



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE CIENCIAS MARINAS



**LOS MANGLARES EN LA PENÍNSULA DE BAJA
CALIFORNIA, MÉXICO: PATRONES ECOLÓGICOS Y
SU RELACIÓN CON EL FACTOR
GEOMORFOLÓGICO**

T E S I S

**QUE PARA OBTENER EL GRADO DE
DOCTOR EN CIENCIAS MARINAS**

PRESENTA:

PATRICIA GONZÁLEZ ZAMORANO

LA PAZ, B.C.S., MÉXICO, JUNIO DEL 2012



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL

SECRETARIA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO

ACTA DE REVISIÓN DE TESIS

En la Ciudad de La Paz, B.C.S., siendo las 12:00 horas del día 04 del mes de Junio del 2012 se reunieron los miembros de la Comisión Revisora de Tesis designada por el Colegio de Profesores de Estudios de Posgrado e Investigación de CICIMAR para examinar la tesis titulada:

“LOS MANGLARES EN LA PENÍNSULA DE BAJA CALIFORNIA, MÉXICO:
PATRONES ECOLÓGICOS Y SU RELACIÓN CON EL FACTOR GEOMORFOLÓGICO”

Presentada por el alumno:

GONZÁLEZ ZAMORANO PATRICIA
Apellido paterno materno nombre(s)

Con registro:

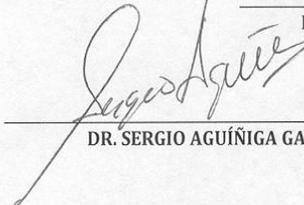
B	0	8	1	2	7	2
---	---	---	---	---	---	---

Aspirante de:

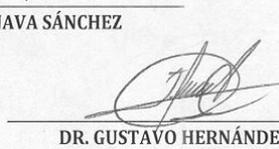
DOCTORADO EN CIENCIAS MARINAS

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

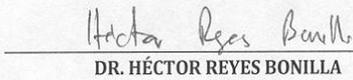
LA COMISION REVISORA
Director(a) de Tesis



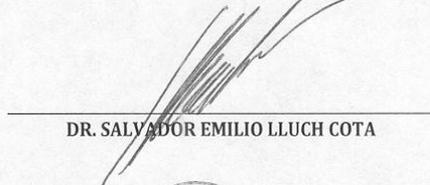
DR. SERGIO AGUÍÑIGA GARCÍA



DR. GUSTAVO HERNÁNDEZ CARMONA

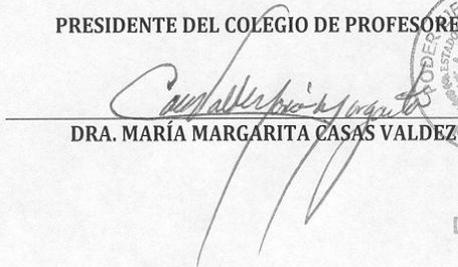


DR. HÉCTOR REYES BONILLA



DR. SALVADOR EMILIO LLUCH COTA

PRESIDENTE DEL COLEGIO DE PROFESORES



DRA. MARÍA MARGARITA CASAS VALDEZ





**INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO**

CARTA CESIÓN DE DERECHOS

En la Ciudad de La Paz, B.C.S., el día 04 del mes Junio del año 2012
el (la) que suscribe MC. PATRICIA GONZÁLEZ ZAMORANO alumno(a) del
Programa de DOCTORADO EN CIENCIAS MARINAS
con número de registro B081272 adscrito al CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE CIENCIAS MARINAS
manifiesta que es autor (a) intelectual del presente trabajo de tesis, bajo la dirección de:

DR. ENRIQUE HIPARCO NAVA SÁNCHEZ

y cede los derechos del trabajo titulado:

"LOS MANGLARES EN LA PENÍNSULA DE BAJA CALIFORNIA, MÉXICO:

PATRONES ECOLÓGICOS Y SU RELACIÓN CON EL FACTOR GEOMORFOLÓGICO"

al Instituto Politécnico Nacional, para su difusión con fines académicos y de investigación.

Los usuarios de la información no deben reproducir el contenido textual, gráficas o datos del trabajo sin el permiso expreso del autor y/o director del trabajo. Éste, puede ser obtenido escribiendo a la siguiente dirección: zamorano04@cibnor.mx - enava@ipn.mx

Si el permiso se otorga, el usuario deberá dar el agradecimiento correspondiente y citar la fuente del mismo.

MC. PATRICIA GONZÁLEZ ZAMORANO

nombre y firma

DEDICATORIA

A MI FAMILIA

A mis **padres**, por la lección de vida que nos dieron a mis ocho hermanos y a mí. Porque gracias a ustedes nos convertimos en quienes somos ahora. Gracias por enseñarme a dar lo mejor de mí en todo momento, sin importar las circunstancias o el resultado.

A mi esposo **Asdrúbal Gutiérrez Zamora García**, gracias por dar equilibrio a mi vida, porque junto a él siento que puedo alcanzar cualquier meta en la vida. Pero sobre todo, gracias por las dos hermosas hijas que me regalaste y por enseñarme a disfrutar los pequeños momentos de la vida.

A mis hijas **Fernanda Daniela y Andrea Paola**, gracias por su amor incondicional, porque sin duda, ustedes son la razón de mi vida. **Fer** gracias por tus palabras de aliento cuando quería “tirar la toalla”. **Andy** gracias por esperarme pacientemente en las noches para contarte un cuento y cantarte una canción de cuna. Como acordamos, nos graduaremos el mismo semestre yo del doctorado, tú de maternal.

A mis **hermanas y hermanos**, por toda la historia de vida que compartimos, en particular a **Margarita** con quien atravesé este largo periodo de altibajos. Gracias por recordarme que a veces es el destino (o Dios) quien se encarga de tomar las mejores decisiones por ti. **Vanny** gracias por tu valioso apoyo en la tarea más importante de mi vida, ser madre.

AGRADECIMIENTOS

Al **Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, IPN (CICIMAR)** por la oportunidad y apoyo que me dieron para continuar con mi formación profesional.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (**CONACYT**) y al Programa Institucional de Formación de Investigadores (**PIFI**) por las becas otorgadas.

Al **Dr. Enrique H. Nava Sánchez**, mi director de tesis por su tiempo, enseñanza y confianza. La realización de este trabajo se llevo a cabo como parte de las actividades de dos de sus proyectos: Vulnerabilidad geológica-ambiental de la zona costera del Golfo de California. Secretaría de Investigación y Posgrado del IPN, (Clave SIP20082825) y Evaluación de los Procesos y Controles de Cambio de la Línea de Costa del Golfo de California. CONACYT (clave 51765).

A los miembros de mi **Comité Tutorial**, Dr. Enrique H. Nava Sánchez, Dr. Salvador E. Lluch Cota, Dr. Héctor Reyes Bonilla, Dr. Gustavo Hernández Carmona y al Dr. Sergio Aguiñiga García, gracias por sus comentarios y sugerencias,

Al **Dr. Salvador Lluch** y al **Dr. Enrique Nava** por ayudarme a llevar a buen puerto el manuscrito del artículo “Relation between the structure of mangrove forests and geomorphic types of lagoons of the Baja California Peninsula”. Al editor **Ira Fogel**, por sus valiosas correcciones e impecable edición del inglés.

Al **Dr. Enrique Nava**, **Dra. Sara Díaz** y **Dr. José Luis León** por su colaboración en la publicación del capítulo de libro “*Patrones de distribución y determinantes ambientales de los manglares peninsulares*”

Al **Grupo de Manglares del CIBNOR**, agradezco la oportunidad de colaboración que me dieron. En particular al Dr. Carlos Lechuga, Dra. Elisa Serviere y Dr. Renato Mendoza.

Durante el desarrollo de este trabajo recibí el valioso apoyo del personal del **CICIMAR**, **IPN** y del **CIBNOR, S. C.**, a todos ellos mil gracias.

Al **M.C. Gustavo de La Cruz Agüero**, por su asesoría y revisión del manuscrito de tesis y del artículo, gracias por continuar siendo mi maestro.

A la **M.C. Alejandra Mazariegos**, por su apoyo en el procesamiento de datos y observaciones en el manuscrito de tesis.

Al personal de Servicios Estudiantiles del **CICIMAR** por su valiosa orientación. A **Humberto Ceseña Amador** y a **César Casas Núñez**.

A mis compañeros: a la **M.C. Mabilia Urquidi** por el apoyo en la generación de cartografía, al **Ing. Joaquín Rivera** y a la **Dra. Griselda Rodríguez**, por sus comentarios y sugerencias que permitieron mejorar mi trabajo y desempeño.

A la **Lic. Ana María Talamantes**, **Lic. Ma. Esther Ojeda**, **Susana Luna** y **Biol. Mar. Patricia Vázquez**, por su ayuda en la búsqueda y préstamo de literatura. A **Santiago Rodríguez** por su apoyo en el trabajo de empastado.

A los C. **José Manuel García Rangel**, **Carlos Armando Pérez Martínez** y **Aldo Vargas**, por su apoyo en campo.

Al equipo de Football Flag “**Águilas Marinas**” por permitirme ser parte de la trayectoria deportiva del Instituto Politécnico Nacional, una de las mejores experiencias que he tenido.

PUBLICACIONES

Las publicaciones derivadas del presente trabajo de tesis son:

González-Zamorano, P., Lluch-Cota, S., Nava-Sánchez, E. H. (2012) Relation between the structure of mangrove forests and geomorphic types of lagoons of the Baja California Peninsula. *Journal of Coastal Research* (aceptado).

González-Zamorano, P., Nava-Sánchez, E. H., León de La Luz, J. L. Díaz-Castro, S. C. (2011) Patrones de distribución y determinantes ambientales de los manglares peninsulares, pp. 67-102. En: Félix-Pico, E. F., Serviere, E., Riosmena, R. León de La Luz, J. L. (Eds.) *Los manglares de La Península de Baja California*. CICIMAR, CIBNOR, S. C. y UABCS. México.

ÍNDICE	Página
Lista de Figuras.....	x
Lista de Tablas.....	xiii
Resumen.....	xvi
Abstract.....	xviii
1. INTRODUCCIÓN.....	1
1.1 Florística y sistemática.....	1
1.2 Patrones de distribución.....	2
1.3 Problemática.....	5
2. JUSTIFICACIÓN.....	6
3. ANTECEDENTES.....	8
3.1 Ecología del paisaje.....	8
3.2 Factores y procesos determinantes en la distribución y abundancia de los manglares.....	10
3.3 Sistemas de clasificación de los ecosistemas de manglar.....	12
3.4 Lagunas costeras.....	13
4. HIPÓTESIS.....	16
5. OBJETIVOS.....	17
6. ÁREA DE ESTUDIO	18
7. MATERIAL Y MÉTODOS.....	20
7.1 Patrones regionales del paisaje de manglar.....	20
7.2 Clasificación de las lagunas costeras.....	23

7.3 Patrón local de la estructura del manglar.....	28
7.4 Relación entre los patrones ecológicos del manglar y el factor geomorfológico.	28
8. RESULTADOS.....	31
8.1 Patrones regionales del paisaje de manglar.....	31
8.2 Clasificación de las lagunas costeras.....	41
8.3 Patrón local de la estructura del manglar	52
8.4 Relación entre los patrones ecológicos del manglar y el factor geomorfológico.	56
8.4.1 Estructura de los manglares y el tipo de laguna.....	56
8.4.2 Variables geomorfológicas que mejor explican el patrón estructural de los manglares.....	57
8.4.3 Patrones de colonización en los diferentes tipos de laguna.....	58
8.4.4. Relación entre la composición de especies y el tipo de laguna.....	61
9. DISCUSIÓN.....	64
10. CONCLUSIONES.....	78
11. SUGERENCIAS PARA FUTUROS TRABAJOS.....	79
12. LITERATURA CITADA.....	80

LISTA DE FIGURAS

Páginas

Figura 1. Esquema de las diferentes clases y tipos de lagunas costeras según la clasificación morfogénica de Lankford (1977).....	15
Figura 2. Mapa del área de estudio mostrando las lagunas analizadas, las líneas punteadas denotan el límite biogeográfico del manglar.....	19
Figura 3. Gráficos de las medianas y de la distribución del 50% de los datos de cuatro índices del manglar: a) área, b) perímetro, c) razón perímetro-área y d) dimensión fractal, para cada zona costera analizada (Pacífico y Golfo de California). Los intervalos de confianza están al 95%.....	33
Figura 4. Configuración espacial de los parches de manglar y comportamiento del área en las costas del Pacífico y Golfo de California. Gráfico del Ln del área (a), gráfico de burbujas con una escala al 80% (b). Los números indican las regiones en la que se distribuyen los principales conglomerados, las cuales se muestran en el mapa a la derecha (c): 1) Santo Domingo-Magdalena-Almejas, 2) La Bocana-El Batequi, 3) San José-Espíritu Santo- La Paz 4) Loreto, 5) Bahía Concepción y 6) Isla Smith-Las Ánimas.....	36
Figura 5. Configuración espacial de los parches de manglar y comportamiento del perímetro en las costas del Pacífico y Golfo de California. Gráfico del Ln del perímetro (a), gráfico de burbujas con una escala al 80% (b). Los números indican las regiones en la que se distribuyen los principales conglomerados, las cuales se muestran en el mapa a la derecha (c): 1) Santo Domingo-Magdalena-Almejas, 2) La Bocana-El Batequi, 3) San José-Espíritu Santo- La Paz 4) Loreto, 5) Bahía Concepción y 6) Isla Smith-Las Ánimas.....	37
Figura 6. Configuración espacial de los parches de manglar y comportamiento de la dimensión fractal (PFD) en las costas del Pacífico y Golfo de California. Gráfico del Ln del PFD (a), gráfico de burbujas con una escala al 80% (b). Los números indican las regiones en la que se distribuyen los principales conglomerados, las cuales se muestran en el mapa a la derecha (c): 1) Santo Domingo-Magdalena-Almejas, 2) La Bocana-El Batequi, 3) San José-Espíritu Santo- La Paz 4) Loreto, 5) Bahía Concepción y 6) Isla Smith-Las Ánimas.....	38

Figura 7. Configuración espacial de los parches de manglar y comportamiento de la razón perímetro-área (PAR) en las costas del Pacífico y Golfo de California. Gráfico del Ln del PAR (a), gráfico de burbujas con una escala al 80% (b). Los números indican las regiones en la que se distribuyen los principales conglomerados, las cuales se muestran en el mapa a la derecha (c): 1) Santo Domingo-Magdalena-Almejas, 2) La Bocana-El Batequi, 3) San José-Espíritu Santo- La Paz 4) Loreto, 5) Bahía Concepción y 6) Isla Smith-Las Ánimas.....	39
Figura 8. Líneas de tendencia latitudinal de los parches de manglar: área acumulada (a), perímetro acumulado (b), razón perímetro-área acumulada (c) y dimensión fractal acumulada (d) en las costas del Pacífico y Golfo de California de la Península de Baja California.....	40
Figura 9. Mapa de distribución de 50 lagunas costeras con desarrollo de manglar de acuerdo a su tipo morfogénético: valle de río inundado abierto (I-A), valle de río inundado con barrera (I-C), laguna de barrera tipo Gilbert- de Beaumont (III-A) y laguna cuspada (III-B). No clasificada (NC).....	43
Figura 10. Dendrograma de 46 lagunas costeras generado a partir de la matriz de similitud de diez variables geomorfológicas: 1) amplitud, 2) razón de elongación, 3) razón de circularidad, 4) razón perímetro-área, 6) topografía, 5) dimensión fractal, 7) longitud de barreras, 8) longitud de costas de depósito, 9) longitud de la boca(s) y 10) diversidad de costas de depósito. Los símbolos indican el tipo morfogénético de las lagunas.....	48
Figura 11. Gráfico nMDS de dos dimensiones de 46 lagunas costeras construidos a partir de la matriz de similitud de diez variables geomorfológicas: 1) amplitud, 2) razón de elongación, 3) razón de circularidad, 4) razón perímetro-área, 6) topografía, 5) dimensión fractal, 7) longitud de barreras, 8) longitud de costas de depósito 9) longitud de la boca(s) y 10) diversidad de costas de depósito. Los símbolos indican el tipo morfogénético de las lagunas.....	49
Figura 12 Dendrograma de 46 manglares generado con la matriz de similitud de 7 índices del paisaje. Se indican los grupos con significancia estadística. Así como el tipo geológico de laguna en el que se ubican: valle de río inundado abierto (I-A), valle de río inundado con barrera (I-C), laguna de barrera tipo Gilbert- de Beaumont (III-A) y laguna cuspada (III-B).....	52
Figura 13. Gráfico nMDS de dos dimensiones de 46 manglares generado con la matriz de similitud de 7 índices del paisaje. Se indica el tipo geológico de las lagunas en las que se ubican: valle de río inundado abierto (I-A), valle de río inundado con barrera (I-C), laguna de barrera tipo Gilbert- de Beaumont (III-A) y laguna cuspada (III-B).....	53

Figura 14. Mapa de distribución de 46 manglares distribuidos en La Península de Baja California. Se identifican los diferentes tipos de acuerdo a la similitud en la estructura del paisaje.....	55
Figura 15. Patrón espacial de colonización en 64 lagunas costeras según su tipo: valle de río inundado abierto (I-A), valle de río inundado con barrera (I-C), laguna de barrera tipo Gilbert- de Beaumont (III-A) y laguna cuspada (III-B). En líneas punteadas se indican las regiones sin colonización. Arriba a la derecha se muestra la tabla de frecuencias de lagunas colonizadas y sin colonizar según su tipo y la zona costera en la que se distribuyen.....	60
Figura 16. Mapa de la riqueza de especies de mangle en 50 lagunas costeras, de acuerdo a su tipo: valle de río inundado abierto (I-A), valle de río inundado con barrera (I-C), laguna de barrera tipo Gilbert- de Beaumont (III-A) y laguna cuspada (III-B). Las flechas indican los límites biogeográficos de las especies. El tono de los símbolos indica el número de especies: blanco (0 sp.), gris bajo (1 sp.), gris medio (2 sp.), negro (3 sp.).....	62

LISTA DE TABLAS

Página

Tabla 1. Índices del paisaje de manglar estimados en las costas del Pacífico y del Golfo de California de la Península de Baja California.....	21
Tabla 2. Atributos geomorfológicos identificados en las lagunas costeras con desarrollo de manglar. Se indica la fuente de información.....	24
Tabla 3. Variables geométricas y geomorfológicas seleccionadas para la caracterización de 47 lagunas costeras con desarrollo de manglar, distribuidas en la Península de Baja California	26
Tabla 4. Valores de los índices de paisaje de manglar estimados en la costa del Pacífico y del Golfo de California de la Península de Baja California.....	31
Tabla 5. Resultados de las pruebas de Kruskal-Wallis para los índices de: área, perímetro, razón perímetro-área y dimensión fractal de los parches de manglar en función de la zona costera en la que se ubican: Pacífico vs Golfo de California.....	31
Tabla 6. Valores de los índices de fragmentación del paisaje de manglar estimados en la costa del Pacífico y del Golfo de California en la Península de Baja California.....	34
Tabla 7. Listado de lagunas costeras con desarrollo de manglar distribuidas en la Península de Baja California, México. Se indica el identificador, la costa en la que se ubican, el tipo morfogenético: valle de río inundado abierto (I-A), valle de río inundado con barrera (I-C), laguna de barrera tipo Gilbert-de Beaumont (III-A) y laguna cuspada (III-B). Asimismo se indica si éstas forman parte de un complejo lagunar mayor.....	42
Tabla 8. Características de los principales tipos morfogenéticos de lagunas con desarrollo de manglar: valle de río inundado abierto (I-A), valle de río inundado con barrera (I-C), laguna de barrera tipo Gilbert- de Beaumont (III-A) y laguna cuspada (III-B).	45
Tabla 9. Tipos de costas en las que se establece el manglar según el tipo de laguna: valle de río inundado abierto (I-A), valle de río inundado con barrera (I-C), laguna de barrera tipo Gilbert- de Beaumont (III-A) y laguna cuspada (III-B). Se indica el proceso responsable del transporte y deposición del sedimento (Shepard, 1976) ...	46

Tabla 10. Características geométricas y geomorfológicas de 46 lagunas costeras con desarrollo de manglar ubicadas en la Península de Baja California. De acuerdo a los agrupamientos significativos.....	50
Tabla 11. Combinación de variables que mejor explican el conjunto de datos geomorfológicos. Número de variables (Var.), valor de correlación (ρ) y selección de variables: 1) amplitud, 2) razón de elongación, 3) razón de circularidad, 4) razón perímetro-área, 5) dimensión fractal, 6) topografía, 7) longitud de las barreras, 8) longitud total de costas de depósito, 9) longitud de las bocas y 10) diversidad de costas de depósito. Se incluyen sólo las cinco correlaciones más altas o los diez primeros valores.	51
Tabla 12. Valores promedio de los índices del paisaje de manglar de acuerdo a los agrupamientos identificados en el dendrograma: Área total (CA), número de parches (NUMP), tamaño promedio del parche (MPS), coeficiente de variación del tamaño de los parches (PSCOV), perímetro total (TE), perímetro del parche promedio (MPE) y dimensión fractal (MPFD).....	54
Tabla 13. Resultados del ANOSIM. Pruebas de diferencias entre la estructura de los manglares en función de los tipos morfogenéticos de lagunas: valle de río inundado abierto (I-A), valle de río inundado con barrera (I-C), laguna de barrera tipo Gilbert- de Beaumont (III-A) y laguna cuspada (III-B).....	56
Tabla 14. Resultados del ANOSIM. Pruebas de diferencias entre la estructura de los manglares y los grupos geomorfológicos de lagunas.....	57
Tabla 15. Valores de correlación de las combinaciones de variables geomorfológicas que mejor explican el patrón estructural de los manglares. Se enlistan sólo los 20 mejores resultados. Variables: 1) amplitud, 2) razón de elongación, 3) razón de circularidad, 4) razón perímetro-área, 5) dimensión fractal, 6) topografía, 7) longitud de las barreras, 8) longitud total de costas de depósito, 9) longitud de las bocas y 10) diversidad de costas de depósito.....	58
Tabla 16. Resultados del ANOSIM: Pruebas de diferencia en la composición de especies en función de los tipos morfogenéticos de laguna: valle de río inundado abierto (I-A), valle de río inundado con barrera (I-C), laguna de barrera tipo Gilbert- de Beaumont (III-A) y laguna cuspada (III-B).....	61

Tabla 17. Ocurrencia de especies de mangle en 64 lagunas costeras distribuidas en la Península de Baja California. *A. germinans* (AG), *L. racemosa* (LR), *R. mangle* (RM). Se indica el tipo morfogenético de la laguna: valle de río inundado abierto (I-A), valle de río inundado con barrera (I-C), laguna de barrera tipo Gilbert- de Beaumont (III-A) y laguna cuspada (III-B)..... **63**

RESUMEN

El análisis de los patrones ecológicos del manglar y la identificación de los factores que influyen en su configuración constituyen una necesidad de información clave para el diseño de estrategias de manejo y conservación. En este trabajo se analizaron los patrones ecológicos del manglar en la Península de Baja California y su relación con el factor geomorfológico. Se analizó y clasificó el patrón del paisaje a partir de diferentes índices relacionados con la estructura y configuración espacial de los parches de vegetación. Se describieron y clasificaron geomorfológicamente las lagunas costeras en las que se desarrollan los manglares. Se analizó el patrón de colonización de las lagunas y la composición de especies de acuerdo al tipo de laguna y a su ubicación. Se analizó la relación entre la estructura de 47 manglares y el tipo de laguna, asimismo se identificaron las variables geomorfológicas que mejor explican el patrón ecológico. La vegetación y los atributos de las lagunas fueron obtenidos a partir de procesos paralelos de fotointerpretación, empleando fotografías aéreas ortorectificadas en blanco y negro (INEGI, 1993). Adicionalmente, se estimaron 14 variables geomorfológicas y geométricas de 47 lagunas seleccionadas. Los datos fueron obtenidos a partir de cartografía existente. Los diferentes procesos fueron realizados bajo la plataforma de un sistema de información geográfica. La información fue verificada en campo (2009-2010). Para el análisis de datos se emplearon diferentes técnicas no paramétricas, univariadas y multivariadas. Se encontraron fuertes contrastes en el paisaje entre ambas costas de la península. En la costa del Pacífico, se concentró el 98% de manglar, los rangos de distribución latitudinal fueron relativamente amplios y continuos. En ambas costas, los parches se distribuyeron en conglomerados, pero éstos presentaron mayor área y perímetro en el Pacífico además, presentaron formas relativamente más simples que las del Golfo de California. El grado de fragmentación fue mayor en el golfo. El comportamiento de la tendencia latitudinal de los parches también fue diferente, en la costa del Pacífico fue lineal mientras que en el golfo fue de tipo logarítmico. El manglar se desarrolla en cinco tipos de laguna: valle de río inundado abierto (I-A), valle de río inundado con barrera (I-C), boca de río inundada con barrera (I-D), laguna de barrera tipo Gilbert- de Beaumont (III-A) y laguna cuspada (III-B). En total se identificaron 52 lagunas, éstas fueron más abundantes (31) y diversas (5 tipos)

en el Golfo de California, los tipos más frecuente fueron el I-A y I-C. En la costa del Pacífico la abundancia fue menor (21), sólo se identificaron dos tipos, el más frecuente fue el III-A. A partir del dendrograma generado con la matriz de similitud de la estructura de 46 manglares, se identificaron tres grupos diferentes. El primero (n=24) presentó manglares con bajo desarrollo estructural, con una extensión y borde promedio de 5 ha y 2.4 km, éstos se ubicaron principalmente en lagunas tipo I-A y I-C. El segundo agrupó manglares (n=7) con un desarrollo intermedio, con extensión y borde promedio de 129 ha y 23.8, éstos se ubicaron en lagunas tipo III-A y III-B. El tercer grupo (n=15) presentó los manglares con mayor desarrollo, con una extensión y borde promedio de 1058 ha y 72 km, éstos se ubicaron principalmente en lagunas III-A. El análisis de similitud (ANOSIM) mostró que existen diferencias entre los manglares en función del tipo de laguna. La prueba entre pares mostró que los desarrollados en las lagunas tipo I-A y I-C no son diferentes, pero sí hay diferencias entre estos manglares y los desarrollados en lagunas tipo III-A. De acuerdo al análisis de correlación entre matrices (BIO-ENV) el 81% de éste patrón ecológico es explicado por el factor geomorfológico. Las variables que mejor explican el patrón fueron la longitud de costas de depósito y la topografía. El porcentaje de colonización en los diferentes tipos de laguna también fue diferente. Los tipos III-A y III-B presentaron tasas del 100%, mientras que los I-A y I-C exhibieron tasas del 53.3% y 62.5% respectivamente. La tasa de colonización en las lagunas I-C fue menor en la costa del Pacífico (25%) que en la del golfo (100%). La prueba de independencia confirma que éstos porcentajes dependen del tipo de laguna y de su ubicación ($\chi^2 = 115.7$, $gl=3$, $P < 0.01$). Finalmente, las lagunas tipo III-A y III-B presentaron una alta persistencia en la composición de especies (generalmente 3), los tipos I-A y I-C presentaron mayor variación. De acuerdo con el ANOSIM existen diferencias en la composición de especies en función del tipo de laguna, no se encontraron diferencias en función de la ubicación. La prueba entre pares mostró que no existen diferencias entre los tipos I-A y I-C pero sí entre éstos y el III-A. Se considera que la escala espacial de análisis y el empleo de las características geomorfológicas de las lagunas costeras fue una aproximación efectiva para tener un primer orden de diferenciación de los patrones ecológicos del manglar.

ABSTRACT

Analysis of mangrove ecological patterns and identification of factors that influence their configuration represent key information in designing management and conservation strategies. In this work mangrove ecological patterns were analyzed along the Baja California Peninsula, as well as its relationship with geomorphologic factors. Landscape patterns were analyzed and classified using several indexes related to structure and spatial configuration of vegetation patches. Coastal lagoons, where mangroves are present, were described and classified according to geomorphological criteria. We analyzed mangrove colonization patterns and species composition in coastal lagoons according to the geomorphic type and location. The relationship between the structure of 47 mangroves and the coastal lagoon type was determined, and the geomorphologic variables that best explained the ecological pattern were identified. The vegetation and coastal lagoon's attributes were obtained by means of photointerpretation analysis, using black and white aerial orthorectified images (INEGI, 1993). Furthermore, 14 geomorphologic variables were estimated and geometrics from 47 selected lagoons were measured. Data was obtained from existent cartography. All the processes were carried out on a geographical system platform. Information was verified on the field (2009-2010). Data analysis was conducted using univariate and multivariate non-parametric statistics. Strong contrast between East and West coast landscape was found. The 98% of the mangrove was established in the Pacific coast, being the latitudinal ranges relatively wide and continuous. It could be found, on both coasts, that mangrove patches were distributed in conglomerates, but those on the Pacific coast had larger area and perimeter, as well as relatively more simple forms, in contrast with those in the California coast. Fragmentation degree was greater in the Gulf of California coast. The latitudinal tendency of the patches was different between the coasts, being linear in the Pacific while logarithmic in the Gulf of California. Data showed that mangroves are found in five different coastal lagoon types: open drowned valley (I-A), barred drowned valley (I-C), drowned barred river mouth Gilbert de Beaumont barrier lagoon (III-A), and cusplate lagoon (III-B). Fifty two coastal were identified lagoons, being more abundant (31) and diverse (5 types) in the Gulf of California coast with types I-A and I-C as the most frequent. On the Pacific coast abundance was lower (21), and only

two types were identified, being III-A the most frequent. A dendrogram was generated from a similarity matrix of 46 mangrove structure, which identified three different groups. The first group was constituted by mangroves with low structural development (n=24), with a mean extension and perimeter of 5 ha and 2.4 km, and located mainly in lagoons type I-A and I-C. The second group (n=7) had mangroves with an intermediate development, and mean extension and perimeter of 129 ha and 23.8 km, and being found in lagoons type III-A and III-B. The third group (n=15) comprises the most developed mangroves, and a mean extension and perimeter of 1058 ha y 72 km, this mangroves were found mainly in coastal lagoons type III-A. According to the correlation analysis between matrixes (BIO-ENV), 81% of this ecological pattern was explained by geomorphological factors. The variables that best explain the patterns were depositional coast length and topography. The colonization percentage was different among the different types of lagoons. Types III-A and III-B presented 100% colonization rates, in contrast types I-A and I-C exhibited colonization rates of 53.3% and 62.5 % respectively. The colonization rate in lagoons type I-C was lower en the Pacific coast (25%) than in the Gulf of California coast (100%). Independency test confirmed that this results depend upon lagoon type and its location ($\chi^2 = 115.7$, $gl=3$, $P < 0.01$). Finally, lagoons type III-A and III-B showed high persistence en species composition (generally 3), types I-A and I-C showed more variability. According to an ANOSIM analysis there are differences in species composition related to lagoon type, while there were no differences related to location. Pairs- comparison test showed there is no difference between type I-A and I-C, although both were different from III-A. It is considered that the spatial scale of the analysis and the use of geomorphologic characteristics of coastal lagoons was an effective approximation to assess a first order differentiation of mangrove ecological patterns.

1. INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas de manglar constituyen un ecotono entre los sistemas terrestre y marino, con características ecológicas de gran complejidad estructural y funcional. La infraestructura base está constituida por los árboles o arbustos de mangle y en torno a esta asociación vegetal se establece una biocenosis que comprende otros productores (*e.g.* halófitas, pastos marinos, macroalgas), consumidores y degradadores, interrelacionados a través del flujo de materia y energía, que regula el metabolismo de la comunidad (Kathiresan y Bingham, 2001; FAO, 2007).

Actualmente, estos ecosistemas están considerados entre los más importantes de la Tierra, debido a su sobresaliente papel como refugio o hábitat de especies protegidas o en peligro de extinción (Duke *et al.*, 2007; Nagelkerken *et al.*, 2008), como fuente de recursos económicos derivados de su uso o explotación (Aburto *et al.*, 2008; Walters *et al.*, 2008), y como fuentes, sumideros y transformadores de una multitud de materiales químicos, biológicos y genéticos (Woodroffe, 1992). Son considerados altamente productivos y exportadores a numerosos ecosistemas contiguos (*e.g.* océanos, lagunas costeras) donde se realizan importantes actividades comerciales (Tomlinson, 1986; Costanza *et al.*, 1997; Mitsch y Gosselink, 2000; Nagelkerken *et al.*, 2008). Debido a su importancia ecológica, económica y social, diversas organizaciones nacionales e internacionales han establecido una serie de instrumentos legales y administrativos para asegurar su conservación (RAMSAR, 2004a, 2004b; SEDUE, 1988; SEMARNAT, 2000, 2003, 2010).

1.1 FLORÍSTICA Y SISTEMÁTICA

La comunidad vegetal está constituida por una asociación botánica sin relación filogenética, de formas diversas de vida (árboles, arbustos, palmas y helechos) con convergencias adaptativas (Kathiresan y Bingham, 2001; FAO, 2007). Tomlinson (1986) clasificó las especies en: a) elementos principales o mangles verdaderos, b) elementos menores y c) mangles asociados. Los mangles verdaderos se caracterizan por: 1) presentar

fidelidad completa al ambiente salino intermareal, 2) su capacidad de establecimiento en suelos sueltos húmedos y anóxicos, 3) su capacidad de formar rodales monoespecíficos o constituirse como elementos relevantes en la estructura de la comunidad, 4) presentar adaptaciones fisiológicas, anatómicas y reproductivas que les permiten florecer en los ambientes costeros bajo condiciones extremas (*e.g.* raíces aéreas, viviparidad del embrión, producción de propágulos flotantes, dispersión por corrientes, sistemas de regulación de iones) y 5) presentar aislamiento taxonómico de relaciones filogenéticas con plantas terrestres al menos a nivel de género y frecuentemente a nivel de subfamilia o familia. En contraste, los elementos menores no constituyen un componente conspicuo de la vegetación y rara vez forman rodales monoespecíficos. Las especies asociadas no habitan de manera estricta en los manglares y pueden ocurrir sólo como vegetación transicional, se caracterizan por una gran diversidad de formas de vida y tamaños (Tomlinson, 1986).

