mangle* L, en la Laguna costera "El Ciego". Rev Invest Marinas 3(3):55-65.
- Llinas-Gutiérrez J, Díaz E, Amador E, Espinoza M (1982) Crustacean diversity related to the substrate in two coastal lagoons in Baja California Sur, México, p 515-520. En: San Pietro A (ed) Biosaline Research: A Look to the Future, Vol. 23, Mem II Taller Inter Invest Biosal, La Paz, BCS, 1980, Plenum Press, N.Y.
- López SI (1986) Estudio taxonómico de los crustáceos de la Familia Majidae (Crustacea- Decapoda-Brachyura) de la Costa Este de México. Tesis de Licenciatura. ENEP Iztacala. UNAM. México, 90 p.
- Márquez B, Jiménez M (2002) Moluscos asociados a las raíces sumergidas del mangle rojo *Rhizophora mangle* en el Golfo de Santa Fe, Estado Sucre, Venezuela. Rev Biol Trop 50(3/4):1101-1112.
- Mc Connaughey HB (1974) Introducción a la Biología Marina. Acirbia, Zaragoza, España. 136p.
- Morris RH, Abbott DP, Haderlie EC (1980) Intertidal Invertebrates of California. Stanford Univ Press, California. 690 p.
- Morton B (1983) Mangrove bivalves, p 77-137. En: Russell-Hunter WD (ed), The Mollusca Ecology Vol 6. Academic Press, New York.

- Norse EA, Estevez N (1977) Studies on portunid crab from eastern Pacific. I. Zonation along environment stress gradients from the coast of Colombia. *Marine Biology* 40:365-373.
- Parker RH (1969) Benthic invertebrates in tidal estuaries and coastal lagoons, p 545-562. En: Ayala Castañares A, Phleger FB (eds) *Lagunas Costeras*. Mem Simp Inter de Lagunas Costeras, UNAM-UNESCO, 28-30 de noviembre de 1967, México, D.F. 686 p.
- Paul RKG (1981) Natural diet, feeding and predatory activity of the crabs *Callinectes arcuatus* and *C. toxotes* (Decapoda. Brachyura. Portunidae). *Mar Ecol Prog Ser* 6:91-99.
- Paul RKG (1982) Abundance, breeding and growth of *Callinectes arcuatus* Ordway and *Callinectes toxotes* Ordway (Decapoda; Brachyura; Portunidae) in a coastal lagoon system on the Mexican Pacific Coast. *Estuar Coast and Shelf Sc* 14:13-26.
- Pérez-González JE (2005) Influencia de la salinidad y el alimento en el proceso de muda de la jaiba verde *Callinectes bellicosus* (Stimpson, 1859) en un sistema de recirculación. Tesis de Maestría. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas. Instituto Politécnico Nacional. La Paz, Baja California Sur, México. 66 p.
- Pérez-Nevarez V (1995) Zonación y estructura de la comunidad de moluscos bivalvos en la Ensenada de La Paz, B.C.S., México. Tesis de Maestría, CICIMAR-IPN, La Paz, B.C.S. 91p.
- Rathbun MJ (1918) The grapsoid crabs of America. *Bulletin of the United National Museum* 97, 461 p.
- Rathbun MJ (1930) The Cancroid crabs of America of the families Euryllidae, Portunidae, Atelecyllidae, Cancridae y Xanthidae. *Bull. U.S. Nat. Scienc.* 152: 1-609.
- Reyes R, Campos NH (1992) Macroinvertebrados colonizadores de raíces de *Rhizophora mangle* en la Bahía de Chenque, Caribe Colombiano. *An Inst Invest Mar Punta Betín*, 21:101-116.
- Rodríguez AB (1991) Taxonomía y distribución de tres familias de cangrejos Oxystomatos (Dorippidae, Calappidae, Leucosiidae) de la Plataforma Continental del Sureste del Golfo de México. Tesis de Licenciatura en Biología. Fac Cienc UNAM. 96 p.
- Rodríguez-Rojero A (2004) Hábitos alimentarios de las jaibas *Callinectes bellicosus* Stimpson y *C. arcuatus* Orway (Brachyura: Portunidae) en la Bahía Magdalena, Baja California Sur, México. Tesis de Maestría. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas. Instituto Politécnico Nacional. La Paz, Baja California Sur, México. 106 p.
- Román-Contreras M (1986) Análisis de la población de *Callinectes spp.* (Decapoda; Portunidae) en el sector occidental de la Laguna de Términos, Campeche, México. *I An Inst Cien Mar y Limnol, Univ Nal Autón Méx.* 13(1):315-322.
- Salgado-Barragán J, Hendrickx ME (1997) Decapods crustaceans from the Pacific coast of Mexico, including new records and taxonomic remarks. *Rev Biol Trop* 44(3):680- 683.
- Salgado-Barragán J, Hendrickx ME (2002) Panopeid crabs (Crustacea: Brachyura: Panopeidae) associated with prop roots of *Rhizophora mangle* L. in a tropical coastal lagoon of the SE Gulf of California, Mexico, p 163-169. En: Escobar-Briones E, Alvarez F (eds) *Modern Approaches to Study of Crustacea*, Kluwer Academic/Plenum Publishers.
- Salmón M (1983) Courtship, mating systems and sexual selection in Decapods. En: Rebach S, Dunham DW (eds) *Studies in adaptation. The Behavior of higher Crustacea*. Toronto. 143-169.
- Sánchez-Ortiz CA, Gómez-Gutiérrez J (1992) Distribución y abundancia de los estadios planctónicos de la jaiba *Callinectes bellicosus* (Decapoda: Portunidae), en el complejo lagunar

- de Bahía Magdalena, BCS, México. *Rev Inv Cient U.A.B.C.S.*, 3(1):47-60.
- Sheridan P (1997) Benthos of adjacent mangrove, seagrass and non-vegetated habitats in Rookery Bay, Florida, U.S.A. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 44:455-469.
- Snyder-Conn E (1980) Arthropoda: Crustacea. Paguroidea and Coenobitoidea (Hermit Crabs). p 275-285 en Brusca RC (ed) *Common Intertidal Invertebrates of the Gulf of California*. 2nd Edition, The University of Arizona Press, Tucson, Arizona, 513 p.
- Solano-Azar AGA (1986) Distribución, abundancia y algunos aspectos biométricos de *Callinectes arcuatus* Ordway, sobre la plataforma continental del sur de Sinaloa y Nayarit (Crustacea, Decapoda, Brachyura). Tesis profesional. UNAM, México, D.F., 105 p.
- Su Sponaugle PL (1990) Portunid crab predation on juvenile hard clams: effects of substrate type and prey density. *Mar Ecol Prog Ser* 67:43-63.
- Sutherland JP (1980) Dynamics of the epibenthic community on roots of the mangrove *Rhizophora mangle*, at Bahía de Buche, Venezuela. *Marine Biology* 58:75-84.
- Tovilla-Hernández C (1994) Manglares, p 371-423. En: De la Lanza-Espino G, Cáceres C (eds) *Lagunas Costeras del Litoral Mexicano*. Universidad Autónoma de Baja Calif Sur, México. 526p.
- Villalobos-Hiriart JL, Nates-Rodríguez JC, Cantú-Díaz-Barriga A, Valle-Martínez MD, Flores-Hernández P, Lira-Fernández E, Schmidtsdorf-Valencia P (1989) Crustáceos estomatópodos y decápodos intermareales de las Islas del Golfo de California, México. *Listados Faunísticos de México I*. Instituto de Biología UNAM. 114 p.
- Villamar CA (1965) Fauna malacológica de la Bahía de La Paz, B.C.S., con notas biológicas. *An Inst Nal Invest Biol Pesq, México*, 1:115-152.
- Villarreal-Chávez G, González-Ramírez PG, García-Domínguez FA, Félix-Pico EF, Holguín-Quñones O (2003) Population biology of *Callinectes bellicosus* (Stimpson, 1859) (Decapoda: Portunidae) in Bahía Magdalena lagoon system, En: Hendrickx ME (ed) *Contribuciones al Estudio de los Crustáceos del Pacífico Este*. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM, México. p II:169-176.
- Virnstein RW (1977) The importance of predation by crabs and fishes on benthic infauna in Chesapeake Bay. *Ecol* 58:1197-1217.
- Warner GF (1977) *The biology of crabs*. Van Nostrand Reinhold Company. New York. U.S.A. 202 p.
- Whitmore RC, Brusca RC, León-De la Luz JL, González-Zamorano P, Mendoza-Salgado R, Amador-Silva ES, Holguín G, Galván-Magaña F, Hastings PA, Cartron JLE, Felger RS, Seminoff JA, McIvor CC (2005) The ecological importance of mangroves in Baja California Sur: Conservation implications for an endangered ecosystem, En: Cartron JLE, Ceballos G, Felger RS (eds) *Biodiversity, Ecosystems, and Conservation in Northern Mexico*. Oxford University Press. p 1-41.
- Williams A (1974) The swimming crabs of the genus *Callinectes* (Decapoda: Portunidae). *Fish Bull* 72(3):685-798.



Manglar en Isla Magdalena, Bahía Magdalena, B.C.S. Foto Charles Chandler

USO DE HABITAT Y COMPOSICIÓN DE LA AVIFAUNA EN TRES ZONAS DE MANGLAR DE BAJA CALIFORNIA SUR

Edgar Amador¹, Eduardo Palacios², Renato Mendoza-Salgado¹
y Juan Antonio de Anda-Montañez¹

¹ Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste (CIBNOR). Mar Bermejo No. 195 Col Playa Palo de Santa Rita. Apdo. Postal 128 La Paz, B. C. S. 23090. México. eamador04@cibnor.mx

² Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada (CICESE). Unidad La Paz y Pronatura Noroeste, A.C. Miraflores 334 e/ Mulegé y La Paz. Fracc. Bella Vista, La Paz, B. C. S. 23050. México.

RESUMEN

Con base en la bibliografía e información de campo generada por los autores, se elaboró una lista de las especies de aves asociadas a los manglares de Baja California Sur, además de su estatus de conservación y de presencia temporal. Los manglares se agruparon en tres zonas; zona 1 Bahía Ballenas, zona 2 Complejo Lagunar Magdalena-Almejas, y la zona 3 Bahía de La Paz.

Un total de 152 especies, 42 familias y 16 órdenes son aquí registrados para estos biotopos. El 43% (66 especies) de su avifauna es residente permanente, y el resto (57%, 86 especies) migratorio. La mayoría de las especies (115 especies) son de afinidad acuática (76%) y solamente 37 especies (24%) son de afinidad terrestre. El hábitat más importante en cuanto al número de especies fue la zona 3, con 115 especies presentes. Doce especies se encuentran en la NOM-059-SEMARNAT-2001, de las cuales una está amenazada (*Branta bernicla nigricans*), dos en peligro de extinción (*Haliaeetus leucocephalus* y *Sternula antillarum browni*) y nueve sujetas a protección especial.

Palabras clave: composición, avifauna, manglar, diversidad, Baja California Sur, México.

A SURVEY OF THE COMPOSITION AND HABITAT USE OF BIRD COMMUNITIES IN THREE MANGROVE ZONES OF BAJA CALIFORNIA SUR

ABSTRACT

On the basis of bibliographical information and field data collected by the authors, a list of bird species that inhabit the mangroves of Baja California Sur was generated. In addition, the conservation status and temporal distribution of the species found were also documented. For this study, the mangroves were subdivided into three zones: (1) Bahía Ballenas, (2) Complejo Lagunar Magdalena-Almejas, and (3) Bahía de La Paz. A total of 152 species, 42 families and 16 orders of taxonomic groups were identified. The temporal composition of the avifauna was represented by 66 resident species (43%) and 86 migratory species (57%). Most avifauna, 115 species of birds, were of aquatic affinity and comprised 76% of the species found, while the remaining 37 species (24%) were of terrestrial affinity. The richest area of species biodiversity was zone 3, with 115 species. Twelve species are protected by the NOM-059-ECOL-2001, one species is endangered (*Branta bernicla nigricans*), two are threatened by extinction (*Haliaeetus leucocephalus* y *Sternula antillarum browni*), and nine are subject to special protection.

Key words: avifauna, composition, mangrove, biodiversity, extinction, endangered, Baja California Sur, Mexico.

INTRODUCCIÓN

Las aves han ocupado una gran variedad de hábitat entre los que se encuentran los ambientes de manglar. Aunque existe un buen número de referencias sobre las aves en Baja California Sur (cf. Grinnell 1928, Wilbur 1987, Howell *et al.* 2001), el listado de referencias se reduce considerablemente al considerar las aves asociadas a cuerpos lagunares con vegetación de manglar. Estudios más particulares en la región norte del Estado, se encuentran los trabajos de Huey (1927) en los esteros de Laguna San Ignacio y La Bocana; Bancroft (1930) en Laguna San Ignacio; Danemann y Guzmán-Poo (1992) en Laguna San Ignacio y Danemann y Carmona (1993) en los esteros de El Coyote y La Bocana. Por su parte en el complejo lagunar Magdalena-Almejas se pueden señalar los trabajos de Gómez *et al.* (1984), Amador-Silva (1985) y más recientemente, Zarate-Ovando (2006) y Amador *et al.* (2006). Para la Bahía de La Paz los de Mendoza-Salgado (1983), Llinas-Gutierrez *et al.* (1989), Carmona *et al.* (1994), Becerril-Morales (1994), Carmona (1995), Brabata-Domínguez (1995) y Becerril y Carmona (1997).

El objetivo de este trabajo es proporcionar un marco de referencia sobre el uso del hábitat y la composición de la avifauna en tres zonas de manglar de Baja California

Sur, en el contexto de la importancia de los mismos para esta clase de fauna. Consta principalmente sobre la forma de presencia de las aves residentes o migratorias y el uso de éstas para reproducción. Se presenta en forma de tablas con datos actualizados.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se elaboró un listado de las especies de aves que concurren en los manglares de Baja California Sur, basado en registros de la literatura y en información de campo. En este trabajo se ha considerado a los manglares como un ecosistema, que se tipifica por su comunidad de mangle, cuerpo de agua abierto o lagunar, canales de marea, planicies de inundación y vegetación halófila circundante.

Para el arreglo sistemático de las especies se siguió a la American Ornithologists' Union A.O.U. (1998) y suplementos (American Ornithologists' Union 2000, Banks *et al.* 2002, 2004, 2006, 2007, 2008), y para las categorías de la estacionalidad lo propuesto por Wilbur (1987) y, Howell y Webb (1995).

Los sitios de manglares se agruparon en tres zonas. La zona 1 en Bahía Ballenas, que se ubica al Noroeste de la costa occidental de Baja California Sur, y comprende al Complejo Lagunar San Ignacio, incluyendo a los manglares de los esteros de La Bocana, El Coyote y Laguna San Ignacio; la zona 2, al Complejo Lagunar Magdalena-Almejas, se localiza en la parte media de la costa occidental, con una extensión de 200 km, donde el complejo Lagunar congrega al canal de Santo Domingo, las bahías de Magdalena, Almejas y Santa Marina, y el estero de Rancho Bueno; por último la zona 3, en Bahía de La Paz, ubicada en la costa oriental que abarca a la Bahía de La Paz y sus esteros El Mogote, Zacatecas, El Zacatal, El Conchalito, Enfermería y Balandra (Fig. 1). Las tres zonas han sido consideradas como Áreas de Importancia para la Conservación de las Aves (AICAS) (Benítez *et al.* 1999).

Las aves también fueron clasificadas por grupos funcionales, mismos que incluyen a las aves vadeadoras, nadadores y buceadores, sondeadores playeros, depredadores aéreos y arborícolas (Odum *et al.* 1982); además fueron reconocidas según su afinidad al ambiente primario en acuáticas y terrestres.

Por otro lado, el listado marca una clasificación de la avifauna con base en el estatus de las especies según la Norma Oficial Mexicana NOM-059-ECOL-2001 (SEMARNAT 2002), en donde se incluyeron las categorías de riesgo: en Peligro de Extinción (P), Amenazadas (A) y Sujetas a Protección Especial (Pr).

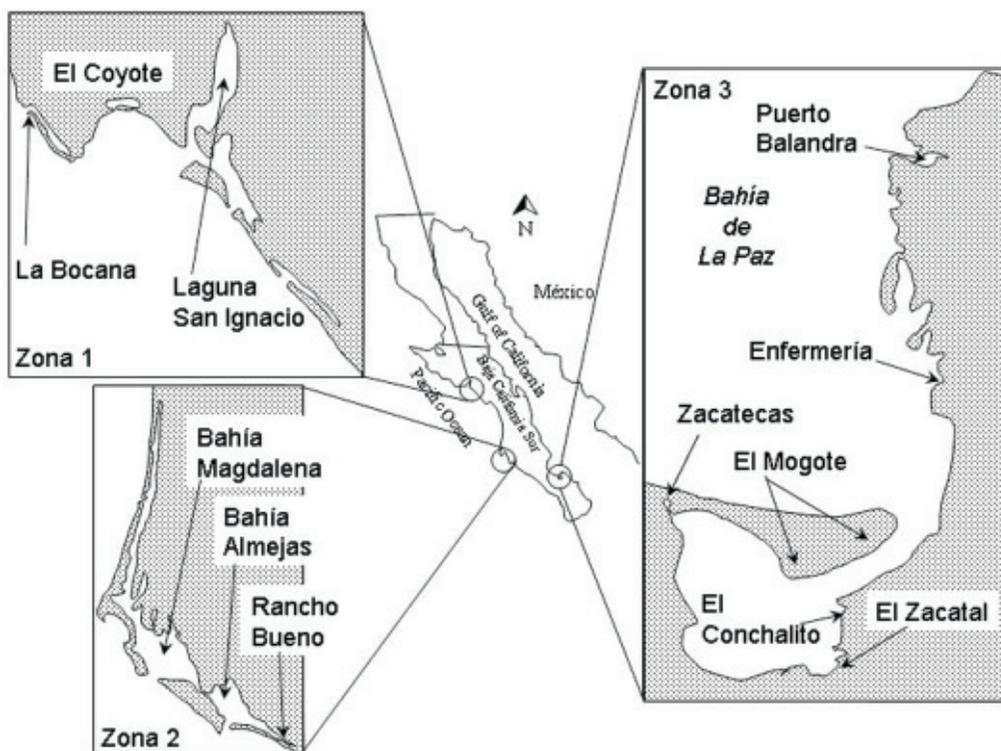


Figura 1.- Zonas de estudio donde se concentran comunidades de mangle en Baja California Sur; zona 1 Bahía Ballenas, zona 2 Complejo Lagunar Magdalena-Almejas, zona 3 Bahía de La Paz.

RESULTADOS

Composición y distribución de especies

Completan la lista 152 taxones específicos distribuidos en 42 familias y 16 órdenes (Tabla 1). Las familias mejor representadas fueron Scolopacidae con 21, Laridae y Anatidae con 20 y Ardeidae con 12 especies. El resto de las familias presentaron números inferiores o iguales a cinco especies. Del total de las especies, 66 de ellas se clasificaron como residentes permanentes (43%) y 86 (57%) migratorias. La avifauna fue integrada por 115 especies (76%) con afinidad primaria a los ambientes acuáticos y 37 especies (24%) hacia los terrestres.

En Bahía Ballenas se reporta la presencia de 107 especies, 65 de ellas son migratorias y 42 residentes permanentes; por su parte, en el Complejo Lagunar Magdalena Almejas

el registro ornitológico asciende a 110 especies, siendo 65 migratorias y 45 residentes permanentes; y para Bahía de La Paz, el número de especies contabilizadas es de 115, de las cuales 58 son migratorias y 57 residentes permanentes.

Doce especies se encuentran en la NOM-059-SEMARNAT-2001, *Branta bernicla nigricans* amenazada, *Haliaeetus leucocephalus* y *Sternula antillarum brownii* en peligro de extinción, y *Egretta thula*, *Mycteria americana*, *Falco peregrinus*, *Rallus longirostris*, *R. limicola*, *Larus heermanni*, *L. livens* y *Thalasseus elegans* sujetas a protección especial.

Uso de los manglares

Las aves que se reproducen en los biotopos de manglar en Baja California Sur, totalizan 28 especies (Tabla 2), de las cuales 17 lo realizan en las tres zonas, una en dos zonas y nueve en solo una zona. Entre las especies que se reproducen en las tres zonas tenemos a 10 especies de Ciconiiformes, el rálido *Rallus longirostris*, cuatro Charadriiformes (*Charadrius alexandrinus*, *C. wilsonia*, *C. semipalmatus* y *Sternula antillarum*), y dos Passeriformes (*Dendroica petechia* y *Passerculus sandwichensis*). Otras especies como *Phalacrocorax auritus* se reproduce en dos sitios, mientras que otras nueve lo hacen en solo una zona (e.g., *Fregata magnificens*, *Bubulcus ibis*, y *Haliaeetus leucocephalus*), con excepción de *Bubulcus ibis* que además anida en la ensenada de La Paz (Massey y Palacios 1994).

En Bahía Ballenas, el número de especies que se reproducen en diferentes partes del ecosistema son 19, pero en la propia laguna únicamente lo hace *Eremophila alpestris*.

Doce especies están incluidas en la Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2001 (SEMARNAT 2002). En la categoría de Amenazada se encuentra la subespecie de ganso de collar *Branta bernicla nigricans*; en la categoría de sujetas a protección especial se encontraron nueve especies: tres Ciconiiformes (las garzas *Ardea herodias sanctilucae* y *Egretta rufescens*, y la cigüeña *Mycteria americana*), una rapaz (halcón peregrino *Falco peregrinus*) y dos gaviotas (*Larus heermanni* y *L. livens*), una golondrina de mar (*Thalasseus elegans*); en la categoría de en peligro de extinción se incluye al águila cabeza blanca *Haliaeetus leucocephalus*, y el gallito marino menor *Sternula antillarum browni*.

Los gremios aportan indicadores de las estrategias de alimentación de las aves que concurren en las tres zonas estudiadas. Se definieron seis categorías, de las cuales los Nadadores-Buceadores son los mejores representadas seguida por los Sondeadores Playeros y Aéreos mientras que en un nivel intermedio están los Depredadores Aéreos y las menos representadas los Vadeadores y Rapaces (Tabla 1).

Aves vadeadoras

Conforman este grupo la totalidad de las especies del orden Ciconiiformes, En los manglares se encuentran reportadas 16 especies, que entre las más comunes se tiene a *Ardea herodias*, *A. alba*, *Egretta thula*, *E. tricolor*, *E. rufescens* *Nyctanassa violacea* y *Eudocimus albus*.

Nadadores y buceadores

Componen este grupo varios órdenes entre los que se encuentran los Anseriformes (patos y gansos), Gaviiformes (colimbos), Podicipediformes, (zambullidores y achichiliques), Procellariiformes (pardelas y petreles), Pelecaniformes (bobos, pelicanos, cormoranes y tijeretas) y Gruiformes (gallareta). Se cuenta con el registro de 39 especies, siendo éste el grupo con el mayor número de integrantes.

Sondeadores playeros

En este grupo se ubicaron los Gruiformes y algunos Charadriiformes de las familias Charadriidae, Hematopodidae, Recurvirostridae y Scolopacidae, todos ellos conformando 33 especies.

Depredadores aéreos

Componen este grupo 22 especies que incluyen a todos los representantes de la familia Laridae (gaviotas y gallitos de mar) y al martín pescador *Megaceryle alcyon* (Alcedinidae).

Arborícolas

Grupo funcional que comprende a 31 especies representativas de seis órdenes tales como Columbiformes (palomas), Strigiformes (búhos), Caprimulgiformes (chotacabras), Apodiformes, Piciformes (carpinteros) y Passeriformes (padrinos).

Rapaces

Se incluyen a 11 especies de Falconiformes (águilas y gavilanes) y la tijereta o rabihorcado (*Fregata magnificens*).

Bahía Ballenas

En este sitio se consigna la presencia de 107 especies, de ellas, 65 son migratorias y 42 residentes permanentes. El número de especies que se reproducen en la zona son 19, de todas únicamente *Eremophila alpestris* se reproduce en la laguna de San Ignacio.

Tabla 1.- Lista de especies observadas en las tres zonas. Z=Zona (1, 2 y 3): P= Presencia; Re= Residente permanente, Mi= Migratoria; A= Ambiente; Ac= Acuática, Te= Terrestre; GR=Gremio; NB=Nadadores y Buceadores, SP=Sondeadores Playeros, DA=Depredadores aéreos, AR=Aéreos, VA=Vadeadores y RA=Rapaces.

FAMILIA/Especie	Z1	Z2	Z3	P	A	GR
ANATIDAE						
<i>Anser albifrons</i>	X			Mi	Ac	NB
<i>Branta bernicla</i>	X	X		Mi	Ac	NB
<i>Anas strepera</i>		X		Mi	Ac	NB
<i>Anas americana</i>	X			Mi	Ac	NB
<i>Anas platyrhynchos</i>			X	Mi	Ac	NB
<i>Anas cyanoptera</i>		X	X	Mi	Ac	NB
<i>Anas clypeata</i>		X	X	Mi	Ac	NB
<i>Anas acuta</i>	X	X	X	Mi	Ac	NB
<i>Aythya valisineria</i>	X			Mi	Ac	NB
<i>Aythya americana</i>	X	X		Mi	Ac	NB
<i>Aythya collaris</i>	X			Mi	Ac	NB
<i>Aythya marila</i>	X		X	Mi	Ac	NB
<i>Aythya affinis</i>	X	X	X	Mi	Ac	NB
<i>Melanitta perspicillata</i>	X	X		Mi	Ac	NB
<i>Melanitta fusca</i>	X			Mi	Ac	NB
<i>Bucephala albeola</i>	X	X	X	Mi	Ac	NB
<i>Bucephala clangula</i>		X		Mi	Ac	NB
<i>Mergus merganser</i>	X	X		Mi	Ac	NB
<i>Mergus serrator</i>	X	X	X	Mi	Ac	NB
<i>Oxyura jamaicensis</i>	X	X	X	Mi	Ac	NB
GAVIIDAE						
<i>Gavia pacifica</i>	X	X		Mi	Ac	NB
<i>Gavia immer</i>		X		Mi	Ac	NB
<i>Gavia adamsii</i>		X		Mi	Ac	NB
PODICIPEDIDAE						
<i>Podilymbus podiceps</i>			X	Mi	Ac	NB
<i>Podiceps nigricollis</i>	X	X	X	Mi	Ac	NB
<i>Aechmophorus occidentalis</i>	X	X	X	Mi	Ac	NB
<i>Aechmophorus clarkii</i>		X		Mi	Ac	NB

Tabla 1.- Continuación.

PROCELLARIIDAE						
<i>Puffinus opisthomelas</i>	X			Re	Ac	NB
HYDROBATIDAE						
<i>Oceanodroma leucorhoa</i>		X		Mi	Ac	NB
<i>Oceanodroma melania</i>		X		Re	Ac	NB
SULIDAE						
<i>Sula dactylatra</i>		X	X	Re	Ac	NB
<i>Sula neboxii</i>		X	X	Re	Ac	NB
<i>Sula leucogaster</i>		X	X	Re	Ac	NB
PELECANIDAE						
<i>Pelecanus erythrorhynchos</i>	X	X	X	Mi	Ac	NB
<i>Pelecanus occidentalis</i>	X	X	X	Re	Ac	NB
PHALACROCORACIDAE						
<i>Phalacrocorax penicillatus</i>	X	X	X	Re	Ac	NB
<i>Phalacrocorax brasilianus</i>		X		Mi	Ac	NB
<i>Phalacrocorax auritus</i>	X	X	X	Re	Ac	NB
FREGATIDAE						
<i>Fregata magnificens</i>	X	X	X	Re	Ac	RA
ARDEIDAE						
<i>Botaurus lentiginosus</i>	X	X		Mi	Ac	VA
<i>Ixobrychus exilis</i>	X			Mi	Ac	VA
<i>Ardea herodias</i>	X	X	X	Re	Ac	VA
<i>Ardea alba</i>	X	X	X	Re	Ac	VA
<i>Egretta thula</i>	X	X	X	Re	Ac	VA
<i>Egretta caerulea</i>	X	X	X	Re	Ac	VA
<i>Egretta tricolor</i>	X	X	X	Re	Ac	VA
<i>Egretta rufescens</i>	X	X	X	Re	Ac	VA
<i>Bubulcus ibis</i>	X	X	X	Re	Te	VA
<i>Butorides virescens</i>	X	X	X	Re	Ac	VA
<i>Nycticorax nycticorax</i>	X	X	X	Re	Ac	VA
<i>Nyctanassa violacea</i>	X	X	X	Re	Ac	VA
THRESKIORNITHIDAE						
<i>Eudocimus albus</i>	X	X	X	Re	Ac	VA
<i>Plegadis chihi</i>	X	X	X	Mi	Ac	VA
<i>Platalea ajaja</i>		X	X	Mi	Ac	VA
CICONIIDAE						
<i>Mycteria americana</i>			X	Mi	Ac	VA
CATHARTIDAE						
<i>Cathartes aura</i>	X	X	X	Re	Te	RA
ACCIPITRIDAE						
<i>Pandion haliaetus</i>	X	X	X	Re	Ac	RA

Tabla 1.- Continuación.

