



*Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología*

Universidad Nacional Autónoma de México



# **CARACTERIZACIÓN DE LOS PAISAJES COSTEROS DE SINALOA Y NORTE DE NAYARIT, MÉXICO A TRAVÉS DEL ANÁLISIS DE LOS PATRONES DE COBERTURA DEL TERRENO**

## **T E S I S**

que para obtener el grado académico de

Doctor en Ciencias del Mar y Limnología  
(Biología Marina)

p r e s e n t a

**CÉSAR ALEJANDRO BERLANGA ROBLES**

Director de Tesis:  
Arturo Ruiz Luna

Comité Tutorial y Jurado:  
Raúl Aguirre Gómez  
Gerardo Bocco Verdinello  
Jean Francois Mas Causse  
Carlos R. Green Ruiz  
Mario Arturo Ortiz Pérez  
Federico Páez Osuna

Mazatlán, Sinaloa. Junio del 2006  
(Messidor, An CCXIV)



Universidad Nacional  
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

**Biblioteca Central**



**UNAM – Dirección General de Bibliotecas**  
**Tesis Digitales**  
**Restricciones de uso**

**DERECHOS RESERVADOS ©**  
**PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL**

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

*En el mes Messidor del año 214 de la República*

*por la costa y por el puerto va para  
Salvador y Santiago*

*por el lago y las tierras altas va para  
Rocío*

*por la ciudad y sus lluvias va para  
Mercedes, Fernando, Griselda, Mónica y Constanza*

*¿por la paz eterna? a la memoria de  
mi padre Salvador Berlanga Flores  
y mi tío Pedro Robles Cárdenas*

*por mi buena estrella va para mi alma mater  
Universidad Nacional Autónoma de México*

### En general:

Abrase el sol de julio las playas arenosas  
Que azota con sus tumbos embravecido el  
mar;

Y opongan en su lucha las aguas orgullosas  
Al encendido rayo su ronco rebramar.

Tú corres blandamente bajo la fresca  
sombra

Que el mangle con sus ramas espesas te  
formó;

Y duermen tus remansos en la mullida  
alfombra

Que dulce Primavera de flores matizó.

Tú juegas en las grutas que forman tus  
riberas

De ceibas y parotas el bosque colosal;

Y plácido murmuras al pie de las palmeras,  
Que esbeltas se retratan en tu onda de  
cristal.

En este Edén divino, que esconde aquí la  
costa,

El sol ya no penetra con rayo abrasador;  
Su luz, cayendo tibia, los árboles no agosta,  
Y en tu enramada espesa se tiñe de verdor.

Aquí sólo se escuchan murmullos mil  
suaves,

El blando son que forman tus línfas al  
correr,

La planta cuando crece, y el canto de las  
aves,

Y el aura que suspira, las ramas al mecer.

Osténtanse las flores que cuelgan de tu  
techo

En mil y mil guirnaldas para adornar tu  
sien;

Y el gigantesco loto, que brota de tu lecho,  
Con frescos ramilletes inclínase también.

Se dobla en tus orillas, cimbrándose, el  
papayo,

El mango con sus pomos de oro y de  
carmín;

Y en los ilamos saltan, gozoso el papagayo,  
El ronco carpintero y el dulce colorín.

A veces tus cristales se apartan bulliciosos  
De tus morenas nínfas jugando en derredor;  
Y amante les prodigas abrazos misteriosos,  
Y lánguido recibes sus ósculos de amor.

Y cuando el sol se oculta detrás de los  
palmares,

Y en tu salvaje templo comienza a  
obscurecer,

Del ave te saludan los últimos cantares  
Que lleva de los vientos el vuelo postrimer.

La noche viene tibia; se cuelga ya brillando  
La blanca luna, en medio de un cielo de  
zafir,

Y todo allá en los bosques se encoge y va  
callando,

Y todo en tus riberas empieza ya a dormir.

Entonces en tu lecho de arena, aletargado,  
Cubriéndose las palmas con lúgubre capuz,  
También te vas durmiendo, apenas  
alumbrado

Del astro de la noche por la argentada luz.

Y así resbalas muelle; ni turban tu reposo  
Del remo de las barcas el tímido rumor,

Ni el repentino brinco del pez que huye  
medroso

En busca de las peñas que esquivaba el  
pescador.

Ni el silbo de los grillos que se alza en los  
esteros,

Ni el ronco que a los aires los caracoles dan,

Ni el hueco vigilante que en gritos  
lastimeros

Inquieta entre los juncos el sueño del  
caimán.

En tanto los cocuyos en polvo refulgente  
Salpican los umbrosos yerbajes de huamil,

Y las oscuras malvas de algodón naciente,  
Que crece de las cañas de maíz entre el  
carril.

Y en tanto en la cabaña, la joven que se  
mece  
En la ligera hamaca y en lánguido vaivén.  
Arrúllase cantando la zamba que entristece  
Mezclado con las trovas el suspirar  
también.

Mas de repente, al aire resuenan los  
bordones  
Del arpa de la costa con incitante son;  
Y agítanse y preludian la flor de las  
canciones,  
La dulce malagueña que alegra el corazón.

Entonces, de los Barrios la turba placentera  
En pos del arpa el bosque comienza a  
recorrer,  
Y todo en breve es fiestas y danza en tu  
ribera,  
Y todo amor y cantos y risas y placer.

Así transcurren breves y sin sentir las  
horas;  
Y de tus blandos sueños en medio del sopor  
Escuchas a tus hijas, morenas seductoras,  
Que entonan a la luna sus cántigas de  
amor.

Las aves en sus nidos, de dicha se  
estremecen,  
Los florípondios se abren su esencia a  
derramar;  
Los céfiros despiertan, y suspirar parecen;  
Tus aguas en el álveo se sienten palpar.

¡Ay! ¡Quién en estas horas en que el  
insomnio ardiente  
Aviva los recuerdos del eclipsado bien,  
No busca el blando seno de la querida  
ausente  
Para posar los labios y reclinar la sien?

Las palmas se entrelazan, la luz en sus  
caricias  
Destierra de tu lecho la triste oscuridad:  
Las flores a las auras inundan de delicias...

Y sólo el alma siente su triste soledad.  
Adiós, callado río: tus verdes y risueñas  
Orillas, no entristezcan las quejas del pesar;  
Que oírlas sólo deben las solitarias peñas  
Que azota, con sus tumbos, embravecido el  
mar.

Tú queda reflejando la luna en tus  
cristales,  
Que pasan en tus bordes tupidos a mecer  
Los verdes ahuejotes y azules carrizales,  
Que al sueño ya rendidos volviéronse a caer.

Tú corre blandamente bajo la fresca sombra  
Que el mangle con sus ramas espesas te  
formó;  
Y duermen tus remansos en la mullida  
alfombra  
Que alegre Primavera de flores matizó

ATOYAC  
Ignacio Manuel Altamirano

**En particular:**

Hoy que el destino  
me trajo hasta esta tierra  
donde el Pacífico es algo sin igual  
es necesario que suene la Banda del  
Recodo

para cantarle un corrido a Mazatlán

Yo sé que debo cantar con toda el alma  
para esta gente que es puro corazón  
a ver si llega mi canto a la montaña  
y hasta en el faro se escuche mi canción.

Ay que bonito paseo del Centenario  
ay que bonita también su catedral  
aquí hasta un pobre se siente millonario  
aquí la vida se pasa sin llorar.

Yo soy fuereño  
nací de aquí muy lejos  
y sin embargo les digo en mi cantar  
que tienen todos ustedes un orgullo  
el gran orgullo de ser de Mazatlán.

Esas mujeres que tienen por mujeres  
ante las rosas las pueden comparar  
porque el aroma que tienen los claveles  
lo tienen ellas y tienen algo más

Y de sus hombre pos'que podría decirles  
que son amigos y nobles en verdad  
y sin que olviden sus típicas arañas  
que lindo es todo lo que hay en  
Mazatlán.

Ay que bonito paseo del Centenario  
ay que bonita también su catedral  
aquí hasta un pobre se siente millonario  
aquí la vida se pasa sin llorar.

Yo soy fuereño  
nací de aquí muy lejos  
y sin embargo les digo en mi cantar  
que tienen todos ustedes un orgullo  
el gran orgullo de ser de Mazatlán.

El Corrido de Mazatlán  
José Alfredo Jiménez

## AGRADECIMIENTOS

En el momento siempre grato de los reconocimientos, inicio agradeciendo al Dr. Arturo Ruiz Luna por dirigir esta tesis y por la confianza y el apoyo brindado a largo de estos 10 años en Mazatlán. Aprovecho para reiterarte mi compromiso de seguir colaborando juntos.

A los miembros de mi Comité Tutorial: Dr. Raúl Aguirre Gómez, Dr. Gerardo Bocco Verdinello, Dr. Jean Francois Mas Causel, Dr. Carlos Green Ruiz, Dr. Mario Arturo Ortiz y Dr. Federico Páez Osuna por los cometarios y sugerencias a mi tesis y por su participación en los exámenes tutorales.

Al Programa de Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología de la Universidad Nacional Autónoma de México.

A la Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) y el Consejo Estatal de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por el financiamiento del proyecto del Fondo Sectorial de Investigación Ambiental *Cobertura y usos del suelo en la Cuenca Lechugilla–Ohuira-Navachiste, Sinaloa: impactos sobre la estructura e hidrología del paisaje* (SEMARNAT 2002-C01-0112/A-1).

El estudio del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava se realizó gracias al apoyo del CONACYT y el Gobierno del Estado de Nayarit con los proyectos del Fondo Mixto de Fomento a la Investigación Científica y Tecnológica CONACYT-Estado de Nayarit *Análisis de los cambios en el uso del suelo en el Municipio de Rosamorada, Nayarit usando percepción remota, sistemas de información geográfica y modelos estocásticos* (Nayarit-2003-C01-9594) y *Estudio de la cobertura y usos del suelo en el Municipio de Tuxpan, Nayarit: condiciones recientes, tendencias de cambio e impactos sobre los sistemas acuáticos* (Nayarit-2003-C01-9594).

Al Consejo Estatal de Ciencia y Tecnología de Sinaloa (CECYT) por el financiamiento del proyecto *Análisis de la estructura de la asociación de manglares del sistema Teacapán-Agua Brava y sus relaciones a nivel de paisaje*, y **por la beca otorgada** para la culminación de mis estudios de doctorado.

Apoyo adicional se recibió del proyecto del Fondo Sectorial de Investigación Ambiental SEMARNAT-2002-C01-0044, y de los proyectos del Fondo Mixto de Fomento a la Investigación Científica y Tecnológica CONACYT-Estado de Nayarit 2003-C01-9420 y 2003-C01-9593.

A la Unidad Mazatlán del Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo A. C. y a la Unidad Académica Mazatlán del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM por las facilidades otorgadas para el uso de sus instalaciones y equipos.

Al Servicio Meteorológico Nacional por facilitar los datos de precipitación de la cuenca Lechuguilla-Ohuira-Navachiste.

Resaltando la importancia del trabajo colectivo, va un reconocimiento y un agradecimiento especial al equipo. En estricto orden alfabético, a Joanna Acosta, Hugo Covarrubias, Cristina García, Rodrigo García, Luís Gutiérrez, Beatriz Jiménez, Armando Martínez, Lorena Páez, Gerardo Partida, José Serrano, Nora Trelles, Priscila Trujillo, Alicia Ventura, Luís Zumaya.

Al personal de la biblioteca Dra. Ma. Elena Caso Muñoz, en especial a Pedro Allende por sus atenciones y apoyo en la búsqueda y obtención de bibliografía. Y a Germán Ramírez por su apoyo con los equipos de cómputo y durante las videoconferencias.

A Miguel Betancourt por las correcciones al Abstract.

Al personal administrativo del CIAD-Mazatlán por su apoyo a los proyectos de investigación.

Al personal del INEGI en Culiacán por la asistencia técnica.

Con todo mi amor para Marta Rocío, tu paciencia es invaluable. Gracias por tu apoyo, tolerancia y amor, y por supuesto por los costños Salvador y Santiago.

Por los procesos que inician en la cuenca alta y culminan en la planicie costera, a los verdaderos chacas Salvador y Santiago. Gracias por las horas robadas. Llego el momento de disfrutar la contundencia de su personalidad y alegría.

Al los compañeros pasados y presentes del Laboratorio de Manejo Ambiental, en orden cronológico: Jaime, Marrufo, Rubí, Humberto, Jayson, Alberto, Fernando, Luisa, Jorge cachito de sol, Erika, el otro Jorge, Karina, Rafael, Pablo, Serbia, Martín, Aimee, Ricardo.

A mis profesores y compañeros del posgrado

A mi mamá, hermano y hermanas por su solidaridad de siempre. Gracias por no dar resquicios a las dudas.

Por la memoria de un cuarto de siglo a la **UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO**. Gracias queridos profesores, compañeros y amigos de la Escuela Nacional Preparatoria No. 8 Miguel E. Schulz, la Facultad de Ciencias y el Instituto de Ciencias del Mar y Limnología.

A Marcelino Perelló y los salmones de Sentido Contrario, banda diversa y bien pirata. Buena parte de los teclazos de esta tesis fue con su ya imprescindible compañía.



## ÍNDICE GENERAL

<b>ÍNDICE GENERAL</b>	i
<b>ÍNDICE DE CUADROS</b>	iii
<b>ÍNDICE DE FIGURAS</b>	vi
<b>RESUMEN</b>	ix
<b>ABSTRACT</b>	xi
<b>INTRODUCCIÓN</b>	1
<b>OBJETIVOS</b>	5
Objetivo general	5
Objetivos particulares	5
<b>ANTECEDENTES</b>	6
Definición y delimitación del área costera	6
Paisajes y ecología del paisaje	11
Percepción remota, sistemas de información geográfica (SIG) y ecología del paisaje	18
<b>AREA DE ESTUDIO</b>	30
La costa de Sinaloa	30
Oceanografía de Sinaloa	36
Geología del área costera de Sinaloa y norte de Nayarit	38
Consideraciones sociales y económicas	43
La cuenca Lechuguilla-Ohuira-Navachiste	46
El sistema lagunar Teacapán-Agua Brava-Marismas Nacionales en la costa norte de Nayarit y sur de Sinaloa	49
Antecedentes sobre el área de estudio	51
<b>MATERIAL Y METODOS</b>	55
Delimitación y caracterización del espacio costero	55
Análisis de las tendencias de cambio en los patrones de cobertura y uso del terreno en la cuenca Lechuguilla-Ohuira-Navachiste	59
Detección de los cambios de cobertura y uso del terreno	60
Modelación del cambio en la cuenca Lechuguilla-Ohuira-Navachiste	71
Análisis de los Impactos del cambio de cobertura y uso del terreno sobre los patrones de escurrimiento (modelo del número de curva).	73
Análisis de las tendencias de cambio y patrones espaciales del bosque de mangle y otros humedales del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava	76

Detección de los cambios en la distribución de los humedales	77
Cambios en el dosel del manglar con el NDVI	80
Análisis de los patrones espaciales a través de métricas del paisaje	82
<b>RESULTADOS</b>	86
Delimitación del espacio y los paisajes costeros de Sinaloa	86
Caracterización del espacio y paisajes costeros a partir de los patrones de cobertura y uso del terreno	92
Tendencias de cambio en los patrones de cobertura y uso del terreno en la cuenca Lechuguilla-Ohuira-Navachiste	99
Detección de los cambios de cobertura y uso del terreno.	99
Modelación de las tendencias de cambio con cadenas de Markov.	108
Cambios en los patrones de escurrimiento (modelo del número de curva).	111
Análisis de las tendencias de cambio y patrones espaciales del bosque de mangle y otros humedales del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava	117
Detección de los cambios de los humedales.	117
Análisis de los patrones espaciales de los humedales y bosque de manglar (métricas del paisaje).	134
<b>DISCUSIÓN</b>	142
Delimitación y caracterización del espacio y paisajes costeros de Sinaloa	142
Tendencias de cambio en los patrones de cobertura y uso del terreno en la cuenca Lechuguilla-Ohuira-Navachiste	153
Tendencias de cambio y patrones espaciales de los humedales del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava	164
<b>CONCLUSIONES</b>	179
<b>REFERENCIAS</b>	184
<b>Anexo 1.</b> Consideraciones breves sobre Percepción Remota	198
<b>Anexo 2.</b> Consideraciones breves sobre Sistemas de Información Geográfica (SIG)	200
<b>Anexo 3.</b> Características de algunos sensores satelitales utilizados en estudios de la zona costera	202
<b>Anexo 4.</b> Impactos sobre el sistema lagunar Teacapán-Agua Brava, México	204

## ÍNDICE DE CUADROS

<b>CUADRO 1.</b> Principales tipos de paisaje clasificados por Westhoff (1971) de acuerdo a su grado de naturalidad.	16
<b>CUADRO 2.</b> Niveles de degradación ecológica de los paisajes, según Mateo y Ortiz (2001).	17
<b>CUADRO 3.</b> Cuencas hidrológicas en Sinaloa, México.	34
<b>CUADRO 4.</b> Resolución espacial y espectral de los sensores MSS, TM y ETM+ de los satélites Landsat, Sensor/Plataforma.	62
<b>CUADRO 5.</b> Clases de cobertura y uso del terreno utilizadas en la generación de mapas temáticos de la cuenca Lechuguilla-Ohuira-Navachiste, Sinaloa, México por clasificación supervisada de imágenes Landsat y digitalización de datos auxiliares.	66
<b>CUADRO 6.</b> Matriz de Error.	67
<b>CUADRO 7.</b> Grupos hidrológicos del suelo utilizados en el modelo del número de curva desarrollado por el Soil Conservation Service de Estados Unidos.	75
<b>CUADRO 8.</b> Clases de humedales y coberturas terrestres utilizadas en la generación de mapas temáticos del paisaje del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava-Marismas Nacionales en la costa norte de Nayarit y sur de Sinaloa, México	78
<b>CUADRO 9.</b> Métricas estimadas a partir del mapa temático de los humedales del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava, México del 2000.	84
<b>CUADRO 10.</b> Escenarios del bosque de mangle del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava en la costa norte de Nayarit y sur de Sinaloa generados a partir del mapa temático de humedales del 2000.	84
<b>CUADRO 11.</b> Cuencas hidrológicas que confluyen en Sinaloa en relación a su distribución en las provincias y subprovincias fisiográficas y en el espacio costero.	87
<b>CUADRO 12.</b> Paisajes costeros identificados en el área costera de Sinaloa, México.	90
<b>CUADRO 13.</b> Patrones de cobertura y uso del terreno en el espacio costero de Sinaloa, México.	93
<b>CUADRO 14.</b> Patrones de cobertura y uso del terreno en los paisajes costeros de	

Sinaloa, México.	98
<b>CUADRO 15.</b> Firmas espectrales utilizadas en los proyectos de clasificación de las escenas multiespectrales de la cuenca Lechuguilla-Ohuira-Navachiste, Sinaloa, México.	101
<b>CUADRO 16.</b> Matriz de error del mapa temático de la cobertura y usos del terreno en el 2000 en la cuenca Lechuguilla-Ohuira-Navachiste, Sinaloa, México producido por clasificación supervisada de imágenes Landsat y la digitalización de datos auxiliares.	103
<b>CUADRO 17.</b> Extensión de las coberturas y usos de terreno en la cuenca Lechuguilla-Ohuira-Navachiste, Sinaloa, México (1973-2000).	103
<b>CUADRO 18.</b> Matriz de detección de cambio de las coberturas y usos del terreno en la cuenca Lechuguilla-Ohuira-Navachiste, Sinaloa, México de 1973 a 1986. (Áreas en hectáreas).	104
<b>CUADRO 19.</b> Matriz de detección de cambio de las coberturas y usos del terreno en la cuenca Lechuguilla-Ohuira-Navachiste, Sinaloa, México de 1986 a 2000. (Áreas en hectáreas).	104
<b>CUADRO 20.</b> Matriz de detección de cambio de las coberturas y usos del terreno en la cuenca Lechuguilla-Ohuira-Navachiste, Sinaloa, México de 1973 a 2000. (Áreas en hectáreas).	108
<b>CUADRO 21.</b> Probabilidades de transición observadas y esperadas de coberturas y usos del terreno en la cuenca Lechuguilla-Ohuira-Navachiste, Sinaloa, México (1973-2000).	110
<b>CUADRO 22.</b> Suelos presentes en el área de estudio con base en la clasificación FAO/UNESCO.	111
<b>CUADRO 23.</b> Extensión de suelos representados en la cuenca Lechuguilla-Ohuira-Navachiste, Sinaloa, México con su correspondencia a los grupos hidrológicos de suelo.	112
<b>CUADRO 24.</b> Cambios en los volúmenes de escurrimiento en la cuenca Lechuguilla-Ohuira-Navachiste, Sinaloa, México estimados con el modelo del número de curva (1973-2000).	114
<b>CUADRO 25.</b> Firmas espectrales utilizadas en los proyectos de clasificación de las escenas multiespectrales del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava, México.	118
<b>CUADRO 26.</b> Matriz de error del mapa temático de los humedales del sistema	

lagunar Teacapán-Agua Brava, México del 1986 producido por la clasificación supervisada de una escena Landsat MSS y la digitalización de datos auxiliares.	124
<b>CUADRO 27.</b> Matriz de error del mapa temático de los humedales del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava, México del 1990 producido por la clasificación supervisada de una escena Landsat TM y la digitalización de datos auxiliares.	124
<b>CUADRO 28.</b> Matriz de error del mapa temático de los humedales del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava, México del 1995 producido por la clasificación supervisada de una escena Landsat TM y la digitalización de datos auxiliares.	125
<b>CUADRO 29.</b> Matriz de error del mapa temático de los humedales del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava, México del 2000 producido por la clasificación supervisada de una escena Landsat ETM+ y la digitalización de datos auxiliares.	125
<b>CUADRO 30.</b> Extensión de los humedales en el sistema lagunar Teacapán-Agua Brava, México (1973-2000).	126
<b>CUADRO 31.</b> Matriz de detección de cambio de los humedales en el sistema lagunar Teacapán-Agua Brava, México de 1973 a 1986. (Áreas en hectáreas).	127
<b>CUADRO 32.</b> Matriz de detección de cambio de los humedales en el sistema lagunar Teacapán-Agua Brava, México de 1986 a 1990. (Áreas en hectáreas).	127
<b>CUADRO 33.</b> Matriz de detección de cambio de los humedales en el sistema lagunar Teacapán-Agua Brava, México de 1990 a 1995. (Áreas en hectáreas).	127
<b>CUADRO 34.</b> Matriz de detección de cambio de los humedales en el sistema lagunar Teacapán-Agua Brava, México de 1995 a 2000. (Áreas en hectáreas).	128
<b>CUADRO 35.</b> Matriz de detección de cambio de los humedales en el sistema lagunar Teacapán-Agua Brava, México de 1973 a 2000. (Áreas en hectáreas).	129
<b>CUADRO 36.</b> Valores del índice normalizado de vegetación (NDVI) del bosque de mangle del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava, México.	133
<b>CUADRO 37.</b> Frecuencias observadas y esperadas (número de píxeles) de la condición del dosel del bosque de mangle del sistema Teacapán-Agua Brava, México a través del tiempo (1973-2000).	133
<b>CUADRO 38.</b> Métricas del paisaje estimadas a nivel de clase y para el conjunto de los humedales en el sistema lagunar Teacapán-agua Brava, México en el 2000	135
<b>CUADRO 39.</b> Métricas del paisaje estimadas a nivel de clase para diferentes escenarios simulados del manglar del sistema lagunar Teacapán-agua Brava, ...	139

## ÍNDICE DE FIGURAS

<b>FIGURA 1.</b> Transición entre tierra y océano y grado de interacción costera en una playa arenosa. Modificado de Kay y Alder (1999).	7
<b>FIGURA 2.</b> Componentes del paisaje y sus interacciones. Modificado de Zonneveld (1972) por Etter (1991).	13
<b>FIGURA 3.</b> Litoral y principales sistemas estuarinos de Sinaloa, México.	31
<b>FIGURA 4.</b> Provincias y subprovincias fisiográficas en Sinaloa, México.	32
<b>FIGURA 5.</b> Regiones y cuencas hidrológicas que confluyen en Sinaloa, México.	35
<b>FIGURA 6.</b> Cuenca Lechuguilla-Ohuira-Navachiste, Sinaloa, México.	47
<b>FIGURA 7.</b> Sistema lagunar Teacapán-Agua Brava-Marismas Nacionales localizado en la costa norte de Nayarit y sur de Sinaloa, México.	49
<b>FIGURA 8.</b> Diagrama general de los métodos empleados en la investigación.	56
<b>FIGURA 9.</b> Diagrama general del proceso de clasificación supervisada.	63
<b>FIGURA 10.</b> Identificación de parches (sombreados) en un mismo mapa usando (a) la regla de vecindad de parches de cuatro celdas, en la que las vecindades horizontales y verticales son consideradas, pero las vecindades diagonales no, y (b) una regla de vecindad de parches de ocho celdas, en la que la que todas las vecindades horizontales, verticales y diagonales son consideradas.	85
<b>FIGURA 11.</b> Espacio costero de Sinaloa, México delimitado con base en las provincias y subprovincias fisiográficas de la Llanura Costera del Pacífico y la Sierra Madre Occidental y las cuencas de las regiones hidrológicas 10 Sinaloa y 11 Presidio-San Pedro. El espacio costero delimitado se extiende hasta Sonora al norte y al sur hasta Nayarit.	88
<b>FIGURA 12.</b> Paisajes costeros de Sinaloa, México delimitados dentro del espacio costero con base en la distribución de los sistemas acuáticos y los parteaguas de las cuencas hidrológicas asociadas.	91
<b>FIGURA 13.</b> Patrones de cobertura y uso del terreno en el espacio costera de Sinaloa, México. Mapa generado a partir del conjunto de datos vectoriales temáticos escala 1:250 000 y el mapa digital de México escala 1:1 000 000 editados por INEGI.	94

<b>FIGURA 14.</b> Coberturas naturales y culturales en el espacio costero de Sinaloa, México.	96
<b>FIGURA 15.</b> Composiciones en falso color (MSS: 422 y ETM+: 432) de escenas multiespectrales editadas a partir de imágenes Landsat de los path/row 33/42 y 34/42 de la región de la cuenca Lechuguilla-Ohuira-Navachiste al norte de Sinaloa, México. El cuadro blanco indica las coordenadas UTM extremas de las escenas y el polígono blanco los vértices de la cuenca.	100
<b>FIGURA 16.</b> Mapas temáticos de cobertura y uso del terreno en la cuenca Lechuguilla-Ohuira-Navachiste, Sinaloa, México producidos por clasificación supervisada de imágenes Landsat y digitalización de datos auxiliares. (Coordenadas de los mapas UTM, zona 12 norte, Datum: NAD27).	102
<b>FIGURA 17.</b> Suelos identificados en la cuenca Lechuguilla-Ohuira-Navachiste, Sinaloa, México de acuerdo a la clasificación de la FAO/UNESCO y reclasificados a los grupos hidrológicos de suelos.	112
<b>FIGURA 18.</b> Números de curva identificados en la cuenca Lechuguilla-Ohuira-Navachiste, Sinaloa, México. La clave se refiere a la combinación cobertura del terreno/grupo hidrológico de suelo que se muestran en el Cuadro 27.	114
<b>FIGURA 19.</b> Volúmenes de escurrimiento en la cuenca Lechuguilla-Ohuira-Navachiste, Sinaloa, México estimados a partir del modelo del número de curva.	116
<b>FIGURA 20.</b> Escenas multiespectrales editadas a partir de imágenes Landsat de los path/row 31/44 y 31/45 con el cubrimiento del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava localizado en la costa norte de Nayarit y sur de Sinaloa, México.	117
<b>FIGURA 21.</b> Mapas temático de los humedales del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava, México producidos por clasificación supervisada de imágenes Landsat de 1973 y la digitalización de datos auxiliares. (Coordenadas del mapa UTM, zona 13 norte, Datum: NAD27).	119
<b>FIGURA 22.</b> Mapas temático de los humedales del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava, México producidos por clasificación supervisada de imágenes Landsat de 1986 y la digitalización de datos auxiliares. (Coordenadas del mapa UTM, zona 13 norte, Datum: NAD27).	120
<b>FIGURA 23.</b> Mapas temático de los humedales del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava, México producidos por clasificación supervisada de imágenes Landsat de 1990 y la digitalización de datos auxiliares. (Coordenadas del mapa UTM, zona 13 norte, Datum: NAD27).	121
<b>FIGURA 24.</b> Mapas temático de los humedales del sistema lagunar Teacapán-	

- Agua Brava, México producidos por clasificación supervisada de imágenes Landsat de 1995 y la digitalización de datos auxiliares. (Coordenadas del mapa UTM, zona 13 norte, Datum: NAD27). 122
- FIGURA 25.** Mapas temático de los humedales del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava, México producidos por clasificación supervisada de imágenes Landsat del 2000 y la digitalización de datos auxiliares. (Coordenadas del mapa UTM, zona 13 norte, Datum: NAD27). 123
- FIGURA 26.** Mapas temáticos de la cobertura de manglar en el sistema lagunar Teacapán-Agua Brava, México generados por clasificación supervisada de imágenes Landsat MSS, TM y ETM+. El mapa de 1973-2000 corresponde al bosque de mangle que se mantuvo en el mismo sitio. 131
- FIGURA 27.** Índice normalizado de vegetación (NDVI) del bosque de mangle del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava, México estimado a partir de imágenes Landsat en diferentes años. Las barras inferiores señalan la escala del NDVI. 132
- FIGURA 28.** Cambios en el índice normalizado de vegetación (NDVI) promedio del bosque de mangle del sistema Teacapán-Agua Brava, México. El valor de NDVI para separar entre manglar con dosel abierto y manglar con dosel cerrado se estableció en 0.35. La Tendencia se ajustó a un modelo logarítmico:  $NDVI_p = 72.2 - 9.5 \ln(t)$  ( $r = 0.96$ ). 133
- FIGURA 29.** Distribución acumulativa del área como función del número de parches del conjunto de humedales del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava, México en el 2000. 136
- FIGURA 30.** Distribución acumulativa del área como función del número de parches del manglar del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava, México en el 2000. 137
- FIGURA 31.** Distribución de los parches del manglar en el sistema lagunar Teacapán-Agua Brava, México en el 2000. Se identificaron tres zonas de distribución de manglar: Teacapán (1), Agua Brava (2) y parches pequeños aislados en las proximidades de la laguna Los Cerritos (3). 138
- FIGURA 32.** Escenarios del bosque de mangle del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava, México simulados para la estimación de métricas del paisaje. : Manglar-1, conjunción de las clases Manglar y Manglar muerto, simula la condición del bosque de mangle sin perturbar. Mangle-2 parches de manglar asociados a Teacapán y Agua Brava. Mangle-3, manglar con dosel abierto ( $NDVI \leq 0.35$ ) y dosel cerrado ( $NDVI > 0.35$ ). 140



## RESUMEN

El espacio costero de Sinaloa y norte de Nayarit fue delimitado y caracterizado con base en los patrones de cobertura y uso del terreno, sus tendencias de cambio y el impacto sobre la hidrología superficial y conectividad de los paisajes costeros, a partir de un estudio del espacio costero en su totalidad y dos estudios de caso a nivel de cuenca y ecosistema. Los estudios se realizaron con el apoyo de un sistema de información geográfica (SIG) integrado con material cartográfico en diferentes escalas, mapas temáticos de las coberturas del terreno resultantes de la clasificación de imágenes de satélite Landsat y datos tabulares de diferente índole y fuente.

El espacio costero de Sinaloa se delimitó por la confluencia de las cuencas de las regiones hidrológicas 10-Sinaloa y 11-Presidio-San Pedro en la provincia fisiográfica Llanura Costera del Pacífico y la subprovincia fisiográfica Pie de la Sierra, sobre un área de casi 4 600 000 ha. Se identificó una franja de planicie costera y una franja de cuenca alta que se extendieron más allá de los límites estatales, en el sur de Sonora y norte de Nayarit. Acotando a los límites estatales, se estimó un área del espacio costero de Sinaloa de 3 900 000 ha. Las coberturas naturales y culturales en el espacio costero de Sinaloa se aproximan a la proporción 1:1. Las actividades antropogénicas se han concentrado sobre el componente de la planicie costera, en tanto que el componente de la cuenca alta ha mantenido sus coberturas naturales.

Se analizaron los cambios de cobertura y uso del terreno de la cuenca Lechuguilla-Ohuira-Navachiste, en el norte de Sinaloa, a través de un análisis multitemporal postclasificatorio con imágenes Landsat MSS de 1973 y 1986 y ETM+ del 2000 (path/row: 33/42 y 34/42). Se produjeron mapas temáticos de la cobertura y uso del terreno de la cuenca por la clasificación supervisada de las imágenes y la digitalización de polígonos a partir de datos auxiliares, como cartas topográficas, composiciones en falso color y el componente pancromático de Landsat ETM+. El mapa temático del 2000 se produjo con una exactitud total del 89% y un estimador del coeficiente de Kappa (K') de 0.88, asociado a una clasificación casi perfecta. En todos los años analizados la agricultura fue la clase dominante, cubriendo entre el 34 y 45% de la cuenca. El porcentaje de cambio a nivel de paisaje fue del 33% de 1973 a 1986 y del 27% de 1986 al 2000, asociado principalmente a las coberturas agrícolas y de vegetación arbustiva. Los cambios en la cobertura y uso del terreno siguieron un comportamiento estocástico que se puede modelar con una cadena de Markov de primer orden.

Los cambios en los patrones de escurrimiento de la cuenca asociados a cambios de uso del terreno se evaluaron con el modelo del número de curva integrando al SIG los mapas de cobertura y uso del terreno, mapas edafológicos y registros históricos de precipitación (datos tabulares). El volumen de escurrimiento medio anual se estimó en 198 x10<sup>6</sup> m<sup>3</sup> en 1973, 302 x10<sup>6</sup> m<sup>3</sup> en 1986 y 197 x10<sup>6</sup> m<sup>3</sup> en el 2000, que correspondieron a coeficientes de escurrimiento del 16, 20 y 23%, respectivamente. Los resultados indican que el cambio en los volúmenes de escurrimiento depende más de los cambios en los volúmenes de precipitación que de los cambios en la cobertura y uso del terreno, debido a que en la

cuenca predominan los suelos de textura fina con poca capacidad de infiltración y un potencial de escurrimiento resistente a los cambios de uso del terreno.

El sistema lagunar Teacapán-Agua Brava se localiza en el sur de Sinaloa y norte de Nayarit. Se analizaron las tendencias de cambio de los humedales, particularmente del manglar, a través de análisis multitemporales con imágenes Landsat MSS de 1973 y 1986, TM de 1990 y 1995 y ETM+ del 2000 (path/row: 31/44 y 41/45). Se produjeron mapas temáticos de los humedales del sistema, con exactitudes totales del 82 al 94% y K' de 0.77 a 0.93, asociado a clasificaciones sustanciales y casi perfectas. Individualmente, el manglar fue clasificado con exactitudes del productor de 70 al 93%. A partir del mapa del 2000, se estimó una cobertura de manglar de 75 042 ha (70% estaba presente en 1973) y adicionalmente se calculó una extensión de mangle muerto de 8 349 ha. La tasa de deforestación media anual, de 1973 al 2000, se calculó en 0.64%.

El índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI por sus siglas en inglés) presentó promedios de 0.30 a 0.43, siguiendo una tendencia de cambio negativa que se ajustó a un modelo logarítmico ( $NDVI_{promedio} = 72.2 - 9.5 \ln(t)$ ;  $r = 0.96$ ). Durante el periodo analizado, el manglar caracterizado con dosel cerrado ( $NDVI > 0.35$ ) disminuyó 30%. La apertura de un canal para comunicar la laguna Agua Brava con el océano Pacífico en 1971 y su continua erosión dio origen a una situación de perturbación del manglar, pero la construcción sobre los humedales de canales, bordes, estanquería y caminos se identificó como el principal agente perturbador ya que esta infraestructura, al impedir el flujo de las mareas y agua dulce, provoca la pérdida de cobertura y dosel del manglar e inhibe la formación de nuevos parches.

Las diferentes perturbaciones naturales y antropogénicas que han actuado sobre el sistema, también han tenido impactos sobre los patrones espaciales de los humedales. Estos impactos se analizaron con métricas del paisaje estimadas del mapa temático de humedales del 2000. Los humedales del sistema, incluyendo el manglar, están dominados por parches pequeños, lo que les confiere un bajo grado de agregación. Si bien la complejidad de los parches no ha cambiado significativamente, la cobertura del bosque de mangle ha disminuido siguiendo un patrón que ha provocado la fragmentación del bosque por perforación y disipación.

**Palabras clave:** zona costera, ecología del paisaje, sistemas de información geográfica (SIG), percepción remota, cuenca hidrológica, espacio costero, coberturas y usos del terreno, humedales, manglar, Landsat, clasificación de imágenes, detección de cambio, escurrimiento, modelo del número de curva, NDVI, métricas del paisaje, Sinaloa, Nayarit, México.

## ABSTRACT

The coastal space of Sinaloa and north of Nayarit was studied based on characterization of land cover and land use patterns, trends of change, and their relationship with the impact on the superficial hydrology and connectivity of coastal landscapes. The study comprehends and evaluation of the entire coastal space, and two case studies ranging from watershed to ecosystem level. The studies were carried out with the support of a geographical information system (GIS), integrated with cartographic material in different scales, thematic maps of land cover (based on Landsat satellite images), and tabular data of different nature and source.

The coastal space of Sinaloa was defined by the conjunction of the watersheds from two hydrological regions: 10-Sinaloa and 11-Presidio-San Pedro, located in the physiographical province of Llanura Costera del Pacífico and the physiographical sub-province Pie de la Sierra. The study area covers around 4 600 000 ha. A coastal plain fringe and an upland fringe, which extended beyond state limits (to south of Sonora and north of Nayarit), were identified. Delimiting the study area within the state limit, the estimated coastal space of Sinaloa was of 3 900 000 ha. The natural and cultural covers in the coastal space of Sinaloa were close to the proportion 1:1, with anthropogenic activities concentrated on the coastal plain component, an natural covers on upland component.

The land cover and land use changes on the Lechuguilla-Ohuira-Navachiste watershed, in the north of Sinaloa, were analyzed through an multitemporal postclassificatory comparison with Landsat MSS images of 1973 and 1986, and Landsat ETM+ images of 2000 (path/row: 33/42 y34/42). Thematic maps of the land cover and land use of the watershed were produced by supervised classifications of images, and digitalization of polygons from ancillary data, such topographical maps, false color composites, and panchromatic component of Landsat ETM+. The thematic map of year 2000 was obtained with an overall accuracy of 89%, and a Kappa coefficient estimate ( $K^{\prime}$ ) of 0.88, it is associated to an almost perfect classification. Agriculture was the dominant class during the period analyzed, covering between the 34 and 45% of the watershed. The percentage of landscape change was of 33% from 1973 to 1986, and of 27% from 1986 to 2000, which could be associated to changes in the agricultural and bush vegetation covers. The changes in land cover and land use followed a stochastic behavior that follows a Markov chains of first order.

The watershed runoff patterns change associated to land use change were evaluated with a curve number model, integrating into a GIS land cover-land use maps, soil maps, and rainfall historical data (tabular data). The estimated average annual runoff was  $198 \times 10^6 \text{ m}^3$  in 1973,  $302 \times 10^6 \text{ m}^3$  in 1986 and  $197 \times 10^6 \text{ m}^3$  in 2000, corresponding to runoff coefficients of 16, 20 and 23%, respectively. The results indicate that changes in runoff volume depend on the changes in the rainfall volumes rather than changes in land use, mainly because the predominance of fine texture soils with little infiltration capacity and runoff potential that resists land use changes.

The Teacapan-Agua Brava lagoon system is located in south of Sinaloa and north of Nayarit. The trends of wetland change were analyzed, particularly of mangrove, through multitemporal analysis with images Landsat MSS images of 1973 and 1986, Landsat TM images of 1990 and 1995 and Landsat ETM+ images of 2000 (path/row: 31/44 and 41/45). Thematic maps of wetlands of the system were obtained with overall accuracies between 82 to 94%, and K' between 0.77 to 0.93, it associated to substantial and almost perfect classifications. Analyzed individually, mangrove was classified with producer accuracies ranging from 70 to 93%. The estimated mangrove coverage in 2000 was of 75 042 ha (70% was present in 1973). The estimated dead mangrove coverage was 8 349 ha. The annual average deforestation rate from 1973 to 2000 was of 0.64%.

The normalized difference vegetation index (NDVI) presented averages from 0.30 to 0.43, following a negative change tendency that was adjusted a logarithmic model ( $NDVI_{average} = 72.2 - 9.5 \ln(t)$ ;  $r = 0.96$ ). A reduction of 30% of the mangrove characterized with close canopy ( $NDVI > 0.35$ ) was detected from 1973 to 2000. The opening of a channel to communicate the Agua Brava lagoon with Pacific Ocean in 1971, and its continuous erosion gave origin to a perturbation of the mangrove component. However, the main agents of perturbation were the construction of channels, borders, ponds and roads on wetland areas, due to modification of tidal and freshwater flows. These factors were associated with losses in mangrove coverage and canopy, and inhibition of the formation of new patches.

The wetland space patterns have been impacted by different natural and anthropogenic perturbations. These perturbations were analyzed with landscape metrics estimated from thematic map of 2000. The wetlands of the system, including the mangrove, are dominated by small patches, what confers them a low aggregation degree. Although the complexity of the patches has not changed significantly, the mangrove forest cover has diminished following a pattern that has caused the fragmentation of the forest for perforation and dissipation.

**Key words:** coastal zone, landscape ecology, geographical information systems (GIS), remote sensing, watershed, coastal space, land cover and land use, wetlands, mangrove, Landsat, classification images, change detection, runoff, the curve number model, NDVI, landscape metrics, Sinaloa, Nayarit, Mexico.

## INTRODUCCIÓN

El área o zona costera, el espacio geográfico de transición entre continentes y océanos (Carter, 1988; Kay y Alder, 1999), está conformada por los ecosistemas que mayores funciones y servicios ecológicos proporcionan al humano: alrededor del 25% de la productividad primaria global y entre el 90 y 95% de las captura pesquera mundial suceden en los ecosistemas marinos y costeros de la plataforma continental (UNEP, 1992). En particular los ambientes costeros proporcionan el 43% de los servicios ecológicos del planeta a pesar de cubrir únicamente el 6% de la superficie terrestre (Toledo, 2003). La alta productividad y diversidad biológica que caracteriza a los ecosistemas costeros han sostenido un amplio espectro de actividades humanas durante miles de años y en la actualidad más del 40% de la población humana mundial vive en o cerca de las costas, la proporción de habitantes en la zona costera crece a tasas más elevadas que las de la población total y mientras que en las costas la densidad poblacional es de 100 personas por kilómetro cuadrado, en el interior de los continentes es únicamente de 38 personas.

El crecimiento de la población humana y el incremento paralelo en las capacidades tecnológicas han provocado que los ambientes y recursos de la zona costera se encuentren bajo múltiples e intensas presiones que han alterado procesos ecológicos claves, conduciendo a una disminución de la resiliencia de los sistemas naturales a las condiciones ambientales cambiantes y arriesgando funciones y servicios cruciales para la economías y gentes de las costas (Bartlett, 2000; Agardy *et al.*, 2005).

Dentro de las actividades humanas, aquellas que conllevan cambios en el uso del terreno son los de mayor impacto para los ambientes y recursos de La Tierra (Houghton, 1994). En el área costera las principales amenazas para la productividad y diversidad del

medio marino provienen de las actividades realizadas en las tierras interiores de la costa, afectando los componentes más productivos incluidos esteros y aguas cercanas a la costa. La conversión del terreno a usos agrícolas, mineros, industriales o residenciales, además de la conversión de los hábitats costeros, alteran las características hidrológicas de la superficie terrestre y son fuentes de fertilizantes, plaguicidas, metales pesados, hidrocarburos y aguas negras que contaminan las aguas costeras (Agardy, 1999; Bhaduri *et al.*, 2000;). En la actualidad, las fuentes terrestres aportan alrededor del 70% de los contaminantes del medio marino (Agenda 21, 2002; Agardy *et al.*, 2005).

Particularmente dentro del área costera los humedales figuran como componentes dinámicos de los ecosistemas, que soportan altos niveles de diversidad biológica y productividad primaria, modulan el flujo de agua, nutrientes y materiales sólidos a través del paisaje y proveen hábitat para la vida silvestre (Mitch y Gosselink, 1993). La existencia de estos ambientes depende en gran medida de la presencia de condiciones creadas y mantenidas por factores de gran escala que incluyen entre otros a los patrones de cobertura y usos del terreno en un nivel de paisaje (Pearson, 1994; Roman *et al.*, 2000).

Los cambios en el uso del terreno han interferido de manera adversa sobre los humedales costeros en todo el mundo: en Estados Unidos, por ejemplo, se han perdido más del 50% de los humedales costeros por cambios en los usos del terreno (Klemas *et al.*, 1993; Kennish, 2001); en países del sureste asiático los pantanos costeros han declinado entre el 46 y 100% (Agardy *et al.*, 2005), en tanto que en las costas tropicales y subtropicales del mundo se estima una pérdida del 35% de los bosques de mangle en las pasadas dos décadas, identificando a la camaronicultura como el principal agente transformador (Valiela *et al.*, 2001).

Con el fin de revertir la degradación de los ecosistemas costeros se han implementado planes de manejo, que en general han sido insuficientes o inadecuados por no contar con un diagnóstico que considere las fuentes terrestres de contaminación y degradación (Agardy, 1999; Kay y Alder, 1999). Por lo que las nuevas estrategias de manejo costero requieren de un enfoque holístico que reconozca la complejidad de los ecosistemas costeros y su continuidad funcional con los ambientes terrestres adyacentes (Ray, 1991; Clark, 1997; Bartlett, 2000; Toledo 2003). Sin embargo el área costera es espacialmente compleja, requiriéndose para su estudio y manejo el complementar diferentes escalas espaciales y temporales en las que suceden los procesos ecológicos y conocer en detalle las formas en que las sociedades hacen uso de ellos.

En ese sentido, una disciplina que involucra estos aspectos en su generalidad es la ecología del paisaje, área de la ecología relativamente reciente que en términos generales se define como el estudio de la estructura, función y cambios en un área heterogénea compuesta de ecosistemas interconectados (Garman y Bradshaw, 1999). Dada la complejidad de los paisajes y la necesidad de obtener información sinóptica y espacialmente referenciada sobre grandes regiones costeras, al enfoque de la ecología del paisaje se integran la percepción remota y los sistemas de información geográfica (SIG), que permiten analizar indicadores ambientales en un nivel de paisaje, tales como los cambios en el tamaño y forma de los hábitats costeros y las coberturas vegetales que pudieran tener relación con la biodiversidad y condición de los humedales costeros. Estos indicadores son importantes conforme se pasa a mayores escalas espaciales, temporales y de organización con el fin de estudiar y comparar los efectos acumulados de la degradación de los ecosistemas sobre paisajes y regiones enteras (Klema, 2001).

Partiendo de las consideraciones anteriores, en este estudio se aprovechan las ventajas que ofrecen la percepción remota y los SIG para la obtención, almacenamiento y análisis de datos espaciales (Haines-Young *et al.*, 1996; Stow, 1996), integrados dentro del esquema conceptual que ofrece la ecología del paisaje en términos del análisis y manejo de la heterogeneidad espacial (Bridgewater, 1996), con el fin de caracterizar a los paisajes costeros de Sinaloa y norte de Nayarit, así como para analizar sus tendencias de cambio de y los impactos en la estructura, patrones de escurrimiento y conectividad de dichos paisajes.

La presente tesis está integrada por un estudio general de los patrones de cobertura y uso del terreno en la totalidad del espacio costero de Sinaloa y dos estudios de caso a nivel de cuenca y ecosistema, en los que se analizan las tendencias de cambio y algunos impactos en los patrones hidrológicos y espaciales de los paisajes costeros. Basado en experiencias previas, el análisis considero inicialmente que los cambios en los paisajes costeros de Sinaloa están relacionados al crecimiento de la frontera agrícola con el consecuente desplazamiento de las coberturas forestales; en tanto que en ambientes más hídricos, como las marismas y esteros, la cobertura del terreno ha sido modificada por el desarrollo de la camaronicultura.

Finalmente, asumiendo que los ecosistemas no están definidos por límites geopolíticos y considerando que el bosque de mangle del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava Marismas Nacionales es uno de los más relevantes de México, el sistema se consideró en su totalidad dentro del análisis a pesar de que solo una porción menor está dentro de Sinaloa, por lo que parte del estudio se extendió a la costa norte de Nayarit.



## **OBJETIVOS**

### **Objetivo general**

Delimitar y caracterizar el espacio costero de Sinaloa y norte de Nayarit con base en los patrones de cobertura y uso del terreno, sus tendencias de cambio y el impacto sobre la hidrología superficial y conectividad de los paisajes costeros.

### **Objetivos particulares**

- 1) Analizar los patrones de cobertura y uso del terreno en el espacio costero de Sinaloa.
- 2) Analizar las tendencias de cambio de las coberturas y usos del terreno en la cuenca Lechugilla-Ohuira-Navachiste, Sinaloa y sus impactos sobre los patrones hidrológicos superficiales de la cuenca.
- 3) Analizar las tendencias de cambio del bosque de mangle y otros humedales del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava en la costa norte de Nayarit y sur de Sinaloa, así como los impactos en la conectividad del paisaje asociados a perturbaciones de origen natural y antropogénico.

## ANTECEDENTES

La diversidad y función de los ecosistemas costeros están determinadas por la combinación de patrones ambientales jerárquicamente escalados en tiempo y espacio. En este contexto, el estudio del área costera desde la perspectiva de la ecología del paisaje es pertinente porque el paradigma jerárquico de esta disciplina proporciona directrices para definir los componentes funcionales de un sistema y la forma en que estos se relacionan unos a otros en diferentes escalas (Ray 1991).

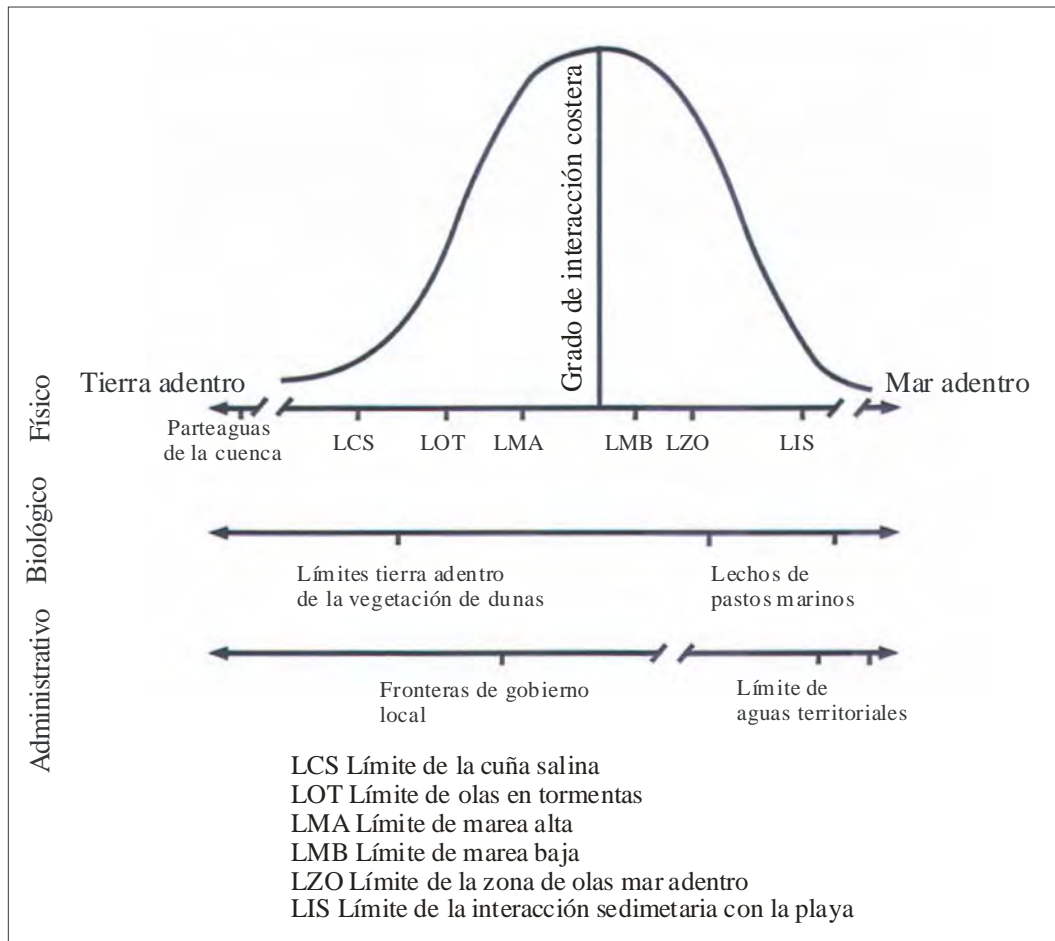
### **Definición y delimitación del área costera**

Una primera consideración en el estudio del área costera es definir el espacio de la estructura física del sistema, donde los componentes funcionales y sus interacciones están presentes; y mientras que muchos procesos costeros requieren ser analizados en toda la amplitud de la estructura costera otros requieren que un menor espacio sea examinado.

Desde el punto de vista científico, el área costera es el espacio geográfico donde se establece una transición gradual entre una franja de tierra y el espacio oceánico adyacente en el cual los procesos y usos terrestres afectan directamente a los procesos y usos oceánicos, y viceversa (Carter, 1988; Kay y Alder, 1999). De acuerdo a esta definición, el área o zona costera contiene componentes terrestres y oceánicos, dimensiones variables y fronteras en ambos componentes que están determinadas por el grado de influencia de los continentes sobre los océanos y de los océanos sobre los continentes y con (Figura 1).

Los procesos que dan forma a la costa son altamente dinámicos, variando en tiempo y espacio, por lo que la línea de unión entre continentes y océanos está en constante movimiento. Asimismo, ambientes costeros como las playas, marismas, manglares y

arrecifes coralinos muestran de manera notoria las interacciones entre continente y océano, pero otros ambientes más distantes al litoral, tierra o mar adentro, no dejan de jugar un papel importante en la conformación del área costera. La zona costera puede estar caracterizada de acuerdo a criterios físicos, biológicos o culturales que no necesariamente, y de hecho raramente, coinciden. Así, de acuerdo a consideraciones arbitrarias, la zona costera puede incluir un área delimitada sobre la interfase mar-tierra de unos cuantos metros o kilómetros; o bien extenderse de las cuencas costeras hasta los límites jurisdiccionales de un país sobre el mar (Figura 1).



**FIGURA 1.** Transición entre tierra y océano y grado de interacción costera en una playa arenosa. Modificado de Kay y Alder (1999).

El manejo costero involucra la regulación continua de los usos de tierras y aguas costeras y sus recursos dentro de alguna área designada cuyas fronteras son usualmente definidas políticamente (Sowman, 1993). En este nivel, las zonas costeras han sido definidas con base en distancias fijas, distancias variables, a los usos y costumbres o de manera híbrida. Las distancias fijas usualmente son calculadas a partir de una medida de la frontera entre tierra y agua como la marca de marea alta, por ejemplo, y sobre el componente oceánico de las costas usualmente se aplican límites jurisdiccionales como los mares territoriales. En tanto que las fronteras con distancias variables son un conjunto de medidas que varían a lo largo de la costa de acuerdo a intervalos de características físicas, biológicas o límites administrativos (Kay y Alder, 1999).

Las definiciones con base en el uso dependen de los objetivos de manejo. Si por ejemplo, se pretende ordenar las fuentes no puntuales de contaminación marina, quizás se debería de considerar la totalidad de la cuenca hidrográfica, un espacio mayor que el definido para la evaluación y manejo directo de playas y dunas (Sowman, 1993). Pero en cualquier caso *“la designación mínima de área costera”* debe incluir todas las áreas intermareales y supramareales, y sería deseable incluir en la zona costera el espacio terrestre afectado por el mar (porción seca) y el espacio de las aguas costeras influenciadas por la tierra (porción húmeda) (Clark, 1997).