El número de especies de mangle reportadas puede variar según los tipos que se consideren. De acuerdo con Tomlinson (1986) se reconocen 54 especies de componentes mayores y menores integradas en 20 géneros y 16 familias, 15 de la división Magnoliophyta (Angiospermas) y una familia de helechos de la división Polypodiophyta. Con relación a los manglares asociados el número de especies reconocidas asciende a 60 integradas en 46 géneros y 27 familias (Tomlinson, 1986). Spalding *et al.* (2010) reportan un total de 73 especies incluyendo híbridos. En México se registran cuatro especies de mangle verdadero: *Avicennia germinans* (L.) Stearn, *Laguncularia racemosa* (L.) Gaert. F., *Rhizophora mangle* L. y *Rhizophora harrisoni* Leechman, así como una especie asociada: *Conocarpus erecta* L. (López-Portillo y Ezcurra, 2002; CONABIO, 2008).

1.2 PATRONES DE DISTRIBUCIÓN

La distribución de los manglares es circuntropical, con excepción del Pacífico Central, el cual constituye la principal discontinuidad (Spalding *et al.*, 1997; Ellison *et al.*, 1999; Spalding *et al.*, 2010). Se considera que los límites latitudinales se ubican alrededor de los 30° N y 30° S; sin embargo, algunos límites son subtropicales como el de Bermudas (32°23' N); Puerto Lobos, Son., México (30°15' N); Victoria, Australia (38°45' S) y sur de

Japón (31°22' N) (Spalding, 1997; Lacerda *et al.*, 1993; Spalding *et al.*, 2010; Giri *et al.*, 2011). Existe también una marcada asimetría entre las costas de cada continente, con rangos de distribución más amplios en las costas orientales que en las occidentales. En América el rango en la costa oriental va de Florida (30° N) a Brasil (28°30' S; Odum, 1982; Pernetta, 1993; Lacerda *et al.*, 1993) mientras que en la costa occidental va de Puerto Lobos, México (30°15' N) hasta el Río Piura en Perú (5°32' S) (FAO 2007). Los mismos patrones se repiten en África (Tomlinson, 1986; Dahdouh-Guebas y Koedman 2001), Asia (FAO 2007) y Australia (Duke, 1992)

La diversidad muestra un gradiente latitudinal, con mayor riqueza en bajas latitudes, y longitudinal, donde la mayor diversidad se presenta en el hemisferio oriental (Ellison *et al.*, 1999). De acuerdo a la distribución del número de especies se reconocen dos grandes centros de diversidad: a) el grupo del *Atlántico y Este del Pacífico* con el menor número de especies (12) y en el cual está enmarcado México; y b) el grupo *Índico y Oeste del Pacífico* el cual presenta mayor riqueza florística (58 especies) (Duke *et al.*, 1998). Sólo una especie es común en ambos grupos, el helecho *Acrostichum aureum* (Duke *et al.*, 1998). Dos hipótesis han sido planteadas para explicar el patrón actual de diversidad. Existe consenso de que los géneros modernos de mangle aparecieron a finales de la Era Mesozoica, en el Cretácico Tardío (70 ma) e inicios de la Era Cenozoica, en el Terciario Temprano (65-35 ma), la hipótesis denominada “Centro de Origen” planteada por Ricklefs y Latham (1993) considera que las condiciones óptimas para la colonización de hábitats de manglar durante la mayor parte del Terciario, ocurrieron principalmente en el sureste de Asia (Malasia) considerado como el principal centro de origen y en menor medida en el Este de África (Madagascar), restringiendo la mayoría de taxas a la región *Índico y Oeste del Pacífico* debido al bajo potencial de dispersión en ese periodo y al cierre de la conexión del Mar de Tethys al Atlántico. Sin embargo, dichos autores también plantearon la posibilidad de que el sureste de Asia podría ser más un refugio para manglares que un centro de origen (Ricklefs y Latham 1993). En contraste, los defensores de la hipótesis de la Vicarianza planteada por McCoy y Heck (1976, en: Ellison *et al.*, 1999) plantean que la mayoría de géneros modernos emergieron sobre las costas del Mar de Tethys y que subsecuentemente la deriva continental ocasionó una discontinuidad en la distribución de especies dentro de

los géneros. Una vez cerrado el Mar de Tethys, la diversificación *in situ* de estos géneros desde el Oligoceno (35 ma) hasta el periodo actual es lo que actualmente observamos como anomalía de la diversidad de especies (Ellison *et al.* 1999).

La abundancia mundial de manglar fue estimada por Spalding *et al.*, (1997) en 18 millones de hectáreas, estimaciones posteriores registran una reducción del 16.6% (Spalding *et al.*, 2010). Giri *et al.*, (2011) registraron una abundancia de 13.7 millones de hectáreas, de acuerdo con éstos autores los países con mayor abundancia son Indonesia (3.1 millones de ha), Australia (977 975 ha), Brasil (962 683 ha) y México (741 917 ha). Se reconoce un patrón latitudinal en el que la abundancia decrece conforme se incrementa la latitud, sin embargo el comportamiento es asimétrico entre ambos hemisferios. El hemisferio sur presenta menor abundancia que el hemisferio norte (Giri *et al.*, 2011), además se registra una importante anomalía entre los 20° y 25° N donde se localiza el bosque de manglar más extenso del mundo (*Sundarbans*) desarrollado en el delta del río Ganges, entre India y Bangladesh.

Diversos investigadores han planteado que a una escala local los manglares se distribuyen en cuerpos de agua protegidos donde la energía del oleaje es baja como lagunas y estuarios (Tomlinson, 1986; Duke, 1992). El mayor desarrollo se presenta en ambientes costeros con clima cálido y húmedo con aportes significativos de agua dulce a través de escurrimientos superficiales que acarrear además, sedimentos y nutrientes. Los manglares son abundantes en amplias costas de depósito donde el gradiente topográfico es bajo y la amplitud de marea es alta, crecen de manera exuberante en suelos aluviales sueltos, de textura fina y ricos en humus (Duke, 1992; Pernetta, 1993). Al interior de estos ambientes, se ha registrado una distribución de especies paralela a la costa con zonas mono-específicas, por lo que este patrón es mejor conocido como zonación (Snedaker, 1982; Duke, 1992). Este patrón de zonación ha sido descrito en Malasia (Watson, 1928) y Este de África (Walter y Steiner, 1936; Macnae, 1968). De acuerdo con Cintrón *et al.*, (1978) la zonación en costas áridas se inicia con el establecimiento de *R. mangle* en la franja más expuesta al ciclo mareal y las corrientes; cuando los individuos de esta especie alcanzan su máximo desarrollo actúan como barrera que disminuye el flujo de marea hacia el interior e

impiden el lavado y dilución de sales. Es en esta zona que se establece *A. germinans* dada su mayor tolerancia a la salinidad. En muchos casos los árboles y arbustos mueren dando paso a la formación de lagunas hipersalinas y/o salitrales.

1.3 PROBLEMÁTICA

A pesar de la importancia ecológica y económica de los ecosistemas de manglar, en los últimos 25 años se ha reportado la pérdida del 35% al 86% de bosques de manglar a nivel mundial (Duke *et al.*, 2007), con una tasa anual entre el 1 y 2% (Robertson, 1992; Ellison, 2008); en México se ha estimado una tasa que alcanza el 5% (López-Portillo y Ezcurra, 2002). De prevalecer tal situación se considera que la funcionalidad de estos ecosistemas se perderá en un periodo menor a 100 años (Duke *et al.*, 2007). Las actividades antropogénicas han sido la causa principal de deterioro, aunque también participan fenómenos naturales como huracanes, heladas y tsunamis, entre otros (Ellison y Farnsworth, 1998; Cahoon *et al.*, 2003; Duke *et al.*, 2007; FAO, 2007). Se considera que esta desafortunada situación es un reflejo de estrategias de manejo y conservación deficientes (Polidoro *et al.*, 2010), las cuales se sustentan principalmente en estudios microlocales (dentro del bosque) cuyo objeto es entender las causas de los patrones ecológicos a nivel de población o comunidad (Ellison, 2002). Los análisis a nivel de paisaje de mayor escala espacial (y en la que se desarrollan las actividades antropogénicas) han sido menos abordados (Duke *et al.*, 1998; Ellison, 2002) a pesar de tener el potencial de ser más apropiados como base de información para el manejo.

Los patrones ecológicos de los manglares en zonas áridas y los ambientes en los que se desarrollan han sido poco estudiados, de ahí que éstos están si acaso pobremente representados en los sistemas de clasificación (Lugo y Snedaker, 1974; Thom, 1984; Woodroffe, 2002). Debido a su ubicación geográfica y al patrón de distribución (Rabinowitz, 1981; González-Zamorano *et al.*, 2011) se consideran extremadamente vulnerables ante las amenazas de origen natural o antropogénico.

2. JUSTIFICACIÓN

La Península de Baja California, en el noroeste de México, constituye el límite biogeográfico norteño de los manglares. Debido a su ubicación y a las condiciones climáticas en las que se desarrollan, estos ecosistemas, son considerados como raros, frágiles (Rabinowitz, 1981; Duke *et al.*, 1998), y relativamente poco estudiados. Los patrones ecológicos registrados en esta región son diferentes a los que ocurren en climas tropicales. Se presentan sólo cuatro especies: *A. germinans*, *L. racemosa*, *R. mangle* y *C. erecta* (Whitmore *et al.*, 2005; CONABIO, 2008), sin embargo, la riqueza de fauna asociada es alta; tan sólo para Baja California Sur, Whitmore *et al.*, (2005) reportaron 253 especies de macroinvertebrados, 160 de peces y 129 de aves, sin incluir otros grupos como algas y mamíferos. La vegetación presenta un desarrollo estructural bajo con formas arbustivas o arbóreas de porte bajo con una altura promedio de 4 m aunque pueden alcanzar hasta 7 m (Whitmore *et al.*, 2005; Holguín *et al.*, 2006). No obstante su bajo desarrollo estructural, los estudios de hojarasca muestran tasas de productividad relativamente altas semejantes a las registradas en climas menos extremos (Jiménez, 1991; Félix-Pico, 2006).

Bajo este contexto, conocer los patrones del paisaje de manglar e identificar qué factores influyen en su configuración espacial y estructura constituye una necesidad de información clave para el diseño de estrategias de manejo y conservación robustas. Asimismo, el planteamiento de propuestas de clasificación que permitan reconocer la variabilidad de los tipos de manglar y los ambientes en que se distribuyen, brinda la oportunidad a investigadores y manejadores del recurso de contar con un marco de referencia para direccionar investigaciones en función al tipo de hábitat y/o tipo de manglar, asignar criterios de importancia relativa, establecer diseños de muestreo, realizar análisis de sensibilidad y vulnerabilidad entre otras aplicaciones.

Finalmente, en la última década, se ha puesto mayor interés en el estudio de estos ecosistemas como unidades funcionales, en donde es posible analizar conjuntamente diferentes componentes del sistema así como sus relaciones y su variación en el tiempo (Golley, 1993; Martínez-García y Lluich-Belda, 2000). Un aspecto fundamental de este

enfoque es la definición de los límites precisos del ecosistema. En estudios terrestres se ha utilizado la cuenca hidrográfica como unidad de estudio (García-Oliva *et al.*, 2006), en estudios costeros y marinos la delimitación del ecosistema es mucho más compleja (Lluch-Belda, 2000). El presente estudio propone las lagunas costeras como unidades para el estudio funcional y el manejo de manglares.

3. ANTECEDENTES

3.1 ECOLOGÍA DEL PAISAJE

Tradicionalmente se consideraba que las investigaciones ecológicas se limitaban a escalas espaciales pequeñas (locales o microlocales), para distinguirlos de aquellos realizados en escalas mayores (continentales o globales), que suceden en tiempo evolutivo y que por mucho tiempo fueron territorio exclusivo de la biogeografía (Arita y Rodríguez, 2001). En los últimos años se ha demostrado que algunas preguntas ecológicas pueden tener mayor relevancia a mesoescala o macroescala, por lo que se han desarrollado disciplinas como la ecología geográfica o biogeografía ecológica, la macroecología y la ecología del paisaje (Forman y Godron, 1986; Brown y Maurer 1989; Brown *et al.*, 1996). En estos enfoques se distinguen en lo general tres tipos de trabajos: a) aquellos en los que la distribución geográfica es el sujeto de estudio, en donde se define la forma, tamaño, localización y estructura de los elementos de interés; b) los encaminados a dilucidar los factores y procesos que determinan tales patrones (Rapoport, 1982; Brown y Maurer 1989; Gastón, 1990; Brown *et al.*, 1996); y c) aquellos que pretenden conocer los efectos de la heterogeneidad espacial sobre la estructura y funcionamiento ecológico.

Particularmente la ecología del paisaje surge en estrecha relación con la geografía y se fundamenta en la noción de que los patrones ambientales influyen fuertemente en los patrones y procesos ecológicos (McGarigal, 2002). En éstos trabajos se analizan las características estructurales y morfológicas que componen un territorio en un momento determinado y/o su evolución a lo largo del tiempo, incluyendo aspectos de funcionalidad ecológica (Forman y Godron, 1986). Las unidades morfológicas y estructurales que componen el paisaje están relacionadas desde un punto de vista funcional, al producirse entre ellas intercambios de energía, materiales, organismos, etc. (Vila *et al.*, 2006). Actualmente, se ha puesto énfasis en el desarrollo de métodos e índices para cuantificar los patrones del paisaje, por lo que ésta disciplina abre una amplia gama de posibilidades de valoración cuantitativa, permitiendo comprender y dimensionar diversos retos en la

conservación (Vila *et al.*, 2006; Turner, 1989; Kattan, 2002). Se reconoce que la superficie de los parches de un paisaje muestra una clara correlación con la diversidad de especies que pueden albergar, así como la dimensión de las poblaciones de las diferentes especies (efecto área) (McArthur y Wilson, 1967; Turner, 1989; Vila *et al.*, 2006). También es posible una lectura inversa, por lo que este principio ha sido considerado como un índice para a) establecer la dimensión mínima necesaria para el mantenimiento de la diversidad (ELI, 2003; Vila *et al.*, 2006) o b) para inferir el grado de vulnerabilidad a la extinción causada por perturbaciones ambientales y efecto de borde (Hernández *et al.*, 2006). El hábitat interno se considera fundamental para el mantenimiento de flora y fauna especialista, es decir más exigente en sus requerimientos ecológicos, mientras que el hábitat tipo borde, permite la presencia de especies generalistas (Forman y Godron, 1986). Los índices de distancia, vecindad y conectividad son fundamentales para valorar el grado de aislamiento o conectividad existente entre los distintos fragmentos o parches, partiendo de la base que un mayor aislamiento implica una reducción de posibilidades de albergar o mantener un mayor grado de diversidad biológica (Forman, 1995; Hilty *et al.*, 2006).

Los estudios de paisaje en humedales costeros (*e.g.* manglares, marismas y pastos marinos) son diversos, la mayoría se centra en la descripción de los patrones espaciales y de su dinámica temporal, pero también se registran aquellos que relacionan los patrones con los factores climáticos, geológicos y antropogénicos (McTainsh *et al.*, 1986; Jones *et al.*, 2004; Rogers *et al.*, 2005; Seto y Fragkias, 2007; Eslami-Andargoli, *et al.*, 2009) y otros más relacionan el patrón del paisaje con la estructura y funcionamiento ecológico. Se ha registrado que el borde de la vegetación de humedales costeros atrae de manera importante a organismos acuáticos como crustáceos y peces (Minello *et al.*, 1994; Vance *et al.*, 2002; Hass *et al.*, 2004), por lo que cualquier cambio en la proporción perímetro-área debido a la alteración del borde del hábitat afecta la abundancia de los organismos. Browder *et al.*, (1989) mostró que la fragmentación de marismas está relacionada con la abundancia de camarón, además encontró que en una escala pequeña (pocos metros), la tasa de depredación de moluscos en camas de pastos marinos dependía del tamaño del parche y de la proporción perímetro-área (Irlandi *et al.*, 1999). Asimismo, existen investigaciones extensivas acerca del efecto del paisaje del manglar en peces y aves (Blaber *et al.*, 1995;

Gillanders *et al.*, 2003). En la Península de Baja California no se han registrado estudios acerca del paisaje del manglar, pero existen algunos otros que brindan información acerca de la abundancia total y distribución de especies (Whitmore *et al.*, 2005; CONABIO, 2008; González-Zamorano *et al.*, 2011).

3.2 FACTORES Y PROCESOS DETERMINANTES EN LA DISTRIBUCIÓN Y ABUNDANCIA DE LOS MANGLARES

Actualmente, se reconoce que los ambientes de manglar y las especies que los constituyen están ordenados espacialmente en respuesta a la interacción con diferentes controles físicos, químicos y biológicos, cuya importancia varía en el espacio y tiempo. Algunos autores ponen énfasis en la disponibilidad de recursos mientras que otros consideran las condiciones óptimas o limitantes de desarrollo (Thom, 1984; Twilley *et al.*, 1996; Duke *et al.*, 1998; Christian *et al.*, 2000; Woodroffe 2002; Yáñez-Arancibia *et al.*, 2005).

De acuerdo con Chapman (1977) los manglares dependen de siete factores físicos para su desarrollo óptimo: temperatura del aire, corrientes, zonas protegidas, costas con pendiente baja, salinidad, mareas y sustrato sedimentario. Odum *et al.* (1982) consideran el clima, la salinidad, mareas y sustrato. Christian *et al.*, (2000) y Mendelssohn y Morris (2000) señalan que la formación y fisonomía de los humedales costeros están determinadas por las mareas locales, descarga de agua dulce, precipitación, drenaje superficial, características del suelo e interacciones biológicas. Spalding (1997) menciona que los factores más relevantes en la configuración de los límites de distribución global son las bajas temperaturas del aire y del mar así como la precipitación y aridez. Thom (1984) plantea tres controles en la configuración de los ambientes de manglar: a) el antecedente geofísico: historia del nivel medio del mar, clima y mareas; b) el control geomorfológico: historia de la superficie terrestre, sedimentación general, dominancia de procesos costeros y microtopografía y c) el factor biológico: competencia, estrategias reproductivas, adaptaciones.

Ya que los ecosistemas de manglar son muy complejos y dinámicos debido a la multiplicidad o variabilidad de interacciones (Bunt y Williams, 1981; Twilley *et al.* 1996), un aspecto fundamental es definir la escala espacial de análisis ya que se reconoce que distintos elementos ecológicos ocupan extensiones diferentes y que distintos factores y procesos actúan con diferente intensidad y radios de acción, en consecuencia tanto la forma de los patrones de distribución como el funcionamiento de los procesos ecológicos y factores involucrados son dependientes de la escala (Levin, 1992; Christensen *et al.*, 1996; García, 2006).

De tal forma que en una escala global la influencia de los factores físicos tanto actuales como históricos suelen tener mayor peso (Arita y Rodríguez, 2001), en donde el clima, la historia del nivel medio del mar y las condiciones generales de circulación son particularmente relevantes en la configuración de los límites latitudinales de los manglares (Duke, 1992; Duke *et al.*, 1998; Spalding *et al.*, 2007, 2010). En contraste, en una escala local la influencia de las adaptaciones biológicas de las especies e interacciones biológica (*e.g.* competencia, depredación) tienen mayor presencia (Arita y Rodríguez, 2001).

El factor geomorfológico ha sido menos estudiado sin embargo, a nivel local se reconoce una fuerte correlación entre el tipo de ambiente y la estructura de la comunidad (Thom, 1982, 1984; Woodroffe, 1987, 1992). Si bien, la distribución de las especies es influenciada por diferentes gradientes ambientales (*e.g.* salinidad, inundación) éstos responden primero (directa o indirectamente) a patrones geomórficos y procesos físicos. Además, la escala de tiempo en la cual los procesos y funciones ecológicas operan se traslapan con los procesos geomorfológicos; muchos de éstos procesos ocurren tan lentamente que no se pueden observar directamente; mientras que algunos pueden ser detectados comparando series de tiempo anuales y decadales de fotografías aéreas o imágenes de satélite; otros deben ser determinados por reconstrucción estratigráfica (Duke 1992). Asimismo, la vegetación puede cambiar a través del tiempo según los procesos de acreción o erosión de las geoformas. Por tanto, es importante entender la evolución física de los ambientes ya que cambios significativos pueden ocurrir en periodos más cortos que

la historia de vida de los manglares e igualmente cambios en el pasado pueden explicar la estructura actual de los bosques (Duke, 1992).

3.3 SISTEMAS DE CLASIFICACIÓN DE LOS ECOSISTEMAS DE MANGLAR

Se reconocen dos sistemas de clasificación para los ecosistemas de manglar: el ecológico y el geomorfológico. El sistema ecológico fue propuesto por Lugo y Snedaker (1974), el cual considera seis clases principales de bosques a partir de sus características fisiológicas y de funcionamiento. Esta clasificación es ampliamente utilizada en estudios ecológicos y ha tenido gran aplicación para mostrar la relación de cada clase con la complejidad estructural, salinidad del suelo, productividad de hojarasca y propiedades fisiológicas de los árboles o arbustos (Twilley *et al.*, 1996; Woodroffe, 1992). Sin embargo, debido a que esta clasificación fue desarrollada para ambientes carbonatados bajo condiciones francamente tropicales, los manglares de zonas áridas así como de otras regiones del mundo están, si acaso pobremente representados en esta clasificación.

El sistema geomorfológico describe los ambientes físicos en los que se desarrollan los manglares, éste fue propuesto por Thom (1982, 1984) y posteriormente ampliado por Woodroffe (1987, 2002). En éste se consideran diez tipos de configuraciones ambientales, en función de su origen, sus características geomorfológicas y los procesos físicos responsables del transporte y depositación de los sedimentos. En este sistema se consideran dos grandes grupos el terrígeno y el carbonatado. En el primer grupo el suministro de sedimento es terrestre e incluye 5 tipos: a) costas deltáicas con predominancia de procesos fluviales; b) planicies deltáicas-estuarinas dominadas por el flujo de marea; c) lagunas de barrera dominadas por el oleaje, d) ambientes lagunares con procesos mixtos (fluviales y oleaje) y e) valles de río inundado por el incremento del nivel medio del mar en el Pleistoceno (transgresión), equivalentes a los términos esteros o estuarios. En el segundo grupo (el carbonatado), el suministro de sedimento terrestre es bajo o ausente y domina el sedimento calcáreo, en este caso los ambientes son regidos primero por el “retrabajamiento” del oleaje/marea sobre fragmentos de material biogénico (*e.g.* conchas de moluscos, rodolitos y briozoarios), o bien el crecimiento de un esqueleto calcáreo (*e.g.*

corales). Este grupo incluye tres tipos: a) plataformas carbonatadas (Bahamas, Florida, Laguna de Términos, México), b) barreras de arena y guijarros, c) tope arrecifal del Cuaternario. Posteriormente Lugo (1981) adicionaron dos tipos más: d) islas oceánicas arrecifales y e) depresiones.

El proceso costero responsable del transporte y depósito de los sedimentos en cada configuración tiende a diferir, pero las configuraciones no están totalmente relacionadas con éste. Los procesos fluviales y de marea representan procesos importantes pero contrastantes; los primeros se caracterizan por flujos unidireccionales y exportación neta de materiales, mientras que el segundo es bidireccional con un flujo menos claro (Wolanski *et al.*, 1992). Pocas configuraciones demuestran una total dominancia de un solo proceso. Así, los distributarios abandonados de un delta están dominados por la marea y no por procesos fluviales y los estuarios frecuentemente reciben agua dulce por escurrimiento fluvial (Duke, 1992).

La clasificación geomorfológica ha sido poco empleada debido probablemente a que, contar con tal cantidad de información requiere de un tiempo considerable (Kench, 1999), así como de un equipo multidisciplinario. No obstante, existen algunos trabajos que siguiendo los criterios de este sistema o bien otros similares han realizado algunas propuestas de clasificación del hábitat del manglar (Thom *et al.*, 1975; Semeniuk, 1983, 1985a, 1986; Kench, 1999; Woodroffe 1987, 2002).

3.4 LAGUNAS COSTERAS

Los ambientes costeros han sido clasificados de manera sistemática desde hace más de un siglo (Bird, 2000), de hecho el sistema de Thom (1982, 1984) está basado en la clasificación de deltas de Wright *et al.*, (1974) y de estuarios de Roy *et al.*, (1980). En particular las lagunas costeras son ambientes muy comunes, se encuentran en todos los continentes desde los trópicos a las regiones polares y son particularmente importantes en latitudes bajas (Kjerfve, 1986). A nivel mundial se distribuyen a lo largo del 13% de la línea de costa (Kjerfve, 1986). Son ecosistemas dinámicos caracterizados por: a) ser

cuerpos de agua someros, b) presentar un aislamiento relativo del mar abierto debido al desarrollo de barreras costeras, c) presentar límites con fuertes gradientes físicos y ecológicos (UNESCO, 1981 en: Pérez-Ruzafa, *et al.*, 2007) y d) su corta duración, ya que geológicamente son considerados como rasgos costeros efímeros de origen reciente (Kjerfve, 1986). Asimismo, se consideran sistemas naturalmente estresados con frecuentes disturbios y fluctuaciones ambientales (Kjerfve, 1994).

Los trabajos de clasificación y tipificación de ambientes lagunares son en general escasos (Kjerfve, 1986), éstos consideran diferentes criterios tales como la salinidad, tipo de sustrato, origen, aislamiento, tamaño, geomorfología, hidrodinámica y procesos físicos dominantes (Emery y Stevenson, 1957; Caspers, 1967; Morgan, 1967; Pritchard, 1967; Lankford, 1977; Roy *et al.*, 1980; Nichols y Allen 1981; Dronkers y Zimmerman, 1982; Moore y Slinn, 1984; Kjerfve, 1986). Particularmente las lagunas estuarinas, es decir, aquellas que presentan una mezcla de agua marina con agua dulce (Pritchard, 1967) han sido relativamente más estudiadas que las lagunas antiestuarinas (Kjerfve, 1986; Roy *et al.*, 1980). En México, Lankford (1977) propuso una clasificación geológica de las lagunas costeras. Esta propuesta considera en un primer orden el origen geológico de la depresión, definiendo cinco clases (por sus nombres en inglés): erosión diferencial (I), sedimentación terrígena diferencial (II), plataforma interior con barrera (III), orgánica (IV) y tectónica (V). En segundo orden considera los patrones y condiciones geomorfológicas que forman o generan algún tipo de barrera de protección definiendo cinco tipos (A, B, C, D, E, F) (Figura 1).

Los gradientes físicos al interior de las lagunas costeras y su relación con los patrones biológicos han sido ampliamente estudiados (*e.g.* Lara-Lara *et al.*, 1980; Yáñez-Arancibia y Day, 1982; Guerloget *et al.*, 1983); sin embargo, sólo pocos estudios consideran el tipo de laguna como factor de análisis (Roy *et al.*, 2001; Saintilan, 2004; Pérez-Ruzafa *et al.*, 2004; Pérez-Ruzafa *et al.*, 2007), y éstos se enfocan al estudio de invertebrados y peces. Roy (1984) y Roy *et al.*, (2001) desarrollaron una propuesta para la clasificación de ambientes estuarinos en el sureste australiano planteando la existencia de una relación entre la geología de los estuarios (forma, evolución, geomorfología) y su

función ecológica. Esta propuesta ha probado ser de utilidad para relacionar la producción de pesca comercial y la extensión de los humedales costeros incluido el manglar (Saintilan, 2004).

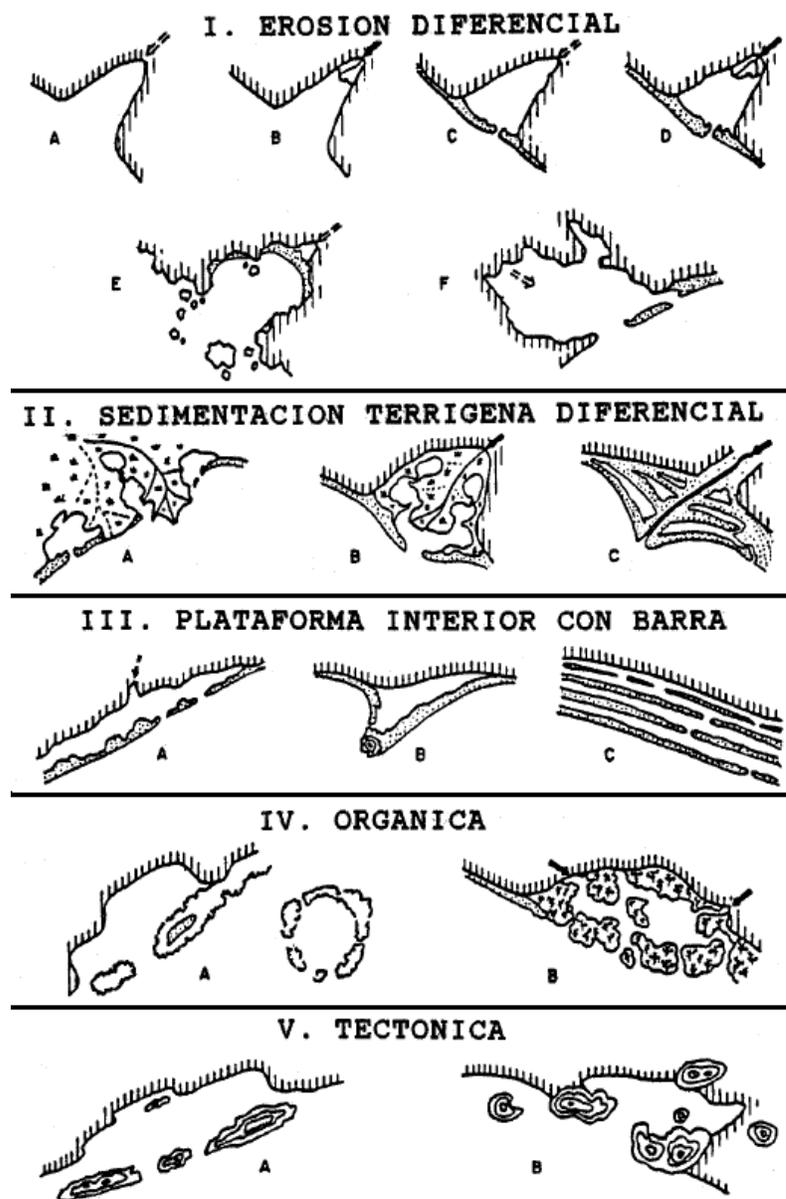


Figura 1. Esquema de las diferentes clases y tipos de lagunas costeras según la clasificación morfológica de Lankford (1977)

4. HIPÓTESIS

Si el factor geomorfológico está determinando los patrones ecológicos del manglar en la Península de Baja California, entonces la distribución y estructura del manglar variará en función de la disponibilidad y geomorfología de los ambientes costeros protegidos. Se considera que los ambientes lagunares de formas alargadas y complejas, con mayor extensión de línea de costa, topografía suave y mayor abundancia y diversidad de costas de depósito, brindarán un espacio protegido y con condiciones favorables para el desarrollo de manglares extensos con mayor abundancia de parches y de mayor tamaño y perímetro.

Si las especies de mangle presentan diferentes adaptaciones anatómicas y fisiológicas que les permiten desarrollarse de manera preferencial en determinadas condiciones (*e.g.* grado de protección, tipo de sustrato, hidrodinámica) y se ha identificado que los factores y procesos físicos dominantes en cada tipo de laguna son diferentes, entonces se espera que el patrón de colonización del manglar y la composición de especies esté relacionado con el tipo de laguna.

5. OBJETIVOS

5.1 OBJETIVO GENERAL

Analizar los patrones ecológicos del manglar en la Península de Baja California y su relación con el factor geomorfológico.

5.2 OBJETIVOS PARTICULARES

- 1) Analizar los patrones regionales del paisaje de manglar en la costa del Pacífico y del Golfo de California en la Península de Baja California.
- 2) Identificar, caracterizar y clasificar las lagunas costeras en las que se desarrolla el manglar.
- 3) Caracterizar y clasificar los manglares peninsulares en función de la estructura del paisaje.
- 4) Analizar la relación entre la estructura de los manglares con los tipos de lagunas y sus características geomorfológicas.
- 5) Analizar los patrones de colonización en los diferentes tipos de laguna.
- 6) Analizar la relación entre la composición de especies de mangle y el tipo de laguna.

6. ÁREA DE ESTUDIO

La Península de Baja California es una de las más largas y estrechas del mundo (García, 2008), se ubica en la cuenca nororiental del Océano Pacífico (Fig. 2). Se extiende a lo largo de 1,100 km con orientación NNW-SSE y exhibe una cadena montañosa en toda su longitud, con alturas máximas en su extremo norte de 3,300 msnm y en su extremo sur de 2,090 msnm. Tectónicamente, es un bloque activo de corteza terrestre, que se levanta con mayor velocidad a lo largo de su costa oriental (Ortlieb 1991; Halfar *et al.*, 2001), en la que se desarrollan escarpes y acantilados altos, presenta una plataforma continental reducida o inexistente y una vertiente estrecha de aproximadamente 25 km (Nava-Sánchez, 2001), con un escaso desarrollo de sistemas lagunares mayores (Lankford, 1977; Ortíz y De la Lanza, 2006). La costa del Pacífico presenta un levantamiento muy lento o casi nulo, exhibe una vertiente ancha, con un promedio de 67 km y una morfología costera variable; al norte del paralelo 28°30' N ésta es muy abrupta, al sur la pendiente es suave (interrumpida por algunos cerros bajos) en donde se presentan amplias playas bien desarrolladas asociadas a planicies costeras relativamente extensas (González-Zamorano *et al.*, 2011), asimismo se caracteriza por presentar abundantes sistemas lagunares (Lankford, 1977; Ortíz y De la Lanza, 2006). El tipo de clima costero dominante (donde se distribuyen los manglares) es árido y muy árido (BW), con temperaturas extremas y con tasas de evaporación que exceden a la precipitación. La costa oriental es cálida (temperatura promedio anual > 22 °C), con un régimen de lluvias intermedio o de verano y una precipitación anual de ~200 mm; la costa del Pacífico es semicálida (18-22 °C) y templada (12-18 °C), con régimen de lluvias intermedio o de invierno y una precipitación anual <100 mm (INEGI, 1995, 1996). En el verano arriban tormentas ciclónicas o huracanes que generalmente ingresan al golfo (Wright *et al.*, 1973). Los vientos presentan dirección sur-norte en verano y en invierno predominan los del norte. La costa del Pacífico está expuesta a la fría corriente de California (12-26 °C) con dirección N-S, un oleaje de alta energía y una marea con amplitud media (2.0-2.6 m); la costa oriental por su parte presenta temperaturas de la superficie del mar más cálidas (14-30 °C), energía del oleaje baja, corriente litoral dominante con dirección al sur y una variación en la amplitud de marea de 2 m en el sur, de 1.5 m en el centro, mientras que hacia el norte alcanza hasta 7 m (Wright *et al.*, 1973).