<i>Elanus leucurus</i>		X		Re	Te	RA
<i>Haliaeetus leucocephalus</i>		X		Re	Ac	RA
<i>Circus cyaneus</i>	X	X	X	Re	Te	RA
<i>Buteo jamaicensis</i>			X	Re	Te	RA
FALCONIDAE						
<i>Caracara cheriway</i>		X	X	Re	Te	RA
<i>Falco sparverius</i>		X	X	Re	Te	RA
<i>Falco columbarius</i>	X		X	Mi	Te	RA
<i>Falco peregrinus</i>	X	X	X	Re	Ac	RA
RALLIDAE						
<i>Rallus longirostris</i>	X	X	X	Re	Ac	SP
<i>Rallus limicola</i>	X		X	Re	Ac	SP
<i>Porzana carolina</i>		X		Mi	Ac	SP
<i>Fulica americana</i>			X	Mi	Ac	NB
CHARADRIIDAE						
<i>Pluvialis squatarola</i>	X	X	X	Mi	Ac	SP
<i>Charadrius alexandrinus</i>	X	X	X	Re	Ac	SP
<i>Charadrius wilsonia</i>	X	X	X	Re	Ac	SP
<i>Charadrius semipalmatus</i>	X	X	X	Mi	Ac	SP
<i>Charadrius vociferus</i>	X	X	X	Re	Ac	SP
HAEMATOPODIDAE						
<i>Haematopus palliatus</i>	X	X	X	Re	Ac	SP
<i>Haematopus bachmani</i>	X			Re	Ac	SP
RECURVIROSTRIDAE						
<i>Himantopus mexicanus</i>	X	X	X	Mi	Ac	SP
<i>Recurvirostra americana</i>	X	X	X	Mi	Ac	SP
SCOLOPACIDAE						
<i>Actitis macularius</i>	X	X	X	Mi	Ac	SP
<i>Tringa incana</i>	X	X	X	Mi	Ac	SP
<i>Tringa melanoleuca</i>	X	X	X	Mi	Ac	SP
<i>Tringa semipalmata</i>	X	X	X	Mi	Ac	SP
<i>Tringa flavipes</i>	X	X	X	Mi	Ac	SP
<i>Numenius phaeopus</i>	X	X	X	Mi	Ac	SP
<i>Numenius americanus</i>	X	X	X	Mi	Ac	SP
<i>Limosa fedoa</i>	X	X	X	Mi	Ac	SP
<i>Arenaria interpres</i>	X	X	X	Mi	Ac	SP
<i>Arenaria melanocephala</i>	X	X	X	Mi	Ac	SP
<i>Calidris canutus</i>	X	X	X	Mi	Ac	SP
<i>Calidris alba</i>	X	X	X	Mi	Ac	SP
<i>Calidris mauri</i>	X	X	X	Mi	Ac	SP
<i>Calidris minutilla</i>	X	X	X	Mi	Ac	SP

Tabla 1.- Continuación.

<i>Calidris melanotos</i>		X		Mi	Ac	SP
<i>Calidris alpina</i>	X	X	X	Mi	Ac	SP
<i>Calidris himantopus</i>			X	Mi	Ac	SP
<i>Limnodromus griseus</i>	X	X	X	Mi	Ac	SP
<i>Limnodromus scolopaceus</i>	X	X	X	Mi	Ac	SP
<i>Phalaropus lobatus</i>	X			Mi	Ac	SP
<i>Phalaropus fulicarius</i>	X	X	X	Mi	Ac	SP
LARIDAE						
<i>Xema sabini</i>	X			Mi	Ac	DA
<i>Chroicocephalus philadelphia</i>	X	X	X	Mi	Ac	DA
<i>Leucophaeus atricilla</i>	X	X	X	Mi	Ac	DA
<i>Leucophaeus pipixcan</i>		X	X	Mi	Ac	DA
<i>Larus heermanni</i>	X	X	X	Re	Ac	DA
<i>Larus delawarensis</i>	X	X	X	Mi	Ac	DA
<i>Larus occidentalis</i>	X	X	X	Re	Ac	DA
<i>Larus livens</i>	X	X	X	Re	Ac	DA
<i>Larus californicus</i>	X	X	X	Mi	Ac	DA
<i>Larus argentatus</i>	X	X	X	Mi	Ac	DA
<i>Larus glaucescens</i>	X	X	X	Mi	Ac	DA
<i>Larus hyperboreus</i>		X		Mi	Ac	DA
<i>Sternula antillarum</i>	X	X	X	Mi	Ac	DA
<i>Gelocheidon nilotica</i>	X	X	X	Mi	Ac	DA
<i>Hydroprogne caspia</i>	X	X	X	Re	Ac	DA
<i>Chlidonias niger</i>		X		Mi	Ac	DA
<i>Sterna forsteri</i>	X	X	X	Mi	Ac	DA
<i>Thalasseus maximus</i>	X	X	X	Re	Ac	DA
<i>Thalasseus elegans</i>	X	X	X	Re	Ac	DA
<i>Rynchops niger</i>	X	X	X	Mi	Ac	DA
STERCORARIIDAE						
<i>Stercorarius parasiticus</i>	X		X	Mi	Ac	DA
COLUMBIDAE						
<i>Zenaida asiatica</i>		X	X	Re	Te	AR
<i>Zenaida macroura</i>			X	Re	Te	AR
<i>Columbina passerina</i>			X	Re	Te	AR
STRIGIDAE						
<i>Athene cunicularia</i>	X	X	X	Re	Te	AR
CAPRIMULGIDAE						
<i>Chordeiles acutipennis</i>			X	Re	Te	AR
TROCHILIDAE						
<i>Hylocharis xantusii</i>		X		Re	Te	AR
<i>Archilochus alexandri</i>	X			Mi	Te	AR

Tabla 1.- Continuación.

<i>Calypte costae</i>			X	Re	Te	AR
ALCEDINIDAE						
<i>Megaceryle alcyon</i>	X	X	X	Mi	Ac	DA
PICIDAE						
<i>Melanerpes uropygialis</i>	X		X	Re	Te	AR
TYRANNIDAE						
<i>Myiarchus cinerascens</i>			X	Re	Te	AR
LANIIDAE						
<i>Lanius ludovicianus</i>	X	X	X	Re	Te	AR
CORVIDAE						
<i>Aphelocoma californica</i>		X	X	Re	Te	AR
<i>Corvus corax</i>	X	X	X	Re	Te	AR
ALAUDIDAE						
<i>Eremophila alpestris</i>	X			Re	Te	AR
HIRUNDINIDAE						
<i>Progne subis</i>		X		Mi	Te	AR
<i>Tachycineta thalassina</i>	X			Re	Te	AR
<i>Stelgidopteryx serripennis</i>	X			Mi	Te	AR
REMIZIDAE						
<i>Auriparus flaviceps</i>		X		Re	Te	AR
MIMIDAE						
<i>Mimus polyglottos</i>	X			Re	Te	AR
MOTACILLIDAE						
<i>Anthus rubescens</i>	X	X		Mi	Te	AR
PARULIDAE						
<i>Vermivora celata</i>			X	Mi	Te	AR
<i>Dendroica petechia</i>	X	X	X	Re	Te	AR
<i>Seiurus noveboracensis</i>	X	X	X	Mi	Te	AR
<i>Geothlypis trichas</i>	X		X	Mi	Te	AR
EMBERIZIDAE						
<i>Amphispiza bilineata</i>			X	Re	Te	AR
<i>Passerculus sandwichensis</i>	X	X	X	Re	Te	AR
CARDINALIDAE						
<i>Cardinalis cardinalis</i>			X	Re	Te	AR
ICTERIDAE						
<i>Molothrus ater</i>			X	Mi	Te	AR
<i>Icterus cucullatus</i>			X	Re	Te	AR
FRINGILLIDAE						
<i>Carpodacus mexicanus</i>			X	Re	Te	AR
PASSERIDAE						
<i>Passer domesticus</i>	X			Re	Te	AR

Tabla 2.- Lista de especies que se reproducen en las tres zonas: Z=Zonas (1, 2 y 3), SA; Sustrato de anidación; VM vegetación de mangle, VC vegetación halófila circundante, S suelo.

<i>Especie</i>	Z1	Z2	Z3	SA
<i>Phalacrocorax auritus</i>	X	X		VM
<i>Fregata magnificens</i>		X		VM
<i>Ardea herodias</i>	X	X	X	VM
<i>Ardea alba</i>	X	X	X	VM
<i>Egretta thula</i>	X	X	X	VM
<i>Egretta caerulea</i>	X	X	X	VM
<i>Egretta tricolor</i>	X	X	X	VM
<i>Egretta rufescens</i>	X	X	X	VM
<i>Bubulcus ibis</i>			X	VM
<i>Butorides virescens</i>	X	X	X	VM
<i>Nycticorax nycticorax</i>	X	X	X	VM
<i>Nyctanassa violacea</i>	X	X	X	VM
<i>Eudocimus albus</i>	X	X	X	VM
<i>Haliaeetus leucocephalus</i>		X		VM
<i>Rallus longirostris</i>	X	X	X	VM
<i>Rallus limicola</i>			X	VM
<i>Charadrius alexandrinus</i>	X	X	X	S
<i>Charadrius wilsonia</i>	X	X	X	S
<i>Charadrius semipalmatus</i>	X	X	X	S
<i>Sternula antillarum</i>	X	X	X	S
<i>Zenaida asiatica</i>			X	VM
<i>Zenaida macroura</i>			X	VC
<i>Chordeiles acutipennis</i>			X	VC
<i>Calypte costae</i>			X	VC
<i>Aphelocoma californica</i>		X		VM
<i>Eremophila alpestris</i>	X			VC
<i>Dendroica petechia</i>	X	X	X	VM
<i>Passerculus sandwichensis</i>	X	X	X	VC
	19	21	23	

DISCUSIÓN

En estudios recientes sobre las aves en los manglares de Baja California Sur, se han llegado a reportar listados de 131 especies (35 familias) (Whitmore *et al.* 2005) para las mismas zonas aquí estudiadas. La lista de 152 especies que concurren en las tres zonas del presente estudio, es importante, por la alta riqueza de especies que utilizan los biotopos de manglar, además de ser un sistema de relaciones tróficas altamente

ínter específico. En los manglares de poca cobertura de la Bahía de La Paz, entre los esteros de Zacatecas, Puerto Balandra y Enfermería, los listados de la avifauna no sobrepasan las 39 especies (Mendoza 1983), aunque este último autor excluyó a las aves terrestres, por otro lado el listado conocido para la Bahía de La Paz asciende a 90 especies (Whitmore *et al.* 2005).

El ecosistema de manglar es un espacio importante para la comunidad de aves residentes permanentes y migratorias. Son conocidos mundialmente por ser ecosistemas productivos, pero también por ser hábitats receptivos de fauna que interaccionan y participan en la dinámica del propio manglar (Lugo y Snedaker 1974). En la península de Baja California, los manglares más importantes están en Baja California Sur, cuyo componente aviar ha recibido atención en cuanto a estudios taxonómicos y ecológicos se refiere (Mendoza-Salgado 1983, Llinas-Gutierrez *et al.* 1989, Carmona 1995, Whitmore *et al.* 2005, Amador *et al.* 2006, Zárata Ovando *et al.* 2006). En términos generales las aves están representadas por aproximadamente 150 especies en los manglares aquí estudiados, y varían significativamente según la temporada; por ejemplo, para manglares de la Bahía de La Paz, la densidad de aves puede oscilar entre 1- 4 individuos/ha en invierno, y 1-2 individuos/ha en verano (Mendoza 1983), lo que indica la influencia en el número de la comunidad de las aves migratorias, mismo hecho que hace resaltar la importancia de los manglares de la zona.

Los manglares de las tres zonas estudiadas tienen una frecuencia de uso por las aves muy similar. La zona 2 exhibe una mayor cantidad de órdenes en comparación con las zonas 1 y 3, lo cual puede ser debida a la mayor extensión de este ecosistema de manglar. Adicionalmente, el 63 % de las especies anidantes usan las tres zona para reproducirse; e incluso, las especies prefieren más el follaje del sistema de manglar que el suelo, quizás porque representa una mayor cobertura de refugio y seguridad para la crianza. Sin embargo, en el suelo anida una especie migratoria (*S. antillarum*) que está en estatus de en peligro de extinción por las leyes mexicanas; esta última anidando en sitios como La Bocana en Bahía Ballenas, Santo Domingo Las Animas, y Rancho Bueno en el complejo Lagunar Magdalena Almejas, y Zacatecas y Chametla en Bahía de La Paz, pero esta especie usa el mimetismo para ocultar la posición del nido y sus posturas, además de llegar a ser coloniales como una estrategia de crianza. A esta especie en particular, el uso del ecosistema por desarrollos económicos, es lo que le afecta por la pérdida de hábitat para anidar.

En las tres zonas de manglar estudiadas, los gremios de aves nadadoras-buceadoras, y sondeadoras playeras utilizan con mayor frecuencia este biotopo para fines de alimentación. Igualmente los hábitats adyacentes al manglar como las planicies de inundación que ofrecen al mismo tiempo una mayor disponibilidad de alimento a las aves, y cobertura de huida (protección).

Existen especies casuales en los manglares de las tres zonas, que su frecuencia de observación es muy baja, y en algunos casos han constituidos primeros registros, como

es el caso de *Platalea ajaja* con tan solo dos avistamientos, uno al sur de la Bahía de La Paz (Fernández *et al.* 1993) y otro en el estero de Rancho Bueno (Amador y Ramírez-Rosas 1994). Algunas otras especies han sido registradas históricamente sin embargo no existen reportes de avistamientos actuales de su presencia en estos ambientes, tal es el caso de los ardeídos *Botaurus lentiginosus* e *Ixobrychus exilis*, ambas especies prefieren los hábitat con vegetación emergente de *Typha domingensis* y *Scirpus californicus*.

Un caso aislado para la Bahía de La Paz, específicamente para Puerto Balandra y Enfermería, es *Mycteria americana*, que fue observada posado sobre un árbol de mangle en 1981 (Mendoza 1983), usando al manglar como sitio de descanso, porque durante la observación no se alimentó, sólo usó al manglar como percha (en 1998, dos juveniles fueron observado y fotografiados en una localidad cercana a la ciudad de La Paz, (G. Ruiz Campos com pers 2006).

La avifauna de manglar en Baja California Sur requiere ser estudiada de manera detallada, especialmente por el inminente riesgo que enfrentan estos ecosistemas bajo los planes actuales de desarrollo de las zonas costeras.

Se concluye en este trabajo que los manglares son hábitat vitales para los ciclos de vida de la avifauna que habita de manera temporal o permanentemente estos ecosistemas. Por tanto, es necesario una mayor atención por parte de los investigadores a fin de dimensionar la importancia de estos sistemas ecotonaes para la fauna local y regional. Finalmente, la conservación de los manglares de Baja California Sur debe estar sustentada en estudios integrales que permitan mantener su función ecosistémica.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a G. Ruiz Campos y E. Mellink sus comentarios y sugerencias que permitieron enriquecer este trabajo.

LITERATURA CITADA

- Amador-Silva ES (1985) Avifauna de Isla Santa Margarita, B.C.S. México. Memoria de Titulación. Universidad Autónoma de Baja California Sur, La Paz, B.C.S. Méx.
- Amador E, Ramírez-Rosas JJ (1994) A record of the Roseate Spoonbill on the Pacific coast of the Península of Baja California. *Western Birds* 27:89-90.
- Amador E, Mendoza-Salgado R, de Anda JA (2006) Estructura de la avifauna durante el período invierno-primavera en el Estero de Rancho Bueno, Baja California Sur, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 77:251-259.
- American Ornithologists' Union (1998) Check-list of North American Birds, 7th edn. American Ornithologists' Union, Washington, DC.

- American Ornithologists' Union (2000) Forty-second supplement to the American Ornithologists' Union Check-list of North American Birds. *Auk* 117:847-858.
- Bancroft G (1930) The breeding birds of Central Lower California. *Condor* 32: 20-49.
- Banks RC, Cicero C, Dunn JL, Kratter AW, Rasmussen PC, Remsen JV Jr, Rising JD, Stotz DF (2002) Forty-third supplement to the American Ornithologists' Union Check-list of North American Birds. *Auk* 119:897-906.
- Banks RC, Cicero C, Dunn JL, Kratter AW, Rasmussen PC, Remsen JV Jr, Rising JD, Stotz DF (2004) Forty-fifth supplement to the American Ornithologists' Union Check-list of North American Birds. *Auk* 121:985-995.
- Banks RC, Cicero C, Dunn JL, Kratter AW, Rasmussen PC, Remsen JV Jr, Rising JD, Stotz DF (2006) Forty-seventh supplement to the American Ornithologists' Union Check-list of North American Birds. *Auk* 123:926-936.
- Banks RC, Chesser RT, Cicero C, Dunn JL, Kratter AW, Lovette IJ, Rasmussen PC, Remsen JV Jr, Rising JD, Stotz DF (2007) Forty-eighth supplement to the American Ornithologists' Union Check-list of North American Birds. *Auk* 124:1109-1115.
- Banks RC, Chesser RT, Cicero C, Dunn JL, Kratter AW, Lovette IJ, Rasmussen PC, Remsen JV Jr, Rising JD, Stotz DF, Winker K (2008) Forty-ninth supplement to the American Ornithologist's Union Check-list of North American Birds. *Auk* 125:758-768
- Becerril-Morales F (1994) Reparto de los recursos temporal, espacial y trófico, por parte de los Ardeidos anidantes en el Manglar El Conchalito, Baja California Sur, México, durante las temporadas reproductivas de 1992 y 1993. Tesis Universidad Autónoma de Baja California Sur, La Paz, B.C.S. Méx.
- Becerril MF, Carmona R (1997) Anidación de aves acuáticas en la Ensenada de La Paz, Baja California Sur, México (1992-1994). *Cienc Mar* 21:265-271.
- Benítez H, Arizmendi C, Márquez L (1999) Base de Datos de las AICAS. CIPAMEX, CONABIO, FMCN y CCA. México. (<http://www.conabio.gob.mx>). (Última actualización: 30 agosto, 2004)
- Brabata-Domínguez G (1995) Presencia y conducta alimenticia de cuatro especies de playeros (Scolopacidae) en la ensenada de La Paz, B.C.S. Tesis Universidad Autónoma de Baja California Sur, La Paz, B.C.S. Méx.
- Carmona R (1995) Distribución temporal de aves acuáticas en la playa El Conchalito, ensenada de La Paz, B.C.S. *Inv Mar CICIMAR*, 10:1-21.
- Carmona R, Guzmán J, Ramírez S, Fernández G (1994) Breeding waterbirds of La Paz Bay, Baja California Sur, México. *Western Birds* 25:151-157.
- Danemann GD, Carmona R (1993) Observations on Esteros El Coyote and La Bocana, Baja California Sur, Mexico, in September 1991. *Western Birds* 24:263-266.
- Danemann GD, Guzmán-Poo JR (1992) Notes on the birds of San Ignacio Lagoon, Baja California Sur, México. *Western Birds* 23:11-19.
- Fernández G, Carmona R, Brabata G (1993) Primer registro de *Ajaia ajaia* (THRESKIONITHIDAE) en la Península Baja California, México. *Re Inv Cient* 4:111-113.
- Gómez-Cordero G, Mendoza R, Amador E (1984) Avifauna marina del manglar Las Tijeras, Isla Margarita, B.C.S. Memoria del III Simposio de Biología Marina, La Paz, B.C.S., México. p 57-59.

- Grinnell J (1928) A distributional summation of the ornithology of Lower California. Univ. Calif. Publish. Zool. 300 p.
- Howell SNG, Webb S (1995) A guide to the birds of Mexico and Northern Central America. Oxford University Press Inc., New York.
- Howell SNG, Erickson RA, Hamilton RA, Patten MA (2001) An annotated checklist of the birds of Baja California and Baja California Sur, En: Howell SNG y Erickson RA (Eds). Birds of the Baja California Peninsula: Status, distribution, and taxonomy. Monographs in Field Ornithology No. 3.
- Huey LM (1927) The bird life of San Ignacio and Pond Lagoons on the Western coast of Lower California. Condor 29: 239-243.
- Lugo AE, Snedaker SC (1974) The ecology of mangroves. Annual Review of Ecology & Systematics 5:39-64.
- Llinas-Gutiérrez J, Amador-Silva E, Mendoza-Salgado R (1989) Avifauna costera de dos esteros de la Bahía de La Paz, al suroeste del Golfo de California. Inv Mar, CICIMAR 4:93-104.
- Massey BW, Palacios E (1994) Avifauna of the Wetlands of Baja California Mexico: Current status. Studies in Avian Biology 15:45-57.
- Mendoza-Salgado RA (1983) Identificación, distribución y densidad de la avifauna marina en los manglares: Puerto Balandra, Enfermería y Zacatecas en la Bahía de La Paz, Baja California Sur, México. Tesis Universidad Autónoma de Baja California Sur, La Paz, B.C.S. Méx.
- Odum WE, McIvor CC, Smith TJ III (1982) The Ecology of the mangroves of south Florida: a community profile. U. S. Fish and Wildlife Service, Office of Biological Services, Washington, DC.
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (2002) Norma Oficial Mexicana NOM-059-ECOL-2001. Protección ambiental – Especies nativas de México de flora y fauna silvestres – Categoría de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio – Lista de especies de riesgo. Diario Oficial de la Federación, Órgano del Gobierno Constitucional de Estados Unidos Mexicanos. Marzo 6 de 2002. Tomo DLXXXII N° 4:1-80.
- Wilbur S (1987) Birds of Baja California. Univ Calif. Press. Los Angeles, CA.
- Whitmore RC, Brusca RC, León-de La Luz JL, González-Zamorano P, Mendoza-Salgado R, Amador-Silva E, Holguin G, Galván-Magaña F, Hastings PA, Cartron JLE, Felger RS, Seminoff JA, McIvor CC (2005) The ecological importance of mangroves in Baja California Sur: Conservation implications for a endangered ecosystem. En: Cartron JLE, Ceballos G, Felger RS (eds) Biodiversity, ecosystems, and conservation in northern México. Oxford University press, Inc. New York, NY p 298-333.
- Young E, Dedina S (1993) “Magdalena Bay: Last Stop in Baja”. California Coast and Ocean 9:24-28.
- Zárate-Ovando B, Palacios E, Reyes-Bonilla H, Amador E, Saad G (2006) Waterbirds of the Lagoon Complex Magdalena Bay-Almejas, Baja California Sur, México. Waterbirds 29:350-364. Lista de figuras.



Bahía Balandra y sus manglares, Bahía de La Paz. Foto Aldo Vargas

PESQUERÍAS ASOCIADAS A ZONAS DE MANGLARES EN BAJA CALIFORNIA SUR

Mauricio Ramírez-Rodríguez¹, Esteban Fernando Félix-Pico¹, Alfonso Vélez-Barajas²
y Juan A. García-Borbón³

¹*Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas – Instituto Politécnico Nacional. Av. Instituto Politécnico Nacional s/n, Col. Playa Palo de Santa Rita, La Paz, BCS, México, 23096
mramirr@ipn.mx*

²*Universidad Autónoma de Baja California Sur. Departamento de Biología Marina. Km 1.5 carretera al sur, La Paz, BCS, México.*

³*Instituto Nacional de Pesca y Acuacultura. Centro Regional de Investigación Pesquera La Paz. Km. 1 carretera a Pichilingue s/n. Col. Esterito. La Paz, BCS, México 23020.*

RESUMEN

Para determinar la importancia en Baja California Sur de pesquerías asociadas a zonas de manglar se analizaron datos de producción pesquera estatal para las áreas de San Ignacio, Bahía Magdalena y Bahía Almejas, en la costa occidental, y La Paz, Loreto y Santa Rosalía en la costa oriental. La producción promedio anual (1998-2007) de todas las especies fue mayor en Santa Rosalía (26,799 t), seguida de Bahía Magdalena (12,070 t) y Laguna de San Ignacio (4,580 t). El promedio de producción total en las áreas de La Paz, Loreto y Bahía Almejas fue de 1,964 t, 1,381 t y 757 t respectivamente. Se consideraron asociadas al manglar los grupos de especies de las familias Penaeidae (camarones), Portunidae (jaibas), Pinnidae (almejas hachas), Arcidae (pata de mula), Mugilidae (lisas), Centropomidae (robalos), Gerreidae (mojarras) y Haemulidae (burros). Con referencia a la captura total, la de especies asociadas a manglares en Bahía Almejas representa el 23%; en Bahía Magdalena el 12%, en San Ignacio 7%, en Loreto 2%, en La Paz 1.5% y en Santa Rosalía 0.3 %. La composición específica de los desembarques varía de acuerdo a la región.

Palabras clave: camarón, jaiba, pata de mula, hachas, mojarras, lisas, México, mangles.

FISHERIES ASSOCIATED TO MANGROVE ZONES IN BAJA CALIFORNIA SUR

ABSTRACT

In order to determine the importance of fisheries related to mangrove areas in Baja California Sur, we analyzed catch data pertaining to San Ignacio, Bahía Magdalena, and Bahía Almejas at the west coast, and at the east coast La Paz, Loreto, and Santa Rosalía. Mean total yield per area (all the species) for the 1998-2007 period was higher in Santa Rosalía (26,799 t), followed by Bahía Magdalena (12,070 t), and Laguna de San Ignacio (4,580 t). Mean total yields in La Paz, Loreto, and Bahía Almejas were 1,964 t, 1,381 t y 757 t respectively. The species considered as related to mangrove pertained to Penaeidae (shrimps), Portunidae (swimcrabs), Pinnidae (pen shell), Arcidae (black ark), Mugilidae (mulletts), Centropomidae (snooks), Gerreidae (mojarras), and Haemulidae (grunts). From the total yield per area, catch for these species represented 23% in Bahía Almejas; 12% in Bahía Magdalena, 7% in San Ignacio, 2% in Loreto, 1.5% in La Paz, and 0.3% in Santa Rosalía. Catch composition varied in each area.

Key words: mangroves, fisheries, Mexico, shrimp, swimcrabs, pen shell, black ark, mulletts, snooks, mojarras [type of sea bream], grunts

INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas de manglares asociados a sistemas lagunares costeros son valiosos componentes del ambiente marino y están siendo impactados por actividades humanas (Thayer *et al.* 1999). Los manglares son importantes por la riqueza natural que encierran y los servicios ambientales que prestan (CONABIO 2008, Agüero-Negrete 1999). En ellos se llevan al cabo actividades pesqueras artesanales que aportan alimento y desarrollo económico a comunidades asentadas en la costa.

Los ecosistemas de manglar son altamente productivos y exportan una cantidad significativa de nutrientes a las aguas marinas de la franja litoral más cercana a la costa. Además, ofrecen espacios para el desarrollo de las primeras etapas de vida de diversas especies, incluyendo las de importancia comercial (Blaber 2007, Thayer y Sheridan 1999), y por tanto tienen marcada influencia en la estructura de las comunidades marinas vecinas y en la explotación de algunos recursos (Mumby 2004, Dorenbosch *et al.* 2004).

A pesar de su importancia, está documentada una pérdida creciente de áreas de manglar en el mundo por el desarrollo de proyectos de acuicultura y turismo, que entre otros aspectos pudieran causar efectos negativos en las pesquerías (Aburto-Oropeza *et al.* 2008), aunque la evidencia del valor de los manglares para los peces y las pesquerías en muchos casos es sólo circunstancial (Blaber 2007). En este marco resulta importante el definir líneas base para las pesquerías relacionadas con manglares, por lo que en este

trabajo se presenta información sobre las que se efectúan en las costas de Baja California Sur, México.

En esta entidad los manglares cubren una extensión de 24,355 ha (Aburto-Oropeza *et al.* 2008). En su costa occidental se extienden de sur a norte hasta el estero La Bocana y Punta Abreojos, destacando el sistema lagunar de Bahía Magdalena con una superficie superior a 17,000 ha, que representan 70% de la cobertura total de manglar en el estado (Acosta y Ruiz 2007); en su costa oriental se distribuyen como pequeños parches hasta las inmediaciones del puerto de Santa Rosalía.

MÉTODOS

La abundancia de etapas adultas de especies de importancia comercial puede estar directa o indirectamente relacionada al desarrollo de los primeros estadios de vida en ecosistemas de manglares, de forma tal que no es fácil definir pesquerías directamente asociadas a estos ecosistemas (Blaber 2007). Para los fines de este trabajo, se consideraron las pesquerías de almeja pata de mula (*Anadara tuberculosa*) (Félix-Pico *et al.* 2009, Hernández-Valenzuela 1996), hachas (*Pinna rugosa*, *Atrina maura*, *A. tuberculosa*) (Vélez-Barajas y Fajardo-León 1996) y camarón (*P. stylirostris*, *P. californiensis*) (García-Borbón *et al.* 1996). En el caso de la pesca de peces la información es limitada (Ramírez-Rodríguez 1996), pero considerando los citados en otras zonas de manglares se incluyeron lisas (*Mugil spp.*), robalos (*Centropomus sp.*), mojarras (*Gerres spp.*, *Eucinostomus spp.*) y burros (*Haemulon spp.*).

Dada la distribución de las zonas de manglar en Baja California Sur, el análisis se efectuó considerando los datos de producción pesquera procedente de áreas de pesca aledañas a Laguna de San Ignacio, Bahía Magdalena, Bahía Almejas, La Paz, Loreto y Santa Rosalía. Los datos corresponden a los avisos de arribo de embarcaciones menores en las oficinas de pesca de la Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (SAGARPA) en Baja California Sur de 1998 a 2007.

Para cada área se estimó la producción promedio total considerando los grupos de crustáceos (camarón, jaiba, langosta), cefalópodos (calamar, pulpo), bivalvos (almejas, hachas, ostión), gasterópodos (caracoles), elasmobranquios (tiburones, rayas) y escama (peces). También se estimó la captura de pesquerías asociadas a manglares agrupando los registros de especies de pata de mula (familia Arcidae), hachas (Pinnidae), jaibas (Portunidae), camarón (Penaeidae) y peces (Mugilidae, Centropomidae, Gerreidae y Haemulidae). El seguimiento de las diferentes pesquerías se limita a la descripción de tendencias de producción en las áreas consideradas.

Para el caso del camarón se dispuso de información procedente de análisis de muestreos realizados por el Programa Camarón del Instituto Nacional de la Pesca, Centro Regional de Investigación Pesquera La Paz.

RESULTADOS

La producción promedio anual (1998-2007) de todas las especies registradas en los avisos de arribo fue mayor en el área de Santa Rosalía (26,799 t) seguida de Bahía Magdalena (12,070 t) y Laguna de San Ignacio (4,580 t) (Fig. 1A). El promedio de producción total en las áreas de La Paz, Loreto y Bahía Almejas fue de 1964 t, 1381 t y 757 t, respectivamente.

La composición de la captura varía notablemente entre áreas. En Santa Rosalía destaca el registro de producción de cefalópodos (principalmente calamar gigante), grupo también importante en Loreto y La Paz. Los bivalvos destacan en Bahía Magdalena, Bahía Almejas y La Paz. Los crustáceos en San Ignacio, Bahía Magdalena y Bahía Almejas. La captura de elasmobranquios ocupa el segundo lugar en Bahía Almejas y la de escama está en primer lugar en San Ignacio, Bahía Almejas y La Paz (Fig. 1B).