En México no se aplica oficialmente una definición de zona costera, sin embargo para fines administrativos se ha delimitado la Zona Federal Marítimo Terrestre (ZOFEMAT), Cuando la costa presenta playas, la ZOFEMAT está constituida por la faja de 20 metros de ancho de tierra firme, transitable y contigua a dichas playas o, en su caso, a las riberas de los ríos, desde la desembocadura de estos en el mar hasta 100 metros río

arriba. En el caso de lagunas, esteros o depósitos naturales de agua marina que se comuniquen directa o indirectamente con el mar, la faja de 20 metros de la ZOFEMAT se contará a partir del punto a donde llegue el mayor embalse anual o límite de la pleamar (*En línea*: <http://www.semarnat.gob.mx/qroo/zofemat/www/intro/introdu1.shtml>).

El Programa Internacional Geosfera-Biosfera en su programa de LOICZ (Land Ocean Interactions in the Coastal Zone) define a la zona costera como una región total a partir del contorno batimétrico de los 200 m en el mar al contorno de elevación de 200 m sobre el continente. Con esta delimitación se incluirían todos los esteros pero no en todos los casos se incluiría a la totalidad de la cuenca de captación de dichos esteros (Cracknell, 1999). Tanto la isobata como la cota de los 200 m utilizada en el programa LOICZ, ya había sido utilizada por Merino (1987) para delimitar el área costera de México

Los límites terrestres del área costera en muchos casos se han establecido sobre los parteaguas de las cuencas hidrográficas considerando la relevancia de los ríos para el área costera por sus aportes de agua dulce y sedimentos, así como la influencia que los patrones de cobertura y uso del terreno en las cuencas tienen en la carga de nutrientes, sedimentos terrígenos y contaminantes hacia la costa (Kay y Alder, 1999; Rooney y Smith 1999; Dauer *et al*, 2000; Valiela y Bowen, 2002).

En este sentido, Proctor *et al.* (1980, citados por Escofet, 2004) delimitan la zona costera en tres grandes franjas paralelas a la línea de costa y ligadas funcionalmente: terrestre, costera y oceánica; definiendo dichas franjas con base al perfil topográfico, las corrientes litorales, los gradientes de marea, las relaciones entre el fondo y la columna de agua, la intensidad y dirección de los flujos y los componentes bióticos y abióticos. En la franja terrestre, que incluye a las cuencas hidrográficas, el flujo de materiales es

predominantemente perpendicular a la costa, en tanto que en las franjas costera y oceánica prevalece el flujo longitudinal a la costa.

Por otro lado, Ray (1991) considera que la visión geomorfológica de la costa proporciona una pobre comprensión ecológica de la misma, por dividir la zona costera en entidades terrestres y marinas discretas que minimizan el papel de la costa como un ecotono entre los continentes y el mar. Como alternativa, este autor propone una estructura de *cuenca-zona costera* (coastal zone-watershed) conformada por una porción terrestre y una porción marina; la primera integrada por tres unidades: la cuenca alta, la planicie costera y la zona intermareal, y la segunda integrada por dos unidades: el litoral costero (shoreface) y la altamar (offshore), que generalmente está delimitada por la extensión de la plataforma continental, donde la profundidad es aproximadamente de 200 m. La zona costera está dominada por intercambios fluviales que esculpen los paisajes terrestres y marinos para crear estructuras de ecosistemas y relaciones entre ecosistemas adyacentes, los procesos hidrológicos que ocurren entre las unidades de la porción terrestre y marina definen la cuenca-zona costera. Dentro de esta estructura la cuenca alta es la zona de producción que regula la entrada y el flujo del agua y materiales hacia las partes bajas de la región hidrológica, la red de ríos conforma una zona de transferencia o transporte, en tanto que la zona costera conforma la zona de almacenamiento donde los materiales se depositan, retienen y resultan disponibles en forma de nutrientes y alimentos (Toledo, 2003).

Escofet (2004), con un enfoque paisajístico y retomando la idea de Proctor y colaboradores de franjas paralelas a la costa define el *espacio de zona costera* (EZO) como un gradiente acuático-terrestre conformado por las planicies costeras dulceacuícolas y salobres en la parte terrestre, y las aguas encarriladas y libres en la costa en la parte marina.

Desde el punto de vista de la ecología del paisaje este esquema podría interpretarse como mosaico de parches con un arreglo zonificado que puede utilizarse para establecer unidades de investigación y planeación de uso del terreno. Con base en esta propuesta, identifica en el espacio costero terrestre del país seis *regiones hipsográficas de la margen costera* (delimitadas por la cota de los 200 msnm): Sierras Peninsulares de Baja California, Llanura Costera de Vizcaíno-Magdalena, Llanura Costera Oriental del Golfo de California, Sierra Madre del Sur, Istmo de Tehuantepec-Sierra Madre de Chiapas y Llanura Costera del Golfo de México y Península de Yucatán. Identificando también en el espacio costero marino cinco *grandes ecosistemas marinos*: Corriente de California, Golfo de California, Pacífico Costero de Centroamérica, Golfo de México y Mar Caribe. Desplegando simultáneamente las regiones hipsográficas y los grandes ecosistemas del país divide al país en 11 *unidades costeras homogéneas* que no necesariamente coinciden con los límites geopolíticos de los 17 estados costeros, por lo que reconoce 24 entidades costeras reales.

### **Paisajes y ecología del paisaje**

Las costas representan una de las zonas de frontera más importantes de la Tierra, su estudio y manejo obligan a una aproximación integral que involucre un amplio espectro de escalas temporales y espaciales, la heterogeneidad espacial inherente a los paisajes costeros y su influencia en los procesos bióticos y abióticos, así como los múltiples e intensos usos a los que están sujetos los ambientes y recursos costeros. En este sentido, la ecología del paisaje se presenta como un método eficiente para el análisis del área costera, por considerar el desarrollo y dinámica de la heterogeneidad espacial, las interacciones e intercambios espaciales y temporales a través del paisaje, reconocer a los paisajes como estructuras

jerárquicas definidas espacial y temporalmente, y ubicar al humano como elemento integral de los ecosistemas (Bridgewater, 1996).

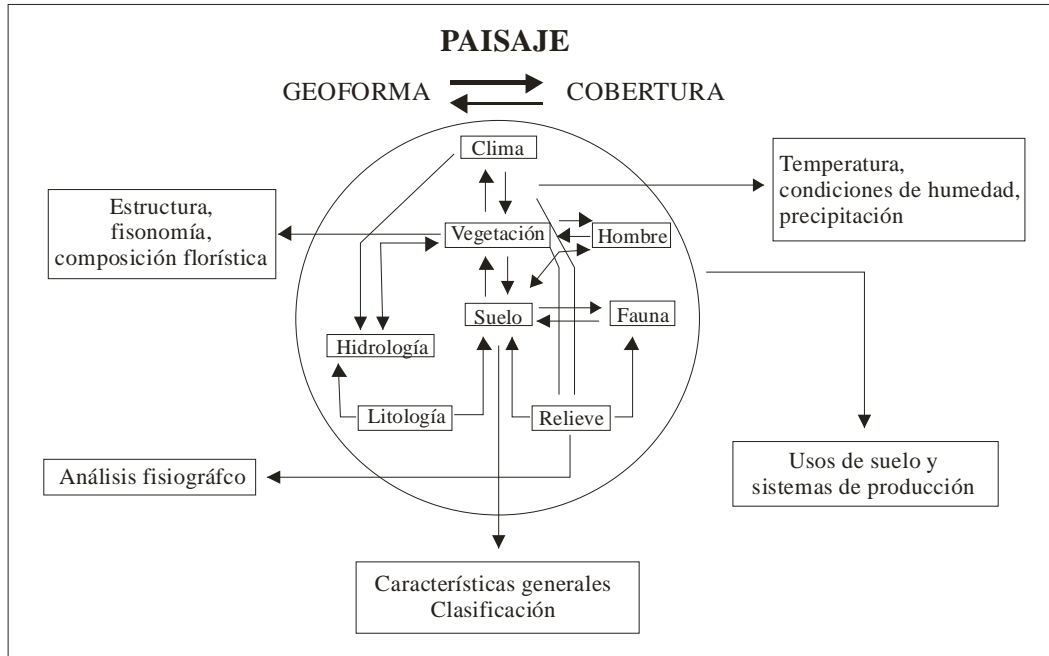
La palabra paisaje fue introducida como término científico a principios del siglo XIX por Alexander von Humboldt, para referirse al carácter total de una región de La Tierra. En 1939 Carl Troll visualizó al paisaje como una entidad holística y acuñó el término “*ecología del paisaje*” para una ciencia nueva en el campo de la ecología que se diferenciaba de las geociencias por incluir el estudio de la biosfera, además de la litosfera. En la práctica, Troll consideraba que la ecología del paisaje combinaba la aproximación horizontal de la geografía, al examinar las interrelaciones espaciales de los fenómenos naturales, con la aproximación vertical de la ecología, al estudiar las interrelaciones funcionales en un sitio dado o ecotopo (Naveh y Lieberman, 1994).

La suposición de una entidad holística también es considerada por Zonneveld (1972, citado por Naveh y Lieberman, 1994 y Bridgewater, 1996), en la cual todos los elementos de un paisaje, incluyendo al humano, interactúan entre sí para conformar una estructura jerárquica (Figura 2) en la que se pueden identificar cuatro niveles:

- 1) Ecotopo o sitio.- es la unidad terrestre holística más pequeña, caracterizada por la homogeneidad de al menos uno de sus atributos de la geósfera y sin excesiva variación en sus atributos.
- 2) Faceta terrestre o microescenario.- combinación de ecotopos formando un patrón de relaciones espaciales y estando fuertemente relacionados a propiedades de al menos un atributo (forma terrestre principal).
- 3) Sistema terrestre o mesoescenario.- combinación de facetas terrestres que forman una unidad de mapeo conveniente en una escala reconocible.



4) Paisaje principal o macroescenario es una combinación de sistemas en una región geográfica.



**FIGURA 2.** Componentes del paisaje y sus interacciones. Modificado de Zonneveld (1972) por Etter (1991).

La naturaleza heterogénea de los paisajes, explícita en los niveles de sistema terrestre y paisaje propuestos por Zonneved, es resaltada por Forman y Godron (1986), que definen al paisaje como una superficie terrestre heterogénea compuesta de un cúmulo de ecosistemas que interactúan y se repiten en forma similar a través del espacio. De esta manera se define a la ecología del paisaje, como el estudio de la estructura, función y cambio de áreas de la superficie terrestre compuestas de ecosistemas interactuando.

De acuerdo a estos dos últimos autores la ecología del paisaje se enfoca en tres características de los paisajes:

- 1) La estructura, las relaciones espaciales entre los ecosistemas distintivos o elementos presentes; específicamente la distribución de energía, materiales y especies en relación al tamaño, forma, número, tipo y configuración de los ecosistemas.
- 2) La función, las interacciones entre los elementos espaciales, esto es, el flujo de energía, materiales y especies entre componentes de los ecosistemas.
- 3) El cambio, la alteración en la estructura y función de los mosaicos ecológicos a través del tiempo.

Los elementos presentes en un paisaje y su arreglo espacial definen el patrón de paisaje, el cual es resultado de diferentes factores que incluyen la variabilidad de las condiciones abióticas tales como el clima, topografía y suelos; las interacciones bióticas; las tendencias históricas y presentes de los asentamientos humanos y los usos del terreno, y la dinámica de los disturbios naturales y la sucesión (Turner *et al.*, 2001). Los patrones del paisaje están en continuo cambio, dependiendo de la frecuencia con que los paisajes son afectados por un disturbio (evento temporalmente discreto que modifica la estructura de los paisajes), la resiliencia de los paisajes, la extensión e intensidad del evento perturbante y la extensión del paisaje (Farina, 1998; Turner *et al.*, 2001).

Los paisajes pueden ser cambiados por muchos regímenes de perturbación natural así como por inducción humana. Las perturbaciones naturales tienen una fuerte influencia en la evolución de los paisajes, pero generalmente la acción humana sobredimensiona los procesos naturales por su alta frecuencia de ocurrencia (Farina, 1998; Turner *et al.*, 2001). En el área costera las actividades antropogénicas han provocado que en unos cuantos siglos los paisajes presenten cambios que no habían registrado en toda su historia. Estas transformaciones han sido físicas como el desvío de cursos de agua, el relleno de

humedales y la construcción de puertos y complejos turísticos; químicas como el aumento en la carga de nutrientes en las aguas costeras, así como biológicas como la declinación de la abundancia de organismos acuáticos (Agardy *et al.*, 2005).

Como ejemplos de lo anterior, diversos estudios han presentado evidencia de que en paisajes con usos del terreno pasivos como las coberturas forestales, la calidad del agua en corrientes y humedales es más alta en comparación a la de sistemas acuáticos en paisajes dominados por usos del terreno activos como la agricultura y las áreas urbanas (Childers y Gosselink, 1990; Basnyat *et al.*, 1999, Rudnick *et al.*, 1999. La transición de coberturas vegetales naturales a coberturas agrícolas en las partes altas de la zona costera incrementan la erosión de los suelos y con ello la carga de sedimentos, pero a su vez otros elementos antropogénicos como las presas están provocando a nivel global la desaceleración del flujo sedimentario hacia las costas resultando en erosión costera y pérdida de hábitat (Syvitski, 2003; Vörösmarty *et al.*, 2003). A pesar de las dificultades para demostrar relaciones directas entre indicadores de la condición de los sistemas estuarinos y variables a nivel de cuenca, en la bahía de Chesapeake, Estados Unidos se han encontrado relaciones positivas entre la integridad biótica de las comunidades bentónicas y cuencas con coberturas forestales, en tanto que niveles altos de usos agrícolas y urbanos resultan en una disminución de la calidad del agua y alteraciones en esas comunidades (Dauer *et al.*, 2000).

Ejemplos recientes de disturbios naturales cuyos impactos sobre los paisajes costeros han sido magnificados por las actividades antropogénicas son los huracanes del 2005: Katrina en la costa este de Estados Unidos; Stan en las costas del Pacífico del suroeste de México y Centroamérica y Wilma en el mar Caribe. En particular en el delta del Misisipí, el drenado de canales, la exclusión de agua dulce, sedimentos y nutrientes del río

Misisipí y la intrusión salina asociada al aumento en el nivel medio del mar han provocado la pérdida de terreno y una conversión acelerada de humedales a ambientes de agua abierta (Turner y Rao 1990; Day *et al.*, 2000; Reyes *et al.*, 2000). Como una consecuencia de la pérdida de humedales, las áreas de amortiguamiento que protegían a la ciudad de Nueva Orleáns contra las inundaciones disminuyeron drásticamente (Tibbetts, 2006).

Desde la perspectiva humana, el paisaje está agrupado en entidades funcionales que tienen significado para su vida (Farina, 1998). Desde sus orígenes, la ecología del paisaje ha dado un peso relevante al humano, considerándolo parte integral de los ecosistemas. En este sentido, los paisajes podrían ser caracterizados en términos de su grado de naturalización-culturización, tal como lo propone Westhoff (Cuadro 1); o bien por su grado de degradación como los niveles propuestos por Mateo y Ortiz (Cuadro 2) y de esta manera contar con esquemas que permita comprender y valorar los impactos de origen humano sobre los ambientes (Haines-Young *et al.*, 1996).

**CUADRO 1.** Principales tipos de paisaje clasificados por Westhoff (1971) de acuerdo a su grado de naturalidad.

<b>Tipo</b>	<b>Características</b>
Natural	Paisajes inafectados por la acción humana con flora y fauna espontánea.
Subnatural	Paisajes que pueden retornar a un estado natural si la actividad humana es retirada, con un porcentaje alto de flora y fauna espontánea.
Seminatural	Paisajes drásticamente modificados por la actividad humana con formaciones vegetales diferentes de la vegetación natural potencial, pero con un considerable grado de elementos naturales que permanecen intactos.
Agrícola	Paisajes arreglados predominantemente por la actividad humana sin restos de áreas naturales o con una gran cantidad de especies inducidas por el hombre.

Fuentes: Naveh y Lieberman (1994) y Bridgewater (1996)

Cada vez se pone mayor atención al papel que desempeñan los patrones del paisaje en procesos característicos de las costas como la alta productividad primaria, el flujo

fluvial, el balance sedimentario, la calidad del agua o la movilidad de organismos acuáticos entre áreas de refugio y alimentación. Los estudios de las tendencias de cambio de los ecosistemas costeros y sus cuencas se han incrementado notablemente por constituir la base de propuestas de manejo que permitan reducir las presiones sobre estos ambientes sensibles (Henderson, *et al.* 1999; Klemas, 2001; Agardy *et al.*, 2005; Yang y Liu, 2005). En este sentido, paisajes costeros se han evaluados a través de *firmas paisajísticas o geográficas*, que se definen como características o procesos físicos, químicos, bióticos e inducidos por el humano que resultan en respuestas particulares, muchas veces únicas de los ecosistemas dentro de una región (Roman *et al.*, 2000).

**CUADRO 2.** Niveles de degradación ecológica de los paisajes, según Mateo y Ortiz (2001)

Sin degradación	Mantienen los potenciales y la productividad original (que puede acrecentarse en dependencia del ingreso de energía externa), los mecanismos que garantizan el funcionamiento, la regulación y la regeneración al igual que el aseguramiento vital, la estructura, coherencia e integridad del sistema. No se manifiestan procesos geológicos destructivos.
Degradación baja	Pequeña pérdida de los potenciales naturales y de la productividad original, la cual puede mantenerse similar o incluso acrecentarse gracias al ingreso de energía externa. Los mecanismos que garantizan el funcionamiento y la autorregulación han experimentado algunas alteraciones, pero aún garantizan las bases de aseguramiento vital. Ocurren cambios notables de la estructura vertical, iniciando transformaciones en la estructura horizontal, manteniéndose aun la coherencia e integridad del sistema. Se manifiestan algunos procesos geoecológicos destructivos de intensidad baja y media
Media	Apreciable pérdida de potenciales naturales originales y decrecimiento significativo de la productividad. Fuerte alteración de los mecanismos que garantizan el funcionamiento, la autorregulación y la regeneración de los sistemas., poniendo en peligro la coherencia, la integridad y las bases de aseguramiento vital. Se manifiestan varios tipos de procesos geoecológicos de intensidad media y alta.
Alta	Pérdida total de los potenciales naturales. Decrecimiento completo de la productividad. Alteración total de los mecanismos que garantizan el funcionamiento, la autorregulación y la regeneración del sistema; la completa alteración de la estructura vertical y horizontal de las bases de aseguramiento vital. Se manifiesta una combinación de procesos geoecológicos de diverso tipo de alta intensidad.

Fuente: García y Muñoz (2002).

El estudio del área costera de México desde la perspectiva de la ecología del paisaje es mínimo, aún así se tienen algunos antecedentes entre los que se encuentran un estudio de

la tendencias de cambio con el uso de técnicas de percepción remota en laguna de Términos y su espacio circundante (Mas, 1999); el estudio de Escofet (2004) anteriormente citado en el que se propone una delimitación del espacio costero de México con un enfoque paisajístico; y la caracterización de los procesos e interacciones entre la cuenca alta y la costa partiendo del concepto de región hidrológica de Ray (1991) en la cuenca del río Balsas y la cuenca de los ríos Grijava-Usumacinta realizada por Toledo (2003).

### **Percepción remota, sistemas de información geográfica (SIG) y ecología del paisaje**

El estudio del área costera bajo la perspectiva de la ecología del paisaje requiere de información sinóptica y espacialmente referenciada sobre grandes regiones costeras, para lo cual la percepción remota (Anexo 1) y los sistemas de información geográfica (SIG) (Anexo 2) ofrecen una buena ventaja por su capacidad para coleccionar, estructurar y analizar información espacial relevante en diferentes intervalos de tiempo y espacio (O'Regan, 1996; Mumby y Edwards, 2000a).

Las técnicas de percepción remota tienen un papel relevante en la evaluación holística de los paisajes por proporcionar una visión integrada y dinámica de los patrones del paisaje, a partir de los cual se pueden generar indicadores de los fenómenos naturales y humanos, así como la interacciones entre ambos (Naveh y Lieberman, 1994). En el área costera, la percepción remota permiten dar seguimiento a los cambios en en los hábitat costeros y las coberturas vegetales que pudieran tener relación con la biodiversidad y condición de los esteros y otros ambientes costeros (Klemas, 2001).

Por su parte, los SIG son de particular importancia para la ecología del paisaje por su capacidad para manejar datos ecológicos de manera jerárquica en una variedad de

escalas espaciales y temporales (Anexo 2). Estos sistemas proporcionan una estructura de base de datos adecuada para el almacenaje y manejo de datos ecológicos de grandes regiones; posibilitan la agregación o desagregación de los datos entre escalas regionales, de paisaje y puntuales; asisten en la localización de puntos de estudio y áreas ecológicamente sensibles; soportan el análisis estadístico espacial de distribuciones ecológicas; aumenta las posibilidades de extracción de información de los datos de percepción remota; y, proveen la entrada de datos y parámetros para la modelación ecológica (Stow, 1996).

En el Anexo 3 se presentan las características técnicas de algunos sistemas de satélites de observación de La Tierra. Los avances en los sistemas de sensores remotos han generado instrumentos ideales para las investigaciones marinas como los sensores CZCS (Coastal Zone Color Scanner, actualmente fuera de órbita), SeaWiFS (Sea-viewing Wide Field-of-view Sensor) y AVHRR (Advanced Very High Resolution Radiometer) con una resolución espacial adecuada para estudios en escalas oceánicas. Los sensores MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer) de los satélites Terra (EOS AM) y Aqua (EOS PM) ofrecen mayor resolución espacial y un conjunto de bandas espectrales adecuadas para el análisis de ambientes terrestres y marinos. En tanto que sensores con mayor resolución espacial, como los montados en los satélites Landsat, SPOT, Aster, Ikonos o Quickbird, a pesar de que fueron diseñados principalmente para la observación de ambientes terrestres, son de utilidad para estudios oceanográficos en las escalas locales y regionales de los ambientes costeros.

Las imágenes Landsat, por ejemplo, han sido utilizadas en la construcción y actualización de cartas batimétricas; en el monitoreo de la calidad de agua de bahías y esteros; en la caracterización de flujos en aguas someras; en evaluaciones de los patrones de

sedimentación y erosión costera y estudios de concentración de clorofila, entre otros estudios (Pattiaratchi, 1992; Pattiaratchi *et al.*, 1994; Baban, 1997; Edwards y Clark, 2000; Green *et al.*, 2000a).

Dentro de las principales aplicaciones de la percepción remota en el área costera se encuentra el inventario y mapeo de los hábitats. Las imágenes de satélite contienen información del color, tono, textura y patrones de diferentes áreas que de alguna forma podrían relacionarse a los hábitats subyacentes a una región. A partir de esta información se pueden producir mapas en estudios que utilizan definiciones *ad hoc* de los hábitats o que se enfocan sobre algún tipo de hábitat en particular, en mapeos de la geomorfología costera, en estudios ecológicos que definen los hábitat a través de cuantificaciones de asociaciones bióticas o estudios que combinan más de un tipo de información (Green *et al.*, 2000b; Mumby, 2000).

La mayoría de los métodos de mapeo del hábitat son procesos de clasificación no supervisada o supervisada que utilizan únicamente la información espectral de píxeles individuales para clasificar a los hábitats, sin considerar parámetros de textura y patrones de los datos de percepción remota. Estos procedimientos se basan en el principio de que diferentes tipos de hábitat reflejan la radiación electromagnética en formas distintivas en cada una de las longitudes de onda en que son medidos creando su propia firma espectral (Anexo 1). Alternativamente, nuevas técnicas se han desarrollado, como la clasificación por redes neuronales, que permiten incorporar a los procesos de clasificación la textura y patrones de las imágenes en adición a la información espectral; inclusive permiten adicionar información complementaria a la contenida en los datos de percepción remota (Green *et al.*, 2000b, Mas, 2004).



Bajo diferentes esquemas de clasificación basados en la información espectral de imágenes multiespectrales se han levantado inventarios y mapeos de lechos vegetación acuática sumergida (Ferguson y Korfmacher, 1997; Mumby y Green, 2000); arrecifes coralinos (Clark *et al.*, 2000; Roelfsema *et al.*, 2002), marismas (Artigas y Yang, 2005; Li *et al.*, 2005); y de manglar (Green *et al.*, 1997; 1998; Blasco, *et al.*; 1998; Gao, 1999; Cohen y Lara, 2003; Krause *et al.*, 2004). En particular Gao (1999), comparó mapas de bosques de mangle de nueva Zelanda generados por la clasificación de imágenes SPOT HRV y Landsat TM, encontrando casi 20% mayor exactitud en los mapas producidos con Landsat, con menor resolución espacial pero mayor resolución espectral con respecto a las imágenes SPOT. A partir de estos resultados considera que la resolución espectral de los datos de percepción remota es más importante que la resolución espacial dado que la mayoría de los inventarios y monitoreos del manglar realizados con datos de percepción remota aplican clasificaciones espectrales; conclusión que en parte comparte con Blasco *et al.* (1998), quienes consideran que la capacidad espectral de los datos de percepción remota no permite caracterizar al manglar a nivel de especie, pero si ofrecen la posibilidad para el mapeo de los bosques de mangle en escalas locales, regionales y globales combinando imágenes de satélite, datos espaciales, fotografía aérea y evaluaciones a nivel de terreno.

Por otro lado, Morris *et al.* (2005) integraron fotografía aérea de alta resolución espectral y datos de la elevación media del mar para analizar las relaciones entre la distribución de la vegetación y el nivel medio de mareas en paisajes de marismas de Estados Unidos. Por su parte, Mas (2004) también haciendo uso del análisis de redes neuronales, en este caso con imágenes de satélite Landsat y datos adicionales, realizó el mapeo de los ambientes terrestres y acuáticos de un paisaje costero tropical de México,

incrementando la exactitud de los mapas en un 17% en relación a los mapas producidos con clasificaciones espectrales.

Los paisajes lejos de ser estáticos están en continuo cambio; la comprensión y predicción de esta dinámica requiere del monitoreo y análisis de las propiedades del paisaje. A pesar de que las evaluaciones de campo no pueden dar seguimiento al cambio ambiental en grandes escalas, la disponibilidad creciente de datos de percepción remota con varias resoluciones espaciales, temporales y espectrales ofrecen el potencial para el monitoreo de los sistemas ecológicos en un intervalo amplio de escalas (Liu *et al.*, 2003).

La detección del cambio es una aplicación común de la percepción remota. El registro sistemático y repetitivo de imágenes de las superficies terrestres por diferentes sistemas de percepción remota ha generado una base de datos adecuada para el monitoreo efectivo de los paisajes a través de diferentes técnicas de procesamiento digital de imágenes (Singh, 1989; Yuan *et al.*, 1998; Mas, 1999). La premisa básica para usar datos de percepción remota en la detección de cambio, es que los cambios en la cobertura del terreno deben generar cambios en los valores de radiancia mayores a los cambios generados por otros factores tales como diferencias en las condiciones atmosféricas, en el ángulo del sol y de las condiciones de humedad del terreno (Singh, 1989).

La pérdida acelerada de los ecosistemas costeros, por cambios de uso del terreno o por factores naturales como las sequías y huracanes, ha generado que se ponga mayor atención en el estudio de las condiciones recientes y tendencias de cambio de los paisajes costeros, como paso previo de los planes de conservación y manejo del área costera (Henderson *et al.*, 1999; Munyati, 2000; Ramsey III *et al.*, 2001; Yang 2005). Dentro de esta línea de investigación, en Estados Unidos a partir de 1990 se inició el programa

Coastal Change Analysis Program (C-CAP), con el fin de detectar los cambios en los humedales y ambientes terrestres costeros en escala nacional, enfocándose en el uso de la percepción remota para realizar el mapeo de los cambios con la posibilidad de actualizarlos constantemente (Dobson *et al.*, 1995; Henderson *et al.*, 1999). También en Estados Unidos y bajo la misma línea, recientemente se estableció el programa Estuarine and Great Lakes Research (EaGLE), que a partir de técnicas de percepción remota y SIG pretende desarrollar nuevos indicadores ecológicos que puedan ser usados en el monitoreo costero y generar información que posibilite una mejor comprensión de la condición de los esteros y aguas costeras de ese país (Yang, 2005; Yang y Liu, 2005).

Entre las técnicas de detección de cambio (Singh, 1989, Yuan *et al.*, 1998; Mas 1999), se encuentra la *comparación postclasificatoria*, que consiste en la comparación de mapas categóricos de los tiempos  $t1$  y  $t2$  producidos de manera independiente. El análisis genera un mapa completo de cambios que puede ser representado en una *matriz de detección de cambio* (Jensen *et al.*, 1998), a partir de la cual se pueden estimar índices de cambio para cada categoría representada en los mapas y también a nivel de paisaje. (Ramsey III *et al.*, 2001, Mas *et al.*, 2004). La comparación postclasificatoria o procedimientos similares se han utilizado ampliamente en la detección de cambio en paisajes costeros, (Yuan *et al.*, 1998; Henderson *et al.*, 1999; Mas, 1999; Munyati, 2000; Ramsey III *et al.*, 2001; Berlanga-Robles y Ruiz-Luna, 2002; Alonso *et al.*, 2003; Manson *et al.*, 2003; Ruiz-Luna y Berlanga-Robles; 2003; Alphan y Yilmaz, 2005; Muttitanon y Tripathi, 2005; Yang y Liu, 2005).

La mayoría de los estudios de detección de cambio con el uso de técnicas de percepción remota y SIG se enfocan a proporcionar información sobre la cantidad y

ubicación de los cambios, pero esta misma información puede ser la base de modelos que ayuden a explicar el cómo y porqué de los cambios (López *et al.*, 2001; Weng, 2002). La modelación de los cambios en la cobertura y usos del terreno permiten una mejor comprensión de la dinámica de los sistemas, el desarrollo de hipótesis que pueden ser probadas empíricamente y hacer predicciones y simular escenarios para usarse en actividades de evaluación (Brown *et al.*, 2004).

En términos generales la modelación de los procesos de cambio en el paisaje (enfocado a través de cambios de cobertura y usos del terreno), están basados en modelos de regresión o en modelos de transición. Los primeros relacionan los cambios a un conjunto explícito de variables y usan modelos como el logístico, en tanto que los segundos, se refieren a modelos de simulación que permiten predecir cambios futuros a través estimaciones probabilísticas con modelos como las *cadena de Markov* (Weng, 2002).

Las cadenas de Markov han sido utilizadas para modelar los cambios en el paisaje en diferentes escalas (Brown, et al., 2000; López, 2001; Luitjten, 2003; Weng, 2002). Las cadenas de Markov, aplicado a los cambios en la cobertura y usos del terreno, es un modelo ajustado empíricamente con base al juego estadístico de tendencias temporales o patrones espaciales con un conjunto de variables predecibles. Las variables a predecir pueden representar cambios de cobertura y uso del terreno que pueden medirse sobre píxeles derivados de datos de percepción remota (Brown *et al.*, 2004). Se trata de modelo estocástico en el cual el estado de las coberturas del terreno en algún tiempo en el futuro es función únicamente de su estado presente, representado por una probabilidad de transición (Weng, 2002; González, 2004; Brown *et al.*, 2004 ).

Los SIG, además de ser una herramienta útil para modelar los cambios de cobertura

y uso del terreno, pueden auxiliar en el análisis y modelación de los impactos que estos cambios tienen sobre la estructura y dinámica de los ecosistemas. En el estudio de los impactos sobre los patrones hidrológicos de las cuencas, el uso de los SIG ha permitido el desarrollo de modelos hidrológicos espacialmente distribuidos que consideran la variación espacial en los parámetros y variables que tienen que ver con el balance de agua en una cuenca, así como pasar de las evaluaciones de eventos discretos específicos a generar estimaciones de los impactos sobre la calidad y cantidad de agua a largo plazo (Bhaduri *et al.*, 2000; Mendoza *et al.*, 2002; Treviño *et al.*, 2002).

A través de la integración y análisis de diferentes capas de información con un SIG es posible definir los patrones espaciales y temporales de los parámetros hidrológicos y describir a las cuencas ambientalmente; además de simular el balance hidrológico en unidades espaciales, el flujo de agua y transporte de materiales, así como los efectos de distintos eventos de perturbación (Mendoza *et al.*, 2002). Los SIG se han utilizado para modelar los cambios en los patrones hidrológicos a nivel de cuenca o paisaje (Harbor, 1994; Ferrer *et al.*, 1995; Bernal-Brooks *et al.*, 2002; Mendoza *et al.*, 2006), estimar tasas de erosión (Symeonakis y Calvo, 2004) y en evaluaciones de contaminación del agua por fuentes no puntuales (Bhaduri, *et al.*, 2000; Ma, 2004).

Entre los métodos de estimación de parámetros hidrológicos que pueden ser implementados con el auxilio de SIG, se encuentra el *modelo de número de curva* desarrollado por el Soil Conservation Service de los Estados Unidos (SCS) en 1986. El número de curva es un parámetro usado para describir el potencial de escurrimiento en áreas determinadas en función del uso del terreno, las propiedades hidrológicas del suelo (capacidad de filtración) y antecedentes de precipitación. Los valores del Número de Curva

caen en un intervalo de 0 a 100, por lo que un Número de Curva grande indica poca infiltración que se da principalmente en áreas urbanas. El Método de Número de Curva es el más común para predecir el volumen de escurrimientos. Muchos modelos para cuencas utilizan este método para determinar los escurrimientos (Melesse *et al.*, 2003).

En el contexto de la ecología del paisaje, los patrones espaciales relacionados a procesos ecológicos como la erosión, la hidrodinámica y el flujo de nutrientes y especies en el ecosistema, pueden enfocarse a partir del análisis de los patrones de cobertura y uso del terreno, que a su vez pueden interpretarse con el uso de datos de percepción remota (Poundevigne y Alard, 1997; López *et al.*, 2001; Turner *et al.*, 2001). Los paisajes, intrínsecamente heterogéneos, pueden representarse a través de mapas categóricos y a partir de estos capturar la información de algún patrón espacial en una sola variable denominada *índice o métrica del paisaje* (Frohm, 1998; O'Neill, *et al.*, 1999; Turner *et al.*, 2001; McGarigal, 2002).

Existe una amplia variedad de métricas basadas en la geometría del paisaje y el arreglo espacial de los parches que pueden agruparse de acuerdo a las características del paisaje que evalúan en: *i*) métricas del tamaño de los parches, *ii*) métricas de borde y forma, *iii*) métricas de diversidad y *iv*) métricas de configuración del paisaje (Herzog y Lausch, 2001; Herzog, *et al.* 2001). A pesar de que la mayoría de las métricas del paisaje están fuertemente correlacionadas, por lo que se corre el riesgo de generar información redundante (Turnet *et al.*, 2001; Yang y Liu, 2005), son útiles para describir y monitorear la estructura de los paisajes, así como para evaluar los impactos a los que están sujetos (Herzog, *et al.*, 2001; Johnson *et al.*, 2001; Lloret *et al.*, 2002; Lu *et al.*, 2003; Geneletti, 2004; Liu y Anderson, 2004; Southworth *et al.*, 2004).

En el área costera las métricas del paisaje se ha utilizado para caracterizar los patrones espaciales de comunidades bentónicas en zonas submareales (Garrabou *et al.*, 1998); para evaluar los impactos sobre humedales costeros (Liu y Cameron, 2001; Kelly, 2001; Manson *et al.*, 2003), para predecir la carga de nutrientes y sedimentos (Jones *et al.*, 2003) y para caracterizar y monitorear a los paisajes costeros a nivel de cuenca (Yang y Liu, 2005). Métricas de la complejidad de los parches, como la dimensión fractal, son indicadores de la disponibilidad de ambientes de borde los cuales tienen gran relevancia en la funciones de los humedales costeros como hábitat de refugio y crianza (Liu y Cameron, 2001). Otras métricas relacionadas con la configuración del paisaje, entre las que se encuentra la distancia euclidiana al vecino más cercano, el índice de división o el tamaño efectivo de malla, tienen una amplia relación en las interacciones abióticas y bióticas entre los ambientes acuáticos y terrestres del área costera (Pearson *et al.*, 1996; Jones *et al.*, 2001; Yang y Liu 2005).

El uso de percepción remota y SIG en México se ha incrementado considerablemente en los últimos diez años y se cuenta con una organización formal de especialistas en el área, el Capítulo México de la Sociedad de Especialistas Latinoamericanos en Percepción Remota (SELPER-México). Pese a lo anterior, el número de publicaciones de estudios del área costera con el uso de estas tecnologías, es más bien limitado para la magnitud de los ambientes costeros del país.

Algunos de los trabajos desarrollados dentro de un contexto similar al de la presente propuesta, son los realizados por De la Lanza *et al.* (1996) y Ramírez-García *et al.* (1998) estudiaron la cobertura del bosque de mangle en sistemas costeros de Nayarit aplicando técnicas de percepción remota, reportando estimaciones de área e indicadores de

perturbación en el manglar. Mas (1999) evaluó seis procedimientos de detección de cambio con imágenes Landsat MSS en Laguna de Términos, Campeche, encontrando a la comparación postclasificatoria como el procedimiento más exacto. De 1973 a 1992 estimó un porcentaje de cambio del 14% en el paisaje de la laguna. Por su parte, Kovacs y colaboradores han dado seguimiento a la cobertura y dosel del manglar en Teacapán-Agua Brava con el uso de imágenes Landsat (2000; 2001) e IKONOS (2004; 2005). Con estas últimas imágenes y monitoreo a nivel de terreno, estimaron una relación lineal entre el índice de área foliar y el índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI por sus siglas en inglés), que les permitió el mapeo de una pequeña región del bosque de manglar de la región en cuatro categorías: mangle blanco, mangle rojo, mangle en pobres condiciones y mangle muerto.

Un antecedente relevante del uso de percepción remota y SIG en zonas costeras, es sin duda la primera parte del *Inventario y Clasificación de Humedales en México* editado por DUMAC (Carrera y de la Fuente, 2003), en el cual se muestran mapas temáticos, generados por la clasificación de imágenes de satélite Landsat TM, de distintos sistemas de humedales costeros y continentales del país (incluyendo la costa de Sinaloa) clasificados bajo una modificación del esquema de Cowardin *et al.* (1979)

Con relación al presente estudio, los antecedentes más próximos se concentran en los trabajos sobre cambios en la cobertura y usos del terreno realizados en diferentes regiones de la costa de Sinaloa y norte de Nayarit a partir del procesamiento digital de series históricas de imágenes Landsat. Los principales sistemas estudiados han sido la laguna Huizache-Caimanero (Ruiz-Luna y Berlanga-Robles, 1999), el sistema litoral Majahual (De la Lanza *et al.* 1996; Berlanga-Robles y Ruiz Luna, 2002), los esteros y



lagunas de Mazatlán (Ruiz-Luna y Berlanga-Robles, 2003) y bahía Ceuta (Alonso-Pérez *et al.*, 2003). En términos generales, estos estudios han detectado tendencias negativas para las coberturas naturales, identificado a la agricultura como el principal agente transformador de los paisajes costeros del estado.

## ÁREA DE ESTUDIO

### La costa de Sinaloa

El área costera de Sinaloa en el noroeste de México se extiende sobre 656 km de litoral frente a las aguas del océano Pacífico y el golfo de California, entre los 22° 28' y 26° 22' de latitud norte, y los 105° 46' y 109° 27' de longitud oeste. Cuenta con una gran riqueza de sistemas estuarinos entre desembocaduras de ríos, esteros, lagunas costeras y bahías (Figura 3) que en conjunto suman alrededor de 229 000 hectáreas, equivalente al 14% de los sistemas estuarinos del país (Berlanga y Ruiz, 2003).

Dentro de la delimitación de espacio costero de México propuesto por Escofet (2004), la costa de Sinaloa queda comprendida dentro de las unidades costeras homogéneas cuatro y cinco. Ambas formadas por la región hipsográfica de la Llanura Costera Oriental del Golfo de California (RH3), de tipo fluvio-deltaica y relativamente amplia (16 a 60 km), y por el gran ecosistema marino del Golfo de California (GEM4), de tipo semicerrado y baja capacidad de autopurificación, la unidad costera cuatro está formada por el cuerpo del del golfo y la unidad costera cinco por la boca.

El clima en la región costera de Sinaloa varía de muy seco y cálido (Bw) a cálido subhúmedo con lluvias en verano (Aw). La temperatura promedio anual fluctúa entre los 22 y 26 °C; en tanto que el promedio de lluvia anual va de los 100 a los 400 mm para los climas secos y de 700 a 1 200 mm para aquellos más húmedos. Los principales tipos de vegetación son el bosque tropical caducifolio, el bosque espinoso, el bosque de mangle, vegetación de matorral asociada a las marismas y la vegetación de dunas costeras.

En Sinaloa es posible diferenciar parte de dos provincias fisiográficas: la Sierra Madre Occidental y la Llanura Costera del Pacífico (Figura 4).

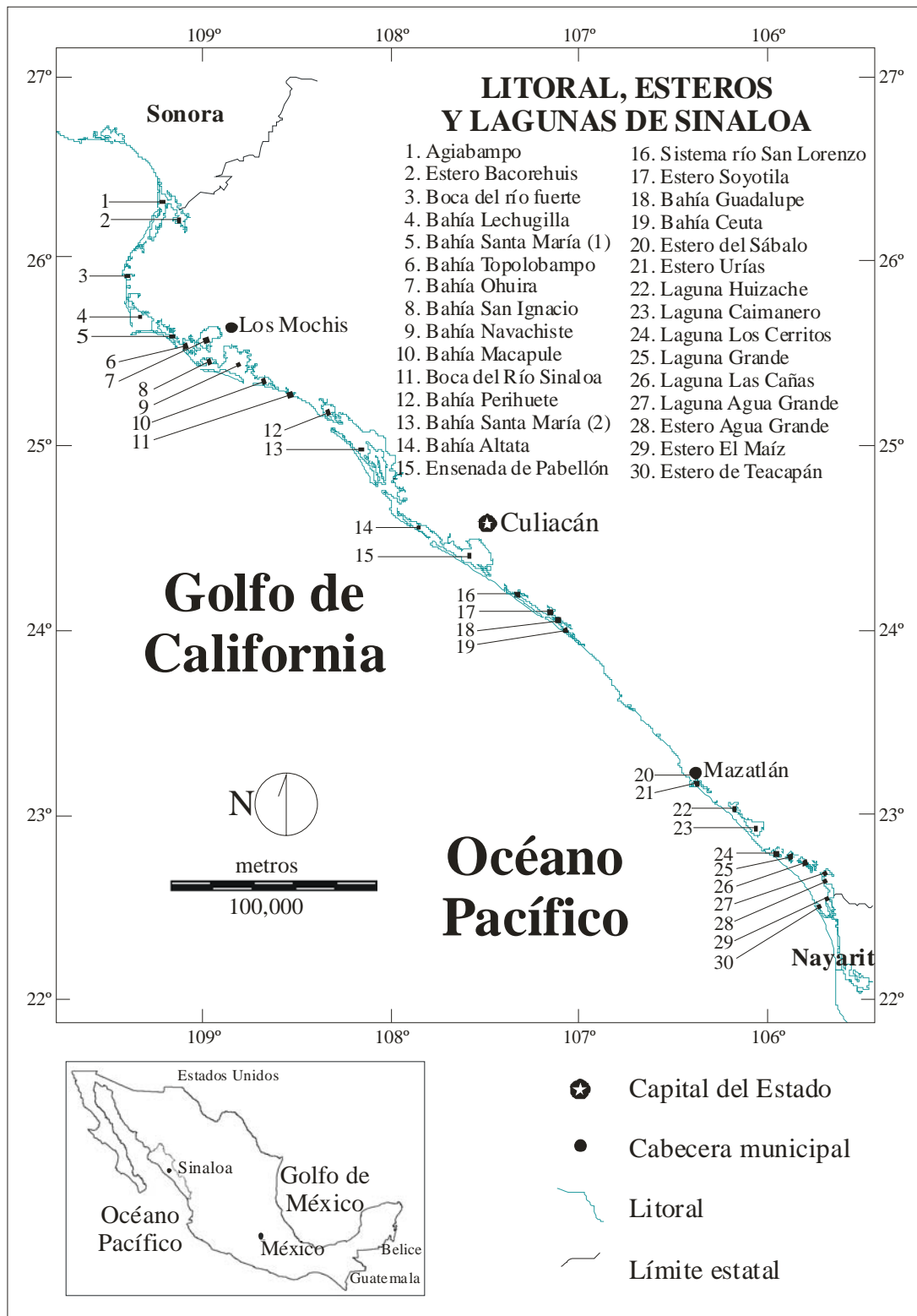
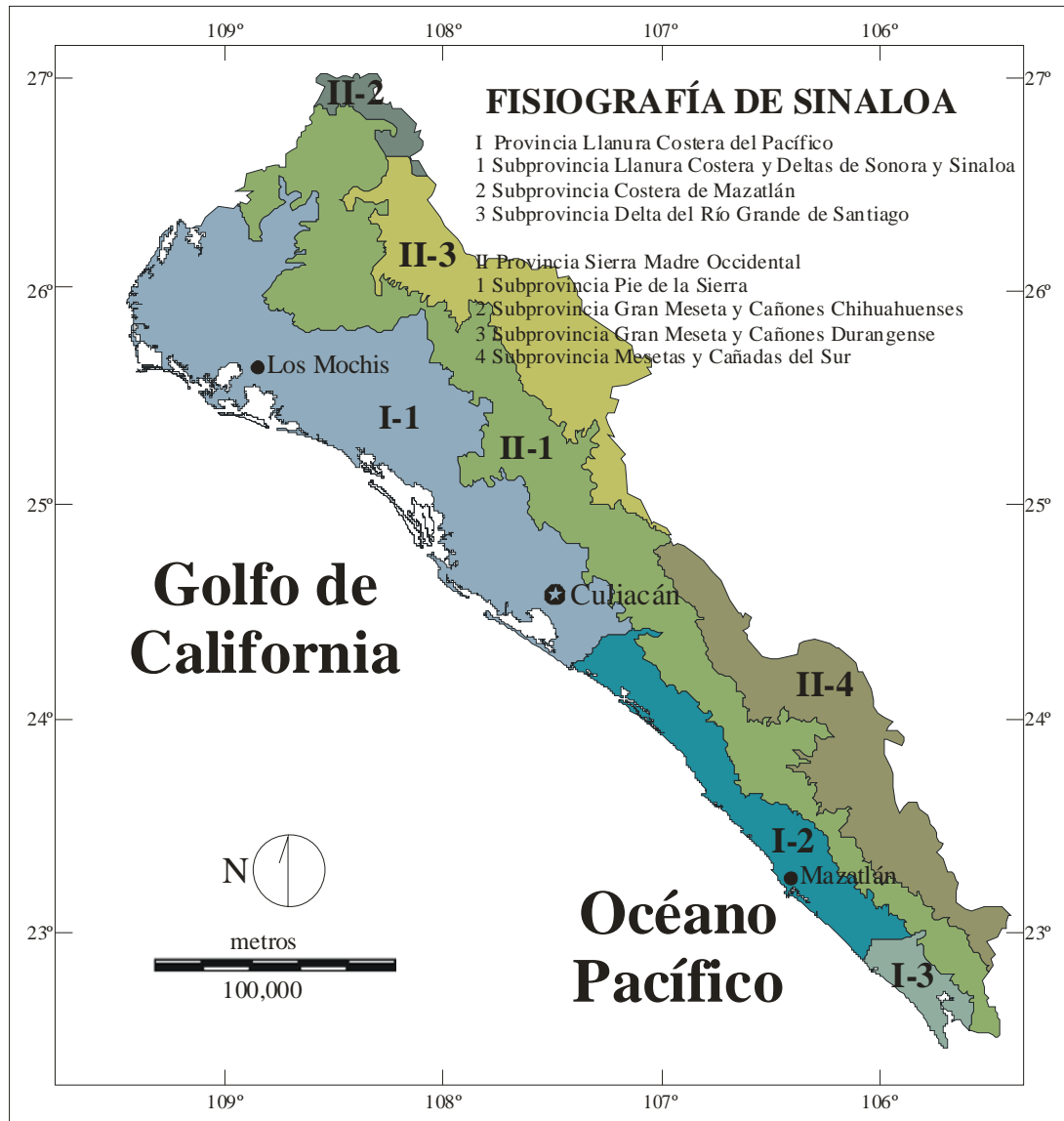


FIGURA 3. Litoral y principales sistemas estuarinos de Sinaloa, México



**FIGURA 4.** Provincias y subprovincias fisiográficas en Sinaloa, México

La provincia Sierra Madre Occidental, está delimitada por una franja de orientación NW-SE, paralela y colindante con la provincia fisiográfica Llanura Costera del Pacífico. La altura de sus relieves varía de los 100 hasta los 2 780 msnm. Está conformada por sierras altas y bajas, asociadas con valles y cañones, que reflejan un ciclo geomorfológico juvenil. Elementos fisiográficos específicos permiten dividirla en nueve subprovincias, de las cuales

cuatro están representadas en Sinaloa: Gran Meseta y cañones Chihuahuenses, Pie de la Sierra, Gran Meseta y Cañones Duranguenses y Mesetas y Cañadas del Sur (INEGI, 1995).

La provincia Llanura Costera del Pacífico domina la parte oeste de Sinaloa, se presenta en una franja orientada NW-SE, paralela a la costa y limitada hacia el oeste por el golfo de California, posee elevaciones que varían desde el nivel del mar hasta los 450 msnm (INEGI, 1995). La fisiografía de la Llanura Costera en Sinaloa se caracteriza por abanicos aluviales, antiguos valles fluvio-deltaicos, pequeñas colinas constituidas por rocas predeltaicas, deltas actuales, estuarios, complejos lagunares, causes de ríos y arroyos, rías, depósitos eólicos y marinos (Rodríguez-Torres y Córdoba, 1978). En términos generales la provincia se caracteriza por la homogeneidad de sus topoformas de llanuras con lomeríos bajos, pese a lo cual es posible diferenciar algunos accidentes que permiten subdividirla en tres subprovincias: Llanura costera y Deltas de Sonora y Sinaloa, Costera de Mazatlán y Delta del Río Grande de Santiago (INEGI, 1995).

La subprovincia Llanura Costera y Deltas de Sonora y Sinaloa se ubica al noroeste de la entidad y se prolonga al estado de Sonora. Se caracteriza por la asociación de topoformas de llanuras con ciénegas, zonas salinas, dunas, playas y barras de arena. Los relieves de sierras localizados en el extremo noroeste le dan el toque más distintivo. La subprovincia Costera de Mazatlán, localizada en la parte central del estado, es la de mayor extensión dentro de la provincia Llanura Costera del Pacífico, en la que dominan topoformas de llanura con lomeríos bajos esculpidos sobre zócalos rocosos y playas hacia el límite costero. La subprovincia Delta del Río Grande de Santiago, situada en el extremo sur del estado, es la de menor extensión, diferenciándose de las anteriores por sus llanuras costeras, generalmente salinas y sujetas a inundación (INEGI, 1995).

En Sinaloa se pueden identificar 11 ríos principales que en conjunto aportan un escurrimiento medio anual de 15 169 millones de metros cúbicos (INEGI, 1995; De la Lanza Flores-Verdugo, 2003) El estado se enmarca en las regiones hidrológicas 10, Sinaloa y 11, Presidio-San Pedro (Cuadro 3, Figura 5).

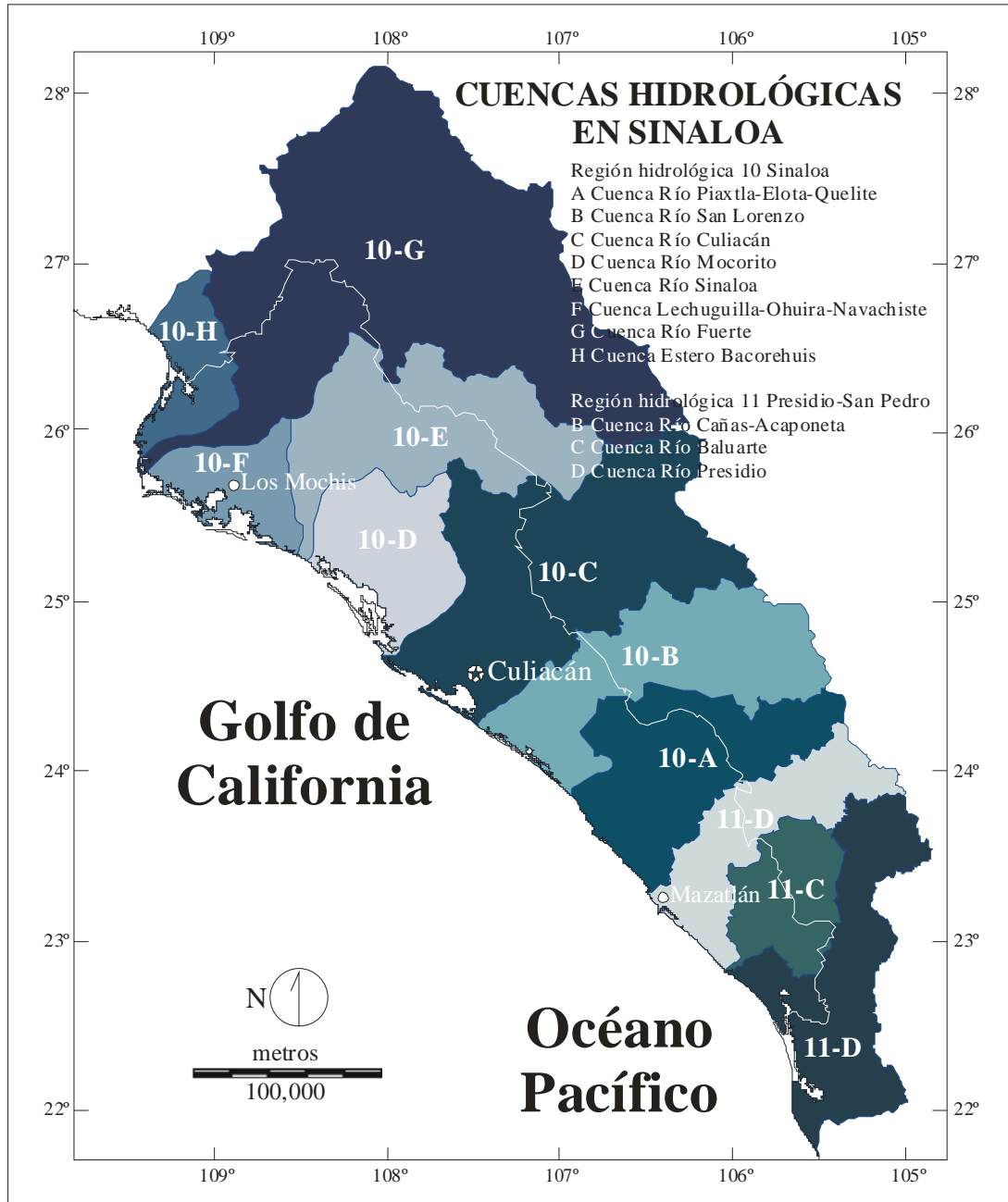
**CUADRO 3.** Cuencas hidrológicas en Sinaloa, México

Región Hidrológica	Cuenca	Causes Principales	Sistemas estuarinos
10 Sinaloa	Estero Bacorehuis (H)	Arroyos y pequeños causes que se pierden antes de desembocar al golfo de California	Estero Bacorehuis, Bahía Agiabampo
	Río Fuerte (G)	Ríos San Miguel, Batopilas, <b>Fuerte</b> , Urique, Septentrión, Chinipillas y Choix	Desembocadura del río Fuerte
	Bahía Lechugilla-Ohuira-Navachiste (F)	Escurrecimientos de longitud restringida que derivan su cause hacia las bahías.	Bahías Lechugilla, Topolobampo, Ohuira, San Ignacio, Macapule, Navaciste.
	Río Sinaloa (E)	Ríos Santo Domingo, Basonapa y <b>Sinaloa</b>	Desembocadura del río Sinaloa (Las Glorias)
	Río Mocorito (D)	<b>Río Evora-Mocorito</b>	Bahía Santa María-La Reforma
	Río Culiacán (C)	Ríos <b>Humaya</b> y <b>Tamazula-Culiacán</b>	Bahía Altata, Laguna Ensenada de Pabellón
	Río San Lorenzo (B)	Ríos Remedios, San Juan de Camarones y <b>San Lorenzo</b>	Bahía Ceuta
	Río Piaxtla-Elota-Quelite (A)	Ríos Habitas- <b>Elota</b> , Miravalle, San Jerónimo, <b>Piaxtla</b> y <b>Quelite</b>	Estero Pozole, Estero el Verde
11 Presidio-San Pedro	Río Presidio (D)	Ríos Quebrada de la Ventana, Altares y <b>Presidio</b> ; arroyo Tesquino	Estero de Urías, Sistema-Huizache-Caimanero
	Río Balaurte (C)	Ríos Pánuco, <b>Baluarde</b> y Matatán	Desembocadura del río Balaurte
	Río Acaponeta (B)	Río Las <b>Cañas</b> y Acaponeta; arroyo Santa María.	Sistema Teacapán-Agua Brava

Notas: en negritas los ríos más importantes de Sinaloa.