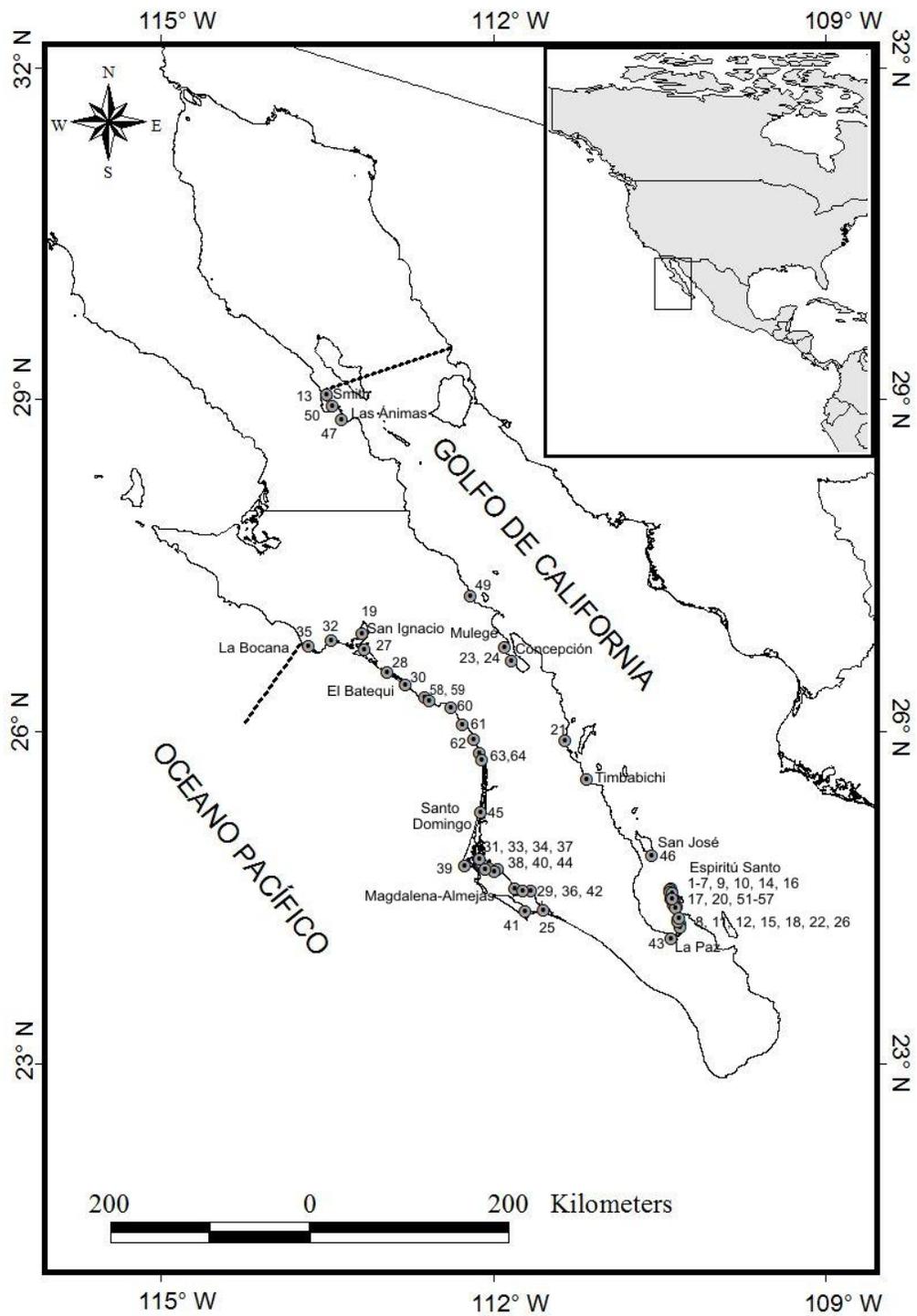


Figura. 2. Mapa del área de estudio mostrando las lagunas analizadas, las líneas punteadas denotan el límite de distribución biogeográfica del manglar.

7. MATERIAL Y MÉTODOS

7.1 PATRONES REGIONALES DEL PAISAJE DE MANGLAR

7.1.1 Obtención de datos

El paisaje de manglar se analizó desde la perspectiva del modelo de isla biogeográfica (McArthur y Wilson, 1967 en: McGarigal, 2002), en el que el énfasis se centra en la extensión y configuración de los parches considerando una matriz uniforme. La identificación de los parches (con dominancia del dosel > 80%) se realizó a partir de un proceso de fotointerpretación empleando ortofotos digitales en blanco y negro con un tamaño de pixel de 2 m (INEGI, 1993). La identificación se llevó a cabo considerando los rasgos de fototono, textura y ubicación; la segmentación se realizó en formato digital bajo la plataforma del sistema de información geográfica ArcMap 9.2 (Esri, 2006), considerando una unidad mínima interpretable de 64 m². La capa vectorial resultante fue empleada para generar los mapas de campo y realizar análisis posteriores, en todos los casos se empleó la proyección Cónica Conforme de Lambert. Para validar la información se realizaron cinco campañas de campo durante 2009 y 2010 con recorridos aéreos, marítimos y terrestres.

7.1.2 Estructura y configuración espacial

La descripción de la estructura se realizó considerando la costa del Pacífico y la del Golfo de California como zonas independientes. Se estimaron once índices del paisaje (Tabla 1), los cuales están relacionados con el área, perímetro o borde, densidad, variabilidad y forma de los parches; éstos fueron seleccionados debido su fácil estimación y a su utilidad como indicadores de la integridad, vulnerabilidad y perturbación del paisaje (McGarigal, 2002; ELI, 2003; Gurrutxaga, 2003; Hernández *et al.*, 2006;). Los índices fueron estimados a partir de la capa digital de parches generada con anterioridad, empleando la extensión *Patch Analyst* (Elkie *et al.*, 1999) de ArcView 3.2 (Esri, 1999).

Tabla 1. Índices del paisaje de manglar estimados en las costas del Pacífico y del Golfo de California de la Península de Baja California

Índice (Unidad)
Área, densidad y variabilidad de los parches
Área de la clase (ha)
Número de parches
Tamaño medio del parche (ha)
Coefficiente de variación del tamaño de los parches (ha)
Borde o perímetro
Perímetro o borde total (km)
Perímetro promedio por parche (km)
Densidad del borde con relación al área total (m/ha)
Complejidad de la forma
Dimensión fractal: los valores van de 1 a 2
Razón perímetro área (m/ha)
Configuración espacial
Índice de la distancia promedio del vecino más cercano
Índice de fragmentación

Para determinar si existen diferencias estadísticamente significativas en: el área, perímetro, razón perímetro-área y dimensión fractal de los parches de manglar en función de la zona en la que se desarrollan (Pacífico- Golfo) se realizaron mediante pruebas de Kruskal-Wallis (K-W) (Zar, 1999). Los procesos se realizaron en el paquete estadístico Statistica ver. 8.0 (StatSoft. Inc., 2007), considerando como significativa una $P < 0.05$

Para describir la configuración espacial en cada zona se emplearon los índices de distancia promedio del vecino más cercano (ESRI, 2006) y de fragmentación (Gurrutaga, 2003), además se describió la distribución latitudinal de: i) el área acumulada, ii) el perímetro acumulado, iii) la razón perímetro-área acumulada y iv) la dimensión fractal acumulada de los parches.

Los índices de la distancia promedio del vecino más cercano fueron calculados para cada costa con la herramienta *Average Nearest Neighbor* de la extensión *Spatial Statistics Tools* de ArcMap 9.2 (ESRI, 2006), empleando distancias euclidianas. El índice mide la distancia entre el centroide de cada parche y el de su vecino más cercano, las distancias estimadas son promediadas y comparadas con las provenientes de una distribución de rasgos al azar. El índice es expresado como la razón de las distancias observadas dividido entre las distancias esperadas. Si la distancia promedio observada es menor a la distancia promedio de la distribución al azar entonces se dice que los rasgos presentan una distribución en conglomerados. Si por el contrario es mayor entonces se dice que los rasgos presentan una distribución dispersa. La significancia del índice es estimada a partir del estadístico Z (ESRI, 2006)

Los índices de fragmentación del paisaje (F) fueron estimados según Gurruxtaga (2003) empleando la siguiente ecuación:

$$F = \text{superficie del hábitat de manglar} / \text{No. de parches} \times R_c$$

Donde: $R_c = 2d_c (\lambda/\pi)$ o dispersión de los parches

d_c = distancia media del centroide de un parche al de su vecino más cercano

λ = densidad media de parches = (No. parches / área de estudio en ha) 100

$\pi = 3.1416$

Este índice utiliza una escala inversamente proporcional al grado de fragmentación de tal forma que un aumento del valor del índice se relaciona con una disminución del grado de fragmentación (Gurruxtaga, 2003). En este caso se consideró como área de estudio la planicie costera, la cual fue definida como la región adyacente al mar, de bajo relieve (altura ≤ 50 m) y pendiente $\leq 2^\circ$, que fue delimitada mediante un análisis de algebra de mapas empleando el programa Idrisi 16.0 (Clark Labs, 2009). El mapa de altimetría fue generado con datos de la Misión Topográfica de Radar SRTM (Shuttle Radar Topography Mission) de la NASA con un tamaño de pixel de 90 m (disponibles en

<http://srtm.csi.cgiar.org>), y el mapa de pendientes fue derivado del anterior empleando la función *Slope* de Idrisi 16.0. Ambos mapas fueron reclasificados generando mapas booleanos en el que se asignó valor de uno a los pixeles que cumplían con el criterio preestablecido y cero al resto del área. Posteriormente se realizó un análisis de sobreposición aplicando una multiplicación pixel a pixel para identificar el área de interés (con valores de uno), cuya área fue finalmente estimada bajo la misma plataforma (Eastman, 2009)

7.2 CLASIFICACIÓN DE LAS LAGUNAS COSTERAS

Se identificaron y clasificaron las lagunas costeras con desarrollo de manglar distribuidas a lo largo de la península. El trabajo se llevó a cabo en dos etapas; en la primera las lagunas fueron clasificadas empleando los criterios morfogenéticos propuestos por Lankford (1977). Los atributos diagnósticos fueron identificados a partir de un proceso de fotointerpretación. Para corroborar la consistencia de esta clasificación e identificar las variables geomorfológicas que ayudaran a explicar el patrón ecológico de los manglares durante la segunda etapa se realizó un análisis de agrupamiento a partir de diversas variables relacionadas con la geometría y geomorfología de las lagunas. En lo sucesivo y con la finalidad de evitar confusión, la primera clasificación es denominada como *clasificación morfogenética (o tipos morfogenéticos)*, mientras que la segunda es denominada como *clasificación geomorfológica (o tipos geomorfológicos)*

7.2.1 Clasificación morfogenética de lagunas costeras

Se identificaron las lagunas costeras que constituyen el hábitat del manglar. Para la clasificación se empleó la propuesta morfogenéticas de Lankford (1977). Para la asignación la clase y el tipo se empleó un enfoque jerárquico de macro a microescala asegurando en todo momento la independencia de las unidades de estudio. Se consideraron ambientes grandes (101-1000 km²), medianos (11-100 km²), pequeños (1-10 km²) y menores (0.60-1 km²) (Ortiz y De la Lanza, 2006). Los atributos morfogenéticos fueron identificados mediante fotointerpretación de gabinete y campo empleando ortofotos digitales escala ~

1:20 000 (INEGI, 1993), mapas topográficos escala 1: 50 000, 1: 250 000 (INEGI, 1982-2001, INEGI, 1997) y mapas geológicos escala 1: 250 000 (INEGI, 1984). Para validar la clasificación se realizaron cinco campañas de campo durante 2009 y 2010 con recorridos marítimos, terrestres y aéreos. Se describieron los tipos representativos ($n \geq 2$) considerando los atributos geomorfológicos y geométricos señalados en la siguiente tabla.

Tabla 2. Atributos geomorfológicos identificados en las lagunas costeras con desarrollo de manglar. Se indica la fuente de información.

Característica	Fuente
Topografía tierra adentro	Interpretación cartográfica-campo
Tipo de escurrimiento superficial	Interpretación cartográfica-campo
Tipos de barreras	Fotointerpretación-campo
Tipo de costa con desarrollo de manglar	Fotointerpretación-campo
Proceso costero dominante	Derivado de Shepard (1976 en: Bird, 2000)
Orientación del eje principal	Cartografía
Forma	Cartografía
Tamaño	Planimetría-SIG

Al interior de cada laguna se identificaron los tipos de costa en los que se desarrolla el manglar así como el tipo de barreras conforme a las clasificaciones de Shepard (1976 en: Bird, 2000) y Postma (1990). El proceso costero dominante en cada laguna fue derivado en función del tipo de costas de acuerdo a lo establecido por Shepard (1976 en: Bird, 2000). El área de las lagunas se estimó por planimetría empleando la línea de costa interna de la margen continental emergida y la línea de costa interior de la(s) barra(s), las bocas fueron cerradas siguiendo la línea de costa de playa abierta (Ortíz y De la Lanza, 2006). La línea de costa se obtuvo a partir de las capas digitales provenientes de las cartas topográficas 1: 50 000 (INEGI, 1982-2001) en algunos casos ésta fue digitalizada a partir de las ortofotos INEGI (1993), el proceso se realizó en el programa ArcMap 9.2 (Esri, 2006)

7.2.2. Clasificación geomorfológica de lagunas costeras.

Con el objeto de corroborar la consistencia de la clasificación morfogenética e identificar las variables geomorfológicas que pudieran ayudar a explicar el patrón estructural de los manglares se seleccionaron 47 lagunas de los principales tipos morfogenéticos. Para cada una de ellas se estimaron 14 variables, éstas fueron seleccionadas considerando: a) los rasgos geomorfológicos más representativos de la propuesta de Lankford (1977) y b) rasgos geométricos (tamaño, elongación y forma) que pudieran influir en el desarrollo del manglar (Tabla 3).

Las variables de medición directa (área, perímetro, máxima distancia en línea recta, línea de costa interna, longitud de las barreras y longitud de las bocas), fueron estimadas por planimetría empleando como base la capa digital de línea de costa proveniente de los mapas topográficos escala 1: 50 000 (INEGI, 1982-2001), los procesos se realizaron con el programa ArcMap 9.2 (ESRI, 2006). Las variables derivadas (amplitud de la laguna, razón de elongación, razón de circularidad y razón perímetro-área) fueron estimadas de acuerdo a las ecuaciones manejadas por Jardí (1985). La dimensión fractal fue estimada con la extensión *Patch Analyst* (Elkie *et al.*, 1999) de ArcView 3.2 (ESRI, 1999). La topografía tierra adentro fue estimada a partir del mapa de pendientes generado previamente; se consideraron dos categorías: a) topografía plana con una pendiente $< 2^\circ$ a la que se le asignó el valor de uno y b) topografía abrupta con una pendiente $> 2^\circ$ a la que se le asignó el valor de cero. La diversidad de costas de depósito se estimó empleando el índice de Shannon-Wiener H' (base e) (Clarke y Warwick, 2001), cuya ecuación es:

$$H' = -\sum_i p_i \log(p_i)$$

Donde p_i es la proporción de cantidad total de cada tipo de costa.

Se consideraron cinco tipos de costa según su origen: eólica, litoral, lacustre, aluvial y otras (*e.g.* barreras o plataformas carbonatadas). Como indicador de abundancia se empleó la longitud de la línea de costa interna proveniente de las cartas topográficas 1: 50

000 (INEGI, 1981-2001) o bien de la digitalización proveniente de las ortofotos (INEGI, 1993). La extensión total de costas de depósito fue calculada a partir de la sumatoria de cada tipo identificado. Los límites entre cada tipo fueron identificados a partir de la cartografía geológica INEGI (1984) así como del trabajo de fotointerpretación de gabinete y campo.

Tabla 3. Variables geométricas y geomorfológicas seleccionadas para la caracterización de 47 lagunas costeras con desarrollo de manglar, distribuidas en la Península de Baja California.

Variable (unidad)	Descripción
- Área (km ²)	
- Perímetro (km)	
- Línea de costa interna (km)	
- Máxima distancia en línea recta (km)	Distancia en línea recta entre la boca y el punto del perímetro más distante
- Amplitud de la laguna o cuenca (km ² /km), Maguete, 1976 (en: Jardí, 1985)	Indica la superficie de la cuenca por unidad de longitud de la misma.
- Razón de elongación, Schumm, 1956 (en: Jardí, 1985)	Relaciona el diámetro de un círculo con la longitud de la laguna. Valores bajos → laguna alargada
- Razón de circularidad, Miller, 1935 (en Jardí, 1985)	Índice de forma que relaciona el área lagunar con el área de un círculo de igual perímetro. Valores bajos → laguna lobulada
- Razón perímetro-área (m/km ²). Elkie <i>et al.</i> , 1999 y McGarigal 2002	Índice de forma. Cantidad relativa de perímetro por unidad de área. Valores bajos → formas simples
- Dimensión fractal (PFD), Elkie <i>et al.</i> , 1999 y McGarigal 2002	Índice de complejidad de la forma. Valores ≈1 para formas simples y ≈ 2 para formas complejas
- Tipo de topografía tierra adentro	Definida cualitativamente en función de la pendiente: < 2° (plana = 1), >2° (abrupta = 0)
- Longitud de las barreras (km)	
- Longitud total de costas de depósito (km)	
- Diversidad de costas de depósito	
- Longitud de las bocas (km)	

Análisis de datos

Las variables altamente correlacionadas (> 0.7) fueron identificadas y excluidas de los análisis posteriores (área, perímetro, litoral interno y longitud máxima), el proceso se realizó en el paquete estadístico Statistica ver. 8.0 (StatSoft Inc., 2007). Asimismo se excluyó la laguna no. 45 (Santo Domingo) la cual presentó características muy diferentes al resto. Los datos fueron transformados con raíz cuarta (Zar, 1999; Saintilan, 2004) y el índice de Bray-Curtis (Bray y Curtis, 1957) fue calculado para construir la matriz de similitud a partir de la cual se realizó un análisis de agrupamiento empleando el método de conglomerados jerárquicos y la opción de enlace promedio de grupo (Clarke y Warwick, 2001). Para probar la significancia estadística de los diferentes grupos se aplicó una prueba de perfiles de similitud (SIMPROF), la cual genera el estadístico π cuya significancia es calculada usando una prueba de permutación (Clarke y Gorley, 2006). Asimismo se realizó un gráfico de escalamiento multidimensional no métrico (nMDS) en dos dimensiones, cuyo valor de estrés es una medida de la precisión de la ordenación, en donde valores < 0.1 indican una buena o excelente representación sin riesgo de una interpretación errónea; valores > 0.2 pueden ser potencialmente útiles y valores > 0.3 pueden derivar en interpretaciones erróneas (Clarke y Warrick, 2001). Los diferentes procesos se realizaron en el programa Primer-E ver. 6.1.10 (Clarke y Gorley, 2006), en todos los casos se consideró como significativa una $P < 0.05$.

Posteriormente, y con el objetivo de identificar el subconjunto de variables que mejor caracterizan al conjunto de datos geomorfológicos (10 variables) se aplicó el proceso BEST empleando el método BIO-ENV propuesto por Clarke y Gorley (2006). Este proceso aplica una serie de análisis de correlación por rangos entre matrices, empleando en este caso como matriz fija la matriz de 10 variables geomorfológicas y como matriz móvil las matrices generadas con todas las combinaciones de variables posibles, a su vez éste proceso permite identificar los mejores ajustes. La correlación se efectuó con el coeficiente de Spearman (ρ). La significancia de los mejores subconjuntos fue estimada con pruebas de permutación empleando la rutina RELATE (Clarke y Gorley, 2006).

7.3 PATRÓN LOCAL DE LA ESTRUCTURA DEL MANGLAR

Se analizó la estructura de 47 sistemas de manglar (no. 1-47, Fig. 2) presentes en los principales tipos de laguna (I-A, I-C, III-A y III-B). Para cada manglar se estimaron siete índices del paisaje: a) área total, b) número total de parches, c) tamaño promedio de los parches, d) coeficiente de variación del tamaño de los parches e) borde total, f) borde promedio de los parches, g) dimensión fractal promedio (ver Tabla I). Éstos fueron derivados a partir de la capa digital de parches generada con anterioridad empleando la extensión *Patch Analyst* (Elkie *et al.*, 1999) de ArcView 3.2 (ESRI, 1999). Los datos fueron transformados con raíz cuarta (Zar, 1999; Saintilan, 2004) y el índice de Bray-Curtis fue calculado para generar la matriz de similitud a partir de la cual se realizaron los diferentes procesos empleando el programa Primer-E ver. 6.1.10 (Clarke y Gorley, 2006).

Se realizó un análisis de agrupamiento con el método de conglomerados jerárquicos con la opción de enlace promedio de grupo y empleando el índice de Bray-Curtis como medida de similitud. Para probar la significancia estadística de las agrupaciones se aplicó una prueba de perfiles de similitud (SIMPROF) (Clarke y Gorley, 2006), en todos los casos se considero como significativa una $P < 0.05$. Asimismo, se realizó un gráfico de escalamiento multidimensional no métrico (nMDS) en dos dimensiones. El manglar de Santo Domingo (no. 45) fue excluido de los análisis por presentar características muy diferentes al resto de manglares.

7.4 RELACIÓN ENTRE LOS PATRONES ECOLÓGICOS DEL MANGLAR Y EL FACTOR GEOMORFOLÓGICO

7.4.1 Estructura de los manglares y tipo de lagunas

Para determinar si existen diferencias en la estructura de los manglares en función del tipo de laguna se realizaron análisis de similitud de una vía (ANOSIM). Este proceso se realiza a partir de una matriz de similitud (rangos), en donde se asume que las distancias

entre los elementos de grupos diferentes deben ser mayores que las distancias encontradas dentro de un mismo grupo (Clarke y Warwick, 2001). ANOSIM calcula el estadístico R cuya magnitud (-1 a +1) es proporcional a la magnitud de las diferencias entre tratamientos. La significancia de R es calculada usando una prueba de permutación (Clarke y Gorley, 2006).

Los análisis fueron derivados a partir de la matriz de los índices de paisaje provenientes de 46 manglares (no. 1-47, Fig. 2). Los datos originales fueron previamente transformados con raíz cuarta (Zar, 1999; Saintilan, 2004) y el índice de Bray-Curtis fue calculado para generar la matriz de similitud (Clarke y Gorley, 2006). Los procesos se realizaron en el programa Primer ver. 6.1.10 (Primer –E-Ltd., 2007). Se realizaron dos análisis paralelos el primero empleando como factor los tipos morfogénéticos según Lankford (1977) y el segundo empleando los grupos geomorfológicos derivados del análisis de agrupamiento, sólo se emplearon los tipos con suficiente representatividad.

7.4.2 Variables geomorfológicas que mejor explican el patrón estructural de los manglares

Para determinar que variables geomorfológicas explican mejor el patrón estructural de los manglares se aplicó el procedimiento BEST con el método BIO-ENV (Clarke y Gorley, 2006) el cual permite encontrar la mejor correspondencia o correlación entre dos matrices de similitud, en este caso la matriz de variables biológicas (estructura de 46 manglares desarrollados en 46 lagunas) y la matriz de variables abióticas (geometría y geomorfología de las 46 lagunas). Asimismo, permite identificar la mejor combinación de variables que optimizan dicho ajuste, por lo que tales variables son denominadas como *mejores variables explicatorias*. Para realizar éste análisis se utilizaron las matrices de similitud generadas previamente; empleando el coeficiente de Spearman (ρ). La significancia de las mejores variables explicatorias fue estimada con una pruebas de permutación empleando la rutina RELATE (Clarke y Gorley, 2006).

7.4.3 Patrones de colonización de manglar en los diferentes tipos de laguna

Se identificaron las lagunas de los tipos I-A, I-C, III-A y III-B distribuidas a lo largo del área de estudio, se determinó el porcentaje de lagunas colonizadas según su tipo y la zona en la que ocurren (Pacífico vs Golfo). Para determinar diferencias en el porcentaje de colonización en relación a los diferentes tipos de lagunas y a la zona en la que se ubican se aplicó una prueba de independencia mediante Chi-cuadrada; la hipótesis probada fue que el porcentaje de colonización de las lagunas se puede considerar independiente del tipo y de la zona en la que se ubican (Golfo vs Pacífico) (Zar, 1999).

7.4.4 Relación entre la composición de especies y el tipo de laguna

Se identificó la composición de especies en cada una de las lagunas. Para determinar si existen diferencias en la composición en función del tipo de laguna y de la zona costera en la que se ubican éstas lagunas (Pacífico vs Golfo de California) se realizó un análisis de similitud de dos vías (ANOSIM) considerando como significativa una $P < 0.05$ (Clarke y Gorley, 2006).

8. RESULTADOS

8.1 PATRONES REGIONALES DEL PAISAJE DE MANGLAR

8.1.1 Estructura de los parches

El área y borde total del manglar en la Península de Baja California fue de 33,568.4 ha y 2,568 km respectivamente, con una distribución asimétrica entre ambas costas (Tabla 4). En el Pacífico se presentó el 98.3% del área total y 92.4% del borde. En total se identificaron 422 parches con un tamaño y borde promedio de 79.54 ha (± 221.61) y 6.08 km (± 12.23) éstos fueron más abundantes en el Pacífico (n=290) que en el Golfo (n=132). De acuerdo con los valores promedio de la razón perímetro-área (415.46) y de la dimensión fractal (1.36) éstos presentaron formas poco complejas.

Tabla 4. Valores de los índices de paisaje de manglar estimados en la costa del Pacífico y del Golfo de California de la Península de Baja California.

Índice	Total	Golfo	Pacífico
Área, densidad y variabilidad			
Número total de parches	422	132	290
Tamaño promedio del parche (ha)	79.54	4.39	113.75
Desviación estándar del tamaño del parche (ha)	221.61	10.11	260.60
Coefficiente de variación del tamaño de los parches (ha)	278.59	229.12	228.70
Área total (ha)	33, 568.43	580.25	32,988.17
Ecotono o borde			
Perímetro o borde total (km)	2,568	194.27	2,373.82
Densidad del borde con relación al área total (m/ha)	76.50	0.033	0.0072
Perímetro o borde promedio por parche (km)	6.08	1.86	8.06
Forma			
Razón perímetro-área promedio (m/ha)	415.46	968.26	163.85
Dimensión fractal media	1.36	1.39	1.33

Las pruebas de Kruskal-Wallis aplicadas, mostraron diferencias significativas en todas las variables analizadas en función de la zona en la que se desarrollan (Tabla 5). Los parches de la costa del Pacífico presentaron mayor área y perímetro. Además, los valores bajos de la razón perímetro-área y de dimensión fractal indican que éstos presentan formas relativamente más simples que los parches que se ubican en el Golfo de California.

Tabla 5. Resultados de las pruebas de Kruskal-Wallis para los índices de: área, perímetro, razón perímetro-área y dimensión fractal de los parches de manglar en función de la zona costera en la que se ubican: Pacífico vs Golfo de California.

Variable	X ²	P	g.l.
Área	123.86	< 0.01	1
Perímetro	60.36	< 0.01	1
Razón perímetro-área	153.49	< 0.01	1
Dimensión fractal	119.23	< 0.01	1

En el Pacífico el área de los parches presentó una mediana de 24.1 ha, con el 50% de los datos con valores entre 7.4 y 107.9 ha (Fig. 3a); el perímetro presentó una mediana de 3.0 km, con el 50% de los parches con valores entre 1.2 y 9.0 km (Fig. 3b); la razón perímetro-área presentó una mediana de 128.4 m/ha con el 50% de los datos con valores entre 142.8 y 285.7 m/ha (Fig. 3c), finalmente la dimensión fractal presentó una mediana de 1.29 con el 50% de los datos con valores entre 1.27 y 1.34 (Fig. 3d). En contraste, en la costa del Golfo el área de los parches presentó una mediana de 0.9 ha, con el 50% de los datos con valores entre 0.3 y 3 ha (Fig. 3a); la mediana del perímetro fue de 0.7 km y el 50% de los parches presentó valores entre 0.3 y 1.5 km (Fig. 3b); la mediana de la razón perímetro fue de 752.0 con el 50% de los datos entre 428.6 y 1285.7 (Fig. 3c), finalmente la mediana de la dimensión fractal fue de 1.45 con el 50% de los datos entre 1.37 y 1.50 (Fig. 3d).

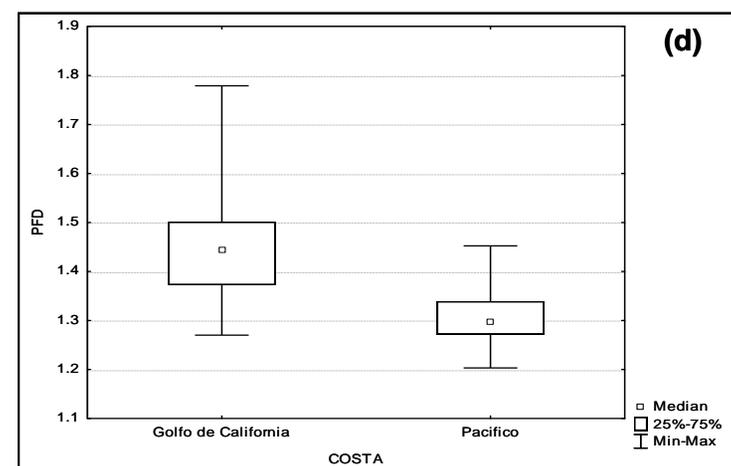
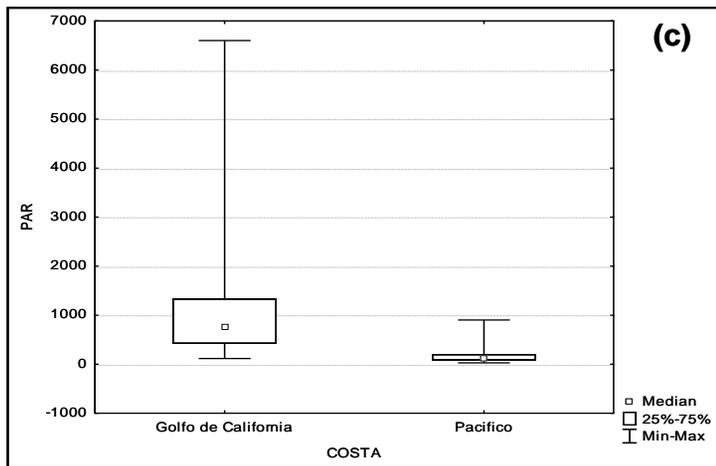
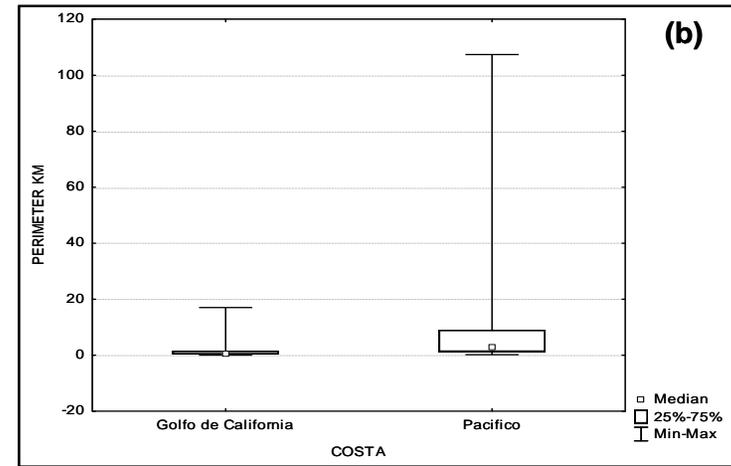
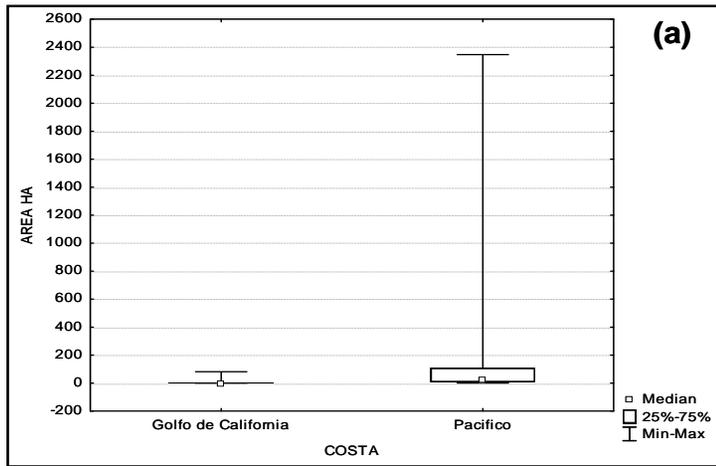


Figura 3. Gráficos de las medianas y de la distribución del 50% de los datos de cuatro índices del manglar: a) área, b) perímetro, c) razón perímetro-área y d) dimensión fractal, para cada zona costera analizada (Pacífico y Golfo de California). Los intervalos de confianza están al 95%

8.1.2 Configuración espacial de los parches

La distribución geográfica de los parches fue discontinua y asimétrica. En la costa del Pacífico la vegetación de manglar se distribuyó en un frente litoral de 1,440.9 km (30% del total disponible) entre los 24.31° N y 26.80° N. En la costa del Golfo de California éstos cubrieron un frente litoral de 84.6 km (2.94% del total disponible), entre los 24.10° N y 29.05° N. Es probable que la extensión litoral sea ligeramente mayor (≈ 5 km) ya que en campo se identificaron pequeños parches que no fueron estimados debido a que no se contó con material fotográfico o bien, porque los individuos de mangle se encontraban en asociación con otro tipo de vegetación dominante como marismas o carrizales. El grado de discontinuidad registrado (al sur del límite biogeográfico) fue mayor en la costa del golfo (95.9% del frente litoral) que en el Pacífico (47%). Con relación al grado de fragmentación se encontró que éste fue mayor en el Golfo de California que en el Pacífico (Tabla 6)

Tabla 6. Valores de los índices de fragmentación del paisaje de manglar estimados en la costa del Pacífico y del Golfo de California en la Península de Baja California.