La producción de especies consideradas como asociadas a manglares es mayor en Bahía Magdalena (1,456 t), seguida por San Ignacio (315 t) y Bahía Almejas (177 t). En la costa oriental la captura es menor: Santa Rosalía 87 t, La Paz 30 t, y Loreto 26 t (Fig. 2A). Con referencia a la captura total, la captura de especies asociadas a manglares en Bahía Almejas representa el 23%; en Bahía Magdalena el 12%, en San Ignacio 7%, en Loreto 2%, en La Paz 1.5% y en Santa Rosalía 0.3 %.

En las áreas del Golfo de California predomina el registro de especies de peces (Fig. 2B). En Bahía Magdalena las proporciones de pata de mula, hachas, jaibas y camarones son similares. La composición de la captura en Bahía Almejas es similar a la de Magdalena, aunque la proporción de peces es mayor. En San Ignacio el registro de camarón es mínimo, destacando los peces, seguidos por jaiba y pata de mula en proporciones similares.

Pesca de jaiba

La pesquería de jaiba en las costas de Baja California Sur explota jaiba café, verde o jaibón (*Callinectes bellicosus*) y jaiba azul (*C. arcuatus*) en áreas aledañas a Laguna Ojo de Liebre, Laguna de San Ignacio, Bahía Magdalena, Bahía Almejas, Bahía de La Paz, Loreto y Santa Rosalía. La pesca se efectúa de acuerdo a la norma oficial 039-PESC-2003 (SAGARPA 2006) utilizando trampas jaiberas con ventanas de escape para individuos menores de 115 mm de ancho de caparazón (AC) para la jaiba café y de 95 mm AC para la jaiba azul.

La producción anual registrada en las zonas de la costa occidental sobrepasa ampliamente a la procedente de la costa en el Golfo de California, siendo Bahía Magdalena la principal área de captura (580 t en 1998 y 74 t en 2003). La pesca en San Ignacio ocupa el segundo lugar con valores entre 19 y 174 t (Fig. 3). Las fluctuaciones

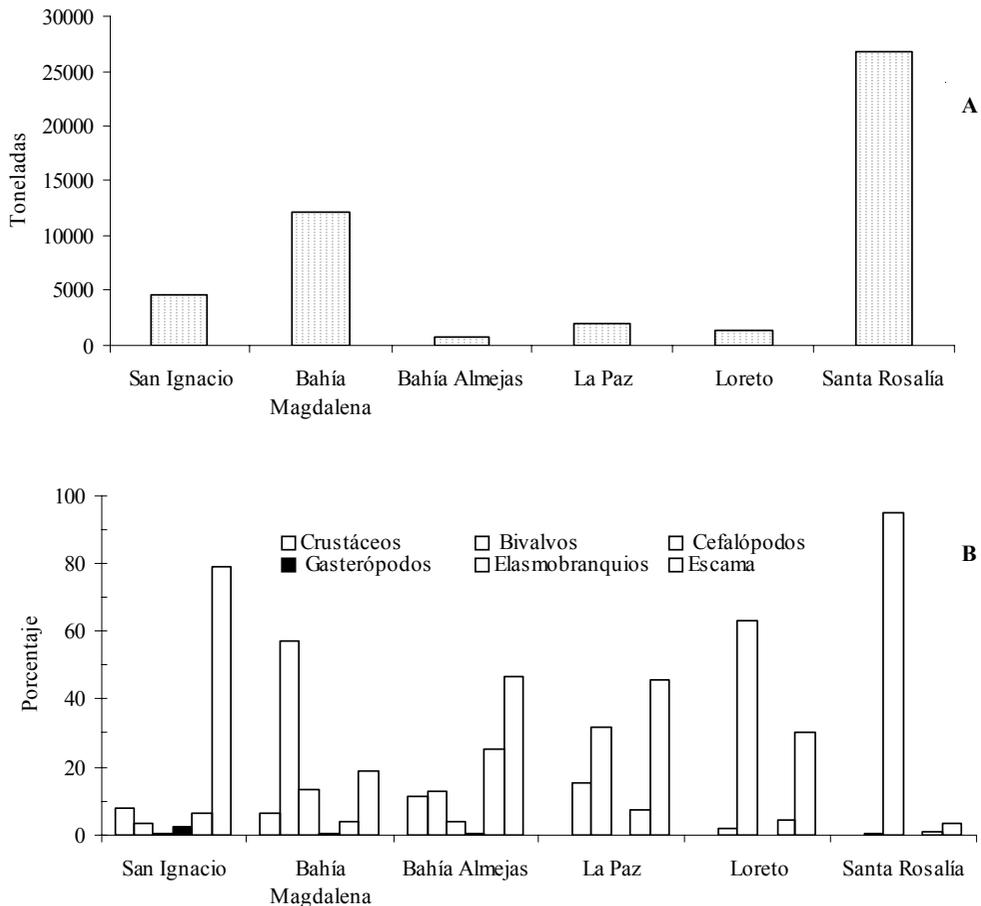


Figura 1.- A) Producción anual promedio (1998-2007) procedente de las áreas de San Ignacio, Bahía Magdalena, Bahía Almejas, La Paz, Loreto y Santa Rosalía. **B)** Composición de la captura por área por grupos de especies.

anuales en la captura de jaiba en la costa occidental parecen seguir el mismo patrón, sugiriendo la influencia de efectos asociados a cambios ambientales. El comportamiento histórico del esfuerzo de pesca no se conoce, pero debido a las recomendaciones de la Carta Nacional Pesquera (SAGARPA 2004) de no incrementarlo, no debe presentar grandes fluctuaciones en el periodo analizado. En Baja California Sur, en 2008, se registraron 72 unidades económicas involucradas en la pesca de jaiba, ejerciendo 76 permisos de pesca que incluyen a 188 embarcaciones.

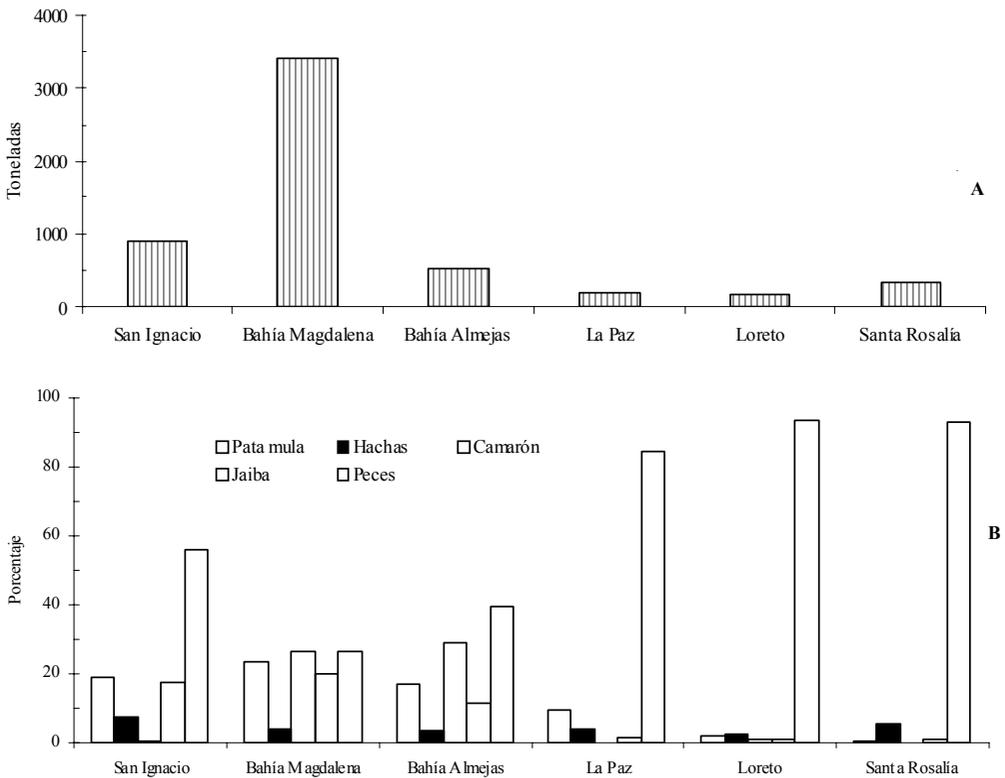


Figura 2.- A) Producción anual promedio (1998-2007) de especies asociadas a manglares procedente de las áreas de San Ignacio, Bahía Magdalena, Bahía Almejas, La Paz, Loreto y Santa Rosalía. **B)** Composición de la captura por área por grupos de especies asociadas a manglares.

Pesca de camarón

En Baja California Sur el camarón se encuentra en el complejo lagunar de Bahía Magdalena-Almejas, las lagunas de San Ignacio, Ojo de Liebre, Guerrero Negro, y las bahías de La Paz y Concepción. La pesca se efectúa principalmente en áreas de la costa occidental, principalmente en Bahía Magdalena y Bahía Almejas. Las especies explotadas son el camarón azul (*Litopenaeus stylirostris*) y el camarón café (*Farfantepenaeus californiensis*). En los esteros se utilizan atarrayas y redes suriperas y la captura incluye en promedio 77% de juveniles de camarón azul con tallas entre 35 y 175 mm, y 23% de camarón café entre 60 y 100 mm de longitud total (García-Borbón *et al.* 1996). En las bahías se utiliza la red de arrastre tipo Magdalena I, diseñada para la captura de juveniles y adultos de las dos especies y para reducir la captura de fauna de

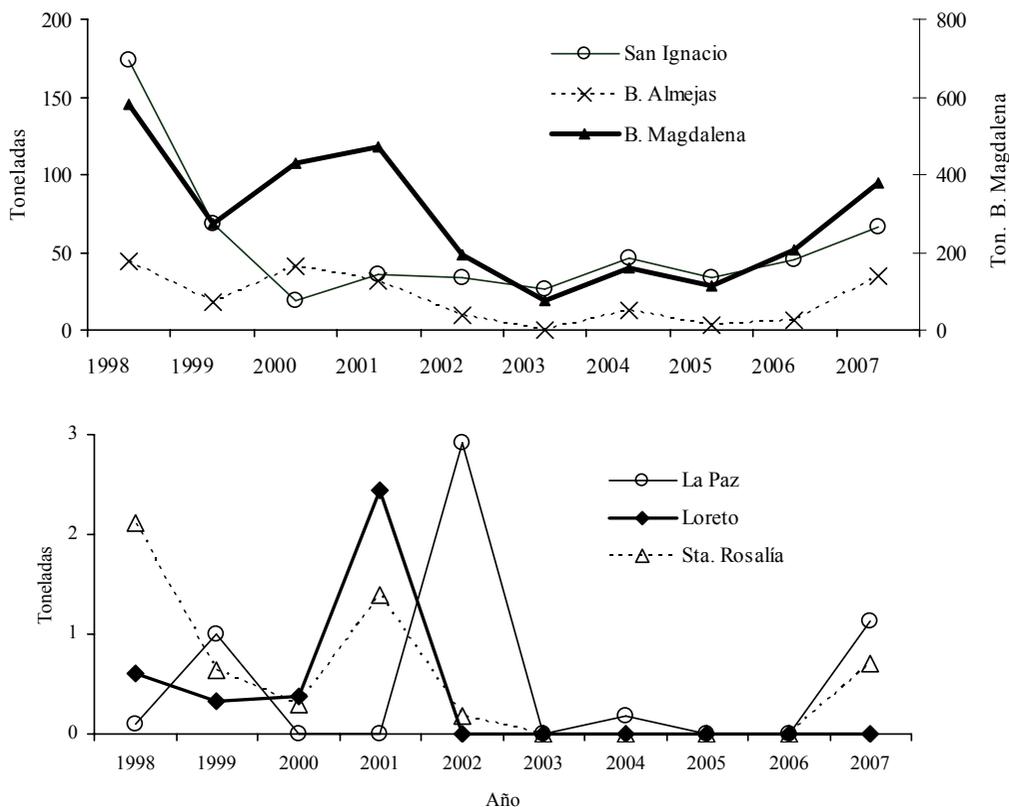


Figura 3.- Captura de jaiba registrada de 1998 a 2007 por área de pesca en Baja California Sur.

acompañamiento (SAGARPA 2006). En estas zonas el camarón café representa el 79% de la captura.

Las especies de peces en la fauna de acompañamiento de la red atarraya y suriperas en los esteros se compone principalmente de juveniles de la ictiofauna de la zona profunda, sobresaliendo mojarras (*Eucinostomus* spp.), cabrilla arenera (*Paralabrax maculatofasciatus*), carángidos (*Selene* spp., *Trachinotus* spp.), lenguados y sardinas. También incluye individuos adultos y juveniles de jaibas (*Callinectes bellicosus*) y lisas (*Mugil cephalus*).

La pesca de camarón está regida por la Norma Oficial Mexicana 002-PESC-1993 (SEPESCA 1993) y su modificación (SAGARPA 1997) que establecen vedas espaciotemporales, control de esfuerzo, reglamentación de embarcaciones, equipos y artes de pesca, y uso obligatorio de dispositivos excluidores de tortugas. La temporada de pesca de camarón en la zona de estudio se ajusta a la del Pacífico mexicano, que comprende la parte final de un año y la inicial del siguiente.

Generalmente las máximas capturas de camarón azul se registran entre la cuarta semana de septiembre y la segunda de octubre, principalmente en virtud a la magnitud y temporalidad del reclutamiento, la talla de los organismos y las variaciones de la fecha de inicio de cada temporada de pesca. La captura en los esteros ocurre hasta finales de temporada, aunque en promedio poco más del 50% de las capturas son obtenidas en las primeras 6 semanas de pesca. Para el caso del camarón café las mayores capturas se registran en los esteros durante las primeras 6 semanas de pesca, acumulando aproximadamente el 56% del total de la captura en una temporada.

La captura registrada en los avisos de arribo muestra una marcada tendencia creciente en el área de Bahía Magdalena, de 87 t en 1998 a 1066 t en 2007 (Fig. 4). En Bahía Almejas el comportamiento parece cíclico, con un el máximo de 111 t en 2002 y mínimos al inicio y fin de la serie. La contribución a la producción de camarón en el área de San Ignacio es muy baja (Fig. 4). Según la Carta Nacional Pesquera (SAGARPA 2006) la pesca de camarón en la costa occidental de Baja California Sur está en deterioro, con tendencias de recuperación.

La producción de camarón por temporada es afectada por variaciones de la abundancia poblacional, derivadas de cambios en el reclutamiento y la reproducción de las especies asociados a condiciones climáticas y oceanográficas (Pauly e Ingles 1999, García y Le Reste 1986). Se ha observado la relación entre los niveles anuales de captura de camarón en esteros y la temperatura superficial del mar y la influencia positiva de El Niño 1997-1998 (Chávez-Rosales 2006).

Los cambios en la abundancia del recurso se reflejan en la aplicación del esfuerzo de pesca. En Baja California Sur, en 2008, se registraron 103 unidades económicas involucradas en la pesca de camarón, ejerciendo 112 permisos de pesca que incluyen a 444 embarcaciones menores.

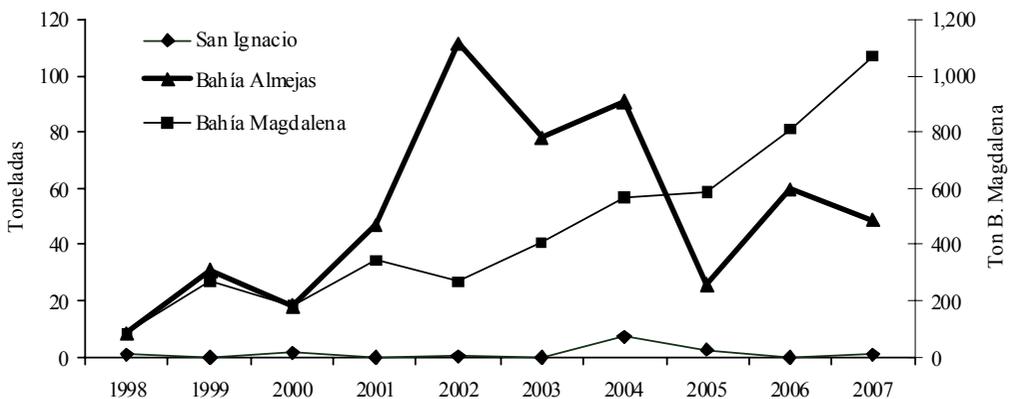


Figura 4.- Captura de camarón registrada de 1998 a 2007 por área de pesca en Baja California Sur.

Pesca de almeja pata de mula

La almeja pata de mula (*Anadara tuberculosa*), es el recurso pesquero que presenta una asociación más clara con los manglares, especialmente con *Rhizophora mangle* en cuyas raíces la larva pediveliger inicia el asentamiento en las áreas de manglar, con ayuda de las corrientes y de los cambios de marea. La captura de juveniles y adultos es por recolección manual, excavando el sustrato entre las raíces del mangle para localizar a las almejas. Posterior a la recolección, el producto es depositado en costales de yute o arpillas, las cuales una vez concluida la faena de recolección son trasladadas a los campamentos en embarcaciones menores. En 2008 en Baja California Sur se registraron 10 unidades económicas que aprovechan 13 permisos de pesca que incluyen a 24 embarcaciones menores.

La producción de pata de mula es mayor en el área de Bahía Magdalena pero se observa un notable descenso de 794 t en 1998 a 205 t en 2007 (Fig. 5). En Bahía Almejas los registros muestran el crecimiento de la captura de 1998 a 2003 (3 a 58 t) y la disminución hasta 2007 (37 t). En el área de San Ignacio se presentó un incremento hasta 2004 (138 t) pero en 2007 sólo se registraron 35 t. El registro de pata de mula en las áreas de La Paz, Loreto y Santa Rosalía ha sido eventual; en 2007 fueron de 2, 4 y 0.2 t, respectivamente.

La explotación de pata de mula no está regulada por normas oficiales. El acceso al recurso es por medio de permisos de pesca comercial y concesiones, y se contempla

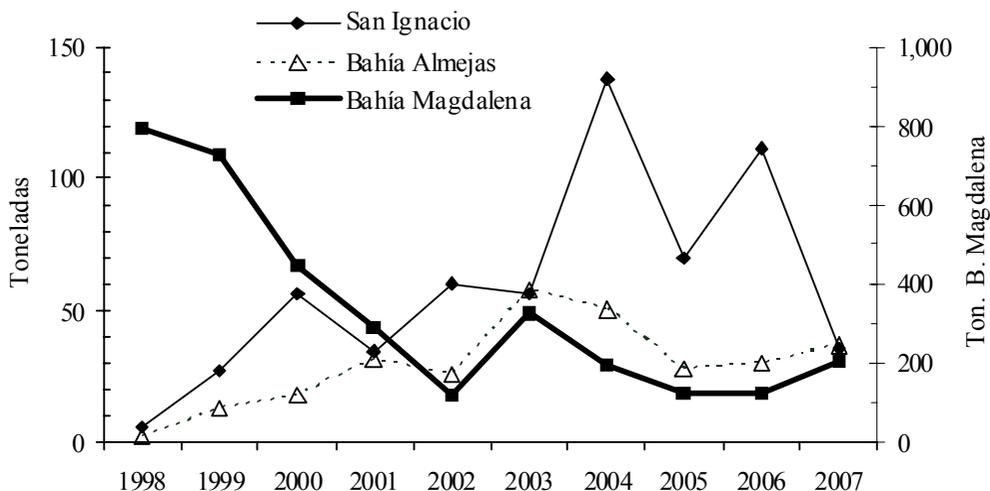


Figura 5.- Captura de almeja pata de mula registrada de 1998 a 2007 por área de pesca en Baja California Sur.

una talla mínima de 60 mm de longitud y un período veda para la protección de la etapa reproductiva del 16 de marzo al 30 de mayo (Hernández-Valenzuela 1996). Además, se ha propuesto la rotación de bancos en busca del mayor rendimiento por área y la captura de individuos de mayor talla. Según Félix-Pico *et al.* (2009) hay evidencias de disminución en la densidad de pata de mula que pudieran relacionarse con la sobreexplotación del recurso y el crecimiento demográfico en los puertos pesqueros. En la Carta Nacional Pesquera (SAGARPA 2004) se recomienda no incrementar el esfuerzo pesquero nominal.

Pesca de callo de hacha

Con referencia a la explotación de almejas hachas *Pinna rugosa* (hacha larga), *Atrina maura* (hacha china) y *Atrina tuberculosa* (hacha botijona), la pesca se restringe a las zonas de Bahía Almejas, Bahía Magdalena, Laguna de San Ignacio y Laguna Ojo de Liebre en la costa occidental y Bahía Concepción en el litoral del Golfo de California (Vélez-Barajas y Fajardo-León 1996), y sólo en forma esporádica, en la Bahía y Ensenada de La Paz. Las tres especies se localizan en zonas intermareales en bahías protegidas con fondos lodo-arenoso, arenoso-calcáreo o en playas areno-rocoso, enterradas y ancladas al sustrato por el biso, sobresaliendo sólo el margen ventral de las valvas. Para la captura se usan principalmente equipos de buceo semiautónomos, aunque también hay recolección manual, aprovechando la bajamar. El producto principal es el músculo aductor (callo) presentado en estado fresco enhielado.

En el área de Bahía Magdalena la producción de 1998 a 2007 muestra el incremento hasta 2004 (214 t), la disminución hasta 2006 y una aparente recuperación en 2007, pero la serie es corta y no permite determinar hasta donde el comportamiento responde a factores ambientales o a la explotación (Fig. 6). En Bahía Almejas se dio un incremento de la captura en 2006 y 2007 (24 y 33 t respectivamente). En el área de San Ignacio la producción presenta un leve incremento desde 2004 con un promedio de 23 t por año y el máximo de 40 t. En el área de Santa Rosalía el registro fue alto en 1999 (33 t) y posteriormente se mantiene un promedio de 2 t, con un pico de 9 t en 2004. La pesca de hachas en el área de La Paz tiene registros de 2004 a 2007, con 8 t en 2005 y 1 t en 2007.

Para la pesca de almejas hachas no existe norma oficial, pero se han propuesto tallas mínimas de captura de 140 mm de ancho para *P. rugosa* y de 130 mm de ancho para *A. maura* y una veda reproductiva del 1 de junio al 30 de septiembre. Para el manejo se otorgan cuotas de captura por embarcación-permisionario, previa evaluación de las existencias silvestres del recurso. En 2008, el número de unidades económicas involucradas en la pesca de hachas fue de 185, con 197 permisos de pesca que amparan la operación de 391 embarcaciones. La Carta Nacional Pesquera (SAGARPA 2004) recomienda no incrementar el esfuerzo pesquero nominal.

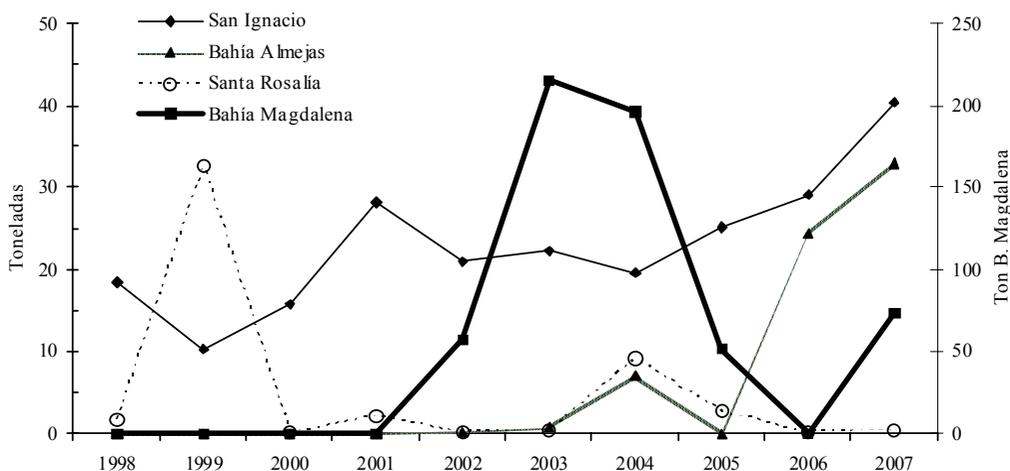


Figura 6.- Captura de callo de hacha registrada de 1998 a 2007 por área de pesca en Baja California Sur.

Pesca de especies de escama

La pesca de escama se desarrolla en toda la costa de Baja California Sur. La composición específica de la captura varía de acuerdo al arte de pesca, la temporada y las oportunidades del mercado. El número de especies explotadas es elevado, aunque son pocas las que pudieran considerarse como especies objetivo. Por ejemplo, en la captura de escama del área de Bahía Magdalena se reportan 54 especies de 46 géneros y 28 familias, pero sólo 14 son consideradas de importancia comercial (Ramírez-Rodríguez 1996).

Los grupos de peces escogidos para este trabajo se capturan principalmente con redes de enmalle o agalleras, pero no se dispone de información sobre las características de diseño de los equipos y modos de uso, ni sobre la aplicación temporal del esfuerzo de pesca. Por otra parte, con excepción de los robalos (*Centropomidae*) la producción es comercializada en las categorías comerciales de especies de segunda o tercera. La explotación se efectúa al amparo de permisos para la captura de escama y para lisa y liseta (*Mugil cephalus* y *M. curema*); éstas sujetas a la norma oficial NOM-016-PESC-1994 (SEMARNAP 1995).

En 2008 en Baja California Sur se registraron 317 unidades económicas con 553 permisos de pesca de escama que amparan a 1671 embarcaciones menores. Para la pesca de lisa se tenían 67 unidades económicas con 70 permisos y 309 embarcaciones. Para la liseta, 7 unidades económicas, 7 permisos y 34 embarcaciones.

En San Ignacio la tendencia de la producción promedio de los grupos de peces considerados en este trabajo es a incrementar, con 277 t en 2007. En Bahía Magdalena

el máximo promedio se presentó en 1998 (728 t) y después disminuyó a 347 t. En Bahía Almejas, en 1999-2000 y 2003-2004, se registraron valores promedio entre 127 y 85 t, pero posteriormente disminuyó y en 2007 se registraron 51 t. En la composición de la captura en estas áreas destaca la familia Mugilidae (lisas) especialmente en San Ignacio y Bahía Almejas. En Bahía Magdalena cobran importancia las mojarras (Gerreidae) y los burros (Haemulidae). La familia Centropomidae (robalos) hace presencia en las dos bahías con capturas que no sobrepasan las 7 t en los mejores años (Fig. 7). Las tendencias en la producción de lisas y robalos en cada área presentan coincidencias que sugieren el efecto de factores ambientales. Algunos grupos muestran tendencias negativas: Haemulidae en Bahía Magdalena, Gerreidae en Bahía Almejas y Centropomidae en San Ignacio y Magdalena.

En las áreas sobre la costa oriental los mayores registros de especies de peces asociadas a manglares se presentan en Santa Rosalía, con un máximo promedio de 196 t en 1997 y posteriormente alrededor de 68 t anuales. En La Paz la tendencia fue creciente de 2000 a 2005 (11 t a 39 t) y 23 t en 2007. En Loreto el promedio de 1997 a 2004 fue de 29 t; posteriormente disminuyó a 14 t. La composición de la captura en estas áreas está dominada por burros (Haemulidae) y mojarras (Gerreidae) (Fig. 8). Las tendencias en la producción presentan patrones diferentes en cada área. Para las lisas en La Paz y Loreto se observa la disminución en la captura; la captura de burros en Loreto bajo en 2005 y 2006, pero se recuperó en 2007; algo similar ocurrió en Santa Rosalía.

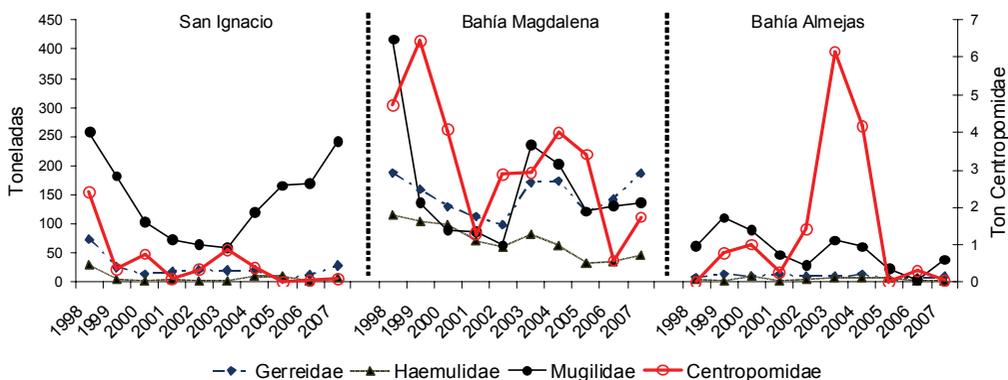


Figura 7.- Captura de familias de especies de peces asociadas a manglares por área de pesca en la costa occidental de Baja California Sur.

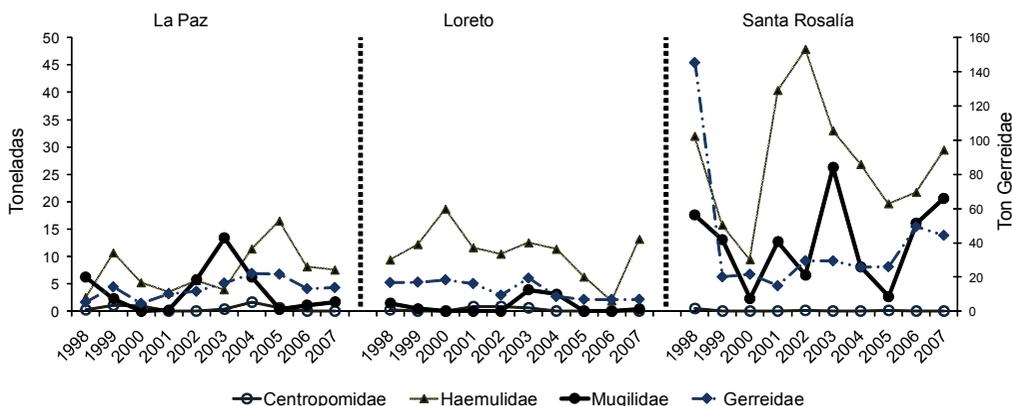


Figura 8.- Captura de familias de especies de peces asociadas a manglares por área de pesca en la costa oriental de Baja California Sur (1997-2008).