La región 10 cuenta con una superficie de 102 922 km<sup>2</sup> de los cuales el 46% se encuentra dentro de los límites de Sinaloa y se divide en ocho cuencas todas ellas terminando parcial o totalmente en el litoral sinaloense. La región 11, caracterizada por corrientes que

descienden de los flancos de la sierra Madre Occidental y desembocan al océano Pacífico tiene una extensión de 52 000 km<sup>2</sup>, de los cuales 16% pertenecen a Sinaloa, (INEGI 1995).



**FIGURA 5.** Regiones y cuencas hidrológicas que confluyen en Sinaloa, México

## **Oceanografía de Sinaloa**

El golfo de California cuenta con una superficie aproximada de 150 000 km<sup>2</sup>, de los cuales alrededor del 10% constituyen el área oceanográfica de Sinaloa, dentro de las regiones del Golfo Inferior y Entrada del Golfo. De esta manera, las características físicas de las aguas marinas de Sinaloa son resultado de la mezcla de las aguas del propio golfo y las del océano Pacífico que penetran al mismo (De la Lanza y Flores Verdugo, 2003).

El golfo de California es una cuenca de evaporación exportadora de sal, consecuentemente las salinidades son altas a nivel oceánico, aumentando en la entrada del golfo. Desde el norte al sur de Sinaloa se establece un ligero gradiente superficial de 35.2 a 34.8 ups en primavera y de 35 a 34.6 ups en verano. En la Entrada del Golfo existe la mezcla de masas de agua del propio golfo, de la corriente de California y de la corriente Norecuatorial con salinidades superficiales que van de las 33.6 a las 35.0 ups (De la Lanza y Flores Verdugo, 2003).

La circulación en el golfo es compleja, principalmente en su entrada debido a la influencia de todas las corrientes, la influencia del viento y las características topográficas. En el área oceanográfica de Sinaloa hay un flujo incipiente de la corriente del Golfo en enero, aumenta en febrero y marzo y declina en abril. En mayo se inicia el ascenso de la corriente del Pacífico del Este que penetra por la parte central del golfo y por Sinaloa, mezclándose con la corriente de la Salida del Golfo; en junio y julio se fortalece la entrada de la corriente del Pacífico del Este, cuando los vientos cambian hacia el noroeste, disminuyendo en agosto. En agosto y septiembre la corriente Norecuatorial se introduce más, disminuyendo en octubre. En noviembre la corriente del Golfo empieza a intensificarse para fluir nuevamente al Pacífico, llegando hasta diciembre con indicios de la



corriente de California. El agua del golfo de California sale hacia el sur por el lado de Sinaloa, mientras que la corriente de California entra por la parte central y del lado peninsular (De la Lanza y Flores Verdugo, 2003).

En Sinaloa el incremento del cauce de los ríos en la época de lluvias puede afectar la amplitud y tiempo de incidencia de las mareas. La amplitud de mareas en el Pacífico mexicano es de 0.3 m con una disminución progresiva hasta los 0.13 m en Guaymas y un aumento hacia el Alto Golfo con 1.65 m y de 10 m en las mareas vivas. En Topolobampo y Mazatlán las mareas son mixtas (de origen astronómico y climático) con amplitudes de 0.61 y 0.39 m, respectivamente. Registros históricos del nivel del mar y la temperatura en Mazatlán y Topolobampo indican la presencia del fenómeno de El Niño en 1958, 1963, 1969, y 1972. Las anomalías del nivel del mar en el golfo de California están correlacionadas significativamente con las del sur de México, por lo que la variabilidad interanual en el nivel del mar en el golfo puede ser explicado por la circulación ecuatorial (De la Lanza y Flores Verdugo, 2003).

Las aguas del golfo de California en general se caracterizan por un alto contenido de oxígeno disuelto en la superficie de alrededor de 5 ml/l. En la Entrada del Golfo se registran de 4.0 a 5.0 ml/l hasta los 50 m de profundidad, una oxiclina debajo de esta profundidad y una capa anóxica de menos de 0.15 a 0.5 ml/l, que es más superficial entre Sinaloa y La Paz, Baja California Sur. El bióxido de carbono, a la altura de Sinaloa presenta concentraciones superficiales de 2.15 mM/kg asociado a la temperatura, pH del agua y al bajo porcentaje de saturación del  $\text{CaCO}_3$ . La variación del pH en la región oceánica frente a Sinaloa oscila entre 8.1 y 8.2 en los primeros 50 m de profundidad, con una disminución gradual hasta los 7.7 a los 350 m de profundidad con un grosor de 700 m

aproximadamente (Gaxiola-Castro *et al.*, 1978).

La concentración de nutrientes aumenta de la Entrada del Golfo hacia el Alto Golfo, con una variante estacional. En Sinaloa, los nitritos son los de más baja concentración con registros de de 0.7  $\mu\text{M}$ , comparados con 1.0  $\mu\text{M}$  en el Alto Golfo. La concentración de ortofosfatos es más baja en en la región norte y sur de Sinaloa que en el resto del golfo con 0.5 a 1.0 y 0.4 a 0.6  $\mu\text{M}$  superficiales, respectivamente. En cuanto a la materia orgánica disuelta o particulada en el agua, en Sinaloa el 80% es de origen fluvial. Registros en Mazatlán indican dos máximos de materia orgánica particulada al año: a principios de primavera con concentraciones de 2 mg/l, relacionado florecimientos fitoplanctónicos y el segundo a inicios de otoño con concentraciones de 3 mg/l asociado a la carga fluvial (De la Lanza y Flores Verdugo, 2003).

### **Geología del área costera de Sinaloa y norte de Nayarit**

Con base en la clasificación tectónica de Inman y Nordstrom (1971) y a los criterios geomorfológicos y genéticos propuestos por Shepard (1967), Carranza-Edwards *et al.* (1975) dividieron a las costas mexicanas en nueve unidades morfotectónicas continentales. Las costas de Sinaloa y Nayarit, junto con las de Sonora, están incluidas en la unidad VII, relacionada con una plataforma continental amplia, de posible carácter posicional y de talud moderado con excepción de la parte media, donde el talud se profundiza rápidamente.

Esta unidad está conformada por costas de arrastre de neo-eje próximas a los centros de expansión oceánica y sujetos a algún vulcanismo o actividad sísmica. Se pueden identificar elementos primarios consistentes de superficies sujetas a erosión subaérea,

parcialmente inundadas por el mar y con grandes depósitos fluviales que han dado lugar a llanuras aluviales relativamente rectas adyacentes a la sierra Madre Occidental. Asimismo, se localizan sectores costeros secundarios con acantilados labrados por el oleaje o depósitos marinos que han originado, entre otros, las islas de barrera con lagunas costeras paralelas al litoral y limitadas lateralmente por ríos como es el caso de los sistemas lagunares Huizache-Caimanero y Teacapán-Agua Brava-Marismas Nacionales (López, 1986).

La evolución de la llanura costera está asociada con el desarrollo y evolución de los ríos que drenan la región. El carácter propagante de las llanuras aluviales se favoreció por la existencia de elevaciones rocosas que constituían islas costeras del océano Pacífico, que propiciaron la acumulación de los sedimentos fluviales, constituyendo acumulaciones arenosas de carácter acrecional, tales como barras y tómbolos. Estos rasgos favorecieron la rápida acumulación de sedimentos, disminuyeron la profundidad y permitieron el avance de la llanura deltaica (Rodríguez-Torres y Cordoba, 1978; López, 1986).

Las llanuras deltáicas de los ríos Mayo y Fuerte convergen al norte de la laguna Agiabampo. La costa es ligeramente cóncava debido a la erosión marina que actúa directamente sobre la llanura deltáica, constituida por gránulos, matatenas y guijarros contenidos en una matriz areno limosa oxidada. Las características fisiográficas de esta costa de erosión se manifiestan por la presencia de un escarpe de erosión con altura de tres a cuatro metros, por la ausencia de una playa subaérea, así como por el fondo de la playa submarina, cubierto por cantos rodados erosionados de la llanura aluvial mencionada. Estas llanuras se unieron en la región de la actual bahía de Topolobampo, de origen tectónico. Las rocas volcánicas, fuertemente afalladas en bloques que afloran en la región propiciaron

la acumulación de sedimentos marinos y permitieron la evolución de ambos deltas hacia el norte y sur, respectivamente.

Durante una etapa posterior al emplazamiento y desarrollo de las llanuras deltáicas, los ríos Mayo, Fuerte y Sinaloa modificaron el comportamiento de su desembocadura hacia el océano, en asociación con la estabilización del nivel del mar, originando amplios sistemas de estuarios, como son los antiguos y modernos estuarios de los ríos Mayo y Fuerte y el estuario del río Sinaloa, con los complejos lagunares asociados: Agiabampo, Lechugilla, Santa María, Topolobampo, Ohuira, San Ignacio y Navachiste (Rodríguez-Torres y Cordoba, 1978).

Por otro lado, los sedimentos depositados en áreas de antiguos deltas implicaron un levantamiento de la costa sinaloense que favoreció el desarrollo de deltas, por ejemplo el del río Sinaloa. La porción central de Sinaloa sufrió un mayor levantamiento en su parte septentrional que la meridional, debido a este cambio, las áreas deltáicas del Pleistoceno sufrieron la erosión marina a principios del Reciente (Rodríguez-Torres y Cordoba, 1977). Considerando estas variaciones es válido pensar que el Pleistoceno y el Reciente quedarían separados por un cambio tectónico de carácter regional. Finalmente, el Holoceno da la fisiografía actual, que en la planicie costera refleja restos topográficos característicos: desarrollo de nuevos deltas, formación de dunas activas, afloramiento de bermas y crecimiento de manglares, entre otros procesos. La llanura costera presenta antiguos deltas contruidos por los sedimentos terrígenos aportados por los ríos San Lorenzo, Culiacán, Mocerito y Sinaloa. Estos ríos aumentan su capacidad y amplían sus lechos al alcanzar el nivel base local de la llanura costera (Rodríguez-Torres y Cordoba, 1977).

En general, la costa de la porción norte y central de Sinaloa es irregular, con abundancia de lagunas litorales, indicando que aún no alcanza su perfil de equilibrio. La construcción de distintas presas ha reducido el aporte de sedimentos de grano grueso, arenas y gravas, hacia el mar, por lo que el equilibrio existente entre erosión y aporte de sedimentos se ha alterado, provocando modificaciones en las zonas costeras y en las lagunas litorales (Rodríguez-Torres y Córdoba, 1977).

En el sur de Sinaloa y en Nayarit la llanura costera, el litoral y la plataforma continental se encuentran bajo el dominio o la influencia fluvial de los ríos Baluarte, Cañas, Acaponeta, Rosa Morada, Bejuco, San Pedro y Santiago. Es una planicie costera acumulativa sedimentaria construida por la evolución de un sistema de deltas coalescentes que han avanzado paulatinamente hacia el oeste. Los ríos que desembocaron en la llanura edificaron un complejo deltáico durante el Pleistoceno tardío en periodos de bajo nivel del mar, formando múltiples cordones de playa, formados de sedimentos aluviales y depósitos lacustres, que aislaron un gran número de cuerpos de agua (De la Lanza *et al.*, 1996). Durante los últimos miles de años la línea de playa en las costas nayaritas y del sur de Sinaloa ha sido transgresiva con depósito de un cuerpo de arena litoral a manera de cubierta que representa una serie de dunas abandonadas. Cada cresta se formó individualmente como un depósito de la línea de costa. Cada cresta comenzó como una barra sumergida frente a la playa existente y después de su formación, con un soporte suficiente de arena y bajo ciertas condiciones de oleaje, la barra a lo largo de la costa se transformó en playa (De la Lanza y García-Calderón; 1991).

La historia y evolución de la planicie costera de Nayarit y sur de Sinaloa fue

consecuencia de una rápida fluctuación en el nivel eustático del mar durante el Cuaternario, que causó una trasgresión relativamente rápida de la línea de playa a través de la plataforma continental. Cuando dicho ascenso disminuyó, la trasgresión fue localmente balanceada con depósitos de arena en un periodo comprendido entre 3600 y 4750 años y una regresión deposicional se manifestó inmediatamente después. En este periodo se formaron cordones que dieron lugar a lagunas longitudinales y bocas maréales que han migrado a lo largo de la costa como respuesta a los cambios de dirección del transporte litoral (Curry *et al.*, 1969).

Desde el punto de vista de la formación de las lagunas costeras, los deltas de los ríos migraron creciendo y ganando terreno a través de la colmatación de aluviones. La planicie costera de Nayarit y sur de Sinaloa tiene un carácter de sedimentación superficial y frontal, cuyo escurrimiento reconoce como nivel base al sistema litoral Majahual y lagunar Teacapán-Agua Brava-Marismas Nacionales. El frente deltáico se forma por la distribución semiradial de los brazos tributarios que penetran en los cuerpos de agua, formando una compleja red de corrientes con diques naturales que forman centros de acumulación sedimentaria local (Romo, 1994 citado por De la Lanza *et al.*, 1996).

La morfología de la llanura aluvial ha sido formada y modelada por los ríos que han divagado a través de toda su extensión, dejando numerosas formas meándricas. Como remanentes de la acción de tales desplazamientos, se han formado en la llanura numerosos surcos y rastros antiguos canales abandonados que temporalmente se inundan en el periodo de lluvias crecidas, pues el drenaje generalmente es malo y la red fluvial adyacente al río se encuentra desorganizada. El avenamiento anárquico es favorecido en la porción baja de las llanuras, porque se presentan con mayor frecuencia los desbordes que propician

condiciones lacustres y palustres, que se evidencian en charcas, estanques, jagüeyes, arroyos y lagunas abandonadas (De la Lanza *et al.*, 1996).

### **Consideraciones sociales y económicas**

De acuerdo al XII Censo Nacional de Población y Vivienda, en el 2000 Sinaloa contaba con 2 536 844 habitantes, 49.8% eran hombres y 50.2% mujeres. La población de la entidad creció entre 1990 y 2000 a una tasa promedio anual de 1.4%. Si bien la población de Sinaloa continúa siendo joven, la edad mediana pasó de 19 años en 1990 a 22 años en 2000. El estado tenía una densidad de población de 43.6 habitantes por km<sup>2</sup>.

Por su parte, en el 2000 Nayarit contaba con 920 185 habitantes, el 49.5% hombres y el 50.5% mujeres. La población en el estado creció entre 1990 y el 2000 a una tasa promedio anual de 1.1%. Al igual que en Sinaloa, la edad mediana era de 22 años en el 2000, en tanto que la densidad poblacional del estado era de 33.4 habitantes por km<sup>2</sup>.

De los 18 municipios que integran Sinaloa, 10 cuentan con línea litoral y su población representó el 84% de la población total del estado en el 2000. Dentro de estos municipios, Culiacán, Mazatlán, Mochis y Guasave concentraban el 69.5% de la población (INEGI, 2004). Nayarit está dividido en 20 municipios, seis integran su costa norte, cuya población en conjunto representó el 28% de la población total del estado en el 2000 (INEGI, 2003).

Tanto Sinaloa como Nayarit son estados eminentemente agrícolas, del 2000 al 2003 el porcentaje de participación del sector primario (agropecuario, silvícola y pesca) en el

producto interno bruto estatal fue del 13% en Nayarit y del 14% en Sinaloa, mientras que la participación a nivel nacional tan solo fue del 4% (INEGI, *En línea*: <http://www.inegi.gob.mx>).

Sinaloa, en particular, se caracteriza por contar con los terrenos agrícolas más productivos y tecnificados del país. En el año agrícola 2001/02, de poco más de 1 100 000 hectáreas sembradas con cultivos cíclicos (maíz, sorgo, frijol y garbanzo, principalmente), se cosechó el 88%, alcanzando una producción con un valor de casi 13 billones de pesos. Asimismo, las aproximadamente 135 000 ha con cultivos perennes (pastos, caña y mango, principalmente) se cosecharon prácticamente en su totalidad y la producción alcanzó un valor de más de un billón de pesos. El total de terrenos sembrados con cultivos cíclicos, fueron fertilizados, el 61% estuvieron sujetos a riego, el 72% fueron sembrados con semillas mejoradas, con asistencia técnica o atendida con servicios de sanidad ambiental. (INEGI, 2004).

El territorio sinaloense se divide en seis distritos de desarrollo rural: Los Mochis, Guasave y Guamúchil en el norte; Culiacán y La Cruz en el centro del estado; y Mazatlán en el sur. De la superficie sembrada con cultivos cíclicos en los ciclos agrícolas 1998/99 y 2001/02, entre el 52 y 83% estuvo sujeta a riego en los distritos del norte, entre el 40 y 61% en el centro y alrededor del 16% en el sur. En cuanto a los terrenos con cultivos perennes, entre el 15 y 66% estuvieron sujetos a riego en el norte, entre el 21 y 69% en el centro y únicamente el 5% en el sur. De la superficie cosechada con cultivos cíclicos en los mencionados ciclos agrícolas, los distritos del norte representaron el 59 y 66%, respectivamente; los del centro el 30 y 33% y el del sur el 11 y 7%. En cuanto a la



superficie cosechada con cultivos perennes el norte representó el 55 y 22%, el centro el 15 y 36% y el sur el 29 y 42% (INEGI, 1993; 2004).

El desarrollo agrícola de Nayarit es modesto en comparación con el de Sinaloa. En los municipios que integran la costa norte del estado únicamente el 28% de los terrenos con cultivos cíclicos y el 5% con cultivos perennes estuvieron sujetos a riego en el año agrícola 2001/02. Durante este ciclo, 123 575 ha estuvieron dedicadas a cultivos cíclicos (fríjol, maíz, sorgo y tabaco, principalmente) y poco más de 6000 a cultivos perennes (básicamente mango y plátano); los rendimientos en ambos casos fueron altos, cosechándose más del 95% de la superficie sembrada y la producción alcanzó un valor de casi 2 500 billones de pesos (INEGI, 2003).

Sinaloa es un estado que también sobresale por sus actividades pesqueras y acuícolas, de 1999 al 2002 su producción pesquera en peso vivo rebasó las 200 000 toneladas, representando el 15.5 y 16.6% de la producción total nacional, alcanzando un valor de casi 3 000 billones de pesos (CONAPESCA, 2001; 2002). En el 2003 el volumen de la producción en peso desembarcado fue de casi 160 000 toneladas, el 54% de atún, el 27% de sardina, el 5% de camarón de alta mar y el 14% de otros grupos de especies, alcanzando en conjunto un valor de 1 400 billones de pesos. En ese año, Sinaloa contaba con 12 648 embarcaciones inscritas en el Registro Nacional de La Pesca, de las cuales 823 eran para la pesca de altura y 11 825 para la pesca ribereña. Asimismo 19 752 personas se dedicaba a la actividad pesquera (INEGI, 2004).

El cultivo de camarón ha tenido un gran impulso en la región del golfo de California a partir de mediados de la década de los 80's del siglo pasado. En 1993 Sinaloa contaba con

9637 ha de estanquería operando en su totalidad. La superficie de cultivo mostró un crecimiento notable en un periodo de cinco años y en 1998 el estado contaba con 20 932 ha de estanquería construida, de las cuales casi 17 500 estaban en operación, 19% con cultivos extensivos, 79% con cultivos semi-intensivos y el 2% con cultivos intensivos. Por su parte Nayarit en 1993 contaba con casi 2 000 ha de estanquería construidas, al igual que en Sinaloa, la superficie de cultivo creció considerablemente en cinco años y en 1998 se contaba con 4731, pero únicamente el 37% estaba en operación (Retamoza, 2001). En el 2003 la producción de camarón cultivado en Sinaloa fue de alrededor de 21 000 toneladas y en el 2002 en Nayarit de 3 115 toneladas.

### **La cuenca Lechuguilla-Ohuira-Navachiste**

La Cuenca Bahía Lechuguilla-Ohuira-Navachiste se localiza al norte del estado de Sinaloa frente a las aguas del golfo de California, entre los 25° 45' y 26° 12' de latitud norte y los 108° 28' y 109° 21' de longitud oeste (Figura 6). La cuenca pertenece a la región hidrológica Sinaloa No. 10; limita al noroeste con la cuenca del río El Fuerte y al sureste con la cuenca del río Sinaloa, ambas de la misma región hidrológica.

La cuenca tiene una extensión de 4 038 km<sup>2</sup> (6.8% de la superficie estatal), de los cuales el 91% está dentro de la provincia fisiográfica de la Llanura Costera del Pacifico (subprovincia Llanura Costera y Delta de los ríos Sonora y Sinaloa) y el resto en la subprovincia Pie de la Sierra que forma parte de la Sierra Madre Occidental (INEGI 2000). La cuenca posee una forma triangular, el relieve cerca de la costa permite la presencia de valles, en su mayoría para el uso agrícola, y de pendientes relativamente bajas a 200 msnm.

También se localizan elevaciones secundarias como la serranía de Navachiste que inicia en la bahía Ohuira y se prolonga hasta la bahía de Topolobampo (INEGI, 1995).

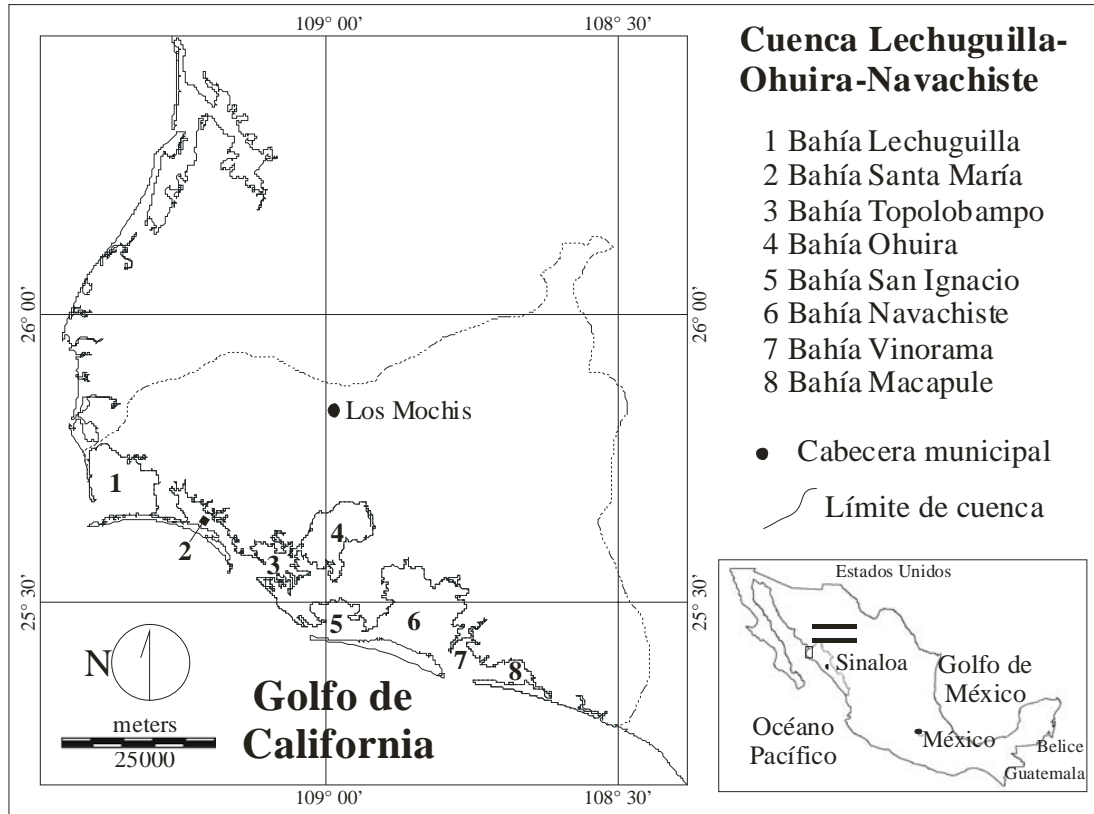


FIGURA 6. Cuenca Lechuguilla-Ohuira-Navachiste, Sinaloa, México

El clima en la región va de seco muy cálido y cálido (BS) en las zonas altas y de muy seco, muy cálido y cálido (BW) en la región costera, con temperatura promedio anual de 24 °C con los meses más calurosos de julio a octubre y los más fríos de noviembre a marzo; la precipitación anual promedio es de 330 mm. Las principales asociaciones vegetales son el bosque espinoso, bosque tropical caducifolio, vegetación halófila e hidrófila y matorral xerófito (INEGI, 1995).

A la cuenca se encuentran asociados 8 bahías (Figura 6), seis de ellas conforman

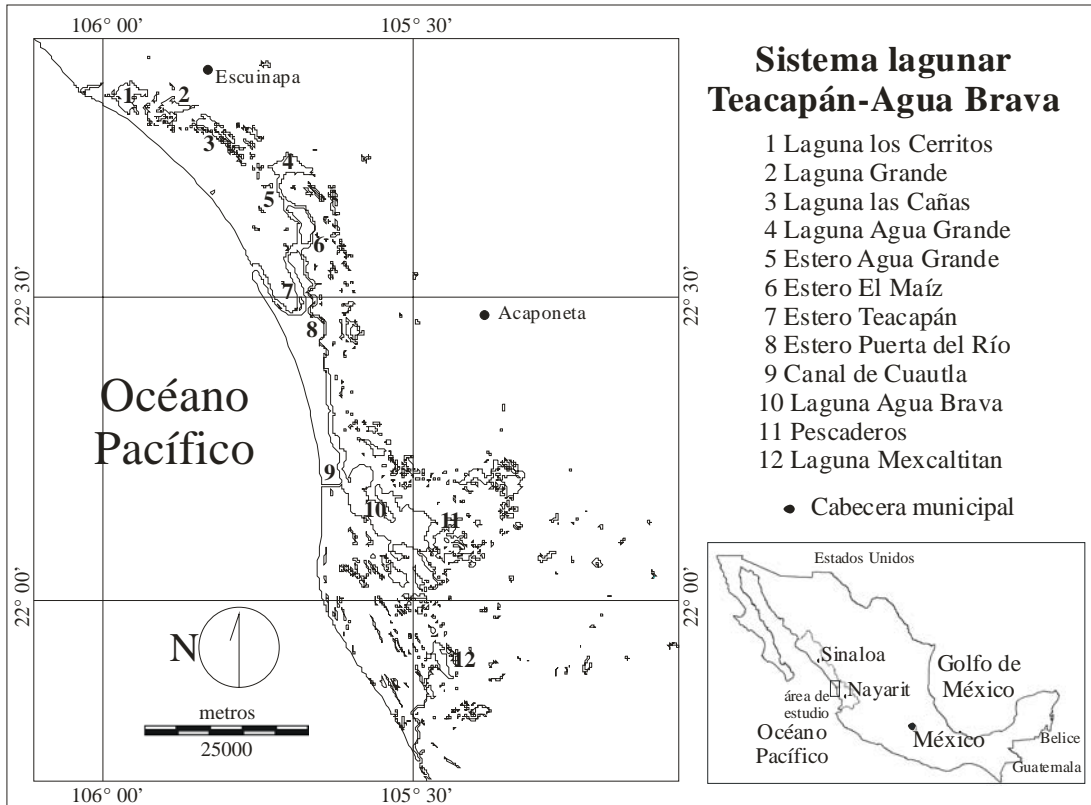
dos sistemas acuáticos de grandes dimensiones: Ohuira-Topolobampo y San Ignacio-Navachiste, los cuales contribuyen al desarrollo de actividades económicas como la acuicultura, servicios portuarios y la pesca.

El sistema Ohuira-Topolobampo está conformado por las bahías de Ohuira y Topolobampo unidas por un canal estrecho y abrupto de 700 m de ancho. El área total del sistema es de más de 18 500 ha. Cada laguna cuenta con su canal principal con profundidades que van de los 10 a los 20 metros, canales tributarios se localizan en las partes internas de cada laguna y son más bien someros. La mayoría de la Bahía de Ohuira es somera, con profundidades de uno a dos metros (Phleger y Ayala-Castañares, 1969); dentro de ella se encuentran las islas de Los Patos, Bledos, Bleditos y Tunosa (Contreras, 1993). Ambas bahías son clasificadas por Lankford (1977) como tipo II-A y IC, sedimentación terrígena diferencial, depresión deltáica con barrera y de erosión diferencial con valle inundado con barrera, respectivamente.

El Sistema San Ignacio-Navachiste está conformado por las bahías San Ignacio, Navachiste, Vinorama y Macapule. El sistema cuenta con una espejo de agua de 30 000 ha. La bahía de San Ignacio se encuentra semicerrada por la isla del mismo nombre, comunicándose al oeste con el golfo de California y al este con la bahía de Navachiste. Esta última, se encuentra también semicerrada por la isla de San Ignacio y se comunica al oeste con la bahía de Macapule, formándose dos canales en este sector por la presencia de una isla de arena. Por su parte la bahía Macapule se encuentra casi cerrada por la isla Macapule (Contreras, 1993). La bahía de San Ignacio se clasifica como tipo II-A de sedimentación terrígena diferencial, depresión deltáica con barrera, y Bahía Navachiste como tipo III-A de plataforma de barrera interna, laguna de barrera Gilbert Beaumont (Lankford, 1977).

### El sistema lagunar Teacapán-Agua Brava-Marismas Nacionales en la costa norte de Nayarit y sur de Sinaloa

El estado de Nayarit cuenta con un litoral de 268 km frente a las aguas del océano Pacífico; en su región norte y en parte del sur de Sinaloa se localiza el sistema lagunar Teacapán-Agua Brava-Marismas Nacionales, entre los 21° 43' y 22° 59' de latitud norte, y los 105° 08' y 106° 02' de longitud oeste (Figura 7).



**FIGURA 7.** Sistema lagunar Teacapán-Agua Brava-Marismas Nacionales localizado en la costa norte de Nayarit y sur de Sinaloa, México.

El sistema, un mosaico complejo de lagunas, manglares y marismas de 186 4000 ha (Carrera y de la Fuente, 2003), está integrado por el sistema litoral Majahual y las lagunas Agua Grande, Pescaderos y Grande de Mexcaltitán (Figura 7). Fue clasificado por

Lankford (1977) como una laguna costera con plataforma de barrera interna con depresión de planicie costera (tipo III-C). Se trata de una planicie costera acumulativa sedimentaria construida por la evolución de un sistema de deltas coalescentes que han avanzado paulatinamente hacia el oeste. Los ríos que desembocan en la llanura edificaron un sistema deltaico complejo durante el pleistoceno tardío en periodos de bajo nivel del mar, formando múltiples cordones de playa que aislaron a numerosos cuerpos de agua. Dichos cordones están formados de sedimentos aluviales y depósitos lacustres (De la Lanza *et al.*, 1996).

El sistema se ubica dentro de la provincia fisiográfica de la Llanura Costera del Pacífico que se encuentran bajo la influencia fluvial de los ríos Baluarte, Cañas, Acaponeta, Rosamorada, Bejuco y San Pedro. El clima en la región es A8w), cálido subhúmedo con lluvias en verano, con temperatura media anual de 24.7 °C y precipitación media anual de 922 mm (INEGI, 1995; 1997; 2000). La vegetación en el área de estudio está conformada por el bosque de mangle, bosque tropical caducifolio, bosque tropical subcaducifolio y matorral xerófito.

El sistema Tacapán-Agua Brava-Marismas Nacionales es considerado como un humedal prioritario para la conservación en México y está incluido con el número 732 en la Lista de Humedales de Importancia Internacional de la Convención de Ramsar a partir de junio de 1995. En él se desarrolla el bosque de mangle más extenso del Pacífico mexicano, conformado por las cuatro especies de mangle reportadas en México: *Laguncularia racemosa* (mangle blanco), *Rhizophora mangle* (mangle rojo), *Avicennia germinans* (mangle negro) y *Conocarpus erectus* (mangle botoncillo), con una distribución heterogénea dominada por el mangle blanco (De la Lanza *et al.*, 1996).

### **Antecedentes sobre el área de estudio**

Los cambios de cobertura y uso del terreno en el entorno inmediato a los sistemas estuarinos del sur de Sinaloa muestran una tendencia hacia la conformación de paisajes fragmentados y dominados por coberturas culturales. Asimismo, se aprecia una disminución del espejo de agua de esteros y lagunas con comunicación restringida al mar como Cerritos, Grande y Cañas en el sistema litoral Majahual y ambas lagunas del sistema lagunar Huizache-Caimanero, lo que podría suponer un déficit de agua dulce en dichos sistemas (Berlanga, 1999; Ruiz-Luna y Berlanga Robles, 1999; Berlanga-Robles y Ruiz-Luna, 2002).

En los esteros y lagunas de Mazatlán las coberturas naturales en sus inmediaciones han sido reemplazadas por coberturas agrícolas-urbanas. Esteros como Urias y El Infiernillo, que prácticamente forman parte del macizo urbano del puerto, presentan niveles severos de contaminación y lagunas como La Escopama y El Sábalo han perdido la mitad de su espejo en los últimos 30 años del siglo pasado (Ruiz-Luna y Berlanga-Robles, 2003).

En el centro y norte de Sinaloa los principales cambios en el paisaje sucedieron a mediados del siglo pasado asociados al gran impulso que tuvo la actividad agrícola con la reforma agraria (1934-1940) y cuantiosas inversiones en obras de infraestructura hidráulica como la construcción de la presa Sanalona en el río Tamazula (1939-1948) que triplicó la superficie irrigada en el Valle de Culiacán o la excavación de los canales de riego Bamoa en Guasave, Rosales en el valle de Culiacán y el SICAE en el valle del río Fuerte de 1946 a 1952 (Ortega, 1999).

Aunado a lo anterior, los cambios en la región continuaron de manera acelerada durante el final del siglo pasado, Alonso-Pérez *et al.* (2003) estimaron cambios de cobertura del terreno en el 29% de 441 602 hectáreas en las inmediaciones de bahía Ceuta de 1984 a 1999. Para el mismo periodo, Lieberknecht (2000) estimó que el porcentaje de cambio en el paisaje del sistema Altata-Ensenada de Pabellón fue del 30% y Martínez (2003) del 27% en las subcuencas bahía Navachiste y río Sinaloa. Estos estudios también indican que la frontera agrícola continúa creciendo y Martínez (2003) propone que esta actividad está llegando a la máxima capacidad espacial en la región de Guasave.

Además de los cambios a nivel de paisaje, el noroeste en general y Sinaloa en particular han estado sujetos a un impacto acumulado por efecto de su vocación agrícola, que además de generar los cambios de usos de suelo, ha provocado elevados niveles de contaminación de origen agrícola. En los valles de Mexicali, el Yaquí, Mayo, Fuerte y Culiacán más de un millón y medio de hectáreas de terreno están sujetas a riego y se aplican grandes cantidades de plaguicidas (Páez, 2001a), que en elevada proporción tienen su reservorio final en los sistemas costeros. En Sinaloa el sistema lagunar Altata-Ensenada de Pabellón se encuentra en una situación crítica por presentar concentraciones relativamente altas de residuos agroquímicos provenientes del valle de Culiacán en agua, sedimentos y biota. Asimismo, las bajas tasas de degradación de compuestos organoclorados provocan su acumulación en el sistema y la prolongada exposición de la biota acuática a estos compuestos (Carvalho, *et al.*, 1996).

Las bahías de Ohuira y Topolobampo se encuentran en una situación similar, reportándose concentraciones de organoclorados como endosulfan I, heptacloro, lindano y heptacloro epóxido en agua, sedimentos y músculo de camarón, por arriba de los niveles



legalmente permitidos (Osuna-Flores y Riva, 2002); en tanto que en Altata-Ensenada de Pabellón y bahía Santa María se han detectado plaguicidas como endrin, lindano y DDT cuyo uso está prohibido (Galindo, 2000).

Derivada de la actividad agrícola e industrial, los sistemas estuarinos de Sinaloa presentan contaminación por metales pesados. Altas concentraciones de Pb y Zn se han reportado en bivalvos de esteros y lagunas del centro y sur del estado y de Cu en Altata, Ensenada de Pabellón, y Navachiste (Páez-Osuna *et al.*, 2002). En los esteros de Urías e Infiernillo se han reportado anomalías en las concentraciones de Cd, Zn, Cu y Pb en sedimentos, asociadas a las descargas municipales y actividades industriales de Mazatlán (Soto-Jiménez y Páez-Osuna, 2001). Por su parte, Frídas-Espericueta *et al.* (2005) reportan concentraciones de plomo consideraras de riesgo ecológico en camarones de sistemas estuarinos de Sinaloa y norte de Nayarit.

También derivada de la actividad agrícola, se encuentra la contaminación por fertilizantes. Uno de los principales problemas ambientales a nivel mundial es la eutroficación de las aguas costeras generada por el aumento de la carga de nutrientes (Nixon, 1995). A partir de consideraciones generales (volumen de la producción de fertilizantes, extensión del área agrícola, porcentaje de autopurificación), Páez (2001b) estimó que el aporte de nutrientes derivados de la agricultura en los estados costeros de México es de 141 230 ton N/año y de 35 272 ton P/año. Estimaciones similares para la carga de nutrientes provenientes de diversas fuentes en los estados del Golfo de California señalan una carga total de nitrógeno de 93 655 ton/año, de las cuales 2% provienen de la acuicultura, 57% de la agricultura, 6% de las descargas municipales y 35% de los ríos. Para el fósforo estimó una carga total de 40039 ton/año, 1% proveniente de la acuicultura, 67%

de la agricultura, el 5% de descargas municipales y 27% de ríos, en ambos casos, Sonora y Sinaloa son los estados con mayores aportes.

En el caso concreto de Sinaloa, Garay (2002) clasifica a los sistemas Topolobampo-Ohuira, Navachiste-San Ignacio, Santa María-La Reforma, Altata-Ensenada de Pabellón, Ceuta, Urías, y Huizache-Caimanero como hipertróficos para el fósforo; y para el nitrógeno a Topolobampo-Ohuira, Navachiste-San Ignacio y Ceuta como hipertróficos, a Santa María-La Reforma, Altata-Ensenada de Pabellón y Urías como mesotróficos y al Huizache-Caimanero como Oligotrófico. En tanto al sistema Teacapán-Agua Brava los clasifica como mesotrófico para el fósforo y oligotrófico para el nitrógeno.

## MATERIAL Y MÉTODOS

Para alcanzar los objetivos propuestos se integró un sistema de información geográfica (SIG) con material cartográfico editado en diferentes escalas por el Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática (INEGI), mapas temáticos resultantes del análisis digital de imágenes de satélite Landsat y datos tabulares de diferente índole y fuente, con el fin de:

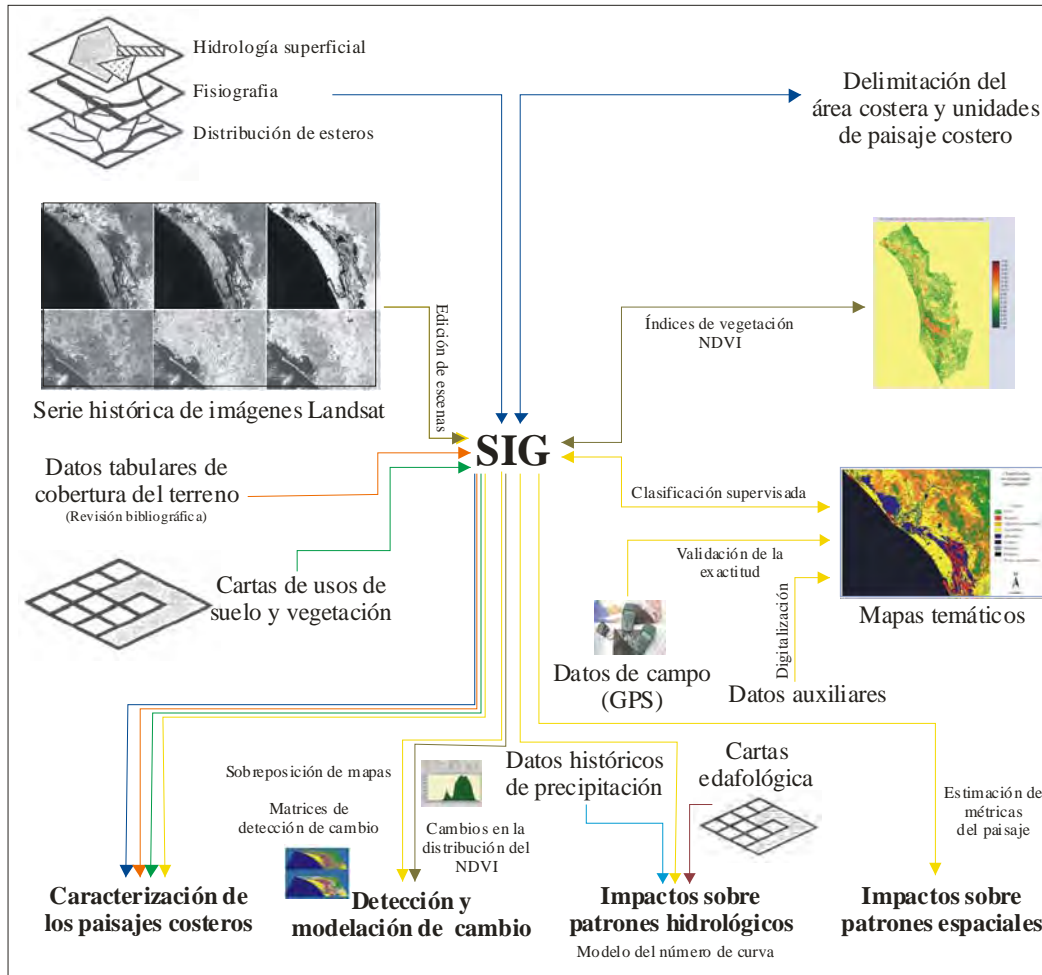
- a) delimitar el espacio y los paisajes costeros de Sinaloa y norte de Nayarit y caracterizarlo con base en sus patrones de cobertura y uso del terreno;
- b) analizar a través de un estudio de caso de la cuenca Lechuguilla-Ohuira-Navachiste las tendencias de cambio en los patrones de cobertura y usos del terreno a nivel de cuenca y sus impactos sobre los patrones hidrológicos; y
- c) analizar a través de un estudio de caso del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava las tendencias de cambio y los patrones espaciales del bosque de mangle y otros humedales.

Un diagrama general de los procedimientos seguidos en esta investigación se muestra en la Figura 8.

### **Delimitación y caracterización del espacio costero**

Para la delimitación del espacio costero e identificación de las unidades de paisaje costero de Sinaloa y norte de Nayarit se tomó como base la definición de zona costera propuesta por Carter (1988): *“la zona costera es la región conformada por una banda de tierra y el espacio oceánico adyacente, en el cual los procesos y usos terrestres afectan directamente a los procesos y usos oceánicos, y viceversa”*; y en parte la estructura de cuenca-zona costera

propuesta por Ray (1991).



**FIGURA 8.** Diagrama general de los métodos empleados en la investigación.

Esta tesis se enfocó principalmente en analizar los cambios de la heterogeneidad espacial de los paisajes costeros de Sinaloa, evaluados a través de los patrones de cobertura del terreno (Poundevigne y Alard, 1997; López *et al.*, 2001; Turner *et al.*, 2001). En el área costera de Sinaloa los cambios en el paisaje han sucedido sobre el componente terrestre de la estructura de cuenca-zona costera, en tanto que el componente marino (integrado por el litoral y la altamar) en términos generales ha mantenido su cubierta de agua marina sin cambios evidentes en las resoluciones de los datos utilizados en este estudio. A partir de la

consideración anterior el espacio costero de Sinaloa se definió únicamente en su componente terrestre y el componente marino fue excluido de los diferentes análisis.

Los límites terrestres del espacio costero se establecieron, en primera instancia, sobre los parteaguas de las 11 cuencas hidrográficas que confluyen en Sinaloa. Dado que varias de estas cuencas se extienden sobre la Sierra Madre Occidental donde la influencia de los procesos oceánicos sobre los procesos terrestres no es evidente, un segundo criterio fue acotar el área de las cuencas con los límites de la provincia fisiográfica de la Llanura Costera del Pacífico y la subprovincia Pie de la Sierra de la provincia de la Sierra Madre Occidental, ambas paralelos a la línea litoral.

Los parteaguas de las cuencas se digitalizaron de las cartas de hidrología superficial escala 1:250 000 G-12-6, G-12-4, G-12-9, G-12-12, G-13-4, G-13-7, G-13-10, G-13-11, F-13-1, F-13-2, F-13-4 y F-13-5 (INEGI, 1991; 1992) y las cartas de hidrología superficial escala 1: 1 000 000 de La Paz, Chihuahua y Guadalajara (INEGI, 1981). Por otro lado, los límites de las provincias y subprovincias fisiográficas se digitalizaron a partir de las cartas fisiográficas escala 1: 000 000 La Paz, Chihuahua y Guadalajara (INEGI, 1981). La digitalización se llevó acabo con el programa AutoCAD 2004 y una tableta digitalizadora CalComp modelo DrawingBoard III. La línea litoral se obtuvo del conjunto de datos vectoriales editados por INEGI (1999) a partir de sus cartas topográficas escala 1: 250 000.

El espacio costero terrestre delimitado con base en las cuencas y provincias fisiográficas se extendió más allá de los límites de Sinaloa, por lo que se hizo una acotación para el estado, digitalizando los límites estatales de la carta del condensado estatal de Sinaloa escala 1: 750 000 (INEGI, 2005) con un procedimiento similar al seguido con las cartas anteriores.

Una vez definido el componente terrestre del espacio costero de Sinaloa, este se dividió en unidades de paisaje costero con base en los diferentes sistemas de esteros y/o lagunas costeras presentes en el estado y las cuencas asociadas. Los sistemas estuarinos funcionan como ecosistemas terminales de las cuencas hidrológicas (De la Lanza *et al.*, 1996) y a su vez, las cuencas hidrológicas son unidades territoriales heterogéneas, organizadas jerárquicamente que contienen un cúmulo de recursos que interactúan como un sistema en el cual procesos únicos como el flujo de agua y energía dependen de componentes naturales y culturales (Bocco, 2004), por lo que se consideran como una escala espacial apropiada para el estudio y manejo de los ambientes desde la perspectiva de la ecología del paisaje (Farina, 1998).

Existen diferentes definiciones de paisaje, pero todas coinciden de manera explícita o implícita en que el paisaje es un área terrestre heterogénea jerárquicamente estructurada, cuyas unidades básicas son los parches que a su vez son áreas relativamente homogéneas (Liu y Taylor, 2002). La calidad de dichos parches y su arreglo espacial (extensión, bordes, distribución y conectividad) son parámetros fundamentales de la estructura del paisaje (Wiens *et al.*, 2002); por lo que los paisajes pueden caracterizarse a partir del análisis de los patrones de cobertura del terreno (Poundevigne y Alard, 1997). Por lo anterior, se procedió a la caracterización del espacio y los paisajes costeros de Sinaloa con base en los patrones de cobertura y uso del terreno.

El grueso de los datos de cobertura y usos del terreno se obtuvieron del conjunto de datos vectoriales temáticos de vegetación y usos de suelo, G12-06, G12-07, F13-05, F13-08, G13-7, G13-10 escala 1: 250 000 editados por INEGI con base en la interpretación visual de imágenes Landsat TM de 1993 y actualizados con datos de campo de muestreos

realizados en 1997. Estos datos fueron complementados con los datos vectoriales de vegetación y uso del suelo escala 1: 1 000 000 del mapa digital de México (INEGI, En línea: <http://galileo.inegi.gob.mx>), de información tabular reportada en Berlanga (1999), Ruiz-Luna y Berlanga-Robles (1999), Lieberknecht (2000), Berlanga-Robles y Ruiz-Luna (2002), Trelles (2002), Alonso-Pérez *et al.* (2003), Martínez (2003), Ruiz-Luna y Berlanga-Robles (2003), García (2005), y a partir de los resultados generados en este estudio.

Las diferentes clases de cobertura y usos del terreno fueron agrupadas en 13 clases: Esteros y lagunas, Presas, Vegetación halófito y de dunas costeras, Marismas, Manglar, Selvas, Bosques templados, Vegetación arbustiva, Vegetación secundaria, Agricultura, Suelos desnudos, Poblados y Camaronicultura; de las que se calculó su extensión a nivel del área costera, subprovincia fisiográfica y unidad de paisaje costero. Posteriormente, las clases Esteros y lagunas, Vegetación halófito y de dunas costeras, Marismas, Manglar, Selvas, Bosques templados y Vegetación arbustiva fueron agrupadas en una clase de Coberturas naturales y las clases Presas, Vegetación secundaria, Agricultura, Suelos desnudos, Poblados y Camaronicultura fueron agrupadas en la clase de Coberturas antrópicas, con el fin de estimar el Índice de antropización definido por Palacio-Prieto *et al.* (2004) como:

$$\text{Índice de antropización} = \frac{\text{Coberturas naturales}}{\text{Coberturas antrópicas}}$$

### **Análisis de las tendencias de cambio en los patrones de cobertura y uso del terreno en la cuenca Lechuguilla-Ohuira-Navachiste**

Las tendencias de cambio de los paisajes costeros de Sinaloa se analizaron con dos estudios

de caso. Uno de ellos en la cuenca Lechuguilla-Ohuira-Navachiste, localizada en el norte de Sinaloa en una región agrícola representativa de los paisajes del centro y norte del estado. El estudio consistió en la detección del cambio en los patrones de cobertura y uso del terreno a través un análisis multitemporal posclasificadorio con imágenes Landsat de 1973, 1986 y 2000; la descripción de las tendencias de cambio con el modelo de cadenas de Markov, y la evaluación de los impactos del cambio de cobertura y uso del terreno sobre los patrones de escurrimiento de la cuenca con el modelo del número de curva.

**Detección de los cambios de cobertura y uso del terreno.** El análisis multitemporal posclasificadorio o comparación posclasificatoria consiste en la comparación de mapas temáticos de fechas diferentes producidos de manera independiente, generalmente por clasificación de imágenes de satélite, para generar una matriz de detección de cambio que sintetiza los cambios del tiempo  $t$  al tiempo  $t+n$  de las distintas categorías representadas en los mapas (Dobson *et al.*, 1995; Jensen *et al.*, 1998; Mas, 1999; Ramsey III *et al.*, 2001; Berlanga-Robles y Ruiz-Luna, 2002). El análisis consistió de seis etapas:

- 1) edición de escenas multiespectrales del área de estudio de cada año;
- 2) producción de mapas temáticos por la clasificación supervisada de las escenas y la digitalización de datos auxiliares;
- 3) evaluación de la exactitud de los mapas temáticos;
- 4) corrección geométrica de los mapas temáticos con base en los parámetros espaciales del mapa de 1973.
- 5) transposición de mapas temáticos y generación de Matrices de Detección de Cambio,



6) estimación de indicadores de cambio a nivel de clase y paisaje.

Con imágenes Landsat MSS de 1973 y 1986 y ETM+ del 2000 (Cuadro 4), de los path/row: 32/43 y 34/42 se editaron escenas multiespectrales del área de estudio. Trabajando las imágenes de cada año de manera independiente, cada una de las bandas espectrales de las imagen del path/row: 32/43 se concatenaron con su correspondiente de la imagen del path/row: 34/42 utilizando el modulo MOSAIC del programa IDRISI Kilimanjaro, que además de unir las imágenes con base en sus coordenadas geográficas, también iguala los valores numéricos de brillantez; minimizando así, las variaciones en la radiancia registrada entre ambas imágenes debidas a las condiciones atmosféricas, el ángulo del sol y humedad del terreno (Eastman 1999).

Al concatenar con MOSAIC una imagen es definida como maestra y otra como esclava (a ser ajustada), existiendo un área de traslape entre ambas; la nivelación de brillantez opera con la formula:

$$X_{ajustada} = \frac{X - Me}{(DEe)(DEm) + Mm}$$

Donde:  $X_{ajustada}$  es el valor ajustado de un píxel,  $X$  es el valor original,  $Me$  es la media del área de traslape en la imagen esclava,  $Mm$  es la media del área de traslape en la imagen maestra,  $DEe$  es la desviación estándar del área de traslape en la imagen esclava y  $DEm$  es la desviación estándar en el área de traslape en la imagen maestra (Eastman, 1999).

Los mosaicos resultantes fueron delimitados dentro de las coordenadas extremas 653533, 2902345 y 762373, 2797705 de la zona 12 norte del sistema Transversal Universal de Mercator (UTM), y posteriormente se acotaron dentro de los límites de la cuenca Lechuguilla-Ohuira-Navachiste, de tal forma que los píxeles dentro del polígono de la

cuenca conservaron sus valor numérico de brillantez y los píxeles fuera del polígono tomaron un valor de cero para conformar un fondo o background.

**CUADRO 4.** Resolución espacial y espectral de los sensores MSS, TM y ETM+ de los satélites Landsat,

Banda	Sensor/Plataforma					
	MSS/ Landsat 1-5		TM/ Landsat 4-5		ETM+ Landsat 7	
	resolución		resolución		resolución	
	espacial	espectral	espacial	espectral	espacial	espectral
1*	80 m	Verde: 0.5-0.6 $\mu\text{m}$	30 m	Azul-Verde: 0.4-0.52 $\mu\text{m}$	30 m	Azul-Verde: 0.4-0.52 $\mu\text{m}$
2*	80 m	Rojo: 0.6-0.7 $\mu\text{m}$	30 m	Verde: 0.52-0.6 $\mu\text{m}$	30 m	Verde: 0.52-0.6 $\mu\text{m}$
3*	80 m	Infrarrojo cercano: 0.7-0.8 $\mu\text{m}$	30 m	Rojo: 0.63-0.69 $\mu\text{m}$	30 m	Rojo: 0.63-0.69 $\mu\text{m}$
4*	80 m	Infrarrojo cercano: 0.8-1.1 $\mu\text{m}$	30 m	Infrarrojo cercano: 0.76-0.90 $\mu\text{m}$	30 m	Infrarrojo cercano: 0.76-0.90 $\mu\text{m}$
5			30 m	Infrarrojo medio: 1.55-1.75 $\mu\text{m}$	30 m	Infrarrojo medio: 1.55-1.75 $\mu\text{m}$
6a**			120 m	Infrarrojo lejano: 10.4-12.5 $\mu\text{m}$	120 m	Infrarrojo lejano: 10.4-12.5 $\mu\text{m}$
6b**					60 m	Infrarrojo lejano: 10.4-12.5 $\mu\text{m}$
7			30 m	Infrarrojo medio: 2.08-2.35 $\mu\text{m}$	30 m	Infrarrojo medio: 2.08-2.35 $\mu\text{m}$
8					15 m	Pancromático: 0.52-0.90 $\mu\text{m}$

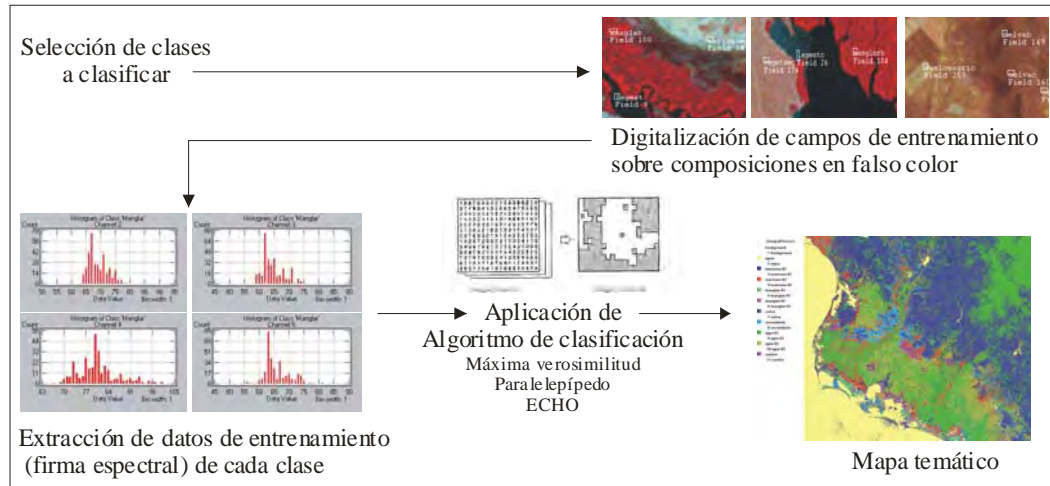
La amplitud de barrido de todos los sensores es de 184 km

\* Estas bandas correspondían a las bandas 4-7 en Landsat 1-3, pero fueron renombradas a partir de Landsat 4, aunque espectralmente se mantuvieron igual.\*\*Bandas espectrales no utilizadas en este estudio. Fuentes: Campbell (1996); NOAA ([http://www.csc.noaa.gov/crs/rs\\_apps/sensors/landsat.htm](http://www.csc.noaa.gov/crs/rs_apps/sensors/landsat.htm)).