Parámetros	Golfo	Pacífico
Índice de fragmentación	73.2	758.4
Superficie total del hábitat de manglar (ha)	580.25	32,988.17
Superficie total de la planicie costera (ha)	901, 372.95	1,457,361.83
No. Parches	132	290
Dispersión de los parches (R_c)(hm)	0.06	0.15
Distancia media entre los parches (centroides) vecinos (d_c) (m)(hm)	709 (7.09)	1240 (12.40)
Desviación de las distancias entre los centroides de los parches (m)	2518	1342
Densidad media de los parches (λ)	0.014	0.019

El índice de la distancia promedio del vecino más cercano presentó valores bajos en ambas costas (Golfo = 0.12, $P > 0.05$; Pacífico = 0.26, $P > 0.05$) evidenciando una distribución espacial en conglomerados. La distribución de los conglomerados coincide con la distribución de algunos cuerpos lagunares. Se encontró que el 98% de los parches de manglar se distribuyeron al interior de algún tipo de laguna costera, el resto se ubicó en pequeños ambientes relativamente protegidos como cauces de arroyos o a sotavento de cuerpos insulares. En el Pacífico, gráficamente es posible identificar dos grandes grupos o conglomerados de parches, ambos con una distribución latitudinal amplia (Fig. 4-7). El grupo más abundante se ubicó al sur en la región Santo Domingo-Magdalena- Almejas, éste presentó parches con mayor tamaño, perímetro y formas relativamente menos complejas que el grupo del norte ubicado en la región entre La Bocana y el Batequi (Fig. 4-7). En el Golfo, los grupos se distribuyen de manera dispersa, con una distribución latitudinal limitada y con menor número de parches los cuales presentan menor tamaño y perímetro promedio y formas relativamente más complejas que los parches que se distribuyen en el Pacífico. En ésta zona costera se identificaron cuatro grupos los cuales se ubican en: La Paz-Espíritu Santo-Isla San José, Loreto, Bahía Concepción y Las Ánimas-Isla Smith (Fig. 4-7)

La distribución latitudinal de los parches según: el área acumulada (a), el perímetro acumulado (b) y la razón perímetro-área acumulada (c), presentaron una tendencia lineal en la costa del Pacífico con una pendiente cercana a uno (Fig. 8). En la costa del Golfo, la tendencia de éstas variables fue de tipo logarítmico, con un rápido crecimiento hasta los 25° N y una reducción en la tasa acumulada hacia el norte (Fig. 8)

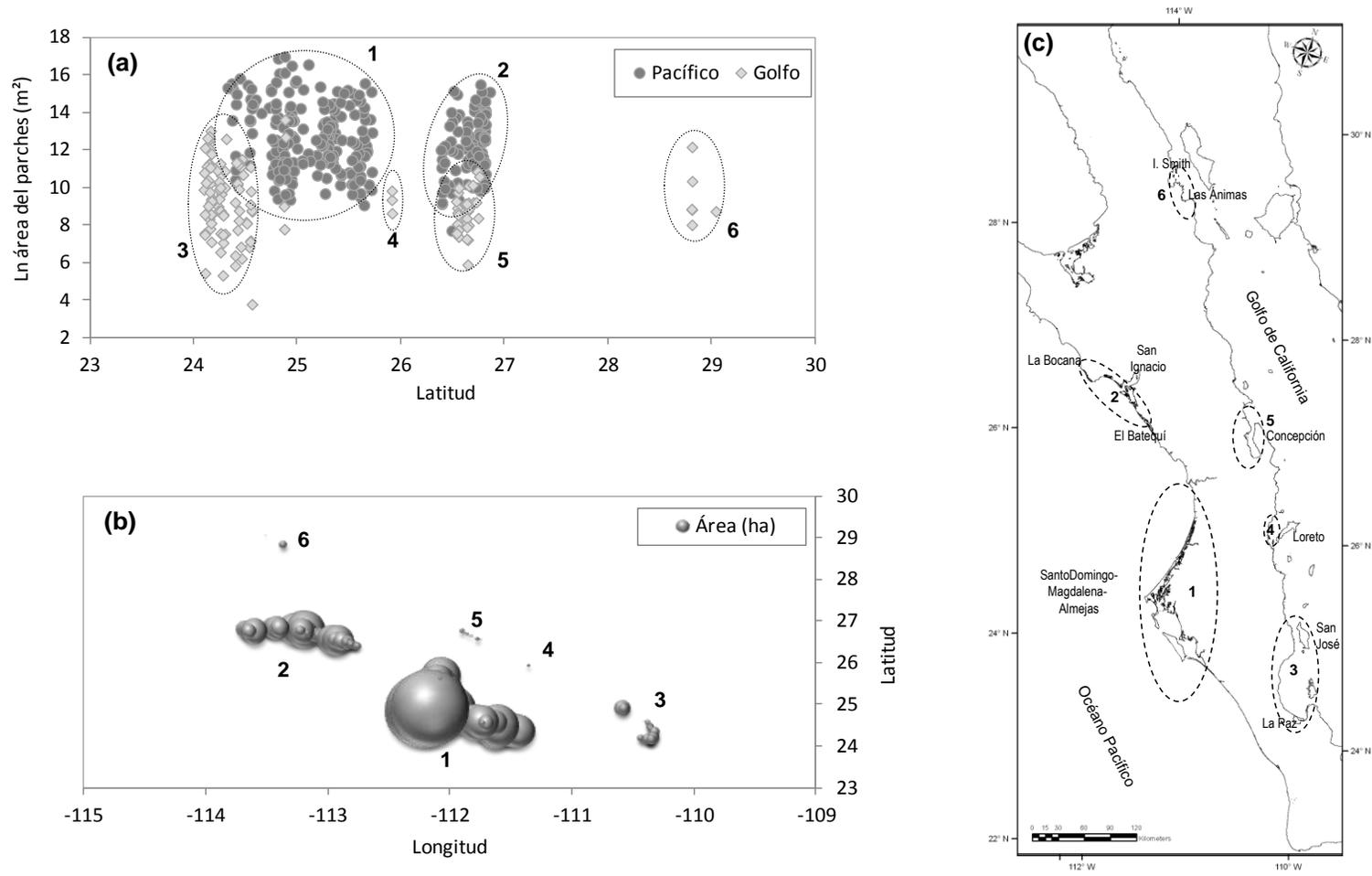


Figura 4. Configuración espacial de los parches de manglar y comportamiento del área en las costas del Pacífico y Golfo de California. Gráfico del Ln del área (a), gráfico de burbujas con una escala al 80% (b). Los números indican las regiones en la que se distribuyen los principales conglomerados: 1) Santo Domingo-Magdalena-Almejas, 2) La Bocana-El Batequi, 3) San José-Espíritu Santo- La Paz 4) Loreto, 5) Bahía Concepción e 6) Isla Smith-Las Ánimas, las cuales se muestran en el mapa a la derecha (c).

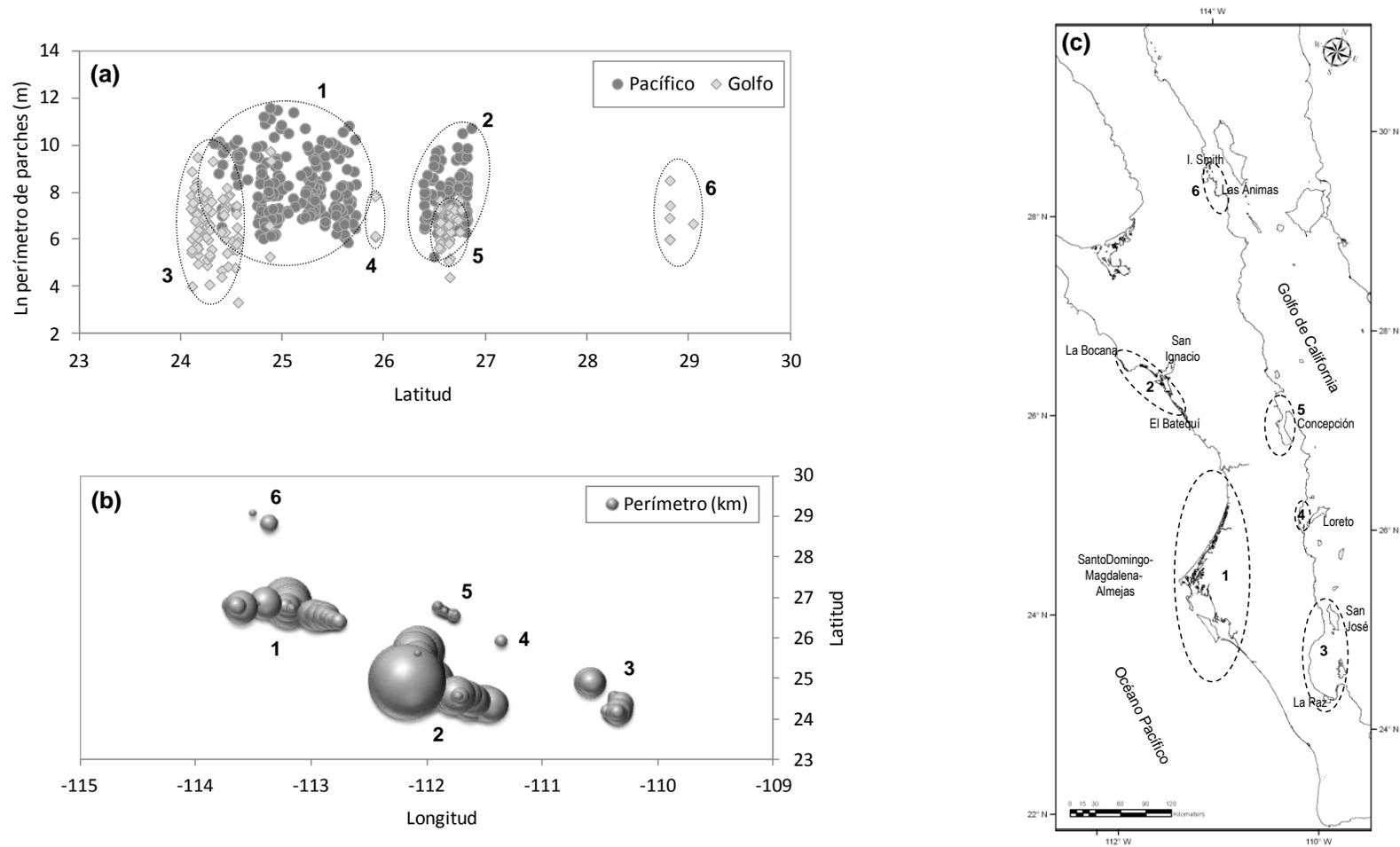


Figura 5. Configuración espacial de los parches de manglar y comportamiento del perímetro en las costas del Pacífico y Golfo de California. Gráfico del \ln del perímetro (a), gráfico de burbujas con una escala al 80% (b). Los números indican las regiones en la que se distribuyen los principales conglomerados Líneas de tendencia latitudinal de los parches de manglar: área acumulada (a), perímetro acumulado (b), razón perímetro-área acumulada (c) y dimensión fractal acumulada (d) en las costas del Pacífico y Golfo de California de la Península de Baja California.: 1) Santo Domingo-Magdalena-Almejas, 2) La Bocana-El Batequi, 3) San José-Espíritu Santo- La Paz 4) Loreto, 5) Bahía Concepción y 6) Isla Smith-Las Ánimas.

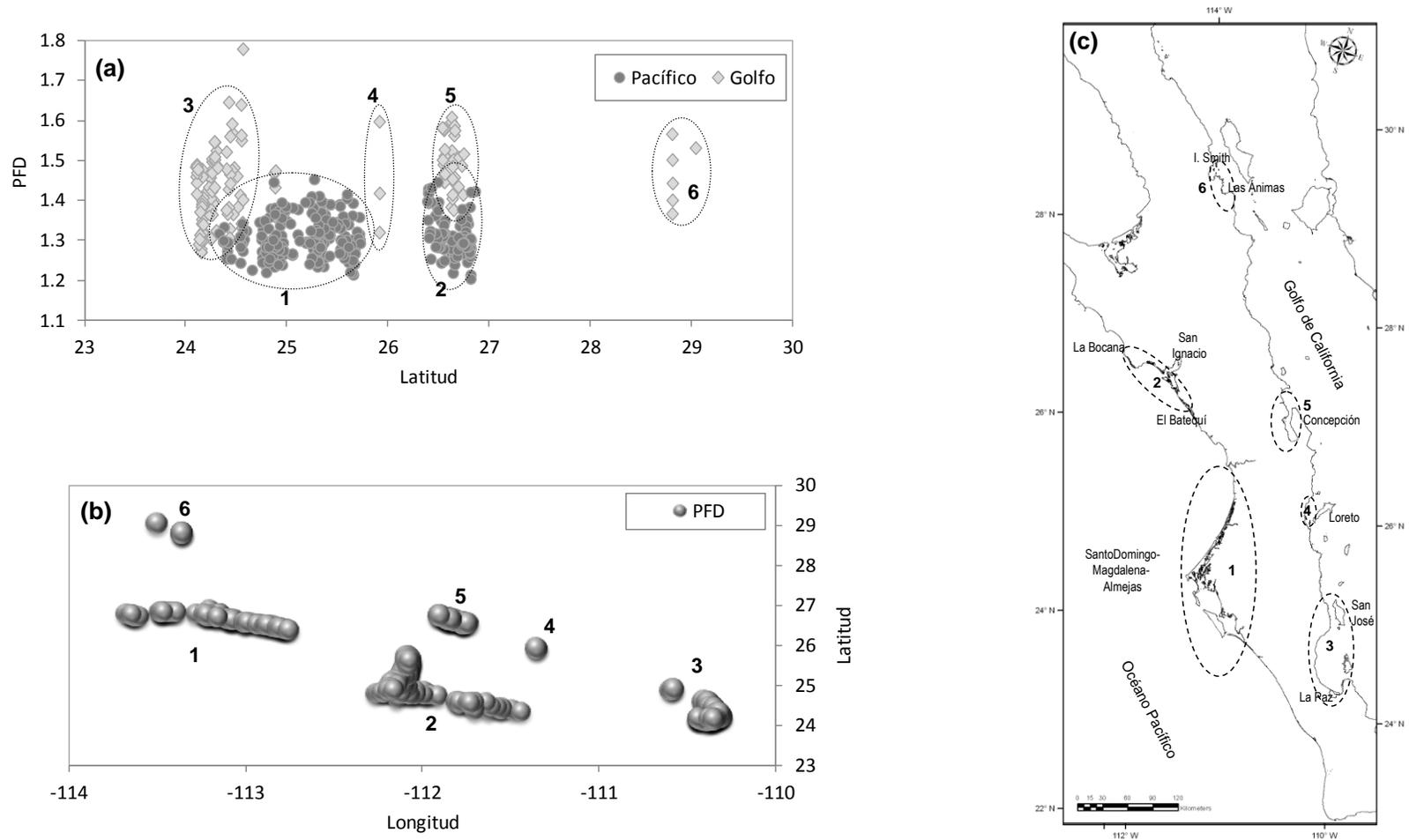


Figura 6. Configuración espacial de los parches de manglar y comportamiento de la dimensión fractal (PFD) en las costas del Pacífico y Golfo de California. Gráfico del Ln del PFD (a), gráfico de burbujas con una escala al 80% (b). Los números indican las regiones en la que se distribuyen los principales conglomerados Líneas de tendencia latitudinal de los parches de manglar: área acumulada (a), perímetro acumulado (b), razón perímetro-área acumulada (c) y dimensión fractal acumulada (d) en las costas del Pacífico y Golfo de California de la Península de Baja California.: 1) Santo Domingo-Magdalena-Almejas, 2) La Bocana-El Batequi, 3) San José-Espíritu Santo- La Paz 4) Loreto, 5) Bahía Concepción y 6) Isla Smith-Las Ánimas.

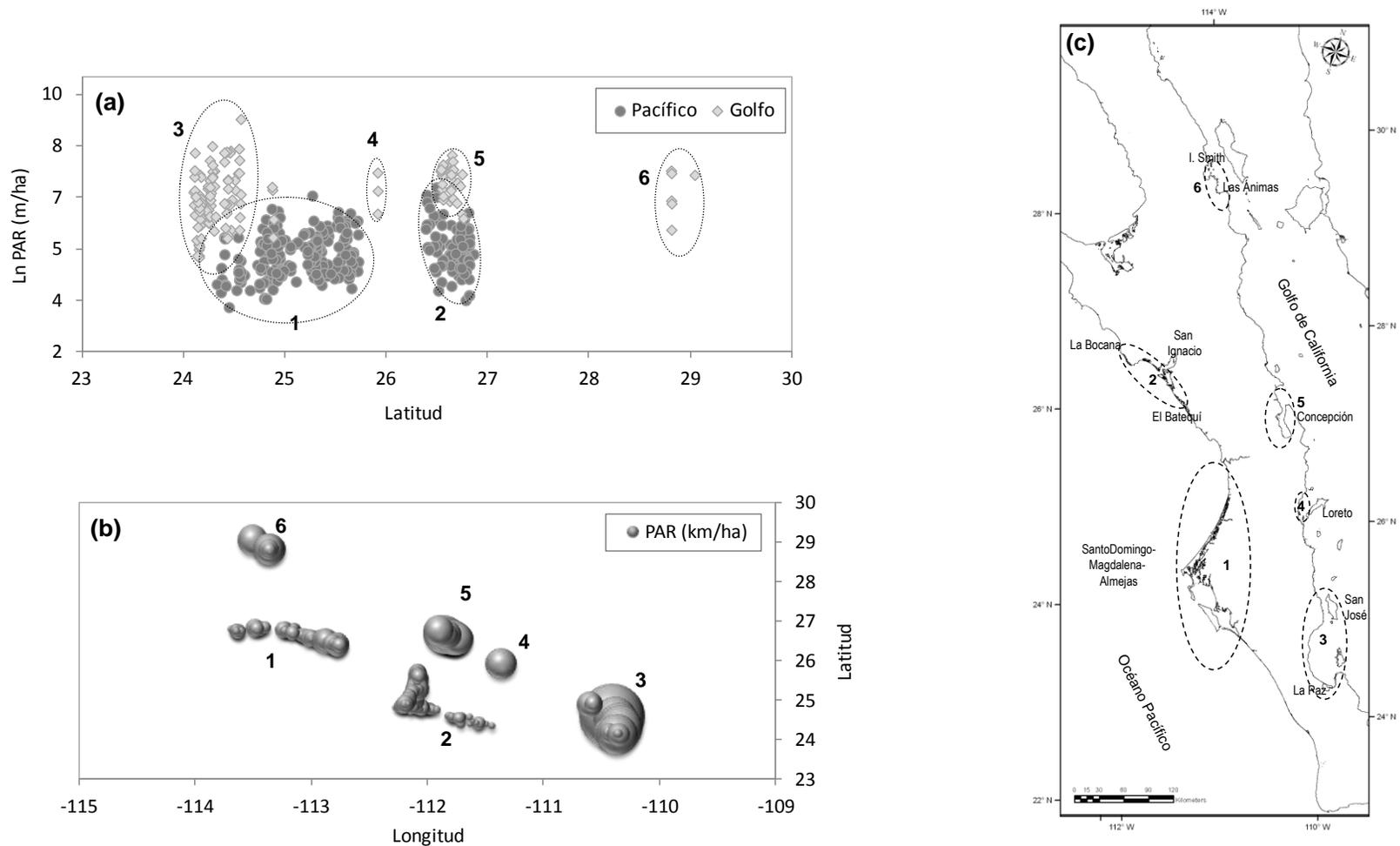


Figura 7. Configuración espacial de los parches de manglar y comportamiento de la razón perímetro-área (PAR) en las costas del Pacífico y Golfo de California. Gráfico del Ln del PAR (a), gráfico de burbujas con una escala al 80% (b). Los números indican las regiones en la que se distribuyen los principales conglomerados, las cuales se muestran en el mapa a la derecha (c): 1) Santo Domingo-Magdalena-Almejas, 2) La Bocana-El Batequi, 3) San José-Espíritu Santo- La Paz 4) Loreto, 5) Bahía Concepción y 6) Isla Smith-Las Ánimas.

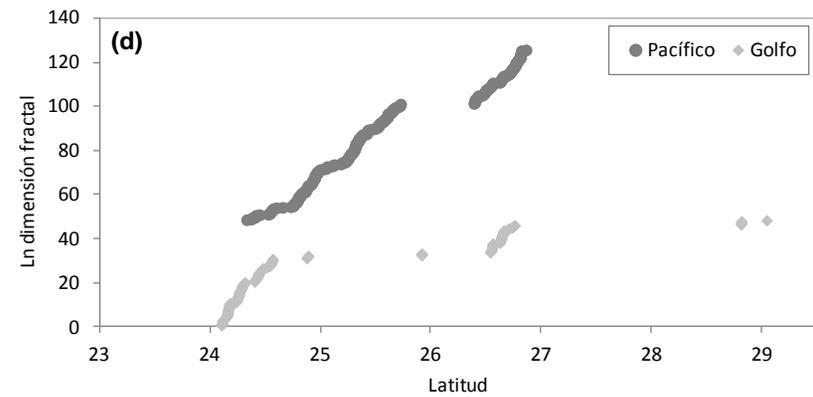
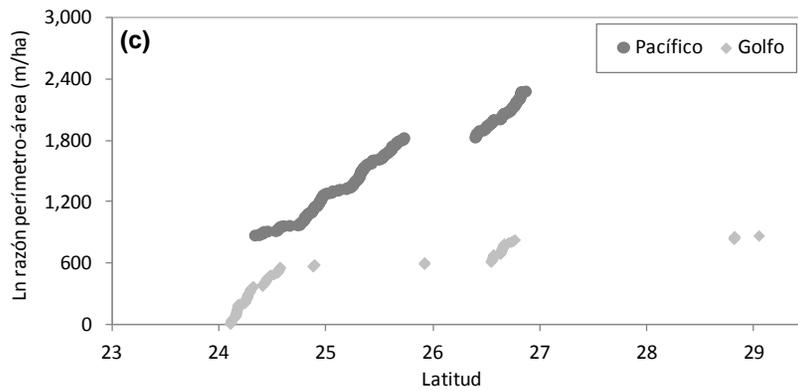
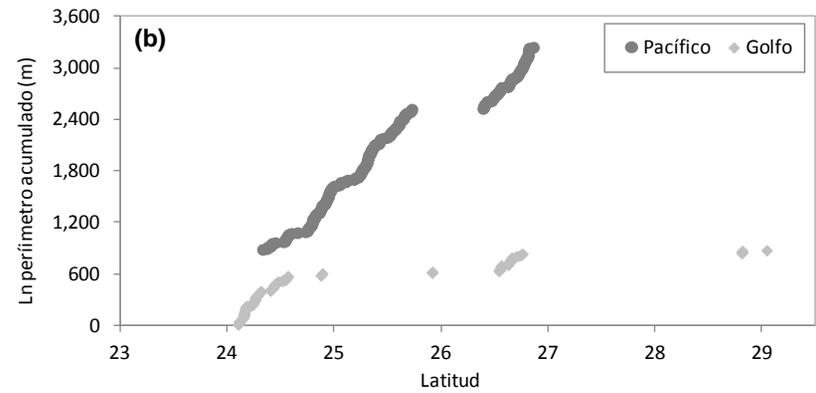
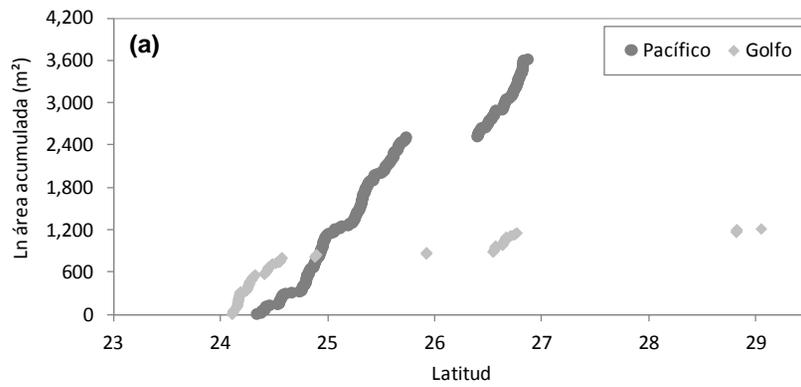


Figura 8. Líneas de tendencia latitudinal de los parches de manglar: área acumulada (a), perímetro acumulado (b), razón perímetro-área acumulada (c) y dimensión fractal acumulada (d) en las costas del Pacífico y Golfo de California de la Península de Baja California.

8.2 CLASIFICACIÓN DE LAGUNAS COSTERAS

8.2.1 Clasificación morfogenética

Se registró una gran variedad de lagunas costeras con presencia de mangle. Según su origen se registraron 4 de las 5 clases identificadas en México por Lankford (1977), siendo éstas: erosión diferencial (I), plataforma interna con barrera (III), orgánica (IV) y tectónica (V). Algunas lagunas presentaron un arreglo espacial anidado, es decir que están formando parte de complejos mayores o bien presentan lagunas menores en su interior. Este arreglo espacial fue más evidente en la costa del Pacífico en donde se ubica el complejo lagunar Santo Domingo-Magdalena-Almejas-Santa Marina.

De acuerdo a la escala de análisis se registraron 52 lagunas con desarrollo de manglar (Tabla 7): quince del tipo valle de río inundado abierto (I-A), diez del tipo valle de río inundado con barrera (I-C), una del tipo boca de río inundado con barrera (I-D), veintitrés lagunas de barrera tipo Gilbert- de Beaumont (III-A) y dos lagunas cuspada (III-B), algunas lagunas del Pacífico formaron parte de complejos mayores de origen tectónico (Tabla 7). La laguna de Timbabichi no fue clasificada debido a que no se identificaron características diagnósticas.

La abundancia y variedad de los tipos de lagunas varió entre ambas costas de la península. En el Pacífico el tipo más abundante fue el III-A (n=19), sólo se registraron dos lagunas tipo I-C. En el Golfo de California la abundancia total y variedad de tipos fue mayor, el tipo más frecuente fue el I-A (n=15) seguido del I-C (n=8) y del III-A (n=4). Las lagunas III-B (n=2) y I-D (n=1) fueron exclusivas del golfo al igual que Timbabichi. En este trabajo se consideraron sólo los tipos principales (I-A, I-C, III-A y III-B). En la costa del Golfo de California estos tipos de lagunas se distribuyen de manera dispersa, salvo en la región sur (24° - 25° N) en donde hay mayor aglomeración. En el Pacífico se distribuyen de manera continua entre los 24° y 27° de latitud (Fig. 9)

Tabla 7. Listado de lagunas costeras con desarrollo de manglar distribuidas en la Península de Baja California, México. Se indica el identificador, la costa en la que se ubican, el tipo morfogénico: valle de río inundado abierto (I-A), valle de río inundado con barrera (I-C), laguna de barrera tipo Gilbert-de Beaumont (III-A) y laguna cuspada (III-B). Asimismo se indica si éstas forman parte de un complejo lagunar mayor.

No	ID	Costa	Nombre	Tipo	Nivel superior
1	1	Golfo	El Candelero*	I-A	-
2	2	Golfo	El Cardonal*	I-A	-
3	3	Golfo	El Cardoncito*	I-A	-
4	4	Golfo	El Mezteño*	I-A	-
5	5	Golfo	El Gallo*	I-A	-
6	6	Golfo	Ensenada Grande centro*	I-A	-
7	7	Golfo	Ensenada Grande sur*	I-A	-
8	8	Golfo	Estero Puerto Gato-El	I-A	-
9	9	Golfo	La Gallina*	I-A	-
10	10	Golfo	Puerto Ballenas*	I-A	-
11	11	Golfo	El Merito norte*	I-A	-
12	12	Golfo	El Merito sur	I-A	-
13	13	Golfo	Isla Smith*	I-A	-
14	14	Golfo	La Dispensa*	I-A	-
15	15	Golfo	Estero Bahía Falsa*	I-A	-
16	16	Golfo	San Gabriel sur*	I-C	-
17	17	Golfo	El Erizoso*	I-C	-
18	18	Golfo	Enfermería*	I-C	-
19	19	Pacífico	San Ignacio*	I-C	-
20	20	Golfo	Las Navajas*	I-C	-
21	21	Golfo	Marina Nopoló*	I-C	-
22	22	Golfo	Pichilingue-Brujas*	I-C	-
23	23	Golfo	Santispac*	I-C	V-A, Concepción
24	24	Golfo	El Requesón*	I-C	V-A, Concepción
25	25	Pacífico	Santa Marina*	III-A	-
26	26	Golfo	Balandra*	III-A (III-B)	-
27	27	Pacífico	El Cardón-El Delgadito*	III-A	-
28	28	Pacífico	El Cuarenta-El Dátil*	III-A	-
29	29	Pacífico	El Cayuco*	III-A	V-A, Magdalena-Almejas
30	30	Pacífico	El Batequi*	III-A	-
31	31	Pacífico	El Chisguete*	III-A	V-A, Magdalena-Almejas
32	32	Pacífico	El Coyote*	III-A	-
33	33	Pacífico	El Curl*	III-A	V-A, Magdalena-Almejas
34	34	Pacífico	El Puente*	III-A	V-A, Magdalena-Almejas
35	35	Pacífico	La Bocana*	III-A	-
36	36	Pacífico	Salinas*	III-A	V-A, Magdalena-Almejas
37	37	Pacífico	San Buto*	III-A	V-A, Magdalena-Almejas
38	38	Pacífico	San Carlos*	III-A	V-A, Magdalena-Almejas
39	39	Pacífico	San Lázaro*	III-A	-
40	40	Pacífico	Uña de Gata*	III-A	V-A, Magdalena-Almejas
41	41	Pacífico	Isla Margarita*	III-A	V-A, Magdalena-Almejas
42	42	Pacífico	Alacrán*	III-A	V-A, Magdalena-Almejas
43	43	Golfo	La Paz*	III-A	-
44	44	Pacífico	Punta Banderitas*	III-A	-
45	45	Pacífico	Santo Domingo*	III-A	-
46	46	Golfo	La Amortajada (San José)*	III-B	-
47	47	Golfo	Las Ánimas*	III-B	-
48	48	Golfo	San Cosmé	III-A	-
49	49	Golfo	San Lucas	III-A	-
50	61	Pacífico	San Gregorio-La Purísima	I-C	-
51	65	Golfo	Mulegé	I-D	-
52	66	Golfo	Timbabichi	ND	-

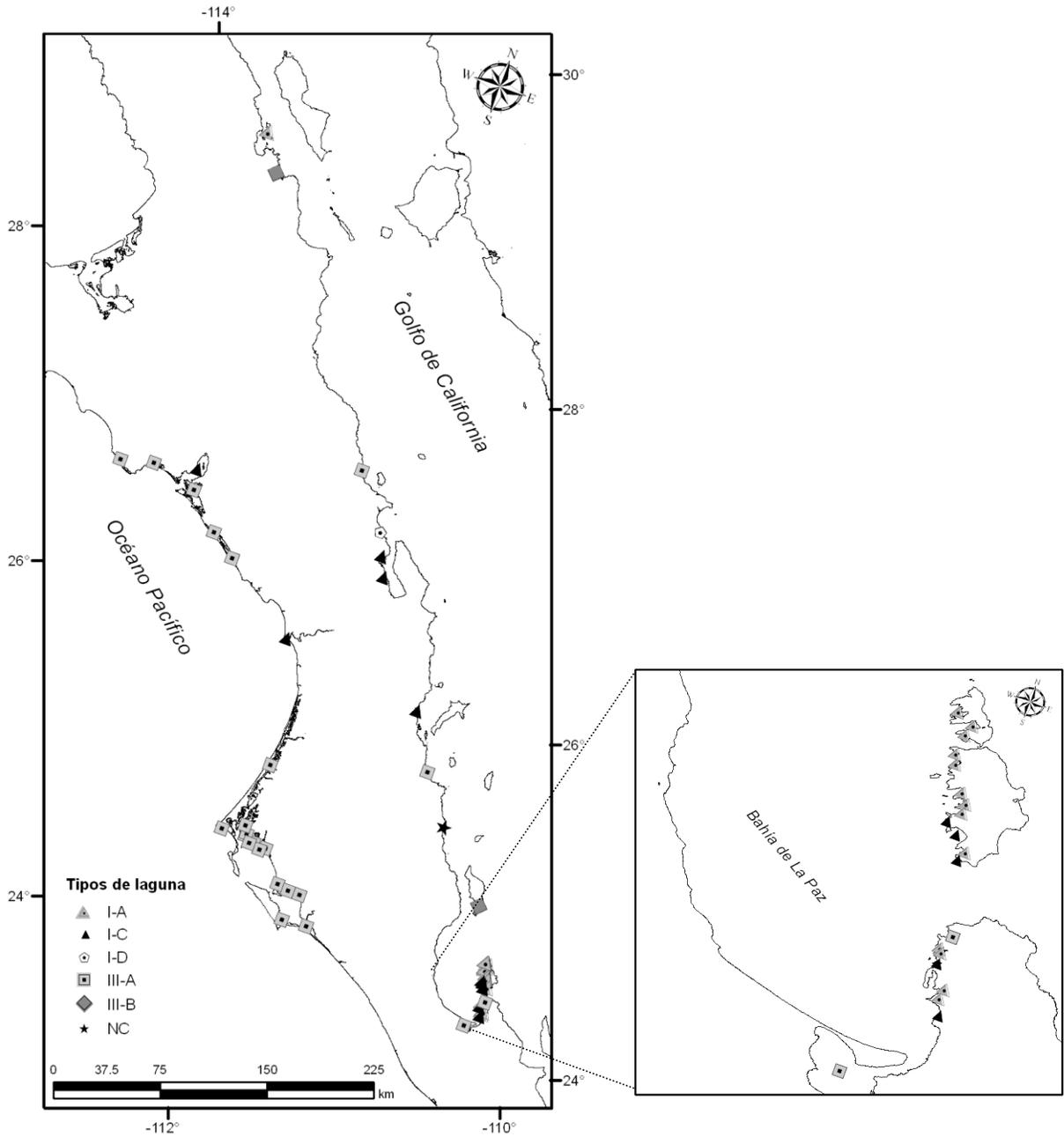


Figura 9. Mapa de distribución de 50 lagunas costeras con desarrollo de manglar de acuerdo a su tipo morfológico: valle de río inundado abierto (I-A), valle de río inundado con barrera (I-C), laguna de barrera tipo Gilbert- de Beaumont (III-A) y laguna cuspada (III-B). No clasificada (NC).