DISCUSIÓN

La asociación entre los manglares, la diversidad de las comunidades y las pesquerías resulta muy complejo de definir, en especial cuando no se dispone de información sobre los grados de dependencia de la abundancia de las especies con el estado de los manglares (Babler 2007). Sin embargo, la presencia del camarón azul en esteros de Bahía Magdalena o de almejas pata de mula en las raíces del manglar es evidencia clara de su importancia para el desarrollo de algunos o todos los estadios de desarrollo de varias especies.

Chávez-Rosales (2006) estimó que la contribución directa del manglar a la biomasa de las especies que utilizan su hábitat es mínima, pero considera que la biomasa de manglar impacta positivamente a todos los grupos funcionales del ecosistema, por lo que un decremento en su contribución tendría un impacto considerable. Los manglares son determinantes para la producción biológica de los sistemas acuáticos adyacentes, siendo las poblaciones de algunos recursos como camarón, cangrejos y peces, componentes relevantes para la transferencia de energía a través de relaciones depredador - presa.

El análisis de los la producción registrada en Baja California Sur confirma que la composición específica de los desembarques varía de acuerdo a la región e influencia del valor comercial de las especies. La participación de las especies asociadas a manglares en la producción total de cada área fluctúa aparentemente en relación con el área cubierta por manglares (23% en Bahía Almejas, 0.3 % en Santa Rosalía), pero el efecto de una pesquería de alto volumen, como la del calamar gigante enmascara la relación. En este sentido, Aburto-Oropeza *et al.* (2008) concluyen que las áreas con

pequeños ecosistemas de manglares localizadas en Baja California Sur muestran especies de alto precio como pargos y robalos y que el 32% de la captura de las pesquerías de pequeña escala de 2001 a 2005 se relaciona con manglares. Nuestras estimaciones indican la necesidad de diferenciar por zonas al estimar el valor de los manglares.

Las características fisiográficas de los sistemas lagunares costeros en Baja California Sur conllevan diferencias en diversidad de comunidades y abundancia de especies y en el comportamiento de pescadores y los sistemas de pesca. Ejemplo de esto es la autorización excepcional de la red de arrastre Magdalena I en Bahía Magdalena y Bahía Almejas, por sus condiciones de corrientes y profundidad. También la presencia de sistemas de surgencias y la influencia de corrientes templadas y tropicales en esa área resultan en especies y patrones de comportamiento particulares (Funés-Rodríguez *et al.* 2007). En las áreas del Golfo de California ocurren también especies y comportamientos que se relacionan con las condiciones locales y regionales. En todos los casos hay que añadir los efectos derivados de actividades socioeconómicas como la misma pesca, la acuicultura, el turismo y el desarrollo urbano.

Con referencia al estado de las pesquerías en cada área, resulta evidente que la información de la captura es insuficiente para determinar posibles estados de ellas (desde subexplotación hasta colapso). Sin embargo, bajo el supuesto de que el esfuerzo de pesca no se ha incrementado en los últimos años, dadas las regulaciones sugeridas en la Carta Nacional Pesquera, las tendencias de la producción pesquera podrían reflejar el estado de explotación de los recursos. En el caso de algunas de las especies analizadas en este trabajo se observan cambios aparentemente relacionados con fluctuaciones de factores ambientales (jaiba) o con la pesca (almeja pata de mula). Para otros grupos no es tan clara la evidencia, y en algunos casos se observan diferentes comportamientos en cada área. Esto lleva a proponer la búsqueda de diferentes tratamientos de manejo para cada área – recurso en el contexto de cada ecosistema.

De acuerdo con Kapetsky (1981) las pesquerías en lagunas costeras no pueden ser manejadas como entidades únicas o aisladas, ya que están integradas biológica y económicamente con pesquerías costeras y de mar abierto y con el desarrollo de la acuicultura. Para el manejo de las pesquerías y la conservación de los manglares es necesario comprender las relaciones directas o indirectas entre estos elementos. Blaber (2007) recomienda el estudio sobre variaciones de la diversidad asociada a manglares, para evaluar la validez de los paradigmas sobre la dependencia de peces de manglares y las relaciones entre manglares y capturas.

Entre otros temas a considerar están los relacionados con la selectividad de artes de pesca. Por ejemplo, la captura de individuos juveniles de diversas especies de peces por redes atarrayas, suriperas y de arrastre utilizadas en la pesca de camarón es considerable (Amezcuca *et al.* 2006) y puede afectar procesos de reproducción y reclutamiento. Sobre las otras pesquerías no hay información sobre las características de su captura incidental.

Por otra parte, cabe mencionar un problema que concierne a la pesquería de camarón y a la integridad de los manglares en Baja California Sur, y es la aparición de la acuicultura en la región. Se ha reconocido ampliamente el impacto de esta actividad sobre la integridad del medio ambiente adyacente por la disminución de las áreas de manglar y la descarga de efluentes (Páez-Osuna 2001, Naylor *et al.* 2000). Además, en el caso de Baja California Sur, hay que considerar los riesgos a la integridad ecológica de las especies residentes de camarón, derivados de la introducción del camarón blanco (*Litopenaeus vannamei*) que se ha detectado en capturas efectuadas en áreas aledañas a los estanques de cultivo. El tema tendrá que ser revisado especialmente para el caso del camarón azul, especie que no se registra en las capturas del margen oriental de la península de Baja California, pero si en la occidental de Baja California Sur.

Dado el actual plan de desarrollo del Estado de Baja California Sur, que impulsa el crecimiento de puertos y comunidades costeras, las pesquerías en lagunas costeras del estado podrían alcanzar los niveles de otros países que buscan resolver, en un marco de restricciones técnicas y financieras, asuntos socioeconómicos relacionados principalmente con la generación de alternativas de empleo para pescadores, pues si no existen, no se prevé factible la instrumentación de medidas asociadas a la restricción del esfuerzo de pesca.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al CICIMAR, UABCS y CRIP, la oportunidad para desarrollar el estudio. Al Instituto Politécnico Nacional (SIP, COFAA, EDI). MRR agradece de forma especial al Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste y al CONACYT el tiempo de estancia sabática en que se escribió el presente artículo.

LITERATURA CITADA

- Aburto-Oropeza O, Ezcurra E, Danemann G, Valdez V, Murray J, Sala E (2008) Mangroves in the Gulf of California increase fishery yields. *Proced Nat Acad Sci, USA*, 195(30):10456-10459.
- Acosta-Velázquez, J. y A. Ruíz-Luna (2007) Variación en la cobertura, distribución y estructura de los manglares del complejo lagunar Bahía Magdalena-Bahía Almejas (1990-2005), p. 127-143. In: Funes-Rodríguez R, Gómez-Gutiérrez J, Palomares-García R (eds.), *Estudios ecológicos en Bahía Magdalena*. CICIMAR-IPN, FONMAR.
- Agüero-Negrete M (1999) Social and economic value of mangrove. A method for estimation and an example. p 319-344. In: Yáñez-Arancibia A, Lara-Domínguez AL (eds). *Ecosistemas de Manglar en América Tropical*. Instituto de Ecología AC, México, UICN/ORMA, Costa Rica, NOAA/NMFS Silver Spring MD USA. 380 p.

- Amezcuca F, Madrid-Vera J, Aguirre-Villaseñor H (2006) Efecto de la pesca artesanal de camarón sobre la ictiofauna en el sistema lagunar de Santa María la Reforma, suroeste del Golfo de California. *Ciencias Marinas* 32:97-109.
- Blaber SJM (2007) Mangroves and fishes: Issues of diversity, dependence, and dogma. *Bull Mar Sci* 80:457-472.
- Chávez-Rosales S (2006) El papel de los manglares en la producción de las comunidades acuáticas de Bahía Magdalena, B.C.S. Tesis de Doctorado CICIMAR-IPN 143 p.
- CONABIO (2008) Manglares de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y uso de la Biodiversidad, México, 35 p.
- Dorenbosch M, van Riel MC, Nagelkerken I, van der Velde G (2004) The relationship of reef fish densities to the proximity of mangrove and seagrass nurseries. *Estuarine Coast Shelf Sci* 60:37-48.
- Félix-Pico EF, Ramírez-Rodríguez M, Holguín-Quiñones O (2009) Growth and fisheries of the bivalve mollusk black ark in Bahía Magdalena, Baja California Sur, México. *North American Journal Fisheries Management* 29: 231-236.
- Funes-Rodríguez R, Gómez-Gutiérrez J, Palomares-García R (eds.) (2007) Estudios ecológicos en Bahía Magdalena. CICIMAR-IPN, FONMAR.
- García S, Le Reste L (1986) Ciclos vitales, dinámica, explotación y ordenación de las poblaciones de camarones peneidos costeros. *FAO Doc Téc Pesca* (203): 180 p.
- García-Borbón JA, Balart EF, Gallo JJ, Loreto-Campos PA (1996) Pesquería de camarón, In: Estudio del Potencial Pesquero y Acuícola de Baja California Sur. Casas- Valdez M, Ponce-Díaz G (eds) Estudio del Potencial Pesquero y Acuícola 205 de Baja California Sur, Vol I., Secretaría Medio Ambiente Recursos Naturales y Pesca, México, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, FAO. p. 187-206.
- Hernández-Valenzuela R (1996) Pesquería de almeja pata de mula. In: Casas-Valdez M, Ponce-Díaz G (eds) Estudio del Potencial Pesquero y Acuícola 205 de Baja California Sur, Vol I, Secretaría Medio Ambiente Recursos Naturales y Pesca, México, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, FAO. p 121-126.
- Kapetsky JM (1981) Some considerations for the management of coastal lagoon and estuarine fisheries. *FAO Fish Tech Pap* (218):47 p.
- Mumby PJ, *et al.* (2004) Mangroves enhance the biomass of coral reef fish communities in the Caribbean. *Nature* 427:533-536.
- Naylor RL, Goldburg RJ, Primavera JH, Kautsky NI, Beveridge MCM, Clay J, Folke C, Lubchenco J, Mooney & M Troell H (2000) Effect of aquaculture on world fish supplies. *Nature* 405 (29):1017-1024.
- Páez-Osuna F (2001) Camaronicultura y Medio Ambiente. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM. Programa Universitario de Alimentos, UNAM. Colegio de Sinaloa. México. 450 p.
- Pauly D, Ingles J (1999) The relationship between shrimp yields and intertidal vegetation (mangrove) areas: A reassessment, p 311-318. In: Yáñez-Arancibia A, Lara-Domínguez AL (eds) Ecosistemas de Manglar en América Tropical. Instituto de Ecología AC. México, UICN/ORMA, Costa Rica, NOAA/NMFS Silver Spring MD USA. 380 p.
- Ramírez-Rodríguez M (1996) Pesquería de escama, In: M. Casas-Valdez M, Ponce-Díaz G (eds) Estudio del Potencial Pesquero y Acuícola 205 de Baja California Sur, Vol I, Secretaría

- Medio Ambiente Recursos Naturales y Pesca México, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, FAO. p 287-304.
- SAGARPA (Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación) (1997) Modificación a la Norma Oficial Mexicana NOM-002-PESC-1993 Para ordenar el aprovechamiento de las especies de camarón en aguas de jurisdicción federal de los Estados Unidos Mexicanos, publicada el 31 de diciembre de 1993. Diario Oficial (México), 30 de julio 1997.
- SAGARPA (Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación) (2004) Actualización de la Carta Nacional Pesquera y su anexo. Diario Oficial (México), 15 de marzo 2004, segunda sección.
- SAGARPA (Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación) (2006) Norma Oficial Mexicana NOM-039-PESC-2003, Pesca responsable de jaiba en aguas de jurisdicción federal del litoral del Océano Pacífico. Especificaciones para su aprovechamiento. Diario Oficial Federación, México, 26 de julio de 2006.
- SEMARNAP (Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca) (1995) Norma Oficial Mexicana NOM-016-PESC-1994, para regular la pesca de lisa y liseta o lebrancha en aguas de jurisdicción federal del Golfo de México y Mar Caribe, así como del Océano Pacífico, incluyendo el Golfo de California. Diario Oficial (México), 24 de abril 1995.
- SEPESCA (Secretaría de Pesca) (1993) Norma Oficial Mexicana 002-PESC-1993, para ordenar el aprovechamiento de las especies de camarón en aguas de jurisdicción federal de los estados unidos mexicanos. Diario Oficial (México), 31 de diciembre 1993.
- Thayer GW, Sheridan PF (1999) Fish and aquatic invertebrate use of the mangrove prop-root habitat in Florida: A Review, In: Yáñez-Arancibia A, Lara-Domínguez AL (eds) Ecosistemas de Manglar en América Tropical. Instituto de Ecología AC. México, UICN/ORMA, Costa Rica, NOAA/NMFS Silver Spring MD USA. p 167-174.
- Thayer GW, Twilley RR, Snedake SC, Sheridan PF (1999) Research information needs on U.S. mangroves: Recommendations to the United States National Oceanic and Atmospheric Administration's Coastal Ocean Program from an estuarine habitat program-funded workshop, p 255-262. En: Yáñez-Arancibia A, Lara-Domínguez AL (eds). Ecosistemas de Manglar en América Tropical. Instituto de Ecología AC. México, UICN/ORMA, Costa Rica, NOAA/NMFS Silver Spring MD USA. 380 p.
- Vélez-Barajas JA, Fajardo-León MC (1996) Pesquería de hacha, In: Casas-Valdez M, Ponce-Díaz G (eds) Estudio del Potencial Pesquero y Acuícola de Baja California Sur, Vol I, Secretaría Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca México, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, FAO. p 101-112.



Detalle del Manglar Balandra. Foto Edgar Amador

CONSERVACIÓN Y MANEJO DE LOS MANGLARES DE LA PENÍNSULA DE BAJA CALIFORNIA

Noé Abraham Santamaría-Gallegos^{1,2}, Gustavo D. Danemann³ y Exequiel Ezcurra⁴

¹ *Depto. Economía. Universidad Autónoma de Baja California Sur; Campus Loreto. Loreto, Baja California Sur; México.*

² *Unidad de Biología Marina. Universidad de Alicante. España. noe.santamaria@ua.es, nasg68@hotmail.com.*

³ *Pronatura Noroeste AC. Programa de Conservación Marina y Pesca Sustentable. Calle Décima N° 60, Zona Centro, Ensenada, CP 22800 Baja California, México.*

⁴ *San Diego Natural History Museum. 1788 El Prado, San Diego, CA 92101-1624, E.U.A.*

RESUMEN

Aún cuando los manglares en la Península de Baja California están reconocidos como ecosistemas valiosos desde el punto de vista ecológico y económico, y son protegidos por el marco legal mexicano, se encuentran altamente amenazados por la construcción de desarrollos inmobiliarios y turísticos, campos de golf, marinas y carreteras, así como por la contaminación directa o indirectamente derivada de estas obras. Esto es agravado por la distribución limitada y dispersa de los manglares en la península, particularmente en su costa oriental, ya que los impactos llegan a afectar o inclusive eliminar la totalidad de estos bosques en las áreas sujetas a desarrollo. En este marco, y ante la creciente presión de desarrollo a que está sujeta la zona costera, la conservación de los manglares depende de que las políticas públicas federales, estatales y municipales reconozcan debidamente el valor económico de los servicios ambientales que ofrecen, y de que las mismas autoridades se apeguen estrictamente a la ley en los procesos de autorización e inspección de obras que se dispongan sobre la zona costera. Asimismo, es necesario establecer programas de manejo de los manglares ya afectados o expuestos a impactos, que estén basados en la mejor información científica disponible, y que cuenten con el respaldo administrativo y compromiso de los diferentes niveles de gobierno y de todos los actores involucrados.

Palabras clave: manglares, conservación, manejo, marco legal, Península de Baja California.

MANGROVE CONSERVATION AND MANAGEMENT IN THE BAJA CALIFORNIA PENINSULA

ABSTRACT

Although mangroves in the Baja California Peninsula are recognized as valuable environments from both ecologic and economic perspectives, they are highly threatened by residential and tourism developments such as, golf courses, marinas, and roads, as well as by the direct and indirect pollution drawn by those constructions. This situation is made worse due to mangrove distribution in the peninsula, which is limited and disperse, particularly in its eastern coast, as impacts may affect or even totally eliminate mangrove forest in the developing areas. In this framework, and in face of the increasing development pressure on the coastal zone, mangrove conservation depends on federal, state, and municipal public policies that properly recognize the economic value of the environmental services they offer, and on governmental authorities that strictly follow the law regarding authorization and inspection of the developments that are planned on the coastal zone. At the same time, it is important to establish management plans for the mangroves already affected or subject to impacts, based on the best available scientific information, and supported by both different levels of government and local stakeholders.

Key words: mangroves, conservation, management, legal framework, Baja California Peninsula.

INTRODUCCIÓN

Los manglares, reconocidos desde hace mucho tiempo como uno de los ecosistemas más importantes de la zona costera (Bowman 1917, Tovilla 1994), aportan servicios ambientales cuyo valor es mayor al de los productos que se pueden obtener de la explotación consuntiva de estos bosques (Constanza *et al.* 1997, Rönnback 1999, Aburto-Oropeza *et al.* 2008, Tabla 1). Si bien esto es reconocido por el marco legal mexicano, que dispone la protección de los manglares (Poder Ejecutivo Federal 2007), las políticas públicas aplicadas en los ámbitos federal, estatal y municipal han permitido históricamente la destrucción de estos ecosistemas (López-Portillo y Ezcurra 2002). Como consecuencia, se estima que entre 1993 y 2000 en México se deforestaron alrededor de 70,000 ha de manglar (Poder Ejecutivo Federal 2003), mientras que en la porción sur de la Ensenada de La Paz, en Baja California Sur, se ha perdido aproximadamente el 10% de la superficie original de manglar debido al desarrollo costero, tanto por el crecimiento urbano como por la construcción de infraestructura turística (Mendoza *et al.* 1984, Jiménez-Quiroz 1991, González-Zamorano 2002). Esta es una situación común no sólo en México sino en todo el mundo, estimándose que en los últimos 20 años se ha perdido cerca del 50% de los manglares a nivel global, a una tasa promedio de entre 1 y 2% anual (Primavera 2000 a, b, Holguín *et al.* 2001, Valiella *et al.* 2001, Alongi 2002, Primavera *et al.* 2004, Duke *et al.* 2007, Food and Agriculture Organization 2007).

Tabla 1.- Principales servicios ambientales que proporcionan los ecosistemas de manglar.

Protección contra inundaciones, huracanes y efectos del oleaje.
Control de la erosión de la línea de costa y cuencas.
Soporte biológico y físico a otros ecosistemas costeros
Hábitat para la fauna silvestre.
Provee áreas de crianza, reproducción y alimentación de especies de importancia comercial.
Fuente de diversos productos de con valor comercial e importancia doméstica.
Trampas y almacenamiento de material orgánico, nutrientes y contaminantes.
Producción y exportación de material orgánico.
Pilar de la resistencia de sistemas costeros adyacentes.
Producción de oxígeno y consumidor de CO ₂ .
Trampa de agua dulce y recarga de mantos freáticos.
Formación de suelos y mantenimiento de fertilizantes.
Regulación del clima local y global.
Mantenimiento de la calidad de agua para actividades acuícolas.
Valores culturales y de recreación asociados.
Fuente de información científica.

Si bien la remoción de manglares para dar lugar a desarrollos de diversa índole en la zona costera puede generar beneficios económicos en el corto plazo, la consecuente pérdida de servicios ambientales tiene costos altísimos, que generalmente deben ser asumidos por la sociedad en su conjunto (Barbier y Cox 2003). Considerando que una de las principales funciones del Estado es asegurar un balance apropiado entre intereses públicos y privados, es necesario reconsiderar la importancia pública de los manglares al disponer planes de desarrollo y autorizaciones para obras en zonas de distribución de manglar, así como las condicionantes para su conservación y manejo.

En este marco, el objetivo de este capítulo es revisar la problemática general que enfrenta la conservación de los manglares de la Península de Baja California y el marco legal que los protege, y proponer algunas consideraciones generales para su manejo.

Retos para la conservación de los manglares en la Península de Baja California

Los manglares de la Península de Baja California están registrados internacionalmente como parte de la Ecorregión Neártica NA1401, conocida como “Manglares del Noroeste de México” (Olson *et al.* 1996), y que incluye también los manglares de la costa sonorenses. Representan el límite septentrional de distribución de los manglares en el Pacífico oriental, y se ubican en una zona de transición hacia el clima templado.

El clima peninsular, árido y subtropical, mantiene a las casi 26,000 ha de manglar bajacaliforniano (Acosta-Velázquez *et al.* 2007) bajo condiciones restrictivas. La escasa precipitación y las temperaturas bajas durante el invierno limitan su distribución y desarrollo, en comparación con otras regiones costeras de México (Flores-Verdugo 1989, Tovilla 1994). Por tratarse de plantas de afinidad tropical, la temperatura ambiental en esta región sólo es adecuada para los manglares durante el verano; el resto del año estas comunidades están expuestas durante la noche a temperaturas menores a 25°C, fluctuando durante el ciclo diurno invernal desde 30°C hasta 5°C o menos. Estos cambios de temperatura también limitan la productividad primaria del mangle.

En esta región la planicie aluvial es relativamente estrecha y las cuencas de drenaje son pequeñas y con poca escorrentía (Flores *et al.* 1992, Carrera y de la Fuente 2003). La aridez provoca que el agua de los esteros y lagunas donde están establecidos los manglares tienda a ser hipersalina, con salinidades generalmente mayores a 35 ups. Esto incrementa el gasto energético de las plantas para realizar regulación osmótica, y limita su productividad, altura, diámetro, cobertura (en *Rhizophora* y *Laguncularia*), y biodiversidad (Hutchings y Saenger 1987, López-Portillo y Ezcurra 1989).

Las tormentas tropicales y huracanes, que pudieran estar incrementando su frecuencia e intensidad en la región (Chelliah *et al.* 2004), también representan una amenaza para la supervivencia de los manglares. El efecto de estos fenómenos atmosféricos ha sido notable en los manglares de la región de Loreto, especialmente vulnerables a las crecientes debido a su ubicación cercana a la desembocadura de arroyos, su poca cobertura, y en algunos casos por la alteración del hábitat y patrones hidrológicos derivada de las actividades humanas.

Algunos manglares están formados por árboles muy grandes, como por ejemplo los de Ensenada Blanca y San Bruno, en Loreto, la Playa del Tesoro o la parte exterior del Estero Enfermería, en la Bahía de La Paz. Estos manglares tienen escasa extensión y están compuestos por árboles muy grandes (de hasta 40 cm de diámetro) que viven bajo condiciones muy limitantes. En ellos no se observa reclutamiento efectivo, y sus periodos de inundación son muy cortos. En condiciones naturales algunos de estos manglares podrían tener reclutamiento de ejemplares jóvenes que contribuyeran a renovar la población e incluso aumentar la cobertura vegetal, pero el impacto de la presencia humana impide su establecimiento natural.

En la Península de Baja California el aprovechamiento tradicional de los manglares incluye el uso turístico y recreativo, la extracción de madera y productos con fines medicinales, así como la pesca en las áreas adyacentes. Si bien estos usos son de bajo impacto y por lo general pueden ser controlados, otras actividades que se realizan en la vecindad de los manglares provocan daños mayores y en algunos casos irreversibles.

La actividad que genera mayor destrucción de manglares en esta región es, sin lugar a dudas, el desmonte que se realiza para dar lugar a la construcción de infraestructura residencial, turística, portuaria y vial (camino, calles y carreteras). El desarrollo urbano

y el turístico compiten con los manglares por espacio sobre la línea de costa. El valor de la tierra, producto de un mercado de bienes raíces en auge, ha promovido el desmonte de manglares en la Bahía de la Paz, en la región de Loreto (desde Puerto Escondido hasta Mulegé), y en San José del Cabo, para dar lugar a la urbanización y venta de lotes, así como a la construcción de campos de golf y marinas. Como ejemplos palpables de esta situación están la construcción del Campo de Golf de Nopoló, y más recientemente el desarrollo residencial sobre El Mogote, frente a la ciudad de La Paz, los cuales han reducido la superficie de manglar. Otras áreas de la península, como los manglares de Bahía Magdalena o Bahía Concepción, se encuentran amenazadas por proyectos de desarrollo planteados tanto desde el sector privado como público, y sujetas a la lotificación.

Otro de los impactos que ocurren con frecuencia es la reducción u obstrucción del intercambio de agua de los esteros y lagunas con el mar, principalmente por la construcción de caminos y carreteras. Los casos más críticos ocurren en el Estero Enfermería, en la Bahía de La Paz, y en la parte interior del Estero Rincón de Nopoló, en Loreto. En ambos casos se ha reducido significativamente el intercambio de agua entre el interior y el exterior de los esteros, afectando la supervivencia de los manglares y provocando diferentes transformaciones ambientales (Llinas-Gutiérrez *et al.* 1982, Bustillos-Guzmán y Olivares-García 1985). Casos similares, aunque de menor magnitud, ocurren en El Juncalito, municipio de Loreto, y en las inmediaciones del Hotel Palmira en la Ensenada de La Paz (Obs. pers.).

En lo referente a la contaminación, no existe un control efectivo de la descarga de desechos orgánicos e inorgánicos en las cercanías de los manglares, particularmente en los adyacentes a centros de población. Tampoco existe una estrategia para retirar la basura que se acumula en la periferia de los manglares, utilizados frecuentemente como tiraderos clandestinos. Casos especiales son los de Puerto San Carlos y López Mateos, en Bahía Magdalena, donde la población humana ha crecido sin que se previera el manejo de la basura urbana, lo que se refleja en el grado de contaminación por desechos sólidos que se observa en los manglares cercanos a estos poblados.

En la Bahía de La Paz no existen instrumentos administrativos para el manejo de los manglares más amenazados. Uno de los manglares más extensos de esta región es “El Conchalito”, que se encuentra inmerso en la zona urbana de La Paz y expuesto a impactos ambientales cada vez mayores (Holguín *et al.* 2006). Estos incluyen construcciones, compactación del terreno, invasión de la zona de inundación por vehículos, y acumulación de basura y cascajo, entre otros. En 2006 se definió el polígono de la Zona Federal Marítimo Terrestre (ZOFEMAT) en torno a este manglar, pero aún presentaba imprecisiones, y el trazo de las calles y áreas de construcción adyacentes no ha respetado la franja de amortiguamiento de 100 metros dispuesta en la NOM-022-SEMARNAT-2003 (Carmona-Islas 1997, Félix-Pico 1997, González-Acosta *et al.* 1999). Por otro lado, 22 ha de dicho manglar se encuentran concesionadas desde 1988 al Centro

Interdisciplinario de Ciencias Marinas (CICIMAR). Desde su fundación, esta institución ha realizado diferentes acciones para la conservación de la zona, incluyendo proyectos de investigación, divulgación, campañas de limpieza y señalización. En dichas actividades la comunidad de vecinos ha tenido una participación relevante, y se ha contado con el apoyo de diferentes instituciones de la zona. “El Conchalito” ha sido considerado para el establecimiento de un ANP municipal, que permita proteger el manglar y la zona periférica. Sin embargo, aún falta realizar estudios justificativos y alcanzar un mayor grado de organización que garanticen el éxito de estas propuestas.

Otro caso interesante en la Bahía de La Paz es el del Estero Balandra, ubicado en la zona oriental de la bahía, el cual se conserva en muy buen estado y tiene un valor cultural y recreativo alto para la comunidad local. Ante la posibilidad de que su zona de influencia fuera utilizada para la construcción de un desarrollo turístico, durante 2007 y 2008 se llevó a cabo una movilización social que demandó la protección del área. A la fecha se ha conseguido que se incluya como “Humedal de Importancia Internacional” de acuerdo a la Convención de Ramsar (Ramsar Convention 2008), y se tramita su declaratoria oficial como Área Natural Protegida.

Otros manglares de la Bahía de La Paz, como los esteros Enfermería y Palmira, son considerados áreas prioritarias para la conservación, pero no cuentan con planes para su protección legal, pese a que ya registran impactos importantes, particularmente en su flujo hidrológico.

La Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) ha reconocido siete Regiones Marinas Prioritarias para la Conservación sobre las costas de la Península de Baja California, que incluyen casi todas sus áreas de manglar (Arriaga *et al.* 1998, Tabla 2). Adicionalmente, esta Comisión ha identificado las Planicies de Magdalena (que incluye a los manglares del sistema lagunar de Bahía Magdalena), y el desierto de Vizcaíno (que incluye los manglares de Laguna San Ignacio y de los esteros El Coyote y La Bocana), como Regiones Terrestres Prioritarias para la Conservación (Arriaga *et al.* 2000). En una iniciativa más reciente de la CONABIO, en la Península de Baja California cuatro áreas de manglar fueron identificadas como prioritarias para su conservación dada su relevancia biológica: Bahía de los Ángeles, Bahía Concepción, Bahía Magdalena y San Ignacio (Acosta-Velázquez *et al.* 2007).

A pesar de lo anterior, los únicos programas que existen formalmente para el manejo de los manglares son los Programas de Manejo de las Áreas Naturales Protegidas (ANPs) donde existen áreas de manglar, y de manera parcial las áreas reconocidas como “Humedales de Importancia Internacional” de acuerdo a la Convención de Ramsar (Sitios Ramsar, Tabla 2). Sin embargo, estos programas no detallan en forma específica las actividades a desarrollar para el manejo de los manglares, ni mantienen la continuidad operativa requerida. Además, la capacidad de operación en campo de las ANPs es limitada, principalmente por no tener recursos humanos, técnicos y económicos suficientes.

Tabla 2.- Propuesta de regionalización de los manglares de la Península de Baja California.