Una vez editadas, las escenas multiespectrales de cada año fueron clasificadas independientemente con métodos supervisados (Figura 9) utilizando los algoritmos de Máxima Verosimilitud y de Extracción y Clasificación de Objetos Homogéneos (ECHO por sus siglas en inglés), ambos disponibles en el programa MultiSpec 2.7 (Landgrebe y Biehl, 1995), con el fin de generar mapas temáticos de las coberturas y usos del terreno.

La clasificación supervisada es definida por Campbell (1996) como el proceso de usar muestras de identidad conocida (píxeles ya asignados a clases informacionales) para

clasificar píxeles de identidad conocida (asignando píxeles no clasificados a una de varias clases informacionales). La información estadística que requiere el algoritmo clasificador se obtiene inicialmente con la generación de campos de entrenamiento, que consiste en la selección de píxeles por parte del usuario basado en su experiencia o con el apoyo de datos auxiliares, Una vez que el tamaño de muestra es representativo de la clase seleccionada, se procede a la generación de la firma espectral y a la clasificación (Figura 9).



**FIGURA 9.** Diagrama general del proceso de clasificación supervisada.

Con el algoritmo de Máxima Verosimilitud la distribución de los valores de reflectancia en los campos de entrenamiento es descrita por una función de densidad de probabilidad desarrollada con base en estadística bayesiana. El clasificador evalúa la probabilidad de que un píxel dado, con una respuesta espectral específica, pueda pertenecer a una clase y lo asigna a la clase con la más alta probabilidad de membresía (Campbell, 1996; Eastman, 1999). La regla de decisión de máxima verosimilitud tiene la ventaja de considerar la variabilidad de los valores de brillantez en cada clase y no únicamente la media. Asimismo,

considera de manera simultánea todas las clases y canales espectrales disponibles en el proyecto de clasificación, formando una técnica de clasificación robusta (Campbell, 1986).

Si se representa a las clases espectrales de una imagen como  $\omega_i$ ,  $i=1, \dots, M$ , donde  $M$  es el número total de clases, la clase a la pertenece un píxel en una posición  $x$ , es definida con la probabilidad condicional  $p(\omega_i|x)$ ,  $i=1, \dots, M$ . La posición  $x$  es un vector columna con los valores de brillantez del píxel, que lo describe como un punto en un espacio multispectral con coordenadas definidas por la brillantez. La probabilidad  $p(\omega_i|x)$  proporciona la verosimilitud que la clase correcta es  $\omega_i$  para un píxel en la posición  $x$ . La clasificación bayesiana sería hecha de acuerdo a:  $x \in \omega_i$  si  $p(\omega_i|x) > p(\omega_j|x)$  para toda  $i \neq j$  (Richards y Jia, 1999).

Dado que las  $p(\omega_i|x)$  son desconocidas, los campos de entrenamiento de cada clase pueden usarse para estimar la distribución de probabilidad de un tipo de cobertura del terreno que describe la posibilidad de encontrar un píxel de la clase  $\omega_i$  en la posición  $x$ :  $p(x|\omega_i)$  y por el teorema de Bayes se tiene que  $p(\omega_i|x) = p(x|\omega_i)p(\omega_i)/p(x)$ ; donde  $p(\omega_i)$  es la probabilidad de que la clase  $\omega_i$  ocurra en la imagen y  $p(x)$  es la probabilidad de encontrar el un píxel de cualquier clase en la posición  $x$  que está dado por:  $p(x) = \sum \omega_i p(x|\omega_i)p(\omega_i)$ .  $p(\omega_i)$  es una probabilidad a priori, en tanto que  $p(\omega_i|x)$  es una probabilidad posterior. A partir de la igualdad  $p(\omega_i|x) = p(x|\omega_i)p(\omega_i)/p(x)$ , la regla de clasificación por máxima verosimilitud es:

$$x \in \omega_i \text{ si } p(x|\omega_i)p(\omega_i) > p(x|\omega_j)p(\omega_j) \text{ para toda } i \neq j$$

Donde  $p(x|\omega_i)$  es conocida por los datos de entrenamiento y  $p(\omega_i)$  también puede ser conocida o estimarse a partir del análisis de la imagen (Richards y Jia, 1999).

Por su parte el algoritmo ECHO, es un procedimiento “textural” que intenta medir la textura de la imagen, es decir encontrar relaciones espaciales y espectrales distintivas entre píxeles vecinos. El procedimiento primero clasifica una imagen en campos de píxeles espectralmente similares antes de que sean asignados a una categoría. ECHO examina píxeles vecinos que son espectralmente similares para formar objetos homogéneos, los cuales se agrandan para incluir píxeles adyacentes que tienen valores espectrales parecidos a los del grupo núcleo. Cada objeto formado es comparado con sus vecinos, si objetos similares comparten bordes, se unen para formar un nuevo objeto de mayor tamaño. Posteriormente los objetos (regiones espectrales estadísticamente homogéneas) son clasificados con base en un esquema de Máxima Verosimilitud, como el que describió anteriormente (Kettig y Biehl, 1995; Campbell, 1996).

Las escenas fueron clasificadas con siete clases de cobertura y uso del terreno (Cuadro 5). Los campos de entrenamiento para la clasificación se digitalizaron sobre composiciones en falso color de las escenas, su selección se realizó con el auxilio de material cartográfico diverso y datos del terreno obtenidos por muestreos de campo asistidos con un sistema de posicionamiento global (GPS por sus siglas en inglés) marca Magellan SporTrak con resolución de  $\pm 4$  m.

Posterior al proceso de clasificación, los polígonos de los poblados y las granjas camaronícolas fueron digitalizados sobre composiciones en falso color de las escenas de cada año. Los vectores resultantes (datos auxiliares) fueron transformados a formato raster y se adicionaron al mapa temático correspondiente como dos clases más, finalmente en los mapas temáticos quedaron representadas nueve clases (Cuadro 5). Finalmente, los mapas fueron filtrados con ventanas de  $7 \times 7$  píxeles y la moda como medida de estandarización,

para reducir el efecto conocido como sal y pimienta, que se refiere a píxeles aislados de una clase diferente a la del conjunto de píxeles en que están embebidos.

**CUADRO 5.** Clases de cobertura y uso del terreno utilizadas en la generación de mapas temáticos de la cuenca Lechuguilla-Ohuira-Navachiste, Sinaloa, México por clasificación supervisada de imágenes Landsat y digitalización de datos auxiliares.

ID	Clase	Descripción
1	Esteros y lagunas (E)	Sistemas estuarinos: bahías, esteros y lagunas
2	Marismas (Mr)	Planicies de inundación intermedia por la acción intermareal que incluyen terrenos salinos con o sin cubierta vegetal, principalmente <i>Salicornia</i> spp. y <i>Batis</i> sp. También se incluyen en esta clase algunas playas arenosas.
3	Manglar (Mn)	Asociación vegetal de una o la combinación de las cuatro especies de mangle: mangle blanco ( <i>Laguncularia racemosa</i> ), mangle rojo ( <i>Rhizophora mangle</i> ), mangle negro ( <i>Avicennia germinans</i> ) y mangle botoncillo ( <i>Conocarpus erectus</i> ). En esta clase se consideran los parches de mangle en diferentes condiciones de dosel, inclusive mangle muerto.
4	Selva (S)	Bosque tropical caducifolio y bosque espinoso
5	Vegetación arbustiva (Va)	Asociaciones de matorral xerófito, pastizales naturales y asociaciones vegetales en alguna etapa de sucesión.
6	Agricultura (Ag)	Terrenos dedicados a la práctica agrícola y otras actividades pecuarias incluyendo los pastizales inducidos
7	Suelos desnudos (Sd)	Áreas erosionadas o terrenos agrícolas abandonados sin cubierta vegetal al momento en que se captaron las imágenes de satélite
8	Poblados (P)	Asentamientos humanos urbanos y rurales.
9	Camaronicultura (C)	Estanquería para el cultivo de camarón

La exactitud del mapa del 2000 se evaluó a través de una Matriz de Error (Cuadro 6, la cual permite valorar la exactitud individual de cada clase y la exactitud total de la clasificación. Esta matriz es un arreglo que expresa el número de unidades de muestra asignados a una clase particular en una clasificación con relación al número de unidades de muestras asignadas a la misma categoría, pero en otra clasificación que es considerada como correcta (datos de referencia o prueba). Las columnas usualmente representan los datos de referencia, en tanto que los renglones indican la clasificación generada de datos de percepción remota. La matriz de error es una forma de representar la exactitud de un mapa

en el sentido de que la exactitud de cada categoría está descrita por medio de los errores de comisión y omisión. (Congalton y Green, 1999; Richards y Jia, 1999; Congalton, 2004).

**CUADRO 6.** Matriz de Error

		<i>j</i> = columnas (datos de referencia)			Total de renglones $n_{i+}$
		1	2	K	
<i>i</i> = renglones (clasificación)	1	$n_{11}$	$n_{12}$	$n_{1k}$	$n_{1+}$
	2	$n_{21}$	$n_{22}$	$n_{2k}$	$n_{2+}$
	<i>k</i>	$n_{k1}$	$n_{k2}$	$n_{kk}$	$n_{k+}$
Total Columna $n_{+j}$		$n_{+1}$	$n_{+2}$	$n_{+k}$	<i>N</i>

El error de comisión sucede cuando se incluye un área dentro de una clase a la que no pertenece, en tanto que el error de omisión se presenta cuando se excluye un área de una clase cuando en realidad pertenece a ella. La exactitud del productor y del usuario son medidas individuales para cada categoría de la clasificación, la exactitud del productor resulta de dividir las unidades correctamente clasificadas en una categoría dada, entre el número de unidades de muestra para esa categoría dentro de los datos de referencia (sumatoria de la columna de la categoría); en tanto que la exactitud del usuario se obtiene dividiendo las unidades correctamente clasificadas entre el número de unidades en la clasificación generada con datos de percepción remota (sumatoria del renglón de la categoría). Considerando a las categorías de la clasificación en su conjunto, la exactitud de la clasificación puede ser medida con la exactitud total o global que se obtiene dividiendo el total de unidades correctamente clasificadas, representadas en la diagonal principal de la Matriz de Error, entre el número total de unidades muestreadas.

Adicionalmente, la exactitud total de una clasificación puede ser evaluada a través

del coeficiente de Kappa (K), una técnica discreta multivariada que determina estadísticamente si una matriz de error es significativamente diferente de otra. El coeficiente es una medida de la concordancia o exactitud basada en las diferencias entre los datos de la clasificación y los de referencia, comparada con la exactitud proveniente de una clasificación debida al azar (Congalton y Green, 1999; Richards y Jia, 1999; Congalton, 2004). El estimador del coeficiente de Kappa (K') toma valores en el intervalo de cero a uno, si estos valores son significativamente diferentes de cero indican un proceso de clasificación mejor a una clasificación debida al azar. Asumiendo una distribución normal para K', con el estadístico Z se puede probar la hipótesis nula  $K' = 0$  y la hipótesis para la diferencia de dos K' independientes  $K1-K2=0$  (Congalton y Green, 1999).

Si  $N$  es el número total de unidades de muestreo (puntos o campos de prueba) de la Matriz de Error (Cuadro 6);  $x_{ii}$  es el valor de la clase  $i$  en el renglón  $i$  y representan unidades de muestreo correctamente clasificadas;  $n_{i+} = \sum_k x_{ik}$  (sumatoria de todos los valores de las columnas en el renglón  $i$ ), y  $n_{+j} = \sum_i x_{ij}$  (sumatoria de todos los valores de los renglones en la columna  $j$ ), entonces:

$$\text{exactitud del productor} = \frac{n_{jj}}{n_{+j}}$$

$$\text{exactitud del usuario} = \frac{n_{ii}}{n_{i+}}$$

$$\text{exactitud total} = \frac{\sum_i x_{ii}}{N}$$

y el estimador del coeficiente de Kappa (K') es definido por:



$$K' = \frac{N \sum_i n_{ii} - \sum_i n_i + n + j}{N^2 \sum_i n_i + n + j}$$

$K'$  toma valores en el intervalo de -1.0 a 1.0, pero como debería de haber una correlación positiva entre los datos clasificados y los datos de referencia, valores positivos de  $K'$  son esperados, acotándose el intervalo de cero a uno (Congalton y Green, 1999). Valores significativamente diferentes de cero indican un proceso de clasificación mejor a una clasificación debida al azar. Asumiendo una distribución normal para  $K'$ , con el estadístico  $Z$  se puede probar la hipótesis nula  $H_0: K=0$  y la hipótesis para la diferencia de dos  $K'$  independientes  $H_0: K_1-K_2 = 0$  (Congalton y Green, 1999).

Los datos de referencia parara construir la matriz de se obtuvieron de muestreos de campo realizados entre el 2000 y 2005, asistidos con un Sistema de Posicionamiento Global (GPS por sus siglas en inglés) Magellan SportTrack con precisión de  $\pm 4$  m. Se obtuvieron con un muestreo aleatorio simple sin reemplazo 30 puntos de prueba por cada clase (Ramsey III *et al.*, 2001), con excepción de las granjas camaronícolas cuyo número de puntos correspondió al número de sistemas acuícolas identificados. Asimismo, no se obtuvieron suficientes puntos de prueba para la clase suelos desnudos por lo que se excluyó esta clase del análisis. La evaluación de la exactitud de los mapas de 1973 y 1986 no se realizó por carecer de datos de referencia.

Una vez realizada la evaluación de la exactitud del mapa del 2000, este fue corregido geoméricamente con base en los parámetros espaciales de los mapas de 1973 y 1986 (2884 columnas, 2685 renglones, resolución de 60 m, coordenadas UTM extremas 653533, 2902345 y 762373, 2797705, zona 12 norte), con el algoritmo del vecino más cercano y una función de mapeo cuadrática.

Los mapas, ya con los mismos parámetros espaciales, fueron transpuestos de manera pareada entre fechas (1973-1986, 1986-2000, 1973-2000) para generar las matrices de detección de cambio, que permiten calcular la conjunción lógica de todas las combinaciones posibles de las clases representadas en ambos mapas, en un arreglo similar a la matriz de error, donde los valores de la diagonal de la matriz representan píxeles sin cambio entre fechas (Eastman *et al.*, 1995; Jensen *et al.*, 1998). A partir de esta matriz se puede calcular la proporción del paisaje que no presentó cambios de cobertura (traza de la matriz) y un estimador del coeficiente de Kappa (K') que toma valores de -1.0, cuando hay un cambio total del paisaje, hasta 1.0, que indica nulidad de cambios en el paisaje (Eastman *et al.*, 1995).

Asimismo, a partir de los valores contenidos en las Matrices de Detección de Cambio para cada clase se estimaron las estabilidades de Localización y Residencia definidas por Ramsey III *et al.* (2001) como:

$$\text{Estabilidad de Localización} = \left[ \frac{\text{cobertura en el año base} - \text{pérdida de cobertura en el año base}}{\text{cobertura en el año base}} \right] 100$$

$$\text{Estabilidad de Residencia} = \left[ \frac{\text{cobertura en el año base} - \text{cobertura en el año final}}{\text{cobertura en el año base}} \right] 100$$

La estabilidad de localización mide la capacidad de una clase para mantenerse como tal en un mismo sitio, adquiere valores entre cero y 100, donde el límite inferior implicaría un cambio total en la distribución espacial de la clase y el límite superior que la cobertura se mantuvo en el mismo sitio sin presentar cambios. A partir de la estabilidad de localización puede derivarse una medida del porcentaje de pérdida de cobertura (100-

estabilidad de localización). Por su parte, la estabilidad de residencia es una medida de la razón del cambio neto de una clase, puede tomar valores negativos cuando la cobertura de la clase es menor en el año final que en el año base, toma valores positivos cuando la clase aumenta con respecto al año inicial y toma valores de cero cuando la clase no presenta cambio neto (Ramsey III *et al.*, 2001).

**Modelación del cambio en la cuenca Lechuguilla-Ohuira-Navachiste.** Los cambios de cobertura y uso del terreno en cuenca Lechuguilla-Ohuira-Navachiste de 1973 a 1986 y de 1986 al 2000 fueron modelados con cadenas de Markov de primer orden, siguiendo el procedimiento propuesto por Weng (2002). Las cadenas de Markov es un modelo ajustado empíricamente con base al juego estadístico de tendencias temporales o patrones espaciales con un conjunto de variables predecibles. Las variables a predecir pueden representar cambios de cobertura y uso del terreno que pueden medirse sobre píxeles derivados de datos de percepción remota (Brown *et al.*, 2006).

Uno de los supuestos básicos de las cadenas de Markov en relación a los cambios de cobertura y uso del terreno, es que se trata de un proceso estocástico en el que las diferentes categorías (cobertura y usos del terreno) son los estados de una cadena. En una cadena de Markov el valor del proceso  $X_t$  en el tiempo  $t$ , depende únicamente de los valores en el tiempo  $t-1$ ,  $X_{t-1}$ , y no de la secuencia de valores  $X_{t-2}$ ,  $X_{t-3}$ ,..... $X_0$  por los que el proceso pasó hasta llegar a  $X_{t-1}$ :  $P\{X_t=a_j|X_0=a_0, X_1=a_1, \dots, X_{t-1}=a_i\} = P\{X_t = a_j|X_{t-1}=a_i\}$  que es conocida como la probabilidad de transición de un paso, que proporciona la probabilidad de que el proceso realice la transición del estado  $a_i$  al estado  $a_j$  en un periodo de tiempo (Weng, 2002; González, 2004):

$$P\{X_t=a_j|X_{t-1}=a_i\}=P_{ij}$$

$P_{ij}$  puede ser estimada con los datos observados contenidos en las matrices de detección de cambio tabulando el número de veces de los datos observados del dato  $i$  a  $j$ ,  $n_{ij}$ , y por sumar que el número de veces que el estado  $a_i$  ha ocurrido,  $n_i$ .

$$P_{ij} = \frac{n_{ij}}{n_i}$$

En primera instancia se probó la hipótesis nula (H0) de independencia estadística comparando los datos actuales con los valores esperados con el estadístico  $X^2$  (Wearden, 1983; Dowdy *et al.*, 2004), denotado en este caso como  $K^2$ . Si  $M$  es el número de clases de coberturas del terreno, los grados de libertad ( $\nu$ ) de la prueba son iguales a  $(M-1)2$ , estableciéndose un nivel de significancia ( $\alpha$ ) de 0.05:

$$K^2 = \sum_i \sum_k \frac{(N_{ik} - N_{ik})^2}{N_{ik}}$$

Con la matriz de 1973-2000 se estimaron los números (área en hectáreas) de las transiciones observadas  $N_{ik}$  (datos actuales), en tanto que los valores esperados  $N_{ik}$  se estimaron a partir de la ecuación de Chapman-Kolmogorov:

$$N_{ik} = \sum_j \frac{(N_{ij})(N_{.jk})}{N_{.j}}$$

Donde  $N_{ij}$  es el número (área en hectáreas) de transiciones de la categoría  $i$  a  $j$  de 1973 a 1986;  $N_{.jk}$  es el número de transiciones de la categoría  $j$  a  $k$  de 1986 al 2000 y  $N_{.j}$  son las hectáreas en la categoría  $j$  en 1986.

Con las matrices de cambio de 1973-1986 y 1986-2000 se calcularon las probabilidades de transición  $n_{ij}$  y  $n_{jk}$ , para un periodo de tiempo de 13 y 14 años,

respectivamente. De acuerdo a la hipótesis de Markov, la matriz con las probabilidades de transición esperadas que gobiernan el periodo 1973-2000 pueden estimarse multiplicando las matrices de 1973-1986 y 1986-2000. Para probar la dependencia de “markoviana” de primer orden también se utilizó una prueba con  $X^2$  (Weng, 2002):

$$K^2 = \sum_i \sum_k \frac{(O_{ik} - E_{ik})^2}{E_{ik}}$$

Donde  $O_{ik}$  y  $E_{ik}$  son las probabilidades de transición observadas y esperadas, respectivamente. La distribución de  $E_{ik}$  es una distribución markoviana que se aproxima a una distribución  $X^2$  con  $(m-p-1)2$  grados de libertad, donde  $m$  es la dimensión de las matrices y  $p$  el número de parámetros estimados. La hipótesis nula ( $H_0$ ) de que los datos son de una distribución markoviana se rechaza si  $X^2 \geq X^2_{\alpha v}$ ; con  $\alpha = 0.05$ .

**Análisis de los Impactos del cambio de cobertura y uso del terreno sobre los patrones de escurrimiento (modelo del número de curva).** Con el fin de evaluar el impacto que los cambios de cobertura y uso del terreno han tenido sobre el potencial y volumen de escurrimientos en la cuenca Lechuguilla-Ohuira-Navachiste se aplicó el modelo del número de curva desarrollado por el Servicio de Conservación del Suelo del Departamento de Agricultura de los Estados Unidos (SCS-USDA, por sus siglas en inglés). El número de curva es un conjunto empírico de relaciones cuyos valores caen en el intervalo de 25 a 100, representando las condiciones de la superficie terrestre en función del uso del terreno, la permeabilidad del suelo y los antecedentes de humedad (USDA, 1986; Harbor, 1994). Este a su vez proporciona una forma para estimar la cantidad de agua de lluvia que escurriría en un periodo de 24 horas a partir de datos de la precipitación y condiciones del sitio.

Las propiedades hidrológicas del suelo y el uso del terreno se combinan para calcular el número de curva para un sitio que es usado para predecir la profundidad de escurrimiento para una profundidad de lluvia dada:

$$Q = \frac{(P - Ia)^2}{(P - Ia) + S}$$

Donde  $Q$  es escurrimiento (pulgadas),  $P$  la precipitación (pulgadas),  $S$  el potencial máximo de retención e  $Ia$  = abstracción inicial (pulgadas).

$$Ia = 0.2S$$

$$Q = \frac{(P - 0.2S)^2}{P + 0.8S}$$

$$S = \left[ \frac{1000}{CN} \right] - 10$$

Donde  $CN$  es el número de curva.

La abstracción inicial ( $Ia$ ) son todas las pérdidas antes de que inicie el escurrimiento. Incluye agua retenida en depresiones superficiales, agua interceptada por la vegetación, evaporación e infiltración.  $Ia$  es altamente variable pero generalmente está correlacionada con los parámetros de suelo y la cobertura (USDA, 1986).

El modelo del número de curva trabaja con cuatro grupos hidrológicos de suelo (Cuadro 7) y de cuatro a ocho coberturas del terreno.

A partir de la digitalización de las cartas edafológicas escala 1:250,000 G12-9 Los Mochis y G12-6 Huatabampo (INEGI, 1984) se generó un mapa temático de tipos de suelo de la cuenca de acuerdo a la clasificación de FAO y se reclasificaron al grupo hidrológico de suelo correspondiente. El mapa resultante junto con los mapas temáticos de cobertura y

usos del terreno de la cuenca Lechuguilla-Ohuira-Navachiste de 1973, 1986 y 2000 se exportaron al programa Arcview 3.1 para generar de manera automática los mapas del número de curva de cada año con base en la combinación cobertura-uso del terreno/grupo hidrológico del suelo, aplicando la extensión L-THIA (Long-Term Hydrologic Impact Assessment) desarrollada por Engel *et al.*, (2005).

---

**CUADRO 7.** Grupos hidrológicos del suelo utilizados en el modelo del número de curva desarrollado por el Soil Conservation Service de Estados Unidos.

---

**A.** Arenas, tierras arenosas o tierras cubiertas de arena. Suelos con bajo potencial de escurrimiento y altas tasas de infiltración aun cuando están completamente mojados. Consisten principalmente de arenas o gravas profundas bien drenadas y tienen una alta transmisión de agua.

**B.** Margas de cienos o margas. Suelos con tasa de infiltración moderada cuando están completamente húmedos y consistentes de suelos moderadamente profundos a profundos, de moderadamente bien a bien drenados con texturas moderadamente finas a moderadamente gruesas.

**C.** Margas de arenas arcillosas. Suelos con tasa de infiltración baja cuando están fuertemente húmedos y consisten principalmente de suelos con una capa que impide el movimiento del agua hacia abajo y suelos con estructura de fina a moderadamente finas,

**D.** Margas arcillosas, margas arcillosas encenegadas, arenas arcillosas o arenas arcillosas encenegadas. Suelos con tasa muy bajas de infiltración cuando están completamente húmedos y consisten principalmente de suelos arcillosos con alto potencial de inflamamiento, suelos con una capa de agua superior, suelos con una cubierta arcillosa cerca o en la superficie y suelos someros sobre material impermeable.

---

Con registros históricos (1962-2002) de la precipitación diaria registrada en estaciones meteorológicas dentro de la cuenca: Ahome, Corepe, Juan José Ríos, Topolobampo y Los Mochis, proporcionados por el Servicio Meteorológico Nacional (SMN), se estimó la precipitación total anual promedio de 1973, 1986 y el 2000 considerando 10 años de antecedentes de lluvia. Cada uno de estos promedios se utilizó como la profundidad de precipitación ( $P$ ) que junto con los mapas del número de curva permitieron estimar la profundidad ( $Q$ ) y el volumen de escurrimiento total anual de la cuenca ( $V_Q$ ) para cada año analizado, también con el uso de la extensión L-THIA.

Adicionalmente se estimó el volumen de precipitación ( $V_P$ ) y el coeficiente de escurrimiento ( $C_Q$ ):

$$V_Q = \sum_i Q_i A_i$$

para toda  $i$  combinación cobertura-uso del terreno/grupo hidrológico del suelo

$$VP = PA_t$$

$$C_Q = \left[ \frac{V_Q}{V_P} \right] 100$$

Donde:  $V_Q$  es el volumen de escurrimiento,  $Q_i$  es la profundidad de escurrimiento para la combinación cobertura-uso del terreno/grupo hidrológico del suelo  $i$ ,  $A_i$  es el área de la combinación cobertura-uso del terreno/grupo hidrológico del suelo  $i$ ,  $V_P$  es el volumen de precipitación,  $P$  es la profundidad de precipitación,  $A_t$  es el área total de la cuenca y  $C_Q$  es el coeficiente de escurrimiento.

### **Análisis de las tendencias de cambio y patrones espaciales del bosque de mangle y otros humedales del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava**

El segundo estudio de caso se realizó en el sistema lagunar Teacapán-Agua Brava-Marismas Nacionales, uno de los Humedales Prioritarios de México y desde 1995 considerado en la Lista de Humedales de Importancia Internacional de la Convención de Ramsar con el número 732 (*En línea:* <http://conanp.gob.mx/sig/anps/ramsar/ramsar.pdf>). En este sistema se desarrolla el bosque de mangle más extenso del Pacífico mexicano, el cual ha estado sujeto a diversas perturbaciones de origen natural y antropogénico, resaltando la apertura del canal de Cuautla en 1971, el paso del huracán Rosa en 1994 y los



cambios de cobertura y uso del terreno en el paisaje circundante (Kovacks, *et al.*, 2001a; 2001b; Acosta, 2003).

Con el fin de evaluar el impacto de dichas perturbaciones sobre el bosque de mangle y el conjunto de humedales del sistema, este segundo estudio de caso consistió en la detección de cambio en los patrones de distribución de los humedales a través de un análisis multitemporal posclasificadorio, la detección de cambio en el dosel del bosque de mangle con el índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI por sus siglas en inglés) y el análisis de los patrones espaciales de los humedales en general y del bosque de mangle en particular a través de la estimación de métricas del paisaje.

La mayor parte del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava-Marismas Nacionales se localiza dentro de los límites estatales de Nayarit, en Sinaloa únicamente se encuentra el sistema litoral Majahual que equivale aproximadamente al 30% de la totalidad del sistema. Aun así el estudio abarcó la totalidad del sistema, ya que la estructura y dinámica de los ecosistemas y la acción de los eventos de perturbación no están determinadas por límites geopolíticos.

**Detección de los cambios en la distribución de los humedales.** La detección del cambio en los patrones de distribución del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava se llevó a cabo con un análisis multitemporal postclasificadorio, similar en términos generales al realizado en la cuenca Lechuguilla-Ohuira-Navachiste.

En este caso, las escenas multiespectrales del área de estudio se editaron a partir de imágenes Landsat MSS de 1973 y 1986, TM de 1990 y 1995 y ETM+ del 2000 (Cuadro 4, página 61) de los path/row 31/44 y 31/45, utilizando también el módulo MOSAIC del

programa IDRISI Kilimanjaro. Las escenas fueron delimitadas a la coordenadas extremas 391848, 2543911 y 495738, 2392111 de la zona 13 norte del sistema Transversal Universal de Mercator (UTM) y se acotaron dentro de un paisaje definido por los límites de la cuenca río San Pedro al sur, los límites de la cuenca río Acaponeta al norte, los límites de la provincia fisiográfica de la Llanura Costera del Pacífico al este y la línea litoral al oeste.

Las escenas se clasificaron con cuatro clases de humedales y una de coberturas terrestre. Posteriormente, los polígonos de las granjas camaronícolas fueron digitalizados sobre composiciones en falso color de las escenas de 1986, 1990, 1995 y 2000, los vectores se transformaron a formato raster y se adicionaron a los mapas temáticos, que finalmente representaron de cuatro a cinco clases de humedales y una clase de coberturas terrestres (Cuadro 8). Los mapas fueron filtrados para minimizar el efecto sal y pimienta.

**CUADRO 8.** Clases de humedales y coberturas terrestres utilizadas en la generación de mapas temáticos del paisaje del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava-Marismas Nacionales en la costa norte de Nayarit y sur de Sinaloa, México.

ID	Clase	Descripción
1	Esteros y lagunas (E)	Sistemas estuarinos: bahías, esteros y lagunas
2	Marismas (Mr)	Planicies de inundación intermedia por la acción intermareal que incluyen terrenos salinos con o sin cubierta vegetal, principalmente <i>Salicornia</i> spp. También incluye algunas playas arenosas.
3	Manglar (Mn)	Asociación vegetal de una o la combinación de las cuatro especies de mangle: mangle blanco ( <i>Laguncularia racemosa</i> ), mangle rojo ( <i>Rhizophora mangle</i> ), mangle negro ( <i>Avicennia germinans</i> ) y mangle botoncillo ( <i>Conocarpus erectus</i> ). En esta clase se consideran los parches de mangle en diferentes condiciones de dosel, inclusive mangle muerto.
4	Manglar muerto (Mn-m)	Parches de árboles y/o arbustos de manglar muerto
5	Camaronicultura (C)	Estanquería para el cultivo de camarón (humedales antropogénicos)
6	Coberturas terrestres	Coberturas del terreno terrestre: bosques tropicales, vegetación secundaria, agricultura, poblados, etc.

Para este estudio de caso se contó con datos de referencia históricos, por lo que se pudo validar la exactitud de los mapas de 1986, 1990, 1995 y 2000. Para el mapa de 1986

los datos de referencia se obtuvieron de la carta estatal de vegetación de Nayarit escala 1:500 000 editada por la Secretaría de Programación y Presupuesto (SPP) en 1981. Para el mapa de 1990, de la carta de vegetación y usos de suelo escala 1:250 000 editada por INEGI en 1990. Para el mapa de 1995, del conjunto de datos vectoriales editados por INEGI en escala 1: 250 000, a partir de la interpretación visual de imágenes Landsat de 1993 y verificada con datos de campo de 1997. Para el análisis del mapa del 2000, el conjunto de datos vectoriales fue actualizado con datos de terreno obtenidos en muestreos de campo realizados entre el 2000 y 2005.

En cada caso se extrajeron al azar 30 puntos de prueba por clase (Ramsey III *et al.*, 2001), con excepción de las granjas camaronícolas cuyo número de puntos correspondió al número de sistemas acuícolas identificados en cada año. Asimismo, en los mapas de la SPP e INEGI no se hace distinción entre las condiciones del manglar por lo que la clase mangle muerto no se incluyó en las Matrices de Error, con excepción de la evaluación del 2000 en donde se adicionaron 15 puntos de esta clase obtenidos durante los muestreos de campo.

Una vez realizada la evaluación de la exactitud, los mapas temáticos fueron corregidos geoméricamente con base en los parámetros espaciales del mapa de 1973 y 1986 (1731 columnas, 2530 renglones, resolución de 60 m, coordenadas UTM extremas 391847.78, 2543931 y 495707.78, 2392131, zona 13 norte) y fueron transpuestos de manera pareada para generar las matrices de detección de cambio de 1973-1986, 1986-1990, 1990-1995, 1995-2000 y 1973-2000.

Con los valores de las matrices se estimaron para cada clase las estabilidades de localización y residencia (Ramsey *et al.*, 2001) y para la clases manglar se estimó la tasa media de deforestación anual definida por Palacio *et al.* (2004) como:

$$dn = \left[ \left( \frac{S_2}{S_1} \right)^{\frac{1}{n}} - 1 \right] 100$$

Donde  $dn$  es la tasa de deforestación expresada en %,  $S_1$  la superficie en la fecha 1,  $S_2$  la superficie en la fecha 2 y  $n$  número de años entre las dos fechas.

Por otro lado, de los mapas temáticos de los humedales de cada año se extrajeron mascararas de la clase manglar, a los polígonos de manglar se les asignó un valor de uno y al resto de las clases un valor de cero para conformar el fondo o background.

Con el fin de identificar la cobertura del bosque de mangle que se mantuvo en un mismo sitio durante los 27 años que abarcó el estudio, se generó un mapa temático del “manglar resistente” sobreponiendo las mascararas por adición de imágenes (mascara 1973 + mascara 1986.....+ mascara 2000), quedando los píxeles del manglar resistente con un valor de cinco y los del manglar que presentó algún tipo de cambio con valores entre uno y cuatro, estos últimos fueron reclasificados a cero.

**Cambios en el dosel del manglar con el NDVI.** Los cambios en el dosel del bosque de mangle se analizaron con el uso del Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI por sus siglas en inglés). Se han desarrollado diversas técnicas para el estudio cualitativo y cuantitativo del estado de la vegetación a partir de medidas espectrales contenidas en imágenes de satélite. Entre estas se encuentran los índices de vegetación que utilizan valores de reflectividad en bandas anchas, de unos cientos de nanómetros, como aquéllas con las que habitualmente operan los sensores a bordo de satélites (Gilabert *et al.*, 1997). En particular el NDVI, el más utilizado, está positivamente correlacionado con el

dosel de vegetaciones homogéneas y en general es un buen indicador del estado de la densidad de la vegetación (Maracchi *et al.*, 1996, Green *et al.*, 1997; Green *et al.*, 1998, Purevdorj, *et al.*, 1998).

La clorofila de las cubiertas vegetales absorbe la radiación electromagnética en la longitud de onda del rojo (0.6-0.7  $\mu\text{m}$ ) y la refleja en la longitud de onda del infrarrojo cercano (0.7-1.3  $\mu\text{m}$ ), así el NDVI está definido como:

$$NDVI = \frac{Ic - R}{Ic + R}$$

Donde *Ic* es el valor numérico de brillantez en la longitud de onda del infrarrojo cercano y *R* es el valor numérico de brillantez en la longitud de onda del rojo. Este índice de vegetación varía de -1.0 a 1.0.

Se generaron mapas del NDVI de 1973, 1986, 1990, 1995 y 2000 con las bandas 2 (rojo) y 4 (infrarrojo cercano) de Landsat MSS y 3 (rojo) y 4 (infrarrojo cercano) de Landsat TM y ETM+. Posteriormente, los mapas fueron acotados a las áreas previamente identificadas como bosque de mangle vivo, sobreponiéndoles las mascararas de manglar por multiplicación de imágenes (mapa de NDVI de 1973 x mascara de manglar de 1973, y así para el resto de los años).

El análisis de detección de cambio se realizó por medio de la diferencia de imágenes (Eastman y McKendry, 1995; Yuan, *et al.*, 1998) y por una aproximación similar a la de Berlanga (1999) y Ruiz-Luna y Berlanga-Robles (1999), esta última consistente en incluir los valores del NDVI en categorías nominales y comparar las distribuciones de frecuencia de dichas categorías a lo largo del tiempo con una tabla de contingencia con  $X^2$ .

La diferencia de imágenes de dos años diferentes resulta en una imagen en la que

cada píxel es resultado de la substracción de los píxeles correspondientes en las imágenes de entrada. Los valores de dichos píxeles pueden ser negativos o positivos con un valor esperado de cero para los casos de no cambio. El histograma de los valores de la diferencia produce generalmente una distribución aproximadamente simétrica cuyos extremos indican un umbral de cambio. Asumiendo una distribución normal, los umbrales de cambio se pueden establecer con intervalos para la media del 95% (Eastman *et al.*, 1995):

$$(\mu - 1.96\sigma \leq \text{no cambio} \leq \mu + 1.96\sigma)$$

Por otro lado, con base en las firmas espectrales de diferentes especies y condiciones del bosque de mangle de Teacapán-Agua Brava reportadas por De la Lanza *et al.* (1996) para imágenes Landsat TM, y a la relación lineal entre el índice de área foliar y el NDVI estimada con datos de campo e imágenes IKONOS por Kovacs *et al.* (2005) para parches de mangle ubicados entre las lagunas Pescaderos y Agua Brava, se establecieron dos categorías de bosque de mangle:

- 1) Manglar con dosel abierto  $\text{NDVI} \leq 0.35$
- 2) Manglar con dosel cerrado  $\text{NDVI} > 0.35$

Los mapas del NDVI del manglar fueron reclasificadas en estas dos categorías, se estimaron las proporciones de cada categoría en cada año y se probó una hipótesis nula de homogeneidad con una tabla de contingencia con  $\chi^2$  (Dowdy *et al.*, 2004).

**Análisis de los patrones espaciales a través de métricas del paisaje.** La ecología del paisaje se enfoca en el estudio de la estructura, función y cambio de los paisajes, enfatizando las interacciones entre los patrones espaciales y los procesos ecológicos. La

cuantificación de la estructura del paisaje es un requisito para el estudio de la función y el cambio de los paisajes (Forman y Godron, 1986; McGarigal y Marks, 1995; Turner *et al.*, 2001).

Los diferentes eventos de perturbación natural y antropogénicos han actuado sobre el sistema lagunar Teacapán-Agua Bravá han modificado la estructura del paisaje más allá de los cambios de cobertura que pueden identificarse en los análisis de detección de cambio, por lo que este estudio caso se complementó con la cuantificación de los patrones espaciales de los humedales del sistema, a través de métricas del paisaje, y generar elementos para evaluar los impactos sobre la conectividad del paisaje

Con el programa Fragstats 3.3 (Mc Garical y Marks, 1995) se estimaron métricas de la composición, forma y conectividad del paisaje (Cuadro 9) del mapa temático de los humedales del 2000 con su resolución original de 30 m para dos modelos:

- a) un modelo de mosaico (McGarigal, 2002), en el que se incluyeron todas las clases de humedales y la clase coberturas terrestres fue considerada background; y
- b) simulando diferentes escenarios de la clase manglar (Cuadro 10), un modelo simplificado de paisaje de islas biogeográficas, en donde se da énfasis a un solo tipo de parche que es analizado de manera análoga a las islas oceánicas embebidas en una matriz ecológicamente neutra –background- (McGarigal, 2002).

Las métricas se calcularon a nivel de clase y paisaje (Cuadro 9) con la regla de vecindad de parches de 8 celdas (Figura 10) (Turner *et al.*, 2001) y con un umbral mínimo de tamaño de parche de cuatro píxeles, tomando en cuenta las limitaciones del formato raster para representar adecuadamente la complejidad de parches pequeños (Frohn, 1998). La descripción y fórmula de las métricas calculadas se encuentran en McGarigal y Marks

(1995) y en Jaeger, (2000).

**CUADRO 9.** Métricas estimadas a partir del mapa temático de los humedales del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava, México del 2000.

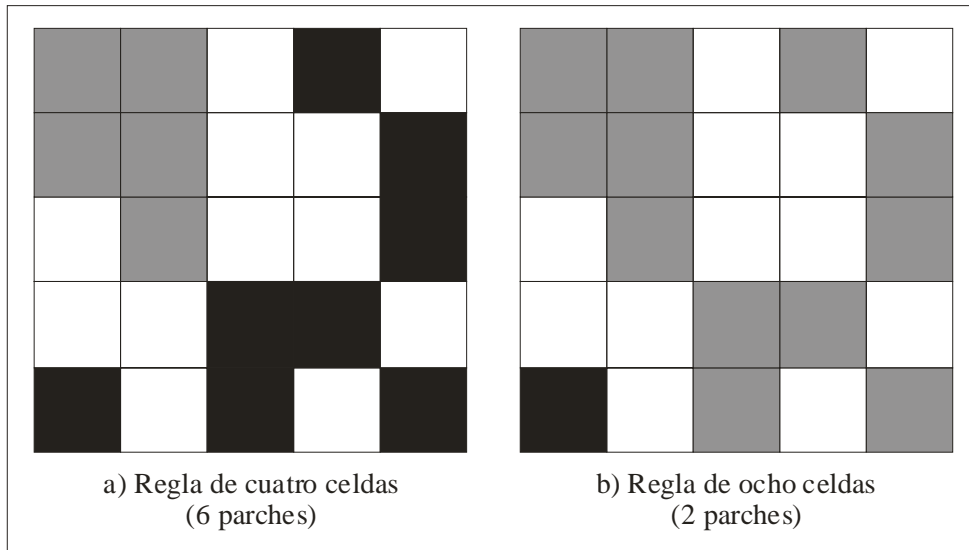
Métrica	Parche <sup>3</sup>	Nivel de estimación	
		Clase	Paisaje
<b>De configuración del paisajes</b>			
Área (ha) <sup>1</sup>	X	X	X
Porcentaje <sup>1</sup>		X	X
Número de parches <sup>1</sup>		X	X
Índice del parche mayor <sup>1</sup>		X	X
Área promedio de los parches <sup>1</sup>		X	X
Desviación estándar del área de los parches <sup>1</sup>		X	X
Riqueza de parches <sup>1</sup>			X
Índice de diversidad de Shannon <sup>1</sup>			X
Índice de equidad de Shannon <sup>1</sup>			X
<b>De la complejidad del paisaje</b>			
Dimensión fractal perímetro-área <sup>1</sup>		X	X
<b>De la conectividad del paisaje</b>			
Índice de división <sup>2</sup>		X	X
Tamaño efectivo de malla (ha) <sup>2</sup>		X	X
Índice de partición <sup>2</sup>		X	X
Índice de agregación <sup>1</sup>		X	X
índice de contagio <sup>1</sup>			X

Notas: Resolución del mapa base de 30 m, todas las métricas disponibles en Fragstats 3.3,<sup>1</sup>Métricas descritas en McGarical y Marks (1995), <sup>2</sup>Métricas definidas en Jaeger (2000), <sup>3</sup>la estimación en este nivel solo se realizó para identificar los parches menores a cuatro píxeles.

**CUADRO 10.** Escenarios del bosque de mangle del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava en la costa norte de Nayarit y sur de Sinaloa generados a partir del mapa temático de humedales del 2000.

Escenario	Descripción
1. Manglar perturbado	Bosque de mangle perturbado por diferentes impactos naturales y antropogénicos. Similar a la clase Manglar del mapa temático de humedales
2. Manglar no perturbado	Considerando que la clase Manglar muerto es evidencia de las diferentes perturbaciones a las que ha estado sujeto el bosque de mangle, esta se unió a la clase Mangle para simular un escenario del bosque antes de las perturbaciones
3. Manglar Teacapán	Manglar asociado al estero de Teacapán y la laguna Agua Grande
4. Manglar Agua brava	Manglar asociado a las lagunas Pecaderos y Agua Brava
5. Manglar dosel abierto	Parches de mangle con dosel abierto (NDVI $\leq$ 3.5)
6. Manglar dosel cerrado	Parches de mangle con dosel abierto (NDVI $>$ 3.5)





**FIGURA 10.** Identificación de parches (sombreados) en un mismo mapa usando (a) la regla de vecindad de parches de cuatro celdas, en la que las vecindades horizontales y verticales son consideradas, pero las vecindades diagonales no, y (b) una regla de vecindad de parches de ocho celdas, en la que la que todas las vecindades horizontales, verticales y diagonales son consideradas.

## RESULTADOS

### Delimitación del espacio y los paisajes costeros de Sinaloa

Se digitalizaron los polígonos de las 11 cuencas que confluyen en Sinaloa y se estimó un área de 125 640 km<sup>2</sup>, 20% dentro de la provincia fisiográfica de la Llanura Costera del Pacífico y el 80% restante dentro de la provincia de la Sierra Madre Occidental. Por otro lado, a partir del polígono digitalizado de Sinaloa se estimó para el estado un área aproximada de 53 675 km<sup>2</sup> en la parte continental, adicionando 1 842 km<sup>2</sup> a la superficie de esteros y bahías y 330 km<sup>2</sup> correspondientes a las barras de los sistemas estuarinos, la estimación final de superficie total para Sinaloa resultó en alrededor de 55 850 km<sup>2</sup>, correspondiendo al 43% del área total de las cuencas. Las cuencas Lechuguilla-Ohuira-Navachiste y del río Mocorito se localizaron en su totalidad dentro del estado (Cuadro 11).

Como resultado de la combinación de capas de información de las cuencas y las provincias/subprovincias fisiográficas, se delimitó el espacio costero de tal forma que incluyera las partes de las regiones hidrológicas 10 Sinaloa y 11 Presidio-San Pedro comprendidas dentro de la provincia de la Llanura Costera del Pacífico y a la subprovincia Pie de la Sierra; estableciéndose los límites:

Norte.- en el parteaguas de la cuenca bahía Bacorehuis que separa a la región hidrológica 9

Sonora sur de la región hidrológica 10.

Sur.- en el parteaguas de la cuenca San Pedro que separa a la región hidrológica 11

Presidio-San Pedro con la región hidrológica 12 Lerma-Santiago.

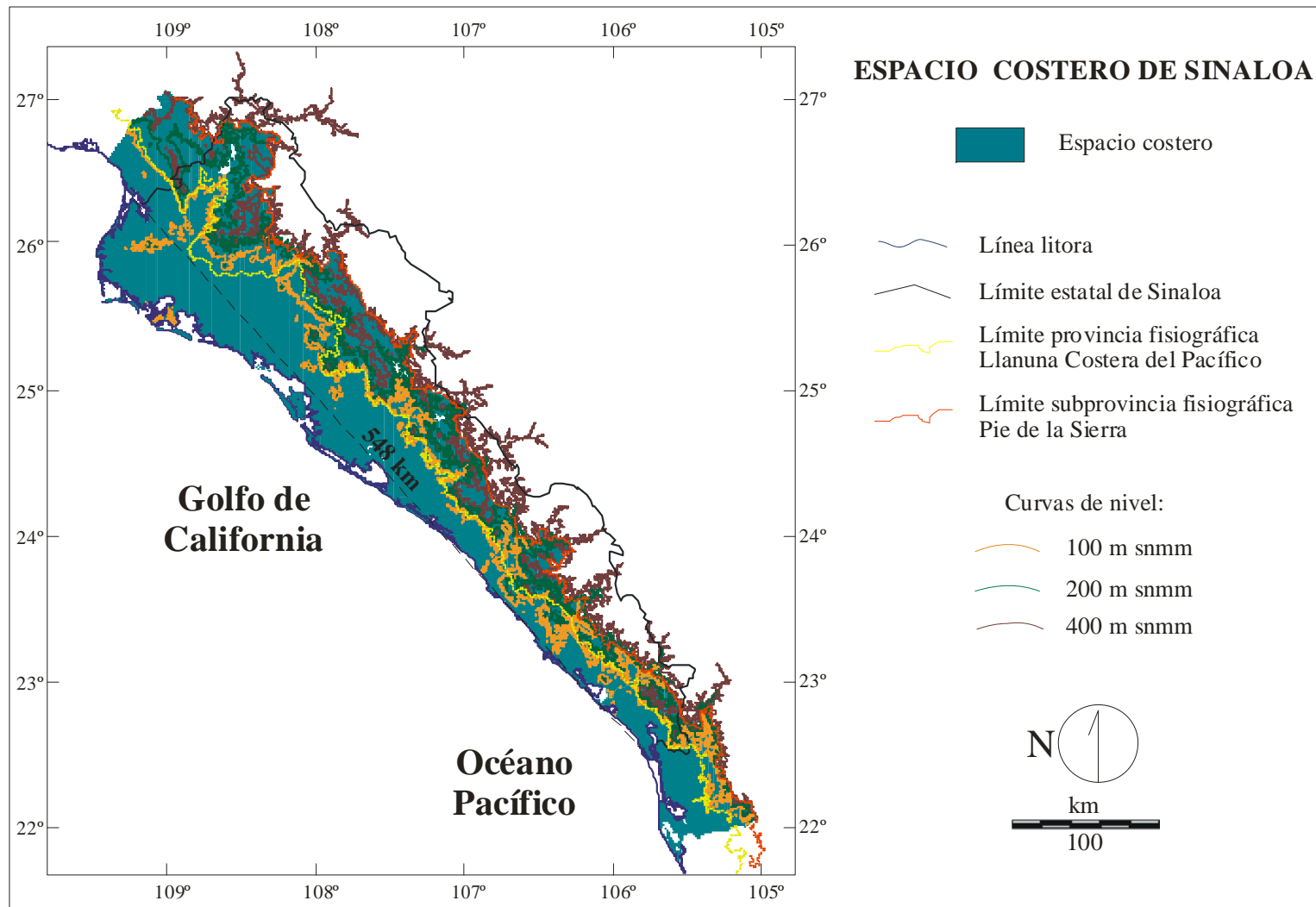
Este.- en la frontera entre las subprovincia fisiográfica Pie de la Sierra con el resto de la subprovincias de la Sierra Madre Occidental.

Oeste.- los límites entre el litoral y zona intermareal (Figura 11).

**CUADRO 11.** Cuencas hidrológicas que confluyen en Sinaloa en relación a su distribución en las provincias y subprovincias fisiográficas y en el espacio costero

Cuenca	Área de la cuenca en:												
	Llanura costera <sup>1</sup>		Pie de la sierra <sup>2</sup>		Sierra <sup>3</sup>		Total <sup>4</sup>	Sinaloa		Espacio costero <sup>5</sup>		Espacio costero de Sinaloa <sup>6</sup>	
	km <sup>2</sup>	% <sup>7</sup>	km <sup>2</sup>	% <sup>7</sup>	km <sup>2</sup>	% <sup>7</sup>	km <sup>2</sup>	km <sup>2</sup>	% <sup>7</sup>	km <sup>2</sup>	% <sup>8</sup>	km <sup>2</sup>	% <sup>9</sup>
Estero Bacorehuis	2842	77	845	23	0	0	3687	1785	48	3687	100	1785	48
Río Fuerte	1525	4	4568	13	28426	82	34519	6034	17	6093	18	4800	79
Lechugilla-Ohuira-Navachiste	3442	90	382	10	0	0	3824	3824	100	3824	100	3824	100
Río Sinaloa	1216	10	2370	19	9012	72	12598	7861	62	3586	28	3586	100
Río Mocerito	4686	73	1663	26	74	1	6422	6422	100	6348	99	6348	100
Río Culiacán	3063	16	3170	17	12788	67	19021	8639	45	6233	33	6228	100
Río San Lorenzo	1849	15	1464	12	8697	72	12010	4015	33	3313	28	3313	100
Río Piaxtla-Elota-Quelite	1572	14	2155	20	7182	66	10909	7145	66	3727	34	3727	100
Río Presidio	1568	22	597.9	8	4956	70	7122	3603	51	2166	30	2165	100
Río Baluarte	376	7	907	18	3842	75	5124	2865	56	1283	25	1282	100
Río Acaponeta	3431	33	1966	19	5007	48	10405	1482	14	5398	52	1470	27
Total <sup>10</sup>	25570	20	20087	16	79984	64	12564	53675	43	45657	36	38527	

**Notas:** <sup>1</sup>provincia fisiográfica Llanura Costera del Pacífico; <sup>2</sup>subprovincia Pie de la Sierra de la provincia fisiográfica Sierra Madre Occidental; <sup>3</sup>provincias fisiográficas Gran Meseta y Cañones Chihuahuenses, Gran Meseta y Cañones Duranguenses y Mesetas y Cañadas del Sur de la provincia fisiográfica Sierra Madre Occidental; <sup>4</sup>área total de la cuenca; <sup>5</sup>área costera delimitada con base en las cuencas al a provincia de la Llanura Costera del Pacífico y la subprovincia Pie de la Sierra; <sup>6</sup>área costera acotada a los límites de Sinaloa, <sup>7</sup>porcentaje del área total de la cuenca en la provincia, subprovincia o Sinaloa; <sup>8</sup>porcentaje del área total de la cuenca que queda incluida en el área costera; <sup>9</sup>porcentaje del área costera dentro de los límites de Sinaloa; <sup>10</sup>área y porcentaje del conjunto de cuencas en las provincias, subprovincias y área costera.



**FIGURA 11.** Espacio costero de Sinaloa, México delimitado con base en las provincias y subprovincias fisiográficas de la Llanura Costera del Pacífico y la Sierra Madre Occidental y las cuencas de las regiones hidrológicas 10 Sinaloa y 11 Presidio-San Pedro. El espacio costero delimitado se extiende hasta Sonora al norte y al sur hasta Nayarit.

En esta primera aproximación, el espacio costero se extendió más allá de los límites de Sinaloa, en el norte parte del espacio costero asociado a las cuencas bahía Bacorehuis y río Sinaloa se localizaron dentro de Sonora y en el sur la cuenca del río Acaponeta, asociada al sistema lagunar Teacapán-Agua Brava, se localiza principalmente sobre la costa norte de Nayarit (Figura 11). El área de este espacio, sin considerar el área de esteros y bahías y de las barras, se estimó en aproximadamente 45 660 km<sup>2</sup> correspondiente al 36% del área total de las cuencas. Las cuencas bahía Bacorehuis, Lechuguilla-Ohuira-Navachiste y del río Mocorito quedaron incluidas en su totalidad dentro del espacio costero, por el contrario, las cuencas de los ríos Fuerte, Sinaloa y Baluarte fueron las que menos se extendieron dentro del área considerada para este estudio (Cuadro 11).

Acotando a los límites de Sinaloa, el espacio costero se estimó finalmente en 38 528 km<sup>2</sup>, el 57% sobre la Planicie Costera del Pacífico y el 43% sobre el Pie de la Sierra, que aunado al área de los esteros y bahías y de las barras sumó un total de 40 700 km<sup>2</sup>, extendiéndose sobre un litoral de alrededor de 3 000 km, tomando en cuenta la irregularidad de esteros y bahías y el perímetro de las barras, y de aproximadamente 558 km considerando una línea recta entre el extremo sur y norte (Figura 11).

Se identificaron 10 grandes sistemas acuáticos en Sinaloa, de norte a sur: 1) bahía Agiabampo, 2) bahía Lechuguilla, 3) Santa María-Ohuira-Topolobampo, 4) San Ignacio-Navachiste- Macapule, 5) Santa María-La Reforma, 6) Altata-Ensenada de Pabellón, 7) bahía Ceuta, 8) estero de Urías, 9) sistema lagunar Huizache-Caimanero y 10) sistema litoral Majahual, que junto con las lagunas de Agua Brava y Marismas Nacionales en Nayarit conforman el sistema lagunar Teacapán-Agua Brava (Figura 12). Considerando su distribución y los límites de las cuencas hidrológicas asociadas, se establecieron nueve

paisajes costeros y dos áreas de influencia (Cuadro12, Figura 12).