Descripción de los tipos de lagunas

Las lagunas de la clase I o de erosión diferencial, son antiguos ríos de origen pleistocénico (1.8 Ma) inundados por la transgresión Holocénica del mar durante los últimos 5,000 a 6,000 años (Lankford, 1977). El eje principal de las lagunas es perpendicular a la línea de costa y en general presentan forma de embudo, también pueden llegar a tener formas semicirculares. De acuerdo a su tamaño (Ortíz y De La Lanza, 2006), en la península este tipo de lagunas son pequeñas o menores con un tamaño promedio de 0.9 km² en el caso de las lagunas tipo I-A y de 16.5km² en el caso de las lagunas tipo I-C. Se desarrollan a lo largo de costas de relieve bajo (< 200 m) pero con una pendiente abrupta (> 2°). La porción aérea del antiguo valle fluvial varía ampliamente en su longitud, en ocasiones sólo se aprecia la cabecera o bien, puede no existir como en el caso de San Ignacio (no. 19). Por lo anterior, el tamaño de la cuenca de drenaje es variable, los escurrimientos superficiales son de tipo intermitente. La principal diferencia entre las lagunas tipo I-A y I-C es que las primeras no desarrollan barreras, las segundas presentan pequeñas barreras generalmente de tipo *spits* generadas por corrientes litorales (Tabla 8). La excepción se presenta en la laguna San Ignacio en donde la barrera está fuertemente modificada debido al oleaje del Pacífico. Los manglares se desarrollan en costas primarias o secundarias de depósito entre las que se encuentran: costas fluviales, *spits* y en algunos casos playas de sedimentos calcáreos de origen biológico (Tabla 9). En general, se puede considerar que este tipo de lagunas son geológicamente jóvenes y el desarrollo de costas fluviales en su interior es limitado. Considerando el desarrollo de costas que ocurren en este tipo de lagunas y de acuerdo con la clasificación de Shepard (1976) los procesos físicos dominantes son: fluvial y mareas (Tabla 8) en el tipo I-C se presentan además corriente litorales.

Las lagunas de la clase III son depresiones inundadas en el margen interno de la plataforma continental, están protegidas del mar por barreras generadas por oleaje o corrientes litorales en los últimos 5,000 a 6000 años (Lankford, 1977). En promedio, éstas lagunas son de mayor tamaño que las de la clase I (Tabla 8). En la península, las lagunas tipo III-A se desarrollan en amplias planicies costeras, son lagunas medianas o grandes con

un tamaño promedio de 31.76 km², presentan forma alargada con el eje principal paralelo a la costa. Al interior de las lagunas, se desarrollan diversos tipos de costas de depósito que proveen un sustrato favorable para el asentamiento y desarrollo del manglar (Tabla 9). Las lagunas III-A presentaron mayor riqueza de costas (Tabla 9), por su extensión sobresalen las islas de barrera las cuales pueden llegar a medir hasta 50 km, asimismo los extensos campos de dunas inundadas, particularmente en el Pacífico, juegan un papel determinante en la distribución de las comunidades de manglar. Los escurrimientos, si se presentan, son de tipo intermitente y localizado. Las lagunas tipo III-B se desarrollaron en planicies costeras estrechas o de relieve bajo con lomeríos o pequeños promontorios rocosos (< 100 m). Son lagunas pequeñas o menores con un área promedio de 0.75 km². Las barreras presentan una orientación triangular con el ápice relacionado a la refracción del oleaje debido a la presencia de isla, bajos o promontorios rocosos. Los escurrimientos, si se presentan, no descargan directamente sobre el cuerpo lagunar. Los tipos de costa que presentaron desarrollo de manglar fueron: *spits*, tómbolos pequeños (<3 km) o bien, planicies aluviales o de marea las cuales son generalmente estrechas (<1 km). Los procesos costeros dominantes son el oleaje y las corrientes litorales (Tabla 9).

Tabla 8. Características de los principales tipos morfogenéticos de lagunas con desarrollo de manglar: valle de río inundado abierto (I-A), valle de río inundado con barrera (I-C), laguna de barrera tipo Gilbert- de Beaumont (III-A) y laguna cuspada (III-B).

Característica	I-A	I-C	III-A	III-B
Topografía general tierra adentro	Abrupta o media	Abrupta o media	Suave	Suave y media
Tipo de escurrimiento superficial	Intermitente: frecuentes y cortos	Intermitente: frecuentes y cortos	Intermitente: frecuentes, cortos o largos	Intermitente: poco frecuente y cortos
Tipo de barreras	Ausentes	<i>Spits</i> , barreras carbonatadas	<i>Spits</i> , tómbolos islas de barrera,	<i>Spits</i> y tómbolos
Proceso físico dominante	Fluvial y mareas	Fluvial, mareas, corriente litoral	Corriente litoral, oleaje, viento	Corriente litoral, oleaje
Orientación del eje principal	Perpendicular a la costa	Perpendicular a la costa	Paralelo a la costa	Triangular
Tamaño promedio (km ²)	0.90 ± 0.90	16.59 ± 49.50	31.76 ± 57.30	0.75 ± 0.69
Línea de costa promedio (km)	3.42 ± 2.24	12.17 ± 31.77	77.85 ± 161.26	8.23 ± 5.87

Tabla 9. Tipos de costas en las que se establece el manglar según el tipo de laguna: valle de río inundado abierto (I-A), valle de río inundado con barrera (I-C), laguna de barrera tipo Gilbert- de Beaumont (III-A) y laguna cuspada (III-B). Se indica el proceso responsable del transporte y depositación del sedimento (Shepard, 1976)

Proceso costero	Tipo	I-A	I-C	III-A	III-B
Fluvial	Planicie aluvial	x	x	x	x
	Abanico-deltas	x	x	x	
	Deltas			x	
Eólico	Dunas			x	x
	Dunas fósiles			x	
Oleaje y corriente litoral	Spits		x	x	x
	Islas de barrera			x	
	Tómbolos			x	x
Oleaje y corriente de marea	Planicie de marea	x	x	x	x
	Plataforma o sedimentos calcáreos	x	x		

8.2.2 Clasificación geomorfológica

A partir del dendrograma y con un corte al 80% de similitud (Figura 8) se identificaron dos grupos principales. El primero integró 23 lagunas, todas ellas pertenecientes a la clase I de Lankford, el segundo integró 22 lagunas pertenecientes a la clase III además integró a la laguna de San Ignacio (no. 19). Debido a lo anterior, estos grupos pueden considerarse como equivalentes a las clases morfológicas de Lankford. Al interior del primer grupo (corte al 81%) se identificaron dos subgrupos menores (*IA*, *IC*), los cuales de acuerdo al SIMPROF son estadísticamente diferentes. El subgrupo *IA* integró al 100% de lagunas I-A (n=15), mientras que el *IC* agrupó a ocho de las nueve lagunas pertenecientes al tipo I-C, la laguna de Nopoló (no. 21) fue la que presentó menor similitud. Al interior del segundo grupo se identificaron tres subgrupos menores (corte al 81%) (10) el *3B* estuvo integrado por dos lagunas tipo III-B La Amortajada (no. 46) y Las Ánimas

(no. 47) así como la laguna de Balandra (no. 26), una laguna mixta. El segundo subgrupo (3Aa) integró ocho lagunas III-A, mientras que el tercero (3Ab) integró 11 lagunas III-A además de San Ignacio (no. 19) del tipo I-C, en éste subgrupo la laguna que presentó menor similitud fue Banderitas (no. 44). De acuerdo al SIMPROF estos subgrupos no presentaron diferencias significativas (Fig. 10).

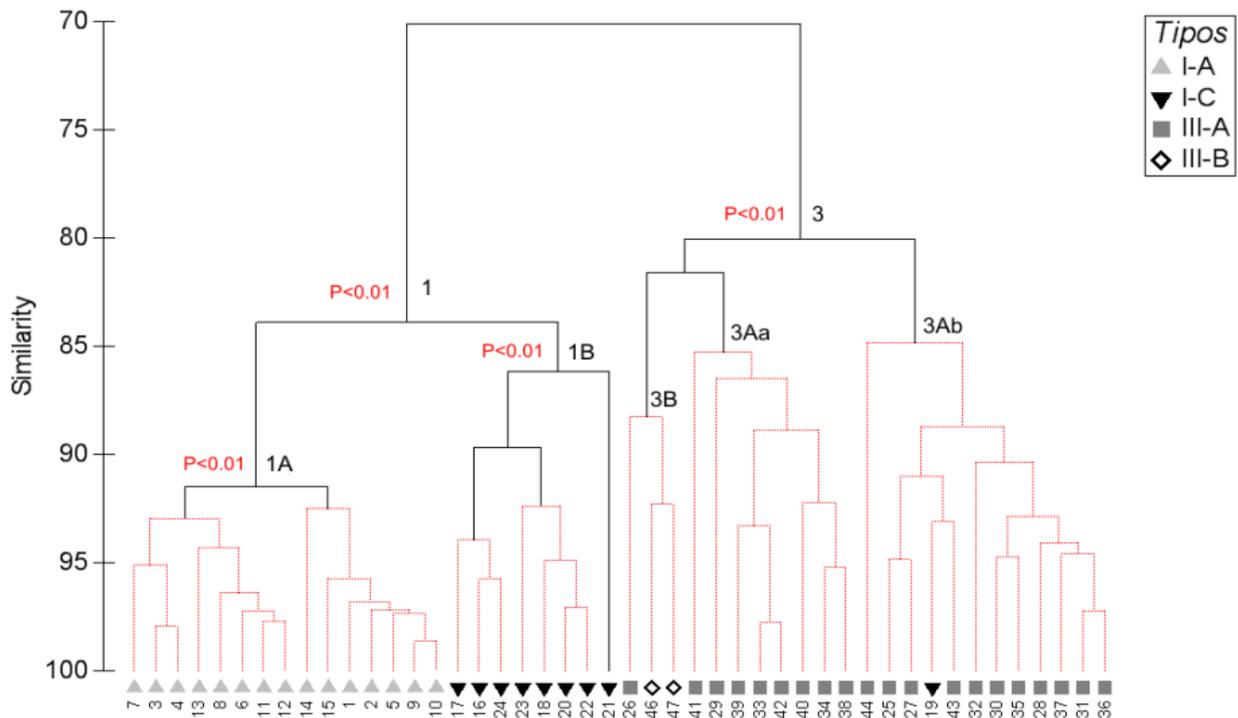


Figura 10. Dendrograma de 46 lagunas costeras generado a partir de la matriz de similitud de diez variables geomorfológicas: 1) amplitud, 2) razón de elongación, 3) razón de circularidad, 4) razón perímetro-área, 6) topografía, 5) dimensión fractal, 7) longitud de barreras, 8) longitud de costas de depósito, 9) longitud de la boca(s) y 10) diversidad de costas de depósito. Los símbolos indican el tipo morfofenético de las lagunas.

El gráfico nMDS en dos dimensiones presentó un valor de estrés bastante aceptable (0.06). Éste permitió identificar grupos de lagunas equivalentes a los del dendrograma, confirmando la validez de éstos (Fig. 11). Asimismo, fue posible discriminar tres subgrupos

dentro del grupo 3. El 3B estuvo integrado por las lagunas La Amortajada (no. 46) y Las Ánimas (no. 47) del tipo III-B, Balandra (no. 26) se ubicó distante de éste grupo mostrando mayor similitud con el subgrupo 3Aa el cual a su vez estuvo constituido por ocho lagunas del tipo III-A; finalmente el subgrupo 3Ab integró 10 lagunas del tipo III-A y a San Ignacio (no.19) del tipo I-C.

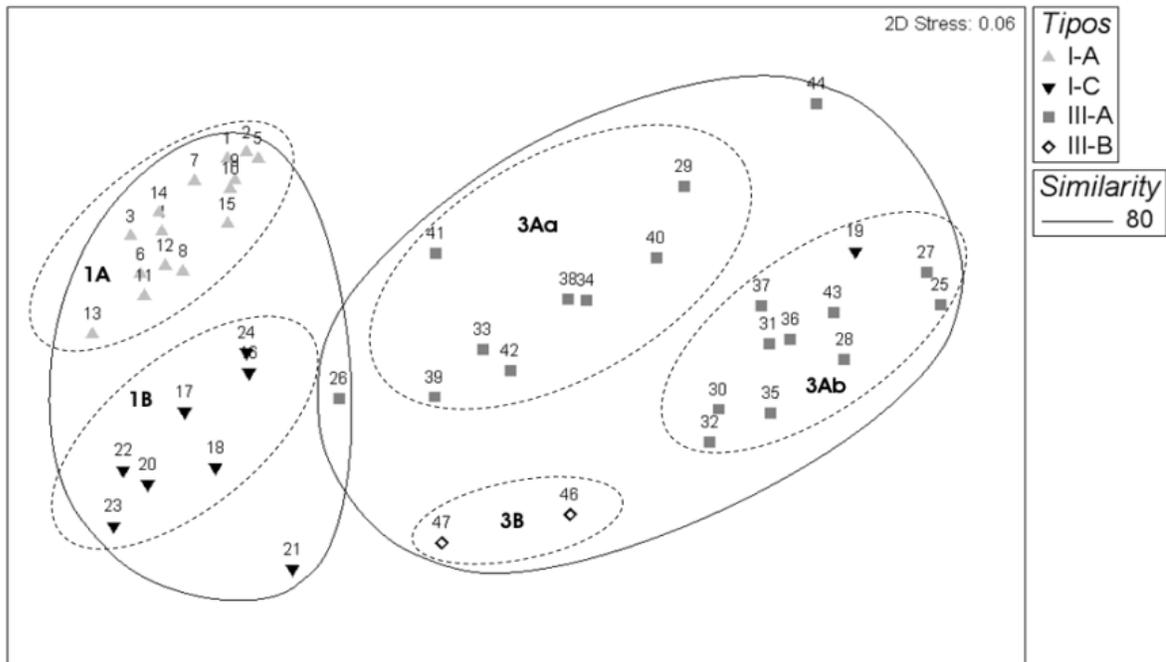


Figura 11. Gráfico nMDS de dos dimensiones de 46 lagunas costeras construidos a partir de la matriz de similitud de diez variables geomorfológicas: 1) amplitud, 2) razón de elongación, 3) razón de circularidad, 4) razón perímetro-área, 6) topografía, 5) dimensión fractal, 7) longitud de barreras, 8) longitud de costas de depósito 9) longitud de la boca(s) y 10) diversidad de costas de depósito. Los símbolos indican el tipo morfológico de las lagunas.

Descripción de los grupos geomorfológicos

De acuerdo al dendrograma se consideraron cinco subgrupos geomorfológicos, las características promedio de cada una de las variables se presentan en la tabla 10. El subgrupo 1A se caracterizó por presentar en promedio lagunas poco alargadas según los valores de razón de elongación (0.75 ± 0.17), su amplitud fue de $0.53 \pm 0.29 \text{ km}^2/\text{km}$,

presentan formas poco lobuladas y relativamente simples según los valores de razón de circularidad (0.53 ± 0.11) y de dimensión fractal (1.24 ± 0.01). Se desarrollan en zonas costeras con pendiente media o abrupta ($> 2^\circ$), no presentan desarrollo de barreos, la longitud promedio de las bocas fue de 0.54 km (± 0.36), finalmente la longitud promedio de las costas de depósito fue limitada (0.55 ± 0.36 km) con dominancia de costas de origen fluvial. Las lagunas del subgrupo *IC* presentaron menor amplitud (0.18 ± 0.15 km²/km) que las del subgrupo *IA* sin embargo, los índices de elongación (0.69 ± 0.28), circularidad (0.49 ± 0.20) y dimensión fractal (1.30 ± 0.06) muestran que éstas son relativamente más alargadas, más lobuladas y más complejas que las del subgrupo *IA*.

Con relación a las lagunas del segundo grupo se encontró que las lagunas del subgrupo *3B* presentaron menor amplitud promedio (0.31 ± 0.17 km²/km) que las del subgrupo *3Aa* (1.05 ± 1.03 km²/km) y *3Ab* (2.36 ± 1.89 km²/km); de acuerdo a los valores de la razón de elongación, el subgrupo *3Ab* presentó lagunas más alargadas (0.45 ± 0.13), el subgrupo *3B* presentó un comportamiento intermedio (0.62 ± 0.27) y las lagunas del subgrupo *3Aa* fueron menos alargadas (0.79 ± 0.26). La razón de circularidad mostró que el subgrupo *3Ab* presentó lagunas más lobuladas (0.09 ± 0.08) que las del subgrupo *3Aa* (0.28 ± 0.10) y las del *3B* (0.37 ± 0.025); los valores de dimensión fractal indicaron que las lagunas de este grupo son moderadamente complejas, los valores más altos los presentó el subgrupo *3Ab* (1.31 ± 0.05), seguido del *3B* (1.29 ± 0.06) y del *3Aa* (1.28 ± 0.03). En general, estas lagunas se desarrollaron en planicies costeras (pendiente $< 2^\circ$), la excepción fue el subgrupo *3B* (pendiente $> 2^\circ$), todas presentaron desarrollo de barreras pero las del subgrupo *3Ab* presentaron una longitud mayor (11.35 ± 9.34 km) que las del subgrupo *3Aa* (1.20 ± 1.01 km) y *3B* (1.12 ± 1.24 km). La longitud de la(s) boca(s) también fue mayor en el subgrupo *3Ab* (2.80 ± 3.29 km), el subgrupo *3Aa* presentó valores intermedios (1.59 ± 1.53 km) y el *3B* presentó los valores más bajos (0.06 ± 0.06 km). Finalmente, las lagunas del subgrupo *3Ab* presentaron una diversidad de costas de depósito intermedia (0.60 ± 0.29) y mayor extensión de éstas (74.44 ± 44.91 km), mientras que las del subgrupo *3Aa* presentaron una diversidad baja (0.12 ± 0.18) y una extensión intermedia (8.11 ± 5.66 km),

las lagunas del subgrupo *3B* exhibieron mayor diversidad de costas de depósito (0.64 ± 0.01) y baja extensión de costas (2.61 ± 2.08 km).

Tabla 10. Características geométricas y geomorfológicas de 46 lagunas costeras con desarrollo de manglar ubicadas en la Península de Baja California. De acuerdo a los agrupamientos significativos

Variable	Subgrupo <i>1A</i>	Subgrupo <i>1C</i>	Subgrupo <i>3B</i>	Subgrupo <i>3Aa</i>	Subgrupo <i>3Ab</i>
n	15	8	3	8	12
Amplitud (km ² /km)	0.53 (0.29)	0.18 (0.15)	0.31 (0.17)	1.05 (1.03)	2.36 (1.89)
Razón de elongación	0.75 (0.17)	0.69 (0.28)	0.62 (0.27)	0.79 (0.26)	0.45 (0.13)
Razón de circularidad	0.53 (0.11)	0.49 (0.20)	0.37 (0.25)	0.28 (0.10)	0.09 (0.08)
Razón perímetro-área (km/km ²)	8.02 (4.72)	25.85 (15.97)	11.87 (5.51)	6.89 (3.66)	3.20 (2.0)
Dimensión fractal	1.24 (0.01)	1.30 (0.06)	1.29 (0.06)	1.28 (0.03)	1.31 (0.05)
Topografía	Abrupta	Abrupta	Abrupta	Plana	Plana
Longitud de barreras (km)	0	0.30 (0.15)	1.12 (1.24)	1.20 (1.01)	11.35 (9.34)
Longitud de costas de depósito (km)	0.55 (0.36)	0.96 (1.44)	2.61 (2.08)	8.11 (5.66)	74.44 (44.91)
Longitud de las bocas km	0.54 (0.36)	0.09 (0.12)	0.06 (0.06)	1.59 (1.53)	2.80 (3.29)
Diversidad de costas de depósito H'	0	0	0.64 (0.01)	0.12 (0.18)	0.60 (0.29)

Variables que mejor caracterizan el patrón geomorfológico

De acuerdo al proceso BEST (BIO-ENV) el subconjunto de variables que mejor caracterizó al conjunto original fue el constituido por la razón perímetro-área, la topografía y la longitud de costas de depósito, presentando un valor de correlación de 0.93 (Tabla 11). En lo individual, las variables que presentaron valores de correlación más altos fueron: a) longitud total de costas de depósito ($\rho = 0.86$), b), topografía ($\rho = 0.65$) y c) razón de circularidad ($\rho = 0.65$). Las variables que permitieron restituir la clasificación equivalente a la de Lankford (1977) fueron: 1) amplitud, 3) razón de circularidad, 4) razón perímetro-área, 6) topografía, 7) longitud de las barreras, 8) longitud total de costas de depósito y 10)

diversidad de costas de depósito. De acuerdo al proceso RELATE este subconjunto presentó una alta correlación ($\rho = 0.96$, $P < 0.01$) con el conjunto original.

Tabla 11. Combinación de variables que mejor explican el conjunto de datos geomorfológicos. Número de variables (Var.), valor de correlación (ρ) y selección de variables: 1) amplitud, 2) razón de elongación, 3) razón de circularidad, 4) razón perímetro-área, 5) dimensión fractal, 6) topografía, 7) longitud de las barreras, 8) longitud total de costas de depósito, 9) longitud de las bocas y 10) diversidad de costas de depósito. Se incluyen sólo las cinco correlaciones más altas o los diez primeros valores.

Var., ρ , Selección	Var., ρ , Selección	Var., ρ , Selección
1 0.860 8	4 0.958 4,6,8,10	7 0.992 3,4,6-10
1 0.657 6	4 0.952 4,6-8	7 0.991 2,4,6-10
1 0.650 3	4 0.948 4,7,8,10	7 0.990 4-10
1 0.524 1	4 0.945 3,4,6,8	7 0.989 1,4,6-10
1 0.524 10	4 0.942 2,4,6,8	7 0.989 1,3,4,6-8,10
1 0.440 4	4 0.940 4-6,8	7 0.988 1,2,4,6-8,10
1 0.401 7	4 0.939 4,6,8,9	7 0.987 1,4-8,10
1 0.363 9	4 0.938 3,4,7,8	7 0.982 2-4,6-9
1 0.296 5	4 0.937 4,7-9	7 0.981 1,3,4,6-9
1 0.220 2	4 0.937 1,4,7,8	7 0.981 3-9
	5 0.966 1,4,6-8	8 0.997 1,3,4,6-10
2 0.911 4,8	5 0.966 4,6-8,10	8 0.996 2-4,6-10
2 0.909 1,8	5 0.966 4,6-9	8 0.995 3-10
2 0.881 8,9	5 0.966 4,6,8-10	8 0.995 1,2,4,6-10
2 0.878 5,8	5 0.964 3,4,6-8	8 0.995 2,4-10
2 0.877 2,8	5 0.963 2,4,6-8	8 0.994 1,4-10
2 0.873 3,8	5 0.962 4,7-10	8 0.990 1-4,6-8,10
2 0.872 6,8	5 0.962 4-8	8 0.990 1,3-8,10
2 0.867 8,10	5 0.962 1,4,6,8,10	8 0.990 1,2,4-8,10
2 0.824 4,6	5 0.961 1,4,7,8,10	
2 0.822 7,8	5 0.961 3,4,6,8,10	
	5 0.961 2,4,6,8,10	9 0.999 1-4,6-10
3 0.938 4,6,8		9 0.999 1,3-10
3 0.933 4,8,10	6 0.982 4,6-10	9 0.998 1,2,4-10
3 0.925 4,7,8	6 0.982 1,4,6-8,10	9 0.997 2-10
3 0.921 1,6,8	6 0.978 3,4,6-9	9 0.990 1-8,10
3 0.919 3,4,8	6 0.976 3,4,6-8,10	9 0.989 1-3,5-10
3 0.917 1,8,10	6 0.976 2,4,6-8,10	9 0.985 1-9
3 0.913 2,4,8	6 0.976 4-8,10	9 0.983 1-7,9,10
3 0.912 4,5,8	6 0.976 2,4,6-9	9 0.976 1-5,7-10
3 0.911 1,5,8	6 0.975 1,3,4,6-8	9 0.969 1-6,8-10
3 0.911 1,3,8	6 0.974 4-9	
	6 0.974 3,4,7-10	10 1.000 All

8.3 PATRÓN LOCAL DE LA ESTRUCTURA DE MANGLAR

A partir del dendrograma generado con la matriz de similitud de los índices de paisaje de 46 manglares (Fig. 12) se identificaron dos grupos principales (corte al 80%). El primero estuvo constituido por 24 manglares desarrollados en lagunas de los tipos I-A y I-C, mientras que el segundo, agrupó 22 manglares ubicados principalmente en lagunas del tipo III-A. A mayor similitud (86%) se identificaron cuatro subgrupos. El nMDS registró un bajo valor de estrés bastante aceptable (0.03), y a partir de este fue posible identificar cinco grupos (Fig. 13).

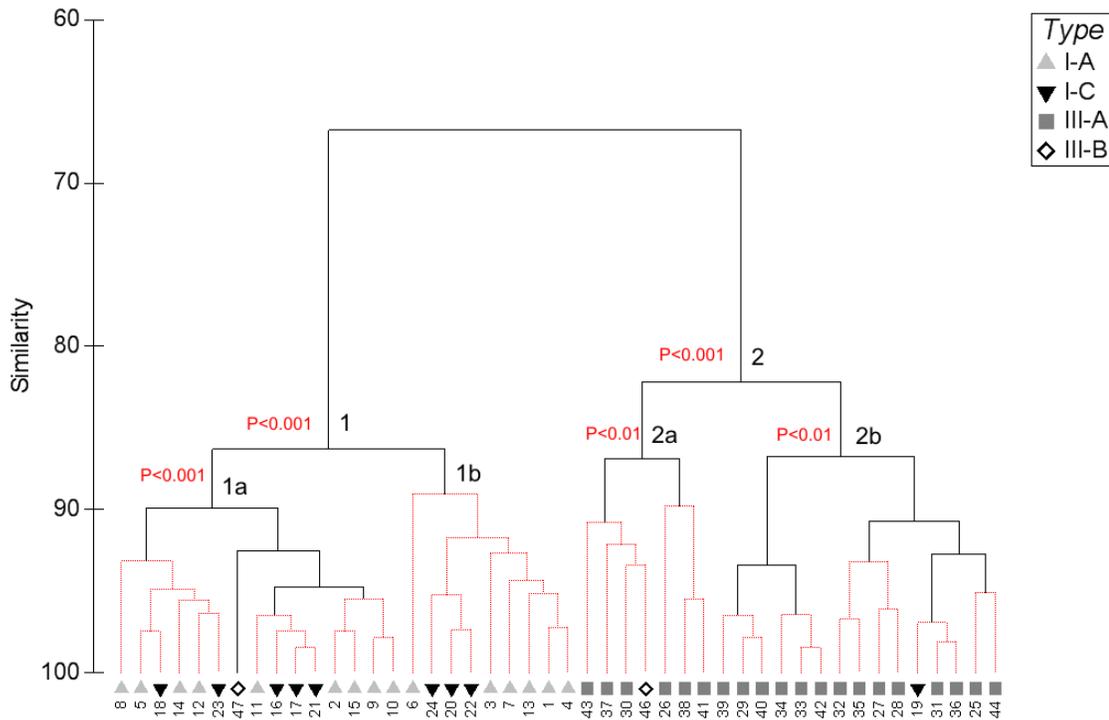


Figura 12. Dendrograma de 46 manglares generado con la matriz de similitud de 7 índices del paisaje. Se indican los grupos con significancia estadística. Así como el tipo geológico de laguna en el que se ubican: valle de río inundado abierto (I-A), valle de río inundado con barrera (I-C), laguna de barrera tipo Gilbert- de Beaumont (III-A) y laguna cuspada (III-B).

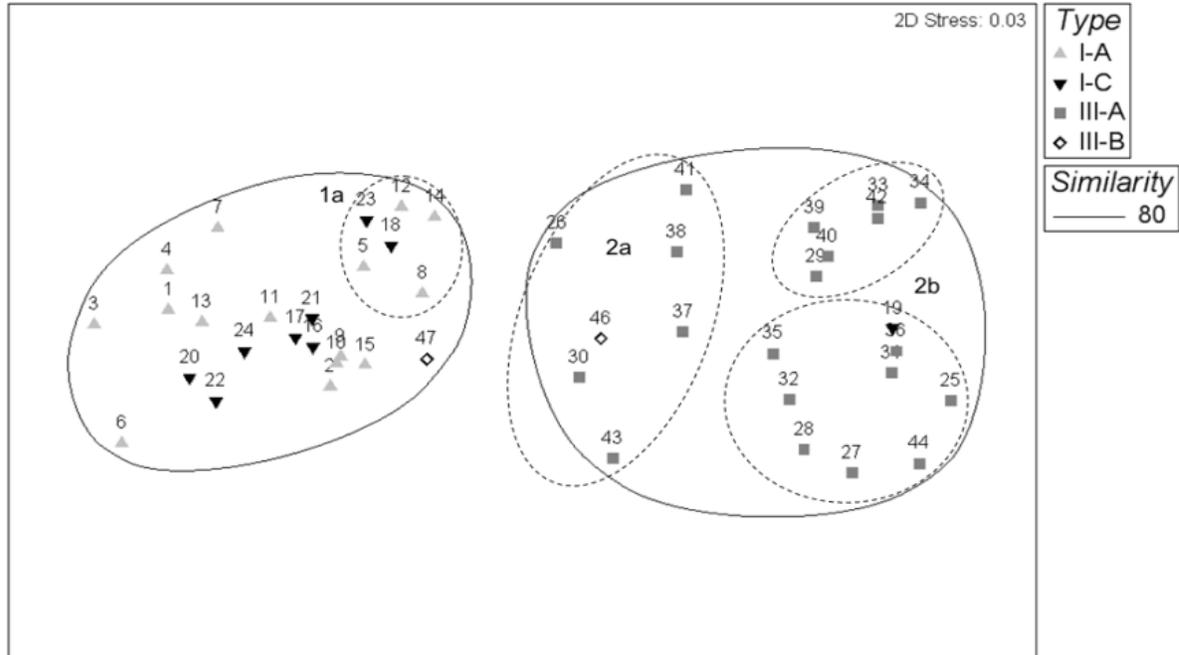


Figura 13. Gráfico nMDS de dos dimensiones de 46 manglares generado con la matriz de similitud de 7 índices del paisaje. Se indica el tipo geológico de las lagunas en las que se ubican: valle de río inundado abierto (I-A), valle de río inundado con barrera (I-C), laguna de barrera tipo Gilbert- de Beaumont (III-A) y laguna cuspada (III-B).

De acuerdo al SIMPROF sólo tres agrupamientos del dendrograma (1a, 2a, 2b) fueron significativamente diferentes (Fig. 12, Tabla 12). El primer grupo (1) estuvo integrado por 24 manglares caracterizados por un bajo desarrollo estructural, éstos presentaron una extensión y borde total promedio de 5.0 ha y 2.4 km respectivamente, estuvieron constituidos por pocos parches ($\bar{0} = 2.4$) los cuales exhibieron un área y borde promedio de 2.3 ha y 1.1 km respectivamente; la variación en el área de los parches fue moderada (54.1), los valores altos en la dimensión fractal promedio (1.44) indican que los parches presentan formas relativamente más complejas que el resto de los grupos. Los manglares de este grupo se ubicaron en lagunas tipo I-A y I-C (Fig. 14), la excepción fue el manglar de las Ánimas, B.C. (no. 47) desarrollado en una laguna tipo III-B el cual presentó una alta similitud con este grupo ($> 90\%$)

El segundo grupo (2a) estuvo integrado por siete manglares (Fig. 12), los cuales se caracterizaron por un desarrollo estructural intermedio. Éstos presentaron una extensión y borde total promedio de 129.1 ha y 22.8 km, estuvieron constituidos por mayor número de parches que el primer grupo (0 = 8.4), los cuales exhibieron a su vez mayor tamaño y borde promedio (33.8 ha, 5.4 km), el valor de dimensión fractal promedio (1.3) indica que éstos son relativamente menos complejos que los parches del primer grupo. La variación en el área de los parches fue mayor (71.9) que el primer grupo. Los manglares de este grupo se ubicaron en lagunas tipo III-A (no. 43, 30, 37, 38, 41), III-B (no. 46) y en tipos mixtos como Balandra (III-A/III-B, no. 26).

El tercer grupo (2b) estuvo representado por 17 manglares, los cuales presentaron mayor desarrollo. La extensión y borde total promedio de los manglares fue de 1 058.3 ha y 72.8 km, estuvieron constituidos por un número de parches similar al grupo anterior (0 = 8.8), éstos exhibieron a su vez mayor tamaño y borde promedio (216.8 ha, 12.4 km), el valor de la dimensión fractal promedio de los parches fue de 1.3 y la variación en el área de los parches fue alta (86.2). Los manglares de éste grupo se ubicaron en el Pacífico, 16 se desarrollaron en lagunas tipo III-A y uno (San Ignacio, no. 19) se desarrolló en una laguna tipo I-C (Fig. 12)

Tabla 12. Valores promedio de los índices del paisaje de manglar de acuerdo a los agrupamientos identificados en el dendrograma: Área total (CA), número de parches (NUMP), tamaño promedio del parche (MPS), coeficiente de variación del tamaño de los parches (PSCOV), perímetro total (TE), perímetro del parche promedio (MPE) y dimensión fractal (MPFD).