	Región	Sitios Principales	superficie (ha)	Rasgos particulares	Régimen más alto de protección
1	San Ignacio (Reserva de la Biosfera "El Vizcaíno")	La Bocana, San Ignacio y El Dátil	1,500	Incluyen los manglares más norteños del Pacífico Oriental.	Sitio Ramsar. Zona Núcleo de Reserva de la Biosfera El Vizcaíno.
2	Sistema Lagunar Magdalena-Almejas	Sistema Lagunar Magdalena - Almejas	21,500	Los más extensos y de mayor altura de la península de BC. Problemas de basura.	Región Marina Prioritaria para la Conservación, CONABIO
3	Corredor "La Asambleas San Francisquito"	Bahía de los Ángeles, Isla Smith	30	Dos áreas de manglar abusivo. Los manglares más norteños.	Área de Protección de Flora y Fauna Islas del Golfo. Sitio Ramsar.
4	Bahía Concepción	Estero Mulegé a Punta Pulpito	300	Manglares dispersos. Área con actividad turística moderada.	Parcialmente Región Marina Prioritaria para la Conservación, CONABIO
5	Loreto (Parque Nacional Bahía de Loreto)	Punta Pulpito a Ensenada Blanca	200	Manglares dispersos. Área de intenso desarrollo turístico y deterioro moderado.	Sitio Ramsar, Zona Núcleo del Parque Nacional de Bahía de Loreto.
6	Corredor San Cosme-El Mechudo	Agua Verde, El Mechudo e Isla San José	50	Manglares dispersos. Bien Conservados	Área de Protección de Flora y Fauna Islas del Golfo.
7	Bahía de La Paz	Isla San José a Estero Balandra	400	Manglares dispersos. Área de intenso desarrollo urbano y turístico	Área de Protecc. Islas del Golfo. Sit. Ramsar: Balandra y El Mogote. Región Marina Prioritaria, CONABIO.
8	Los Cabos	Estero San José	20	Área restringida con aporte regular de agua dulce. Intenso desarrollo turístico.	Región Marina Prioritaria para la Conservación, CONABIO

Las primeras investigaciones cuantitativas sobre manglares en la Península de Baja California se hicieron en la década de 1960 (Félix-Pico 2005). Sin embargo, los ecosistemas de manglar de la Península (Fig. 1) se consideran poco estudiados (Brusca *et al.* 2006), y no se cuenta con un inventario completo de su distribución, ni con la información básica mínima para determinar los posibles daños o amenazas, o sus cambios históricos (Félix-Pico *et al.* 2005, Brusca *et al.* 2006). Sumado a esto, la experiencia sobre conservación y manejo de manglares en la región es mínima. Los antecedentes de planeación de la conservación, aparte de los mencionados programas de manejo de las ANPs, son escasos (Saad-Navarro y Palacios-Castro 2004, Brusca *et al.* 2006), y los esfuerzos de rehabilitación de manglares que ya están alterados han sido eventos aislados y carentes de un registro o estrategia regional formal.

El diagnóstico anterior nos da una idea general de los retos con que se enfrenta la conservación y el manejo de los ecosistemas de manglar en la Península de Baja California. Sin embargo, considerando el área total de manglares en la región, sólo una proporción relativamente pequeña ha sido impactada o removida, por lo que es posible, además de oportuno y necesario establecer las medidas de protección y manejo necesarias para asegurar su conservación.

Manejo de los manglares

La Ley General de Vida Silvestre (Congreso General de los Estados Unidos Mexicanos 2000) define *manejo* como “la aplicación de métodos y técnicas para la conservación y aprovechamiento sustentable de la vida silvestre y su hábitat”, abarcando la realización de acciones de prevención, control, mitigación y rehabilitación, según el sistema del que se trate. Considerando al manglar como un ecosistema compuesto no solo por los árboles de mangle sino también por las poblaciones de flora y fauna asociadas y los factores abióticos de su área de influencia (Hamilton y Sneaker 1984), las actividades de manejo del mismo pueden efectuarse de manera directa sobre las poblaciones de plantas y animales (control, propagación, extracción o transplante de individuos), o estar basadas en la manipulación del hábitat con el fin de favorecer o inhibir las especies objetivo. En particular, el manejo de los flujos hidrológicos en los manglares es decisivo para la salud del ecosistema (Gubbay 1995, Lewis 2004). En todos los casos, el costo de un manejo preventivo será menor al de la restauración o remediación de daños (ver por ej. Milano 1999), que suele implicar procesos complejos y de largo plazo (Ellison 2000, Warner *et al.* 2001).

El manejo tradicional de los recursos naturales suele estar enfocado al aprovechamiento de uno o unos pocos recursos del ecosistema, limitando la atención que se presta a la relación o dependencia de cada recurso en explotación respecto de los demás elementos del sistema. En el caso de los manglares, se ha reconocido la

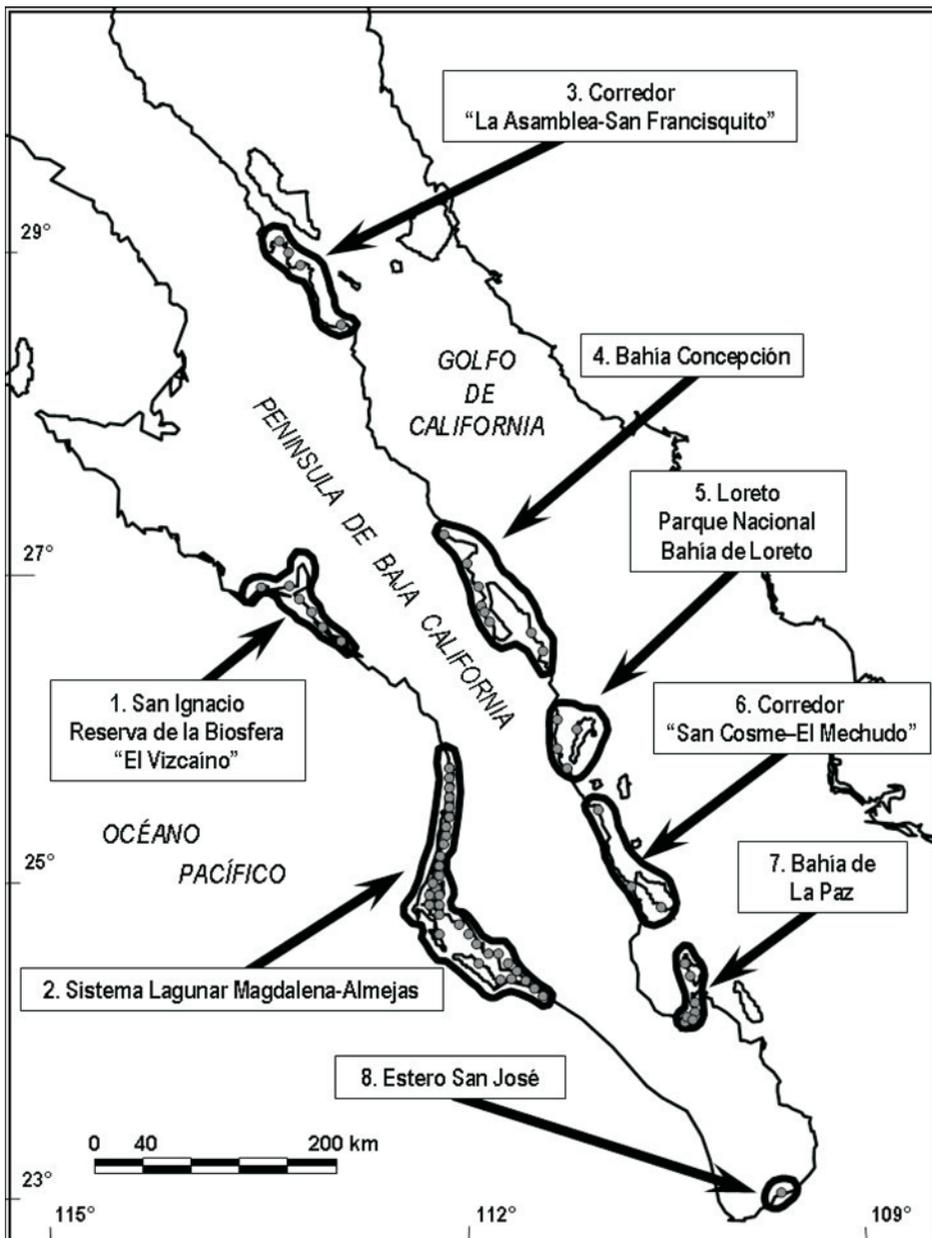


Figura 1.- Regiones propuestas para el manejo de los Manglares de la Península de Baja California. Se propone el establecimiento de 8 regiones, las cuales se definen de acuerdo a su proximidad mutua, rasgos ambientales e instrumentos legales y administrativos disponibles. Para más Información ver texto y Tabla 2.

conveniencia de que el enfoque empleado en su manejo considere no sólo a los árboles de mangle, sino al ecosistema de manglar en su conjunto (Christensen *et al.* 1996). De acuerdo con varios autores (Christensen *et al.* 1996, Marín y Delgado 1997, Astrálaga 2006), las estrategias empleadas para estos ecosistemas deben 1) procurar la *sustentabilidad* (buscar el mantenimiento o mejoramiento, sin degradación en el largo plazo), 2) definir *metas* específicas sobre procesos a futuro, 3) aplicar investigación realizada en todos los niveles de organización ecosistémica (*modelos ecológicos*), 4) reconocer que la diversidad biológica y la complejidad estructural refuerzan los ecosistemas en contra de las perturbaciones (*conectividad y complejidad del ecosistema*), 5) reconocer que los ecosistemas son *dinámicos* (cambian y evolucionan), 6) considerar que los ecosistemas operan en una amplia variedad de escalas temporales y espaciales, y que su comportamiento está influenciado por los sistemas que lo rodean (*contexto y escala*), 7) considerar que los seres humanos son integrantes activos de los ecosistemas, y 8) reconocer que el conocimiento actual es condicional, incierto y sujeto a cambio, por tanto debe poner a prueba hipótesis a través de investigación y monitoreo (*adaptabilidad*). Un diseño *adaptativo* como el señalado, permite siempre aprender del sistema, de forma que se mejora la base de comprensión para futuras acciones.

Por ser un asunto de interés público, es el Estado el que debe hacerse cargo de elaborar y ejecutar los programas de manejo de los ecosistemas de manglar. Sin embargo, las oficinas de gobierno no están en condiciones de llevar a cabo todas las investigaciones y monitoreos necesarios, por lo que requieren el apoyo de las instituciones académicas y de organizaciones sociales y privadas para cumplir estas tareas. Por otra parte, el marco legal debe favorecer el manejo de los manglares de acuerdo a los fundamentos del enfoque ecosistémico.

En todos los casos es necesario contar con un conocimiento preciso de las características y el grado de afectación o amenaza que presenta cada unidad de manglar, dado que cada caso es diferente y tiene sus propias causas (Gómez *et al.* 1996). También es indispensable contar con el personal, equipos, capacitación y recursos económicos necesarios, así como apegarse al marco legal vigente. Si el proceso de manejo de los manglares no se conduce adecuadamente y con la participación de profesionales de diferentes áreas, puede no solo fallar en el cumplimiento de las metas planteadas, sino también derivar en problemas ambientales, económicos, políticos y/o sociales (Marín y Delgado 1997).

Marco legal para la conservación y el manejo de los manglares

En México los manglares están protegidos por diferentes disposiciones legales de índole federal. La NOM-059-SEMARNAT-2001, que enlista las especies de flora y fauna consideradas en riesgo (Poder Ejecutivo Federal 2002), incluye como “especies

sujetas a protección especial” a las tres especies que forman las comunidades de manglar en la región Noroeste de México: *Rhizophora mangle*, *Avicennia germinans*, y *Laguncularia racemosa*. De acuerdo con esto, la conservación y aprovechamiento de las diferentes especies de mangle está regulada por la Ley General de Vida Silvestre (LGVS, Congreso General de los Estados Unidos Mexicanos 2000). La LGVS dispone la implementación del Sistema Nacional de Unidades de Manejo para la Conservación de la Vida Silvestre (SUMA). El SUMA establece que cualquier aprovechamiento que se realice con material biológico de las especies consideradas en la NOM-059, como es el caso de los mangles, debe incluirse en un registro para facilitar su regulación y asegurar la asesoría técnica y administrativa requerida. El registro requiere la elaboración de un programa de manejo de cada Unidad de Manejo Ambiental (UMA), que servirá como elemento de evaluación del cumplimiento de las metas planteadas por el proyecto respectivo. La LGVS también establece que para la investigación científica de las especies protegidas se requiere solicitar autorización de la Dirección General de Vida Silvestre dependiente de la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT), con el fin de asegurar un buen manejo del material biológico empleado y tener constancia de la experiencia derivada de la investigación.

El SUMA tiene entre sus propósitos: (1) fomentar actividades de restauración y repoblación, con la participación de las organizaciones sociales, públicas o privadas, y los demás interesados en la conservación de la biodiversidad, (2) aplicar el conocimiento biológico tradicional, fomentar y desarrollar la investigación sobre la vida silvestre, (3) desarrollar actividades productivas alternativas para las comunidades rurales y combatir el tráfico y apropiación ilegal de la vida silvestre, y (4) apoyar la realización de actividades de conservación y aprovechamiento sustentable de la vida silvestre. La modalidad de UMA típica para el manejo de mangles es la formación de viveros especializados. Esta es una herramienta útil para controlar y dirigir la producción de plantas de mangle, pero requieren estar acompañados de proyectos de reforestación, y estos a su vez estar soportados por actividades que van más allá de la producción de plantas, como por ejemplo el manejo y monitoreo del ecosistema costero.

El establecimiento de Áreas Protegidas (ANPs), considerado en la Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente y en las leyes ambientales de los estados de Baja California y Baja California Sur, también juega un importante papel en la protección y conservación de los manglares. Entre las ANPs federales decretadas en las costas de la Península de Baja California (Tabla 2) destacan por las extensiones de manglar que contienen: el Área de Protección de Flora y Fauna “Islas del Golfo de California”, la Reserva de la Biosfera “El Vizcaíno”, y el Parque Nacional “Bahía de Loreto” (Poder Ejecutivo Federal 1978, 1988 y 1996, respectivamente). Los programas de manejo de estas ANPs reconocen la importancia de los manglares, pero no detallan las acciones a realizar para su protección y manejo. En la práctica se ha podido hacer muy poco para asegurar la conservación de los manglares en estas áreas, dado que la

inversión en vigilancia, educación ambiental, investigación aplicada o restauración ha sido escasa. Otras áreas de manglar de la Península de Baja California no están incluidas en ninguna ANP, lo cual representa una total carencia de instrumentos administrativos para el manejo de estas áreas. Destacan en esta condición los extensos manglares del sistema lagunar de Bahía Magdalena-Almejas (Tabla 2).

La Convención de Ramsar para la Conservación de los Humedales de Importancia Internacional, de la cual México es país signatario, establece como sus tres pilares básicos el uso racional de los humedales, la designación de humedales de importancia internacional, y la cooperación internacional. También establece como obligación de los países participantes promover políticas para el manejo apropiado y la conservación de los humedales (Astrálaga 2006). Actualmente, México ha decretado la inclusión de 86 humedales en la lista de la Convención Ramsar (Ramsar Convention 2008). Once se localizan en la Península de Baja California, cuatro de ellos con áreas de manglar (Tabla 2). Estos humedales, conocidos como “Sitios Ramsar” poseen un programa de manejo, al menos en forma parcial, pero todavía hay muchas actividades que están fuera de estos programas y requieren integrarse a ellos.

La regulación más específica para la protección de manglares en México es la Norma Oficial Mexicana NOM-022-SEMARNAT-2003 (Poder Ejecutivo Federal 2003), la cual establece lineamientos para la preservación, conservación, aprovechamiento sustentable y restauración de los humedales costeros en zonas de manglar. Este instrumento ha sido sujeto a modificaciones promovidas por intereses relacionados al desarrollo inmobiliario y turístico costero (Congreso de los Estados Unidos Mexicanos 2005), a partir de las cuales el promotor de una obra estaría en posibilidad de afectar un manglar natural “*siempre que en el informe preventivo o en la manifestación de impacto ambiental se establezcan medidas de compensación en beneficio de los humedales*” (Poder Ejecutivo Federal 2004). La NOM-022 no determinaba las características de dichas “medidas de compensación”, con lo cual la evaluación de solicitudes y expedición del permiso quedaba a criterio de la autoridad.

La ambigüedad de la NOM-022 quedó subsanada, al menos parcialmente, por la modificación realizada a la Ley General de Vida Silvestre (Poder Ejecutivo Federal 2007, adición del artículo 60 TER), a través de la cual quedó “*prohibida la remoción, relleno, transplante, poda, o cualquier obra o actividad que afecte la integralidad del flujo hidrológico del manglar; del ecosistema y su zona de influencia; de su productividad natural; de la capacidad de carga natural del ecosistema para los proyectos turísticos; de las zonas de anidación, reproducción, refugio, alimentación y alevinaje; o bien de las interacciones entre el manglar; los ríos, la duna, la zona marítima adyacente y los corales, o que provoque cambios en las características y servicios ecológicos*”. Según la propia LGVS, se exceptuarán de esta prohibición las obras o actividades que tengan por objeto proteger, restaurar, investigar o conservar las áreas de manglar.

En el Artículo 99 de la LGVS se establece que el aprovechamiento no extractivo de vida silvestre requiere una autorización previa de la SEMARNAT para garantizar el bienestar de los ejemplares de especies silvestres, la continuidad de sus poblaciones y la conservación de sus hábitats, lo cual incluye a los manglares. A este artículo se adicionó que: “*las obras y actividades de aprovechamiento no extractivo que se lleven a cabo en manglares, deberán sujetarse a las disposiciones previstas por el artículo 28 de la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente*”, es decir, deberán sujetarse a la realización de evaluaciones de impacto ambiental. Estas reformas a la LGVS dan mayor certidumbre a la protección de los manglares y cancelan la posibilidad de interpretaciones derivadas de la modificación realizada a la NOM-022. En el presente se sigue debatiendo sobre cuáles serán los términos y alcances de la NOM-022, a partir de la reforma a la LGVS.

Pese a que la mayoría de los instrumentos de política ambiental relacionados a la protección de los manglares se definen y operan en instancias federales, el marco legal no impide que estados y municipios coadyuven en esta responsabilidad. De acuerdo con el “Reglamento para el Uso y Aprovechamiento del Mar Territorial, Vías Navegables, Playas, Zona Federal Marítimo Terrestre (ZOFEMAT) y Terrenos Ganados al Mar”, existe la posibilidad de integrar *Comités Estatales* con el propósito de planificar los usos y la conservación de los ambientes costeros ubicados en la ZOFEMAT. Estos comités deben estar integrados por la Administración Pública Federal y los gobiernos de los Estados y Municipios, y pueden contar con un fondo económico para el Ordenamiento de la ZOFEMAT. Considerando que los manglares se ubican prácticamente en su totalidad en la ZOFEMAT, este ordenamiento permite que el manejo de estos ecosistemas pueda realizarse conjuntamente entre los tres niveles de gobierno. Las labores de educación ambiental, necesarias para la correcta valoración pública de los manglares, también es una labor que pueden asumir los municipios, y dada su relevancia se consideran indispensables.

En las disposiciones legales mexicanas se propone el manejo y uso racional de los manglares, y es función de las entidades de gobierno implementar programas formales con recursos suficientes para cumplir los objetivos de manejo. Sin embargo, actualmente ninguna política oficial dispone el otorgamiento de facilidades o estímulos a quienes tengan interés en realizar actividades a favor del manejo para la conservación de los manglares. Atendiendo a esta situación, la SEMARNAT (2007) evalúa la posibilidad de pagar por los servicios ambientales de los manglares, para motivar que las comunidades conozcan la importancia de estos bosques y participen en su conservación.

En México se requiere la implementación de un programa nacional para el manejo de los manglares y de la zona costera, en el que las comunidades locales tengan un papel importante en la toma de decisiones sobre los bienes y servicios que prestan estos ecosistemas (Tovilla 2005). En países como Ecuador o Filipinas, con extensas áreas de manglar, existe una amplia experiencia en este sentido (Bodero y Robadue 1995, Field

1997, Melana *et al.* 2000). Los resultados de esos programas no siempre han sido positivos, por lo que resulta necesario aplicar modelos de manejo adaptativo que permitan corregir los errores sobre la marcha (Marín y Delgado 1997). Ecuador ha desarrollado un “Programa de Manejo de Recursos Costeros” que incluye en forma explícita una “Estrategia para el Manejo de Ecosistemas de Manglar” (Bodero y Robadue 1995). Esta estrategia asigna recursos para llevar a cabo acciones específicas, que se evalúan periódicamente para identificar y corregir los defectos existentes, y que incluyen campañas regulares de investigación, monitoreo, capacitación, educación y difusión.

En este sentido, la CONABIO junto con otras instancias del gobierno federal y diversas instituciones académicas y organizaciones sociales de las diferentes regiones del país, ha desarrollado la primera fase del programa “Los manglares de México: estado actual y establecimiento de un programa de monitoreo a largo plazo”. Entre los resultados más relevantes de esta primera etapa se encuentran un mapa de distribución de manglares de México a escala 1:50,000 y un directorio de expertos en el tema, además de la publicación del libro *Manglares de México* (Acosta-Velázquez *et al.* 2007, CONABIO 2008). La CONABIO planea el establecimiento de una red de monitoreo de manglares que permita la evaluación de los ecosistemas de manglar mexicanos a partir de indicadores ambientales, y determine las condiciones de la vegetación y los principales agentes de transformación de estos ecosistemas (Acosta-Velázquez *et al.* 2007).

El inventario nacional coordinado por la CONABIO es además la base para el desarrollo de una estrategia nacional para reforzar la protección y conservación de los manglares de México (SEMARNAT 2007). El sector académico y civil colabora en esta iniciativa a través de la integración de un comité de investigadores sobre manglares a nivel nacional, y de un homólogo en Baja California Sur.

Hacia una estrategia para el manejo de los ecosistemas de manglar en la Península de Baja California

Siguiendo las recomendaciones de la Convención de Ramsar (Bacon 1997, Secretaría de la Convención de Ramsar 2007), para asegurar la conservación y el manejo apropiado de los ecosistemas de manglar en la Península de Baja California se requiere: (1) realizar un inventario de humedales, (2) identificar los beneficios y valores de los humedales, (3) determinar prioridades para cada sitio, (4) evaluar apropiadamente el impacto ambiental de los proyectos, (5) financiar el desarrollo de proyectos de conservación y uso sostenible de recursos, y (6) reglamentar el uso de la flora y fauna.

El inventario de manglares puede estar basado en una regionalización de su distribución, tal como se propone en diferentes proyectos (Brusca *et al.* 2006, CONABIO 2008). La zona costera de la Península de Baja California, incluida en la Región Pacífico Norte, ha sido subdividida por diferentes autores en dos regiones: la costa Occidental,

frente al Océano Pacífico, y la Costa oriental, frente al Golfo de California (Contreras-Espinosa 1993). Esta regionalización tiene que ver con las condiciones ambientales, tales como el tipo de cuencas hidrológicas, la extensión de la planicie costera, el clima, la topografía o el tipo de suelo, lo cual determina el tipo de manglar, así como la estructura y función de cada ecosistema.

El presente trabajo propone una regionalización de los manglares en la Península de Baja California que toma en cuenta la ubicación geográfica de acuerdo a los criterios de Brusca *et al.* (2006) y CONABIO (2008), pero también la condición de los ecosistemas y los instrumentos administrativos y recursos disponibles en cada localidad para implementar programas de manejo específicos. Algunas áreas son parte de ANPs (Laguna San Ignacio, Esteros El Coyote y La Bocana, Loreto, Isla San José) o Sitios Ramsar (Bahía de los Ángeles, Balandra, El Mogote), pero otras áreas no tienen ninguna de estas categorías (Bahía Magdalena-Almejas, Estero San José, Bahía Concepción, San Cosme-Isla San José, y la mayor parte de Bahía de La Paz) (Fig. 1, Tabla 2). En los casos en que no se cuenta con alguna forma de protección legal, es recomendable proponer planes de manejo de la ZOFEMAT, a través de la integración de Comités Estatales para el Aprovechamiento Sustentable, de manera que mediante la coordinación de los gobiernos Municipal y Estatal con la Dirección General de Zona Federal Marítimo Terrestre y Ambientes Costeros de SEMARNAT, se puedan definir objetivos, planear las actividades y establecer programas de manejo con el soporte financiero apropiado.

Con base en esta regionalización se sugiere poner en marcha un programa de monitoreo del mayor número posible de sitios, e integrarlo al Programa Nacional de Monitoreo del Manglar de la CONABIO (Acosta-Velázquez *et al.* 2007). Este monitoreo permitirá actualizar y precisar la superficie de manglar existente y la cantidad de sus recursos asociados, así como identificar los riesgos, vulnerabilidad y amenazas presentes en cada sitio (Gómez *et al.* 1996).

Más allá de la posibilidad de proteger humedales específicos a través de decretos de ANPs, o de restaurar los manglares afectados, la creciente presión de desarrollo sobre la zona costera hace que la conservación de estos ecosistemas dependa del reconocimiento del valor económico de los servicios ambientales que aportan a la sociedad, y del estricto cumplimiento de la ley en el proceso de autorización e inspección de obras sobre la franja costera. Dentro de los programas de manejo se requieren mecanismos de coordinación con las autoridades a cargo de evaluar los manifiestos de impacto ambiental y demás requisitos para la construcción de obras que potencialmente pudieran afectar zonas de manglar, y vigilar el cumplimiento de las condicionantes de los permisos con la máxima eficiencia posible. También es necesario establecer un mecanismo administrativo para revisar el impacto de obras ya autorizadas y que están en operación, con lo cual se puedan corregir en lo posible los daños ocasionados.

La educación y capacitación continuas tienen una importancia central para que la comunidad tome un papel activo en el manejo de los manglares. Se requiere por tanto

que permanentemente se organicen campañas de difusión y capacitación de personal, sobre los atributos y servicios ambientales de los manglares.

La investigación científica debe realizarse coordinadamente, y preferentemente estar enfocada a definir o seguir las prioridades de manejo establecidas. Si los proyectos de investigación se involucran de lleno en el proceso de conservación de los ecosistemas de manglar, habrá mayores garantías de que los programas de manejo se realicen conforme las bases del manejo adaptativo y se incrementen las garantías de éxito.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen las aportaciones y comentarios de J. Torre, R. Brusca, R. Cudney e I. Popoca. NASG ha sido becado para estudios de doctorado por el CONACyT. El Programa de Conservación Marina y Pesca Sustentable de Pronatura Noroeste AC es financiado por el Servicio de Pesca y Vida Silvestre de los Estados Unidos de América, División de Conservación de Hábitat, a través del Acta para la Conservación de los Humedales de Norteamérica, por The David and Lucile Packard Foundation, The Sandler Foundation, The International Community Foundation y The Marisla Foundation.

LITERATURA CITADA

- Aburto-Oropeza O, Ezcurra E, Danemann G, Valdez V, Murria J, Sala E (2008) Mangroves in the Gulf of California increase fishery yields. *Proc Nat Acad Science* 105(30):10456-10459.
- Acosta-Velázquez J, Rodríguez-Zuñiga T, Cerdeira-Estrada S, Cruz I, Resol R, Ascensión M (2007) Los manglares de México: estado actual y establecimiento de un programa de monitoreo a largo plazo: 1ra. Etapa. Informe final no publicado (proyecto DQ056). Comisión Nacional para el Conocimiento y uso de la Biodiversidad. México, DF. 69 p.
- Alongi DM (2002) Present state and future of the world's mangrove forests. *Environ Conserv* 29:331-349.
- Arriaga L, Vázquez-Domínguez E, González-Cano J, Jiménez-Rosenberg R, Muñoz-López E, Aguilar-Sierra V (coordinadores) (1998) Regiones marinas prioritarias de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y uso de la Biodiversidad. México, DF.
- Arriaga L, Espinoza JM, Aguilar C, Martínez E, Gómez L, Loa E (coordinadores) (2000) Regiones terrestres prioritarias de México. Escala de trabajo 1:1,000,000. Comisión Nacional para el Conocimiento y uso de la Biodiversidad. México, DF.
- Astrálega M (2006) La convención Ramsar y los ecosistemas de Manglar. Secretaría de la Convención Ramsar. Suiza. 6 p.
- Bacon PR (1997) The Role of the Ramsar Convention in Mangrove Management Intercoast Network. *International Newsletter of Coastal Management*. Coastal Resources Management Project, Coastal Resources Center, University of Rhode Island y US Agency for International Development. Special Edition 1 (March 1997):25-26.

- Barbier EB, Cox M (2003) Does economic development lead to mangrove loss? A cross-country analysis. *Contemp Econ Pol* 21:418–432.
- Bodero QA, Robadue D (1995) Estrategia para el Manejo del Ecosistema de Manglar, Ecuador. En: Ochoa M (ed) Manejo Costero Integrado en Ecuador. Fundación Pedro Vicente Maldonado. Programa de Manejo de Recursos Costeros. Guayaquil, Ecuador.
- Bowman HM (1917) Ecology and physiology of the red mangrove. *Proc Am Phil Soc* 56:589–672.
- Brusca RC, Cudney-Bueno R, Moreno-Báez M (2006) Gulf of California Esteros and Estuarios. Analysis, state of knowledge and conservation priority recommendations. Reporte final no publicado, presentado a The David and Lucile Packard Foundation. Arizona-Sonora Desert Museum. Tucson, Arizona. 60 p.
- Bustillos-Guzmán J, Olivares-González E (1985) Fitoplancton en tres Ecosistemas de Manglar de la Bahía de La Paz, B.C.S., México. II. Producción Primaria Bruta, Neta y Respiración. *Anales del Centro de Ciencias del Mar y Limnología*. Mazatlán, Sinaloa.
- Carmona-Islas C (1997) Relación entre Abundancia de Aves Playeras y Organismos Bentónicos en la Playa El Conchalito, Ensenada de La Paz, B.C.S., durante un Ciclo Anual. Tesis de Maestría, CICIMAR-IPN. La Paz, Baja California Sur, México. 69 p.
- Carrera E, de la Fuente G (2003) Inventario y clasificación de humedales en México. Parte I. Ducks Unlimited de México, AC. Monterrey, Nuevo León. 239 p.
- Christensen NL (1996) The report of the Ecological Society of America, Committee on the Scientific Basis for Ecosystem Management. *Ecological Applications* 6:665–691.
- CONABIO (2008) Manglares de México. México D. F. 35 p.
- Constanza R, d'Arge R, de Groot R, Farber S, Grasso M, Hannon B, Limburg K, Naeem S, O'Neal R, Paruelo J, Raskin R, Sutton P, van der Belt M (1997) The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387:253–260.
- Congreso General de los Estados Unidos Mexicanos (2000) Ley General de Vida Silvestre. Diario Oficial de la Federación (3 de julio de 2000).
- Congreso de los Estados Unidos Mexicanos (2005) Proposición con punto de acuerdo, por el que se exhorta a la Semarnat a derogar la adición 4.43 a la NOM-022-SEMARNAT-2003. Gaceta de la Cámara de Diputados (10 de febrero de 2005).
- Contreras-Espinoza F (1993) Ecosistemas costeros mexicanos. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad y Universidad Autónoma Metropolitana-Unidad Iztapalapa. México, DF. 415 p.
- Chelliah M, Bell G, Mo K, Landsea C, Blake E (2004) Experimental East Pacific Hurricane Outlook. NOAA-Climate Prediction Center.
- Duke NC, Meynecke J, Dittmann S, Ellison A, Anger K, Berger U, Cannicci S, Diele K, Ewel K, Field C, Koedman N, Lee S, Marchand C, Nordhaus I, Dahdouh-Guebas F (2007) A world without mangroves? *Science* 317:41.
- Ellison A (2000) Mangrove restoration: do we know enough? *Rest Ecol* 8(3):219–229.
- Félix-Pico E (2005) Estructura de los manglares de la costa oriental de la Bahía de La Paz, BCS. Memorias del IVº Simposium Internacional sobre el Mar de Cortés. Mazatlán, Sinaloa (Octubre de 2005).
- Field C (ed) (1997) Restauración de Ecosistemas de Manglar. Organización Internacional de Maderas Tropicales - Sociedad Internacional para Ecosistemas de Manglar. Managua, Nicaragua. 278 p.