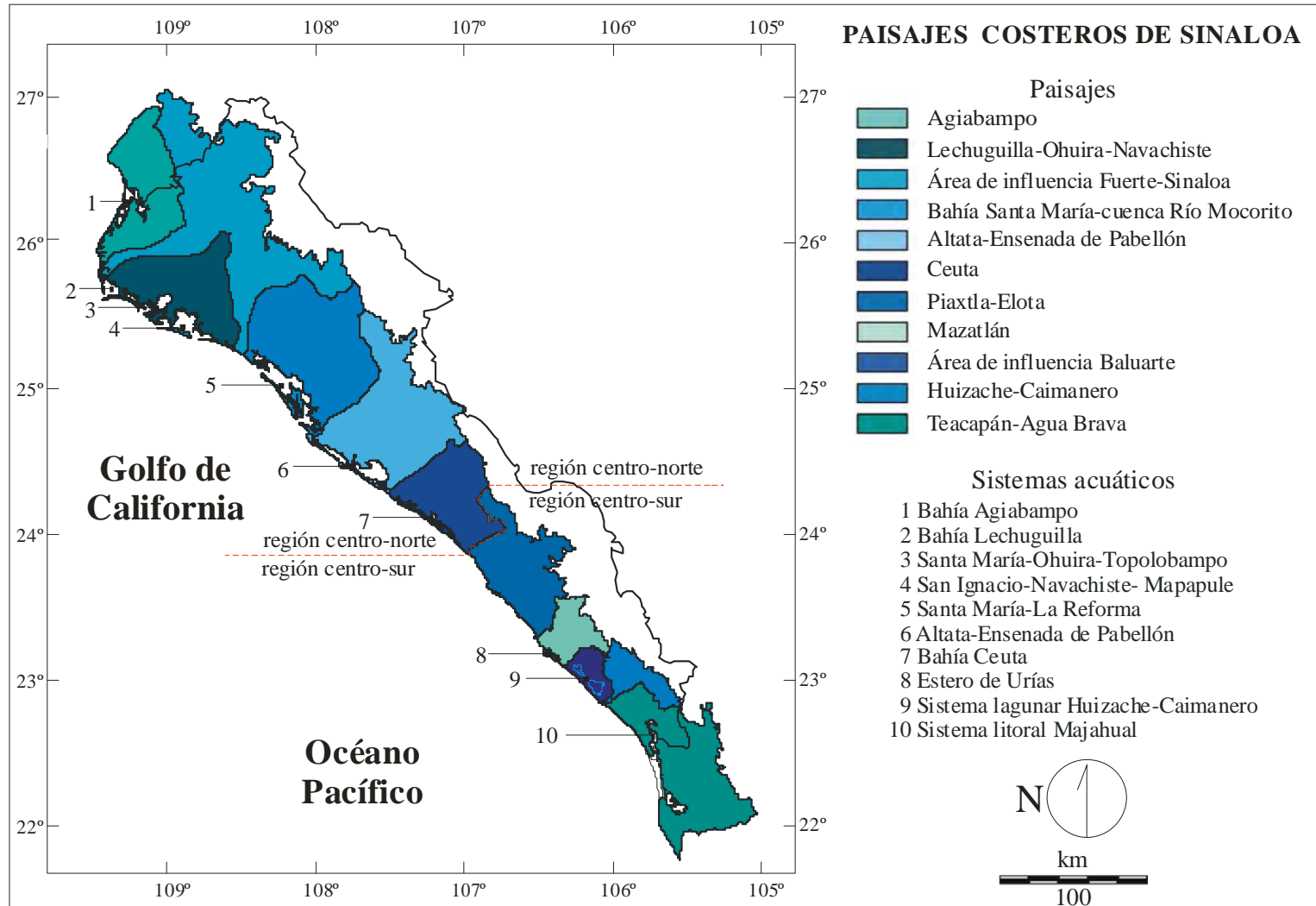
**CUADRO 12.** Paisajes costeros identificados en el área costera de Sinaloa , México

Paisaje	Área <sup>1</sup> (km <sup>2</sup> )	Cuencas asociadas	Sistemas estuarinos asociados
Agiabampo <sup>2</sup>	1785	Bahía Bacorehuis	Estero Bacorehuis, Bahía Agiabampo
Lechuguilla-Ohuira-Navachiste	3824	Lechuguilla-Ohuira-Navachiste	Bahías Lechuguilla, Santa María, Topolobampo, Ohuira, San Ignacio, Macapule, Vinorama, Navachiste.
Bahía Santa María-Río Mocerito	634816	Río Mocerito	Bahía Santa María-La Reforma
Altata-Ensenada de Pabellón	6228	Río Culiacán	Bahía Altata, Laguna Ensenada de Pabellón
Ceuta	3313	Río San Lorenzo	Bahía Ceuta
Piactla-Elota	3727	Río Ellota-Piactla-Quelite	Estero Pozole, Estero el Verde
Mazatlán	1404	Río Presidio (subcuenca	Estero La Escopama, Laguna del Sábalo, estero Urias-La Sirena
Huizache-Caimanero	762	Río Presidio (subcuenca	
Teacapán-Agua Brava <sup>3</sup>	1470	Río Cañas-Acaponeta	Sistema litoral Majahual: lagunas Cerritos, Cañas, Grande, Agua Grande; esteros Maíz, Teacapán, Puerta del Río. Sistema Agua Brava: lagunas Agua Brava, Pescaderos, Chumbeño, Mexcaltitán;

Notas: <sup>1</sup>únicamente área correspondiente a Sinaloa; <sup>2</sup> se extiende hasta Sonora; <sup>3</sup>se extiende hasta Nayarit.

El espacio costero en las cuencas de los ríos Fuerte y Sinaloa se unieron y se consideraron como una sola área de 835 km<sup>2</sup> en Sinaloa y 1 294 km<sup>2</sup> en Sonora que influye sobre el paisaje correspondiente a la cuenca Lechuguilla-Ohuira-Navachite. Lo anterior considerando que el litoral de ambas cuencas corresponde únicamente a las desembocaduras de sus respectivos ríos y que parte del cauce de estos ríos es desviado para la irrigación de los distritos de riego de Los Mochis y Guasave localizados principalmente dentro de la cuenca Lechuguilla-Ohuira-Navachite.

Con un criterio similar, el espacio costero en la cuenca del río Presidio de 1 282 km<sup>2</sup> se consideró como área de influencia del paisaje Huizache-Caimanero, toda vez que el río se comunica con la laguna Caimanero a través de los esteros y canales de Anonas.



**FIGURA 12.** Paisajes costeros de Sinaloa, México delimitados dentro del espacio costero con base en la distribución de los sistemas acuáticos y los partaguas de las cuencas hidrológicas asociadas.

En el espacio costero asociada a la cuenca del río Presidio fue el único caso en que se utilizó el nivel de subcuenca para definir los paisajes de Mazatlán y Huizache-Caimanero, que fueron separados ya que ambas zonas tienen sistemas estuarinos característicos: el estero de Urías y la laguna Huizache-Caimanero, respectivamente; así como por las diferencias sociales y económicas existentes entre los municipios de Mazatlán y El Rosario y que terminan por reflejarse en la estructura de los paisajes.

### **Caracterización del espacio y paisajes costeros a partir de los patrones de cobertura y uso del terreno**

A partir de del conjunto de datos vectoriales de vegetación y usos de suelo escala 1: 250 000 editados por INEGI y de la capa de vegetación y usos del suelo del mapa digital de México (INEGI, *En línea*: <http://galileo.inegi.gob.mx>) y datos tabulares reportados por distintos autores, se identificaron 26 clases de cobertura y uso de terreno: una clase de coberturas acuáticas, una de áreas sin vegetación y cuatro de vegetación asociadas a zonas de marismas, una de manglar, tres de selva, tres de bosques, tres de vegetación arbustiva, dos de pastizales asociados a prácticas agropecuarias, tres de agricultura, una de zonas urbanas y cuatro de otros tipos de vegetación. Estas clases fueron reclasificadas a nueve clases (Cuadro 13) y se generó el mapa temático de coberturas y usos del terreno del espacio costero de Sinaloa en los últimos años del siglo XX (Figura 13).

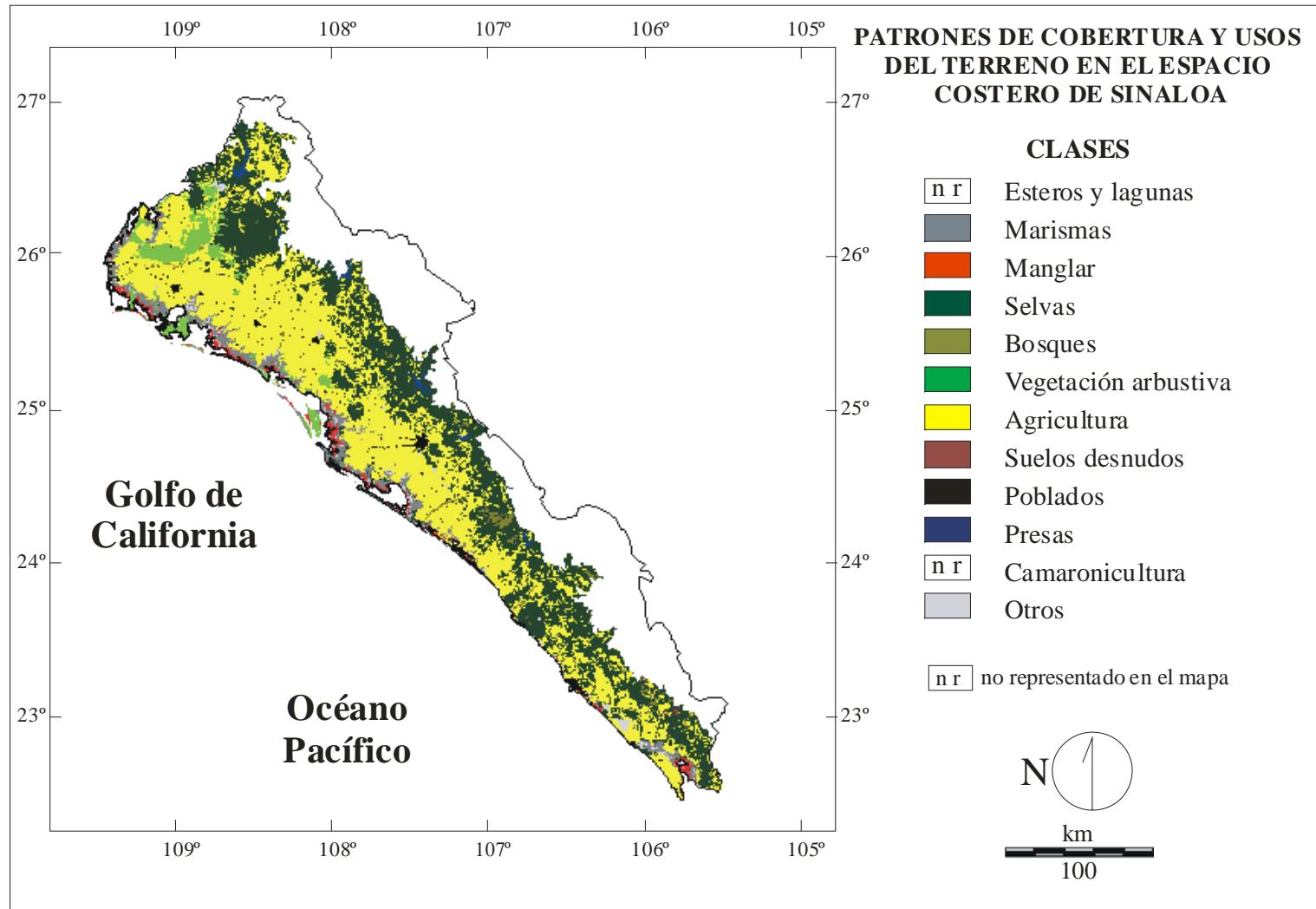
A pesar de los esteros y lagunas y la camaronicultura no quedaron representados en el mapa temático, su extensión fue estimada con base en datos tabulares reportados por diferentes autores y a resultados generados en esta misma investigación (Cuadro 13), y fueron consideradas en el análisis de antropización de los paisajes.



**CUADRO 13.** Patrones de cobertura y uso del terreno en el espacio costero de Sinaloa, México.

ID	Clase	Clases de INEGI incluidas en la clase	barras		Llanura costera		Pie de la Sierra		Total	
			ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
1	Esteros y lagunas <sup>1</sup>	Áreas sin vegetación, Vegetación halófito, Vegetación de dunas	1139	3.5	196632	8.2	0	0.0	197771	4.8
2	Marismas	costera, Tular, Pastizal halófito	7715	23.4	182337	7.6	0	0.0	190052	4.7
3	Manglar	Manglar	5904	17.9	72900	3.0	0	0.0	78804	1.9
4	Selvas	Selva baja caducifolia, Selva espinosa, Selva mediana subcaducifolia	1236	3.7	290553	12.1	1090774	66.1	1382563	33.9
5	Bosques	Bosque de encino, bosque de galería, vegetación de galería	0	0.0	14958	0.6	31166	1.9	46124	1.1
6	Vegetación arbustiva	Mezquitil, Chaparral, Matorral sarcocaulo, Agricultura de temporal, Agricultura de riego, Agricultura de humedad,	17008	51.5	141040	5.9	23661	1.4	181709	4.4
7	Agricultura	Pastizal inducido, Pastizal cultivado	0	0.0	1376142	57.3	469300	28.5	1845442	45.2
8	Suelos desnudos	Áreas sin vegetación	0	0.0	0	0.0	2812	0.2	2812	0.1
9	Poblados	Zona urbana	0	0.0	42016	1.7	1978	0.1	43994	1.1
10	Presas <sup>3</sup>	Cuerpos de agua	0	0.0	0	0.0	28448	1.7	28448	0.7
11	Camaronicultura <sup>2</sup>	Cuerpos de agua, Palmar, Popal, Vegetación secundaria	0	0.0	33197	1.4	0	0.0	33197	0.8
12	Otros		0	0.0	51731	2.2	915	0.1	52645	1.3
Total			33002		2401505		1649054		4083561	
Coberturas naturales <sup>4</sup>			33002		898420		1145601		2077023	
Coberturas culturales <sup>5</sup>			0		1451355		502538		1953892	
Índice de antropización			n.d.		0.6		2.3		1.1	

Notas: <sup>1</sup>y <sup>2</sup>no representadas en el mapa temático (Figura 13) y estimadas de Berlanga (1999), Ruiz-Luna y Berlanga-Robles (1999), Lieberknecht (2000), Berlanga-Robles y Ruiz-Luna (2002), Trelles (2002), Alonso-Pérez *et al.* (2003), Martínez (2003), Ruiz-Luna y Berlanga-Robles (2003), García (2005); <sup>3</sup>incluye presas y otros cuerpos de agua dulceacuícola; <sup>4</sup>incluye las clases 1 a 6; <sup>5</sup>incluye las clases 6 a 10. n.d. es no determinado



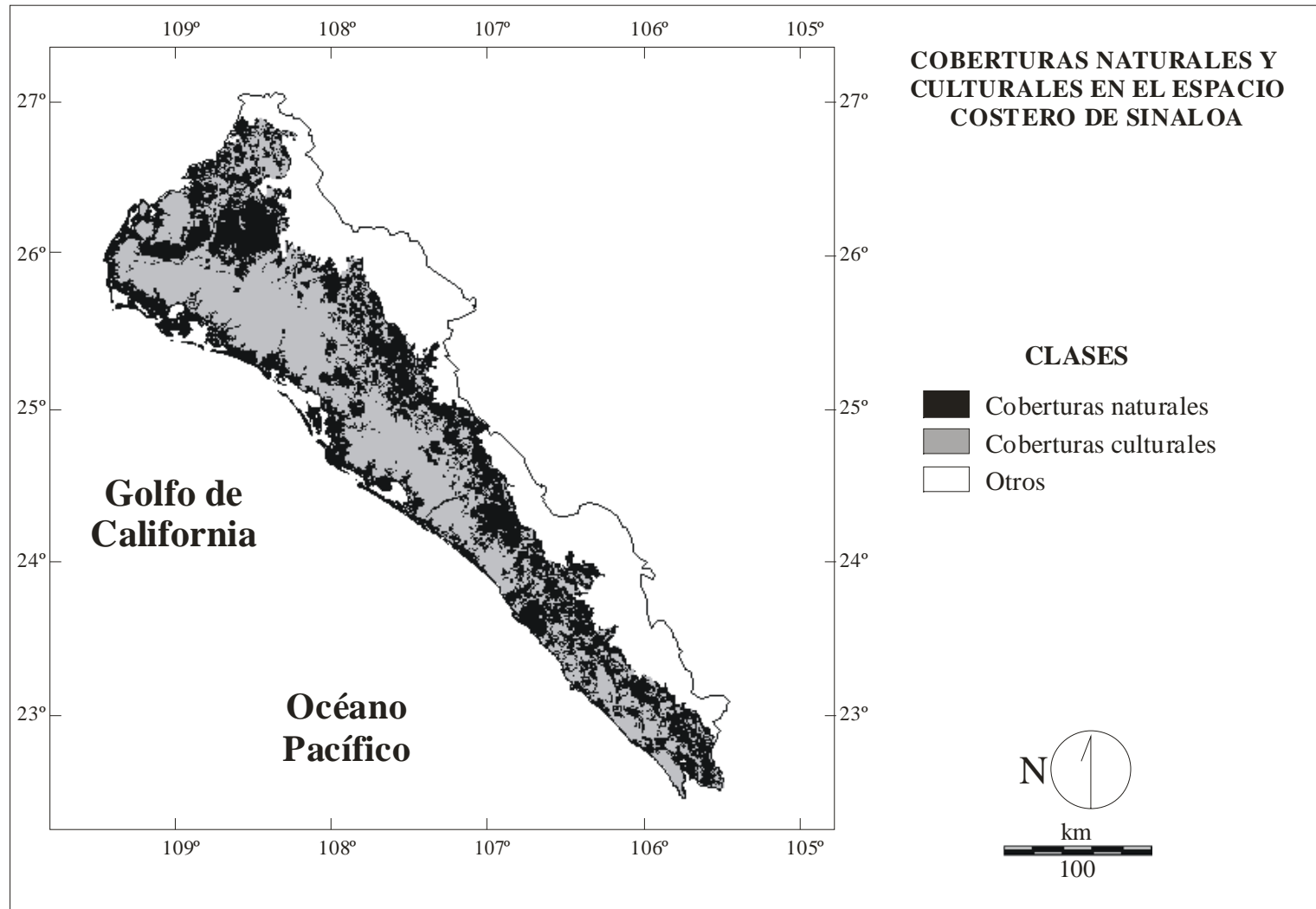
**FIGURA 13.** Patrones de cobertura y uso del terreno en el espacio costera de Sinaloa, México. Mapa generado a partir del conjunto de datos vectoriales temáticos escala 1:250 000 y el mapa digital de México escala 1:1 000 000 editados por INEGI.

El área de los esteros y lagunas se adicionó sobre el fondo del mapa temático por lo que no afectó el área de las otras clases, mientras que para la adición de la camaronicultura se tuvo que corregir el área de marismas y agricultura. De acuerdo a las bases consultadas para extraer la superficie de las granjas camaronícolas, la actividad se ha desarrollado prácticamente sobre terrenos de estas dos últimas clases, en otros tipos de cobertura ha sido marginal, por lo que a las áreas de marismas y agricultura estimadas directamente del mapa temático (Figura 13) se les restó el 40 y el 60% del área estimada de camaronicultura, respectivamente.

En las barras de los sistemas estuarinos solo cinco de las 12 clases definidas estuvieron representadas, siendo la clase dominante la vegetación arbustiva que cubrió la mitad de estos componentes del espacio costero. En la Llanura Costera únicamente las presas no estuvieron representadas y la clase dominante fue la Agricultura cubriendo más del 60% de la planicie. En el Pie de la Sierra, fue claro que los humedales costeros no estuvieran representados, la clase dominante fue selvas cubriendo el 66% del componente de tierras altas del espacio costero. Para el total del espacio costero la agricultura cubrió el 45% y las selvas el 40%; en tanto que las clases suelos desnudos, presas y camaronicultura estuvieron representadas con porcentajes menores al 1%. (Cuadro 13).

Las clases fueron reagrupadas para definir las clases de coberturas naturales y culturales, generándose el mapa temático correspondiente (Figura 14):

- 1) Coberturas naturales.- esteros y lagunas, marismas, manglar, selvas, bosques, vegetación arbustiva.
- 2) Coberturas culturales.- agricultura, suelos desnudos, poblados, presas, camaronicultura.



**FIGURA 14.** Coberturas naturales y culturales en el espacio costero de Sinaloa, México.

El componente de los esteros y lagunas de las coberturas naturales y el componente camaronicultura de las coberturas culturales no quedaron representadas en el mapa pero si se consideraron para estimar el índice de antropización. Las coberturas naturales cubrieron la totalidad de las barras, el 38% de la Llanura Costera y el 70% del Pie de la Sierra. El índice de antropización, que toma valores de cero en paisajes con cubiertas totalmente culturales fue indefinido en las barras toda vez que allí no se presentaron coberturas de origen antropogénico, de 0.6 en la Llanura Costera y de 2.3 en el Pie de la Sierra. Para la totalidad del espacio costero el índice fue de uno indicando una proporción coberturas naturales: coberturas culturales uno a uno (Cuadro 13).

La extensión de las clases de cobertura y uso del terreno en cada uno de los paisajes del espacio costero se muestran el Cuadro 14, en los paisajes del centro y norte del estado, de Ceuta a Agiabampo, la cobertura dominante fue la agricultura, cubriendo entre el 46 y el 53% de los paisajes; en tanto que en los paisajes ubicados hacia el sur la clase dominante fue la selva, con excepción de Teacapán, en donde selva y agricultura presentaron porcentajes similares.

Los humedales costeros presentaron su mayor extensión en los paisajes de Lechuguilla-Ohuira-Navachiste con casi 150 000 ha, Santa María-La Reforma con poco más de 121 000 ha y Altata-Ensenada de Pabellón con 61 000 ha, pese a lo cual el mayor porcentaje lo alcanzaron en el paisaje Teacapán-Agua Brava (sistema litoral Majahual), donde en conjunto esteros y lagunas, marismas y manglar sumaron poco más de 52 000 ha para representar el 30% del paisaje. Contrastando con estos paisajes, el de Piaxtla-Elota fue el más serrano y los humedales representaron menos del 1% del paisaje, en tanto que la selva alcanzó su mayor representatividad con el 64% (240 000 ha).

**CUADRO 14.** Patrones de cobertura y uso del terreno en los paisajes costeros de Sinaloa, México

Clase	Agiabampo		Lechuguilla <sup>6</sup>		Santa María		Pabellón		Ceuta		Piactla		Mazatlán		H-C <sup>7</sup>		Teacapán	
	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
Esteros y lagunas <sup>1</sup>	7700	4.1	63827	4.9	61183	8.5	13400	2.1	9357	2.7	n.d	n.d	1760	1.2	13544	6.2	27000	15.5
Marismas	24068	12.9	59366	4.6	39946	5.6	37564	5.9	11060	3.2	903	0.2	593	0.4	1516	0.7	15035	8.6
Manglar	2875	1.5	26783	2.1	20049	2.8	10085	1.6	5407	1.6	861	0.2	1474	1.0	1215	0.6	10054	5.8
Selvas	4356	2.3	386232	29.9	157531	21.9	239519	37.6	124139	36.2	240179	64.4	76769	54.0	97772	44.9	56067	32.2
Bosques	0	0.0	5957	0.5	2796	0.4	3585	0.6	14951	4.4	11108	3.0	301	0.2	7426	3.4	0	0.0
Vegetación arbustiva	45031	24.2	106749	8.3	29921	4.2	0	0.0	0	0.0	8	0.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0
Agricultura	95166	51.1	590514	45.7	383792	53.3	297706	46.8	168943	49.3	115649	31.0	55582	39.1	82753	38.0	55338	31.8
Poblados	1807	1.0	14439	1.1	6989	1.0	12131	1.9	2010	0.6	513	0.1	4266	3.0	845	0.4	994	0.6
Suelos	0	0.0	77	0.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0	2735	1.3	0	0.0
Presas <sup>3</sup>	0	0.0	16861	1.3	0	0.0	8941	1.4	40	0.0	2509	0.7	0	0.0	0	0.0	96	0.1
Camaronicultura <sup>2</sup>	2764	1.5	6366	0.5	9267	1.3	6344	1.0	4392	1.3	257	0.1	589	0.4	849	0.4	2369	1.4
Otros	2479	1.3	14591	1.1	8129	1.1	7242	1.1	2417	0.7	708	0.2	790	0.6	9209	4.2	7082	4.1
<b>Total</b>	<b>186245</b>		<b>1291762</b>		<b>719603</b>		<b>636516</b>		<b>342716</b>		<b>372694</b>		<b>142125</b>		<b>217864</b>		<b>174036</b>	
coberturas naturales <sup>4</sup>	84030		648913		311427		304153		164915		253059		80897		121473		108157	
coberturas culturales <sup>5</sup>	99737		628258		400047		325121		175385		118928		60437		87182		58797	
Índice antropización	0.8		1.0		0.8		0.9		0.9		2.1		1.3		1.4		1.8	

Notas: <sup>1</sup>y <sup>2</sup>no representadas en el mapa temático (Figura 13) y estimadas de Berlanga (1999), Ruiz-Luna y Berlanga-Robles (1999), Lieberknecht (2000), Berlanga-Robles y Ruiz-Luna (2002), Trelles (2002), Alonso-Pérez *et al.* (2003), Martínez (2003), Ruiz-Luna y Berlanga-Robles (2003), García (2005); <sup>3</sup>incluye presas y otros cuerpos de agua dulceacuícola; <sup>4</sup>incluye las clases 1 a 6; <sup>5</sup>incluye las clases 6 a 10; <sup>6</sup>incluye el área de influencia de las cuencas de los ríos Fuerte y Sinaloa; <sup>7</sup>incluye el área de influencia de la cuenca del río Baluarte; n.d. es no determinado

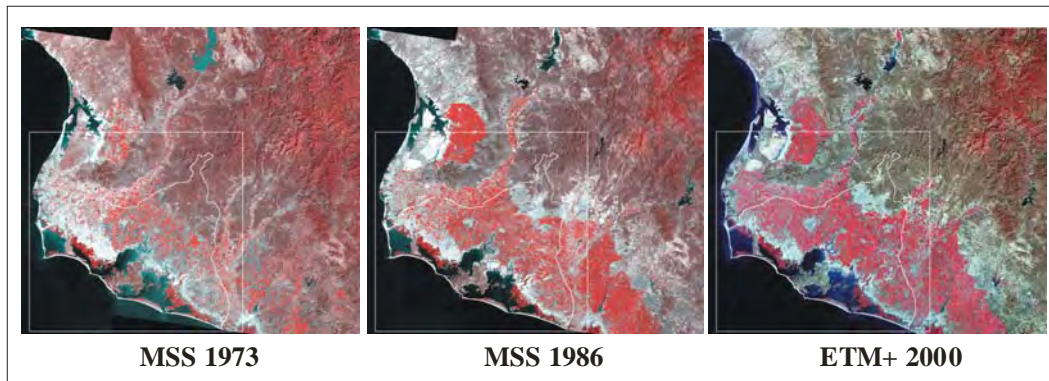
En todos los paisajes los poblados presentaron porcentajes marginales de entre el 0.4 y el 3%. La mayor extensión de poblados se estimó para el paisaje Lechuguilla-Ohuira-Navachiste y sus áreas de influencia, donde se encuentra las ciudades de Los Mochis, Guasave, Villa Ohome y Juan José Ríos, pero fue en el paisaje de Mazatlán donde esta clase alcanzó su más alto porcentaje (3%). Los humedales de origen antropogénico, presas y camaronicultura también tuvieron una representación mínima dentro de los paisajes, ambas clases presentaron su mayor extensión en los paisajes de Lechuguilla-Ohuira-Navachiste y Altata-Ensenada de Pabellón (Cuadro 14),

La proporción entre coberturas naturales y culturales fue en términos generales equilibrada en los paisajes del centro y norte del estado, con índices de antropización cercanos a uno; en tanto que en los paisajes del sur se mostró una dominancia de las coberturas naturales, siendo más evidente en el paisaje Piaxtla-Elota, el paisaje más natural, en donde se estimó un índice de antropización ligeramente mayor a dos (Cuadro 14).

### **Tendencias de cambio en los patrones de cobertura y uso del terreno en la cuenca Lechuguilla-Ohuira-Navachiste**

**Detección de los cambios de cobertura y uso del terreno.** La edición de las imágenes Landsat MSS de 1973 y 1986 de los path/row 33/42 y 34/42 dio como resultado escenas multiespectrales de cuatro bandas, 2884 columnas, 2685 renglones y una resolución espacial de 60 m; en tanto que la edición de las imágenes ETM+ del 2000 de los mismos path/row resultó en una escena de seis bandas espectrales, 5767 columnas, 5368 renglones y resolución espacial de 30 m. Todas las escenas quedaron entre las coordenadas UTM extremas 653533.56, 2797705.29 y 762373.56, 2902345.29 (zona 12 norte) y fueron

enmascaradas con el polígono de la cuenca Lechuguilla-Ohuira-Navachiste, de tal forma que el 40% de las mismas se mantuvo como información espectral y el resto conformó el fondo o background (Figura 15).



**FIGURA 15.** Composiciones en falso color (MSS: 422 y ETM+: 432) de escenas multiespectrales editadas a partir de imágenes Landsat de los path/row 33/42 y 34/42 de la región de la cuenca Lechuguilla-Ohuira-Navachiste al norte de Sinaloa, México. El cuadro blanco indica las coordenadas UTM extremas de las escenas y el polígono blanco los vértices de la cuenca.

Las firmas espectrales utilizadas en los proyectos de clasificación supervisada de las imágenes de cada año se presentan en el Cuadro 15, en tanto que los mapas temáticos de las coberturas y usos del terreno de la cuenca Lechuguilla-Ohuira-Navachiste de 1973, 1986 y el 2000 generados con estos proyectos de clasificación y la digitalización de datos auxiliares (clases poblados y granjas camaronícolas) se muestran en la Figura 16.

El mapa temático del 2000 se produjo con una exactitud total del 89% y un estimador del coeficiente de Kappa (K') de 0.88 para un total de 240 puntos de prueba. Durante los recorridos de campo no se recabaron suficientes puntos de prueba para la clase suelos agrícolas por lo que para este análisis se consideró junto con la clase agricultura. Las clases esteros y lagunas, poblados y camaronicultura presentaron exactitudes del productor



y usuario del 100%, lo que significa que su representación en los mapas no presenta errores de comisión u omisión. Por el contrario, la vegetación arbustiva fue la clase que se clasificó con menor exactitud del productor y del usuario, de 30 puntos de prueba clasificados dentro de esta clase el 33% en realidad pertenecían a otra (error de comisión) y otro 33% que en realidad pertenecían a la clase fueron clasificados en otra categoría (error de omisión), siendo la clase Agricultura con la que mayores confusiones presentó (Cuadro 16).

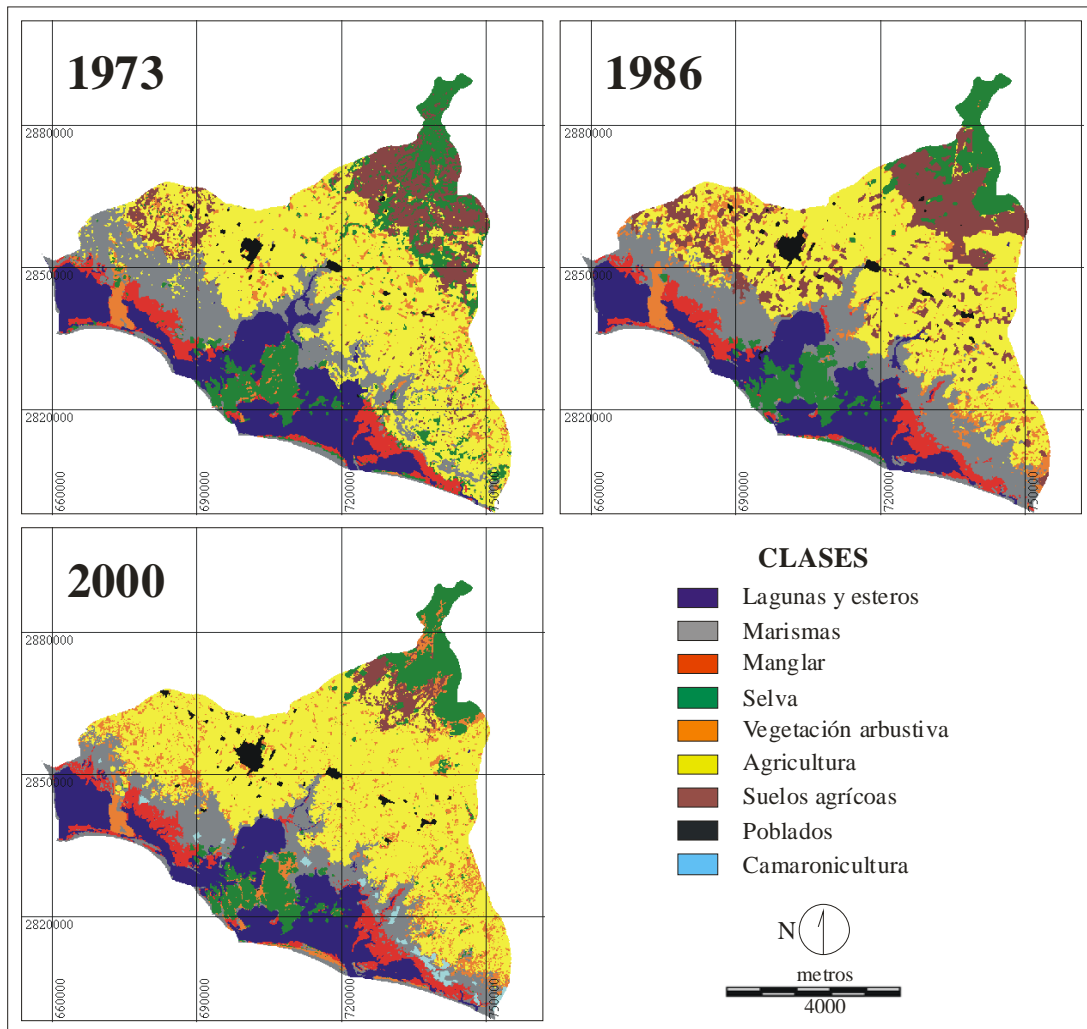
**CUADRO 15.** Firmas espectrales utilizadas en los proyectos de clasificación de las escenas multiespectrales de la cuenca Lechuguilla-Ohuira-Navachiste, Sinaloa, México.

Clase	Años	No subclases	Firma espectral (valor digital de brillantez promedio)					
			Bandas espectrales					
			1	2	3	4	5	7
Lagunas y esteros	1973	3	31.7	23.2	13.3	6.1		
	1986	4	19.7	16.6	7.9	2.5		
	2000	2	69.1	49.5	37.7	18.0	10.8	9.8
Manglar	1973	3	25.7	17.8	37.0	42.2		
	1986	3	17.1	13.3	39.1	44.0		
	2000	2	64.1	44.9	36.4	87.8	36.3	21.4
Marismas	1973	3	49.8	57.0	54.6	48.8		
	1986	3	44.9	59.7	59.3	49.4		
	2000	5	94.6	80.7	97.6	83.9	99.3	86.6
Agricultura	1973	6	31.4	27.5	42.9	46.4		
	1986	6	22.1	23.1	48.6	50.9		
	2000	8	71.9	57.0	56.3	111.9	72.7	48.2
Selva	1973	2	27.0	22.2	27.2	28.4		
	1986	3	16.6	16.1	27.0	29.7		
	2000	3	67.4	49.7	54.4	68.1	81.1	55.5
Suelos agrícolas	1973	3	32.8	32.7	34.2	33.3		
	1986	2	31.8	42.9	49.2	45.9		
	2000	2	89.1	78.5	104.2	92.8	113.1	94.9
Veg. arbustiva	1973	2	29.5	25.4	33.4	35.4		
	1986	2	22.3	23.5	40.4	42.5		
	2000	4	76.3	63.4	75.1	103.1	103.3	74.8

Notas: Las escenas de 1973 y 1986 corresponden a Landsat MSS con cuatro bandas espectrales. La escena del 2000 corresponde a Landsat ETM+ con seis bandas espectrales.

En todos los años analizados la agricultura fue la clase dominante, representando entre el 34 y 45% de la cuenca. Por el contrario, a la clase poblados y camaronicultura (que solo

estuvo representada en el mapa temático del 2000) les correspondió un pequeño porcentaje del área de la cuenca, alrededor del 1% cada una. Los humedales costeros representaron en conjunto entre el 32 y el 37% del área analizada y en particular el manglar alrededor del 5% (Cuadro 17).



**FIGURA 16.** Mapas temáticos de cobertura y uso del terreno en la cuenca Lechuguilla-Ohuira-Navachiste, Sinaloa, México producidos por clasificación supervisada de imágenes Landsat y digitalización de datos auxiliares. (Coordenadas de los mapas UTM, zona 12 norte, Datum: NAD27).

Previo a la generación de las matrices de detección de cambio el mapa temático del 2000

fue corregido geográficamente a los parámetros espaciales de los mapas de 1973 y 1986, pero como todas las imágenes utilizadas para editar las escenas de la cuenca contaban con el mismo registro geográfico, el proceso de corrección únicamente consistió en el cambio de la resolución de mapa del 2000 de 30 a 60 m.

**CUADRO 16.** Matriz de error del mapa temático de la cobertura y usos del terreno en el 2000 en la cuenca Lechuguilla-Ohuira-Navachiste, Sinaloa, México producido por clasificación supervisada de imágenes Landsat y la digitalización de datos auxiliares

		Datos de referencia								
		1	2	3	4	5	6	8	9	Total
Datos clasificación	1. Lagunas y esteros	30	0	0	0	0	0	0	0	30
	2. Marismas	0	21	1	0	3	0	0	0	25
	3. Manglar	0	0	27	1	0	0	0	0	28
	4. Selva	0	0	0	22	2	0	0	0	24
	5. Veg. arbustiva	0	3	2	1	20	4	0	0	30
	6. Agricultura	0	0	0	3	5	27	0	0	35
	8. Poblados	0	0	0	0	0	0	30	0	30
	9. Camaronicultura	0	0	0	0	0	0	0	30	30
	Total	30	24	30	27	30	31	30	30	232
Exactitud productor		100	87.5	90	81.5	66.7	87.1	100	100	
Exactitud usuario		100	84	96.4	91.7	66.7	77.1	100	100	

Notas: exactitud total = 89%; K' = 0.88

**CUADRO 17.** Extensión de las coberturas y usos de terreno en la cuenca Lechuguilla-Ohuira-Navachiste, Sinaloa, México (1973-2000).

	1973		1986		2000	
	ha	%	ha	%	ha	%
1. Lagunas y esteros	66344	14.6	64055	14.1	63827	14.1
2. Marismas	66693	14.7	79118	17.5	59176	13.0
3. Manglar	21918	4.8	22622	5.0	24602	5.4
4. Selva	55317	12.2	41893	9.2	41601	9.2
5. Vegetación arbustiva	23377	5.2	27031	6.0	40462	8.9
6. Agricultura	173308	38.2	156757	34.6	203646	44.9
7. Suelos agrícolas	43084	9.5	56790	12.5	10124	2.2
8. Poblados	3484	0.8	5259	1.2	6042	1.3
9. Camaronicultura	0	0.0	0	0.0	4045	0.9
Total	453525		453525		453525	

De 1973 a 1986 se estimó un porcentaje de cambio a nivel de paisaje del 32%, asociado a un coeficiente de Kappa (K') de 0.59 y de 1986 al 2000 el porcentaje de cambio fue de

27% y K' de 0.65. Los cambios estuvieron relacionados principalmente con las clases vegetación arbustiva, suelos agrícolas y agricultura (Cuadros 19 y 20).

**CUADRO 18.** Matriz de detección de cambio de las coberturas y usos del terreno en la cuenca Lechuguilla-Ohuira-Navachiste, Sinaloa, México de 1973 a 1986. (Áreas en hectáreas).

		1973									Total 1986
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	
1986	1 Lagunas y esteros	61500	667	647	267	51	921	1	0	0	64055
	2 Marismas	3327	49514	1817	4385	1622	18055	328	69	0	79118
	3 Manglar	724	1010	18507	1503	458	410	9	0	0	22622
	4 Selva	576	894	582	30541	981	361	7958	0	0	41893
	5 Veg. arbustiva	102	3171	294	2371	4908	13982	2164	40	0	27031
	6 Agricultura	34	7660	4	6465	12522	118483	11509	78	0	156756
	7 Suelos agrícolas	13	3720	51	9762	2649	19527	21048	19	0	56790
	8 Poblados	69	57	15	22	186	1567	66	3276	0	5259
	9 Camaronicultura	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
Total 1973		66344	66693	21918	55317	23377	173308	43084	3484	1	453525
Estabilidad Localización		92.7	74.2	84.4	55.2	21.0	68.4	48.9	94.0		
Estabilidad Residencia		-3.5	18.6	3.2	-24.3	15.6	-9.6	31.8	51.0		

Notas: Porcentaje de cambio = 32%; K' = 0.59. En gris el área sin cambio de cada clase.

**CUADRO 19.** Matriz de detección de cambio de las coberturas y usos del terreno en la cuenca Lechuguilla-Ohuira-Navachiste, Sinaloa, México de 1986 a 2000. (Áreas en hectáreas).

		1986									Total 2000
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	
2000	1 Lagunas y esteros	61591	1098	715	289	102	5	21	6	0	63827
	2 Marismas	1102	53022	1249	704	1665	665	663	108	0	59176
	3 Manglar	552	2952	20399	213	314	104	69	0	0	24602
	4 Selva	402	804	63	35502	195	1260	3311	63	0	41601
	5 Veg. arbustiva	158	6433	152	4188	7103	13911	8338	178	0	40462
	6 Agricultura	244	10762	17	510	17253	139733	34494	632	0	203646
	7 Suelos agrícolas	0	0	0	486	6	63	9494	75	0	10124
	8 Poblados	0	239	0	1	296	1015	310	4181	0	6042
	9 Camaronicultura	6	3809	26	0	97	0	90	16	1	4045
Total 1986		64055	79118	22622	41893	27031	156756	56790	5259	1	453525
Estabilidad Localización		96.2	67	90.2	84.7	26.3	89.1	16.7	79.5		
Estabilidad Residencia		-0.36	-25.2	8.76	-0.7	49.69	29.91	-82.2	14.89		

Notas: Porcentaje de cambio = 27%; K' = 0.65. En gris el área sin cambio de cada clase.

Los esteros y lagunas fue la clase que menores cambios presentó, mostrando una ligera tendencia negativa en ambos periodos analizados (Cuadros 18 y 19). De 1986 al 2000 su extensión prácticamente se mantuvo constante, solo el 4% del área estimada en 1973 no se mantuvo en un mismo sitio para 1986 (cambió a otra cobertura), pero al ganar un porcentaje similar de área de otras coberturas significó un cambio neto cercano a cero, reflejándose en una estabilidad de residencia de -0.36.

La clase marismas presentó cambios considerables de 1973 a 1986, la estabilidad de localización fue de 74%, lo que significa que el 26% del área estimada en 1973 cambio a otra cobertura en 1986, pero también presentó gran capacidad para ampliar su extensión a expensas de otras coberturas, principalmente sobre terrenos agrícolas, por lo que la razón entre ganancias y pérdidas fue favorable para la clase y presentó un crecimiento de casi el 19% (Cuadro 18). Este comportamiento no se mantuvo de 1986 al 2000, pues además de que el cambio a otras coberturas, principalmente a terrenos agrícolas y granjas camaronícolas, la capacidad para extenderse fue de menor magnitud, perdiendo en total un cuarto del área con que contaba en 1986 (Cuadro 19).

La clase manglar, que en este caso incluyó a los bosques de mangle en diferentes condiciones, fue una de las clases que mostró mayor estabilidad, si bien presentó estabilidades de localización que indican cambios a otras coberturas de entre el 10 y 16% de las áreas estimadas en 1973 y 1986, respectivamente, mostró una ligera tendencia positiva en ambos periodos analizados, por lo que la tasa de deforestación media anual no se definió como tal en este caso, sino más bien como una tasa de cambio medio anual, que fue estimado (con la formula de la página 79) en 0.2% de 1973 a 1986, de 0.6% de 1986 al 2000 y 0.4% para los 27 años analizados.

La clase selva mostró poca capacidad para mantenerse en un mismo sitio, perdiendo la mitad de su área de 1973 a 1986, siendo desplazada principalmente por las clases suelos agrícolas y agricultura. Por otro lado, presentó una recuperación importante sobre los suelos agrícolas para terminar con una disminución neta de un cuarto del área con que contaba en 1973 (Cuadro 18). De 1986 al 2000 la clase presentó mayor estabilidad, en tanto que las pérdidas de área fueron menores y las ganancias se dieron en un porcentaje similar, para mantener prácticamente la misma extensión en ambos años (Cuadro 19). Las tasas de deforestación estimadas fueron de -2.1, -0.05 y 1% de 1973 a 1986, 1986 al 2000 y 1973 al 2000, respectivamente.

La vegetación arbustiva fue una de las clases con mayor variación mostrando una fuerte interacción con la agricultura. Tanto de 1973 a 1986 como de este último año al 2000 presentó cambios considerables a otras coberturas que se reflejaron en bajos valores en la estabilidad de localización: 21 y 26%, del área que cambió entre el 68 y 87% fueron cambios a agricultura. Pese a lo anterior, la clase también mostró una gran capacidad para extenderse sobre los terrenos agrícolas y en ambos periodos de tiempo registró tendencias de cambio neto positivas, principalmente de 1986 al 2000 cuando la estabilidad de residencia se estimó en casi 50%.

En 1986 la clase agricultura registró una extensión 10% menor en relación con la que contaba en 1973. Las principales pérdidas de esta clase significaron cambios a marismas, vegetación arbustiva y suelos agrícolas (Cuadro 18). De 1986 al 2000 se presentó un comportamiento diferente, pues además de que la estabilidad de localización fue mayor que en el periodo anterior, se tuvieron ganancias considerables sobre las clases que anteriormente desplazaron a los terrenos agrícolas, registrándose un incremento de la

frontera agrícola del 30% (Cuadro 19).

La extensión de la clase suelos agrícolas mostró un incremento de poco más del 30% de 1973 a 1986. Pese a lo anterior, de 1986 al 2000 fue la clase que presentó la tendencia de cambio negativa más pronunciada lo cual se reflejó en una estabilidad de localización de alrededor del 17%, y una estabilidad de residencia de -82%, es decir que durante este periodo la clase no registró ganancias sobre las otras coberturas que le permitieran compensar el 83% de área pérdida por cambios a otra cobertura, casi en su totalidad a agricultura (Cuadro 18 y 19).

Los asentamientos humanos, si bien en todos los años analizados representaron un porcentaje mínimo dentro de la cuenca (Cuadro 17), fue una clase que mostró incrementos significativos en ambos periodos analizados. Prácticamente la totalidad de los poblados en 1973 se mantuvieron en el mismo sitio para 1986 y mostraron un crecimiento de poco más del 50%. De 1986 al 2000, además de presentarse una estabilidad de residencia menor, las ganancias también fueron menores por lo que el crecimiento solo fue del 15%. La principal clase subsidiaria de los poblados fue la agricultura (Cuadro 18 y 19).

La clase camaronicultura solo estuvo representada en la matriz de detección de cambio de 1986 al 2000 (Cuadro 19) en lo que corresponde al último año analizado, por lo que no se estimaron las estabilidades de localización y residencia. La clase, no presente en 1973, pasó de cero hectáreas a poco más de 4000, de las cuales el 94% eran terrenos de marismas en 1986. La matriz de detección de cambio muestra que sólo 26 ha que eran bosque de mangle pasaron a formar parte de la estanquería para el cultivo de camarón, equivalente al 0.1% de la cobertura de manglar estimada en 1986 y al 0.6% del área de estanquería.

**Modelación de las tendencias de cambio con cadenas de markov.** De 1973 al 2000 el porcentaje de cambio se estimó en 33% y  $K'$  en 0.57. La clase lagunas y esteros fue la que presentó menores cambios con una ligera tendencia negativa; las clases marismas, selva y suelos agrícolas presentaron tendencias negativas y el resto tendencias positivas. Las clases vegetación arbustiva y poblados fueron las de mayor crecimiento y suelos agrícolas la que más disminuyó (Cuadro 20).

**CUADRO 20.** Matriz de detección de cambio de las coberturas y usos del terreno en la cuenca Lechuguilla-Ohuira-Navachiste, Sinaloa, México de 1973 a 2000. (Áreas en hectáreas).

		1973									Total 2000
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	
2000	1 Lagunas y esteros	61404	543	1131	289	50	390	20	0	0	63827
	2 Marismas	3084	40415	1669	2553	1475	9818	119	42	0	59176
	3 Manglar	891	2123	18255	1715	567	1034	15	1	0	24602
	4 Selva	668	264	313	29133	753	1242	9226	1	0	41601
	5 Veg. arbustiva	191	6024	503	7141	4940	17011	4584	68	0	40462
	6 Agricultura	104	15474	5	11434	14936	138910	22526	257	0	203646
	7 Suelos agrícolas	0	0	0	2944	212	444	6458	67	0	10124
	8 Poblados	0	279	24	1	311	2278	114	3034	0	6042
	9 Camaronicultura	1	1571	18	107	133	2181	22	12	1	4045
	Total 1973		66344	66693	21918	55317	23377	173308	43084	3484	1
Estabilidad Localización		92.6	60.6	83.3	52.7	21.1	80.2	15	87.1		
Estabilidad Residencia		-3.79	-11.27	12.25	-24.8	73.09	17.51	-76.5	73.42		

Notas: Porcentaje de cambio = 33%;  $K' = 0.57$ . En gris el área sin cambio de cada clase.

Con los valores contenidos en la matriz de detección de cambio de 1973 al 2000 (Cuadro 20) y la ecuación de Chapman-Kolmogorov se estimaron las frecuencias esperadas (área en hectáreas) bajo la hipótesis nula de independencia de los patrones de cobertura y uso del suelo de 1973 con respecto a los del 2000. Al confrontarse con los valores observados, los contenidos en el Cuadro 20 en si mismos, se estimó una  $X^2$  de  $1.23 \times 10^6$ , muy por arriba del



valor del valor crítico de la distribución  $X^2$  con 64 grados de libertad y un nivel de significancia de 0.05 ( $X^2_{64,0.05} = 83.675$ ), por lo que la hipótesis nula ( $H_0$ ) se rechazó y se consideró que no existe independencia en los cambios en el paisaje de la cuenca de 1973 a 1986 y de 1986 al 2000.

El cálculo de las probabilidades de transición y la descripción de los cambios con las cadenas de Markov se hicieron bajo el supuesto de que la Camaronicultura tenía una extensión de una hectárea en 1973 y se mantuvo sin cambios en 1986, quedando expresado en las matrices de detección de cambio. Las probabilidades de transición observadas, así como las estimadas bajo la hipótesis de Markov (multiplicando las matrices de 1973-1986 y 1986-2000) se muestran en el Cuadro 21.

Al confrontar las probabilidades de transición de 1973 al 2000 observadas con las esperadas se calculó un  $X^2$  de 1.72 menor a  $X^2_{64,0.05} = 83.675$ , por lo que en este caso la hipótesis nula ( $H_0$ ), los datos son generados por un proceso de Markov, no fue rechazada. Si bien los cambios en ambos periodos analizados son dependientes, estos siguen un comportamiento estocástico que se puede modelar con una cadena de Markov de primer orden.

**CUADRO 21.** Probabilidades de transición observadas y esperadas de coberturas y usos del terreno en la cuenca Lechuguilla-Ohuira-Navachiste, Sinaloa, México (1973-2000).

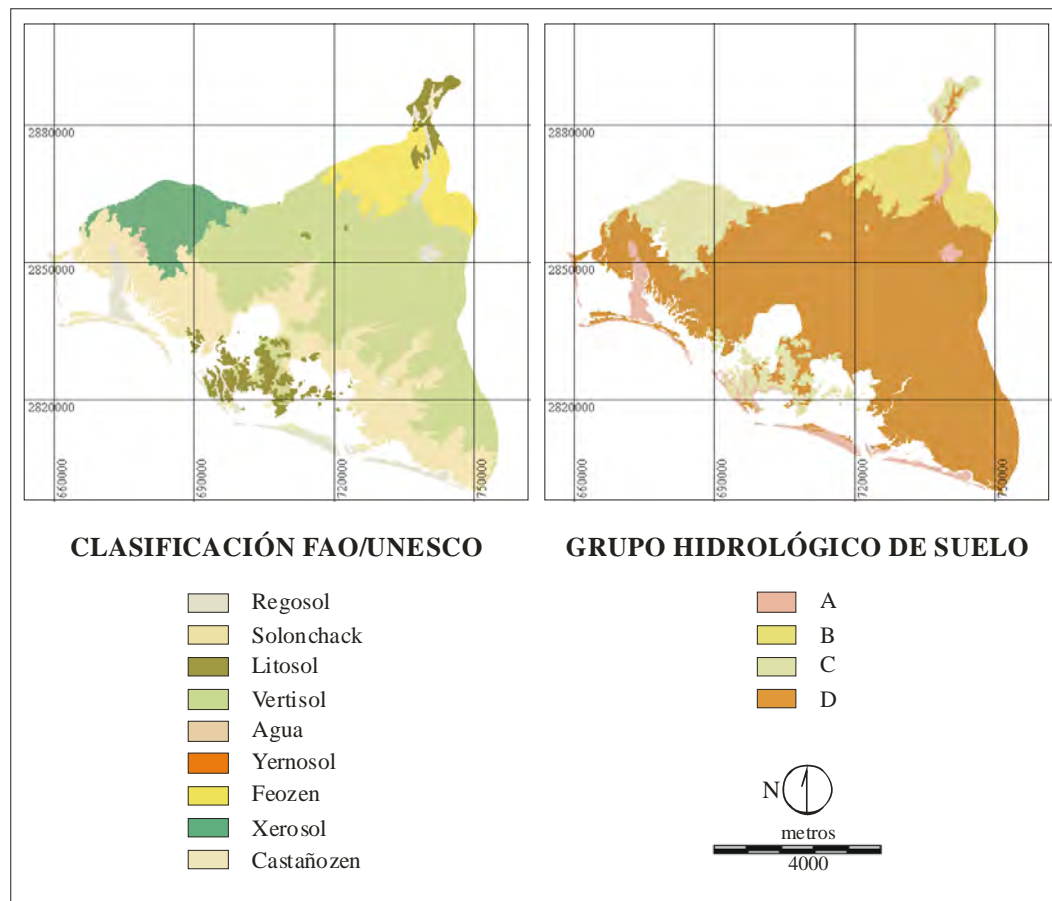
	1973-1986 (observadas)								
	1	2	3	4	5	6	7	8	9
1 Lagunas y esteros	0.9270	0.0100	0.0295	0.0048	0.0022	0.0053	0.0000	0.0000	0.0000
2 Marismas	0.0501	0.7424	0.0829	0.0793	0.0694	0.1042	0.0076	0.0199	0.0000
3 Manglar	0.0109	0.0151	0.8444	0.0272	0.0196	0.0024	0.0002	0.0001	0.0000
4 Selva	0.0087	0.0134	0.0266	0.5521	0.0420	0.0021	0.1847	0.0000	0.0000
5 V. Secundaria	0.0015	0.0475	0.0134	0.0429	0.2099	0.0807	0.0502	0.0116	0.0000
6 Agricultura	0.0005	0.1149	0.0002	0.1169	0.5357	0.6837	0.2671	0.0224	0.0000
7 Suelos agrícolas	0.0002	0.0558	0.0023	0.1765	0.1133	0.1127	0.4885	0.0056	0.0000
8 Poblados	0.0010	0.0009	0.0007	0.0004	0.0080	0.0090	0.0015	0.9404	0.0000
9 Camaronicultura	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	1.0000
	1986-2000 (observadas)								
1 Lagunas y esteros	0.9615	0.0139	0.0316	0.0069	0.0038	0.0000	0.0004	0.0012	0.0000
2 Marismas	0.0172	0.6702	0.0552	0.0168	0.0616	0.0042	0.0117	0.0205	0.0000
3 Manglar	0.0086	0.0373	0.9017	0.0051	0.0116	0.0007	0.0012	0.0000	0.0000
4 Selva	0.0063	0.0102	0.0028	0.8474	0.0072	0.0080	0.0583	0.0120	0.0000
5 V. Secundaria	0.0025	0.0813	0.0067	0.1000	0.2628	0.0887	0.1468	0.0338	0.0000
6 Agricultura	0.0038	0.1360	0.0008	0.0122	0.6383	0.8914	0.6074	0.1202	0.0000
7 Suelos agrícolas	0.0000	0.0000	0.0000	0.0116	0.0002	0.0004	0.1672	0.0142	0.0000
8 Poblados	0.0000	0.0030	0.0000	0.0000	0.0109	0.0065	0.0055	0.7951	0.0000
9 Camaronicultura	0.0001	0.0481	0.0011	0.0000	0.0036	0.0000	0.0016	0.0030	1.0000
	1973-2000 (observadas)								
1 Lagunas y esteros	0.9256	0.0081	0.0516	0.0052	0.0021	0.0022	0.0005	0.0000	0.0000
2 Marismas	0.0465	0.6060	0.0761	0.0462	0.0631	0.0567	0.0028	0.0122	0.0000
3 Manglar	0.0134	0.0318	0.8329	0.0310	0.0243	0.0060	0.0004	0.0004	0.0000
4 Selva	0.0101	0.0040	0.0143	0.5266	0.0322	0.0072	0.2142	0.0004	0.0000
5 V. Secundaria	0.0029	0.0903	0.0229	0.1291	0.2113	0.0982	0.1064	0.0195	0.0000
6 Agricultura	0.0016	0.2320	0.0002	0.2067	0.6389	0.8015	0.5228	0.0739	0.0000
7 Suelos agrícolas	0.0000	0.0000	0.0000	0.0532	0.0091	0.0026	0.1499	0.0191	0.0000
8 Poblados	0.0000	0.0042	0.0011	0.0000	0.0133	0.0131	0.0026	0.8709	0.0000
9 Camaronicultura	0.0000	0.0236	0.0008	0.0019	0.0057	0.0126	0.0005	0.0035	1.0000
	1973-2000 (esperadas)								
1 Lagunas y esteros	0.8918	0.0216	0.0565	0.0111	0.0084	0.0051	0.0043	0.0021	0.0000
2 Marismas	0.0628	0.5220	0.1181	0.0887	0.1324	0.1030	0.0883	0.0470	0.0000
3 Manglar	0.0182	0.0440	0.7628	0.0296	0.0176	0.0047	0.0071	0.0017	0.0000
4 Selva	0.0124	0.0194	0.0268	0.4747	0.0176	0.0102	0.0707	0.0112	0.0000
5 V. Secundaria	0.0035	0.0609	0.0164	0.0598	0.1102	0.0912	0.0914	0.0282	0.0000
6 Agricultura	0.0071	0.2148	0.0110	0.1660	0.5853	0.6586	0.5468	0.1257	0.0000
7 Suelos agrícolas	0.0030	0.0638	0.0065	0.1689	0.1066	0.1124	0.1777	0.0320	0.0000
8 Poblados	0.0011	0.0053	0.0007	0.0013	0.0182	0.0149	0.0121	0.7491	0.0000

Notas:  $X^2 = 1.72$ ;  $X^2_{64;0.05} = 83.675$ ;  $X^2 < X^2_{64;0.05}$ ; no se rechaza  $H_0$ .