Índice/Grupo	Grupo 1	Grupo 2a	Grupo 2b
CA (ha)	5.0 (5.4)	129.2 (79.5)	1058.3 (803.1)
NUMPp	2.4 (1.5)	8.4 (11.1)	8.8 (9.3)
MPS (ha)	2.3 (2.2)	33.8 (24.9)	216.9 (159.0)
PSCOV	54.1 (52.4)	71.9 (56.5)	86.2 (65.6)
TE (km)	2.4 (1.9)	23.8 (18.2)	72.8 (59.4)
MPE (km)	1.1 (0.7)	5.4 (3.3)	12.4 (7.0)
MPFD	1.44 (0.06)	1.36 (0.07)	1.29 (0.02)
n	24	7	15

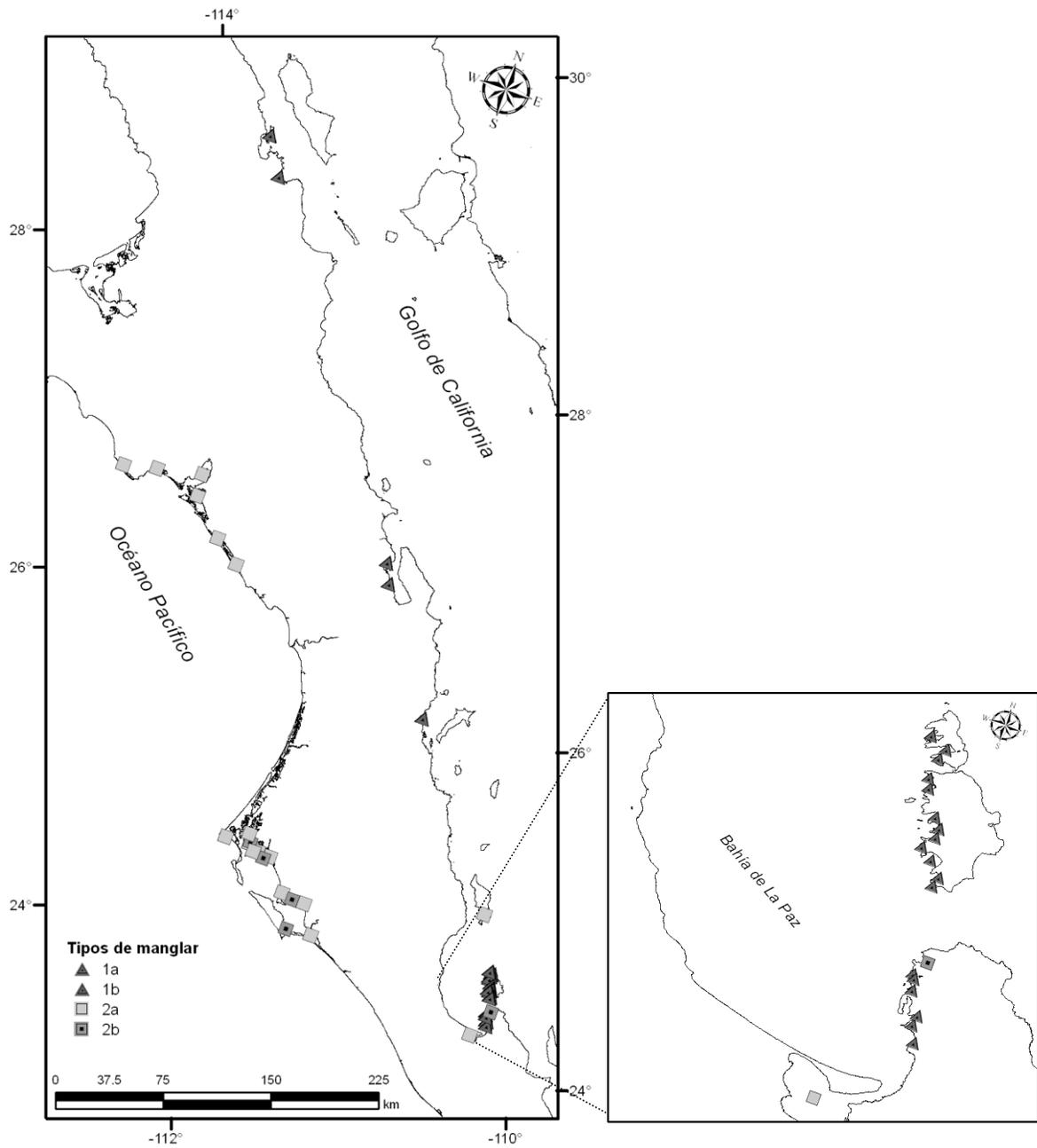


Figura 14. Mapa de distribución de 46 manglares distribuidos en La Península de Baja California. Se identifican los diferentes tipos de acuerdo a la similitud en la estructura del paisaje.

8.4 RELACIÓN ENTRE LOS PATRONES ECOLÓGICOS DEL MANGLAR Y EL FACTOR GEOMORFOLÓGICO

8.4.1 Estructura de los manglares y el tipo de laguna

Los ANOSIM de una vía, mostraron que existen diferencias significativas en la estructura de los manglares en función de la clase y tipo de laguna en los que éstos se desarrollan. Los análisis realizados con la clasificación morfogenéticas de Lankford mostraron que la magnitud de la diferencia fue mayor a nivel de clase (R global = 0.78, $P < 0.01$) que de tipo (R global = 0.64, $P < 0.01$), no se incluyó el tipo III-B ya que no contó con suficiente representatividad. Las pruebas entre pares mostraron que no existen diferencias entre los manglares desarrollados en lagunas I-A y I-C pero sí entre éstos y los desarrollados en lagunas tipo III-A (Tabla 13).

Tabla 13. Resultados del ANOSIM. Prueba de diferencias entre la estructura de los manglares en función de los tipos morfogenéticos de lagunas: valle de río inundado abierto (I-A), valle de río inundado con barrera (I-C), laguna de barrera tipo Gilbert- de Beaumont (III-A) y laguna cuspada (III-B).

Grupos	Estadístico R	P	Permutaciones realizadas
I-A, I-C	-0.036	0.63	999
I-A, III-A	0.928	0.001	999
I-C, III-A	0.768	0.001	999

Los análisis realizados con los tipos geomorfológicos mostraron el mismo patrón, pero la magnitud de las diferencias fue mayor, tanto a nivel de clase (1 y 3) (R global= 0.95, $P < 0.01$), como de tipo (R global= 0.70, $P < 0.01$). Las pruebas entre pares mostraron que no existen diferencias entre los manglares desarrollados en lagunas tipo IA y IC, pero sí entre cada uno de éstos y los desarrollados en lagunas tipo 3Aa, 3Ab y 3Ac (Tabla 14).

Tabla 14. Resultados del ANOSIM. Pruebas de diferencias entre la estructura de los manglares y los grupos geomorfológicos de lagunas.

Grupos	Estadístico R	P	Permutaciones realizadas
1A, 1C	-0.108	0.93	999
1A, 3Ab	0.959	0.001	999
1A, 3B	0.515	0.07	816
1A, 3Aa	0.984	0.001	999
1C, 3Ab	0.972	0.001	999
1C, 3B	0.718	0.012	165
1C, 3Aa	1	0.001	999
3Ab, 3B	0.649	0.004	455
3Ab, 3Aa	0.473	0.001	999
3B, 3Aa	0.852	0.006	165

8.4.2 Variables geomorfológicas que mejor explican el patrón estructural de los manglares

De acuerdo con el procedimiento BEST (BIOENV), el 81% del patrón estructural registrado en los manglares de la Península de Baja California fue explicado por el factor geomorfológico. El subconjunto de variables que mejor explicaron el patrón estuvo integrado por: a) la extensión de costas de depósito y b) la topografía, ya que registraron el valor de correlación más alto ($\rho = 0.81$, $P < 0.01$) (Tabla 14).

Tabla 15. Valores de correlación de las combinaciones de variables geomorfológicas que mejor explican el patrón estructural de los manglares. Se enlistan sólo los 20 mejores resultados. Variables: 1) amplitud, 2) razón de elongación, 3) razón de circularidad, 4) razón perímetro-área, 5) dimensión fractal, 6) topografía, 7) longitud de las barreras, 8) longitud total de costas de depósito, 9) longitud de las bocas y 10) diversidad de costas de depósito.

<i>Global Test</i>					
Sample statistic (Rho): 0.818					
P < 0.01					
Permutaciones: 999 (Random sample)					
<i>Number of variables: 1</i>			<i>Best results</i>		
No.Vars	ρ	Selections	No.Vars	ρ	Selections
1	0.731	8	2	0.818	6,8
1	0.675	6	3	0.807	5,6,8
1	0.450	3	3	0.803	2,6,8
1	0.417	10	3	0.802	6,8,10
1	0.250	7	4	0.796	2,5,6,8
1	0.227	1	3	0.794	3,6,8
1	0.156	4	3	0.791	1,6,8
1	0.131	9	4	0.790	5,6,8,10
1	0.107	5	4	0.788	3,5,6,8
1	0.088	2	4	0.787	2,6,8,10
			4	0.784	1,5,6,8
			4	0.783	2,3,6,8
			4	0.781	3,6,8,10
			4	0.781	1,2,6,8
			4	0.780	1,6,8,10
			5	0.780	2,3,5,6,8
			5	0.779	2,5,6,8,10
			4	0.776	5,6,8,9
			5	0.776	1,2,5,6,8
			4	0.775	1,3,6,8

8.4.3 Patrones de colonización en los diferentes tipos de laguna

Al sur del límite biogeográfico del manglar se identificaron 64 lagunas costeras pertenecientes a los tipos I-A, I-C, III-A y III-B (Tabla 16). De manera general, el 78.1% fueron colonizadas por mangle (n=50) y el resto (n=14) presentó otro tipo de vegetación (e.g. marisma, carrizal) o no presentaron vegetación. Las lagunas del tipo III-A y III-B presentaron tasas de colonización del 100% mientras que las del tipo I-A y I-C exhibieron

tasas menores del 53.3% y 62.5% respectivamente. En la costa del Pacífico el 100% de las lagunas III-A fueron colonizadas, mientras que las del tipo I-C presentaron un porcentaje de colonización del 25%. Las lagunas no colonizadas de éste tipo (I-C) se ubicaron entre los 25°30' y 26°30' N (Fig. 15). No se registraron lagunas de los tipos I-A ni III-B en el Pacífico. En la costa del Golfo de California, las lagunas del tipo I-C, III-A y III-B fueron colonizadas al 100%, las del tipo I-A presentaron un porcentaje de colonización menor (53.3%), las lagunas no colonizadas se ubicaron principalmente en el complejo insular Espíritu Santo-La Partida (24°30'N, 110°20') (Fig. 15). Los resultados de la prueba de independencia confirman que los porcentajes de colonización dependen del tipo de laguna y de su ubicación ($\chi^2 = 115.7$, $gl=3$, $P < 0.01$).

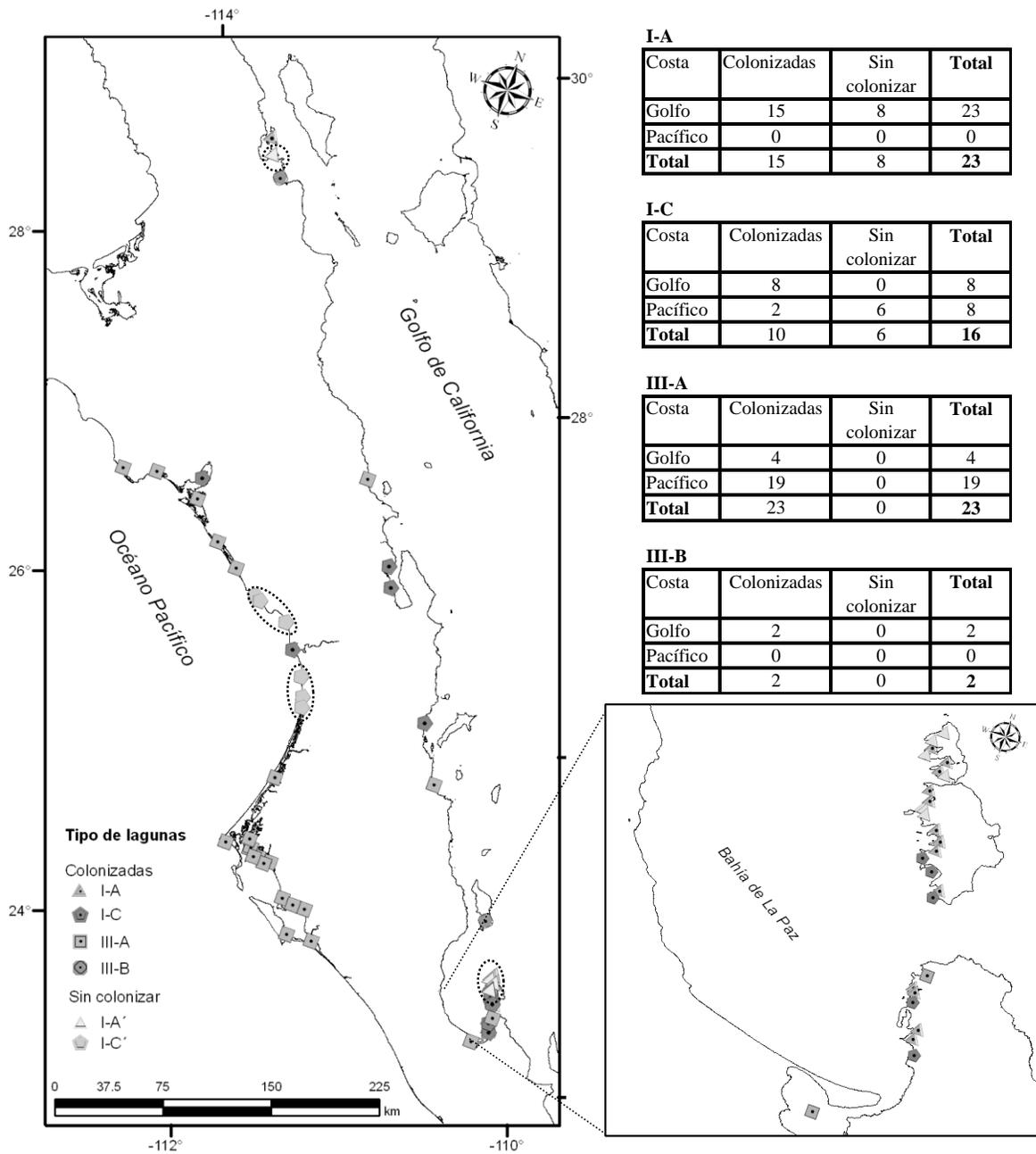


Figura 15. Patrón espacial de colonización en 64 lagunas costeras según su tipo: valle de río inundado abierto (I-A), valle de río inundado con barrera (I-C), laguna de barrera tipo Gilbert- de Beaumont (III-A) y laguna cuspada (III-B). En líneas punteadas se indican las regiones sin colonización. Arriba a la derecha se muestra la tabla de frecuencias de lagunas colonizadas y sin colonizar según su tipo y la zona costera en la que se distribuyen.

8.4.4 Relación entre composición de especies y el tipo de laguna

Las lagunas tipo III-A presentaron una alta persistencia en la composición de especies presentando en general las tres especies de mangle verdadero que se distribuyen en la península: *A. germinans*, *L. racemosa* y *R. mangle*, algunas lagunas de la costa del Pacífico presentaron sólo dos especies (Tabla 16, Fig. 16) debido a que se ubican al norte del límite de distribución de *A. germinans* (al norte de los 26° N). Con relación a las lagunas III-B, se encontró que la Amortajada ubicada al sur presentó las tres especies de mangle, mientras que Las Ánimas ubicada al norte sólo presentó una especie ya que en esa latitud sólo se distribuye *R. mangle* (Fig.16). En contraste las lagunas I-A y I-C presentaron una composición de especies variable (Tabla 16) incluso dentro de los límites de distribución de las especies (Fig. 16).

El ANOSIM mostró que existen diferencias significativas en la composición de especies en función del tipo de laguna (R global = 0.13, $P < 0.01$). La prueba entre pares mostró que no existen diferencias entre las lagunas del tipo I-A y I-C, pero sí entre éstas y las lagunas III-A (Tabla 16). No se identificaron diferencias entre las costas del Golfo de California y del Pacífico (R global = 0.05, $P > 0.05$).

Tabla 16. Resultados del ANOSIM: Pruebas de diferencia en la composición de especies en función de los tipos morfogenéticos de laguna: valle de río inundado abierto (I-A), valle de río inundado con barrera (I-C), laguna de barrera tipo Gilbert- de Beaumont (III-A) y laguna cuspada (III-B).

Grupos	Estadístico R	P	Permutaciones realizadas
I-A, I-C	-0.002	0.62	999
I-A, III-A	0.143	0.002	999
I-C, III-A	0.275	0.003	999

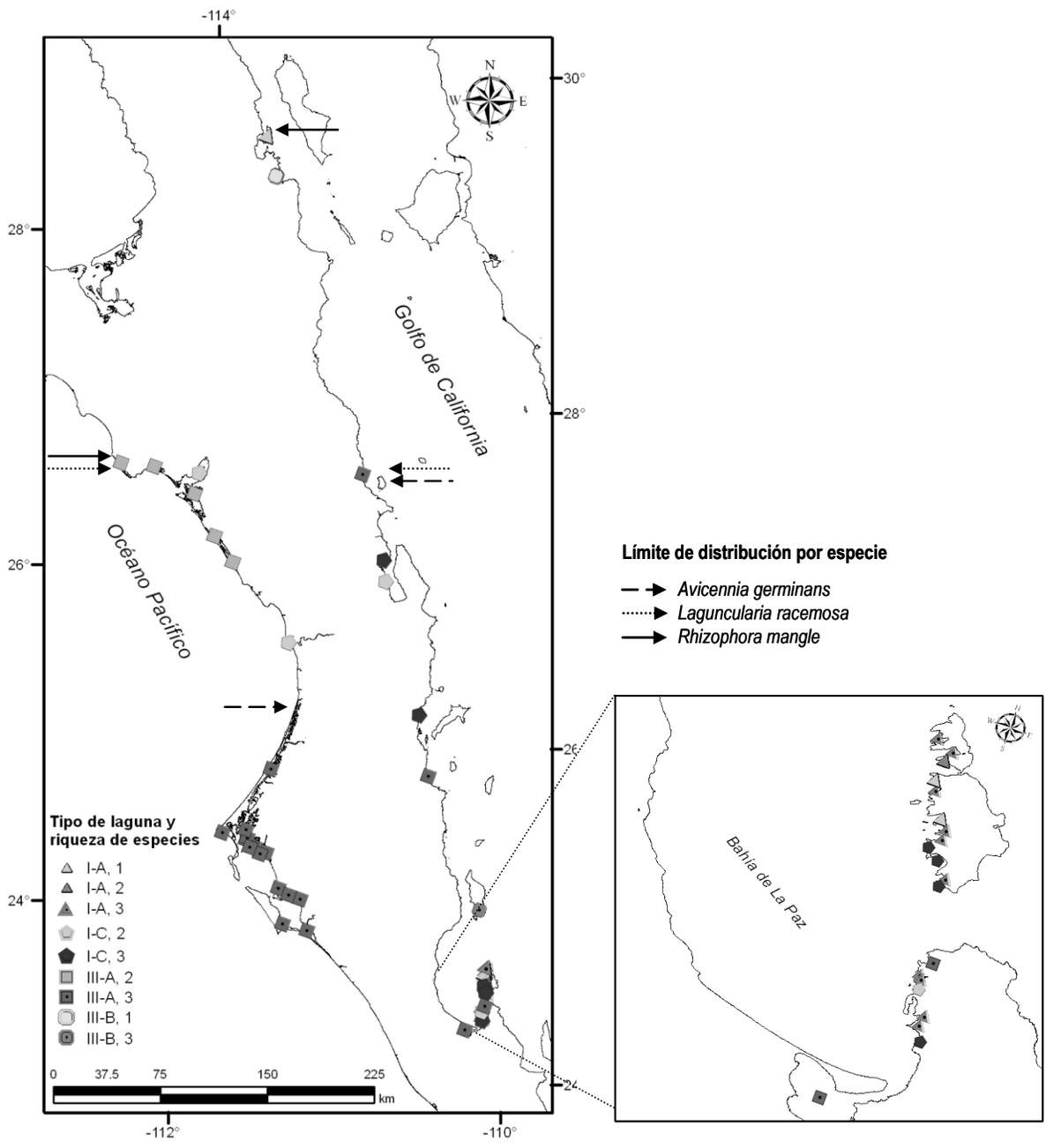


Figura 16. Mapa de la riqueza de especies de mangle en 50 lagunas costeras, de acuerdo a su tipo: valle de río inundado abierto (I-A), valle de río inundado con barrera (I-C), laguna de barrera tipo Gilbert- de Beaumont (III-A) y laguna cuspada (III-B). Las flechas indican los límites biogeográficos de las especies. El tono de los símbolos indica el número de especies: blanco (0 sp.), gris bajo (1 sp.), gris medio (2 sp.), negro (3 sp.)

Tabla 17. Ocurrencia de especies de mangle en 64 lagunas costeras distribuidas en la Península de Baja California. *A. germinans* (AG), *L. racemosa* (LR), *R. mangle* (RM). Se indica el tipo morfogenético de la laguna: valle de río inundado abierto (I-A), valle de río inundado con barrera (I-C), laguna de barrera tipo Gilbert- de Beaumont (III-A) y laguna cuspada (III-B)

No	Costa	Nombre	Tipo	Especies	No	Costa	Nombre	Tipo	Especies
1	Golfo	El Candelero	I-A	AG, LR, RM	33	Pacífico	El Curl	III-A	AG, LR, RM
2	Golfo	El Cardonal	I-A	AG, LR, RM	34	Pacífico	El Puente	III-A	AG, LR, RM
3	Golfo	El Cardoncito	I-A	AG, LR	35	Pacífico	La Bocana	III-A	LR, RM
4	Golfo	El Mezteño	I-A	LR	36	Pacífico	Salinas	III-A	AG, LR, RM
5	Golfo	El Gallo	I-A	AG, LR, RM	37	Pacífico	San Buto	III-A	AG, LR, RM
6	Golfo	Ensenada Grande centro	I-A	AG, LR, RM	38	Pacífico	San Carlos	III-A	AG, LR, RM
7	Golfo	Ensenada Grande sur	I-A	AG, LR, RM	39	Pacífico	San Lázaro	III-A	AG, LR, RM
8	Golfo	Estero Puerto Gato-El Tesoro	I-A	AG, LR, RM	40	Pacífico	Uña de Gata	III-A	AG, LR, RM
9	Golfo	La Gallina	I-A	AG, LR, RM	41	Pacífico	Isla Margarita	III-A	AG, LR, RM
10	Golfo	Puerto Ballenas	I-A	AG, LR, RM	42	Pacífico	Alacrán	III-A	AG, LR, RM
11	Golfo	El Merito norte	I-A	AG, LR, RM	43	Pacífico	La Paz	III-A	AG, LR, RM
12	Golfo	El Merito sur	I-A	AG, LR, RM	44	Pacífico	Punta Banderitas	III-A	AG, LR, RM
13	Golfo	Isla Smith	I-C	RM	45	Pacífico	Santo Domingo	III-A	AG, LR, RM
14	Golfo	La Dispensa	I-C	AG, LR, RM	46	Golfo	La Amortajada (San José)	III-B	AG, LR, RM
15	Golfo	Estero Bahía Falsa	I-C	AG, LR, RM	47	Golfo	Las Ánimas	III-B	RM
16	Golfo	San Gabriel sur	I-A	AG, LR, RM	48	Golfo	San Cosme	III-A	AG, LR, RM
17	Golfo	El Erizoso	I-C	AG, LR, RM	49	Golfo	San Lucas	III-A	AG, LR, RM
18	Golfo	Enfermería	I-C	AG, LR, RM	50	Golfo	Punta San Juan	I-A	-
19	Pacífico	San Ignacio	I-C	LR, RM	51	Golfo	El Embudo	I-A	-
20	Golfo	Las Navajas	I-C	AG, LR, RM	52	Golfo	Ensenada Grande norte	I-A	-
21	Golfo	Marina Nopoló	I-C	AG, LR, RM	53	Golfo	La Cueva	I-A	-
22	Golfo	Pichilingue-Brujas	I-C	AG, LR	54	Golfo	La Partida	I-A	-
23	Golfo	Santispac	I-C	AG, LR, RM	55	Golfo	El Manglecito	I-A	-
24	Golfo	El Requesón	I-C	AG, RM	56	Golfo	La Calaverita	I-A	-
25	Pacífico	Santa Marina	III-A	AG, LR, RM	57	Golfo	La Ballena	I-A	-
26	Golfo	Balandra	III-A (III-B)	AG, LR, RM	58	Pacífico	San Raymundo	I-C	-
27	Pacífico	El Cardón-El Delgadito	III-A	LR, RM	59	Pacífico	Cadejé	I-C	-
28	Pacífico	El Cuarenta-El Dátil	III-A	LR, RM	60	Pacífico	El Mezquital	I-C	-
29	Pacífico	El Cayuco	III-A	AG, LR, RM	61	Pacífico	San Gregorio-La Purísima	I-C	LR, RM
30	Pacífico	El Batequi	III-A	LR, RM	62	Pacífico	Boca Pabellón	I-C	-
31	Pacífico	El Chisguete	III-A	AG, LR, RM	63	Pacífico	Boca San Andresito	I-C	-
32	Pacífico	El Coyote	III-A	LR, RM	64	Pacífico	Boca San Rafael	I-C	-

9. DISCUSIÓN

La importancia de los ambientes lagunares para el asentamiento, desarrollo y permanencia de los manglares peninsulares fue consistente con lo planteado por diversos investigadores quienes señalan que éstos ambientes brindan espacios de alojamiento protegidos del oleaje, con sustrato sedimentario favorable (Odum *et al.*, 1982; Tomlinson, 1986; Woodroffe, 1992).

El empleo de las lagunas costeras como unidades de estudio proporcionó una aproximación de análisis efectiva, ya que permitió valorar diferentes componentes de biodiversidad del manglar: tipo de hábitat, comunidad vegetal y composición de especies corroborando su utilidad para el manejo ecosistémico (Christensen *et al.*, 1996; Marín y Delgado, 1997; Day *et al.*, 2008).

9.1 ESQUEMA DE CLASIFICACIÓN

Diversos investigadores han discutido acerca de la limitada posibilidad de hacer comparaciones entre manglares a partir de estudios de campo debido a que éstos son realizados en una amplia variedad de configuraciones geológicas, flujos hidrológicos, condiciones climáticas y regiones geográficas (Duke *et al.*, 1992; Krauss *et al.*, 2008).

En este trabajo, la aproximación geomorfológica permitió identificar, discretizar y clasificar las lagunas costeras registrando una variedad geomorfológica amplia en la región. Empleando este marco de referencia espacial fue posible tener un primer orden de diferenciación de los patrones ecológicos de los manglares peninsulares e identificar su relación con el factor geomorfológico.

Los criterios morfogenéticos de Lankford (1977) permitieron identificar y clasificar las lagunas de manera relativamente sencilla. Sin embargo, la principal desventaja de esta clasificación es que depende de la experiencia del fotointérprete, además debido a que es

una clasificación discreta, encasilla a las lagunas en categorías fijas y en este trabajo se identificaron lagunas con un comportamiento intermedio.

En contraste, la clasificación generada a partir de las variables geométricas y geomorfológicas permitió construir un esquema continuo a partir del cual fue posible: a) representar el patrón morfogenético de Lankford, b) corregir errores de interpretación y c) reconocer las lagunas con un comportamiento transicional o atípico permitiendo con ello ajustar o modificar la clasificación morfogenética. La desventaja de esta aproximación es la falta de información disponible en una escala espacial adecuada $\geq 1: 50\ 000$, lo que implica mayor esfuerzo de trabajo. Además, esta aproximación debe considerarse como un complemento de la clasificación morfogenética ya que ésta sintetiza una serie de factores y procesos que no siempre pueden ser cuantificados.

El empleo de esta aproximación permitió identificar porqué el manglar de San Ignacio desarrollado en una laguna del tipo I-C mostró mayor similitud con aquellos que ocurren en lagunas tipo III-A. En esta laguna la porción aérea del valle fluvial está erosionada y en su lugar se presenta una extensa planicie costera, de tal forma que la influencia de los escurrimientos se ve reducida de manera importante. Las barreras originales (*spit barriers*) han sido modificadas por el oleaje del Pacífico, desarrollando en su lugar un sistema de islas de barrera característico de las lagunas tipo III-A. Además, contrario a lo que ocurre en lagunas tipo I-C, en esta laguna la abundancia de costas depósito fue mayor. A partir de esta aproximación también se determinó que la laguna mixta de Balandra presentó mayor similitud con lagunas tipo III-B que con las III-A.

Finalmente, se considera que un sistema de clasificación geomorfológico a diferencia del ecológico (*sensu* Lugo y Snedaker, 1974) es de carácter más amplio y puede emplearse en cualquier parte del mundo. De ahí que diversos investigadores han sugerido un sistema jerárquico de clasificación en donde las clases o tipos ecológicos estén anidados en las clases o tipos geomorfológicos (Twiley *et al.*, 1998; Roy *et al.*, 2001; Day *et al.*, 2008; Krauss *et al.*, 2008).

9.2 PATRONES EN LA ESTRUCTURA DEL PAISAJE DE MANGLAR

En este trabajo se encontró que la estructura de los manglares varió en función del tipo de laguna. Las lagunas tipo III-A fueron particularmente importantes en la distribución y abundancia de estas comunidades. En este tipo de lagunas los manglares exhibieron un patrón estructural homogéneo y diferente al que ocurre en otros tipos de lagunas. No se encontraron diferencias en los manglares desarrollados en lagunas tipo I-A y I-C. Los manglares que se ubicaron en lagunas del tipo III-B mostraron un comportamiento intermedio entre la clase I y la III. De acuerdo con Woodroffe (1992) un comportamiento gradual es factible ya que un mismo tipo de costa o proceso puede ocurrir en dos o más configuraciones lagunares. Por tanto, la primera hipótesis planteada se acepta parcialmente.

De acuerdo al análisis de correlación entre matrices, las variables geomorfológicas que mejor explicaron el patrón estructural de los manglares peninsulares fueron la longitud de costas de depósito y la topografía, en consistencia con lo reportado por diversos autores (Chapman, 1977; Odum *et al.*, 1982; Thom, 1984, Duke, 1992). La configuración de las lagunas tipo III-A brindó un espacio de alojamiento protegido y amplio, con abundante sustrato sedimentario para el establecimiento del manglar y con una pendiente suave, permitiendo así la expansión del manglar tierra adentro. En contraste, las lagunas del tipo I-A y I-C presentaron manglares con un desarrollo estructural limitado debido en parte a que las condiciones geomorfológicas fueron menos favorables (baja abundancia de costas de depósito y topografía abrupta). La similitud registrada en la estructura de los manglares desarrollados en este tipo de lagunas (I-A y I-C) puede considerarse como un reflejo de la similitud en su configuración geomorfológica (Woodroffe, 1992).

La menor abundancia de manglar encontrada en las lagunas de erosión diferencial con barrera (en la Península de Baja California) fue contraria a lo reportado por Santilan (2004) en el sureste australiano quien reporto mayor abundancia en este tipo de lagunas que en el tipo III-A. Para aclarar esta aparente contradicción es importante considerar dos componentes fundamentales: la clasificación empleada y el clima. Saintilan (2004) empleó la clasificación geológica de estuarios propuesta por Roy *et al.* (2001), ésta es equivalente a

la de Lankford a nivel de clase pero no hace una diferenciación a nivel de tipos. El sureste australiano es una región húmeda donde las lagunas presentan ríos de carácter permanente por lo que de acuerdo con la clasificación de Lankford (1977) éstas serían del tipo I-D diferentes a las analizadas en éste trabajo (I-C). En climas húmedos y templados la abundancia de costas de depósito y las tasas de depositación son diametralmente mayores que las que se presentan en climas áridos (Woodroffe, 1992; Pilgrim *et al.*, 1988 en: Knighton y Nanson, 1997; Martínez-Gutiérrez y Mayer, 2004). De acuerdo con Santilan (2004), el área de manglar analizada estuvo correlacionada con las variables geomorfológicas de los estuarios, en particular con la extensión de los ambientes de depósito (área de la planicie de marea y área de bancos de arena).

Por otro lado, en climas áridos (a diferencia de lo que ocurre en climas húmedos o templados) se ha documentado que los procesos fluviales son altamente variables tanto en el espacio como en el tiempo (McPherson, 1987; Pilgrim *et al.*, 1988 en: Knighton y Nanson, 1997) propiciando mayor inestabilidad de los ambientes aluviales en los que se desarrollan los manglares. En la Península de Baja California, Martínez-Gutiérrez y Mayer (2004) han documentado que durante las inundaciones extraordinarias ocasionadas por el paso de huracanes ocurren eventos episódicos de depositación modificando de manera importante los ambientes aluviales costeros. Asimismo señalan que el sistema que erosiona, transporta y suministra sedimentos al Golfo de California es variable por naturaleza (en tiempo y espacio), mientras que el sistema de la costa del Pacífico es relativamente más estable (Martínez-Gutiérrez y Mayer, 2004). El impacto de los huracanes en las comunidades de manglar de la península no ha sido analizado, pero existen registros de mortandad en la Laguna de La Paz (Bashan *et al.*, 2005) y en Mulegé (Obs. pers.). De acuerdo con diversos autores el impacto de huracanes sobre estas comunidades puede ocasionar reducción de altura, cambios en la estructura de la comunidad e incluso la muerte (Jiménez *et al.* 1985; Flores-Verdugo *et al.*, 1990; 1985; Roth, 1997 y Cahoon *et al.*, 2003). Roth (1997) sugirió que la proporción de especies puede cambiar debido a las diferentes tasas de regeneración, por lo que este factor podría estar relacionado con mayor variación en la composición de especies en este tipo de lagunas.

En una escala regional, las diferencias encontradas en la estructura y configuración espacial del paisaje de manglar son consistentes con la alta heterogeneidad espacial. Los patrones registrados en la costa del Golfo de California: a) rangos de distribución discontinuos, estrechos y distantes b) menor desarrollo en la estructura de los parches y c) mayor grado de fragmentación, son consistentes con las condiciones geológicas y geomorfológicas registradas. De acuerdo con Ortlieb (1991) y Halfar *et al.* (2001) la Península de Baja California es un bloque de corteza terrestre tectónicamente activo, que se levanta con mayor velocidad a lo largo de la costa del Golfo de California generando una topografía general abrupta, en donde dominan las costas erosivas. Las costas de depósito favorables para el desarrollo del manglar son poco abundantes y se distribuyen en rangos latitudinales estrechos y discontinuos (Ortiz-Pérez y Espinoza Rodríguez, 2007). En contraste, en la costa del Pacífico se presenta un levantamiento muy lento o casi nulo (Ortlieb, 1991; Halfar *et al.*, 2001), con una morfología costera muy variable; al norte del paralelo 28.5° N la topografía es abrupta, pero hacia el sur la pendiente es generalmente suave con dominancia de costas de depósito con rangos de distribución latitudinal amplios y continuos (Ortiz-Pérez y Espinoza Rodríguez, 2007).