- Flores-Verdugo FJ (1989) Algunos aspectos sobre la ecología, uso e importancia de los ecosistemas de manglar. En: Rosa-Vélez J, González-Farías F (eds) *Temas de Oceanografía Biológica en México*. Ensenada, Baja California, México. p 22-51.
- Flores-Verdugo F, González-Farías F, Zamorano DS, Ramírez-García P (1992) Mangrove ecosystems of the Pacific Coast of Mexico: distribution, structure, litterfall and detritus dynamics. En: Seeliger U (ed) *Coastal Plant Communities in Latin America*. Academic Press. Nueva York. p 269-288.
- Food and Agriculture Organization (2007) *The World's Mangroves 1980-2005*. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Roma, Italia.
- Gómez JA, Martínez J, Fuentes M, Guevara M, Gil H (1996) Evaluación de la calidad ambiental, vulnerabilidad y sustentabilidad de un sector de los manglares de Mochima, Estado de Sucre, Venezuela. *Saber* 8(2):5-10.
- González-Acosta AF, de la Cruz-Agüero G, de la Cruz-Agüero J, Ruíz-Campos G (1999) Ictiofauna asociada al manglar del Estero El Conchalito, Ensenada de La Paz, Baja California Sur, México. *Oceanides* 14(2):121-131.
- González-Zamorano P (2002) Estructura y análisis espacial de la cobertura del manglar "El Conchalito", B. C. S. Tesis de Maestría. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, Instituto Politécnico Nacional. La Paz, Baja California Sur. 88 p.
- Gubbay S (ed) (1995) *Marine Protected Areas. Principles and Techniques for Management*. Chapman and Hall. London. 232 p.
- Hamilton LS, Sneaker SC (eds) (1984) *Handbook for mangrove area management*. Envir Pol Inst, East-West Center, IUCN, UNESCO y PNUMA XIII 123 p.
- Holguin G, Vázquez P, Bashan Y (2001) The role of sediment microorganisms in the productivity, conservation, and rehabilitation of the mangrove ecosystems: an overview. *Biol Fertil Soils* 33:265-78.
- Holguín G, González-Zamorano P, de Bashan L, Mendoza R, Amador E, Bashan Y (2006) Mangrove health in an arid environment encorached by urban develoment –a case study. *Science Tot Env* 363(2006):260-274.
- Hutchings P, Saenger P (1987) *Ecology of mangroves*. University of Queensland Press, New York.
- Jiménez-Quiroz MC (1991) Contribución al conocimiento de los productores primarios de la Ensenada de La Paz. Análisis de la comunidad de manglar. Tesis de Maestría en Ciencias no publicada. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, Instituto Politécnico Nacional. La Paz, Baja California Sur. 223 p.
- Lewis R (2004) Ecological engineering for successful management and restoration of mangrove forests. *Ecol Eng* 24(4):403-418.
- Loa-Loza E (1994) Los manglares de México: Sinopsis general para su manejo. En: Suman DO (ed) *El ecosistema de manglar en América Latina y la Cuenca del Caribe: su manejo y conservación*. Univ. de Miami y The Tinker Foundation. Miami, Florida. p 144-151.
- López-Portillo J, Ezcurra E (1989) Response of three mangroves to salinity in two geofoms. *Func Ecol* 3:355-61.
- López-Portillo J, Ezcurra E (2002) Los manglares de México: una revisión. *Madera y Bosques*. Número especial 2002:27-51.
- Llinas-Gutiérrez J, Díaz E, Amador E, Espinoza M (1982) Crustacean diversity related to the

- substrate in two coastal lagoons in Baja California Sur, México. En: San Pietro A (ed) *Biosaline Research: A Look to the Future*, Vol 23, Mem II Taller Inter Invest Biosal., La Paz, BCS, 1980. Plenum Press, N.Y. p 515-520.
- Marín V, Delgado L (1997) Nueva estrategia para un desarrollo sustentable: Manejo Ecosistémico de los Recursos Naturales. *Revista Ambiente y Desarrollo* 13(2):70-76.
- Melana DM, Atchue J III, Yao CE, Edwards R, Melana EE, Gonzales HI (2000) *Mangrove Management Handbook*. Department of Environment and Natural Resources, Manila, Philippines through the Coastal Resource Management Project. Cebu City, Philippines. 96 p.
- Mendoza R, Amador E, Llinas J, Bustillos J (1984) Inventario de las áreas de manglar en la Ensenada de Aripes, B.C.S. *Memorias de la Primera Reunión Sobre Ciencia y Sociedad*. Universidad Autónoma de Baja California Sur y Gobierno del Estado de Baja California Sur. La Paz, B.C.S., México. p 43–52.
- Milano GR (1999) Restoration of coastal wetlands in southeastern Florida. *Wetland Journal* 11(2):15-24.
- Olson DM, Dinerstein E, Cintrón G, Iolster P (1996) A conservation assessment of mangrove ecosystems of Latin America and the Caribbean. Final report for The Ford Foundation. World Wildlife Fund, Washington, D.C.
- Poder Ejecutivo Federal (1978) Decreto por el que se establece una zona de reserva y refugio de aves migratorias y de la fauna silvestre, en las islas que se relacionan, situadas en el Golfo de California. *Diario Oficial de la Federación* (2 de agosto de 1978).
- Poder Ejecutivo Federal (1988) Decreto por el que se declara la reserva de la biosfera “El Vizcaíno”, ubicada en el Municipio de Mulegé, BCS. *Diario Oficial de la Federación* (30 de noviembre de 1988).
- Poder Ejecutivo Federal (1996) Decreto por el que se declara área natural protegida con el carácter de parque marino nacional, la zona conocida como Bahía de Loreto, ubicada frente a las costas del municipio de Loreto, BCS, con una superficie total de 11,987-87-50 hectáreas. *Diario Oficial de la Federación* (19 de julio de 1996).
- Poder Ejecutivo Federal (2002) Norma Oficial Mexicana NOM-059-ECOL-2001, Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo. *Diario Oficial de la Federación* (6 de marzo de 2002).
- Poder Ejecutivo Federal (2003) Norma Oficial Mexicana NOM-022-SEMARNAT-2003, que establece las especificaciones para la preservación, conservación, aprovechamiento sustentable y restauración de los humedales costeros en zonas de manglar. *Diario Oficial de la Federación* (10 de abril de 2003).
- Poder Ejecutivo Federal (2004) ACUERDO que adiciona la especificación 4.43 a la Norma Oficial Mexicana NOM-022-SEMARNAT-2003, que establece las especificaciones para la preservación, conservación, aprovechamiento sustentable y restauración de los humedales costeros en zonas de manglar. *Diario Oficial de la Federación* (7 de mayo de 2004).
- Poder Ejecutivo Federal (2007) Decreto por el que se adiciona un artículo 60 TER; y se adiciona un segundo párrafo al artículo 99; todos ellos de la Ley General de Vida Silvestre. *Diario Oficial de la Federación* (1° de febrero de 2007).
- Primavera JH (2000a) Development and conservation of Philippine mangroves: institutional issues. *Ecol Econ* 35:91–106.

- Primavera JH (2000b) Integrated mangrove–aquaculture systems in Asia. En: Autumn E (ed) Integrated coastal zone management. London 7 ICG Publishing. Londres, Reino Unido. p 121-130.
- Primavera JH, Sadaba RS, Leбата M, Altamirano JP (2004) Handbook of mangroves in the Philippines-Panay. Iloilo, Philippines & Southeast Asian Fisheries Development Center, Aquaculture Department. 106 p.
- Ramsar Convention (2008) The List of Wetlands of International Importance (27 August 2008). 40 p.
- Rönnbäck P (1999) The ecological basis for economic value of seafood production supported by mangrove ecosystems. *Ecol Econ* 29:235–52.
- Saad-Navarro G, Palacios-Castro E (2004) Planificación para la Conservación de Sitios: Complejo Lagunar de Bahía Magdalena-Almejas, B.C.S., México. Reporte técnico no publicado. Pronatura Noroeste, Programa de Conservación de Agua y Humedales. La Paz, Baja California Sur. 90 p.
- Secretaría de la Convención de Ramsar (2007) Manejo de humedales: Marcos para manejar Humedales de Importancia Internacional y otros humedales. Manuales Ramsar para el uso racional de los humedales, 3ª ed vol 16. Gland, Suiza.
- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales) (2007) El Inventario Nacional de Manglares, herramienta fundamental para la conservación del ecosistema. Comunicado de prensa 167/07 (28 de octubre de 2007).
- Tovilla HC (1994) Manglares. En: De la Lanza G, Cáceres M (eds) *Lagunas Costeras y el Litoral Mexicano*. Universidad Autónoma de Baja California Sur. La Paz, Baja California Sur. p 371-423
- Valiella I, Bowen JL, York JK (2001) Mangrove forests: one of the world's threatened major tropical environments. *Bioscience* 51:807–815.
- Warner B, Agraz-Hernández CM, Flores-Verdugo FJ (2001) Creación y restauración de humedales. En: Abarca J, Herzig M (eds) *Manual para el manejo y conservación de los humedales en México*. PRONATURA, SWS, NAWCC, RAMSAR, DUMAC, Environment Canada, SEMARNAT. p 140-170.



Manglar enano en Isla Coronado, Bahía de Los Angeles. Foto Isaí Pacheco Ruíz

VALORACIÓN ECONÓMICA DEL ESTERO BANDERITAS, BAJA CALIFORNIA SUR: UNA APROXIMACIÓN

Germán Ponce-Díaz^{1*}, Ivonne Dalila Gómez-Cabrera², Gustavo De la Cruz-Agüero^{1*}
y Luis César Almendarez-Hernández¹

¹ Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas - IPN. Av. Instituto Politécnico Nacional S/N,
Col. Playa Palo de Santa Rita. C.P. 23096. La Paz, B.C.S., México. gponced@ipn.mx

² Universidad Autónoma de Baja California Sur: km 5.5. Carretera al sur, 23081.

La Paz, B.C.S., Mexico.

* Becario COFAA y EDI

A la memoria del Biólogo José Hernández Lizardi

RESUMEN

Este trabajo presenta una breve revisión de los conceptos e ideas detrás de la valoración económica de los recursos y servicios ambientales, especialmente los relacionados con los manglares, así como su aplicación preliminar a un estudio de caso en el complejo lagunar de Bahía Magdalena-Almejas en el estado de Baja California Sur. Se hace énfasis en que una correcta valoración de los recursos naturales y sus usos permitiría en la evaluación de proyectos de desarrollo, incorporar opciones significativas, con menor costo ambiental y social, así como corregir los procesos productivos ineficientes o escalas inadecuadas. La estimación más directa sobre la valoración del recurso mangle en la zona de estudio es el valor que se deriva de su utilización directa como puede ser el uso maderable para lo cual se utilizó la cobertura del mangle en el Estero Banderitas para realizar una primera aproximación tomando como base la estimación de CONAFOR-SEMARNAT realizada en 2006, del valor por hectárea de mangle de US \$ 825, lo que da un total de \$1,617,584 dólares americanos y en donde se asume que no se consideraron otros servicios / beneficios que presta el mangle a las pesquerías. Para la realización de la estimación de valor económico considerando otros servicios ambientales del Estero Banderitas se llevó a cabo un análisis de captura pesquera a partir de los avisos de arribo de 10 años (1998-2007) de la CONAPESCA-SAGARPA para Bahía Magdalena y específicamente para el Estero Banderitas con objeto de dimensionar la relevancia pesquera de Bahía Magdalena respecto del total estatal así como para identificar las especies relevantes que se capturan en el mencionado estero. El valor económico total resultante de la estimación, es considerable, del orden de aproximadamente tres millones de dólares americanos. Sin embargo es notorio que las estimaciones del valor de los ecosistemas de manglar en México contrastan fuertemente.

Palabras clave: valoración económica, Estero Banderitas, Baja California Sur, mangle.

ECONOMIC VALUATION OF BANDERITAS ESTUARY, BAJA CALIFORNIA SUR: AN APPROACH

ABSTRACT

This work shows a brief review of concepts and ideas behind the economic valuation of environmental resources and services, especially those related to mangroves and their preliminary application to a case study in the lagoon complex of Magdalena-Almejas Bay in the state of Baja California Sur. It emphasizes that a proper assessment of natural resources and their uses would allow assessing development projects, incorporating significant options with less environmental and social costs, and correcting inefficient production processes or inadequate scaling up. The most direct estimate on mangrove resource valuation in the study area is the value that derives from its direct use in the Banderitas Estuary; its cover was used to perform a first approximation based on a CONAFOR-SEMARNAT estimate made in 2006 with a value of \$825 per hectare of mangrove, which gives a total of \$ 1,617,584 U.S.D. and where we assumed no other services / benefits provided to fisheries by the mangroves were considered. To achieve the estimated economic value of the Banderitas Estuary considering other environmental services, we performed a fishing catch analysis starting from the 10-year arrival notices (1998-2007) of CONAPESCA-SAGARPA for Magdalena Bay and specifically for the Banderitas Estuary in order to gauge the fishing relevance of Magdalena Bay fishing with respect to the total amount for the state, and to identify relevant species that are caught in that stream. The resulting economic total value of the estimate is considered around \$3,000,000 U.S.D. However it is noteworthy to mention that valuation estimates of mangrove ecosystems in Mexico contrast sharply.

Key words: economic valuation, Banderitas Estuary, Baja California Sur, mangroves.

INTRODUCCIÓN

México se sitúa en el quinto lugar mundial en extensión de bosques de manglar; sin embargo, están afectados por las actividades forestales y por la acuicultura, de manera semejante que el 50% de los manglares latinoamericanos (De Alba y Reyes 1998). El manglar posee valores ambientales y económicos que anteriormente no habían sido considerados. En la actualidad se reconoce la importancia de los bosques de manglar, lo cual ha propiciado el establecimiento de políticas y acciones para proteger, manejar y conservar este recurso natural (Loa-Loza 1994).

En México existen cuatro especies de tres familias de mangle: *Rhizophora mangle* L. (mangle rojo, Rhizophoraceae), *Avicennia germinans* L. (mangle negro, Avicenniaceae), *Laguncularia racemosa* (L.) Gaertn. (mangle blanco, Combretaceae) y *Conocarpus erectus* L. (mangle botoncillo, Combretaceae). De acuerdo con los datos del Inventario Forestal Nacional, la superficie cubierta por los manglares, de millón y medio de hectáreas en 1970, se redujo en 65% en 22 años (Gutiérrez *et al.* 1996).

Las principales causas de la degradación y la sobreexplotación de estos ecosistemas son: el crecimiento demográfico y la pobreza de las poblaciones costeras que ha llevado a una sobreexplotación de los recursos; la falta de instrumentos políticos para valorar económicamente al mangle y detener su deterioro; el desconocimiento de las ventajas del mangle en su papel de ecosistema; la apertura de carreteras, las obras portuarias y la camaronicultura; la sobreexplotación forestal; la extracción de sal y el desarrollo turístico (De Alba y Reyes 1998).

Los ecosistemas del manglar son lugares de crianza para múltiples especies marinas de importancia comercial (Robertson y Duke 1990). Por lo tanto, cualquier perturbación causada a este ecosistema por la afectación al manglar implicará una disminución en la población de peces y, como consecuencia, menores ingresos para los pescadores (Spaninks y Van Beukering 1997).

En este contexto, este trabajo presenta una breve revisión de los conceptos e ideas detrás de la valoración económica de los recursos y servicios ambientales, especialmente los relacionados con los manglares, así como su aplicación preliminar a un estudio de caso en el complejo lagunar de Bahía Magdalena-Almejas en el estado de Baja California Sur.

LA NECESIDAD DE LA VALORACIÓN ECONÓMICA DEL MEDIO AMBIENTE

Principios básicos para determinar valores económicos

El desarrollo sustentable tiene como premisa el equilibrio entre la actividad económica, los sistemas biofísicos y la calidad de vida de la sociedad. Mantener ese equilibrio implica conocer y dar valor a los costos y efectos negativos, así como a los beneficios, que se producen por la selección de las actividades económicas y los patrones de consumo relacionados con la diversidad biológica. México ha recogido en sus políticas nacionales la importancia de la valoración económica de los bienes y servicios ambientales, incluyendo la referida a los recursos biológicos y su biodiversidad (De Alba y Reyes 1998).

La actividad económica no reconoce de manera explícita el valor de uso de los recursos biológicos y de los servicios que proveen, provocando frecuentemente el agotamiento, la degradación y la cancelación de los usos presentes y futuros de dichos recursos. La ausencia de esta valoración ha permitido que durante mucho tiempo sólo se tomaran decisiones basadas en las estrictas señales de mercado (cuando existen mercados formales o que proporcionan elementos para su seguimiento) o en las necesidades primarias del desarrollo. La distorsión de precios en mercados subsidiados ha generado

incentivos para el uso excesivo de los recursos y propiciado su creciente escasez. (De Alba y Reyes 1998).

Por lo anterior, la valoración económica se ha visto como un instrumento que permite poner en evidencia los diferentes usos de los recursos biológicos y la biodiversidad. Si se muestra que la conservación de la biodiversidad puede tener un valor económico positivo mayor que el de las actividades que la amenazan, la información que se pueda generar sobre sus beneficios ecológicos, culturales, estéticos y económicos apoyará las acciones para protegerla y conservarla productivamente, convirtiéndose en una herramienta importante para influir en la toma de decisiones gubernamentales y sociales, colectivas e individuales. Es de notarse que la valoración económica es sólo un instrumento útil para la gestión de los recursos naturales que permite, si es adecuadamente utilizado, dar criterios cuantitativos para la priorización de las actividades de la sociedad, siendo aplicable en esencialmente todos los sistemas existentes, independientemente de los modelos de desarrollo adoptados por los diversos países. Dicha valoración permitiría dar bases para que los gobiernos intervengan corrigiendo las acciones de los particulares o eliminando subsidios que distorsionan las decisiones y promueven comportamientos inapropiados en relación con los recursos naturales (De Alba y Reyes 1998).

Las valoraciones adecuadas permitirán crear los instrumentos políticos para estimular o desestimular actividades de acuerdo con sus costos ambientales para la sociedad (frecuentemente llamados externalidades ambientales), pudiendo imputar esos costos al que causa el deterioro (internalización) o promoviendo incentivos para la conservación y el uso sostenible de los recursos naturales, haciendo con ello un uso más eficiente y una distribución más equitativa de los costos y los beneficios asociados. Con el tiempo, una correcta valoración permite corregir las fallas institucionales o desarrollar las instituciones que garanticen el avance del desarrollo sustentable. (De Alba y Reyes 1998).

En el contexto de la evaluación de proyectos de desarrollo, una correcta valoración de los recursos naturales y sus usos permitirá incorporar opciones significativas, con menor costo ambiental y social, así como corregir los procesos productivos ineficientes o escalas inadecuadas.

En relación con las futuras generaciones, la valoración podría cuantificar la carga que les significará el consumo actual o los recursos cuyo uso debe limitarse para no cancelar las opciones en el devenir. Un aspecto fundamental en esta tarea de valoración económica es la capacidad social de medir los beneficios que presta la naturaleza y los costos presentes y futuros de su degradación o agotamiento, así como la adquisición de una conciencia social y una actitud responsable ante la conservación de los recursos naturales. Un valor inadecuadamente bajo, o nulo, promueve el uso abusivo del recurso y produce inequidades sociales, al tiempo que es computado como aportación mínima a la economía. La conservación de los recursos biológicos y su biodiversidad, para

generaciones presentes y futuras, está en el centro mismo del objetivo del desarrollo sustentable. Conservar productivamente los recursos biológicos naturales significa mantener la integridad de los ecosistemas y de todos sus componentes: especies de plantas, animales y microorganismos, y sus interrelaciones. (De Alba y Reyes 1998).

Esta integridad tiene impacto en el bienestar de la sociedad en términos de los bienes y servicios que genera. El ejercicio de la valoración de los recursos naturales y la biodiversidad no pretende abarcar a todo recurso y a todo posible uso. Sin embargo, debe poder abarcar los ecosistemas más importantes y las especies críticas que éstos poseen, para la conservación del recurso y sus usos sostenibles. Hay que hacer notar que el instrumento de valoración económica presenta aún diversos problemas en su desarrollo conceptual y metodológico, por lo que algunos autores dudan de su efectividad y utilidad. A pesar de ello, estas técnicas están siendo objeto de cada vez mayor atención para propósitos de formulación de políticas, establecimiento de programas y evaluación de proyectos, tanto por instituciones nacionales como en el ámbito internacional. (De Alba y Reyes 1998).

Se han desarrollado diversos métodos que sirven para calcular unos valores económicos que, aunque no son propiamente de mercado, si son útiles como aproximaciones y como herramientas de cálculo. Los manglares, que sirven de hogar o zona de cría para multitud de especies marinas, aportan beneficios para las poblaciones humanas en forma de regulación del clima, disponibilidad y tratamiento de agua y previsión de la erosión. Estos ecosistemas proporcionan asimismo alimento y usos recreativos (Uclés-Aguilera 2006).

México perdió la mitad de sus manglares en un lapso de 20 años por lo que un estudio de su valor económico genera importantes beneficios para la sociedad. Mostrar la importancia económica de un ecosistema que ha sido tradicionalmente sustituido por otros usos menos rentables, resulta importante para los tomadores de decisión. La existencia de resultados que demuestren la enorme rentabilidad y los beneficios económicos de la conservación de los manglares puede llevar incluso, a la futura aplicación de políticas que impidan el deterioro de los manglares. Adicionalmente, al mostrar el valor monetario de los ecosistemas se pueden realizar de manera simple, estudios costo – beneficio para programas y proyectos enfocados a la protección, conservación o restauración de los ecosistemas estudiados (Sanjurjo-Rivera 2001).

Fallas del Mercado

La actividad económica es regulada por el mercado. Los mercados utilizan los precios para establecer y determinar las necesidades y límites para la sociedad y para tomar decisiones económicas coordinadas de forma eficiente (Varian 1999). Desafortunadamente los mercados fallan con la naturaleza. Una de sus fallas son las

externalidades. Se dice que estamos en presencia de una externalidad cuando la actividad de una persona (o empresa) repercute sobre el bienestar de otra (o sobre su función de producción), sin que se pueda cobrar un precio por ello, en uno u otro sentido (Azqueta 2002). Otra de las fallas más conocidas del mercado son las relacionadas con los bienes públicos (dentro de los cuales se encuentra la mayoría de los servicios generados por los ecosistemas y, en general, por las áreas naturales protegidas).

Un bien público puro presenta dos características particulares. Primero, la no-rivalidad, que es que el consumo de un bien no reduce la cantidad disponible para otro consumidor. Segundo, la no-exclusión, es decir, que no se puede excluir a nadie de su consumo, una vez que se ha suministrado el bien o servicio. Como no se puede excluir a nadie del consumo del bien, los individuos se benefician del él sin importar si pagaron o no por el bien. En este caso el individuo no tiene incentivos para un precio positivo por el bien y en cambio sí lo tienen para disfrutar de él. A este comportamiento se le conoce como el “free rider” o “gorrón” (Pérez 1997). Esta actitud puede llevar a lo que se conoce como la tragedia de los comunes (Hardin 1968), la sobre-utilización de recursos comunes o de acceso público, debido a incentivos individuales para obtener los beneficios lo más rápido posible antes de que alguien más los obtenga.

Finalmente, las fallas de mercado pueden ocurrir cuando las personas no pueden observar lo que otras están haciendo. Cualquier tipo de información o acción oculta retrasa la creación de mercados que pueden ser utilizados para la distribución eficiente de recursos. Así pues, las fallas de mercado nos llevan a una subvaloración del ambiente y sus servicios (Rashev 2003).

A pesar de estas fallas del mercado, se pueden utilizar los mecanismos del mismo para corregirlas. El primer mecanismo utilizado es el de asignar derechos de propiedad a activos ambientales y dejar que la gente negocie el precio y cantidad del bien. Segundo, se pueden establecer reguladores del mercado para establecer un precio por unidad del bien o servicio ambiental y dejar a las personas decidir que cantidad del bien o servicio ambiental adquirir, llamados impuestos verdes o cargos. Tercero, se pueden utilizar reguladores para fijar la cantidad del bien o servicio ambiental que las personas pueden comprar y dejar que ellas decidan el precio que están dispuestas a pagar por la cantidad fijada, llamados permisos negociables (Turner *et al.* 1993).

El hecho de que cualquier equilibrio de mercado represente una asignación eficiente es un resultado muy deseable, pero para el cual se requiere que los mercados sean completamente competitivos y que no existan fallas de mercado (Stiglitz 1986).

De lo anterior se desprende que las fallas de mercado son aquellas situaciones por las cuales un mercado competitivo en equilibrio no representa una situación eficiente. Considerando la eficiencia como aquel punto en el que no se puede mejorar sin perjudicar a alguien más (Pareto 1906, Citado en Sanjurjo-Rivera 2001) y el equilibrio de mercado como la situación en la que el exceso de demanda agregada es exactamente igual a cero (Walras 1874, Citado en Sanjurjo-Rivera 2001). Tradicionalmente, la literatura

económica considera la existencia de tres fallas de mercado: externalidades, bienes públicos y asimetrías severas en la información. Se entiende que existen asimetrías severas en la información cuando el desbalance en la información es tal, que dificulta el intercambio. Un clásico ejemplo de esta situación sucede en el mercado de vehículos usados, en la que el vendedor conoce mucho mejor las condiciones del coche, que su contraparte compradora (Sanjurjo-Rivera 2001).

Otra de las fallas de mercado que ocupan a la economía es la existencia de un tipo de bien que cumple con dos características muy específicas: la no rivalidad en el consumo y la no capacidad de exclusión. Este tipo de bienes son conocidos como bienes públicos, los cuales al ser proveídos por un particular generan algo que se conoce como externalidad positiva (Mas-Colell *et al.* 1995).

La tercera y última falla de mercado son precisamente las externalidades, que representan aquellas situaciones, en las que los individuos no internalizan los costos o beneficios que le generan a un tercero al momento de realizar cierta acción. Se conoce que en ausencia de costos de transacción¹ las externalidades no generan ineficiencia en los mercados. Lo anterior se debe a que los individuos serían capaces cobrar por el daño recibido o pagar por los beneficios causados por la acción de un tercero (Coase 1960). Por otra parte, en presencia de costes de transacción, las ineficiencias generadas por las externalidades pueden ser corregidas a través de instrumentos como los impuestos (Pigou 1920).

VALORACIÓN ECONÓMICA DE MANGLARES

Valor total económico del los manglares

De acuerdo con propuestas recientes (Sajurjo-Rivera 2001), el Valor Económico Total de un recurso natural se compone de dos tipos de valores: los valores de uso pasivo y los valores de uso activo (Tabla 1).

Valor de uso activo: Los valores de uso activo se dividen en dos tipos de valores: los valores de uso futuro y los de uso presente.

Los valores de uso futuro: son aquellos que se otorgan por la posibilidad de que en el futuro se le encuentre un uso a un elemento que actualmente carece de valor en el mercado. En el caso de los bosques y selvas, este valor resulta de suma importancia para industrias como la farmacéutica, ya que estos ecosistemas funcionan como un

¹ Los costos de transacción son aquellos costos derivados de la búsqueda de información, de la negociación, la vigilancia y la ejecución del intercambio.

Tabla 1.- Valores de los manglares.

Valor de uso (Activo)		Valor de uso pasivo (no uso)		
Presente		Futuro		
Directo	Indirecto	De opción	De herencia	De existencia
Productos de consumo o servicios directos	Beneficios funcionales	Uso directo o indirecto futuro	Valor de legar valores a los descendientes	Valores éticos
Usos extractivos:	Ecosistémicas:	* Continuidad del sistema	* Protección del hábitat	* Conocimiento de la Existencia
* Materia prima para construcción	* Auto preservación y evolución del sistema	* Obtención de nueva materia prima	* Evitar cambios irreversibles	* Protección del hábitat
- instrumentos rústicos	* Ciclaje de nutrientes	* Nuevos conocimientos		* Evitar cambios irreversibles
- taimos	* Conocimiento e investigación científica actual			* Culturales, estéticos y religiosos
- sal	* Fijación del nitrógeno			
- construcción naval	Ambientales:			
- usos alternos del mangle	* Purificación natural del agua			
* Alimentos humanos y para animales	* Control de plagas			
* Energéticos	* Control de inundaciones			
- leña y carbón	* Protección contra tormentas			
* Colecta de especímenes y material genético	* Protección y regeneración de suelos			
* Conversión a otros usos	* Criadero de especies Acuáticas			
- agropecuarios				
- urbanización				
- transporte fluvial				
- canales y represas				
- carreteras				
Usos no extractivos:				
* Recreación				
- ecoturismo				
- deporte				
* Acuicultura				
* Producción audiovisual				

FUENTE: De Alba y Reyes 1998.

banco de información en el que se almacenan recursos genéticos que pueden funcionar como futuros medicamentos. Se les llama también valor de opción. Los valores de opción se refieren a valores de uso directo o indirecto en el futuro, la dificultad radica en predecir los niveles tecnológicos de los años venideros, los cuales influirán en la productividad inducida del medio ambiente (Sajurjo-Rivera 2001).