**Cambios en los patrones de escurrimiento (modelo del número de curva).** Se identificaron siete tipos de suelos de acuerdo a la clasificación de la FAO-UNESCO (Cuadro 22 y Figura 17). Los Vertisol cubrieron casi la mitad de la cuenca con 176 744 ha, seguidos por el Solonchak con 103 263 hectáreas, en tanto que el resto de los suelos cubrió poco menos del 31 % del área total (Cuadro 23).

**CUADRO 22.** Suelos presentes en el área de estudio con base en la clasificación FAO/UNESCO

Suelo	Características
Vertisol	Es un suelo arcilloso, difícil de trabajar y poco permeable; sin embargo presenta buenos niveles de fertilidad pero presentan problemas para su manejo debido a su dureza, y con frecuencia ocasionan problemas de inundación y drenaje. Frecuentemente son de coloración negra o grises, pegajosos cuando están húmedos y muy duros cuando están secos. Son suelos que se localizan en climas templados y cálidos, en zonas en las que hay una marcada estación seca y otra lluviosa.
Litosol	Son suelos que cuentan con una capa muy delgada de materia orgánica menor a los 10 centímetros., además de que es un suelo pedregoso con topografía accidentada y muy susceptible a la erosión.
Regosol	Se caracteriza por presentar capas distintas, es decir, presentan un solo horizonte. Estos suelos en el municipio son claros y arenosos, con bajo contenido de materia orgánica y un drenaje interno excesivo, se le localiza a lo largo del litoral de playas, dunas y pequeñas penínsulas o barras. Esta unidad edáfica sustenta una vegetación de matorral.
Solonchak	Se caracteriza por presentar un alto contenido de sales en alguna parte del suelo o en todo el perfil, su vegetación cuando la hay, es de pastizales o algunas plantas que toleran el exceso de sal y manglares ya que su ubicación es cercana al mar. Poca susceptibilidad a la erosión
Xerosol	Se caracterizan por tener una capa superficial delgada de tono claro y muy pobre en humus, textura de migajón arcillosa o arcillosa, de color amarillento o rojizo; se derivan de rocas arcillosas y calcáreas y su estructura es en forma de bloques. Muchas veces presentan manchas, polvo o aglomeraciones de cal a cierta profundidad, así como cristales de yeso o caliche. Ocasionalmente son salinos. La explotación del matorral se lleva a cabo en estos suelos en especies como la candelilla. Los xerosoles tienen baja susceptibilidad a la erosión, excepto cuando están en pendientes o sobre caliche.
Feozem	Su principal distintivo es una capa superficial oscura, suave, rica en materia orgánica y nutrientes, de clase textural media y gran capacidad para almacenar agua. Son suelos abundantes en nuestro país, y los usos de que son objeto son variados, en función del clima, relieve y algunas condiciones del suelo. Muchos feozem son profundos y están situados en terrenos planos, que se utilizan para agricultura de riego o de temporal, con altos rendimientos. Los menos profundos, o los que se presentan en laderas y pendientes, tienen rendimientos más bajos y se erosionan con mucha facilidad. Se pueden utilizar para ganadería
Castañozem	Son suelos profundos, bien drenados, de color pardo rojizo oscuro, muy ricos en materia orgánica y nutrimentos, se presentan en zonas planas, es posible cultivar cualquier tipo de gramíneas obteniendo altos rendimientos, son suelos muy estables y el único inconveniente que tienen es que cubren superficies muy pequeñas.



**FIGURA 17.** Suelos identificados en la cuenca Lechuguilla-Ohuira-Navachiste, Sinaloa, México de acuerdo a la clasificación de la FAO/UNESCO y reclasificados a los grupos hidrológicos de suelos.

**CUADRO 23.** Extensión de suelos representados en la cuenca Lechuguilla-Ohuira-Navachiste, Sinaloa, México con su correspondencia a los grupos hidrológicos de suelo

Unidad de Suelo (FAO)	Grupo Hidrológico	Área	
		(ha)	%
REGOSOL	A	18307	0.5
SOLONCHACK	D	103265	26.7
LITOSOL	C	21874	5.7
VERTISOL	D	176744	45.7
AGUA	0	1019	0.3
FEOZEM	B	35161	9.1
XEROSOL	C	30741	7.9
CASTAÑOZEM	D	387111	4.1

La clase esteros y lagunas fue excluida del análisis, por eso la diferencia de alrededor de 64 700 ha en el área total con respecto al análisis de detección de cambio. Las clases marismas

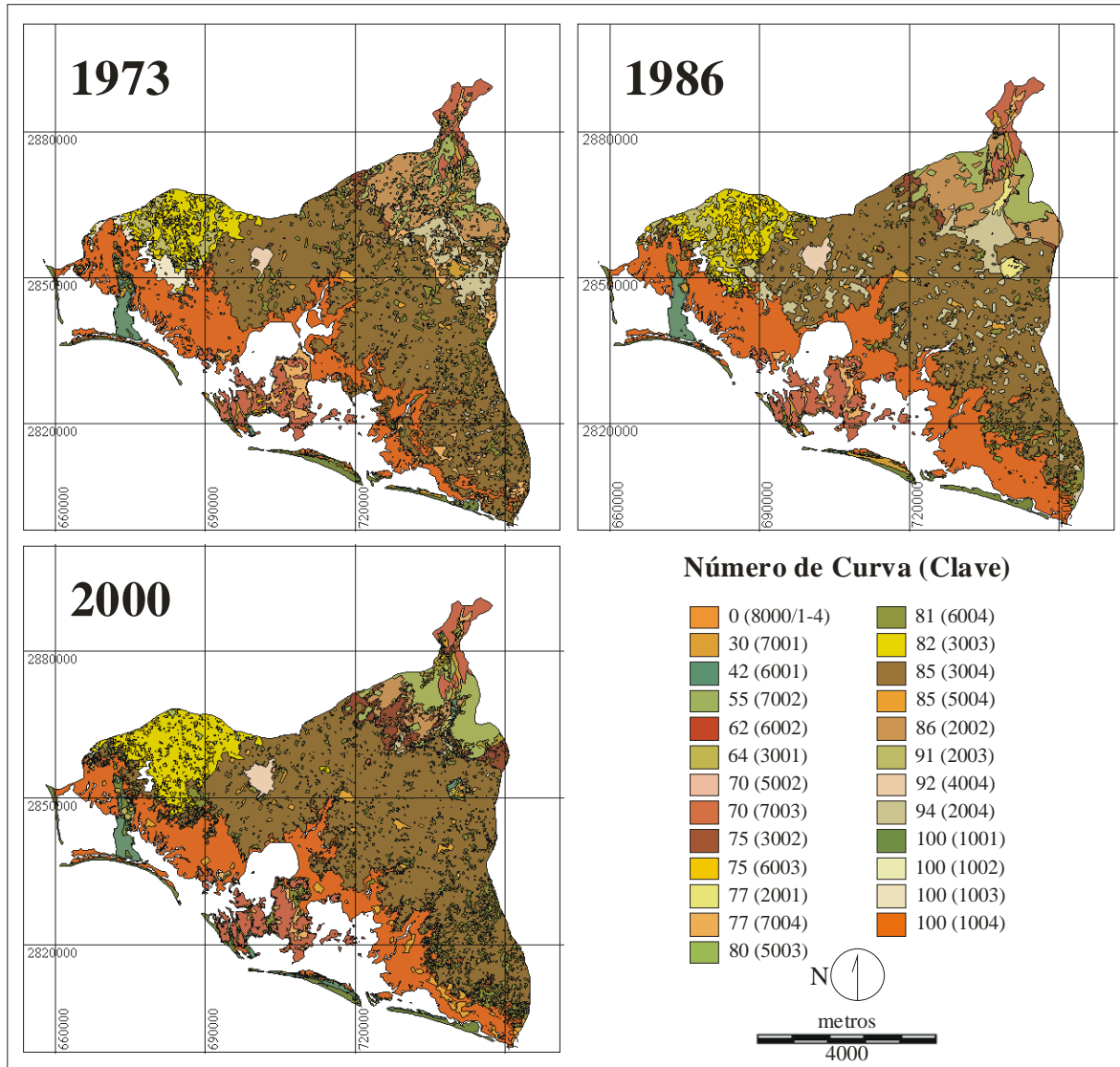
y manglares fueron reclasificados a una clase de humedales con un número de curva de 100 (Humedales-100) para cualquier grupo hidrológico de suelo, es decir superficies con potencial máximo de retención (S) de cero. El polígono correspondiente a la ciudad de Los Mochis se reclasificó a la clase residencial de alta densidad (Residencial AD) y el resto de los poblados fueron reclasificados a la clase residencial de baja densidad (Residencial BD). Por su parte las granjas camaronícolas fueron reclasificadas a humedales con número de curva de cero (Humedales-0) sin escurrimientos. El resto de las clases conservaron su nominación anterior.

En los tres años analizados la combinación dominante de cobertura del terreno/grupo hidrológico de suelo fue Agricultura/D, con un número de curva asociado de 85, que cubrió entre el 36 y 44% de la cuenca. La anterior combinación fue seguida por Humedales-100/C que en promedio cubrió el 20% de la cuenca (Figura 18). Exceptuando el valor de cero asociado a la clase Humedales-0, en la cuenca Lechuguilla-Ohuira-Navachiste se encontraron valores del número de curva de 30 a 100.

La precipitación media anual de 1964 a 1973 registrada en las seis estaciones meteorológicas ubicadas dentro de la cuenca fue de 332 mm, de 1975 a 1986 de 405 mm y de 1991 al 2000 de 229 mm. La media ponderada de la profundidad de escurrimiento (Q) en 1973 fue de 5.2 cm, mostró un incremento en 1986 cuando se estimó en 7.9 cm y en el 2000 retomó su valor anterior de 5.2 cm (Cuadro 24).

Consecuente con los resultados arriba señalados, los volúmenes de escurrimiento estimados fueron de  $198 \times 10^6 \text{ m}^3$  en 1973,  $302 \times 10^6 \text{ m}^3$  en 1986 y  $197 \times 10^6 \text{ m}^3$  en el 2000 (Figura 19); los volúmenes de precipitación se estimaron en  $271 \times 10^6 \text{ m}^3$  en 1973,  $1\ 551 \times 10^6 \text{ m}^3$  en 1986 y  $873 \times 10^6 \text{ m}^3$  en el 2000; en tanto que los coeficientes de escurrimiento

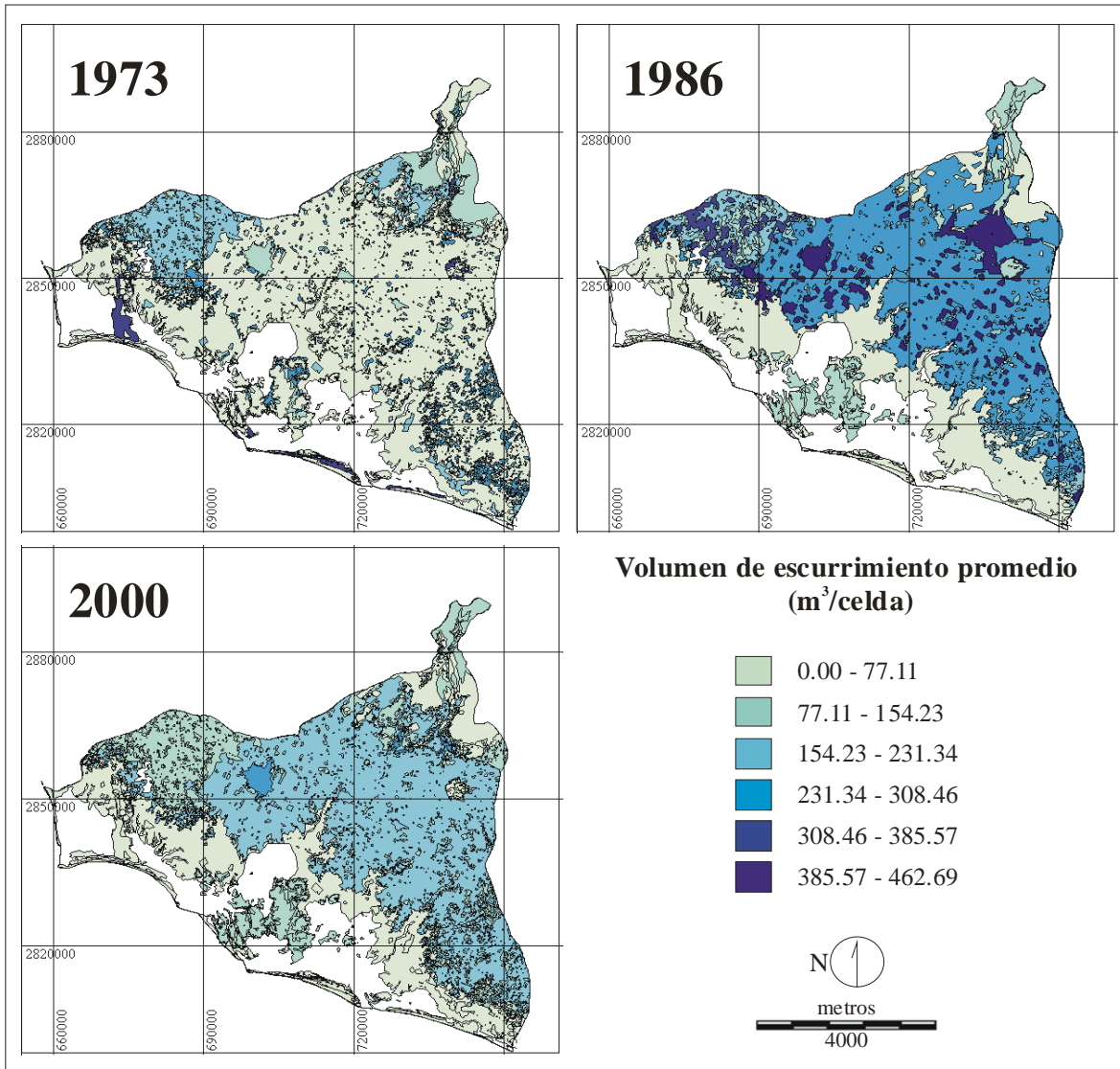
mostraron fueron del 16, 20 y 23% en 1973, 1986 y el 2000, respectivamente (Cuadro 24).



**FIGURA 18.** Números de curva identificados en la cuenca Lechuguilla-Ohuira-Navachiste, Sinaloa, México. La clave se refiere a la combinación cobertura del terreno/grupo hidrológico de suelo que se muestran en el Cuadro 27.

**CUADRO 24.** Cambios en los volúmenes de escurrimiento en la cuenca Lechuguilla-Ohuira-Navachiste, Sinaloa, México estimados con el modelo del número de curva (1973-2000).

Cobertura/grupo hidrológico	Clave	Número de curva	1973			1986			2000		
			Q (cm)	Área (celdas)	Vol (m3)	Q (cm)	Área (celdas)	Vol (m3)	Q (cm)	Área (celdas)	Vol (m3)
HUMEDAL-100/A	1001	100	0.0	20219	0	0.0	19370	0	0.0	21025	0
HUMEDAL-100/B	1002	100	0.0	19	0	0.0	0	0	0.0	0	0
HUMEDAL-100/C	1003	100	0.0	15690	0	0.0	4993	0	0.0	2992	0
HUMEDAL-100/D	1004	100	0.0	192097	0	0.0	241037	0	0.0	192030	0
FORESTAL /A	7001	30	0.0	14482	0	0.1	11126	40699	0.2	6825	49925
FORESTAL /B	7002	55	0.6	29114	665546	1.6	34390	2012572	1.8	40618	2599877
FORESTAL/C	7003	70	2.4	52001	4564752	4.4	54842	8625385	3.8	52657	7126124
FORESTAL/D	7004	77	4.1	56034	8300485	6.7	14306	3466573	5.2	13732	2586642
ARBUSTIVA/A	6001	42	0.1	10897	49821	0.6	11224	225793	0.8	16125	442341
ARBUSTIVA/B	6002	62	1.3	1013	46314	2.6	611	57546	2.5	9985	913028
ARBUSTIVA/C	6003	75	3.6	8913	1141007	6.0	17213	3698798	4.8	13936	2382958
ARBUSTIVA/D	6004	81	5.5	43686	8668395	8.6	44960	13977884	6.3	71505	16280687
AGRÍCOLA/A	3001	64	1.5	1194	64416	3.0	106	11437	2.8	3125	317181
AGRÍCOLA/B	3002	75	3.6	6497	831720	6.0	7148	1535991	4.8	23252	3975929
AGRÍCOLA/C	3003	82	5.9	44287	9435567	9.2	41177	13592445	6.7	71157	17047296
AGRÍCOLA/D	3004	85	7.4	427635	113789397	11.1	385772	154151791	7.7	465741	129465752
SUELOS/A	2001	77	4.1	1450	214793	6.7	6478	1569723	5.2	1328	250150
SUELOS/B	2002	86	8.0	60109	17258616	11.8	54628	23277537	8.1	23135	6769486
SUELOS/C	2003	91	11.8	19932	8493225	16.6	23264	13869741	0.0	0	0
SUELOS/D	2004	94	15.4	38070	21060781	20.8	72540	54192095	12.9	3659	1692968
RESIDENCIAL BD/B	5002	70	2.4	262	22999	4.4	263	41364	0.0	0	0
RESIDENCIAL BD/C	5003	80	5.1	649	119282	8.1	954	278276	6.1	1671	363655
RESIDENCIAL BD/D	5004	85	7.4	4404	1171860	11.1	6200	2477477	7.7	7329	2037301
RESIDENCIAL AD/D	4004	92	12.9	4359	2020837	17.8	7184	4604901	11.3	7794	3178565
HUMEDAL-0/C	8003	0	0.0	0	0	0.0	0	0	0	48	0
HUMEDAL-0/D	8004	0	0.0	0	0	0.0	0	0	0	11170	0
Volumen Total Escurrido x10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup>					198	302					197
Precipitación promedio en 10 años (mm)					332	405					229
Volumen Precipitado en la cuenca x10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup>					1270	1530					865
Coeficiente de escurrimiento (%)					16	20					23



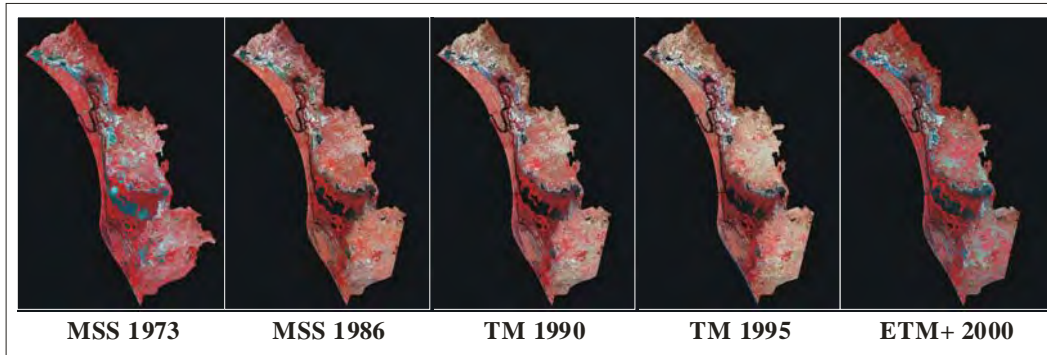
**FIGURA 19.** Volúmenes de escurrimiento en la cuenca Lechuguilla-Ohuira-Navachiste, Sinaloa, México estimados a partir del modelo del número de curva.



**Análisis de las tendencias de cambio y patrones espaciales del bosque de mangle y otros humedales del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava**

**Detección de los cambios de los humedales.** La edición de las imágenes Landsat de los path/row 31/44 y 31/45 MSS de 1973 y 1986, TM de 1990 y 1995 y ETM+ del 2000 generó escenas multiespectrales de cuatro bandas, 1731 columnas, 2530 renglones y resolución espacial de 60 m para Landsat MSS, y de seis bandas 3463 columnas, 5060 renglones y píxeles de 30 m.

Las escenas fueron acotadas a las coordenadas UTM extremas 391847.8, 254391 y 495707.8, 254931 de la zona 13 norte (Datum: NAD27) y después de enmascarar las escenas con el polígono del área de estudio, el 72% de las 1 576 595 hectáreas de cubrimiento de las escenas quedaron como fondo o background y el resto como información espectral (Figura 20).



**FIGURA 20.** Escenas multiespectrales editadas a partir de imágenes Landsat de los path/row 31/44 y 31/45 con el cubrimiento del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava localizado en la costa norte de Nayarit y sur de Sinaloa, México.

Las firmas espectrales utilizadas en los proyectos de clasificación de las escenas para generar los mapas temáticos de los humedales del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava

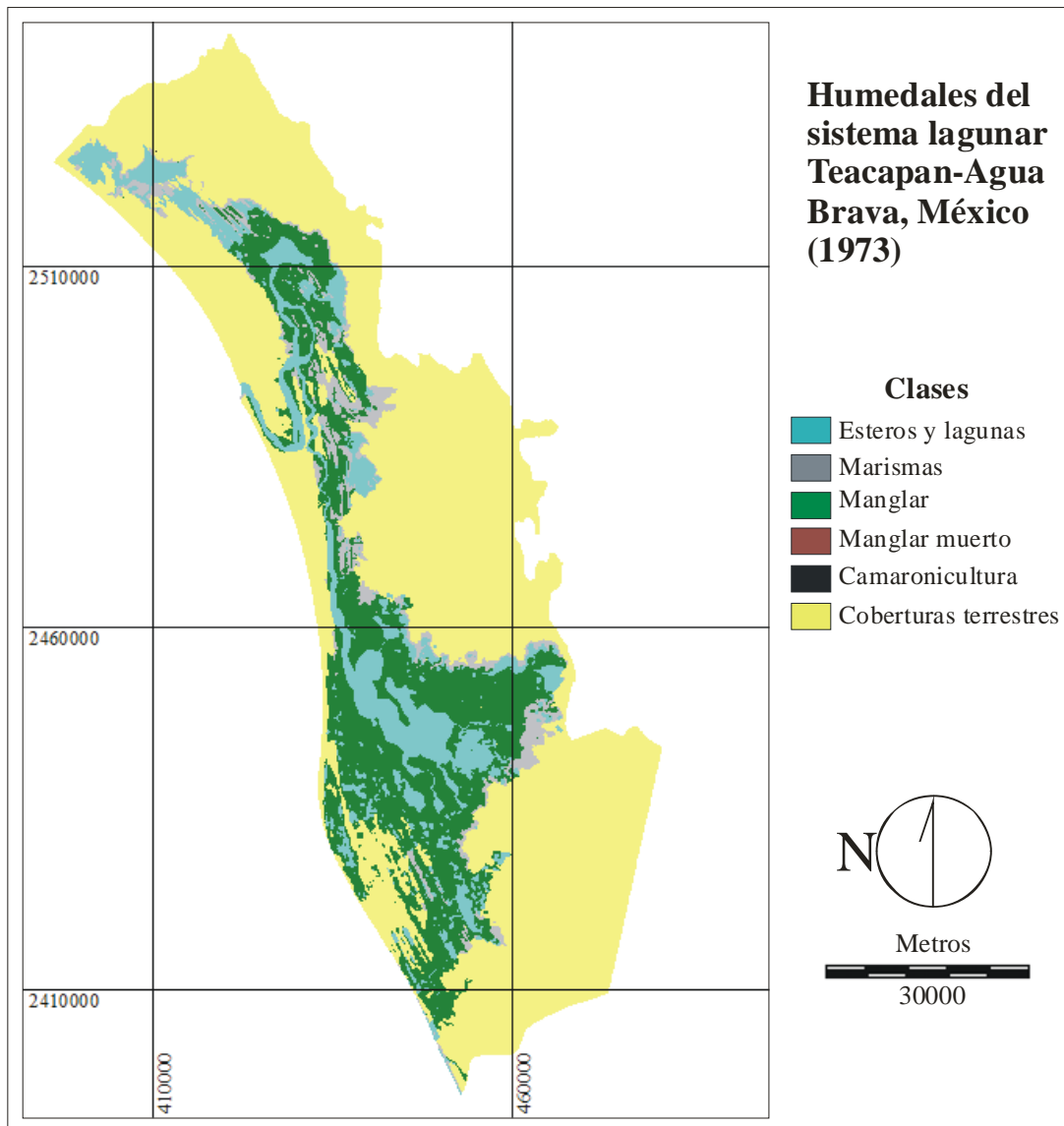
(Figuras 21 a 25) se muestran en el Cuadro 25.

**CUADRO 25.** Firmas espectrales utilizadas en los proyectos de clasificación de las escenas multiespectrales del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava, México

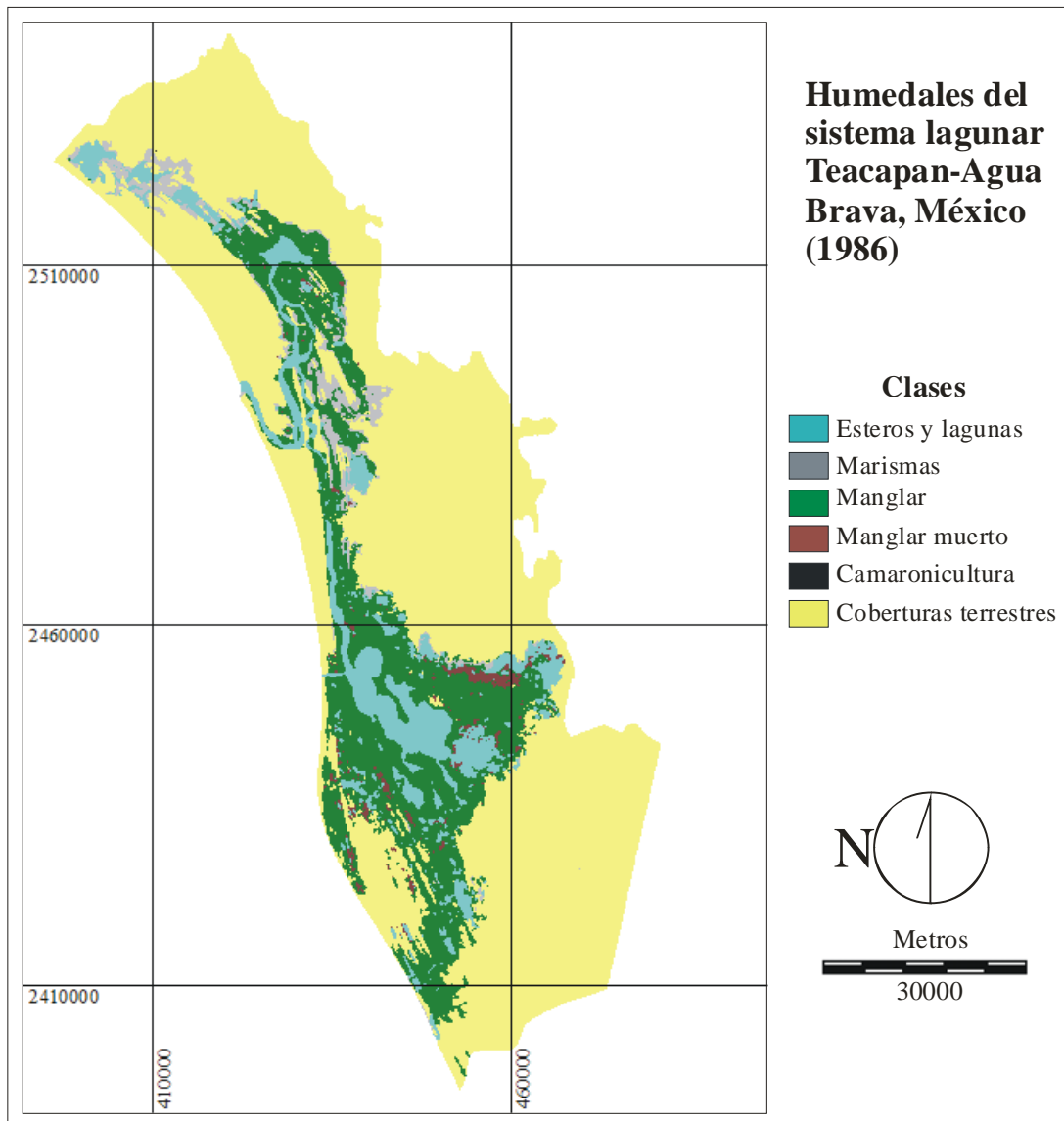
Clase	Años	No subclases	Firma espectral (número digital de los valores de brillantez )						
			Bandas espectrales						
			1	2	3	4	5	7	
Lagunas y esteros	1973	1	29.8	24.5	16.4	6.3			
	1986	1	77.3	31.2	32.3	12.6			
	1990	1	75.8	30.4	32.0	16.2	5.5	1.7	
	1995	1	69.1	29.7	29.3	19.3	10.3	5.2	
	2000	1	69.1	54.3	49.2	23.4	11.6	10.7	
Marismas	1973	1	47.1	49.4	48.2	43.3			
	1986	1	137.2	67.2	101.4	88.6			
	1990	1	126.6	61.6	92.8	81.3	179.8	108.3	
	1995	1	123.6	65.5	85.4	84.1	165.7	102.2	
	2000	1	96.1	85.8	102.7	87.0	123.7	103.3	
Manglar	1973	3	23.4	15.4	31.0	32.5			
	1986	3	76.8	31.5	33.4	60.5			
	1990	3	76.1	31.1	32.5	64.6	50.1	18.7	
	1995	3	58.7	26.0	32.3	52.5	50.1	18.7	
	2000	3	63.4	47.5	38.9	75.1	34.1	20.3	
Manglar muerto	1973	0	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.			
	1986	1	77.1	29.7	34.5	30.8			
	1990	1	78.5	30.9	36.0	28.9	41.7	12.4	
	1995	1	99.6	48.7	57.5	56.7	82.9	36.0	
	2000	1	68.0	49.8	45.8	34.9	26.1	19.5	
coberturas terrestres	1973	3	24.4	15.9	42.7	49.2			
	1986	3	90.5	40.9	57.7	77.2			
	1990	3	90.6	40.9	55.4	85.4	125.9	63.9	
	1995	3	80.1	38.7	45.7	77.2	106.5	51.2	
	2000	3	68.4	54.5	51.9	103.6	77.9	49.6	

Notas: Las escenas de 1973 y 1986 corresponden a Landsat MSS con cuatro bandas espectrales, la escena de 1990 y 1995 corresponden a Landsat TM y la del 2000 a Landsat ETM+ con seis bandas espectrales.

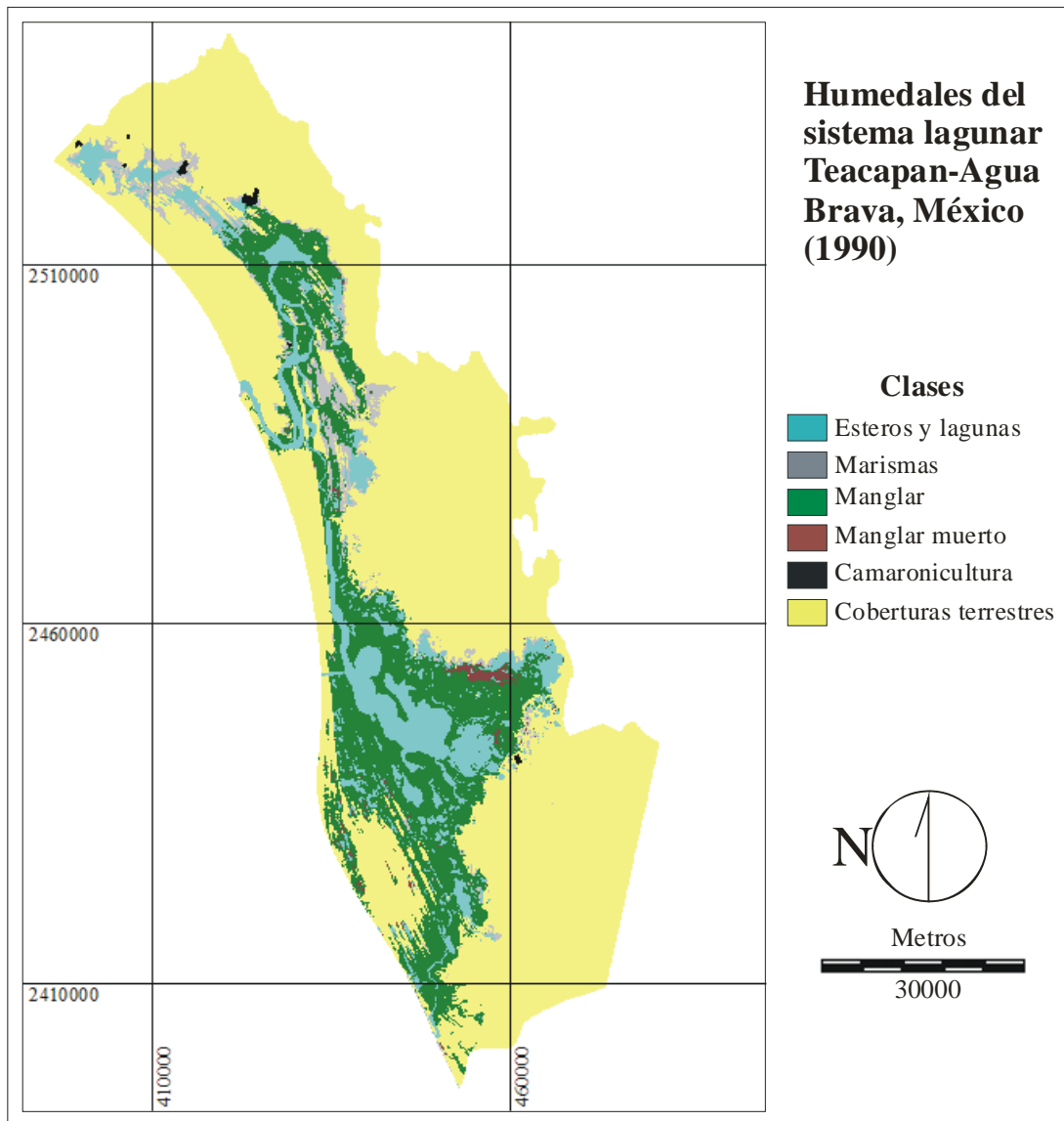
Los mapas temáticos se produjeron con exactitudes totales del 82 al 92% y estimadores del coeficiente de Kappa (K') entre 0.74 y 0.90 (Cuadros 26 a 29); en todos los casos la hipótesis nula ( $H_0$ )  $K=0$  fue rechazada ( $p > 0.05$ ), por lo que se asume que hubo concordancia elevada entre los datos de referencia y las clasificaciones. El mapa del 2000 fue el que registró mayor exactitud, registrándose diferencias significativas en el valor de K' con respecto al estimado para el mapa de 1986 ( $H_0: K_1-K_2=0$  rechazada,  $p>0.05$ ).



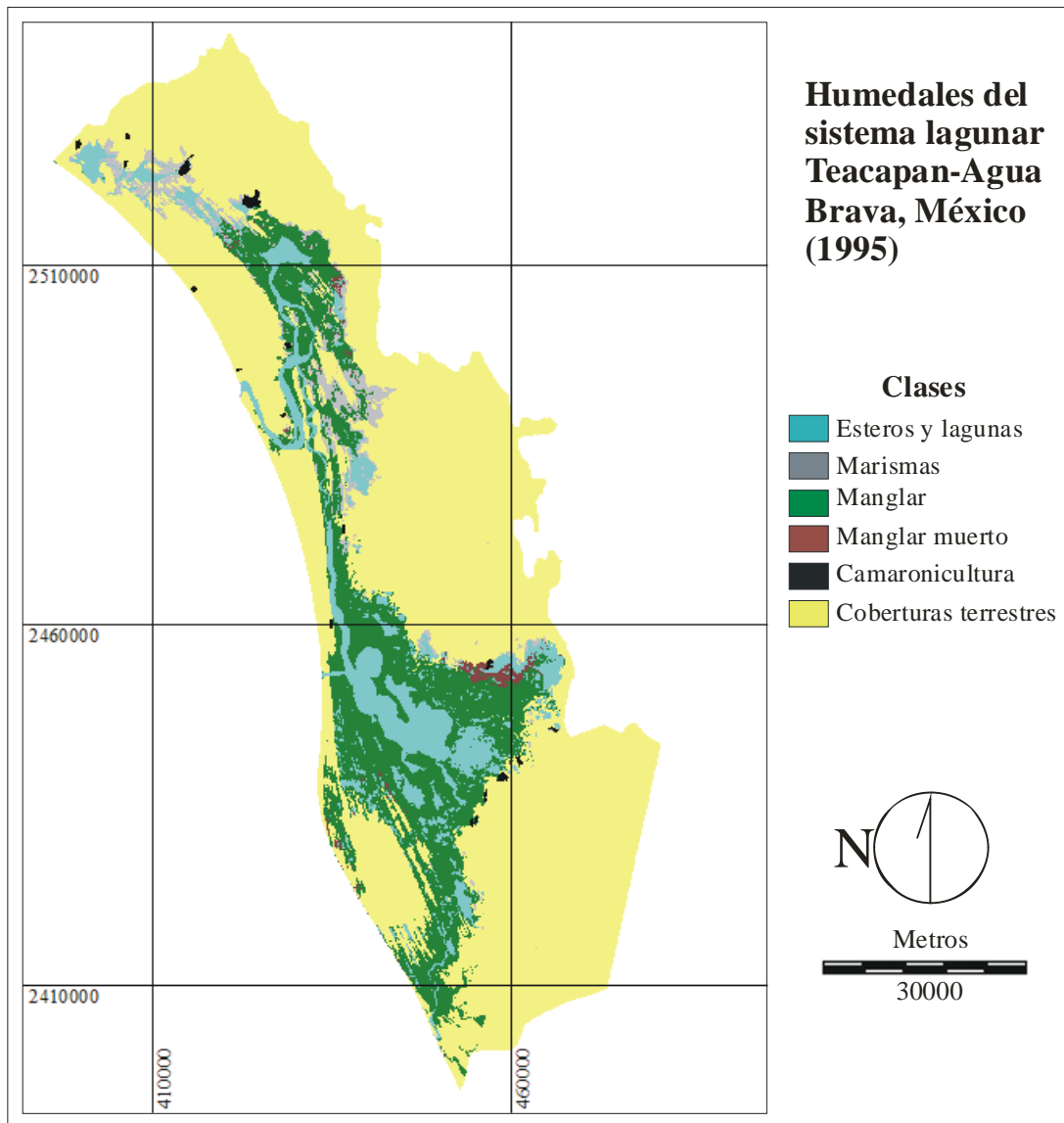
**FIGURA 21.** Mapa temático de los humedales del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava, México producidos por clasificación supervisada de imágenes Landsat de 1973 y la digitalización de datos auxiliares. (Coordenadas del mapa UTM, zona 13 norte, Datum: NAD27).



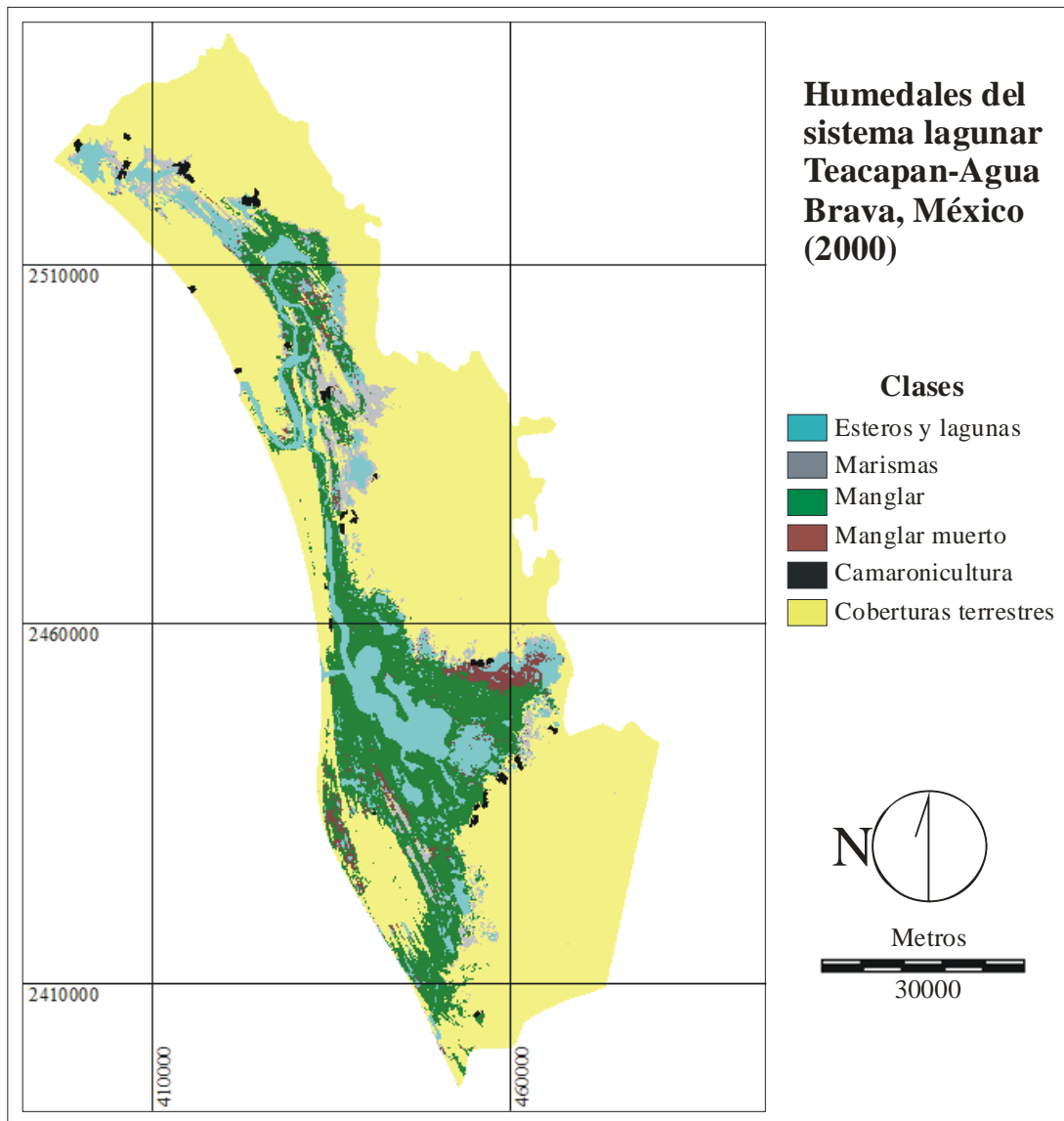
**FIGURA 22.** Mapa temático de los humedales del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava, México producidos por clasificación supervisada de imágenes Landsat de 1986 y la digitalización de datos auxiliares. (Coordenadas del mapa UTM, zona 13 norte, Datum: NAD27).



**FIGURA 23.** Mapa temático de los humedales del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava, México producidos por clasificación supervisada de imágenes Landsat de 1990 y la digitalización de datos auxiliares. (Coordenadas del mapa UTM, zona 13 norte, Datum: NAD27).



**FIGURA 24.** Mapas temático de los humedales del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava, México producidos por clasificación supervisada de imágenes Landsat de 1995 y la digitalización de datos auxiliares. (Coordenadas del mapa UTM, zona 13 norte, Datum: NAD27).



**FIGURA 25.** Mapa temático de los humedales del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava, México producidos por clasificación supervisada de imágenes Landsat del 2000 y la digitalización de datos auxiliares. (Coordenadas del mapa UTM, zona 13 norte, Datum: NAD27).

En general, marismas fue la clase que presentó mayores errores en la clasificación, con exactitudes del productor estimadas entre 53 y 77%, pero fue el manglar el que obtuvo mayores errores de comisión, reportando exactitudes del usuario de entre 73 y 93%. Los polígonos de la clase camaronicultura al ser incorporados a los mapas temáticos en un proceso posterior e independiente a la clasificación no presentaron errores de omisión y comisión (Cuadros 26 a 29)

**CUADRO 26.** Matriz de error del mapa temático de los humedales del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava, México del 1986 producido por la clasificación supervisada de una escena Landsat MSS y la digitalización de datos auxiliares.

		Datos de referencia					Total
		1	2	3	5	6	
Datos clasificación	1. Lagunas y esteros	30	0	0	0	0	30
	2. Marismas	0	16	3	0	2	21
	3. Manglar	0	6	24	0	0	30
	5. Camaronicultura	0	0	0	5	0	5
	6. Coberturas terrestres	0	8	3	0	28	39
	Total	30	30	30	5	30	125
Exactitud productor		100.0	53.3	80.0	100.0	93.3	
Exactitud usuario		100.0	72.6	80.0	100.0	71.8	

Notas: exactitud total=85%;  $K'=0.81$ ;  $s_K=0.04$ ;  $Z=19.81$ ; en gris puntos de prueba coincidentes entre los datos de referencia y clasificación.

**CUADRO 27.** Matriz de error del mapa temático de los humedales del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava, México del 1990 producido por la clasificación supervisada de una escena Landsat TM y la digitalización de datos auxiliares.

		Datos de referencia					Total
		1	2	3	5	6	
Datos clasificación	1. Lagunas y esteros	29	3	0	0	0	32
	2. Marismas	1	18	1	0	0	20
	3. Manglar	0	9	24	0	0	33
	5. Camaronicultura	0	0	0	7	0	7
	6. Coberturas terrestres	0	0	5	0	30	35
	Total	30	30	30	7	30	127
Exactitud productor		96.7	60.0	80.0	100.0	100.0	
Exactitud usuario		90.6	90.0	72.7	100.0	85.7	

Notas: exactitud total=85%;  $K'=0.81$ ;  $s_K=0.04$ ;  $Z=19.81$ ; en gris puntos de prueba coincidentes entre los datos de referencia y clasificación.



**CUADRO 28.** Matriz de error del mapa temático de los humedales del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava, México del 1995 producido por la clasificación supervisada de una escena Landsat TM y la digitalización de datos auxiliares.

		Datos de referencia					Total
		1	2	3	5	6	
Datos clasificación	1. Lagunas y esteros	25	2	3	0	0	30
	2. Marismas	1	23	0	0	1	25
	3. Manglar	2	5	21	0	0	28
	5. Camaronicultura	0	0	0	19	0	19
	6. Coberturas terrestres	2	0	6	0	29	37
	Total	30	30	30	19	30	139
Exactitud productor		83.3	76.7	70.0	100.0	96.7	
Exactitud usuario		83.3	92.0	75.0	100.0	78.4	

Notas: exactitud total=84.2%;  $K^*=0.80$ ;  $s_K=0.04$ ;  $Z=20.53$ ; en gris puntos de prueba coincidentes entre los datos de referencia y clasificación.

**CUADRO 29.** Matriz de error del mapa temático de los humedales del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava, México del 2000 producido por la clasificación supervisada de una escena Landsat ETM+ y la digitalización de datos auxiliares.

		Datos de referencia					Total	
		1	2	3	4	5		6
Datos clasificación	1. Lagunas y esteros	29	1	3	0	0	0	33
	2. Marismas	0	23	0	0	0	0	23
	3. Manglar	0	2	25	0	0	0	27
	4. Manglar muerto	1	1	0	15	0	0	17
	5. Camaronicultura	0	0	0	0	28	0	28
	6. Coberturas terrestres	0	3	2	0	0	30	35
Total		30	30	30	15	28	30	163
Exactitud productor		96.7	100	96.3	100.0	100.0	100.0	
Exactitud usuario		87.9	100.0	93.3	88.2	100.0	85.7	

Notas: exactitud total=83.9%;  $K^*=0.93$ ;  $s_K=0.02$ ;  $Z=40.84$ ; en gris puntos de prueba coincidentes entre los datos de referencia y clasificación.

En todos los años analizados las coberturas terrestres representaron alrededor del 60% de la Llanura Costera del Pacífico comprendida entre los ríos Baluarte y San Pedro, en tanto que el manglar fue el humedal mejor representado, cubriendo entre el 18 y 20% del paisaje, con una estimación de poco más de 75 000 ha en el 2000. El manglar muerto y la camaronicultura se registraron a partir de 1986, ambas clases cubrieron un porcentaje mínimo del paisaje (Cuadro 30).

Los mapas temáticos de 1990, 1995 y 2000 fueron referenciadas a los parámetros

espaciales del mapa de 1973 (60 metros de resolución espacial) con un error de los cuadrados medios de 70.3 m para 31 puntos de control, que se considera adecuado por ser menor a la hipotenusa de píxeles de 60 m (Mumby y Edwards, 2000b).

**CUADRO 30.** Extensión de los humedales en el sistema lagunar Teacapán-Agua Brava, México (1973-2000).

Clase	1973		1986		1990		1995		2000	
	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
Lagunas y esteros	50657	11.3	41075	9.2	46130	10.3	42082	9.4	44836	10.0
Marismas	47655	10.6	50273	11.2	52287	11.7	54632	12.2	52262	11.6
Manglar	89183	19.9	87155	19.4	82364	18.4	79972	17.8	75042	16.7
Manglar muerto	0	0.0	4513	1.0	2445	0.5	2675	0.6	8349	1.9
Camaronicultura	0	0.0	507	0.1	759	0.2	1667	0.4	3208	0.7
Cober. terrestres	261145	58.2	265118	59.1	264654	59.0	267612	59.6	264943	59.1
Total	448640		448640		448640		448640		448640	

Las matrices de detección de cambio generadas por la transposición de los mapas se muestran en los Cuadros 31 a 35. El mayor porcentaje de cambio se presentó de 1973 a 1986 con casi el 11%, pero considerando el intervalo de tiempo, el mayor cambio fue de 1995 al 2000 con un porcentaje anual de 1.5%. Los valores de K' se mantuvieron relativamente constantes entre 0.82 a 0.89. Si bien, parte de las transiciones observadas en las matrices de detección de cambio correspondieron a interacciones entre los humedales naturales, un porcentaje considerable significó cambio a coberturas terrestres.

En todos los periodos analizados el bosque de mangle mostró tendencias de cambio negativas, fue el humedal natural con menor capacidad para mantenerse en una mismo sitio, la estabilidad de localización de 1973 al 2000 fue de alrededor del 74%, que significó una pérdida de área del 26%, pese a lo anterior el brote de nuevos parches compensó dicha pérdida y la disminución neta fue únicamente del 16% (Cuadro 35). Las tasas medias de deforestación anual se estimaron en 0.18 para 1973-1986, 1.40 en 1986-1990, 0.59 en

1990-1995, 1.27 en 1995-2000 y 0.64 para todo el intervalo de tiempo analizado.

**CUADRO 31.** Matriz de detección de cambio de los humedales en el sistema lagunar Teacapán-Agua Brava, México de 1973 a 1986. (Áreas en hectáreas).

		1973						Total 1986
		1	2	3	4	5	6	
1986	1. Lagunas y esteros	37297	727	2759	0	0	168	40951
	2. Marismas	3864	39982	5943	0	0	546	50334
	3. Manglar	7144	4553	73520	0	0	1912	87129
	4. Manglar muerto	1052	89	3347	0	0	10	4499
	5. Camaronicultura	113	173	5	0	1	215	508
	6. Coberturas terrestres	1187	2132	3608	0	0	258293	265220
	Total 1973	50657	47655	89182	0	1	261145	448640
Estabilidad Localización		73.6	83.9	82.4	n.d	n.d	98.9	
Estabilidad Residencia		-19.2	5.6	-2.3	n.d	n.d	1.6	

Notas: Porcentaje de cambio = 8.8%;  $K' = 0.85$ ; en gris el área sin cambio de cada clase.

**CUADRO 32.** Matriz de detección de cambio de los humedales en el sistema lagunar Teacapán-Agua Brava, México de 1986 a 1990. (Áreas en hectáreas).

		1986						Total 1990
		1	2	3	4	5	6	
1990	1. Lagunas y esteros	38674	764	2221	114	4	306	42082
	2. Marismas	1743	46718	4658	193	37	503	53852
	3. Manglar	4725	1678	70987	1024	3	1560	79977
	4. Manglar muerto	300	184	1139	1013	0	40	2675
	5. Camaronicultura	91	491	81	1	675	328	1667
	6. Coberturas terrestres	599	1671	3282	101	40	262694	268386
	Total 1986	46131	51506	82368	2445	759	265431	448640
Estabilidad Localización		92.0	91.8	84.9	36.0	79.0	98.2	
Estabilidad Residencia		12.6	3.9	-5.5	-45.6	49.6	-0.2	

Notas: Porcentaje de cambio = 6.3%;  $K' = 0.89$ ; en gris el área sin cambio de cada clase.

**CUADRO 33** Matriz de detección de cambio de los humedales en el sistema lagunar Teacapán-Agua Brava, México de 1990 a 1995. (Áreas en hectáreas).

		1990						Total 1995
		1	2	3	4	5	6	
1995	1. Lagunas y esteros	38674	611	2221	114	4	457	42081
	2. Marismas	1336	9456	1683	50	17	1712	14254
	3. Manglar	4725	1070	70987	1024	3	2165	79975
	4. Manglar muerto	300	141	1139	1013	0	82	2674
	5. Camaronicultura	91	245	81	1	675	574	1667
	6. Coberturas terrestres	1005	4770	6254	244	60	295656	307989
	Total 1990	46130	16294	82364	2445	759	300647	448640
Estabilidad Localización		83.8	58.0	86.2	41.4	89.0	98.3	
Estabilidad Residencia		-8.8	-12.5	-2.9	9.4	119.6	2.4	

Notas: Porcentaje de cambio = 6.2%;  $K' = 0.89$ . En gris el área sin cambio de cada clase.