La configuración espacial de los parches de mangle en conglomerados, fue consistente con la disponibilidad, distribución y características de las lagunas analizadas. Los amplios rangos de distribución latitudinal del manglar y la mayor abundancia en la costa del Pacífico son congruentes con la mayor extensión (1 253.2 km) de sistemas lagunares (Ortiz y De la Lanza, 2006) y dominancia de lagunas tipo III-A. En contraste, en la costa del Golfo de California se registró una menor extensión de lagunas costeras (47.2 km) (Ortiz y De la Lanza, 2006) las cuales se distribuyen de manera dispersa a lo largo de la costa. Las diferencias en la estructura de los parches de manglar son consistentes con los tipos de laguna que dominan en esta costa (I-A y I-C).

El mayor grado de fragmentación del manglar en la costa del Golfo de California debe considerarse como una condición natural y no como un reflejo de la pérdida del hábitat. Las características estructurales de los parches (baja abundancia y formas moderadamente irregulares) no muestran indicio de perturbación por actividad

antropogénica, indicando el dominio de condiciones naturales (Vila *et al.*, 2006). Además, el conglomerado más abundante de parches, con parches de mayor área y perímetro se ubicó en la porción sur, donde se concentra el mayor desarrollo y la mayor densidad de habitantes (INEGI, 2000).

Por otro lado, se ha documentado que la precipitación, aridez y temperatura tienen un fuerte efecto en la distribución y abundancia del manglar (Tomlinson, 1996; Spalding *et al.*, 1997; Harty, 2004; Stuart *et al.*, 2007). Por lo que la tendencia latitudinal de reducción de la tasa de acumulación de los parches en el Golfo de California podría estar relacionada con un factor climático limitante que actúa con mayor intensidad hacia el norte. Sin embargo, las condiciones de menor precipitación y mayor grado de aridez no se presentan en el golfo sino en costa del Pacífico (García y CONABIO, 1998a; Salinas *et al.*, 1998; González *et al.*, 2011) donde la tasa de acumulación latitudinal fue relativamente constante y en donde se presenta la mayor abundancia. En contraste, las condiciones de temperatura extrema son mayores en el golfo (García y CONABIO, 1998b, 1998c), éstas se incrementan hacia el norte en donde alcanzan valores superiores a los límites de tolerancia de las especies de mangle. De acuerdo con Clough *et al.* (1982) y Krauss *et al.* (2008) los manglares presentan estrés térmico a 35°C y cuando alcanzan de 38° a 40°C la fotosíntesis deja de ser eficiente y puede ocasionar la muerte. En Bahía de Los Ángeles (Isla Smith) donde se ubica el manglar más norteño se registran valores de temperaturas máximas promedio de 34°C a 36°C y máximas absolutas de 40° a 42°C. El efecto de estas condiciones se ve reflejado no sólo en el menor tamaño y borde de los parches sino también en la menor altura promedio de los individuos (Pacheco *et al.*, 2006) y en la reducción de la riqueza específica. Derivado de lo anterior, es evidente que en la costa del Golfo de California, la temperatura extrema es determinante en el establecimiento del límite biogeográfico de los manglares. Sin embargo, al sur de éste límite, las condiciones climáticas no siempre son consistentes con el desarrollo del manglar, en Bahía Concepción y Loreto con condiciones relativamente favorables (INEGI, 1996; García y CONABIO, 1998b, 1998c) los manglares son pequeños, con pocos parches y de menor tamaño. Los resultados encontrados en este trabajo sugieren que en una escala local el componente

geomorfológico puede tener implicaciones importantes en la configuración de los manglares.

9.3 PATRONES DE COLONIZACIÓN Y COMPOSICIÓN DE ESPECIES.

Los factores y procesos relacionados con la configuración de los patrones de colonización y composición de las especies de los manglares son muy diversos (Rico-Gray, 1993; Tomlinson, Kathiresan y Bingham, 2001).

En una escala regional, la capacidad de dispersión y la accesibilidad son dos de los factores más relevantes (Arita y Rodríguez, 2001; Soberón y Peterson, 2005). Las especies de mangle se caracterizan por su alta capacidad de dispersión debido a que presentan dos adaptaciones reproductivas determinantes, la viviparidad y la producción de propágulos flotantes con dispersión por corrientes (Rabinowitz, 1978; Tomlinson, 1996). Esta combinación además, permite que las plántulas se establezcan rápidamente en un sustrato apropiado (Odum *et al.*, 1982; Kathiresan y Bingham, 2001). En ambas costas de la península, los patrones de circulación superficial registrados (Durazo y Baumgartner, 2002; Marinone, 2003; Gutiérrez *et al.*, 2004) sugieren condiciones oceanográficas favorables para una amplia dispersión y accesibilidad a lo largo del área de estudio. Los estudios genéticos de *R. mangle* y *A. germinans* (Muñiz-Salazar *et al.*, 2011; Sandoval-Castro 2012) confirman el flujo genético entre ambas costas del Golfo de California y entre éstas y la costa occidental de península. Por lo que al parecer, el peso de estos dos factores no es tan relevante, más si se considera que el área de estudio de este trabajo se ubica al sur del límite biogeográfico.

Sin embargo, la capacidad de dispersión por si sola no es suficiente para realizar con éxito la colonización de un ambiente Rico-Gray (1993). El establecimiento de las plántulas y el crecimiento inicial son etapas críticas de todas las plantas con semilla incluyendo a los mangles los cuales están sujetos a la disponibilidad de ambientes protegidos, sustrato sedimentario, influencia de la marea y a las condiciones climáticas favorables (Rabinowitz, 1978; Tomlinson 1986; Kathiresan y Bingham, 2001).

La dependencia del porcentaje de colonización en función de la zona costera en la que se ubican las lagunas analizadas sugiere el efecto de un factor limitante que actúa con mayor intensidad en la costa del Pacífico. De acuerdo con (Wright *et al.*, 1973) la costa del Pacífico (a diferencia de la costa del golfo) está expuesta a un régimen de alta energía, debido tanto a los fuertes vientos con velocidades de hasta 11.7 m/s, como a la alta energía del oleaje con olas de hasta 1.5 m de altura. En esta costa se encontró que los procesos físicos dominantes en las lagunas tipo I-C sin colonizar fueron el oleaje y los vientos, diferentes a los registrados en las lagunas del mismo tipo (y con manglar). Bajo estas condiciones de alta energía, las lagunas tipo I-C con bocas pequeñas (< 100 m) son constantemente obstruidas por el desarrollo de playas de barrera generadas por el fuerte oleaje, limitando así el ingreso de propágulos. Además, el transporte y depositación de sedimentos finos por el viento eventualmente sepulta las planicies aluviales y de marea en las que eventualmente podrían establecerse las plántulas de mangle. El impacto negativo del oleaje en el establecimiento de propágulos y en el desarrollo de plántulas ha sido ampliamente documentado (Tomlinson, 1986). En zonas con alta energía el sistema radicular de los mangles es altamente vulnerable ya que puede dañarse o quedar sepultado y ocasionar la muerte de los individuos (Odum *et al.*, 1982; Tomlinson, 1986; Kathiresan y Bingham, 2001).

Considerando la configuración general de las lagunas I-C: a) orientación perpendicular a la costa, b) limitado frente litoral, c) menor protección debido al desarrollo de pequeñas barreras, c) desarrollo de una pequeña boca y c) limitada extensión de costas de depósito; se considera que éste tipo de lagunas es más vulnerables ante los impactos ocasionados por el oleaje y los fuertes vientos que las lagunas III-A. En contraste, las lagunas tipo III-A presentan a) mayor grado de protección debido al tipo y extensión de sus barreras, b) mayor frente litoral debido a la orientación del eje principal, c) pueden presentar más de una boca con mayor amplitud relativa. Por lo que el impacto por el oleaje o fuertes vientos en este tipo de lagunas puede ser amortiguado o presentarse de manera local. Bajo este mismo contexto, el menor grado de protección de las lagunas I-A y por ende mayor exposición ante condiciones extremas de viento y oleaje (*e.g.* huracanes),

podría también estar relacionado con el menor el menor porcentaje de colonización en este tipo de lagunas.

El menor porcentaje de colonización de las lagunas I-A y I-C así como la mayor variación en la composición de especies, incluso en sitios adyacentes con condiciones climáticas similares son consistentes con la propuesta de que estas lagunas son relativamente más inestables (en tiempo ecológico) que las lagunas tipo III-A. Dicha inestabilidad al parecer está relacionada con condiciones de alta energía del oleaje, fuertes vientos y escurrimientos torrenciales cuyo efecto negativo en las comunidades de manglar ha sido ampliamente documentado (Tomlinson, 1986; Blasco *et al.*, 1996; Kathiresan, 2001; Cahoon *et al.*, 2003).

Las diferencias registradas en la composición de especies entre las lagunas tipo III-A y tipos I-A y I-C podrían también estar vinculadas a las diferencias en los procesos costeros registrados entre estas lagunas en conjunto con las diferentes adaptaciones anatómicas y fisiológicas de las especies de mangle. Sin embargo, es necesario realizar análisis que nos permitan ahondar en el tema y probar las probables relaciones. Además, es recomendable que en estos análisis se incorporen variables climáticas las cuales pudieran tener mayor peso. En la península se registra un patrón de reducción de la riqueza el cual es consistente con condiciones climáticas limitantes (García y CONABIO, 1998b, 1998c). Por tanto, la variación en la composición de especies principalmente en las lagunas ubicadas al norte estará relacionada con este factor y no con el geomorfológico.

Otro factor que pudiera estar involucrado es la variación de especies en las lagunas tipo I-A y I-C es la variación de salinidad ocasionada por el aporte de agua dulce a los sistemas. En ambientes salobres o salinos la ventaja competitiva de las especies de mangle es alta debido a sus adaptaciones fisiológicas y anatómicas además, considerando las condiciones en las que se desarrollan (*e.g.* altas temperaturas, fluctuaciones salinas, suelos anaerobios) sólo pocas especies pueden coexistir (Odum *et al.*, 1982; Kathiresan y Bingham, 2001). En campo se identificó que diferentes lagunas del tipo I-A y I-C distribuidas tanto en la costa del Golfo de California como del Pacífico presentaron

comunidades de carrizal y/o tular las cuales se desarrollan en ambientes dulceacuícolas salobres (Rzendowzki, 1994). La ocurrencia de este tipo de vegetación pone en evidencia un importante aporte de agua dulce en estos ambientes. Si bien, las especies de mangle son halófitas facultativas y muchos mangles son capaces de crecer bastante bien en agua dulce, las comunidades de mangle no se desarrollan en ambientes dulceacuícolas ya que otras especies de plantas vasculares están mejor adaptadas (Odum *et al.*, 1982; Tovilla, 1994; Tomlinson, 1996; Kathiresan y Bingham, 2001). En la Península de Baja California el aporte de agua dulce por escurrimientos superficiales es baja sin embargo, se ha documentado que el flujo subterráneo de agua dulce puede ser importante y afectar la extensión del humedal, la composición de especies o incluso el tipo de comunidad vegetal (González-Abraham, 2011). Este comportamiento es consistente con lo reportado en otras regiones áridas del mundo (Bunt y Williams, 1981; Nichols, 1994; Patten *et al.*, 2007).

9.4 IMPLICACIONES EN EL MANEJO DEL RECURSO

Tres ejes de información son fundamentales para el establecimiento de políticas de manejo y conservación de los manglares: la estimación del recurso, la biodiversidad y las perspectivas históricas (Christensen *et al.*, 1996; Marín y Delgado, 1997; Macintosh y Ashton, 2002; Day *et al.*, 2008). En este apartado se discuten los dos primeros.

A pesar de que recientemente se han realizado estimaciones de los manglares a nivel mundial y nacional (CONABIO, 2008; Spalding *et al.*, 2010; Giri *et al.*, 2011), éstas no siempre cuentan con la resolución espacial necesaria para la planeación y manejo del recurso. Además, las tendencias globales o nacionales pueden diferir de las tendencias regionales o locales. Por otro lado, debido a que los manglares son sistemas muy dinámicos las estimaciones periódicas aportan información valiosa para el manejo. En este trabajo se registró una cobertura de manglar (33 568.4 ha) mayor a la reportada por otros autores (Carrera y de La Fuente, 2003; CONABIO, 2008; Luna *et al.*, 2010) con diferencias de incremento del 6% y hasta del 27% en un periodo menor a 20 años, con una tasa de incremento mayor en la costa del Pacífico que en el Golfo de California.

En el noroeste del país, la tendencia de incremento de cobertura de manglar ha sido documentada recientemente en la costa del Pacífico de la Península de Baja California y en las costas de Sinaloa (Hernández-Cornejo *et al.*, 2005; Hak *et al.*, 2008; López-Medellín *et al.*, 2008; Ruíz-Luna *et al.*, 2010). A partir de estos estudios se observa un patrón espacial. Los manglares que muestran evidencias de expansión se ubican en lagunas de plataforma interna con barrera tipo Gilbert de Beaumont (III-A), el manglar de la Laguna de San Ignacio (I-C) también presentó indicios de expansión. Al interior de las lagunas se observa que las principales zonas de expansión se ubican tierra adentro sobre ambientes aluviales con topografía suave, también se registran áreas de expansión en el borde interno de las barreras. Las zonas de pérdida se registran en terrenos con topografía moderada o abrupta, áreas de depositación activa (barreras) y en áreas ubicadas en el margen adyacente al sistema terrestre.

López-Medellín *et al.* (2011) señalan que el incremento de cobertura de manglar en la costa occidental del Pacífico puede estar relacionado a la combinación del incremento del nivel medio del mar así como del calentamiento de aguas superficiales durante los últimos 40 años. Bajo este escenario, el reconocimiento de la estructura del paisaje del manglar así como de las condiciones geomorfológicas en las que se desarrollan puede aportar información relevante para evaluar la vulnerabilidad de estas comunidades. De acuerdo con Ellison y Stodart (1991) los manglares pueden adaptarse al incremento del nivel medio del mar si este ocurre lo suficientemente lento, o si la tasa de sedimentación excede la primera. La capacidad para migrar tierra adentro estará determinada por la topografía del ambiente así como del establecimiento de infraestructura (*e.g.* caminos, campos agrícolas, granjas acuícolas), si estas condiciones son adversas entonces el manglar puede perecer. Kennish (2002) destaca otras condiciones locales como el tamaño y forma de la laguna, su orientación respecto al *fetch* y corrientes locales, área de distribución del manglar y geología de la cuenca. McLeod y Salm (2006) señalan que el rango de las mareas y el aporte de sedimentos son factores clave; manglares en ambientes macromareales con importante suministro de sedimentos pueden ser capaces de mantenerse (Semeniuk, 1994; Woodroffe, 1995), mientras que en áreas micromareales con escaso

suministro de sedimentos las comunidades de manglar son consideradas extremadamente vulnerables.

Bajo éste contexto y considerando que los pequeños manglares del Golfo de California están ubicados principalmente en ambiente con topografía abrupta (I-A, I-C, I-D, III-B) y el sistema que erosiona, transporta y suministra sedimentos es altamente variable y con un bajo aporte (Martínez-Gutiérrez y Mayer, 2004); se esperaría que éstos fuesen más vulnerables ante el incremento del nivel medio de mar.

Por otra parte, el análisis de diferentes componentes de biodiversidad y el entendimiento de cómo estos elementos están interconectados representa un principio fundamental de manejo (Christensen *et al.*, 1996; Marín y Delgado, 1997; Day *et al.*, 2008). De acuerdo con Macintosh y Ashton (2002) el reconocimiento de tres niveles de diversidad son de particular importancia: la diversidad de especies, la diversidad genética y la diversidad ecosistémica. Actualmente se reconoce que si bien, la diversidad a nivel de especies es relativamente baja, la diversidad a nivel ecosistémico (*e.g.* paisaje, nicho, hábitat, comunidad, poblaciones) es alta (Woodroffe, 1992; Macintosh y Ashton, 2002). Consecuentemente la estructura, productividad y funciones ecosistémicas también son diversas (Saenger y Snedaker, 1993; Macintosh y Ashton, 2002).

En la Península de Baja California, al igual que en muchas regiones áridas del mundo la riqueza de especies de mangle es baja, pero la riqueza de especies de flora y fauna asociada es alta (Holguín *et al.*, 2005; Whitmore *et al.*, 2005; Amador *et al.*, 2011; Félix-Pico *et al.*, 2011; Ramírez-Rodríguez *et al.*, 2011; Riosmena-Rodríguez *et al.*, 2011; Siqueriros *et al.*, 2011). Los estudios acerca de la diversidad genética de mangle en el noroeste del país muestran valores bajos, con una tendencia de reducción hacia los límites de distribución (Nettel y Dodd, 2007; Muñoz-Salazar *et al.*, 2011; Sandoval-Castro, 2012).

En contraste, en este trabajo se registraron diferentes tipos estructurales de manglar. La variedad de lagunas costeras en las que se desarrollaron fue relativamente amplia ya que se registraron cuatro de las cinco clases morfogenéticas reportadas en México (Lankford,

1977) y siete tipos geomorfológicos. La variedad de tipos de costas en los que se desarrollan los manglares también fue amplia (11 tipos) y de diferente origen (fluvial, eólico, oleaje, corrientes, marea y biógeno). En una escala regional, los manglares del Golfo de California debieran tener prioridad de atención ya que en esta costa se identificó mayor variedad de lagunas costeras, incluyendo tipos exclusivos (I-A, I-D, III-B), algunos de éstos con ejemplares raros como las lagunas La Amortajada y Las Ánimas (III-B) o únicos como Mulegé (I-D). En consecuencia se esperaría mayor diversidad de procesos geoquímicos y ecosistémicos, y por ende de bienes y servicios (Twiley et al., 1996; Ewel et al., 1998).

Ewel et al. (1998) plantearon que los bienes y servicios que proveen los ecosistemas de manglar son ampliamente entendidos, sin embargo, éstos muchas veces son generalizados, por lo que entender que diferentes ambientes pueden proveer diferentes bienes y servicios puede ayudar a establecer estrategias de manejo y conservación eficientes. De acuerdo a lo planteado por diversos investigadores las diferencias de los procesos físicos dominantes en cada tipo de ambiente podrían implicar diferencias en los bienes y servicios ecosistémicos (Lugo y Snedaker, 1974; Twilley et al., 1986; Ewel et al., 1998). Así, los ecosistemas con dominancia de procesos fluviales (e.g. I-D, I-C, I-A) son considerados como altamente productivos, debido quizás a la mayor concentración de nutrientes asociada a los sedimentos aluviales, además éstos favorecen la capacidad de exportación hacia otras zonas adyacentes (Woodroffe, 1992). En la Península de Baja California se ha registrado que un alto porcentaje de producción de propágulos en éste tipo de ambientes es exportada hacia el exterior (Domínguez et al., 2009). Por lo que estos pequeños manglares podrían estar jugando un papel importante en la región.

Las diferencias registradas en el paisaje del manglar también podrían implicar diferencias en su funcionamiento como hábitat. Diversas investigaciones sugieren una relación entre las características estructurales del manglar y la composición y abundancia de diversos organismos (Duke et al., 1998; Roy et al., 2001; Ellison, 2002; Nagelkerken et al., 2008). Se ha registrado que el borde de los manglares atrae de manera importante a organismos acuáticos como crustáceos y peces, llegando a determinar su composición

específica y abundancia poblacional (Roy *et al.*, 2001; Vance *et al.*, 2002; Hass *et al.*, 2004; Santilan, 2004). En consecuencia, se esperaría que los manglares con mayor área y borde total como los de las lagunas tipo III-A presentaran mayor riqueza de especies con poblaciones relativamente más abundantes que los desarrollados en otro tipo de lagunas. Asimismo, su mayor extensión a lo largo de la línea de costa debido a la orientación de las lagunas (paralelo a la línea de costa) implica mayor protección ante condiciones erosivas (Ewel *et al.*, 1998) y mayor interacción con el ambiente marino y terrestre.

Por el contrario, los pequeños manglares desarrollados en las lagunas I-A, I-C y III-B podrían considerarse como hábitats tipo borde los cuales facilitan la presencia de especies generalistas y con poblaciones menos abundantes (Forman y Godron, 1986). Asimismo, el menor tamaño de los parches en estos manglares produce un aumento en la relación perímetro-área, lo que aumenta la permeabilidad de los fragmentos a los efectos de hábitats periféricos, cuanto menor sea la superficie del fragmento, más vulnerable será a los agentes externos y más acusado será el efecto borde (Laurance, 2000). En un contexto regional, el mayor grado de fragmentación de manglar en la costa del Golfo de California representa mayor vulnerabilidad de estos ecosistemas (Lord y Norton, 1990), debido a que los parches son más pequeños y distantes conformando lo que Wilcox y Murphy (1985) denominan como “hábitats isla” ocasionando la alteración de sus elementos bióticos y abióticos. Asimismo, y dado el aislamiento y distancia entre los fragmentos el intercambio de individuos se reduce. En consecuencia la pérdida de pequeñas áreas de manglar puede tener un efecto relevante en la conectividad (Neiff *et al.*, 2005). Además, de acuerdo con Lord y Norton (1990) en los paisajes altamente fragmentados el funcionamiento ecosistémico es más proclive a ser afectado, ya sea por perturbaciones externas o por la ruptura de las interacciones funcionales.

10. CONCLUSIONES

- El esquema metodológico empleado en este trabajo permitió analizar y enlazar diferentes componentes de biodiversidad en los ecosistemas de manglar: hábitat, comunidad vegetal y especies.
- La aproximación geomorfológica permitió identificar, discretizar y clasificar las lagunas costeras en las que se desarrollan los manglares de la Península de Baja California. De acuerdo con la escala de análisis se identificaron cinco tipos de lagunas, las más frecuentes fueron: valle de río inundado abierto (I-A), valle de río inundado con barrera (I-C), laguna de barrera tipo Gilbert- de Beaumont (III-A) y laguna cuspada (III-B). Este sistema de clasificación brindó un marco de referencia para analizar los patrones de la comunidad vegetal y las especies de mangle.
- Los patrones ecológicos de estructura del paisaje de manglar, colonización y composición de especies variaron en función del tipo de laguna.
- Los resultados encontrados sugieren que los tipos de laguna III-A y III-B son ambientes más favorables y estables que los tipos I-A y I-B.
- El factor geomorfológico de las lagunas explicó el 81% del patrón estructural de los manglares. Las variables con mayor poder de explicación fueron la longitud de costas de depósito y la topografía.
- Las diferencias en el paisaje entre las costas del Pacífico y del Golfo de California son consistentes con la disponibilidad, distribución y composición de los diferentes tipos de lagunas. La costa del Golfo de California exhibió mayor variedad de lagunas incluyendo algunos tipos exclusivos.

11. SUGERENCIAS PARA FUTUROS TRABAJOS

Se recomienda que en futuras investigaciones se considere: (a) ampliar el área de estudio (Sonora y Sinaloa) asegurando mayor diversidad y representatividad de lagunas, (b) considerar el empleo de variables climáticas para la clasificación de lagunas (Roy, 1984; Thom, 1982, 1984) y (c) realizar análisis que incorporen la variabilidad temporal de estos ecosistemas.

Considerando que cada tipo de laguna presenta una dinámica particular es importante que se evalúe la pertinencia de establecer estrategias de rehabilitación y manejo específicas. En el caso particular del Golfo de California se sugiere el planteamiento de investigaciones multidisciplinarias que permitan identificar la dinámica meta-poblacional, así como el papel ecológico de los pequeños manglares en los procesos de migración de especies altamente móviles o de aquellas que emplean el sistema como refugio en etapas críticas de su ciclo de vida. Para ello es necesario considerar ambas costas del Golfo de California y realizar análisis de conectividad entre sistemas.

La aproximación a nivel de lagunas puede brindar un marco de referencia espacial para (a) establecer esquemas de monitoreo a mediano y largo plazo, (b) elaborar modelos predictivos acerca de sus atributos ecológicos, (c) inferir la vulnerabilidad de las comunidades de mangle y su respuesta ante diferentes disturbios actuales o futuros, (d) extrapolar información existente y (e) asignar una importancia relativa en conservación. Por lo anterior, se recomienda explorar estas líneas de trabajo en futuros trabajos

12. 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. *Proceedings of the National Academy Sciences*, **105**, 10456-10459.
- Amador, E., Palacios, E., Mendoza-Salgado, R., Anda-Montañez, J. A. (2011) Uso de hábitat y composición de la avifauna en tres zonas de manglar de Baja California Sur, en: Félix-Pico, E. F., Serviere, E., Riosmena, R. León de La Luz, J. L. (Eds.), *Los manglares de La Península de Baja California*. CICIMAR, CIBNOR, S. C. y UABCS, México, pp. 235-250.
- Arita, H. & Rodríguez, P. (2001) Ecología geográfica y macroecología, en: Llorente, J. & Morrone, J. (Eds.), *Introducción a la biogeografía en Latinoamérica: Teorías, conceptos, métodos y aplicaciones*. CONABIO-UNAM, México, pp. 63-80.
- Bashan, Y., González-Zamorano, P., Salazar, B. (2005) *Restoration of hurricane-damaged mangroves at Punta Mogote, Baja California Sur, México*. <http://www.bashanfoundation.org/conservation2.html>
- Bird, E. Coastal Geomorphology. An Introduction. John Wiley & Sons, LTD. Chichester, England, p. 322.
- Blaber, S. J. M., Brewer, D. T., Salini, J. P. (1995) Fish communities and the nursery role of the shallow inshore waters of a tropical bay in the Gulf of Carpentaria, Australia. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **40**, 177-193.
- Blasco, F., Saenger, P., Janodet, E. (1996) Mangroves as indicators of coastal changes. *Catena*, **27** (3-4), 167-178.

- Bray, J. B. & Curtis, J. T. (1957) An ordination of the upland forest communities of Southern Wisconsin. *Ecological Monographs*, **27**, 325-349.
- Browder, J. A., May, J. L. N., Rosenthal, A., Gosselink, J. G., Baumann, R. H. (1989) Modeling future trends in wetland loss and brown shrimp production in Louisiana using thematic paper imagery. *Remote Sensing of Environment*, **28**, 45-59.
- Brown, J. H. & Maurer, B. A. (1989) Macroecology: the division of food and space among species on continents. *Science*, **243**, 1145-1150.
- Brown, J. H., Stevens G. C., Kaufman, D. M. (1996) The geographic range: Size, shape, boundaries, and internal structure. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, **27**, 597-623.
- Bunt, J. S. & Williams, W. T. (1981) Vegetational relationships in the mangroves of tropical Australia. *Marine Ecology Progress Series*, **4**, 349-359.
- Cahoon, D. R., Hensel, P., Rybczyk, J., McKee, K. L., Proffitt, C. E., Pérez, B. (2003) Mass tree mortality leads to mangrove peat collapse at Bay Islands, Honduras after Hurricane Mitch. *Journal of Ecology*, **91**, 1093-1105.
- Caspers, H. (1967) Estuaries: Analysis of definitions and biological considerations, en: Lauff, G.S. (Ed.), *Estuaries*. Amer. Assoc. Adv. Sci., Publ. 3, Washington, D. C, pp. 6-8.
- Chapell, J. & Grindrod, J. (1984) Chenier plain formation in northern Australia, en: Thom, B.G. (Ed.) *Coastal geomorphology in Australia*. Academic Press, Sydney, pp. 197-232.

- Chapman, V. J. (1975) Mangrove biogeography, en: Walsh, G. E., Sneadaker, S. C., Teas, H. T. (Eds.), *Proceedings of the international symposium on biology and management of mangroves*. Vol. 1. Florida University, Gainesville, pp. 3-22.
- Chapman, V. J. (1977) *Mangrove vegetation*. Cramer-Verlag. Berlin, p. 432.
- Christensen, N. L., Bartuska, A. M., Brown, J. M., Carpenter, S., D'Antonio, C., Francis, R., Franklin, J., MacMahon, J. A., Noss R. F., Parson, D. J., Peterson, C. H., Turner, M., Woodmansee, R.G. (1996) The report of the Ecological Society of America, Committee on the scientific basis for ecosystem management. *Ecological Applications*, **6**, 665-691.
- Christian, R. R., Stasavich, L., Thomas, C., Brinson, M. M., (2000) Reference is a moving target in sea-level controlled wetlands, en: Weinstein, M. P. & Kreeger, D. A. (Eds.), *Concepts and controversies in tidal marsh ecology*. Kluwer Press, The Netherlands, pp. 805-825.
- Cintrón, G., Lugo, A. E., Pool, D. J., Morris, G. (1978) Mangroves of arid environments in Puerto Rico and adjacent islands. *Biotropica*, **10**, 110-121.
- Clarke, K. R. & Warrick, R. M. (2001) *Change in marine communities: An approach to statistical analysis and interpretation*, 2nd Ed., Primer-E, Plymouth, p. 160.
- Clarke, K. R. & Gorley, R. N. (2006) *Primer V6: User Manual/Tutorial*, Primer-E, Plymouth, p. 190.
- Clough, B. F., Andrews, T. J., Cowan, I. R. (1982) Physiological processes in mangroves, en: Clough, B. F. (Ed.), *Mangrove ecosystems in Australia: Structure, Function and Management*,. Australian National University Press, Canberra, pp. 193-210.

- CONABIO. (2008) Manglares de México: Extensión y distribución, 2ª Ed. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México, p. 99.
- Costanza, R., D'Arge, R., De Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R. V., Paruelo, J., Raskin, R. G., Sutton, P., Van Den Belt, M. (1997) The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, **387**, 253-260.
- Dahdouh- Guebas, F. & Koedam, (2001) Are the northern most mangroves of West Africa viable? – a case study in Banc d'Arguin National Park, Mauritania. *Hydrobiologia*, **458**, 241-253.
- Day, J. W., Christian, R. R., Boesch, D. M., Yáñez-Arancibia, A., Morris, J., Twilley, R. R., Naylor, L., Schaffner, L., Stevenson, C. (2008) Consequences of climate change on the ecogeomorphology of coastal wetlands. *Estuaries and Coasts*, **31**, 477-491.
- Duke, N. C. (1992) Mangrove floristics and biogeography, en: Robertson, A. I. & Alongi, D. M. (Eds.), *Tropical mangrove ecosystem*. American Geophysical Union, Washington DC, USA, pp. 63-100.
- Duke, N. C., Ball, M. C., Ellison J. C. (1998) Factors influencing biodiversity and distributional gradients in mangroves. *Global Ecology and Biogeography Letter*, **7**, 27-47.
- Duke, N. C., Meynecke, J. O., Dittman, S., Ellison, A. M., Anger, K., Berger U., Cannicci, S., Diele, K., Ewel, K. C., Field, C. D., Koedam, N., Lee, S. Y., Marchand, C., Nordhaus, I., Dahdouh-Guebas, F. (2007) A world without mangroves. *Science*, **317**, 41-42.
- Elkie, P. Rempel, R., Carr, A. (1999) *Patch analyst user's manual*. Ont. Min. Natur. Resour. Northwest Sci. & Technol. Thunder Bay, Ont, p. 22.

- Ellison, J. C. & Stoddart, D. R. (1991) Mangrove ecosystem collapse during predicted sea-level rise: Holocene analogues and implications. *Journal of Coastal Research*, **7**, 151-165.
- Ellison, A. M. & Farnsworth, E. J. (1998) Anthropogenic disturbance of Caribbean mangrove ecosystems: Past impacts, present trends, and future predictions. *Biotropica*, **28**, 549-565.
- Ellison, A. M., Farnsworth, E. J., Merkt, R. E. (1999) Origins of mangrove ecosystems and the mangrove biodiversity anomaly. *Global Ecology and Biogeography*, **8**, 95-115.
- Ellison, A. M. (2002) Macroecology of mangroves: large-scale patterns and processes in tropical coastal forests. *Trees*, **16**, 181-194.
- Ellison, A. M. (2008) Mangrove ecology-applications in forestry and coastal zone management. *Aquatic Botany*, **89**, 78-79.
- Emery, K. O. & Stevenson, R. E. (1957) Estuaries and lagoons, I. Physical and chemical characteristics, en: Hedpeth, J.W. (Ed.), *Treatise on marine ecology and paleoecology*. I. Geol. Soc. Amer., Mem. 67, pp. 673-693.
- Environmental Law Institute (2003) *Conservation thresholds for land use planners*. Washington D.C., USA, p. 55.
- Eslami-Andargoli, L., Dale, P., Sipe, N., Chaseling, J. (2009) Mangrove expansion and rainfall patterns in Moreton Bay, southeast Queensland, Australia. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **85**, 292-298.
- Ewel, K. C., Twilley, R. R., Ong, J. E. (1998) Different kinds of mangrove forests provide different goods and services. *Global ecology and Biogeography Letters*, **7**, 83-94.
- FAO. (2007) *The world's mangroves 1985-2005*. Roma, Italia. FAO, p. 77.

- Felix-Pico, E. F., Holguin-Quiñones, O. E., Hernández-Herrera, A., Flores-Verdugo, F. (2006) Producción primaria de los manglares del Estero El Conchalito en Bahía de La Paz (Baja California Sur, México). *Ciencias Marinas*, **32**, 53-63.
- Flores-Verdugo, F., González-Farías, F., Ramírez-Flores, O., Amézcuca-Linares, A., Yáñez-Arancibia, M., Alvarez-Rubio, M., Day Jr., J.W. (1990) Mangrove ecology, aquatic primary productivity, and fish community dynamics in the Teacapan-Agua Brava lagoon-estuarine System (Mexican Pacific). *Estuaries*, **13**, 219-230.
- Forman, R. T. T. & Godron, M. (1986) *Landscape ecology*. John Wiley & Sons, Inc. USA, p. 619.
- Forman, R. T. T. (1995) *Land mosaics: the ecology of landscape and regions*, Cambridge University Press, Cambridge, p. 633.
- García, D. (2006) La escala y su importancia en el análisis espacial, *Ecosistemas*, **15** (3), 7-18.
- García, E. & CONABIO (1998a) Capa digital de precipitación promedio anual. Escala 1: 1000000. México.
- García, E. & CONABIO (1998b) Capa digital de Temperatura promedio máxima anual. Escala 1: 1000000. México.
- García, E. & CONABIO (1998c) Capa digital de Temperatura máxima absoluta. Escala 1: 1000000. México.
- García, M. B. (2008). *Las regiones de México: Breviario geográfico e histórico*. El Colegio de México, México, p.351.