Los valores de uso presente: son aquellos que, ya sea en el mercado o al margen de éste, tienen un uso activo en la actualidad. Este tipo de valores se encuentra dividido en valores de uso directo y valores de uso indirecto.

Los valores de uso directo: son el tipo de valor que tiene un fundamento teórico más sólido y sobre el que existe menos discusión. Esto se debe a que son valores de bienes y servicios que se reconocen de manera inmediata, a través del consumo del recurso o del disfrute directo del servicio. Algunos autores (p.e. Munasinghe y Lutz 1993) dividen el valor de uso directo en valores de uso extractivo y valores de uso no extractivo. A su vez, los valores de uso extractivo se pueden subdividir en los que son una producción final y los que son producción intermedia. Los valores de uso directo, son relativamente sencillos de cuantificar pues se refieren a productos que se pueden consumir directamente: alimentos, biomasa, salud, etc. (Sajurjo-Rivera 2001).

Los bienes de uso directo extractivo: que son producción final se encuentran los productos madereros y los no madereros. Entre los productos madereros destacan la madera y la leña del manglar; mientras que los productos no madereros se refieren a la recolección de productos para artesanías y alimento humano. Por su parte, entre los bienes de uso directo extractivo que se comportan como una producción intermedia se identificaron los alimentos animales y la conversión a otros usos.

En lo que se refiere a los valores de uso directo no extractivo destaca el disfrute de los servicios recreativos y paisajísticos.

Los valores de uso indirecto: se refieren a los beneficios que recibe la sociedad a través de los servicios de los ecosistemas y de las funciones del hábitat. A diferencia del valor de uso directo, el indirecto generalmente no requiere del acceso físico del usuario al recurso natural, pero sí de la existencia física del recurso en buenas condiciones. Los valores de uso activo indirecto se pueden clasificar en valores ambientales y valores ecosistémicos (Conabio 1998). Los valores de uso indirecto alcanzan los beneficios denominados funcionales, tales como la regulación del clima o microclima, la protección contra crecidas y riadas, etc.

Entre los servicios ambientales destacan el filtrado de aguas residuales y el funcionamiento del ecosistema como criadero de especies pesqueras; adicionalmente existen otras funciones ambientales como el control de plagas, control de inundaciones y protección contra tormentas.

Entre los valores ecosistémicos se encuentran la fijación de carbono de la atmósfera, el reciclado de nutrientes, la fijación de nitrógeno en el suelo y la autopreservación del ecosistema.

Los valores de uso pasivo: son valores que los individuos otorgan a un bien, aunque no hagan un uso activo del mismo, este tipo de valores se suele subdividir en valores de herencia y valores de existencia.

Los valores de herencia se refieren al valor de legar los beneficios a las generaciones futuras.

Los valores de existencia se refieren a asignar un valor a un recurso simplemente porque existe.

El valor económico total de los manglares en particular se compone de distintos tipos de valor: (i) los valores de uso directo extractivos como la leña o los taninos, (ii) los valores de uso directo no extractivo como la recreación, (iii) los valores de uso indirecto como la gran variedad de servicios ambientales que proveen los manglares (captura de carbono, protección contra tormentas, filtrado de aguas residuales, hábitat para especies pesqueras, entre otros), (iv) los valores de uso futuro como el almacenamiento de información genética y (v) los valores de existencia ya sean culturales, religiosos o éticos (Sanjurjo-Rivera y Welsch-Casas 2005).

Entre los componentes del valor económico total que se han calculado para distintos manglares se encuentra el filtrado de aguas residuales, la protección contra tormentas (Kabii y Bacon 1997), los servicios recreativos (Hudgson y Dixon 2000, Sanjurjo-Rivera *et al.* 2005), la protección de biodiversidad, la captura de carbono (Valdés y Valdez 2005) y el servicio del manglar como hábitat de crianza para especies pesqueras comerciales. (Sanjurjo-Rivera *et al.* 2005).

Sin embargo, la teoría del Valor Económico Total no es suficiente para la valoración económica de los ecosistemas ya que la medición de estos valores no siempre es directa y libre de controversias. En ocasiones se requiere de técnicas muy específicas para asignarle al bosque el valor de los bienes y servicios que no se intercambian en los mercados. A continuación se describen las principales técnicas de valuación ambiental y la metodología que se recomienda para su empleo.

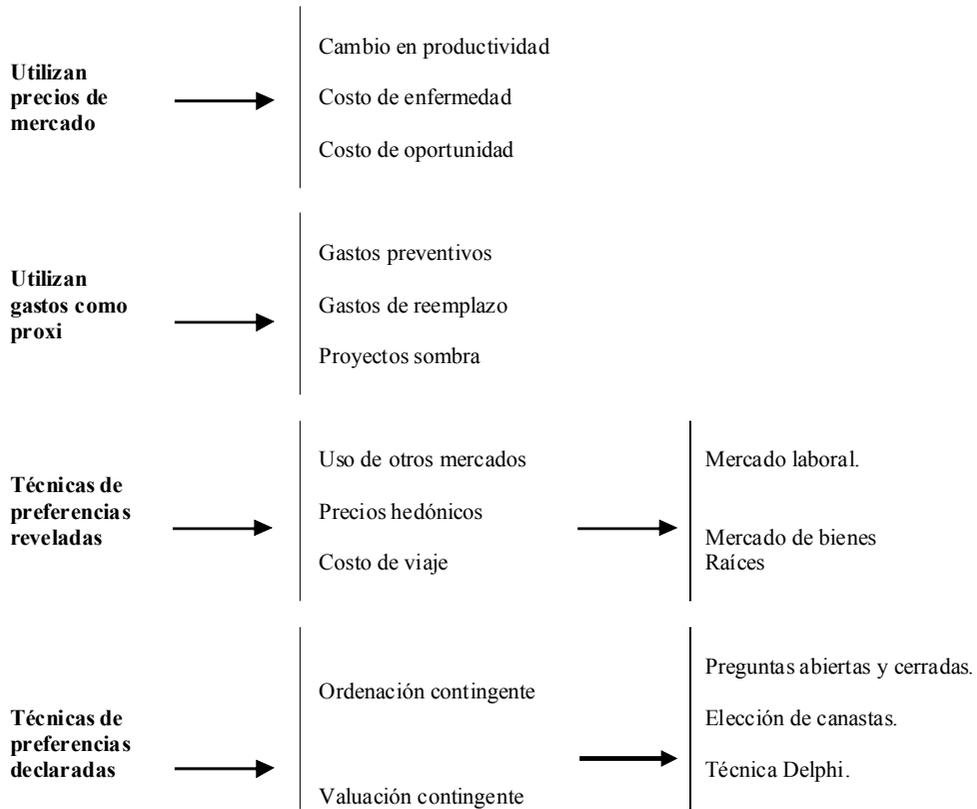
Métodos de valoración económica

De acuerdo con el Instituto Este-Oeste de Medio Ambiente y Política (Dixon *et al.* 1986 citado en Sanjurjo-Rivera 2001), las técnicas de valuación ambiental se pueden agrupar en cuatro: las que utilizan los precios de mercado, las que utilizan los gastos como una aproximación de los beneficios, las que utilizan preferencias reveladas y las que utilizan preferencias declaradas (Tabla 2).

Entre las técnicas que utilizan los *precios de mercado*, destacan la de cambio en productividad, la de costo de enfermedad y la de costo de oportunidad.

En segundo lugar destacan las técnicas que utilizan los *gastos como mecanismo para aproximarse a los beneficios de un ecosistema*. La idea que soporta estas técnicas

Tabla 2.- Técnicas de valoración ambiental.



es que un gasto que se deja de incurrir representa un beneficio. Entre las técnicas que utilizan los gastos destacan: I. la de gastos preventivos, que se refiere a los gastos que se dejan de incurrir en prevención de daños. II. la de gastos de reemplazo, que se refiere a los gastos que se dejan de incurrir reparación de daños y III. la de proyectos sombra, que se refiere a los gastos que se tendrían que ejercer en un proyecto que no se ha hecho gracias a la existencia de algún ecosistema.

Entre las técnicas de preferencias reveladas destacan la de precios hedónicos y la técnica del costo de viaje. La técnica de precios hedónicos es utilizada frecuentemente para medir la preferencia de la gente por tener una mejor calidad ambiental y que utiliza los mercados de trabajo y de bienes raíces como mecanismos de revelación de preferencias.

Por su parte la *técnica del costo de viaje* es utilizada para medir el valor del servicio recreativo de los ecosistemas.

En lo que se refiere a las *preferencias declaradas*, el método más utilizado es el de *valuación contingente*, el cual se usa con frecuencia para conocer los valores de conservación (existencia y opción) y valores recreativos y paisajísticos.

Otros métodos de valoración como los de valoración multicriterio, jerarquías analíticas de Saaty o transferencia de beneficios, aún no han sido difundidos, plenamente en muchas regiones del mundo, por lo que, parcialmente, se desconocen sus potencialidades de aplicación.

Un buen resumen de las metodologías utilizadas para la valoración económica del medioambiente y su descripción es realizado por Sarmiento *et al.* (2004). (Tabla 3).

Según Sarmiento *et al.* (2004) los métodos de valoración más empleados son: el método de valoración contingente (MVC), método del coste del viaje (MCV), método de precios hedónicos (MPH), método de costes evitados (MCE) y otros que están fundamentados en la variación de los valores de la producción, valores de costes e indicadores medioambientales. Todos ellos están basados en la medida de la disposición a pagar (DAP) o en la disposición a ser compensado (DAC), además de apoyarse en la creación de mercados hipotéticos o directamente en mercados reales y teniendo sesgos propios de las personas.

CASO DE ESTUDIO

Descripción del área de estudio

Bahía Magdalena es el ecosistema de lagunas costeras más extenso de la costa occidental de la península de Baja California. Se sitúa entre los 25° 44' y los 24° 16' de Latitud Norte y entre los 112° 18' y los 111° 20' de Longitud Oeste. Todo el sistema lagunar rebasa los 200 km de longitud, mientras que la parte más ancha de su cuenca supera los 30 km. El cuerpo lagunar tiene una superficie estimada en 163,300 ha. La región es una de las discontinuidades de la Provincia de la Sierra de la Giganta en Baja California Sur, constituyendo la llamada Llanos de Magdalena, de sedimentos aluviales, con bajos que suelen inundarse en épocas de lluvias debido a las crecidas de los arroyos que bajan de la sierra. Su margen continental está delimitada por lagunas costeras y dunas de arena.

Es una de las áreas de crianza más importante para la ballena gris del Pacífico. Sus bosques de mangle, barras arenosas y dunas insulares hacen de la laguna un conjunto escénico extraordinario. La bahía alberga la colonia de tijeretas más norteña del continente, el sitio más sureño del águila calva (una especie amenazada), una gran colonia del pelícano café de California (considerado en peligro de extinción) y una de las colonias del lobo marino de California más grandes en la costa Pacífico de la península.

Tabla 3.- Métodos de valoración medioambiental.

Método	Subdivisión	Características
Valoración a Precios de Mercado		Se lo emplea en situaciones en las que los bienes a valorar poseen un mercado determinado. Su valor está dado por la oferta y la demanda del mismo.
Análisis Costo Beneficio		Relaciona los valores de costes y beneficios obtenidos por valoración a precios de mercado y actualmente por otros métodos.
	Individual	Se basa en mercados hipotéticos creados con el fin de encontrar la disposición a pagar (DAP) por un bien o un servicio, por parte de un individuo, o la disposición a recibir una compensación (DAC) por algún daño.
Método de Valoración Contingente	Grupal	Esta variante del método de valoración contingente busca la DAP o la DAC pero dada por un grupo de personas, es decir, que se obtiene la DAP y la DAC grupal.
	Ordenación Contingente	Se basa en el hecho de ordenar una cantidad de opciones dadas que representan el valor de un bien o un beneficio en particular según le parezca al individuo.
	Puntuación Contingente	Consiste en asignar un puntaje o valor determinado a una opción seleccionada de las que se presenta al entrevistado.
Método del Coste del Viaje	Individual	Está basado en el valor de los gastos de combustible en que ha incurrido un individuo para llegar a un sitio en particular con fines recreativos.
	Zonal	El valor de coste del viaje es analizado por zonas. De esa manera se obtiene una curva de demanda de recreación en función de las distancias recorridas.
Método de Precios Hedónicos		Trata de encontrar el valor de un activo ambiental que no posee un mercado, relacionándolo con un bien que tiene precio y mercado definido como por ejemplo, una vivienda.
	Hedónico del Coste del Viaje	Los individuos eligen un lugar para viajar, según las características ambientales que presente el mismo.
Métodos Combinados	Coste del Viaje Contingente	Es el que surge de preguntarle a las personas cuantas veces iría a visitar un parque o un área en cuestión.
	Precios Hedónicos Contingente	Surge de preguntarle a la gente ¿cuánto estaría dispuesta a pagar por una casa con mejores cualidades ambientales?
Método de Costes Evitados		Calcula los costes en los que se debe incurrir para evitar un cambio en la calidad ambiental de las personas.
Métodos Basados en la Función de Producción		Estima el valor de un beneficio o daño ambiental basado en los valores de variación de la productividad de un ecosistema o un sistema productivo.

Continuación Tabla 3.

	Costes de Relocalización	Se lo emplea cuando la alternativa de evitar un daño ambiental es mudarse a otro sitio y está representado por los gastos relacionados al traslado.
Métodos Basados en Costes	Costes Defensivos	Son los costes en que se debe incurrir luego de que ha sido afectada la calidad ambiental de las personas.
	Costes de Restauración	Representa los valores en dinero para retornar al nivel de calidad anterior o para reconstruir lo que se dañó.
Modelo Presión-Estado-Respuesta		Son una serie de indicadores que expresan sintéticamente la situación ambiental, social y económica de los recursos naturales. Permiten ver como evolucionan en el tiempo.
Método de Krutilla-Fisher		Obtiene el valor de ecosistemas que pueden sufrir daños irreparables o irreversibles. Está fundamentado en el Valor Actual Neto VAN.
Valoración Multicriterio		Analiza los propósitos que tiene un activo ambiental como objetivos que muchas veces se pueden presentar en conflicto.
Método de Jerarquías Analíticas de Saaty		Ordena jerárquicamente opciones de diferentes valores según varios criterios.
Norma Granada		Es un método empleado para valorar árboles individuales, principalmente de función ornamental, mediante valores de costes asociados a su mantenimiento y reposición.
Transferencia de beneficios		Permite valorar un bien o una función ambiental a partir de otro bien de valor conocido aunque se encuentre en otro contexto.
Experimentos de Elección		En los experimentos de elección se les proporciona a los individuos un conjunto hipotético de alternativas y se les pregunta acerca de la alternativa de elección entre las mismas.

Fuente: Sarmiento *et. al.* 2004.

Entre las especies de importancia comercial sobresalen el calamar, cangrejo, camarón, corvina, guachinango, atún aleta amarilla, sardinas, lenguado, almejas, tiburones y rayas de varias especies, además de una gran variedad de fauna silvestre, entre la que se encuentran varias especies de aves residentes y migratorias, tortugas y ballena gris, azul y dorsales, que atraen miles de turistas cada invierno.

Bahía Magdalena se encuentra influenciada por dos corrientes muy importantes del Océano Pacífico Oriental: una corriente más fresca que vienen del Norte – la de California- y una corriente más cálida proveniente del sur tropical – la Norecuatorial del Pacífico-. Este encuentro de corrientes crea condiciones y fluctuaciones en la productividad de sus aguas que favorecen la notable biodiversidad de la región.

Estero Banderitas, Bahía Magdalena, B.C.S.

El Estero Banderitas es un brazo representativo de Bahía Magdalena y se sitúa en su porción centro-norte, entre los 25° 0' y los 24° 47' de Latitud Norte y entre los 112° 9' y los 112° 4' de Longitud Oeste. Presenta una orientación norte-sur, con una longitud de 25.2 km, mientras que su porción más ancha alcanza 5.4 km. La boca del estero, situada en su extremo sur, tiene un ancho aproximado de 2.8 km. La superficie del estero se estima en alrededor de 6,651 ha. El estero está rodeado de humedales de manglar compuestos de mangle rojo, mangle negro y mangle blanco, que alcanzan una superficie de 1,962 ha; éstos se encuentran intercalados con salitrales y marismas que forman playones relativamente estables (Fig. 1).

Banderitas es el estero más grande dentro del sistema lagunar y como aquel, es también una cuenca de evaporación influida fuertemente por las mareas y el patrón de vientos, por lo que se observa que la salinidad y la temperatura se incrementan hacia la cabecera del estero situada en la porción norte del mismo.

En el estero se observa en general la fauna silvestre característica de todo el complejo lagunar, incluyendo cormoranes, gaviotas, garzas, aves playeras, así como delfines tursiones y tortugas prietas. También es considerado como un sitio importante para la cría de ballena gris. De la misma manera que en el resto del sistema, en el estero se desarrolla un aprovechamiento pesquero basado en especies de escama, camarón y jaiba.

Valoración económica del manglar

Los bosques de manglares son uno de los ecosistemas más importantes en las zonas costeras tropicales; estos contribuyen con un flujo de energía entre la tierra y el mar, además de que proveen servicios ambientales para el hombre incluyendo la filtración de agua, protección de costas, hábitats para diversas especies, producción de alimento y zonas recreativas. Estos bosques costeros también influyen en la estructura de comunidades marinas vecinas, incrementando la biomasa de especies de peces e invertebrados comerciales que viven parte de su ciclo de vida en los manglares o en sus hábitats adyacentes. El valor anual de los ecosistemas de manglar a nivel mundial ha sido estimado en \$1,648 billones de dólares (Aburto-Oropeza *et al.* 2008).

Para el caso de manglares de México se ha estimado un valor económico por aportación a los servicios ambientales que prestan estos ecosistemas del orden de los 37,500 US dólares por hectárea (Aburto-Oropeza *et al.* 2008), contrastando este valor con el estimado por la CONAFOR-SEMARNAT (DOF, 12 de abril del 2006) de \$ 11,295.08 pesos o aproximadamente \$ 825 US dólares por hectárea (con tipo de cambio de 1 US dólar = 13.70 pesos mexicanos en julio del 2009) y que sirve como valor de referencia para efectos de compensación y multas establecidas por la autoridad ambiental

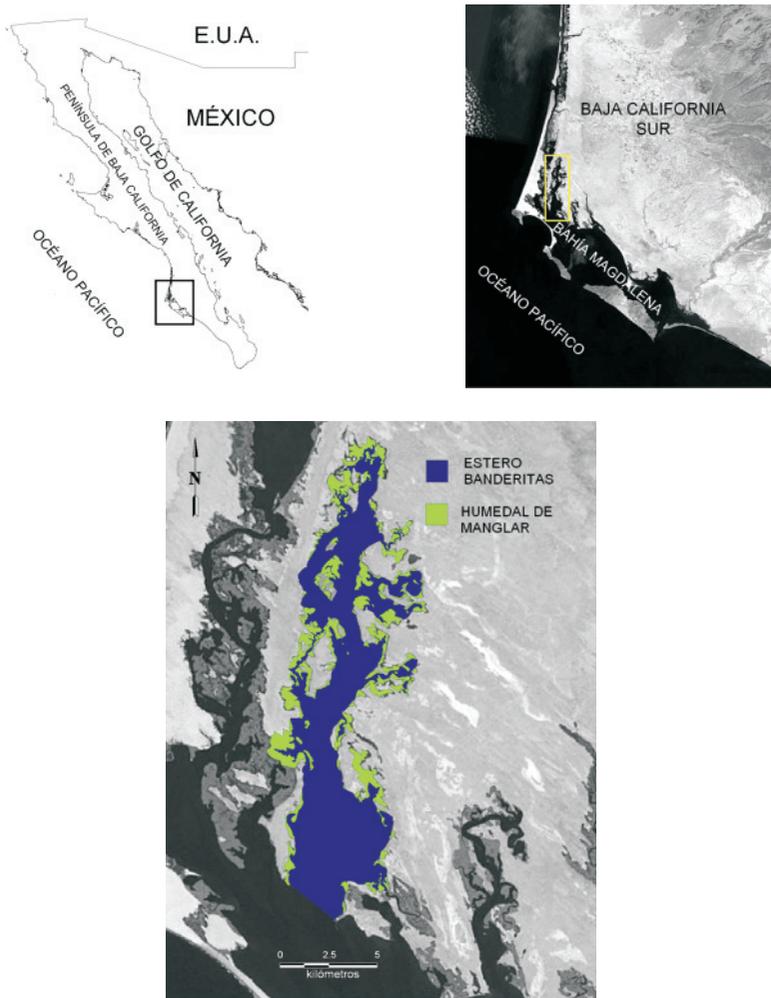


Figura 1.- Estero Banderitas en el complejo lagunar de Bahía Magdalena, Baja California Sur, México.

por efectos de cambios en el uso del suelo o de pago por delitos ambientales relacionados con la tala de los mangles.

Si bien esta suficientemente argumentada la relevancia de los ecosistemas de manglar en el mundo, también es cierto que no en todos los casos de pesquerías desarrolladas en zonas aledañas a los manglares está identificado del todo el mecanismo específico de dependencia de los recursos pesqueros respecto de estas zonas. Es claro que el camarón y el ostión tienen dependencia evidente de estos ecosistemas pero habrá que hacer valoración más a fondo de esta relación ecológica entre los ecosistemas de manglar y

otros recursos pesqueros como son algunos peces particularmente para no subvalorar o sobredimensionar el valor atribuido a dichos ecosistemas.

ESTIMACIÓN DEL VALOR ECONÓMICO DEL MANGLAR DEL ESTERO BANDERITAS Y SU RELEVANCIA PESQUERA

Valor de uso maderable

La estimación más directa sobre la valoración del recurso mangle en la zona de estudio es sin duda el valor que se deriva de su utilización directa como puede ser el uso maderable y que no considera otros flujos de beneficios como los asociados a la producción pesquera que se verán más adelante. Respecto del primero la cobertura del mangle en el Estero Banderitas que citamos líneas arriba, nos permitió realizar una primera aproximación tomando como base la estimación de CONAFOR-SEMARNAT (2006) del valor por hectárea de mangle de US \$ 825, lo que da un total de \$1,617,584 dólares americanos y en donde se asume que no se consideraron otros servicios / beneficios que presta el mangle a las pesquerías.

A partir del valor asignado por Aburto-Oropeza *et al.* (2008) de 37,500 dólares por hectárea se tendría, para el estero Banderitas, un valor económico de \$73,575,000 dólares americanos.

Valor económico considerando otros servicios ambientales

Para la realización de la estimación de valor económico del Estero Banderitas se llevó a cabo un análisis de los avisos de arribo de 10 años (1998-2007) de la CONAPESCA-SAGARPA para Bahía Magdalena y específicamente para el Estero Banderitas con objeto de dimensionar la relevancia pesquera de Bahía Magdalena respecto del total estatal (Tablas 4, 5 y 6) así como para identificar las especies relevantes que se capturan en el mencionado estero (Tablas 7, 8 y 9).

En los diez años considerados, el estado de Baja California Sur muestra una tendencia de incremento en las magnitudes de la producción, tanto en los registro de peso vivo, como en el peso desembarcado. El valor de dicha producción ha variado más en función de las leyes del mercado (Tabla 4). En esta perspectiva, el peso vivo desembarcado en promedio anual se sitúa en las 156,325 t, mientras que el peso desembarcado llega a las 121,205 t por año. El valor promedio anual de dicha producción es de alrededor de \$55,249,339 dólares americanos.

Se ha referido que los ecosistemas de manglar tienen influencia sobre las pesquerías

Tabla 4.- Captura y valor (pesos) de la producción pesquera en Baja California Sur, México, en el período 1998-2007.

TOTAL DEL ESTADO B.C.S.			
Año	Peso Vivo (t)	Peso Desembarcado (t)	Valor
1998	84,638	73,882	\$ 415,922,863
1999	110,987	78,122	\$ 436,644,607
2000	133,161	100,583	\$ 439,136,086
2001	175,459	130,898	\$ 568,353,726
2002	181,190	132,086	\$ 504,338,430
2003	172,782	138,797	\$ 634,704,331
2004	177,081	139,518	\$ 1,008,447,243
2005	159,952	129,091	\$ 780,093,317
2006	172,547	134,804	\$ 863,759,777
2007	195,453	154,267	\$ 1,917,759,058
TOTAL	1,563,250	1,212,049	\$ 7,569,159,438

Fuente: Elaboración propia a partir de avisos de arribo de pesca de la subdelegación de pesca de la CONAPESCA-SAGARPA en Baja California Sur.

costeras principalmente debido a ciertos servicios ambientales que ya se han mencionado en este trabajo como son el valor de uso recreativo, de soporte de pesquerías y valor de existencia (Sanjurjo-Rivera y Welsh 2005). De acuerdo con las estimaciones de diversos autores, Sanjurjo-Rivera y Welsh (2005) consideran que según el caso para protección a pesquerías, el valor del manglar fluctúa entre 77 y 128 dólares por hectárea en diferentes partes del mundo como Nicaragua, Fijdi, Indonesia y Lousiana. En nuestro ejemplo, la protección a las pesquerías relevantes (jaiba, camarón y escama) en el Estero Banderitas fluctúa entre los \$151,074 y los \$251,136 dólares americanos, para un valor medio de \$201,105 dólares americanos.

El Puerto de San Carlos es la principal localidad de desembarco dentro del complejo de Bahía Magdalena, en el cual los últimos diez años de producción pesquera pueden considerarse como representativos de todo el sistema lagunar. Después de una disminución notable en la producción para los años 1999 y 2000, la producción muestra una clara tendencia de incremento, con un salto notable para el último año de registro. Sin perder de vista este desarrollo, en San Carlos se han registrado un promedio anual de 18,300 t de capturas en peso vivo, mientras que 16,449 t representan la media anual de captura desembarcada (Tabla 5). El valor de dicha producción en peso vivo y desembarcado alcanza una media anual de \$8,553,810 y \$7,688,384 dólares americanos respectivamente.

Tabla 5.- Captura y valor (pesos) de la producción pesquera en Puerto San Carlos en Bahía Magdalena, B.C.S., en el período 1998-2007.

PUERTO SAN CARLOS			
Año	Peso Vivo (t)	Peso Desembarcado (t)	Valor
1998	15,333	13,904	\$ 52,062,158
1999	3,334	2,813	\$ 21,207,391
2000	3,037	2,461	\$ 23,376,749
2001	5,307	4,534	\$ 47,158,542
2002	11,760	10,859	\$ 76,242,122
2003	10,942	9,043	\$ 76,622,519
2004	19,062	21,790	\$ 140,739,048
2005	21,480	20,390	\$ 138,247,013
2006	22,042	21,466	\$ 144,042,080
2007	70,704	57,226	\$ 130,568,887
TOTAL	183,000	164,485	\$ 850,266,508

Fuente: Elaboración propia a partir de avisos de arribo de pesca de la subdelegación de pesca de la CONAPESCA-SAGARPA en Baja California Sur.

La proporción de la producción pesquera del Puerto de San Carlos con respecto al total estatal ha venido aumentando desde alrededor del 2% en el año 2000 de baja capturas hasta un 36% en 2007 cuando se recuperan los desembarcos de peces pelágicos (Tabla 6).

Si se considera que las pesquerías que se desarrollan en el Estero Banderitas son dependientes del ecosistema de manglar, entonces para la valoración económica de dicho ecosistema debemos considerar los ingresos que se derivan de la actividad pesquera en este sitio, por lo que incluimos en nuestra estimación los ingresos derivados de las pesquerías de las especies más relevantes como son jaiba, escama y camarón que se reportan para el estero Banderitas.

La producción de jaiba se tiene registrada para los años de 2005 y 2006. Considerando la información existente, la producción promedio anual de jaiba es de 71,331 t en peso vivo. El valor de la producción promedio alcanza los \$58,702 dólares americanos al año (Tabla 7).

En lo que respecta a la producción de escama, solo se tienen datos de cuatro años que arrojan un promedio anual de 23.6 t de capturas en peso vivo, lo cual representa una media de 22.2 t de peso desembarcado al año. El valor promedio anual de esta producción alcanza los \$7,998 dólares americanos (Tabla 8).

Tabla 6.- Porcentaje de captura en Puerto San Carlos respecto del total en Baja California Sur, en el período 1998-2007.

Año	Peso Vivo (%)	
	Puerto San Carlos	B.C.S.
1998	18.1%	100%
1999	3.0%	100%
2000	2.3%	100%
2001	3.0%	100%
2002	6.5%	100%
2003	6.3%	100%
2004	10.8%	100%
2005	13.4%	100%
2006	12.8%	100%
2007	36.2%	100%

Fuente: Elaboración propia a partir de avisos de arribo de la subdelegación de pesca de la CONAPESCA-SAGARPA en Baja California Sur.

Tabla 7.- Producción y valor (pesos) de jaiba según registros de captura en el Estero Banderitas, Baja California Sur, en el período 2005-2006.

Año	JAIBA	
	Peso Vivo (t)	Valor (pesos)
2005	75.567	\$781,170
2006	67.095	\$827,256
PROMEDIO ANUAL	71.331	\$804,213

Fuente: Elaboración propia a partir de avisos de arribo de la subdelegación de pesca de la CONAPESCA-SAGARPA en Baja California Sur.

Por su parte, la producción de camarón en el estero tiene un registro promedio anual de 4.15 t en peso vivo. Se debe notar que estas estimaciones se basan en los datos de solo cuatro años sumamente variables. El peso desembarcado tiene una media de 2.775 t al año. Sin embargo, el valor alcanzado en este recurso fue de \$10,118 dólares americanos al año (Tabla 9).

Es de notar la gran variabilidad de las capturas en la zona de Bahía Magdalena según su principal puerto de descarga que es San Carlos y su participación en el total estatal la

Tabla 8.- Producción y valor de escama (pesos) según registros de captura en el Estero Banderitas, Baja California Sur, en el período 1998-2007. Nota: en varios años no hay registros de captura en esa localidad.

ESCAMA				
Año	Peso Vivo (t)	Peso Desembarcado (t)	Precio Promedio	Valor
1998	83.1	77.9	7	\$ 341,310.50
1999	3.8	3.6	6.3	\$ 22,230.00
2004	2.6	2.4	44	\$ 51,240.00
2007	5.0	4.9	5	\$ 23,500.00
TOTAL	94.5	88.8		\$ 438,280.50

Fuente: Elaboración propia a partir de avisos de arribo de la subdelegación de pesca de la CONAPESCA-SAGARPA en Baja California Sur.