**CUADRO 34.** Matriz de detección de cambio de los humedales en el sistema lagunar Teacapán-Agua Brava, México de 1995 a 2000. (Áreas en hectáreas).

		1995						Total 2000
		1	2	3	4	5	6	
2000	1. Lagunas y esteros	38205	1859	3447	500	20	804	44836
	2. Marismas	625	9321	996	74	64	5670	16750
	3. Manglar	2472	720	67505	107	23	4214	75042
	4. Manglar muerto	223	405	5694	1855	20	151	8349
	5. Camaronicultura	122	449	62	92	1423	1061	3208
	6. Coberturas terrestres	433	1499	2270	45	116	296090	300455
Total 1995		42081	14254	79975	2674	1667	307989	448640
Estabilidad Localización		90.8	65.4	84.4	69.4	85.3	96.1	
Estabilidad Residencia		6.5	17.5	-6.2	212.2	92.4	-2.4	

Notas: Porcentaje de cambio = 6.5%;  $K^2 = 0.89$ . En gris el área sin cambio de cada clase.

El manglar muerto no fue detectado en el mapa de 1973 por lo que las estabilidades de localización y residencia no fueron estimadas de 1973 a 1986, a pesar de que en el último año se estimó una extensión de poco más de 4 500 ha. Para el periodo siguiente (Cuadro 32) la extensión de manglar muerto mostró una tendencia negativa disminuyendo casi a la mitad del área con que contaba en 1986, para posteriormente recuperar su tasa de crecimiento, siendo la más alta de 1995 al 2000 cuando se estimó una estabilidad de residencia del 212% (Cuadro 34), la extensión estimada en el 2000 fue de 8 349 ha.

La camaronicultura a partir de su aparición en el mapa temático de 1986 (Figura 22), mostró una considerable tendencia de crecimiento, las estabilidades de residencia de 1986-1990, 1990-1995 y 1995-2000 se estimaron en alrededor de 50, 120 y 92%, respectivamente. Para el año 2000 se estimaron alrededor de 3 200 ha de estanquería representando el 0.7% del paisaje (Cuadro 30). En la matriz de detección de Cambio 1973-2000 (Cuadro 35) se aprecia que las principales subsidiarias de terreno para esta actividad fueron las coberturas terrestres y las marismas, aportando alrededor del 50 y 30%, respectivamente del área de estanquería estimada en el 2000, en tanto que el manglar aportó únicamente el 3% (102 ha), representando aproximadamente el 0.13 y 0.16% del área de

manglar estimada en 1973 y el 2000.

**CUADRO 35.** Matriz de detección de cambio de los humedales en el sistema lagunar Teacapán-Agua Brava, México de 1973 a 2000. (Áreas en hectáreas).

		1973						Total 2000
		1	2	3	4	5	6	
2000	1. Lagunas y esteros	38719	945	4584	0	0	589	44836
	2. Marismas	2627	9282	2395	0	0	2447	16750
	3. Manglar	4226	2118	65866	0	0	2832	75042
	4. Manglar muerto	1708	400	6084	0	0	157	8349
	5. Camaronicultura	455	938	102	0	0	1712	3208
	6. Coberturas terrestres	2921	6620	10151	0	1	280761	300455
	Total 1973	50657	20303	89182	0	1	288496	448640
Estabilidad Localización		76.4	45.7	73.9	n.d	n.d	97.3	
Estabilidad Residencia		-11.5	-17.5	-15.9	n.d	n.d	4.1	

Notas: Porcentaje de cambio = 10.7%;  $K' = 0.82$ . En gris el área sin cambio de cada clase.

La pérdida de más de 23 000 ha de manglar se debieron principalmente a transiciones a coberturas terrestres (40%) y a manglar muerto (26%) tal como se aprecia en el Cuadro 35. Al extraer las coberturas de manglar de los mapas temáticos y sobreponerlas para identificar la cobertura de manglar que se mantuvo durante los 27 años que abarca este estudio (Figura 26), se estimó un área de 57 723 ha, equivalente al 65% del área de Mangle estimada en 1973 y al 77% de la estimada en el 2000, esta proporción concuerda con la estabilidad de localización estimada para el periodo 1973-2000 (Cuadro 35).

Utilizando el área de manglar que se mantuvo durante los 27 años como máscara, se sobrepuso a las imágenes del NDVI de cada año (Figura 27) con el fin de ponderar los cambios en el dosel sin considerar cambios de área o distribución. En 1973 se obtuvo un NDVI promedio asociado a manglar con dosel cerrado ( $NDVI > 0.35$ ), en 1986 y 1990 los promedios estuvieron próximos al umbral establecido para separar entre dosel abierto y cerrado, y los correspondientes a 1995 y 2000 se situaron por abajo de dicho umbral

(Cuadro 36, Figura 28). La tendencia de cambio del NDVI promedio siguió un comportamiento regular, ajustándose a un modelo logarítmico:

$$\text{NDVI}_{\text{promedio}} = 72.2 - 9.5\ln(t) \quad (r = 0.96).$$

A partir de las distribuciones de frecuencia de de la diferencia de imágenes NDVI se establecieron los umbrales de cambio con intervalos de confianza para la media de 95% en:

$$-0.368 \leq \text{no cambio} \leq 0.217, \text{ de } 1973 \text{ a } 1986;$$

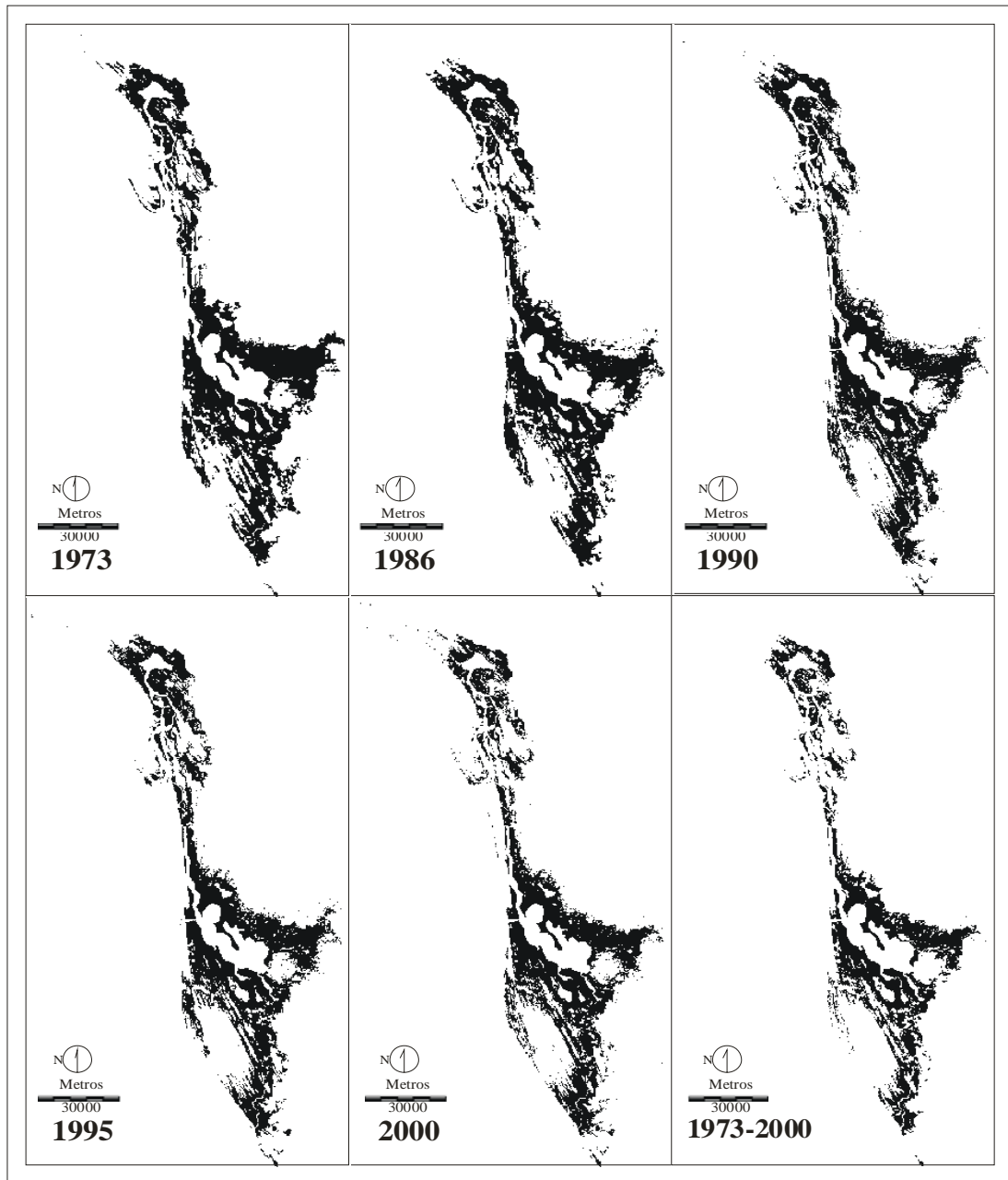
$$-0.339 \leq \text{no cambio} \leq 0.323, \text{ de } 1986 \text{ a } 1990;$$

$$-0.368 \leq \text{no cambio} \leq 0.293, \text{ de } 1990 \text{ a } 1995;$$

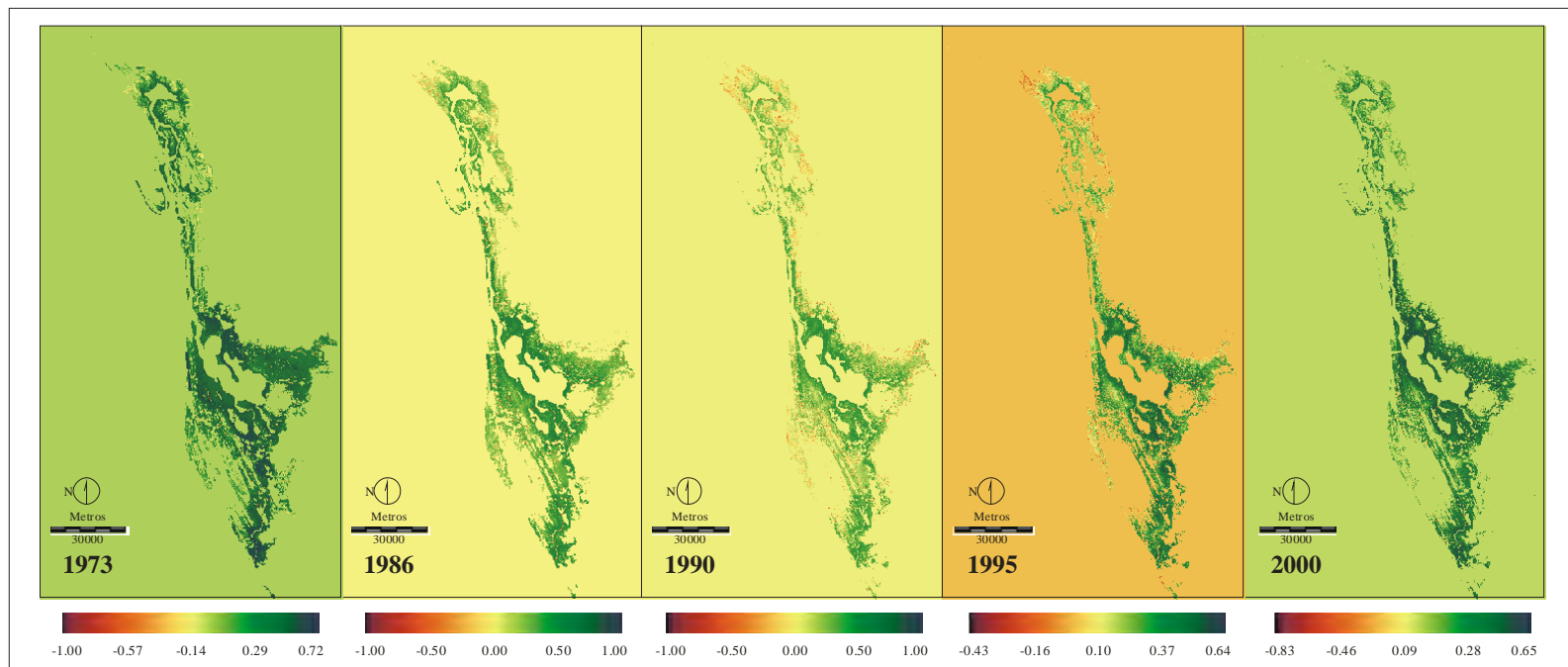
$$-0.271 \leq \text{no cambio} \leq 0.262, \text{ de } 1995 \text{ a } 2000;$$

$$-0.212 \leq \text{no cambio} \leq 0.458, \text{ de } 1973 \text{ a } 2000.$$

Reclasificando cada píxel en manglar con dosel abierto y dosel cerrado de acuerdo a su valor de NDVI, en 1973 el 77% de los píxeles se identificaron con dosel cerrado. Para 1986, 1990 y 2000 la proporción entre el manglar con dosel abierto y cerrado fue próxima a 1:1, en tanto que el menor porcentaje de mangle con dosel cerrado se registró en 1995. Confrontando las frecuencias observadas y esperadas de estas dos categorías (Cuadro 37) se calculó un valor de  $X^2$  de 52129, rechazándose la hipótesis nula de homogeneidad ( $p > 0.05$ , g. l. = 4).



**FIGURA 26.** Mapas temáticos de la cobertura de manglar en el sistema lagunar Tecapán-Agua Brava, México generados por clasificación supervisada de imágenes Landsat MSS, TM y ETM+. El mapa de 1973-2000 corresponde al bosque de mangle que se mantuvo en el mismo sitio.

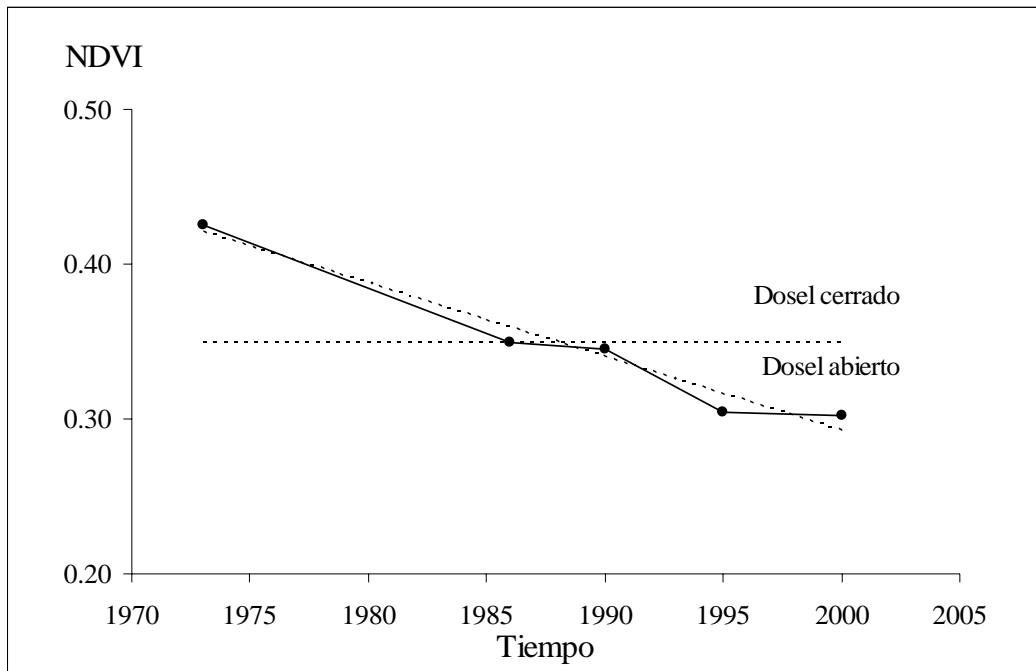


**FIGURA 27.** Índice normalizado de vegetación (NDVI) del bosque de mangle del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava, México estimado a partir de imágenes Landsat en diferentes años. Las barras inferiores señalan la escala del NDVI.



**CUADRO 36** Valores del índice normalizado de vegetación (NDVI) del bosque de mangle del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava, México.

año	NDVI				
	Mínimo	Máximo	Promedio	Desviación estándar	Coefficiente de variación (%)
1973	-1.00	0.77	0.43	0.18	41.41
1986	-1.00	1.00	0.35	0.16	46.00
1990	-1.00	0.81	0.34	0.19	56.89
1995	-0.43	0.64	0.30	0.14	46.71
2000	-0.95	0.72	0.30	0.18	59.93



**FIGURA 28.** Cambios en el índice normalizado de vegetación (NDVI) promedio del bosque de mangle del sistema Teacapán-Agua Brava, México. El valor de NDVI para separar entre manglar con dosel abierto y manglar con dosel cerrado se estableció en 0.35. La Tendencia se ajustó a un modelo logarítmico:  $NDVI_{promedio} = 72.2 - 9.5\ln(t)$  ( $r = 0.96$ ).

**.CUADRO 37.** Frecuencias observadas y esperadas (número de píxeles) de la condición del dosel del bosque de mangle del sistema Teacapán-Agua Brava, México a través del tiempo (1973-2000)

		Frecuencias observadas					
		1973	1986	1990	1995	2000	Total
Condición	abierto	36511	67953	119028	97256	84260	405008
del dosel	cerrado	123831	92389	41314	63086	76082	396702
Total		160342	160342	160342	160342	160342	801710
		Frecuencias esperadas					
		1973	1986	1990	1995	2000	Total
Condición	abierto	81001.6	81001.6	81001.6	81001.6	81001.6	405008
del dosel	cerrado	79340.4	79340.4	79340.4	79340.4	79340.4	396702
Total		160342	160342	160342	160342	160342	801710

H<sub>0</sub>: las proporciones de manglar con dosel abierto y cerrado son iguales con respecto al tiempo;  $\chi^2 = 96567$ , se rechaza H<sub>0</sub> (p>0.05)

**Análisis de los patrones espaciales de los humedales y bosque de manglar (métricas del paisaje).** En el 2000 el paisaje del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava (Figura 25) estuvo dominado por las coberturas terrestres que cubrían el 67% y dentro de los humedales las lagunas y esteros 10%, las Marismas el 3.7% y el Manglar casi el 17%. (Cuadro 30).

Las métricas estimadas a partir del mapa temático de los humedales del sistema en el 2000, con su resolución original (30 m) y considerando a las coberturas terrestres como fondo, se muestran en el Cuadro 38. Las diferencias mínimas de área con respecto a las reportadas en el Cuadro 30 se deben a las correcciones geométricas de los mapas y a que las métricas se calcularon para parches de 4 píxeles (0.36 ha) o más. Se estimaron 5 002 parches para el conjunto de humedales del sistema, una vez que los parches menores a 4 píxeles se eliminaron, quedaron 3 100 parches validos.

Para el conjunto de los humedales se estimó un área de poco más de 148 000 ha, con un tamaño de parche promedio de 48 ha, en tanto que el parche mayor representó casi 22% del paisaje (índice de parche mayor) y estuvo asociado al manglar (Cuadro 38). La

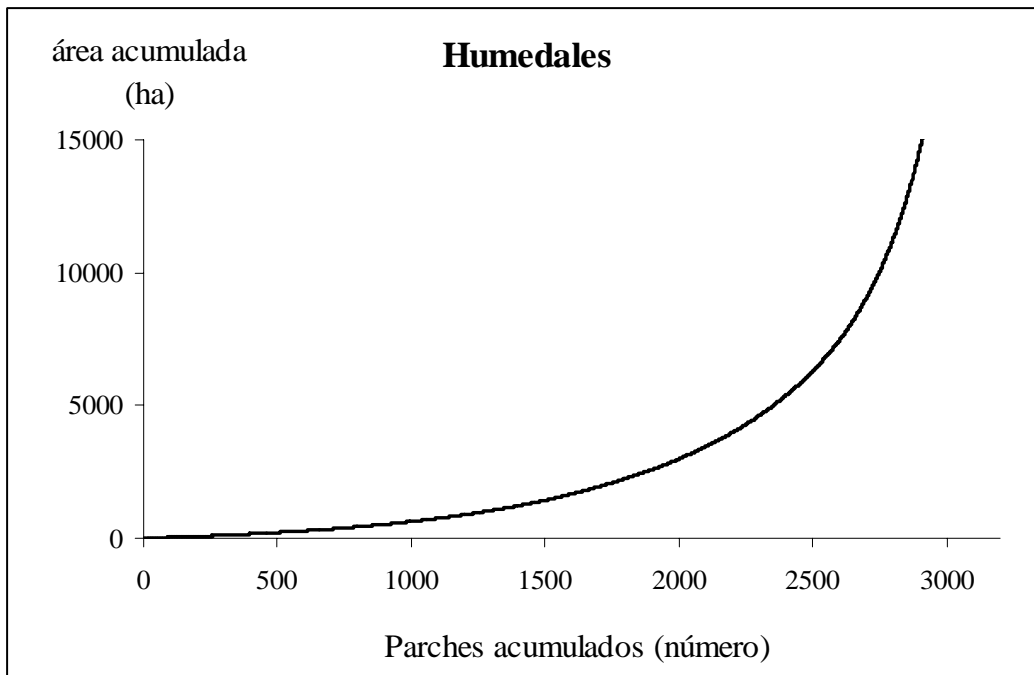
gran mayoría de los parches fueron pequeños, el 90% de ellos equivalió tan solo al 9% del área total de humedales (Figura 29), en tanto que los tres parches mayores (dos de Manglar y uno de Lagunas y esteros) representaron el 50%. Lo anterior influyó en los valores de las métricas del índice de división, el tamaño efectivo de malla e índice de participación, que miden el grado de fragmentación de un paisaje y están basadas en el grado de coherencia.

Los valores estimados de las métricas basadas en el grado de coherencia tendieron a valores asociados a paisajes fragmentados, en tanto que el índice contagio (métrica estimada únicamente a nivel de paisaje) presentó un valor intermedio y el índice de agregación se aproximó a su valor teórico máximo.

**CUADRO 38.** Métricas del paisaje estimadas a nivel de clase y para el conjunto de los humedales en el sistema lagunar Teacapán-agua Brava, México en el 2000

Métrica	Clase					
	Esteros y lagunas	Marismas	Manglar	Manglar muerto	Granjas	Conjunto humedales
área (ha)	44742	16701	74998	8204	3206	148118
porcentaje	30.207	11.275	50.634	5.539	2.165	100
número de parches	810	668	573	1021	28	3100
índice de parche mayor	14.829	1.044	21.599	1.982	0.255	21.599
área promedio de los parches	55.237	25.001	130.886	8.035	114.506	47.694
desviación estándar del área	787.140	115.399	1647.808	93.623	79.936	819.486
dimensión fractal perímetro-área	1.240	1.317	1.336	1.330	1.208	1.275
índice de división	0.977	1.000	0.929	1.000	1.000	0.905
tamaño efectivo de malla (ha)	3404.976	62.878	10570.391	60.865	3.687	14102.796
índice de partición	43.501	2355.660	14.013	2433.551	40178.607	10.503
índice de agregación	95.996	91.848	96.641	87.349	96.512	95.386
índice de contagio	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	57.613
riqueza de parches	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	5
índice de diversidad de Shannon	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	1.196
índice de equidad de Shannon	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0.743

Los valores estimados de las métricas basadas en el grado de coherencia tendieron a valores asociados a paisajes fragmentados, en tanto que el índice contagio (medida de la agregación de los parches estimada únicamente a nivel de paisaje) presentó un valor intermedio y el índice de agregación se aproximó a su valor teórico máximo.



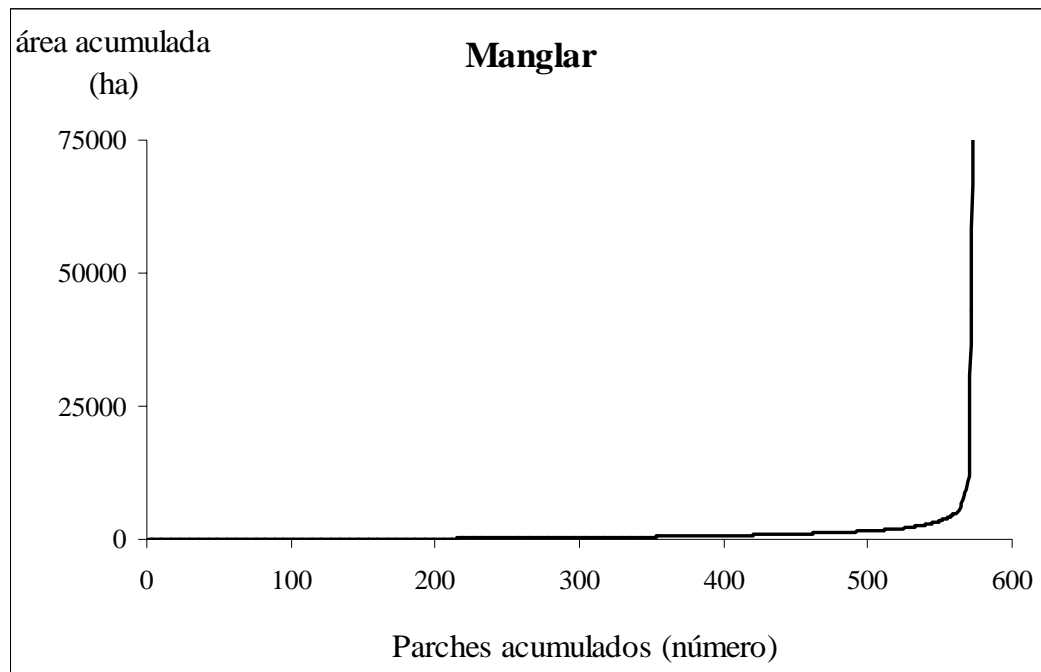
**FIGURA 29.** Distribución acumulativa del área como función del número de parches del conjunto de humedales del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava, México en el 2000.

Como medida de la complejidad a nivel de clase y paisaje se estimó la métrica de dimensión fractal perímetro-área ( $D$ ) que es una métrica que proporciona información sobre la irregularidad del borde de los parches, cuyos límites teóricos están entre uno y dos, con valores próximos a dos indicando mayor complejidad. El valor estimado para todas las clases de humedales, así como en su conjunto, tendieron a sus valores mínimos (Cuadro 38), estimándose el menor para la clase Camaronicultura evidenciando el origen antropogénico de estos humedales.

Si bien se aprecian diferencias considerables entre el área de las clases y una dominancia del manglar que representó el 50% del conjunto de humedales, en cuanto al número de parches hubo una distribución más homogénea reflejándose en valor estimado del índice de equidad que se aproximó al valor máximo teórico de uno, así el índice de

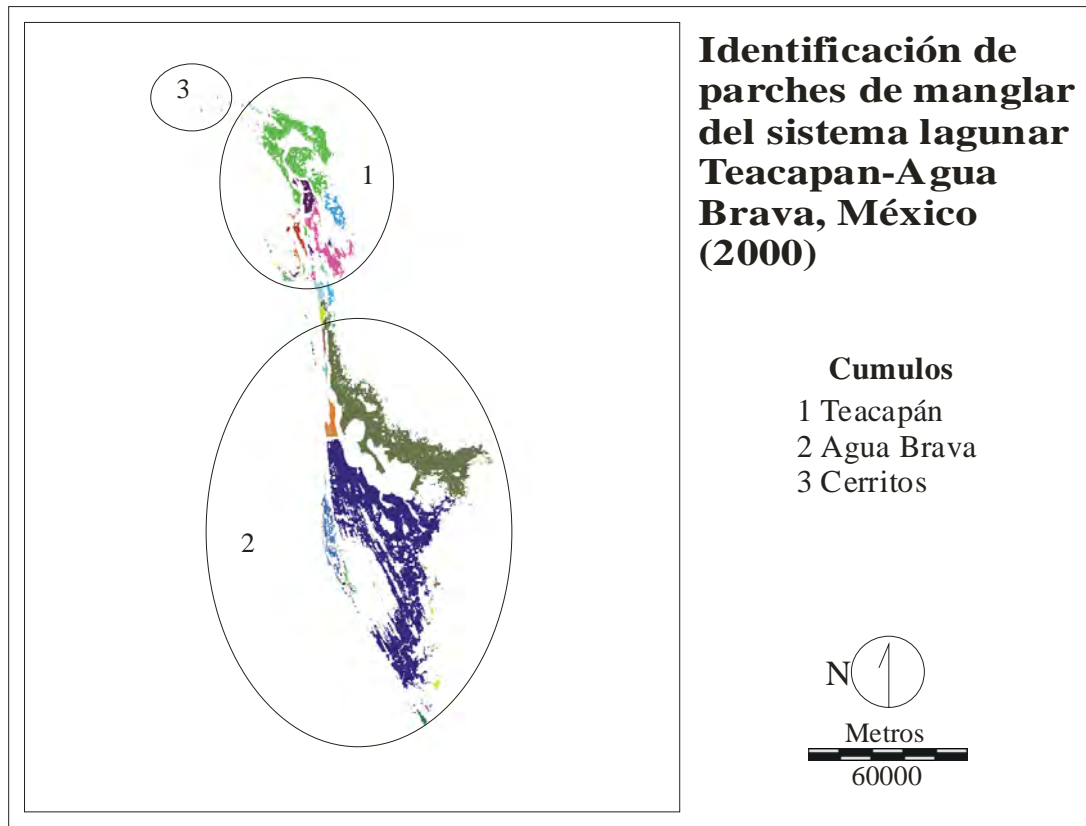
diversidad de Shannon equivalió a poco más del 70% del valor de máxima diversidad que se obtendría si las cinco clases representadas en el paisaje hubieran contado con el mismo número de parches.

Se estimaron casi 75 000 hectáreas de Manglar divididas en 668 parches con un patrón de tamaño similar en términos generales al observado para el conjunto de los humedales pero con una dominancia de los parches pequeños más marcada (Figura 30). Un solo parche representó el 43% del área (índice de parche mayor = 42.658) y el 90% de los parches representaron menos del 3% de la extensión de la clase. El área promedio de los parches se estimó en 131 ha (Cuadro 39), mostrando una gran variación (desviación estándar = 648 ha, coeficiente de variación 1 258%).



**FIGURA 30.** Distribución acumulativa del área como función del número de parches del manglar del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava, México en el 2000.

El arreglo de los parches permitió identificar dos zonas principales de distribución de manglar: una asociada a la laguna Agua Grande y los esteros Teacapán y El Maíz (escenario manglar 2-t) y otra asociada a las lagunas Agua Brava y Grande de Mexcaltitan (escenario manglar 2-ab), ambas conectadas por manglares del estero Puerta del Río. Además se identificaron algunos parches pequeños y aislados en las proximidades de la laguna Los Cerritos (Figura 31).



**FIGURA 31.** Distribución de los parches del manglar en el sistema lagunar Teacapán-Agua Brava, México en el 2000. Se identificaron tres zonas de distribución de manglar: Teacapán (1), Agua Brava (2) y parches pequeños aislados en las proximidades de la laguna Los Cerritos (3).

Las métricas estimadas para los diferentes escenarios simulados de manglar (Cuadro 39, Figura 32), presentaron mayor variación en aquellas relacionadas a la agregación del

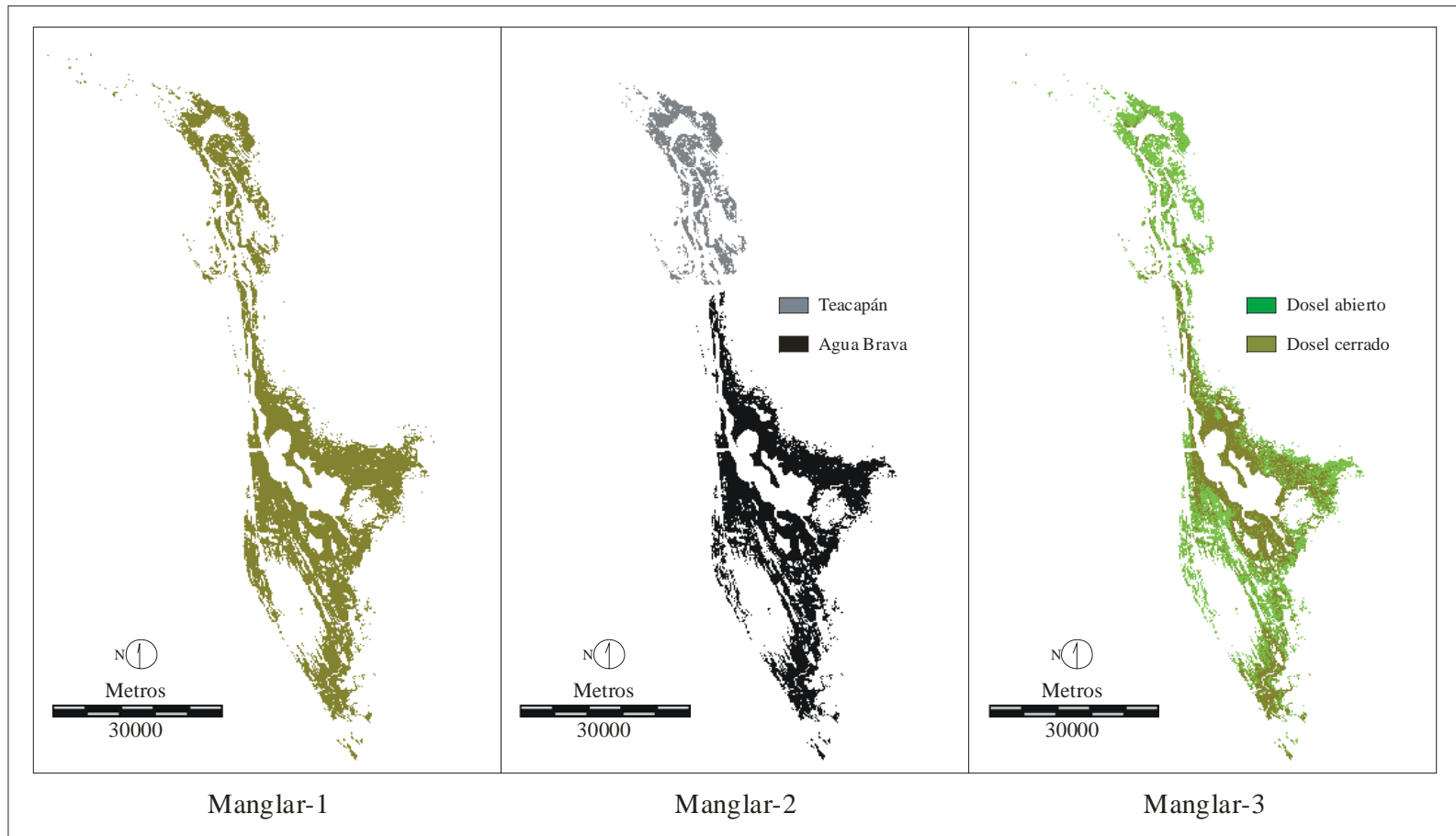
paisaje y basadas en el grado de coherencia (índice de división, tamaño efectivo de malla e índice de partición) que en aquellas relacionadas con la complejidad de la forma de los parches (dimensión fractal perímetro-área).

**CUADRO 39.** Métricas del paisaje estimadas a nivel de clase para diferentes escenarios simulados del manglar del sistema lagunar Teacapán-agua Brava, México.

Métrica	escenario				
	Manglar-1	Manglar-2t	Manglar-2ab	Manglar-3a	Manglar-3c
área (ha)	83202	15082	59388	43149	31849
porcentaje	100.000	20.252	79.748	57.534	42.466
número de parches	680	165	381	8448	9156
índice de parche mayor	70.385	11.265	42.960	14.648	11.097
área promedio de los parches	122.356	91.405	155.875	5.108	3.478
desviación estándar del área	2284.044	680.006	1969.902	143.063	122.066
dimensión fractal perímetro-área	1.322	1.322	1.349	1.481	1.564
índice de división	0.486	0.986	0.732	0.969	0.976
tamaño efectivo de malla (ha)	42759.184	1043.044	19977.537	2308.419	1820.526
índice de partición	1.946	71.397	3.728	32.489	41.196
índice de agregación	96.881	95.405	97.018	81.498	80.121

El área estimada para el escenario manglar-1 (Cuadro 39), la unión del manglar vivo con el manglar muerto que podría simular la condición del bosque de mangle antes de los diferentes eventos de perturbación que han actuado sobre él, presentó una diferencia de poco más de 8 000 ha con respecto al área estimada para la clase manglar (Cuadro 39), el manglar vivo identificado en los procesos de clasificación de las escena Landsat ETM+ del 2000 (Figura 25) y que refleja el impacto acumulado sobre el bosque de mangle.

Los valores estimados de métricas como el índice de parche mayor, índice de división, tamaño efectivo de malla e índice de partición (Cuadro 38 y 39), señalan que el paso del escenario manglar-1 a la clase mangle, no únicamente significó una disminución del área, sino que también una mayor fragmentación del bosque de mangle. Por otro lado, los valores de la dimensión fractal fueron similares para ambos casos.



**FIGURA 32.** Escenarios del bosque de mangle del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava, México simulados para la estimación de métricas del paisaje. : Manglar-1, conjunción de las clases Manglar y Manglar muerto, simula la condición del bosque de mangle sin perturbar. Mangle-2 parches de manglar asociados a Teacapán y Agua Brava. Mangle-3, condición del dosel: abierto ( $NDVI \leq 0.35$ ) y cerrado ( $NDVI > 0.35$ ).



Del manglar vivo estimado en el 2000, alrededor del 20% estuvo asociado a la laguna Agua Grande y los esteros El Maíz y Teacapán, y el 80% a las lagunas Agua Brava y Grande de Mexcaltitán. El manglar asociado a Teacapán presentó mayor fragmentación y formas de parche más sencillas, cuya área promedio fue de 91 ha, en relación al manglar asociado a Agua Brava, cuyo tamaño promedio de parches fue de 156 ha, pero mostrando mucho más variación que en caso de teacapán (Cuadro 39).

El manglar con dosel abierto ( $NDVI \leq 0.35$ ), fue dominante y presentó una ligeramente mayor agregación que el manglar con dosel cerrado ( $NDVI > 0.35$ ); en tanto que los parches en promedio más pequeños y con formas más complejas estuvieron asociados al manglar con dosel cerrado. El bosque de manglar de la zona de Teacapán, no sólo presentó indicios de mayor fragmentación sino que también presentó un mayor porcentaje de manglar con dosel abierto, alrededor del 90%, mientras que en el manglar de la zona de Agua Brava ese porcentaje fue del 75% y para todo el sistema de casi el 60%.

## DISCUSIÓN

### **Delimitación y caracterización del espacio y paisajes costeros de Sinaloa**

Las delimitaciones del área o zona costera dependen de un conjunto particular de temáticas y factores geográficos relevantes para cada tramo de costa, por lo que ésta puede abarcar unos cuantos cientos de metros o bien extenderse tierra adentro hasta los parteaguas de las cuencas hidrográficas (Hildebrand y Norrena, 1992; Clark, 1997). En este estudio, la delimitación del espacio costero de Sinaloa se basó en definiciones de zona costera como las de Carter (1988), Clark (1998) y Kay y Alder (1999) que reconocen la heterogeneidad espacial de las costas, conformada por fases húmedas y secas y resaltan la interacción entre los ambientes terrestres y marinos.

Los humedales y planicies costeras son funcionalmente interdependientes de otras unidades de paisaje, ya que propiedades de las cuencas hidrográficas como la topografía y la configuración espacial de diferentes tipos de cobertura y uso del terreno tienen una gran influencia sobre la liberación de agua, nutrientes, sedimentos y contaminantes hacia las aguas costeras, influyendo también sobre las comunidades bióticas que se desarrollan en estos ambientes (Turner, 1990; Bedford, 1999; Rooney y Smith, 1999; Dauer *et al.*, 2000; Valiela y Bowen, 2002, ). Asimismo, la zona costera puede considerarse como un mosaico de parches heterogéneos con un arreglo jerárquico (un paisaje bajo la propuesta de Forman y Godron, 1986), compatible con el esquema de cuenca hidrográfica en el sentido de que ambas contienen un cúmulo de recursos que interactúan como un sistema y cuentan con rasgos físicos permanentes (Escofet, 2004).

A partir de lo anterior, en primera instancia se delimitó el espacio costero de Sinaloa en su parte continental estableciendo una franja paralela a la costa sobre los parteaguas de

las cuencas que confluyen en el estado; en parte de manera similar a la propuesta de estructura de cuenca de zona costera (Ray, 1991), en el sentido de considerar la porción terrestre conformada por la cuenca alta, planicie costera y zona intermareal.

Las cuencas que confluyen en Sinaloa, con excepción de bahía Huatabampo, Lechuguilla-Ohuira-Navachiste y río Mocorito, se distribuyen principalmente en la provincia fisiográfica de la Sierra Madre Occidental, por lo que considerar únicamente este criterio, significaría extender el espacio costero sobre más de doce millones de hectáreas, incluyendo elevaciones de hasta 2 780 msnm, en regiones sin influencia directa y continua del medio marino.

Con el fin excluir los ambientes serranos del espacio costero fue que se utilizó un segundo criterio físico que, de manera similar al de cuencas hidrográficas, pudiera reconocerse como unidad natural, optando por las provincias fisiográficas ya que éstas cuentan con características morfológicas distintivas y de origen geológico único que permiten establecer divisiones naturales, siendo este criterio el que prevaleció para delimitar la costa de Sinaloa.

El espacio costero se definió sobre la provincia de la Llanura Costera del Pacífico que sería propiamente la franja de planicie costera, parte de la porción terrestre que enlaza al medio marino con el medio terrestre (Ray, 1991; Ray y Hayden, 1992), pero también se consideró a la subprovincia Pie de la Sierra (de la provincia Sierra Madre Occidental) por contar con rasgos fisiográficos que denotan la transición entre topofomas de alto relieve y aquellas propias de la costa, que conformaría de manera parcial la franja de cuenca alta caracterizada por su complejidad topográfica (Ray, 1991).

Combinando los criterios de provincia-subprovincia fisiográfica y cuenca

hidrográfica, partiendo del litoral hacia el interior del continente, se delimitó una franja de poco más de cuatro millones y medio de hectáreas, que se extiende más allá de los límites estatales de Sinaloa. A diferencia de propuestas como la de Merino (1987) o Escofet (2004), que utilizan una cota fija para definir los límites continentales del espacio costero (200 msnm), en esta propuesta los límites terrestres se establecieron a alturas variables entre los 100 y en algunos puntos hasta los 400 msnm (Figura 11). Dentro de esta delimitación se incluyeron los elementos mínimos de la designación de Zona Costera de acuerdo con Clark (1998): las áreas intermareal y supramareal (planicies costeras de inundación, manglares y marismas); así como las franjas funcionales de planicie costera de lo que Escofet (2004) denomina Espacio de Zona Costera. Asimismo, esta delimitación pretendió abarcar todas las tierras afectadas por el mar (porción seca) y parte de las aguas costeras influenciadas por los ambientes terrestres (porción húmeda).

Sin lugar a dudas, una asignatura pendiente de esta tesis es la delimitación mar adentro del área costera y la inclusión de los componentes marinos de la costa en el estudio de la heterogeneidad espacial, aunque dada la intención de analizar los impactos que generan los cambios de uso del terreno sobre los paisajes costeros, dicha aproximación no repercute de manera directa en los resultados.

Si bien, con la forma en que se establecieron los límites terrestres de la costa el criterio de cuenca hidrológica quedó relegado al de provincias fisiográficas, las cuencas fueron preponderantes para definir los paisajes dentro del espacio costero, pues en términos generales, estos se definieron con base en los parteaguas de las cuencas de las regiones hidrológicas 10 Sinaloa y 11 Presidio-San Pedro (acotadas a la Llanura Costera y Pie de la Sierra) y sus sistemas estuarinos asociados (Figura 12).

De manera general, las fronteras del paisaje pueden o no corresponder a las fronteras de las cuencas (Forman y Godron 1986). En particular, en la definición de los paisajes Agiabampo y Bahía Santa María-Río Mocorito existió una correspondencia total con sus respectivas cuencas, mientras que el paisaje Lechuguilla-Ohuira-Navachiste quedó conformado por la totalidad de la cuenca del mismo nombre y parte de las cuencas de los ríos Fuerte y Sinaloa. De manera similar, el paisaje Huizache-Caimanero estuvo conformado por dos cuencas y sólo de manera parcial la frontera del paisaje coincidió con el parteaguas de las cuencas. Para el resto de los paisajes, sus límites correspondieron a una cuenca pero acotada tierra adentro por la frontera del Pie de la Sierra con el resto de las subprovincias de la Sierra Madre Occidental.

La delimitación del espacio y los paisajes costeros se sustentó en atributos físicos de unidades naturales (cuencas hidrológicas, provincias fisiográficas), por lo que el espacio costero de Sinaloa se extendió más allá de los límites geopolíticos. De las más de cuatro millones y medio de la franja costera delimitada, el 84% quedaron dentro del estado, la mitad del paisaje Agiabampo y el 70% del paisaje Teacapán-Agua Brava correspondieron a los estados de Sonora y Nayarit, respectivamente.

Sinaloa es una entidad eminentemente costera, el 72% de la superficie estatal así como las cinco principales ciudades (Culiacán, Mazatlán, Mochis, Guasave y Guamuchil) quedaron comprendidas en el espacio costero. Más del 90% de la población registrada en el 2000 habitaba esta región y las actividades antropogénicas se han concentrado sobre la planicie costera. Si bien el índice de antropización indicó una proporción 1:1 entre coberturas naturales y culturales para toda el espacio costero, en la parte correspondiente a la Llanura Costera del Pacífico por cada hectárea con cubierta natural correspondieron casi

dos con cubierta cultural.

La heterogeneidad espacial de los paisajes puede describirse a partir de los patrones de cobertura y uso del terreno (Poudevigne y Alard, 1997), los cuales indican una combinación de influencias naturales y humanas que operan en diferentes escalas espaciales y temporales (Roy y Toma, 2001).

En el espacio costero de Sinaloa la evolución geológica de la costa es el factor natural que más ha influido sobre la estructura de los paisajes costeros del estado. Mientras que del centro al norte del estado, en la parte correspondiente a la subprovincia de la Llanura Costera y Deltas de Sonora y Sinaloa, la costa es de origen primario y durante su evolución diversos factores favorecieron una rápida acumulación de sedimentos que permitió el avance de la llanura costera (Rodríguez-Torres y Cordoba, 1978; López, 1986); del centro al sur, en las subprovincias Llanura Costera de Mazatlán y Delta del Río Grande de Santiago, se localizan sectores costeros secundarios y la evolución de la costa es resultado de una trasgresión de la línea de playa a través de la plataforma continental y una regresión deposicional posterior (Curry *et al.*, 1969), por lo que el depósito de sedimentos y avance de la planicie costera ha sido menor y más lento.

La agricultura es, sin lugar a dudas, el factor contemporáneo de mayor influencia en la conformación de los paisajes costeros de Sinaloa. Su crecimiento e intensificación está directamente relacionada con el aumento en la uniformidad de los paisajes (Poudevigne y Alard, 1997; Poudevigne *et al.*, 1997), pero la diversificación de los cultivos puede promover la heterogeneidad de los paisajes (Behrens, 1994). En el caso de Sinaloa la tendencia es hacia la homogenización, pues la agricultura es la cobertura dominante (abarcando la mitad del área costera del estado, el 68% de la planicie costera y el 29% del

pie de sierra) y su crecimiento ha sido a expensas de coberturas heterogéneas como las selvas y vegetación arbustiva (Berlanga, 1999; Ruiz y Berlanga, 1999; Lieberknecht, 2000; Acosta, 2003; Alonso-Pérez *et al.*, 2003; Martínez, 2003; García 2005; Ventura, 2006).

Los cambios en la estructura del paisaje por el crecimiento de la frontera agrícola también están relacionados con la calidad del agua, siendo el incremento de la carga de nutrientes y la consecuente eutroficación de las aguas costeras algunos de los impactos más severos de las prácticas agrícolas y otros usos del terreno en la zona costera (Nixon, 1995; Rudnick *et al.*, 1999; Dauer *et al.*, 2000). La transición de coberturas naturales a coberturas antropogénicas no solo incrementa la carga de nitrógeno y fósforo, sino que también modifica la contribución relativa de cada una de sus fuentes. Una transición del 10% de coberturas forestales a usos agrícolas o residenciales puede significar, si bien aumentan la carga de nitrógeno total que reciben los esteros asociados a una cuenca, también puede significar la disminución del 50% de las aportaciones de la depositación atmosférica (Valiela y Bowen, 2002).

En la costa noroeste de México la carga de nutrientes ha sido estudiada por Páez *et al.* (1999) y Páez (2001) y de acuerdo con sus estimaciones, en Sinaloa la carga total de nitrógeno que reciben las aguas costeras es de 36 789 toneladas al año, contribuyendo la agricultura con el 60%; en tanto que la carga de fósforo de 36 789 toneladas al año con una participación de la agricultura del 74%. De acuerdo con Garay (2002) los sistemas estuarinos de Sinaloa, con excepción de Teacapán-Agua Brava son hipertróficos para el fósforo ( $P_{tot} > 0.04$  mg/l) y las bahías Ohuira-Topolobampo, Navachiste-San Ignacio y Ceuta hipertróficas para el nitrógeno ( $N_{tot} > 0.4$  mg/l).

Los humedales costeros cubrieron en conjunto el 7% del espacio costero de Sinaloa

y en ese sentido la superficie estimada de esteros y lagunas en este estudio se aproxima a la citada por Cervantes (1994), que reportó 230 000 ha entre bahías, esteros y lagunas costeras, equivalente al 14% de los sistemas estuarinos de México. Asimismo las estimaciones de manglar son parecidas a las reportadas por Carrera y De la Fuente (2003) de poco menos de 74 000 ha y Ruiz *et al.* (2005) de 75 800 ha, por lo que Sinaloa contaría con una cobertura de manglar que representa entre el 7.5 y el 17% del total nacional, dependiendo de las estimaciones más recientes que se han hecho para esta cobertura en el país (Ruiz *et al.*, sometido).

Al respecto, existen cifras discordantes sobre las tasas de deforestación del bosque de mangle a nivel nacional y estatal (Agraz *et al.*, 2001; Ruiz *et al.*, sometido). En el caso concreto de Sinaloa, Ruiz *et al.* (2005) reportan que la extensión de manglar se ha mantenido constante en los últimos 30 años, si bien con una considerable pérdida de calidad, aunque se ha señalado por otros autores una creciente tasa de deforestación particularmente asociada con la camaronicultura. Esta deforestación no ha sido detectada por los autores antes mencionados y sus resultados coinciden con estimaciones de la tasa de cambio anual estimadas por el grupo del Laboratorio de Manejo Ambiental del Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo A. C. para diferentes sistemas estuarinos y lagunares del estado, donde inclusive las tasas de cambio estimadas son positivas en algunos casos, si bien son crecimientos marginales que pueden deberse a la mejoría en la resolución espacial y espectral de las imágenes. Entre otros, los sistemas analizados en el estado son Bahía Lechuguilla-Ohuira-Navachiste 0.4% (este estudio); Bahía Santa María - 0.1% (García, 2005); Altata-Ensenada de Pabellón 1.1% (Lieberknecht, 2000); Ceuta -0.3% (Alonso-Pérez *et al.*, 2003); Urías -0.7% (Ruiz-Luna y Berlanga-Robles, 2003); Huizache-



Caimanero -2.5% (Ruiz-Luna y Berlanga-Robles, 1999); sistema litoral Majahual -0.3% (Berlanga-Robles y Ruiz-Luna, 2002). El caso con mayor discordancia, en cuanto a tasas de cambio, es el del sistema lagunar Huizache-Caimanero pero es importante considerar que representa menos del 2% del manglar estimado para el estado. También es importante señalar que cuando se consideró la totalidad del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava la tasa de deforestación estimada de 1973 al 2000 de 0.64%, está por arriba del promedio ponderado de Sinaloa que fue de 0.14%.

De manera contrastante, las marismas a lo largo de la costa de Sinaloa han presentado mayores variaciones a través del tiempo, las tasas de cambio medio anual van de -10.6% en bahía Ceuta (Alonso-Pérez *et al.*, 2003) hasta el 4% en los sistemas Huizache-Caimanero (Ruiz-Luna y Berlanga-Robles, 1999) y Majahual (Berlanga-Robles y Ruiz-Luna, 2002). A diferencia de esteros y manglar, donde los cambios de cobertura son principalmente hacia otro tipo de humedal (por ejemplo de estero a marisma, manglar a marisma o laguna), en el caso de las marismas el cambio de cobertura también significa un cambio de uso del terreno a agricultura o camaronicultura.

Las marismas, al igual que otros humedales, son ambientes altamente productivos, constituyen hábitat críticos para numerosos organismos acuáticos y terrestres, sirven como sitios de retención y transformación de contaminantes químicos, intervienen en la recarga de los mantos freáticos y amortiguan la erosión costera y las inundaciones (Mitsch y Gosselink, 1993). Pese a su importancia ecológica, los impactos sobre las marismas en Sinaloa han sido minimizados, en buena medida por el poco valor catastral de los terrenos donde se ubican. Pero los impactos por cambios en el uso del terreno sobre estos ambientes, no solo implican la pérdida directa de estos humedales, sino que también tienen

consecuencias a mediano y largo plazo sobre otros humedales por las modificaciones a los flujos de marea, la alteración del drenaje de los humedales y reducir la entrada de sedimentos y las tasas de acreción vertical (Kenish, 2001).

Por otro lado, el componente de la cuenca alta del espacio costero (la franja de la subprovincia fisiográfica Pie de la Sierra) en términos generales ha mantenido sus coberturas naturales, el índice de antropización estimado para este componente costero indica que la proporción de coberturas naturales en relación a las culturales fue dos veces mayor a la estimada para la totalidad del espacio costero y casi cuatro veces mayor a la estimada para la franja de la planicie costera (Cuadro 13). La selva cubrió el 69% de la subprovincia Pie de la Sierra y sus parches aparentan estar interconectados entre sí y con los parches de selvas y bosques (templados) que cubren lo que es propiamente la sierra, contrastando con la provincia de la Llanura Costera donde la selva cubrió alrededor del 14% de esta franja en parches discretos y desagregados.

Con base en los patrones de cobertura y uso del terreno identificados en el espacio costero de Sinaloa, en la franja que corresponde a la subprovincia fisiográfica Pie de la Sierra los paisajes pueden identificarse como de tipo subnatural en el esquema de clasificación de Westhoff (1971, citado por Naveh y Lieberman, 1994 y Bridgewater, 1996) (Cuadro 1), en tanto que la franja de la provincia fisiográfica Llanura Costera del Pacífico los paisajes se clasifican como de tipo agrícola. En los niveles de degradación ecológica propuestos por Mateo y Ortiz (2001, citados por García y Muños, 2002) (Cuadro 2), en la parte de la cuenca alta del espacio costero se tienen áreas con degradación baja a media, en tanto que en la planicie costera se presentan niveles de degradación media a alta, aunque algunos humedales presentan degradación baja e inclusive las barras de los sistemas

estuarinos no presentan degradación.

Debido a las diferencias de origen y evolución de la costa de Sinaloa en la porción centro-norte del estado, la planicie costera es más amplia (70 km en promedio) y hay mayor disponibilidad de terrenos aptos para las actividades antropogénicas que en la porción centro-sur donde el ancho promedio de la planicie es de alrededor de 30 km. Asimismo, La disponibilidad de agua es mayor en el centro y norte del estado que en el sur. Mientras que en la región hidrológica RH10-Sinaloa el volumen de escurrimiento anual que se interna al estado es de  $0.2 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{km}^2$  y el gasto promedio de los ríos antes de las presas es de alrededor de 1 400 millones de metros cúbicos, en la RH11-Presidio-San Pedro el escurrimiento es de  $0.1 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{km}^2$  y el gasto de alrededor de 800 millones de metros cúbicos (INEGI, 1995). También resalta que en los paisajes de Mazatlán y Piaxtla-Elota, con un marcado predominio de elementos costeros secundarios (Rodríguez-Torres y Cordoba, 1977; López, 1986) fue donde los humedales costeros estuvieron menos representados.