- García-Oliva, F., Mass, J. M., Jaramillo, V. J., Martínez-Yrizar, A., Pérez-Jiménez, A., Sarukhán, J. (2006) El enfoque ecosistémico y su aplicación en problemas de manejo y restauración ecológica: el caso de la selva baja caducifolia en Chamela, Jalisco, en: Oyama & Castillo (Coord.) *Manejo, conservación y restauración de recursos naturales*. Siglo XXI, UNAM, Centro de Investigaciones en Ecosistemas, México, pp. 111-126.
- Gastón, K. J. & Lawton, J. H. (1990) Effects of scale and habitat on the relationship between regional distribution and local abundance. *Oikos*, **58**, 329-335.
- Gillanders, B. M., Able, K. W., Brown, J. A., Eggleston, D. B., Sheridan, P. F. (2003) Evidence of connectivity between juvenile and adult habitats for mobile marine fauna: an important component of nurseries. *Marine Ecology Progress Series*, **247**, 281-295.
- Golley, F. B. (1993) *A history of the ecosystem concept in ecology: more than the sum of the parts*. Yale University, New Haven, p. 254
- González-Abraham, A. (2011) Determinación de los sistemas de flujo de agua subterránea y caracterización de sus componentes en regiones desérticas: El caso de Loreto, Baja California Sur. Tesis Doctoral. CIBNOR. México. p. 98.
- González-Zamorano, P., Nava-Sánchez, E. H., León de La Luz, J. L. Díaz-Castro, S. C. (2011) Patrones de distribución y determinantes ambientales de los manglares peninsulares, en: *Los manglares de La Península de Baja California*. Félix-Pico, E. F., Serviere, E., Riosmena, R. León de La Luz, J. L. CICIMAR-CIBNOR, S.C. y UABCS. México, pp. 67-102.
- Félix-Pico, E. F., Holguin-Quñones, O. E., Escamilla-Montes, R. (2011) Macroinvertebrados marinos asociados a manglar, en: Félix-Pico, E. F., Serviere, E.,

- Riosmena, R. León de La Luz, J. L. (Eds.), *Los manglares de La Península de Baja California*. CICIMAR-CIBNOR, S.C. y UABCS. México, pp. 203-232.
- Guerloget, O., Frisoni, G. F., Perthuisot, J. P. (1983) Zonation biologique des milieux lagunaires: definition d'une echelle de confinement dans le domaine paraliquméditerranéen. *Journal de Recherché Oceanographique*, **8**, 15-35.
- Gustafson, E. & Parker, G. (1994) Using an index of habitat patch proximity for landscape design. *Landscape and Urban Planning*, **29**, 117-130.
- Gutiérrez, O. Q., Marinone, S.G., Parés-Sierra, A. (2004) Lagrangian surface circulation in the Gulf of California from a 3D numerical model. *Deep- Sea Research II* **51**, 659-672.
- Hak, J. López Medellín X., Beltrán, J.M., Josse, C., Stein, B., White, R. (2008) Mapping and analysis of mangrove habitat extent change in Baja California Sur from 1986 to 2001. Nature Serve y Pronatura, México, p. 8.
- 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*, **144**, 149-178.
- Hass, H., Rose, K. A., Fry, B., Minello, T. J., Rozas, L. L. (2004) Brown shrimp on the edge: linking habitat to survival using an individual-based simulation model. *Ecological Applications*, **46**, 1121-1126.
- Hernández-Cornejo, R., Koedam N., Ruiz-Lina, A., Troell, M., Dadhdouh-Guebas, F. (2005) Remote sensing and ethnobotanical assessment of mangrove forest changes in the Navachiste-San Inacio-Macapule lagoon complex, Sinaloa, México. *Ecology and Society*, **10**, 21-31.

- Hilty, J. A., Lidicker, Jr. W. Z., Meeuwig, A. M. (2006) *Corridor Ecology: The science and practice of linking landscape for biodiversity conservation*. Island Press, Washington, DC, p. 323.
- Holguin, G., González-Zamorano, P., de Bashan, L. E., 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.
- Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (1984) Conjunto de datos geológicos vectoriales del área de estudio. Escala 1: 250 000, Serie I. INEGI. México.
- Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (1993) Ortofotos del área de estudio. Escala 1: 20 000. INEGI. México.
- Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (1995) Estudio hidrológico del Estado de Baja California. INEGI. México, p. 206.
- Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (1996) Estudio hidrológico del Estado de Baja California Sur. INEGI. México, p. 206.
- Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (1997) Conjunto de datos topográficos vectoriales del área de estudio. Escala 1: 250 000, Serie II. INEGI. México
- Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (1981-2001) Conjunto de datos topográficos vectoriales del área de estudio. Escala 1: 50 0000, Ver. 4. INEGI. México
- Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (2010) Censo de Población y Vivienda 2010 de Baja California. México. Disponible en línea en: <http://www.inegi.org.mx/est/contenidos/proyectos/ccpv/cpv2010/>

- Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (2010) Censo de Población y Vivienda 2010 de Baja California Sur. México. Disponible en línea en: <http://www.inegi.org.mx/est/contenidos/proyectos/ccpv/cpv2010/>
- Irlandi, E. A., Orlando, B. A., Ambrose, W. G. J. (1999) Influence of seagrass habitat patch size on growth and survival of juvenile bay scallops *Argopecten irradians concentricus* (Say). *Journal of Experimental Biology*, **235**, 21-43.
- Jardi, M. (1985) Forma de una cuenca de drenaje. Análisis de las variables morfométricas que nos la definen. *Revista de Geografía*, **12**, 41-68.
- Jiménez, J. A. Lugo, A.E., Cintrón, G. (1985) Tree mortality in mangrove forest. *Biotropica*, **17**, 177-85.
- Jones, J., Dale, P. E. R., Chandica, A. L., Breitfuss, M. J. (2004) Changes in the distribution of the grey mangrove *Avicennia marina* (Forsk) using large scale aerial color infrared photographs: are the changes related to habitat modification for mosquito control? *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **61**, 45-54.
- Kathiresan, K., Bingham, B. L. (2001) Biology of mangroves and mangrove ecosystem. *Adv. Mar. Biol.* **40**, 81-251.
- Kench, P. (1999) Geomorphology of Australian Estuaries: Review and prospect. *Australian Journal of Ecology*, **24**, 367-380.
- Kennish, M. J. (2002) Environmental threats and environmental future of estuaries. *Environmental Conservation*, **29**, 78-107.
- Kjerfve, B. (1986) Comparative oceanography of coastal lagoons, en: Wolfe, D. A. (Ed.), *Estuarine variability*. Academic press, New York, pp. 63-81.

- Kjerfve, B. (1994) *Coastal lagoon processes*. Elsevier Science Publishers, Amsterdam, 577 p.
- Knighton, D. & Nanson, G. (1997) Distinctiveness, diversity and uniqueness in arid zone river systems, en: Thomas, D. S. G., (Ed.), *Arid zone geomorphology*. 2nd Ed. Process form and change in drylands. John Wiley and Sons Ltd. England, pp. 185-203.
- Kraus, K. W., Lovelock, C. E., McKee, K. L., Hoffman, L. L., Ewe, S. M., Sousa, W. P. (2008) Environmental drivers in mangrove establishment and early development: A review. *Aquatic Botany*, **89**, 105-127.
- Lacerda, L. D., Conde, J. E., Bacon, P. R., Alarcon, C., Alvarez-León, R., D'Cross, L. D., Kjerfve, B., Polania, J., Vannucci, M. (1993) Ecosistemas de manglar de América Latina y el Caribe: Sinopsis, en: Lacerda L. D. & Polonia, J. (Eds.), *Conservación y aprovechamiento sostenible de bosques de manglar en las regiones de América y África*. International Tropical Timber Organization and International Society for Mangrove Ecosystems. Okinawa, Japan, pp. 1-38.
- Lankford, R. (1977) Coastal lagoons of Mexico: Their origin and classification, en: Wiley, M. (Ed.), *Estuarine Processes*. Academic, New York, pp. 182-215.
- Lara-Lara, J. R., Alvarez-Borrego, S., Small, L. F. (1980) Variability and tidal exchange of ecological properties in a coastal lagoon. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **11**, 613-637.
- Laurance, W. F. (2000) Do edge effects occur over large spatial scales? *Trends in Ecology and Evolution*, **4** (15), 134-135.
- Levin, S. A. (1992) The Problem of Pattern and Scale in Ecology: The Robert H. MacArthur Award Lecture, *Ecology*, **6** (73), 1943-1967.

- Lluch-Belda, D. (2000) Centros de actividad biológica en la costa occidental de Baja California, en: Lluch-Belda, D., Elorduy-Garay, J., Lluch-Cota, S. E., Ponce-Díaz, G. (Eds.), *Centros de Actividad Biológica del Pacífico Mexicano*. CIBNOR, CICIMAR, CONACYT. México, pp. 49-64.
- López-Medellín, X., Ezcurra, E., González-Abraham, C., Hak, J., Santiago, L. S., Sickman, J. (2011) Oceanographic anomalies and sea-level rise drive mangroves inland in the Pacific coast of Mexico. *Journal of Vegetation Science*, **22**, 143-151.
- López-Portillo, J. A. & Ezcurra, E. (2002) Los manglares de México: una revisión. *Madera y Bosques*, **8**, 27-51.
- Lord, J. M., Norton, D. A. (1990) Scale and the spatial concept of fragmentation. *Conservation Biology*, **2** (4), 197-202.
- Lugo, A. E. & Sneadaker, S. C. (1974) The ecology of mangroves. *Annual Review of Ecology and Systematics*, **5**, 39-64.
- Lugo A. E. (1981) The inland mangroves of Inagua. *Journal of Natural History*, **15**: 845-852
- Macnae, W. (1968) A general account of a fauna and flora of mangrove swamps and forest in the Indo-Pacific region. *Advances in Marine Biology*, **6**, 73-270.
- Marinone, S. G. (2003) A three dimensional model of the mean and seasonal circulation of the Gulf of California. *Journal of Geophysical Research*, **108**, 3325. doi:10.1029/2002JC001720
- Manson, F. J., Loneragan, N. R., Harch, B. D., Skilleter, G. A., Phin, S. R. (2005) An evaluation of the evidence for linkages between mangroves and fisheries: a synthesis

of the literature and identification of research directions. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, **43**, 483-513.

Manson, F. J., Loneragan, N. R., Harch, B. D., Skilleter, G. A., Williams, L. (2005a) A broad-scale analysis of link between coastal fisheries production and mangrove extent: A case study for northeastern Australia. *Fishery Research*, **74**, 69-85.

Marín, V. & Delgado, L. (1997) Nueva estrategia para un desarrollo sustentable: Manejo Ecosistémico de los Recursos Naturales. *Revista Ambiente y Desarrollo*, **13**, 70-76.

Martínez-García, M. & Lluch-Belda, D. (2000) Cambio Climático Global y Centros de Actividad Biológica, en: Lluch-Belda, D. Elorduy-Garay, J., Lluch-Cota, S. E., Ponce-Díaz, G. (Eds.), *Centros de Actividad Biológica del Pacífico Mexicano*. CIBNOR, CICIMAR, CONACYT. México, pp. 1-11.

Martínez-Gutiérrez, G. & Mayer, L. (2004) Huracanes en Baja California, México, y sus implicaciones en la sedimentación en el Golfo de California. *GEOS*, **24**, 57-64.

McArthur, R.H. & Wilson, E.O. (1967) *The theory of island biogeography*, Princeton University Press, Princeton. p. 203.

McGarigal, K. (2002) Landscape pattern metrics, en: El-Shaaravi, A.H. & Piegorsch, W.W. (Eds.), *Encyclopedia of Environmetrics*. John Wiley and Sons, Chester, England, Vol. 2, pp. 1135-1142.

McLeod, E. & Salm, R. V. (2006) *Managing mangroves for resilience to climate change*. IUCN Resilience science group working paper series - No 2, IUCN and the Nature Conservancy. Switzerland, p. 63.

McPherson, J. G., Shanmugam, G., Moiola, R. J. (1987) Fan-deltas and braid deltas: Varieties of coarse-grained deltas. *Geological Society of American Bulletin*, **3**, 331-340.

- McTainsh, G., Iles, B., Saffigna, P. (1986) Spatial and temporal patterns of mangroves at Oyster point Bay southeast Queensland, 1944-1983. *Proceedings of the Royal Society of Queensland*, **99**, 83-91.
- Mendelssohn, I. A. & Morris, J. T. (2000) Eco-physiological controls on the productivity of *Spartina alterniflora* Loisel, en: Weinstein, M. P. & Kreeger, D. A. (Eds.), *Concepts and controversies in tidal marsh ecology*. Kluwer Academic Publishers, Boston, MA, USA, pp. 59-80.
- Méndez, A. P., López-Portillo, J. A., Hernández-Santana, J. R., Ortiz-Peréz, M. A., Oropeza, O. (2007) The mangrove communities in the Arroyo Seco deltaic fan, Jalisco, Mexico, and their relation with the geomorphic and physical-geographic zonation. *CATENA*, **70**, 127-142.
- Minello, T. J., Zimmerman, R. J., Medina, R. (1994) The importance of edge for natant macrofauna in a created salt marsh. *Wetlands*, **14**, 184-198.
- Mitsch, W. J. & Gosselink, J. G. (2000) *Wetlands*. 3rd Edition, John Wiley and Sons, Inc., New York, EUA. p. 600.
- Moore, N.H. & Slinn, D. J. (1984) The physical hydrology of a lagoon system on the Pacific coast of Mexico. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **19**, 413-426.
- Morgan, J. P. (1967) Ephemeral estuaries of the deltaic environment, en: Lauff, G. S. (Ed.), *Estuaries*. Amer. Assoc. Adv. Sci., Publ.3, Washington, D.C, pp. 115-120.
- Muñiz-Salazar, R., Sandoval-Castro, E., Riosmena-Rodríguez, R., Enriquez-Paredes, L.M., Tovilla-Hernández, C., Arredondo-García, M.C. (2011) Estructura genética poblacional de mangle rojo (*Rhizophora mangle* L.), en: Félix-Pico, E. F., Serviere,

- E., Riosmena, R. León de La Luz, J. L. (Eds.), *Los manglares de La Península de Baja California*. CICIMAR-CIBNOR, S.C. y UABCS. México, pp. 105-125.
- Nagelkerken, I., Blaber, S. J. M., Bouillon, S., Green, P., Haywood, M., Kirton, L. G., Meynecke, J. O., Pawlik, J., Penrose, H. M., Sasekumar, A., Somerfield, P. J. (2008) The habitat function of mangrove for terrestrial and marine fauna: A review. *Aquatic Botany*, **89**, 155-185.
- Nava-Sánchez, E. H., Gorsline, D. S. Molina-Cruz, A. (2001) The Baja California Peninsula Borderland: Structural and sedimentological characteristics. *Sedimentary Geology*, **144**, 63-82.
- Neiff, J. J., Rolón, M., Casco, S. L. (2005) ¿Podemos estimar el impacto de las transformaciones del paisaje sobre la ecodiversidad? *Facena*, **21**, 37-54.
- Nettel, A. & Dodd, R. S. (2007) Drifting propagules and receding swamps: genetic footprints of mangrove recolonization and dispersal along tropical coasts. *Evolution*, **61**, 958-971.
- Nichols, M. & Allen, G. (1981) Sedimentary processes in coastal lagoons. en: *Coastal lagoon research, present and future*. UNESCO Technical Papers in Marine Science 33. París, pp.27-80.
- Nichols, W. D. (1994) Groundwater discharge by phreathophyte shrubs in the Great Basin as related to depth to groundwater. *Water Resource Res.*, **30**, 3265-3274.
- Odum, W. E., McIvor, C. C., Smith, T. J. III (1982) *The ecology of mangroves of south Florida: A community profile*. Fish and wildlife service/office of biological services, FWS/OBS-81/24. Washington, D.C.

- Ortíz, P. M. A. & De la Lanza, E. G. (2006) *Diferenciación del espacio costero de México. Un inventario regional*. UNAM. Instituto de Geografía, México. p.138.
- Ortiz-Pérez, M. A. & Espinoza-Rodríguez, L. M. (2007) *Mapa de tipo de costas*. Escala 1: 8000 000 (Geomorfología 2). En: Nuevo Atlas Nacional de México. Universidad Nacional Autónoma de México. Instituto Nacional de Geografía, México.
- Ortlieb, L. (1991) Quaternary Vertical Movements along the Coasts of Baja California and Sonora, en: Dauphin, J. P. & Simoneit, B. R. T. (Eds.), *The Gulf and Peninsular Province of the Californias*. Am. Assoc. Petroleum Geologists, Memoir 47, pp. 447-480.
- Oyama K. & Castillo, A. (2006) Ciencia para el manejo sustentable de los ecosistemas (Uso, Conservación y Restauración), en: Oyama & Castillo (Eds.), *Manejo, Conservación y Restauración de Recursos Naturales*. Siglo XXI, UNAM, Centro de Investigaciones en Ecosistemas. México, pp. 9-25.
- Patten, D., Rouse, L., Stromberg, C. J. (2007) Isolated spring wetland in the Great Basin Mojave Deserts USA: Potential response of vegetation to groundwater withdrawal. *Environmental Management*, **41**, 398-413.
- Pérez-Ruzafa, A., Mompeán, M. C., Marcos, C. (2007) Hydrographic, geomorphologic and fish assemblage relationships in coastal lagoons. *Hidrobiología*, **577**, 107-125.
- Pérez-Ruzafa, A., Quispe-Becerra, J. I., García-Charton, J. A. Marcos, C. (2004) Composition, structure and distribution of the ichthyoplankton in a Mediterranean coastal lagoon. *Journal of Fish Biology*, **64**, 202-218.
- Pernetta, J. C. (1993) *Mangrove Forest, climate change and sea level rise: Hydrological influences on community structure and survival, with examples from Indo-West Pacific. A Marine Conservation and Development Report*. IUCN, Gland, Switzerland. p. 46.

- Polidoro, B. A., Carpenter, K. E., Collins, L., Duke, N. C., Ellison, A. M., Ellison J. C., Farnsworth, E. J., Fernando, E. S., Kathiresan, K., Doedam, N. E., Livingstone S. R., Miyagi, T., Moore, G. E., Nam, V. N., Ong, J. E., Primavera, J. H., Salmo III, S. G., Sanciangco, J. C., Pilgrim, D. H., Chapman, T. G., Doran, D. G. (1988) Problems on rainfall-runoff modeling in arid and semiarid regions. *Hydrological Sciences Journal*, **33**, 379-400.
- Pritchard, D. W. (1967) What is an estuary: physical view point, en: Lauff, G. S. (Ed.), *Estuaries*. Amer. Assoc. Adv. Sci., Publ. 3, Washington, D.C, pp. 3-5.
- Rabinowitz, D. (1978) Dispersal properties of mangrove propagules. *Biotropica*, **10**, 47-57.
- Rabinowitz, D. (1981) Seven form of rarity, en: *The biological aspects of rare plant conservation*. Synge, H. (Ed.), John Wiley & Sons Ltd. USA, pp. 205-217.
- Ramírez-Rodríguez, M., Félix-Pico E. F., Vélez-Barajas, A., García-Borbón, J. A. (2011) Pesquerías asociadas a zonas de manglares en Baja California Sur, en: Félix-Pico, E. F., Serviere, E., Riosmena, R. León de La Luz, J. L. (Eds.), *Los manglares de La Península de Baja California*. CICIMAR, CIBNOR, S.C. y UABCS. México, pp. 253-269.
- RAMSAR <http://ramsar.conanp.gob.mx/sitios.php>
- Rapoport, E. H. (1982) *Aerography: Geographical strategies of species*. The Foundation Bariloche Series, Vol. 1. Pergamon Press, Oxford, p. 269.
- Ricklefs, R. E. & Latham, R. E. (1993) Global patterns of diversity in mangrove floras, en: Ricklefs, R. E. & Schluter, D. (Eds.), *Species diversity in ecological communities*. University of Chicago press, Chicago, pp. 215-229.

- Rico-Gray V (1993) Origen y rutas de dispersion de los mangles: Une revisión con énfasis en las especies de America. *Acta Botanica Mexicana* 25: 1-13
- Riosmena-Rodríguez, R., Paul-Chávez, L., Mazariegos-Villarreal, A., Serviere-Zaragoza, E., Pacheco-Ruíz, I., Hernández-Carmona G., Hinojosa-Arango, G. (2011) Flora ficológica asociada a manglares de la Península de Baja California, En: Félix-Pico, E. F., Serviere, E., Riosmena, R. León de La Luz, J. L. (Eds.), *Los manglares de La Península de Baja California*. CICIMAR, CIBNOR, S.C. y UABCS. México, pp. 183-200.
- Robertson, A. I. (1992) Concluding remarks: research and mangrove conservation, en: *Tropical mangrove ecosystems*. Robertson, A. & Alongi, D. M. (Eds.), *Coastal and Estuarine Studies (Series)*, American Geophysical Union. USA, pp. 327-329.
- Rogers, K., Saintilan, N., Heijnis, H. (2005) Mangrove encroachment of salt marsh in Western Port Bay, Victoria: the role of sedimentation, subsidence, and sea level rise. *Estuaries*, **28**, 551-559.
- Roth, L. C. (1997) Implications of periodic hurricane disturbance for sustainable management of Caribbean mangroves, En: Kjerfve, B., Lacerda, L. D., Diop, S. (Eds.), *Mangrove Ecosystem Studies in Latin America and Africa*. UNESCO, Paris, pp. 18-33.
- Roy, P. S., Thom, B. G., Wright, L. D. (1980) Holocene sequences on an embayed high - energy coast: an evolutionary model. *Sedimentary Geology*, **26**, 1-19.
- Roy, P. S. (1984) New South Wales estuaries their origin and evolution, en: Thom, B. G. (Ed.), *Developments in coastal geomorphology in Australia*. Academic Press, New York, pp. 99-121.

- Roy, P. S., Williams, R. J., Jones, A. R., Yassini, I., Gibbs, P. J., Coates, B., West, R. J., Scanes, P. R., Hudson, J. P., Nichol, S. (2001) Structure and function of south east Australian estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **53**, 351-384.
- Ruiz-Luna, A., Cervantes, E. A., Berlanga-Robles, C. (2010) Assessing distribution patterns, extent, and current condition of northwest Mexico mangroves, *Wetlands*, **30**, 717-723.
- Rzedowski, J. (1994) *Vegetación de México*. Limusa, México, p. 432.
- Saenger, P., Hegerl, E. J., Davie, J. D. S. (1983) *Global status of mangrove ecosystems*. Commission of Ecology Paper No. 3. IUCN. Gland, Switzerland, p. 88.
- Saenger P. & Snedaker, S. C. (1993) Pantropical trends in mangrove above-ground biomass and annual litterfall. *Oecologia*, **96**, 293-299.
- 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.
- Salinas-Zavala, C. A., Lluch-Belda, D., Hernández-Vázquez, S., Lluch-Cota, D. B. (1998) La aridez en el noroeste de México. Un análisis de su variabilidad espacial y temporal. *Atmosfera*, **11**, 29-44.
- Sandoval-Castro, E. (2012) Diversidad y estructura genética de *Avicennia germinans* y *Rhizophora mangle*, en los ecosistemas de manglar de México. Tesis Doctoral. Universidad Autónoma de Baja California. México. p.132.
- SARH. (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. *DOF*, 2 de agosto de 1978.

Scavia, D., Field, J.C., Boesch, D. F., Buddemeier, R.W., Burkett, V., Cayan, D.R., Fogarty, M., Harwell, M. A., Howarth, R.W., Mason, C., Reed, D. J., Royer, R.C., Sallenger, A. H, Titus, J. G. (2002) Climate change impacts on U.S. Coastal and marine ecosystems. *Estuaries*, **25**, 149-164.

SEDUE (1988) DECRETO por el que se declara la reserva de la biósfera "El Vizcaíno", ubicada en el Municipio de Mulegé, BCS. *DOF*, 30 de noviembre de 1988.

SEMARNAP (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, Estado de Baja California Sur, con una superficie total de 206,580-75-00 hectáreas. *DOF*, 19 de julio de 1996.

SEMARNAP (2000) ACUERDO que tiene por objeto dotar con una categoría acorde con la legislación vigente a las superficies que fueron objeto de diversas declaratorias de áreas naturales protegidas emitidas por el Ejecutivo Federal. *DOF*, 7 de junio del 2000.

SEMARNAT (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. *DOF*, 10 de abril del 2003.

SEMARNAT (2007a) DECRETO por el que se declara área natural protegida, con la categoría de Parque Nacional exclusivamente la zona marina del Archipiélago de Espiritu Santo, ubicado en el Golfo de California, frente a las costas del Municipio de La Paz, Baja California Sur. *DOF*, 10 de mayo del 2007.

SEMARNAT (2007b) DECRETO por el que se declara área natural protegida, con la categoría de reserva de la biosfera, la zona marina conocida como Bahía de los Ángeles, canales de Ballenas y de Salsipuedes, comprendiendo la zona federal

marítimo terrestre correspondiente a la porción de la costa oriental de la península de Baja California, ubicada frente al Municipio de Ensenada, en el Estado de Baja California. *DOF*, 5 de junio de 2007.

SEMARNAT (2010) NORMA Oficial Mexicana NOM-059-ECOL-2010, 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. *DOF*, 30 de diciembre de 2010.

Semeniuk, V. (1980) Mangrove zonation along an eroding coastline in King Sound, north - western Australia. *Journal of Ecology*, **68**, 789-812.

Semeniuk, V. (1983) Mangrove distribution in Northwestern Australia in relationship to regional and local freshwater seepage. *Journal of the Royal Society of Western Australia*, **53**, 11-31

Semeniuk, V. (1985a) Mangrove environments of Port Darwin, Northern Territory: the physical framework and habitats. *Journal of the Royal Society of Western Australia*, **67**, 81-97.

Semeniuk, V. (1985b) Development of mangrove habitats along ria shorelines in north and north-western tropical Australia. *Vegetation*, **60**, 3-23.

Semeniuk, V. (1986) Terminology for geomorphic units and habitats along the tropical coast of Western Australia. *Journal of the Royal Society of Western Australia*, **68**, 53-79.

Semeniuk, V. (1994) Predicting the effect of sea-level rise on mangroves in Northwestern Australia. *Journal of Coastal Research*, **10**, 1050-1076.

- Seto y Fragkias, M. (2007) Mangrove conversion and aquaculture development in Vietnam: A remote sensing-based approach for evaluating the Ramsar Convention on wetlands. *Global Environmental Change*, **17**, 486-500.
- Siqueiros-Beltrones, D. A., López-Fuerte, F. O., Hernández-Almeida, O. U., Argumedo-Hernández, U. (2011) Microalgas asociadas a sistemas de manglar, en: Félix-Pico, E. F., Serviere, E., Riosmena, R. León de La Luz, J. L. (Eds.), *Los manglares de La Península de Baja California*. CICIMAR, CIBNOR, S. C. y UABCS. México, pp. 155-180.
- Snedaker, S. C. (1982) Mangrove species zonation: Why?, en: Sen, D.N. & Rajpurohit, K.S. (Eds.), *Contributions to the Ecology of Halophytes Tasks for Vegetation Science*. Dr. W. Junk Publishers, The Netherlands, Vol. 2, pp. 111-125.
- Snedaker, S. C. (1995) Mangroves and climate change in the Florida and Caribbean region: Scenarios and hypotheses. *Hydrobiologia*, **295**, 43-49.
- Soberón, J., Peterson, A. T. (2005) Interpretation of models of fundamental ecological niches and species distributional areas. *Biodiversity Informatics*, **2**, 1-10.
- Spalding, M. D. (1997) The global distribution and status of mangrove ecosystems. *International News Letter of Coastal Management-Intercoast Network, Special edition*, **1**, 20-21.
- Spalding, M. D., Blasco, F., Field, C. (1997) *World Mangrove Atlas*. The International Society for Mangrove Ecosystems, Okinawa, Japón, p. 178.
- Spalding, M. D., Kainuma, M., Collins, L. (2010) *World Atlas of mangroves*. ITTO, ISME, FAO, UNEP-WCMC, UNESCO-MAB, UNU-INWEH. London, UK and Washington, DC USA, p. 319.

- Stevens, P. W., Fox, S. L., Montague, C. L. (2006) The interplay between mangroves and salt marshes at the transition between temperate and subtropical climate in Florida. *Wetlands Ecology and Management*, **14**, 435-444.
- Stuart, S. A., Choat, B., Martin, K. C., Holbrook, N. M., Ball, M. C. (2007) The role of freezing in setting the latitudinal limits of mangrove forests. *New Phytologist*, **173**, 576-583.
- Sukardjo, S., Wang, Y. Hong Yong, J. W. (2010) The Loss of Species: Mangrove extension risk and geographic areas of global concern. *PLoS One*, **5**, 1-10.
- Thom, B. G. (1967) Mangrove ecology from deltaic geomorphology. Tabasco, México. *Journal Ecology*, **55**, 301-343.
- Thom, B. G. (1982) Mangrove ecology-A geomorphological perspective, en: Clough, B. F. (Ed.), *Mangrove ecosystems in Australia*. Australian Institute of Marine Sciences and Australian National University Press. Canberra, Australia, pp. 3-17.
- Thom, B. G. (1984) Coastal landforms and geomorphic processes, en: Snedaker, S. C. & Snedaker, J. G. (Eds.), *The mangrove Ecosystem: Research Methods*. UNESCO, Paris, pp. 18-35.
- Tomlinson, P. B. (1986) *The Botany of Mangroves*. Cambridge University Press. Cambridge, p. 413.
- Tovilla, H. C. (1994) Mangles. En: De la Lanza, G. E. & Cáceres, C. (Eds.), *Lagunas Costeras y el Litoral Mexicano*. Universidad de Baja California Sur. México, pp. 371-423.
- Turner, M. G. (1989) Landscape ecology: the effect of pattern on process. *Annual Review of Ecology and Systematics*, **20**, 171-197.

- Twilley, R. R., Snedaker, S. C., Yáñez-Arancibia, A., Medina, E. (1996) Biodiversity and ecosystem processes in tropical estuaries: Perspectives on mangroves ecosystems, en: Mooney, H. A., Cushman, S. H., Medina, E., Sala, O. E., Schultze, E. D. (Eds.), *Functional Roles of Biodiversity: A Global Perspective*. John Wiley and Sons Ltd, Cichester, UK, pp. 327–370.
- Vance, D. J., Haywood, M. D. E., Heales, D. S., Kenyon, R. A., Loneragan, N. R., Pendrey, R. C. (2002) Distribution of juvenile penaeid prawns in mangrove forests in a tropical Australian estuary, with particular reference to *Penaeus merguensis*. *Marine Ecology Progress Series*, **228**, 165-177.
- Vila, J., Varga, D., Llausas, A., Ribas, A. (2006) Conceptos y métodos fundamentales en ecología del paisaje (*landscape ecology*). Una interpretación desde la geografía. *Doc. Anal. Geogr.*, **48**, 151-166.
- Walter, H. & Steiner, M. (1936) Okologie der ostafrikanischen mangroven. *Zeitschrift fur Botanik*, **30**, 65-93.
- Walters, B. B., Rönnbäck, P., Kovacs, J. M., Crona, B., Hussain, S.A., Badola, R., Primavera, J. H., Barbier, E., Dahdouh-Guebas, F. (2008) Ethnobiology, socio-economics and management of mangrove forests: A review. *Aquatic Botany.*, **89**, 220-236.
- Watson, J. G. (1928) Mangrove forest of the Malay Peninsula. *Malay Forest Records*, **6**, 1-275.
- Whitmore, R., Brusca, R., León-de La Luz, J. L., González-Zamorano, P., Mendoza, R., Amador, E., Holguin, G., Galván, F., Hasting, P., Cartron, J. L., Felger, R., Seminof, J., McIvor, C. (2005) The ecological importance of mangroves in Baja California Sur, en: Cartron, J. L., Ceballos, G., Felger, R. (Eds.), *Conservation implications for an*

- Endangered Ecosystem, Biodiversity, ecosystems and conservation in Northern Mexico*. Oxford University Press, New York. pp. 298-333.
- Wilcox, B.A., & Murphy D.D. (1985) Conservation strategy: The effects of fragmentation on extinction. *The American Naturalist*, **6** (125), 879-887.
- Wolanski, E., Mazda, Y., King, B., Gay, S. (1990) Dynamics, flushing and trapping in Hinchinbrook Channel, a giant mangrove swamp, Australia. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **31**, 555-579.
- Woodroffe, C. D. (1987) Pacific Island mangroves: distribution and environmental settings. *Pacific Science*, **41**, 166-185.
- Woodroffe, C. D. & Grindrod, J. (1991) Mangrove biogeography: the role of quaternary environmental and sea-level change. *Journal of Biogeography*, **18**, 479-492.
- Woodroffe, C. D. (1992) Mangrove sediments and geomorphology, en: Robertson, A. & Alongi, D. M. (Eds.), *Tropical mangrove ecosystems. Coastal and Estuarine Studies (Series)*, American Geophysical Union. USA, pp. 7-41.
- Woodroffe, C. D. (1995) Response of tide-dominated mangrove shorelines in northern Australia to anticipated sea-level rise. *Earth Surface Processes and Landforms*, **20**, 65-85.
- Woodroffe, C. D. (2002) *Coasts: form, process and evolution*. Cambridge University Press, Cambridge, UK., p. 623.
- Wright, L. D., Roberts, H. H., Coleman, J. M., Kupfer, R. L. Bowden, L. W. (1973) *Process-form variability of multiclass coast: Baja California*. Coastal Studies Institute, Louisiana State University, Technical Report No.137. Baton Rouge, L. A., p. 54.

- Yáñez-Arancibia, A. & Day Jr. J. W. (1982) Ecological characterization of Terminos lagoon, a tropical lagoon-estuarine system in the southern Gulf of Mexico. *Oceanol. Acta*, **5**, 431-440.
- Yáñez-Arancibia, A., Twilley, R. R. Lara-Domínguez, A. L. (1998) Mangrove ecosystems and the global climatic change. *Madera y Bosques*, **42**, 3-19.
- Yáñez-Arancibia, A., Sánchez-Gil, P., Lara-Dominguez, A. L. (1999) Functional groups, seasonality and biodiversity in Terminos Lagoon a tropical estuary, México. *Revta. Soc. Mex. Hist. Nat.*, **49**, 35-45.
- Yáñez-Arancibia, A. (2005) Middle America, coastal ecology and geomorphology, en: Schwartz, M. (Ed.), *The Encyclopedia of Coastal Sciences*. Springer Publ., Dordrecht, The Netherlands, pp. 639–645.
- Zar, J. H. (1999) *Bioestatistical analysis*. Prentice Hall, New Jersey, p. 663.