Tabla 9.- Producción y valor (pesos) de camarón según registros de captura en el Estero Banderitas, Baja California Sur, en el período 1998-2007. Nota: en varios años no hay registros de captura en esa localidad.

CAMARÓN				
Año	Peso Vivo (t)	Peso Desembarcado (t)	Precio Promedio	Valor
1999	0.053	0.033	80	\$ 2,640.00
2000	3.5	2.2		\$ 87,200.00
2001	12.6	8.6	50	\$ 454,615.00
2002	0.4	0.25	40	\$ 10,000.00
TOTAL	16.6	11.1		\$ 554,455.00

Fuente: Elaboración propia a partir de avisos de arribo de la subdelegación de pesca de la CONAPESCA-SAGARPA en Baja California Sur.

cual ha llegado a significar hasta casi el 40%, debido particularmente a la descarga de recursos masivos en este puerto como son los pelágicos menores (sardinias) y los túnidos (Tablas 5 y 6).

Esta variación también se observa para las capturas reportadas para el Estero Banderitas, según las tablas 7, 8 y 9, de donde se observa que en términos de valor promedio anual la pesquería de jaiba es la más relevante.

Si se toman en cuenta tanto los usos pesqueros, como los otros usos del ecosistema de manglar según las referencias y estimación reportadas por Sanjurjo-Rivera y Welsh (2005) se tiene que el valor total del manglar del Estero Banderitas es de \$2,707,778 dólares americanos. Esta cifra esta compuesta principalmente por el valor considerado

al uso directo (ej. Maderable) que se desprende de la cobertura de la masa arbórea, del soporte al conjunto de pesquerías, el uso recreativo y al valor de existencia (Tabla 10).

Resalta aquí el valor asignado a la existencia del ecosistema de manglar y de acuerdo con Lara-Domínguez *et al.* (1998), La tendencia o necesidad de pagar para preservar especies o hábitat, todavía no está desarrollada para áreas de manglar en México. Esto tiene relación directa con el valor de existencia de no-uso. Cuando esto se presenta en algunos países, se observa que el valor de existencia puede ser del mismo orden de magnitud que otros valores por lo que para incluir este componente en nuestra estimación de valor total hemos considerado el dato reportado en ese trabajo para humedales en Reino Unido que es de \$300 dólares por hectárea, que en este caso sólo se refirió a la superficie con cobertura de manglar.

Al considerar las referencias nacionales sobre la estimación del valor total del ecosistema de manglar, tenemos el cálculo realizado para la Laguna de Términos, Campeche (Lara-Domínguez *et al.* 1998) en donde se estimó un valor total por hectárea de \$1,277 dólares americanos comparados con la estimación preliminar de de este trabajo de \$1,380 por hectárea para el Estero Banderitas, en Bahía Magdalena, B.C.S., mismo que distan mucho de la estimación realizada por Aburto-Oropeza *et al.* (2008) de \$37,500 dólares americanos por hectárea para el ecosistema de manglar del noroeste de México (Golfo de California y Costa Pacífico de la Península de Baja California).

Tabla 10.- Valor económico (Dólares americanos) del ecosistema de manglar en el Estero Banderitas, Baja California Sur.

Uso directo (ej. Maderable) ¹	\$ 1,617,587
Uso indirecto (ej. Soporte pesquerías jaiba, camarón y escama) ²	\$ 76,817
Uso indirecto (ej. Soporte de resto de otras pesquerías) ³	\$ 201,105
Uso indirecto (ej. Recreativo) ³	\$ 223,668
No uso (ej. Existencia) ⁴	\$ 588,600
Valor económico total	\$ 2,707,778

Fuente: elaboración propia con base en la cobertura de humedales de manglar estimada, avisos de arribo de la Subdelegación de Pesca de la CONAPESCA-SAGARPA en Baja California Sur² y cifras de referencia del valor de existencia por hectárea de humedales según Lara-Domínguez *et al.* 1998⁴.

CONCLUSIONES

Existe una necesidad evidente de estimar el valor de los ecosistemas para tomar decisiones en materia de su utilización y conservación, por lo que es necesario estimular este tipo de estudios.

Si bien la importancia asignada a los manglares en relación con la pesca es muy alta, en este trabajo se muestra que al menos para el caso del Estero Banderitas, los mayores valores económicos que contribuyeron al valor total son los relacionados con el uso maderable, protección del ecosistema de manglar a todas las pesquerías y al valor de existencia.

En este trabajo se propone una primera aproximación de estimación del valor económico de un estero en una de las principales zona de manglar en B.C.S., en la que aún con valores de referencia por hectárea de manglar relativamente bajos (Sanjurjo-Rivera y Welsh 2005), el valor total resultante en el presente trabajo, es considerable, del orden de aproximadamente tres millones de dólares americanos. Sin embargo es de notar que las estimaciones del valor de los ecosistemas de manglar en México contrastan fuertemente, ver por ejemplo los estimados por Sanjurjo-Rivera y Welsh (2005), Lara-Domínguez *et al.* (1998) o por Aburto-Oropeza *et al.* (2008), por lo que si se tomase el valor por hectárea determinado por estos últimos, el valor económico total del Estero Banderitas, sería mucho mayor y estaría en el orden de los 70 millones de dólares americanos.

Estas marcadas diferencias en la magnitud de los valores económicos asignados a los ecosistemas de manglar evidencian la necesidad de llevar a cabo estimaciones de valoración ambiental más puntuales en la zona de Bahía Magdalena, tomando en cuenta las metodologías enunciadas en este capítulo así como la consideración de la evaluación de la información puntual acerca de los mecanismos ecológicos de dependencia de los recursos pesqueros respecto de los ecosistemas de manglar, ello con objeto de evitar tanto la subestimación como sobrevaloración de estos ecosistemas.

AGRADECIMIENTOS

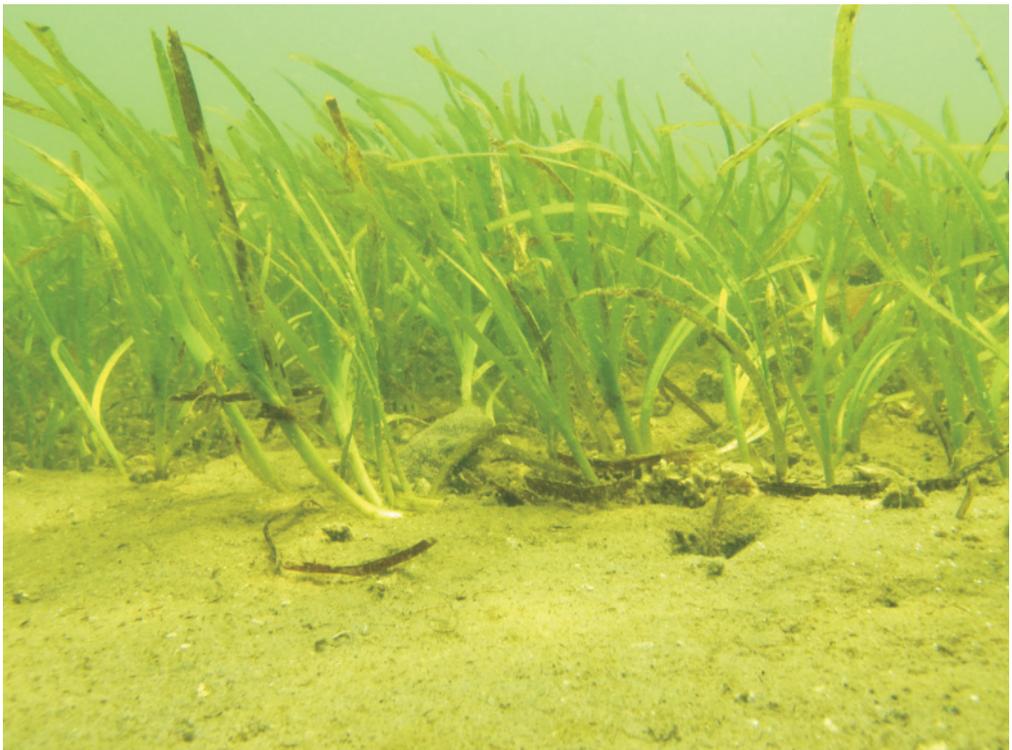
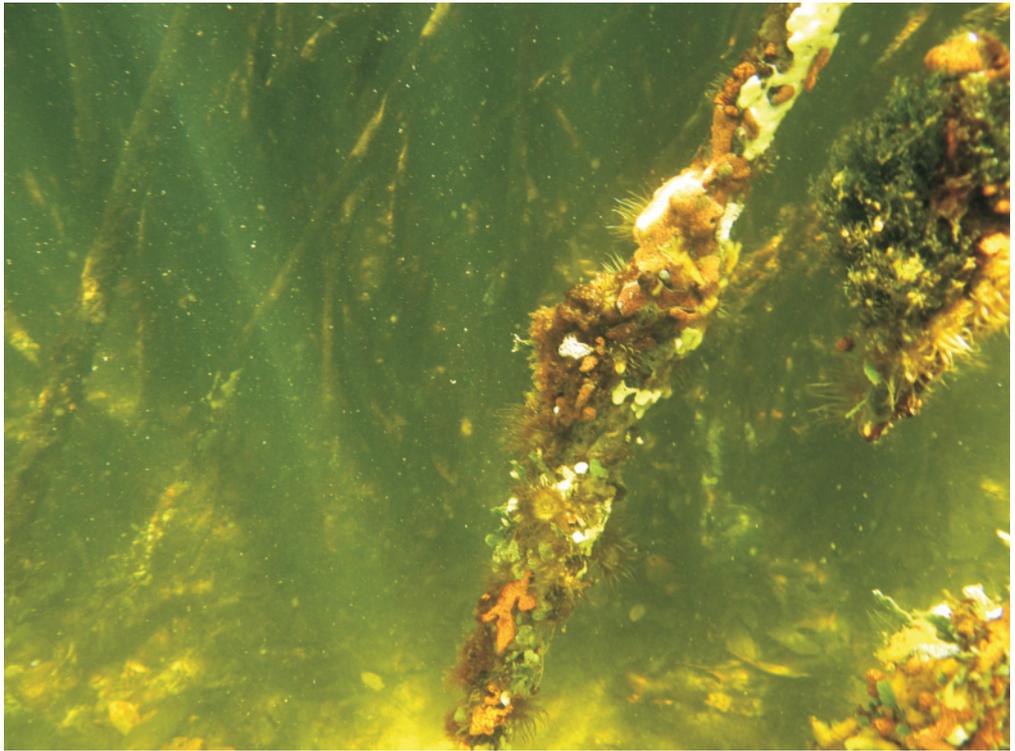
GPD y GCA agradecen el apoyo de CICIMAR-IPN (COFAA y EDI). Así mismo al proyecto SIP registro 20101080 y a los Proyectos “Propuesta de Carta Estatal Pesquera y Acuícola de Baja California Sur” y “Unidades Representativas de Producción Pesquera y Acuícola”. Se agradece al Ing. Sergio Macías por su apoyo en el análisis de la estadística pesquera. Se agradece al Biol. José Hernández Lizardi(†) y al Lic. Demetrio Rodríguez Armenta de la Subdelegación de Pesca de la CONAPESCA-SAGARPA en Baja California Sur por su valioso apoyo para contar con la estadística pesquera del Estado.

LITERATURA CITADA

- Aburto-Oropeza O, Ezcurra E, Danemann G, Valdéz V, Murray J, Sala E. (2008) Mangroves in the Gulf of California increase fishery yields. *Proc. Nat. Acad. Sci.* 105: 10456-10459.
- Akerlof (1970) The market of lemons: Qualitative uncertainty and the market mechanism. *Q. J. Econ.* 89: 466-500.
- Aniyar S (2003) The Value of a mangrove ecosystem. Primer Congreso de la Asociación Latinoamericana de Economistas Ambientales (ALEAR), Cartagena, Colombia.
- Azqueta D (2002) Introducción a la Economía Ambiental. Mc Graw Hill. Madrid, España. 420 p.
- Azqueta D (1994) Valoración económica de la calidad ambiental. McGraw-Hill. Madrid, España. 299 p.
- Azqueta D, Pérez L (1996) Gestión de espacios naturales: la demanda de servicios recreativos. McGraw-Hill. Madrid, España. 237 p.
- Barbier EB, Strand I (1997) Valuing mangrove-fishery linkages: a case study of Campeche, Mexico. Annual Conference of the European Association of Environmental and Resource Economics, Tilburg University. Países Bajos.
- Coase R (1960) The problem of social cost. *Journal of Law and Economics.* 3(1): 1-44.
- Conabio (1998) La diversidad biológica de México: estudio de país, Cd. De México. 291 p.
- D.O.F. Comisión Nacional Forestal. Acuerdo mediante el cual se expiden los costos de referencia para reforestación o restauración y su mantenimiento para compensación ambiental por cambio de uso de suelo en terrenos forestales y la metodología para su estimación. 12 de abril de 2006.
- De Alba E, Reyes ME (1998) Valoración económica de los recursos biológicos del país. En: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. *La diversidad biológica de México: Estudio de País.* México. p 211-234.
- Dixon JA, Scura L, Carpenter RA, Sherman PB (1986) Economic analysis of environmental impacts. Earthscan, Londres. 144 p.
- Fondo de Norteamérica para la Cooperación Ambiental, s/f. Iniciativa para la Conservación Marina de Baja California al Mar de Bering. Cuatro sitios piloto. http://www.cpawsbc.org/files/pdfs/misc/B2B_brochure_sp.pdf. p 1-6.
- Gutiérrez NC, Escalona LI, Mora OA (1996) Una introducción al estudio económico-ecológico del mangle en la costa sur de Tamaulipas. Trabajo presentado al certamen 1995-1996 "Gral. y Lic. Bernardo López García a la Investigación de Excelencia. Universidad Autónoma de Tamaulipas. Ciudad. Victoria. p 14-20.
- Hardin G (1968). The Tragedy of the Commons. *Science.* 162:1243-1248.
- Hodgson G, Dixon JA (2000) "El Nido Revisited: Ecotourism, Logging and Fisheries" in H. Cesar (Ed.) "Collected Essays on the Economics of Coral Reefs", CORDIO, Kalmar University, Kalmar, Sweden. p 253.
- INE (1997) La valuación económica de la biodiversidad en México. Documento elaborado por la Dirección de Economía Ambiental del INE para la Conabio.
- Kabii T, Bacon P (1997) La Protección de humedales y tierras costeras y sus hábitats. Trabajo presentado en el XI congreso mundial forestal, Natalia Turquía. Disponible en HYPERLINK "http://www.fao.org" www.fao.org. p 313-321.

- Lara-Domínguez LA, Yañez-Arancibia A, Seijo JC (1998) Valuación económica de los servicios de los ecosistemas. Estudio de caso de los manglares en Campeche. En: Benítez Díaz H, Vega López E, Peña Jiménez A, Ávila Foucat S (eds) Aspectos económicos sobre la biodiversidad de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y el Uso de la Biodiversidad – Instituto Nacional de Ecología- SEMARNAT. México, D.F. p 23-44.
- Loa-Loza E (1994) Los manglares de México: sinopsis general para su manejo. En: Suman, D. 1994. El ecosistema de manglar en América Latina y la cuenca del Caribe: su manejo y conservación. Rosenstiel School of Marine and Atmospheric Sciences. Universidad de Miami. EUA. 263 p.
- Mas-Colell A, Whinston MD, Green JR (1995) Microeconomic theory. Oxford University Press, EEUU. 1008 p.
- Munasinghe M, Lutz E (1993) Environmental economics and valuation in development decision making. En: Munasinghe M (ed) Environmental Economics and Natural Resource Management in Developing Countries. Washington, D.C.: The World Bank. p 17-71.
- Pareto V (1906) Manual of political economy, Macmillan, Londres 1971. En Sanjurjo-Rivera, E. 2001. Valoración económica de servicios ambientales prestados por ecosistemas: Humedales en México. Instituto Nacional de Ecología. p 1-45.
- Pérez-Septién G (1997) Turismo en las áreas naturales protegidas: valuación económica de los beneficios recreativos del santuario El Campanario. En: Benítez H, Vega E, Peña A, Ávila S, (eds) Aspectos Económicos Sobre la Biodiversidad de México., Conabio – Semarnap, México.
- Pigou AC (1920) The economics of welfare. Mcmillan. Londres.
- Rashev B (2003) Alternative Economic Valuation of Pirin National Park, Bulgaria: Application of Contingent Valuation and Travel Cost Method. Master's thesis, Brandenburg Univ.of Technology, Cottbus, Germany. <http://www-1.tucottbus.de/BTU/Fak4/AllgOeko/erm/thesis/rashev-master.pdf>.
- Robertson AJ, Duke DC (1990) Mangrove fish-communities in tropical Queensland, Australia. Spatial and temporal patterns in densities, biomass, and community structure. *Mar. Ecol.* 104: 369-379.
- Sanjurjo-Rivera E, Welsh-Casas S (2005) Una descripción del valor de los bienes y servicios ambientales prestados por los manglares. *Gaceta Ecológica*, enero-marzo, número 074. Instituto Nacional de Ecología. México. p 55-68.
- Sanjurjo-Rivera E (2001) Valoración económica de servicios ambientales prestados por ecosistemas: Humedales en México. Instituto Nacional de Ecología.
- Sanjurjo-Rivera E, Cadena K, Erbstoesser I (2005) Valoración económica de los vínculos entre manglar y pesquerías. En: Memorias del Segundo Congreso Iberoamericano de Desarrollo y Medio Ambiente (CIDMA II), Puebla, México. (24 al 28 de octubre). Instituto Nacional de Ecología. Dirección General en Política Ambiental. p 17.
- Sarmiento MÁ, Prieto-Rodríguez A, Barroso-Bosqued A (2004) Un nuevo método de valoración medioambiental basado en la variación del producto interior bruto. <http://www.bio-nica.info/Biblioteca/Sarmiento2004Valoracion.pdf>. *Revista del Centro de Gestión Catastral y Cooperación Tributaria*, Abril 2005, 53: 59-91.
- Smith B (2004) Magdalena Bay, B.C.S. Traducción por Daniela Thions. http://www.seawatch.org/newsroom/mag_bay/Magdalena_Bay_es_save.pdf.
- Spaninks F, Van Beukering P (1997) Economic valuation of mangrove ecosystems: Potential

- and limitations. CREED Working Paper 14, International Institute for Environmental Development, Amsterdam. p 1-62.
- Stiglitz J (1986). Economics of the Public Sector. W.W.Norton, New York. PP. 624.
- Turner R, Pearce D, Bateman I (1994) Environmental Economics: An Elementary Introduction. Harvester Wheatsheaf. Hemel Hempstead, UK. p 300.
- Uclés-Aguilera D (2006) El valor económico del medio ambiente. Ecosistemas, 15 (2): 66-71.
- Valdés E, Valdez JI (2005) Almacenamiento de carbono en el suelo de los manglares de Marismas Nacionales. Reporte preparado para el Proyecto SEMARNAT-CONACYT- 2002-C01-0096, Colegio de Posgraduados y Universidad Iberoamericana, México.
- Varian H (1999) Microeconomía Intermedia. Un enfoque actual. Antoni Bosch Editor. Barcelona, España. p 726.



Raíces de *Rhizophora mangle* con algas asociadas y pastizal de *Zostera marina* asociado al manglar de Bahía Magdalena. Fotos Rafael Ríosmena R.

CONCLUSIONES Y PERSPECTIVAS

Rafael Riosmena-Rodríguez¹, Esteban Fernando Félix-Pico²,
José Luis León de la Luz³ y Elisa Serviere-Zaragoza³

¹Programa de Investigación en Botánica Marina, Universidad Autónoma de Baja California Sur, carretera al sur, Km. 5.5, A. P. 16-B, C. P. 23081, La Paz, B.C.S., México. riosmena@uabcs.mx

²Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, A. P. 592, La Paz, B.C.S., México.

³Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste (CIBNOR), A. P. 128, C. P. 23090, La Paz, B.C.S., México.

Ante el interés internacional y nacional de comprender el efecto de los grandes cambios que está sufriendo el planeta ante procesos como el cambio climático, la modificación de los ambientes naturales por desarrollos turísticos, cultivos extensivos no bien planificados y el incremento masivo de la flota pesquera. Se hace necesario que la información científica sobre ambientes frágiles (por su pobre capacidad de regeneración en el corto plazo) sea presentada de manera sinóptica para poder tener en cuenta el estado del conocimiento sobre el tema y, así, poder desarrollar políticas públicas que sean acordes a estas necesidades. En los últimos años México ha reconocido el valor de uno de los ambientes costeros críticos para la conservación, los bosques de Manglar, y ha buscado por medio de la Comisión Nacional para el Uso y Conservación de la Biodiversidad (CONABIO) compilar algunos aspectos del conocimiento (CONABIO 2009), a los cuáles se suma la presente obra. Los manglares han jugado un papel relevante como ambientes que tienen una gran diversidad de especies, por participar en procesos costeros donde existe una gran productividad costera y ser parte de la historia sedimentológica de las comunidades donde se encuentran (Robertson y Alogni 1992).

Los bosques de manglar del país se desarrollan en un caleidoscopio de ambientes y regiones que los hacen muy particulares. En particular, los mangles de la Península de Baja California se encuentran en zonas semiáridas en comparación a los que se presentan en otras regiones del país y que se encuentran en regiones húmedas. Esto significa diferencias importantes respecto a las dimensiones, la forma estructural, la composición de especies, la biología de las especies que forman el bosque, la estructura genética de la población, biodiversidad asociada, productividad pesquera, conformación del hábitat reproductivo de especies protegidas, etc.

En el desarrollo de la presente obra se contó con un grupo multidisciplinario que conformó 13 capítulos, donde se abordó el estado actual del conocimiento de los manglares en la Península de Baja California. A nivel nacional, representa un primer

ejercicio donde se busca recopilar el conocimiento que se tiene sobre los manglares de la región noroeste del país, constituyendo así una línea base en el conocimiento de los manglares de la Península de Baja California, y un modelo para ser replicado en otras regiones del país. Este tipo de ejercicios académicos deberán ser parte de las acciones que se implementen para el desarrollo de planes de manejo en cada región del país ya que concentra la información disponible de una manera sistemática e identifica a los actores principales en la zona de estudio.

Una de las primeras conclusiones a las que se puede acceder fácilmente al revisar los contenidos de los capítulos es el desbalance que existe en cuanto al conocimiento sobre diversos temas, esto se refleja en el carácter local (casos de estudio centrados en Bahía de La Paz y Bahía Magdalena) vs regional (revisiones de la Península) del conocimiento que existe de cada región del país. Este hecho constituye una ventana de oportunidad para el desarrollo de nuevos proyectos y de colaboración entre las instituciones interesadas en este hábitat.

Sin embargo, al profundizar en el contenido de los capítulos es factible encontrar que manglares cercanos a zonas con intenso crecimiento poblacional (como está ocurriendo en La Paz) van a presentar problemas ambientales (Capítulo 1 de Mendoza-Salgado *et al.*) en cuanto a la calidad del agua. Sin embargo, el deterioro de las condiciones ambientales se relaciona también con obras que modifiquen el patrón de circulación del agua y por ende, las condiciones micro topográficas que Domínguez-Cadena *et al.* (Capítulo 2) ha sugerido como parte de los requerimientos ambientales para que el manglar se mantenga en buenas condiciones. El conocimiento de la estructura de las poblaciones de manglar también ha mostrado que existen diferencias latitudinales importantes y los bosques se presentan más bien monos específicos en la zona norte de la península pero se mantiene la talla del árbol a lo largo de la región. Estos patrones pueden estar relacionado con la homogeneidad que se presenta en las características ambientales en donde se desarrollan los manglares (Capítulo 3 de González-Zamorano *et al.*). Esta homogeneidad estructural no es consistente con la estructura genética que se presenta para *R. mangle* (Capítulo 4 de Muñiz *et al.*) lo que sugiere una diferencia importante entre la reproducción, la liberación de plántulas y su reclutamiento a la población.

Uno de los aspectos más relevantes que se encontraron durante este ejercicio es que los manglares de la península no representan una extensión en área equivalente a la que se observa en la costa este del Golfo de California, pero la riqueza biológica encontrada es de considerarse relevante (Capítulo 5 de Holguín *et al.*, Capítulo 6 de Siqueiros-Beltrones *et al.*, Capítulo 7 de Riosmena-Rodríguez *et al.*, Capítulo 8 de Félix-Pico *et al.*). Queda aun el reto de conocer el papel de los hongos en estas comunidades y su papel en el ecosistema. Holguín *et al.* (Capítulo 5) señala el valor de las bacterias asociadas a este hábitat por sus interacciones tanto para el reciclamiento de nutrimentos como parte del proceso de reclutamiento de las plántulas o semillas. Este es el primer

paso para comprender bien como desarrollar mejores técnicas para restauración combinando el conocimiento de las condiciones micro topográfico, oceanográfico como geológicas para tener una mayor supervivencia de las especies trasplantadas. Aquí se encuentran muchas oportunidades para desarrollar modelos predictivos y ponerlos en práctica con experimentos sencillos de campo/laboratorio.

En particular, se determinó la presencia de especies de algas marinas que bien podrían ser candidatas a formar parte de la NOM ECOL 059 por su restringida distribución a las zonas de manglar. Por otro lado, se ha mostrado como el manglar tiene una estrecha relación con otros ambientes bióticos (como protrombolitos, mantos de rodolitos o zonas rocosas aledañas) lo que incrementa la complejidad estructural conocida hasta el momento y puede sentar las bases para la correcta definición de un “humedal”. Así mismo, nos hace falta comprender el papel de las algas en la productividad del sistema ya que pueden absorber los nutrientes producidos en las zonas de manglar e incorporarlos a sus tejidos de forma rápida.

Existe una gran relación entre manglares e invertebrados ya que es un área donde se ha desarrollado intensas pesquerías a nivel mundial, una de las más famosas (y letales para el la salud del mangle) es la pesca y cultivo de camarones. Félix-Pico *et al.* (Capítulo 8) muestran el valor de estas zonas no solamente por su diversidad de especies presentes sino porque existen una gran cantidad de estas que son parte de pesquerías importantes. Esta línea base es importante para desarrollar dos aspectos futuros: 1) el conocer el papel de los invertebrados en las tramas tróficas dentro de las lagunas donde dominan los manglares y 2) evaluar el potencial de las zonas de manglar como áreas especiales para la conservación de especies fuertemente explotadas. Este es uno de los puntos medulares que cualquier plan de manejo debería contemplar usando este conocimiento.

En el mismo contexto existe una gran relación entre las especies de aves presentes en zonas de manglar, Amador *et al.* (Capítulo 9) encontraron hasta doce especies de la NOM-059-SEMARNAT-2001, de las cuales una está amenazada (*Branta bernicla nigricans*), dos en peligro de extinción (*Haliaeetus leucocephalus* y *Sternula antillarum browni*) y nueve sujetas a protección especial. De los principales procesos biológicos que ocurren en estas zonas esta la reproducción y la alimentación, sin embargo, está mejor documentada la reproducción que la alimentación lo que refuerza la necesidad de estudios sobre tramas tróficas en estos sistemas.

Ramírez *et al.* (Capítulo 10) considera que las principales pesquerías asociadas al manglar se relacionan con los grupos de especies de las familias Penaeidae (camarones), Portunidae (jaibas), Pinnidae (almejas hachas), Arcidae (pata de mula), Mugilidae (lisas), Centropomidae (robalos), Gerreidae (mojarras) y Haemulidae (burros). Las cuales presentan grandes variaciones entre zonas y temporadas, lo que hace muy variable el rendimiento pesquero y que lo centra en lugares como Bahía Almejas con el mayor rendimiento entre las diferentes zonas. En futuras investigaciones será importante considerar las variaciones a menor escalar que ocurren dentro de las zonas ya que

Aburto *et al.* (2008) han demostrado que bosques mono específicos y de poca área pueden ser altamente productivos.

Esto va concatenado con lo desarrollado por Ponce *et al.* (Capítulo 12) donde se hecho un ejercicio de caso de estudio para encontrar el valor de los bosques de manglar en estas zonas basándose en su producción contra su área, en futuras aproximaciones se requiere valores de tasa de crecimiento y reclutamiento para poder refinar el valor socioeconómico de estas áreas en función de información complementaria sobre su velocidad de recuperación. Santamaría-Gallegos *et al.* (Capítulo 11) han puesto particular énfasis en comprender cuales son los retos para la conservación y manejo de estos ambientes en la península donde han dejado bien plasmado cuales son los principales riesgos que tienen los manglares y como, con una visión de las diversas regiones con el grado de conocimiento que se tiene basado en las normas ambientales vigentes. En este caso en el futuro se requiere de evaluar el estado de conservación y conocimiento de cada eco región propuesta para desarrollar un plan de manejo integral de todas estas cuencas.

El presente libro pretende ser motivo de interés para el desarrollo de nuevas líneas de trabajo y la profundización del conocimiento que se tiene de los manglares de la región y grupos que habitan en éstos, así como de su valor, uso y manejo. Es un documento imprescindible para todos los que estén vinculados con esfuerzos de Conservación y Restauración de ambientes frágiles. En los próximos 10 años México debe desarrollar mejores instrumentos de manejo ambiental y poner el conocimiento científico como parte de la ecuación de las políticas públicas.

LITERATURA CITADA

- Aburto-Oropeza O, Ezcurra E, Danemann G, Valdez V, Murray J, Sala. E (2008) Mangroves in the Gulf of California increase fishery yields. PNAS. 105: 10456-10459.
- CONABIO (2009) Manglares de México: Extensión y distribución. 2ª ed. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México. 99 p.
- Robertson AI, Alogni DM (1992). Tropical Marine Ecosystems No. 41. Coastal and Estuarine Studies. American Geophysical Union, Washington DC 400 p.

El libro Los Manglares de la Península de Baja California
se terminó de imprimir en Junio de 2011 en Arte Visual Impreso
José Sotero Castañeda No. 717, 06850 México, D.F.
Tel.: 01 (55) 5538 2261 artevisualimpreso@gmail.com
Tiraje elaborado: 500 Libros