El potencial que ofrece la planicie costera del centro y norte del estado para las actividades antropogénicas ha sido aprovechado históricamente, lo que aunado a otros factores sociales y culturales como los conflictos políticos entre los grupos de poder de Culiacán y Mazatlán de 1836-1867 (Ortega, 1999), ha propiciado un desarrollo económico diferencial entre el sur y centro-norte de Sinaloa, acentuándose las diferencias entre los paisajes de ambas regiones. Si bien la proporción entre coberturas naturales y culturales fue aproximadamente 1:1 en cada uno de los paisajes en que se dividió el espacio costero de Sinaloa, se encontraron porcentajes ligeramente mayores de coberturas culturales en la parte correspondiente al centro y norte del estado.

Las diferencias entre los paisajes del norte y sur no solo se dan en cuanto a la extensión de las actividades antropogénicas, sino que también en su tecnificación, mientras que en los distritos de desarrollo rural del norte del estado entre el 55 y 80% de los terrenos agrícolas están sujetos a riego, en el centro 40% y en el sur este porcentaje disminuye al 15%. En Municipios como Guasave y Culiacán más del 80% de la superficie agrícola es cultivada con semilla mejorada y fertilizada, en tanto que en el municipio El Rosario es menos de la mitad (INEGI, 1997; 1999; 2000).

En una región confluyen cierto número de paisajes que le confieren un carácter contrastante, pero cuenta con una esfera de actividades e intereses humanos comunes (Forman y Godron, 1986; Forman, 1995). Partiendo de esta consideración y de los patrones de cobertura y uso del terreno identificados en los paisajes costeros (Cuadro 14), el espacio costero de Sinaloa puede dividirse en dos regiones: centro-norte y centro-sur (Figura 12). La primera, abarcaría alrededor del 80% del espacio costero del estado, incluiría los paisajes de Agiabampo hasta Ceuta extendiéndose por la subprovincia fisiográfica de la Llanura Costera y Deltas de Sonora y Sinaloa y parte de la Llanura Costera de Mazatlán; estaría caracterizada por climas calidos secos, costas de origen primario con planicie amplia y un predominio de coberturas culturales. Por su parte la región centro-sur, estaría conformada por los paisajes de Piaxtla-Elota a Tecapán, extendiéndose por la parte restante de la Llanura Costera de Mazatlán y el Delta del Río Grande de Santiago; caracterizada por climas calidos húmedos, elementos costeros de origen secundario, una planicie más estrecha y predominio de coberturas naturales.

Los gradientes ambientales y económicos que se presentan a lo largo de la costa de Sinaloa no son claros en cuanto al impacto ambiental, pues los humedales tanto del sur

como del norte presentan evidencias de su degradación. Entre otras, se ha reportado contaminación por plaguicidas organoclorados, metales pesados y fertilizantes en sistemas de ambas regiones (Carvalho *et al.*, 1996; Soto-Jiménez, y Páez-Osuna, 2001; Osuna-Flores y Riva, 2002; Páez-Osuna *et al.*, 2002; Garay 2002). En términos paisajísticos, si bien en el centro y norte los cambios de marismas a camaronicultura o agricultura son mayores que en el sur, la reducción de los espejos de agua y los cambios en el paisaje en general son más evidentes en el sur. Asimismo, en Mazatlán es la parte del estado donde se presenta una alta urbanización de los humedales (Ruiz-Luna y Berlanga-Robles, 2003).

### **Tendencias de cambio en los patrones de cobertura y uso del terreno en la cuenca Lechuguilla-Ohuira-Navachiste**

Para analizar los cambios en los paisajes costeros de Sinaloa, así como algunos de sus impactos, se analizan dos estudios de caso que partieron de la generación de mapas temáticos a través del procesamiento digital de imágenes de satélite; el primero de ellos fue sobre los cambios en las coberturas y usos del terreno en la cuenca Lechuguilla-Ohuira-Navachiste y sus impactos sobre los patrones de escurrimiento.

Los datos de percepción remota ofrecen la oportunidad de evaluar la condición de los recursos ecológicos y establecer en distintas escalas las relaciones entre la composición y patrones de los paisajes con procesos ecológicos. Un paso fundamental en estos procesos de investigación es proporcionar información cuantificable de la exactitud temática y espacial de los mapas de coberturas del terreno derivados de datos de percepción remota (Skirvin *et al.*, 2004). Para el mapa temático de coberturas y usos del terreno en la cuenca Lechuguilla-Ohuira-Navachiste generado por la clasificación supervisada de imágenes

Landsat ETM+ del 2000 (Figura 16), dicha información se reporta en el Cuadro 16.

Los valores de exactitud total (89%) y el estimador del coeficiente de Kappa ( $K' = 0.88$ ) indicaron una fuerte coincidencia entre los datos de referencia y el mapa temático (Congalton y Green, 1999; Congalton, 2004), que puede asociarse a una clasificación casi perfecta ( $K \geq 0.81$ ) de acuerdo a las categorías propuestas por Landis y Koch (1977). La exactitud global alcanzada en la producción del mapa se debe en gran medida a la exactitud individual obtenida para las clases esteros y lagunas, poblados y camaronicultura las cuales presentaron exactitudes del productor y usuario del 100%, es decir que en la producción del mapa no se cometieron errores de comisión ni omisión por lo que el usuario de los mapas tiene plena certeza de que los polígonos identificados en una de dichas clases en verdad pertenece a ella (Congalton y Green, 1999). En el caso de las los esteros y lagunas las exactitudes del 100% se lograron por tratarse de la única clase acuática definida en los esquemas de clasificación, lográndose desarrollar firmas espectrales características sin generar traslapes con el resto de las clases (Cuadro 15). Las superficies acuáticas absorben la mayor parte de la radiación electromagnética emitida por el sol y sus firmas espectrales se caracterizan por valores de reflectancia media para las longitudes de onda del visible y cercanas a cero para las longitudes de onda de los infrarrojos, las longitudes de onda entre los los 1.3 y 27  $\mu\text{m}$  son referidas como bandas de absorción del agua (Campbell, 1996; Lillesand *et al.*, 2004).

Los algoritmos utilizados, Máxima verosimilitud y Extracción y Clasificación de Objetos Homogéneos (ECHO), se basan únicamente en información espectral para identificar clases discretas en una imagen y no tiene capacidad para la identificación de

formas, por lo que en el proceso de clasificación no fue posible diferenciar los poblados de las marismas, suelos desnudos o agricultura y las granjas camarónicolas de los esteros y lagunas o marismas. Así, fue necesario incorporar los polígonos de estas clases, digitalizados por fotointerpretación de las mismas imágenes o de material cartográfico disponible, posteriormente al proceso de clasificación, con la ventaja de hacerlo sin errores de comisión u omisión para estas clases. La incorporación de datos auxiliares, como por ejemplo los modelos digitales de elevación o polígonos digitalizados de cartografía existente, ya sea para regionalizar las imágenes previo a la clasificación (Ramsey III *et al.*, 2001), incorporarlos al proceso de clasificación con esquemas de redes neuronales (Mas, 2004), o bien utilizándolos después de la clasificación para incorporar polígonos de alguna clase en particular o para corregir la clasificación por interpretación visual (Klema, 2001), tienden a elevar la exactitud de los mapas.

Las firmas espectrales de cada año de la clase marismas con la clase suelos desnudos y de la clase manglar con la clase agricultura presentaron comportamientos similares en todas las bandas utilizadas (Cuadro 15). Por otro lado, la reflectancia de las cubiertas vegetales se incrementa considerablemente entre las longitudes de onda del 0.7 a 1.3  $\mu\text{m}$  y más allá decae (Lillesand *et al.*, 2004), este comportamiento se aprecia en las firmas espectrales del manglar y la agricultura (indicando la dominancia de cultivos en pie), pero en el caso de la selva y vegetación arbustiva se presentó un comportamiento atípico, presentando valores elevados de reflectancia en la banda cinco de Landsat ETM+, comportamiento común para áreas desprovistas de vegetación. Lo anterior se debió al comportamiento fenológico de los bosques caducifolios y espinosos y de los matorrales

xerófitos, los cuales pierden buena parte de su follaje, si no es que su totalidad, en la época de secas, que es cuando se adquirió la imagen. Esta peculiaridad si bien ofreció ventajas para distinguir al manglar de la selva incrementó la confusión entre la vegetación arbustiva con la selva y agricultura, siendo la vegetación arbustiva la que mayores errores de clasificación presentó (Cuadro 16).

En relación a las técnicas de detección de cambio empleada, la comparación postclasificatorio es considerada por algunos autores como un método poco efectivo dada la propagación multiplicativa de los errores individuales con que se producen los mapas que se comparan (Singh, 1989). Pero si en cada uno de los mapas que se comparan se tiene exactitudes altas, estas pueden reflejarse en la exactitud final de la comparación postclasificatoria obteniéndose resultados satisfactorios (Mas, 1999). En este estudio, bajo el supuesto de que todos los mapas presentaran exactitudes cercanas a las obtenidas en los mapas del 2000, dado que los criterios de selección de campos de entrenamiento y algoritmos de clasificación fueron los mismos (Ruiz-Luna y Berlanga-Robles, 1999; Munyati, 2000); las matrices de detección de cambio presentarían exactitudes totales de alrededor del 80% y coeficientes de Kappa de alrededor de 0.77, asociados a clasificaciones sustanciales ( $0.61 \leq K \leq 0.80$ ) (Landis y Koch (1977).

Asimismo, la comparación postclasificatoria entre mapas compuestos de clases discretas, permite definir diferencias y similitudes entre imágenes de satélite sin que la rectificación radiométrica sea condición necesaria, la comparación de imágenes con diferente resolución radiométrica (como en este estudio que se usaron imágenes Landsat MSS con cuatro bandas, TM y ETM+ con seis bandas) e inclusive incluir en el análisis mapas producidos por métodos diferentes a la clasificación de imágenes.



Los cambios en el paisaje de la cuenca Lechuguilla-Ohuira-Navachiste registrados durante el último cuarto del siglo pasado, estimados en alrededor del 30%, estuvieron relacionados principalmente a la actividad agrícola (Cuadros 18 a 20).

Con respecto a los humedales costeros dentro de la cuenca, los sistemas estuarinos y el bosque de mangle presentaron un comportamiento estable, contrastando con las marismas que mostraron una tendencia general negativa. El desarrollo de la camaronicultura en Sinaloa ha sido principalmente sobre estos ambientes. En la cuenca Lechuguilla-Ohuira-Navachiste, de las poco más de 4 000 hectáreas de estanquería estimadas en el 2000, más del 90% eran áreas de marismas en 1986 (Cuadro 19); situación similar se observa en el sistema Altata-Eensenada de Pabellón (Lieberknecht, 2000), bahía Ceuta (Alonso-Pérez *et al.*, 2003), bahía Santa María-La Reforma (García 2005) y en el sistema lagunar Teacapán-Agua Brava (este estudio).

Los impactos de la actividad acuícola se extienden por la construcción de canales, bordes, caminos y otras obras necesarias para su funcionamiento, pues estas alteran la hidrología de las marismas, interfiriendo con los patrones y tasas de flujo de agua y sedimentación (Kennish, 2001). Por otro lado, a pesar de cubrir un pequeño porcentaje del paisaje, la camaronicultura, se suma como otro vector de presiones sobre los sistemas de humedales aledaños, no solo por las posibilidades de cambio de uso del terreno y del flujo hidrológico natural, sino también por el aporte de nutrientes a los cuerpos de agua y la propagación de enfermedades que atacan a diversos organismos acuáticos, incluidos los mismos camarones (Hopkins *et al.*, 1995; Agraz, *et al.*, 2001).

De acuerdo con Páez (2001b), sistemas de producción camaronícola similares a los encontrados en la cuenca (sistemas con cultivo semi-intensivos principalmente) vierten a

los sistemas acuáticos 74.6 kg de nitrógeno y 19.9 kg de fósforo por hectárea dedicada al cultivo por año. Considerando las 4 045 hectáreas de estanquería estimadas en este estudio, se estarían vertiendo a las bahías alrededor de 302 toneladas de nitrógeno y 80 toneladas de fósforo al año.

Por lo que se refiere a los cambios en las coberturas terrestres, el principal desplazamiento de la selva en la región norte de Sinaloa sucedió a mediados del siglo pasado con el impulso de la agricultura. En los periodos analizados en este estudio, la clase selva mostró una mayor disminución de 1973 a 1986, la tasa de deforestación media anual se estimó en -2.1%, posteriormente, de 1986 al 2000, mostró una ligera recuperación y mayores signos de estabilidad. Actualmente, la clase presenta una distribución marginal dentro de la cuenca Lechuguilla-Ohuira-Navachiste en el extremo noreste de la misma y sobre la sierra de Navachiste que separa a las bahías Ohuira-Topolobampo de las bahías Navachiste-Vinorama-Macapule, en terrenos cuya pendiente no permiten las prácticas antropogénicas. Es importante señalar que la matriz de detección de cambio de 1973 a 1986 señala una transformación de suelos agrícolas a selva de casi 8 000 ha, considerando el intervalo de tiempo de esta transición es válido suponer que se trata de un error de clasificación en el mapa de 1986 y más bien se trata de un cambio de suelos a vegetación arbustiva.

En estudios de cambios de cobertura y usos del terreno en Sinaloa que incluyen amplias áreas de la subprovincia del Pie de la Sierra (Lieberknecht, 2000; Alonso-Pérez *et al.*, 2003; Martínez, 2003, García, 2005) se ha reportado que las selvas se ha mantenido relativamente constantes con tasas de deforestación menores a la reportada por Flores y Gerez (1994) a nivel estatal (3.3%); a diferencia de estudios que se enfocan sobre la

planicie costera (Ruiz-Luna y Berlanga-Robles, 1999; Berlanga-Robles y Ruiz-Luna, 2002, Ruiz-Luna y Berlanga Robles, 2003), cuyos indicadores de cambio muestran mayor variación para las coberturas vegetales naturales y tasas de deforestación de la selva similares o más elevadas a la estimada a nivel estatal.

Si bien la transformación agrícola del norte de Sinaloa se dio entre 1934 y 1940 impulsada por la reforma agraria y la construcción de presas y canales (Ortega, 1999), dentro de la cuenca Lechuguilla-Ohuira-Navachiste esta actividad continuo mostrando una tendencia de crecimiento de 1973 al 2000 (Cuadro 20). En todas las matrices de detección de cambio desarrolladas se encontró una fuerte interacción entre las clases vegetación arbustiva y agricultura, los terrenos agrícolas al ser abandonados promueven el desarrollo de vegetación secundaria que a su vez puede ser desplazada cuando los terrenos agrícolas son recuperados, siendo este un patrón común en los paisajes de Sinaloa (Ruiz-Luna y Berlanga-Robles, 1999; Lieberknech, 2000; Berlanga-Robles y Ruiz-Luna, 2002; Alonso-Pérez *et al.*, 2003).

El aumento del 30% de la extensión de la agricultura de 1986 al 2000 más que un crecimiento de la frontera agrícola se debe interpretar como una recuperación de terrenos para la actividad, pues de dicho porcentaje la mitad correspondió a la transición suelos agrícolas a agricultura y un cuarto de vegetación arbustiva a agricultura. Estos patrones de cambio, aunado al aumento de la estabilidad de localización de las clases selva y agricultura y las probabilidades de transición que presentaron en el periodo 1986-2000 con respecto a 1973-1986, son indicativo que la actividad agrícola está llegando a su máxima capacidad espacial dentro de la cuenca y su crecimiento solo sería factible por la recuperación de terrenos o a expensas de otras coberturas antropogénicas.

Los mosaicos de cobertura y usos del terreno son sistemas complejos con múltiples procesos de cambio, cada uno con su propia evolución y la mayoría de las veces asincrónicos; pese a lo cual los modelos basados en transiciones usan probabilidades para resumir los cambios sucedidos en un intervalo de tiempo (Liu y Andersson, 2004). El análisis de los cambios de uso del terreno con cadenas de Markov es una aproximación macroscópica que no explica directamente ningún proceso de cambio, pero permite analizar la dinámica de los usos del terreno en una cuenca o escala regional aun sin tener la certeza sobre los procesos complejos y las relaciones entre factores biofísicos, económicos y socioculturales que afectan los cambios en el uso del terreno (Luitjen, 2003).

Los indicadores de cambio estimados a nivel de paisaje (Cuadros 18 a 20) y las probabilidades de transición calculadas a partir de las matrices de detección de cambio indican en términos generales mayor capacidad de las clases para mantener sus espacios en el periodo 1986-2000 (Cuadro 21). Las mayores dinámicas de cambio se registraron en las clases marismas, vegetación arbustiva y suelos agrícolas.

Los cambios de cobertura y uso del terreno en la cuenca Lechuguilla-Ohuira-Navachiste presentaron una dinámica independiente en cada uno de los periodos analizados, la hipótesis nula de dependencia fue rechazada en la prueba con  $X^2$ . Aun así, las probabilidades de transición observadas de 1973 al 2000 no presentaron diferencias significativa con las probabilidades esperadas bajo la hipótesis de un proceso aleatorio homogéneo en el tiempo, por lo que los cambios de cobertura y uso del terreno en la cuenca muestran una propiedad markoviana: un comportamiento estocástico en el que el estado futuro del paisaje es independiente de los estados pasados y únicamente depende del estado actual (Ross, 1996; González, 2004).

Tanto a nivel local como regional los mayores impactos sobre los sistemas hidrológicos son causados por cambios en los patrones de cobertura y uso del terreno (Bhaduri *et al.*, 2000). Registros históricos de parámetros relacionados con la calidad del agua, tales como sedimentos suspendidos, las concentraciones de nitrógeno y fósforo y el oxígeno disuelto, han permitido demostrar que en humedales dentro de cuencas que han perdido gran parte de su cobertura vegetal natural la calidad del agua declina (Childers y Gosselink, 1990; Agardy *et al.*, 2005). Asimismo, los cambios de uso del terreno alteran significativamente las características hidrológicas de la superficie de los terrenos modificando los patrones y tasas del flujo del agua, con la consiguiente alteración de los sistemas costeros acuáticos que dependen de la dinámica que sigan tanto los aportes hídricos continentales como los terrígenos que les acompañan. Si este tipo de modificaciones en el balance hídrico sucede sobre áreas amplias o críticas de una cuenca o región puede tener impactos inmediatos y a largo plazo, incluyendo el aumento en los volúmenes de escurrimiento y la reducción de los suministros de agua a los mantos freáticos (Bhaduri *et al.*, 2000; 2001; Harbor, 1994; Ma, 2004).

En general, los cambios de cobertura y usos del terreno en la cuenca Lechuguilla-Ohuira-Navachiste no se han reflejado en la misma magnitud sobre los patrones de escurrimiento, de hecho el comportamiento en los volúmenes de escurrimiento fue en sentido contrario de lo esperado ya que de 1986 al 2000 disminuyeron y el coeficiente de escurrimiento presentó poca variación en relación a los porcentajes de cambio del paisajes estimados.

Mientras que el porcentaje de cambio de coberturas del terreno de 1973 a 1986 fue del 32%, el coeficiente de escurrimiento únicamente varió en cuatro puntos porcentuales; y

de 1986 al 2000 el porcentaje de cambio fue del 27% y el coeficiente de escurrimiento cambio solo 3 puntos porcentuales. Para todo el periodo analizado el porcentaje de cambio fue de 33%, pero la diferencia entre los coeficientes de escurrimiento varió en siete puntos porcentuales. La variación en el volumen de escurrimiento fue de la misma magnitud que la del volumen de lluvia, los coeficientes de variación fueron de 26 y 27%, respectivamente, que aunado a la constancia relativa de los coeficientes de precipitación, hacen suponer que los cambios en los volúmenes de escurrimiento total en la cuenca están asociados más a los cambios en la precipitación que a cambios en la cobertura y uso del terreno.

Este comportamiento en los volúmenes de escurrimiento dentro de la cuenca, se debe en buena medida a la naturaleza de los suelos predominantes en la cuenca y de los cambios de cobertura del terreno. Dentro de los cuatro grupos hidrológicos de suelo, el tipo D, que fue predominante en la zona de estudio, es el de menor capacidad de infiltración o mayor potencial de escurrimiento. Los Vertisoles, Solonchak y Castañozem fueron agrupados en esta categoría, dado que se trata de suelos con alto contenido de arcillas, lo que les confiere una textura fina. Así, el grupo D cubrió el 72% de área de la cuenca y los cambios en el potencial de escurrimiento por cambios de uso del suelo son de menor magnitud en este tipo de suelos. Por ejemplo, mientras que en los suelos del grupo A el paso de una cobertura forestal a una agrícola o urbana significa una disminución del potencial máximo de retención (S) de entre 18 y 20 unidades, en los suelos del grupo D la disminución por estos cambios es tan solo de una a dos unidades.

Por otro lado, como se mencionó párrafos arriba, existe una intensa interacción entre vegetación arbustiva y agricultura y la estabilidad de residencia de la agricultura de 29% en 1986-2000 (Cuadro 19) y de 17.5% en 1973-2000 (Cuadro 20), más que un

crecimiento de la frontera agrícola se debe de interpretar como la recuperación de terrenos para la actividad. Las transiciones de agricultura a vegetación arbustiva y de suelos a agricultura, bien representadas en las matrices de cambio generadas, significan un aumento en el potencial máximo de retención de entre 0.5 y 8 unidades, dependiendo de las propiedades hidrológicas de los suelos en donde suceden los cambios. Estos aumentos en el potencial de retención compensaron en cierta forma el aumento en el potencial de escurrimiento de 1986 al 2000 que se presentó por la conversión de más de 10 000 ha de marismas a campos agrícolas (Cuadro 17).

INEGI (1995) reporta un volumen de escurrimiento anual de 74 millones de metros cúbicos para la cuenca Lechuguilla-Ohurira-Navachiste, entre dos y cuatro veces menor a los volúmenes estimados en este estudio con el método del número de curva. Estas diferencias se deben en buena medida a los métodos empleados. En el procedimiento seguido por el INEGI, se estima un coeficiente de escurrimiento (en el caso de esta cuenca de 5.6%) basado en las propiedades físicas de la cuenca y el volumen de escurrimiento se obtiene al multiplicar este coeficiente por el volumen anual de precipitación, que a su vez es estimado por multiplicar la precipitación media anual por el área de la cuenca. Por su parte, el método del número de curva estima de manera directa el volumen de escurrimiento en una cuenca a partir del cálculo de la infiltración total para un evento de lluvia, agregando las variaciones espaciales y temporales de las propiedades hidrológicas del suelo, los usos del terreno y las condiciones de humedad (Ponce y Hawkins, 1996). El coeficiente de escurrimiento se estima posteriormente al dividir el volumen de escurrimiento entre el volumen anual de precipitación, este último estimado de manera similar que el INEGI.

El método del número de curva es un procedimiento sencillo para estimar el

volumen de escurrimiento en un solo evento de tormenta pero puede escalarse para encontrar valores de escurrimiento promedio anual (Ma, 2004). El método no está diseñado para producir estimaciones exactas de los volúmenes de escurrimiento, más bien debe tomarse como un instrumento para generar indicadores de los impactos relativos del cambio de las coberturas y usos del terreno sobre los patrones de escurrimiento y recarga de agua en una cuenca (Harbor, 1994).

La estimación del escurrimiento para largos periodos de tiempo o para muchos años expresado como una estadística del promedio anual, como se hizo en este estudio, proporciona indicadores de los impactos hidrológicos por cambios de uso del terreno diferentes a los que proporcionan las estimaciones de escurrimiento para un solo evento de lluvia. Un gran porcentaje del escurrimiento producido durante un año, más que resultado de eventos de lluvia prolongado, es resultado de la suma de escurrimientos generados durante eventos de precipitación menor que producen escurrimientos más frecuentes conforme los usos del terreno en la cuenca se incrementan. Así, el nivel de escurrimientos anual es importante en términos de la recarga de los mantos freáticos y el balance global de entrada de agua dulce a las zonas costeras (Harbor, 1999).

### **Tendencias de cambio y patrones espaciales de los humedales del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava**

En el sur del espacio costero de Sinaloa se localiza el sistema litoral Majuahual, el cual se conecta a través del estero Puerta del Río con la laguna Agua Brava, localizada en el estado de Nayarit para conformar el sistema lagunar Teacapán-Agua Brava. En este sistema se desarrolla el bosque de mangle más extenso del Pacífico mexicano y se trata de uno de los



humedales prioritarios de México. Dado lo anterior, así como el enfoque de paisaje que se dio a este estudio, el espacio costero de Sinaloa se extendió hasta la región norte de la costa de Nayarit para analizar las tendencias de cambio y los patrones espaciales de los humedales en la totalidad del sistema.

Los mapas temáticos de los humedales del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava producidos por la clasificación de imágenes Landsat (Figuras 21 a 25) alcanzaron niveles de exactitud altos, de acuerdo a la técnica propuesta para su evaluación, con estimadores del coeficiente de Kappa significativamente mayores a cero, lo que indica que los procedimientos seguidos generaron mapas con mayor exactitud que los producidos por un proceso al azar (Congalton & Green 1999). En tres de los cuatro casos en que se evaluó la exactitud (Cuadros 26 a 29), se obtuvieron valores de K' iguales o mayores a 0.81, que se asocian a una clasificaciones casi perfectas, en tanto que el mapa de 1995 registró una K' de 0.8, asociado a una clasificación sustancial (Landis y Koch, 1977).

Es importante hacer notar que aun cuando la Secretaría de Programación y presupuesto (SPP) e INEGI no reportan la exactitud de sus mapas, estos se utilizaron como datos de referencia bajo el supuesto de que fueron producidos con una exactitud total del 100%. En eso sentido, los indicadores de exactitud estimados hacen referencia a la concordancia entre dichos mapas y los producidos en este estudio más que con las coberturas del terreno reales presentes en esos años. En cuanto se utilizaron datos de campo como referencia, tanto la exactitud individual de cada clase como la exactitud total aumentaron y el K' del 2000 fue significativamente diferente al de 1986 y 1995.

En el caso del manglar, éste se clasificó con mayor número de errores en comparación con la clasificación total, aunque registró valores de exactitud más altos en el

mapa del 2000 que para el resto de los años: alrededor de 7% del manglar existente en ese año no quedó registrado como tal y un porcentaje similar del área señalada como manglar en realidad pertenecían a otra cobertura.

El manglar del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava en su totalidad o parcialmente ha sido estudiado en repetidas ocasiones con métodos de percepción remota (De la Lanza *et al.*, 1996; Berlanga, 1999; Kovacs *et al.*, 2001a; 2001b; 2004; 2005; Berlanga-Robles y Ruiz-Luna 2002; Acosta 2003; Carrera y de la Fuente, 2003), reportándose estimaciones discordantes en cuanto a la extensión del manglar. De la Lanza *et al.* (1986) estimaron una extensión de 108 113 ha de manglar en diferentes condiciones; Kovacs *et al.* (2001a) reportaron 47 400 ha en 1986 y 46 800 ha en 1999, reportando también que el 18% de la cobertura estimada en 1986 se trataba de manglar muerto o en condiciones pobres. Acosta (2003) reportó 70 592 ha en 1990 y 63 671 ha en el 2000 de las cuales 2 258 y 4 882 ha, respectivamente correspondían a manglar muerto. Por su parte Carrera y de la Fuente (2003) hicieron una diferenciación entre mangle muerto y vivo y en 1995 reportaron 69 969 ha de la primera condición para la región de Agua Brava y 12 977 ha para la región de Teacapán. En este estudio en 1973 se estimaron 89 182 ha de manglar vivo y 75 042 ha de manglar vivo y 8349 ha de manglar muerto para el 2000.

La discordancia entre estas estimaciones se debe en primera instancia a diferencias en las áreas analizadas, que en algunos casos incluyen o excluyen áreas de manglar como es el caso de manglares en San Blas, la laguna de Mexcaltitán y parte del sistema litoral Majahual. También se presentan discrepancias en la categorización del manglar, por ejemplo Kovacs *et al.* (2001a) y Acosta (2003) no consideraron parches arbustivos dentro de sus clasificaciones. La mayor coincidencia de este estudio en cuanto al área cubierta y la

definición de la clase manglar se da con el trabajo de Carrera y de la Fuente (2003), pero aún así, existen una diferencia de 3 000 ha entre la estimación de estos autores y la del presente estudio en 1995.

De los trabajos citados, únicamente Acosta (2003) cuenta con una evaluación de la exactitud, reportando estimadores del coeficiente de Kapa ( $K'$ ) y exactitudes para el mangle similares a los de este estudio. Aún así, la exactitudes reportadas por dicha autora y la de este estudio podrían estar sobrestimadas si se considera que el área analizada es de casi 450 000 ha y el muestreo aleatorio de puntos de prueba es inadecuado para evaluar mapas de áreas grandes (Stehman, 2004).

Clasificar grandes áreas por regionalización y la incorporación de datos auxiliares en los procesos de clasificación (Ramsey III *et al.*, 2001; Mas, 2004), aunado a una mejoría de la resolución radiométrica de las imágenes puede incrementar la exactitud en el inventario y monitoreo de los humedales. Asimismo, un diseño de muestreo de puntos o áreas de prueba integrando métodos estratificados, de cúmulos y datos existentes generarían evaluaciones más robusta de la exactitud de mapas de grandes áreas (Stehman, 2004). Además de la implementación de estas técnicas, el desarrollo de un protocolo para el procesamiento de datos de percepción remota (Green *et al.*, 1996) y un esquema de clasificación de humedales que tengan amplia aceptación ayudarían a minimizar las discrepancias entre distintas evaluaciones (Berlanga-Robles y Ruiz-Luna, 2004).

En relación a las técnicas de detección de cambio, aun considerando la propagación multiplicativa de los errores individuales de cada uno de los mapas que se traspusieron (Singh, 1989), los valores de  $K'$  para las matrices de detección de cambio se sitúan por arriba de 0.61, correspondientes a clasificaciones sustanciales (Landis y Koch, 1977).

Asumiendo que las clasificaciones o mapas temáticos son representativos de las coberturas presentes durante las fechas evaluadas, es posible determinar que las diferentes perturbaciones que han actuado sobre el sistema lagunar Teacapán-Agua Brava han afectado la extensión y los patrones espaciales de los humedales en su conjunto. Todos los humedales naturales presentaron tendencias generales de cambio negativas (Cuadro 30), siendo las marismas las más afectadas, disminuyeron alrededor del 18% de 1973 al 2000. Si bien un porcentaje importante de las pérdidas de humedales se debieron a la transición a coberturas terrestres, casi 20 000 ha, la extensión de estas últimas se mantuvo constante y en todos los periodos analizados presentaron una alta capacidad para mantenerse en un mismo sitio (estabilidad de localización), por lo que la mayor parte del cambio registrado en las distintas matrices de cambio generadas corresponde a interacciones entre humedales incluyendo al manglar muerto y la camaronicultura.

En el caso particular del manglar, la tasa de deforestación media anual estimada de 1973 al 2000 (0.64%), es una de las más altas registradas en comparación con otros sistemas del noroeste del país (Ruiz-Luna y Berlanga-Robles 1999; 2003; Berlanga-Robles y Ruiz-Luna 2002; Alonso-Pérez *et al.*, 2003; García, 2005; Ruiz *et al.*, 2005).

Aunque no hay un registro preciso de cuando inicia la camaronicultura en la zona, para el presente estudio se hace presente en 1986 y si bien en todos los años en que estuvo presente representó un pequeño porcentaje del paisaje (Cuadro 30), fue la clase con mayor tasa de crecimiento, cuadruplicando su extensión en 10 años. Al igual que en la cuenca Lechuguilla-Ohuira-Navachiste, la camaronicultura se ha desarrollado principalmente sobre terrenos de coberturas terrestres y marismas, y los cambios de uso del terreno de manglar a estanquería detectados fueron mínimos, 102 ha de 1973 al 2000, similar a toda la costa de

Sinaloa (Ruiz *et al.*, 2005).

Retomando las estimaciones de Páez (2001b), la carga de nutrientes a los esteros y lagunas por esta actividad paso de cero a 38 toneladas de nitrógeno y 10 toneladas de fósforo al año de 1973 a 1986, y a 239 toneladas de nitrógeno y 64 de fósforo al año en el 2000. Impacto que se agrava si se considera que mientras la carga de nutrientes por camaronicultura y otras fuentes aumenta el área de ambientes depuradores del agua como marismas y manglares disminuye. Aun así, las concentraciones de nutrientes en Teacapán-Agua Brava son menores a la de otros sistemas de Sinaloa y es caracterizado como oligotrófico y mesotrófico (Garay, 2002).

En 1972 se abrió el canal artificial de Cuautla para conectar a la laguna Agua Brava con el océano Pacífico intentando incrementar su producción pesquera, aunque la deficiente planeación de la obra provocó una continua erosión del canal, que ha pasado de unos cuantos metros de ancho y profundidad a un canal con boca de alrededor de dos kilómetros de ancho y profundidades mayores a los 20 m (Anexo 4). Previo a la apertura del canal no se reportaron impactos severos de la actividad antropogénica sobre los humedales del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava, pero con su apertura y su continua erosión se modificaron los patrones de circulación y propiedades fisicoquímicas del agua, a lo que se atribuye una mortalidad considerable de árboles de manglar (Flores-Verdugo *et al.* 1997). En el mismo sentido, Kovacs *et al.* (2001a) consideran que la apertura del canal provocó la mortalidad del 18% del manglar, porcentaje en principio acorde con los indicadores de cambio del manglar estimados para el periodo 1973-1986. Sin embargo, aunque la estabilidad de localización indica que el 18% del manglar en 1973 presentó transición a otras clases en 1986, el brote de nuevos parches fue equivalente a las pérdidas y la

estabilidad de residencia indica una disminución neta de la clase del 2%. Los valores de ambas estabildades son indicadores de que la apertura del canal, además de la mortalidad masiva de árboles, generó cambios en la composición del bosque de mangle promoviendo una sucesión de especies. El aumento en el flujo y salinidad del agua tiene impactos más severos sobre parches de *Laguncularia racemosa*, en tanto que las nuevas condiciones favorecen el brote de parches de *Rhizophora mangle*.

Por otra parte, el paso del huracán Rosa en octubre de 1994 provocó en el bosque de mangle una reducción de la densidad de los fustes y del área basal del 31 y 51%, respectivamente (Kovacs *et al.*, 2001b). En el periodo 1990-1995, la estabilidad de localización estimada indica pérdidas considerables de manglar, pero al igual que en 1973-1986, éstas fueron compensadas por el brote de nuevos parches y la disminución neta fue de casi el 3%. Partiendo de una tasa de deforestación media anual de 0.47% (1973-1990) y la superficie estimada en 1990, la pérdida directa de manglar debida al meteoro se estima en alrededor de 600 ha.

A pesar de que la apertura del canal de Cuautla y el paso del huracán Rosa son considerados como los principales eventos de perturbación a los que ha estado sujeto el sistema lagunar Teacapán-Agua Brava, las mayores tasas de deforestación del bosque de mangle se estimaron para los periodos 1986-1990 y 1995-2000, posteriores a dichas perturbaciones. Adicional a los impactos por la apertura del canal y el paso del huracán, se deben considerar los impactos generados por la construcción de canales, drenes, caminos y granjas camaronícolas sobre los humedales. En 1986, además de las primeras granjas acuícolas, se registró la presencia de diversos canales sobre las lagunas del sistema litoral Majahual y los esteros que comunican al estero de Teacapán con la laguna Agua Brava, así

como de caminos rurales en esta última zona y entre las lagunas Agua Brava y Grande de Mexcaltitán. Además, entre 1995 y el 2000 se construyó un canal que conecta a las lagunas Cañas y Agua Grande.

También se debe considerar el impacto de los cambios de uso del terreno en las inmediaciones del sistema. Durante el último cuarto del siglo pasado el 30% del territorio de los municipios de la costa norte de Nayarit registraron cambios de uso del terreno, la frontera agrícola creció en un 36% en tanto que las selvas y bosques templados registraron una tasa de deforestación de 1.3% (Rodríguez, 2006). Tendencias de cambio similares son reportadas en el sur de Sinaloa por Berlanga-Robles y Ruiz-Luna (2002) y por Berlanga *et al.* (2003).

La construcción de canales, caminos y estanques sobre los humedales y la presencia de la agricultura en sus inmediaciones interfieren en procesos vitales para la estabilidad de los humedales como los patrones normales de inundación y drenaje de las mareas, el flujo superficial del agua dulce, el suministro de sedimentos y la acreción vertical (Kennish, 2001), así como en la calidad del agua (Mitsch y Gosselink, 1993).

Es importante resaltar que la tendencia general negativa mostrada por el manglar de 1973 al 2000 estuvo acoplada con una disminución del espejo de agua de esteros y lagunas de alrededor del 12%; en el sistema litoral Majahual las lagunas con comunicación restringida con el mar, se presentan problemas de desecación por el déficit de agua dulce asociados a cambios de uso del terreno y es la parte del sistema Teacapán-Agua Brava donde se presenta la mayor concentración de infraestructura de canales, drenes y granjas, así como la de mayores tasas de deforestación del manglar (Berlanga, 1999; Berlanga-Robles y Ruiz-Luna, 2002).

Aun, cuando las mayores tasas de deforestación se presentaron en los periodos 1990-1995 y 1995-2000, la estabilidad de localización se mantuvo relativamente constante en todos los periodos analizados, lo que indica que los diferentes eventos de perturbación han impactado de manera similar al bosque de mangle en cuanto a su capacidad para mantenerse en un mismo sitio, pero la fragmentación de los humedales por la construcción de canales, caminos y granjas han inhibido el brote de parches nuevos, siendo estos los que compensaron las pérdidas de manglar causadas por la apertura del canal de Cuautla y el paso del huracán Rosa.

A pesar de las diversas perturbaciones, alrededor del 70% del manglar estimado en el 2000 se mantuvo en un mismo sitio, pero el componente resistente del bosque de mangle no ha presentado la misma capacidad para mantener su dosel; la condición de éste, analizada a través del NDVI, registró cambios significativos con una tendencia hacia el predominio de parches con dosel abierto.

El NDVI está positivamente correlacionado con el dosel de vegetaciones homogéneas y en general es buen indicador del estado de la densidad de la vegetación (Maracchi *et al.*, 1996; Purevdorj *et al.*, 1998). A pesar de que es sensible al sustrato de la vegetación (Gilabert *et al.*, 1997), se ha encontrado una fuerte correlación positiva con el índice del área foliar de bosques de mangle (Ramsey III y Jensen 1996; Green *et al.*, 1997; Kovacs *et al.*, 2004).

De 1973 a 1986 el NDVI promedio pasó de 0.43 a 0.35 y la proporción de manglar caracterizado con dosel cerrado se redujo alrededor del 20%, por lo que en principio la apertura del canal de Cuautla pareciera ser el evento con mayores repercusiones sobre el dosel del manglar. Asimismo, la amplitud de los intervalos de cambio del NDVI en general



fue similar en todos los periodos analizados, pero ponderando con el tiempo, las mayores variaciones se presentaron de 1986 a 1990, cuando también se registró la mayor tasa de deforestación, además en 1990 fue cuando se presentó la mayor dominancia del manglar con dosel abierto.

Aún cuando se presentaron diferencias significativas en las proporciones de manglar con dosel abierto y cerrado, siendo 1973 y 1990 los años con mayores discordancias con respecto a los valores esperados, el comportamiento del NDVI promedio a lo largo del tiempo, podría ser un indicativo de que la condición del bosque de mangle tiende a estabilizarse.

En cuanto al análisis de los patrones espaciales, el conjunto de humedales en el sistema Teacapán-Agua Brava en el 2000 conformaban un mosaico heterogéneo de casi 150 000 hectáreas dividido en 3 100 parches. El parche de mayor tamaño representó el 21.4% y estuvo asociado a la clase manglar que representó el 50% del área total de los humedales. A pesar de esta dominancia la diversidad de Shannon alcanzó un valor cercano al máximo esperado para cinco clases, el índice de equidad fue de 0.768.

La gran mayoría de los parches fueron pequeños, el 90% de ellos equivalió tan solo al 9% del área total de humedales, lo cual se reflejó en un bajo grado de coherencia, que se define como la probabilidad de que dos animales ubicados en dos áreas diferentes de un mismo paisaje puedan encontrarse (Jaeger, 2000).

Las métricas de índice de división, índice de partición y tamaño efectivo de malla miden del grado de fragmentación de un paisaje basadas en dicha probabilidad (Jaeger, 2000). Si bien están diseñadas para utilizarse en mapas binarios del modelo simplificado de paisaje de islas biogeográficas, el programa Fragstat 3.3 permite su estimación a nivel de

clase con mapas de modelos de paisaje de mosaico. Cuando se estiman a nivel de clase, el tamaño efectivo de malla es funcionalmente equivalente a la media ponderada del área de los parches, y junto con el índice de división son redundantes, pese a lo cual su uso simultáneo puede ser útil debido a sus diferentes interpretaciones y escalas (Neel *et al.*, 2004). Asimismo, el índice de división es una métrica de fragmentación poco sensible a los efectos de la resolución de los datos (Saura, 2004).

Los valores obtenidos para estas métricas se aproximaron a valores teóricos que indican fragmentación, por ejemplo el índice de división de las marismas fue de uno, máximo valor de desagregación de los parches (Jaeger, 2000). También para el conjunto de los humedales se obtuvieron valores asociados a paisajes fragmentados, contrastando con la interpretación del índice de contagio, pues el valor calculado indica una agregación media entre los parches del conjunto de humedales.

El índice de contagio es una métrica estimada a nivel de paisaje para cuantificar el grado de agregación de los tipos de cobertura dentro de un paisaje que puede ser insensitiva a los patrones del paisaje cuando existe una amplia dispersión o una fuerte aglomeración de los parches (Hargis *et al.*, 1998; Frohm, 1998). Esta última condición está presente en el sistema lagunar Teacapán-Agua Brava. En tanto que las métricas basadas en el grado de coherencia presentan mayor capacidad para distinguir los patrones espaciales (Jaeger, 2000).

Las granjas camaronícolas presentaron mayores evidencias de fragmentación, por ejemplo el tamaño efectivo de maya fue de 2.7 ha, pero estos sistemas están bien comunicados a través de corredores como carreteras, caminos rurales, drenes y esteros; condición que en este estudio no fue considerada, pero que es de gran relevancia en el

estudio y manejo de las enfermedades que atacan al camarón, tanto cultivado como de poblaciones silvestres. El origen antropogénico de las granjas camaronícolas quedó reflejado en su valor de dimensión fractal perímetro-área. Así, el área total y el número de parches fueron las métricas más relevantes para describir a las granjas camaronícolas por ser humedales antropogénicos que operan independientemente unos de otros, generalmente cultivando camarón blanco (*Litopeneus vannamei*) con métodos semi-intensivos (Hernández-Cornejo y Ruiz-Luna, 2000; Ruiz y Berlanga, 2003).

Una situación similar a la conectividad de las granjas camaronícolas ocurre con las lagunas, pues están conectadas por pequeños esteros o canales naturales que no fueron detectados por la resolución de Landsat ETM+. Asimismo, las marismas cuando son inundadas constituyen puentes acuáticos temporales que comunican a los esteros y lagunas, pero en el sistema litoral Majahual los cambios en los patrones hidrológicos inducidos por actividades humanas han provocado la interrupción de dichos puentes (Berlanga-Robles y Ruiz-Luna, 2002).

La dimensión fractal perímetro-área (D) es una métrica que proporciona información sobre la irregularidad del borde de los parches, cuyos límites teóricos están entre uno y dos, con valores próximos a dos indicando mayor complejidad (Hargis, *et al.*, 1998). Asimismo, es un indicador de la disponibilidad de ambientes de frontera que puede utilizarse para asignar funciones ecológicas a la forma de los parches, así como para detectar impactos de las actividades antropogénicas (Liu y Cameron, 2001).

La dimensión fractal estimada para cada humedal y en su conjunto se acercaron más al valor teórico inferior. Dentro de los humedales naturales, el valor más bajo correspondió a Esteros y lagunas con un valor cercano a los estimados por Liu y Cameron (2001) para

humedales de Galveston Bay, USA con alto impacto por la construcción de carreteras y caminos; en tanto que los valores estimados para marismas y manglar fueron cercanos a los estimados por dichos autores para humedales con impacto bajo y medio. Esta comparación debe tomarse con suma cautela, ya que las estimaciones de estos autores fueron hechas a partir de datos vectoriales y las métricas del paisaje son sensibles a la estructura (vectorial-raster) y resolución de los datos, invalidando en muchas ocasiones las comparaciones entre paisajes representados en formatos y escalas diferentes (Frohm, 1998; Turner *et al.*, 2001; Saura, 2004).

Los 668 parches en que se distribuyó el manglar mostraron un patrón similar al observado para el conjunto de los humedales, el 90% de los parches representan menos del 10% del área total y dos parches asociados a la Laguna Agua Brava equivalieron al 70%, aún así, el índice de división y el tamaño efectivo de malla indican una mayor agregación entre los parches de manglar que la detectada para el conjunto de humedales.

Las estimaciones de la estabilidad de localización siempre indicaron un porcentaje de pérdida de manglar mayor al expresado en las estabilidades de residencia (Cuadros 26 a 30), indicando que el brote de nuevos parches mitigaron el efecto de las perturbaciones de origen natural y antropogénico sobre la extensión del manglar, de 1973 a 1986 se perdieron alrededor de 20 000 ha, pero también se ganaron poco más de 9 000 ha por lo que la tasa de deforestación media anual fue de 0.64% y no del 1.12%.

Una situación similar se ha presentado al este de Australia donde parches nuevos han permitido mantener la estabilidad en la extensión y otros parámetros espaciales del bosque de mangle (Manson *et al.*, 2003); pero en el caso de Teacapán-Agua Brava, los brotes nuevos de manglar no han significado mayor agregación de los parches. Previo a las

perturbaciones, simulado con el escenario Manglar-1, un solo parche conformaba el 70% del bosque y el tamaño efectivo de malla, representando el 50% del área total, fue cuatro veces mayor que el de la condición reciente representada con la clase manglar, cuando el índice de parche mayor y el tamaño efectivo de malla ya solo representaron el 20 y 14% del área total (Cuadros 38 y 39).

La distribución de los parches de manglar permitió distinguir dos zonas principales: 1) Teacapán (asociado a la laguna Agua Grande y los esteros Teacapán y El Maiz) y 2) Agua Brava (asociado a las lagunas Agua Grande y Mexcaltitán), representando el 79 y 20% del total de manglar estimado (Figura 31). Las métricas de índice de división, tamaño efectivo de malla e índice de partición indican mayor fragmentación del manglar de la zona de Teacapán con respecto al de Agua Brava. Los signos de mayor perturbación en la zona de Teacapán no se limitaron a la conectividad de los parches, sino que también se reflejaron en el dosel, en donde el 90% de los píxeles se asociaron a manglar con dosel abierto.

La dimensión fractal perímetro-área presentó valores similares antes y después de las perturbaciones, así como en el manglar de Teacapán y Agua Brava. Esta medida es esencialmente una estadística en el nivel de parche relacionada a la irregularidad de los parches que no puede diferenciarse entre paisajes si todos los parches presentan irregularidades similares (Hargis, *et al.*, 1998).

Si las perturbaciones se presentan a manera de parches discretos la dimensión fractal se mantiene constante o presenta variaciones mínimas aún cuando el nivel de perturbación aumente significativamente (Hargis, *et al.*, 1998). Por otro lado, de acuerdo con Turner *et al.* (2001) cuando la dimensión fractal es calculada a partir de la regresión de los logaritmos del perímetro y el área, como en este caso, si los parches no son mayores a

100 celdas, el tamaño de grano de los datos podría influir en el análisis de regresión. Aún con estas consideraciones, la dimensión fractal registró valores más elevados cuando se relacionó con la condición del dosel (escenarios 3 y 3b), los parches con dosel cerrado presentaron mayor complejidad.

Asimismo, se esperaba una mayor agregación de manglar con dosel cerrado en relación al de dosel abierto, toda vez que la primera condición se concentra en la zona de Agua Brava, pero todas las métricas estimadas indicaron una fragmentación similar para ambas condiciones. Quizás al regionalizar esta simulación y calcular las métricas para las distintas condiciones para Teacapán y Agua Brava de manera separada, se obtengan los valores esperados de mayor complejidad y coherencia para los parches con dosel cerrado.

## CONCLUSIONES

A partir de la confluencia de las cuencas hidrográficas de Sinaloa sobre la provincia fisiográfica de la Llanura Costera del Pacífico (planicie costera) y la subprovincia Pie de la Sierra (cuena alta) se delimitó el espacio costero del estado, extendiéndose más allá de límites estatales sobre 4 565 698 ha en la parte continental y 33 002 ha de territorio correspondiente a las barras de los esteros y bahías. La delimitación propuesta incluye los elementos mínimos de la designación de Zona Costera: las áreas intermareal y supramareal, así como la franja funcional de ambientes terrestres que influyen sobre las aguas costeras. Acotando a los límites estatales, el espacio costero de Sinaloa constituye una franja paralela al litoral de 3 893 767 ha.

Considerando la distribución de las cuencas hidrológicas de Sinaloa, los principales sistemas estuarinos que de ellas se abastecen o que reciben su influencia y en función de las coberturas naturales y culturales en el espacio costero de Sinaloa, cuya proporción aproximada es 1:1, se definieron nueve paisajes costeros.

Con base en los patrones de cobertura y usos del terreno en cada uno de los paisajes costeros, del origen, evolución y las características fisiográficas de la costa, el espacio costero de Sinaloa se dividió en las regiones centro-sur y centro-norte.

La región centro sur se extiende del sistema litoral Majahual, en los límites con Nayarit, hasta la cuenca de los ríos Piaxtla-Elota, está caracterizada por presentar elementos de costa secundaria, una llanura costera estrecha y un patrón e coberturas de uso del terreno con una ligera dominancia de las coberturas culturales. En esta región se reportan las tasas de deforestación del manglar más altas y disminuciones significativas del espejo de agua de esteros y lagunas costeras.

La región centro-norte se extiende de bahía Ceuta hasta bahía Bacorehuis en los límites con Sonora. La caracteriza una costa primaria con planicie costera amplia en donde la agricultura y acuicultura del camarón han tenido gran impulso, pese a lo cual no se registra una marcada dominancia de las coberturas culturales.

En ambas regiones las actividades antropogénicas se han concentrado sobre el componente de la planicie costera, mientras que el componente de la cuenca alta ha mantenido sus coberturas naturales en buen estado.

La agricultura fue la cobertura dominante, cubriendo el 48% del área costera y el desarrollo de esta actividad ha generado la homogeneidad espacial de la planicie costera, extendiéndose en una franja que separa a los humedales costeros de la selva.

Los humedales costeros cubrieron el 7% del espacio costero de Sinaloa y en términos generales la extensión de esteros, lagunas y manglares se ha mantenido constante por un periodo de aproximadamente 30 años, contrastando con las marismas que presentan tendencias de cambio negativas, dada la presión que la agricultura y camaronicultura ejercen sobre estos ambientes.

El paisaje de la cuenca Lechuguilla-Ohuira-Navachiste, una región agrícola característica de Sinaloa, se encuentra dominado por las coberturas agrícolas, condición que se presenta por lo menos desde la década de los 70's del siglo XX. Los cambios en la cobertura y uso del terreno, analizados de 1973 al 2000, siguieron un comportamiento estocástico que se puede modelar con una cadena de Markov de primer orden. Los cambios en la cuenca se podrían generalizar al resto de la planicie costera en relación al porcentaje de cambio (alrededor del 30%) y uno de los cambios más representativos: la transición-agricultura-vegetación secundaria-agricultura.



Si bien existe un dominio particular de la agricultura sobre el paisaje de la cuenca, las coberturas naturales cubren el 41% de la misma y en la planicie costera forman un cúmulo de ambientes interrelacionados, cuya conectividad debe de ser considerada en las propuestas de ordenamiento y conservación de la región.

Los cambios de cobertura y uso del terreno en la cuenca lechuguilla-Ohuira-Navachiste no se reflejaron en la misma magnitud en el potencial de escurrimiento de la cuenca, los coeficientes de escurrimiento se mantuvieron relativamente constantes y las variaciones en el volumen de escurrimiento medio anual se deben más a las variaciones en la precipitación que a los cambios de uso del terreno.

Sinaloa comparte con Nayarit la distribución del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava, donde se desarrolla el bosque de mangle más extenso del Pacífico mexicano. De 1973 al 2000 todos los humedales naturales del sistema presentaron tendencias de cambio negativas, en particular para el manglar se estimó una tasa de deforestación media anual del 0.64%, una de las más altas registrada en la costa noroeste de México. En el 2000 el bosque de mangle contaba con una superficie del de 75 000 hectáreas, de las cuales alrededor del 70% ya estaban presentes por lo menos desde 1973, pero el componente resistente del bosque de mangle no ha presentado la misma capacidad para mantener su dosel, pues mientras que en 1973 los parches caracterizados con dosel abierto representaba el 80% del bosque, a partir de 1986 solo representan la mitad.

La apertura del canal de Cuautla se presenta como el primer evento probable de perturbación severa sobre el bosque de mangle, pero sin intentar reducir la relevancia de este y otros eventos de perturbación, así como el impacto acumulado, la construcción de infraestructura que interrumpe el flujo de mareas como estanques, canales, bordos y

caminos se identificó como el principal agente perturbador del bosque de mangle, pues además de inducir la pérdida de área y una baja condición del dosel, también inhibe el brote de parches nuevos.

Los humedales del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava, incluyendo al manglar, están dominados por parches pequeños, lo que les confiere un bajo grado de coherencia. Asimismo, los parches tienden a presentar formas sencillas presentando valores de dimensión fractal perímetro-área parecidos al de humedales caracterizados con una perturbación media.

Las métricas del paisaje estimadas para diferentes escenarios del manglar permitieron evaluar el impacto de los eventos de perturbación sobre sus patrones espaciales. Si bien la complejidad de los parches no ha cambiado significativamente, la cobertura del bosque de mangle ha disminuido siguiendo un patrón que ha provocado la fragmentación del bosque por perforación y disipación. Los resultados obtenidos, si bien no son evidencia suficiente, indica que las diferentes eventos de perturbación han tenido mayores impactos sobre la conectividad del bosque de mangle que sobre la complejidad de sus parches.

El enfoque de ecología del paisaje y los procedimientos seguidos en esta investigación permitieron caracterizar de manera holística las condiciones recientes y las principales tendencias de cambio de los patrones espaciales del espacio costero de Sinaloa y norte de Nayarit, aún cuando se tratara de un área extensa de casi 4 600 000 ha y espacialmente compleja. Esta investigación, si bien se enfocó sobre el componente terrestre del área costera, contribuye a una mayor comprensión de los impactos de las actividades antropogénicas sobre los ambientes marinos de la costa, y aporta elementos para el

desarrollo e implementación de planes de manejo y conservación integrales de las zonas costeras.

## REFERENCIAS

- Acosta, V. J. 2003. Análisis de la estructura de la condición del bosque de manglar en el sistema lagunar Teacapán-Agua Brava-Marismas Nacionales y sus relaciones al nivel de paisaje. Tesis de Maestría, Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo A. C., México. 89 p.
- Agardy, T., 1999. Creating havens for marine life. *Issues in Science and Technology* 16:37-44.
- Agardy, T., J. Alder, P. Dayton, S. Curran, A. Kitchingman, M. Wilson, A. Catenazzi, J. Restrepo, C. Birkeland, S. Blaber, S. Saifullah, G. Brach, D. Boersma, S. Nixon, P. dungan, N. Davidson and C. Vörösmarty, 2005. Coastal system. In: Hassan, R., R. Scholes and N. Ash (Eds.), *Ecosystems and human well-being: Current state and trends*, Volume 1. Island Press, London. pp. 513-549.
- Agenda 21, 1998. Capítulo 17º: Protección de los océanos y mares de todo tipo. *Ambiente Ecológico WWW* 46, *En línea:* <http://www.ambiente-ecologico.com/revist46/agend46a.htm>.
- Agraz, H. C. M., F. Flores V. y O. Calvario, 2001. Impacto de la camaronicultura en ecosistemas de manglar y medidas de mitigación. En: Páez O. F. (Ed.), *Camaronicultura y medio ambiente*. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM, Programa Universitario de Alimentos, UNAM, El Colegio de Sinaloa, México. pp. 373-395.
- Alonso-Pérez, F., A. Ruiz-Luna, J. Turner, C. A. Berlanga-Robles and M. G. Mitchelson-Jacob, 2003. Land cover changes in The Ceuta coastal lagoon system, Sinaloa, Mexico: assessing the effect of the establishment of shrimp aquaculture. *Ocean and Coastal Management* 46: 583–600.
- Alphan, H. and K. T. Yilmaz, 2005. Monitoring environmental changes in the Mediterranean coastal landscape: The case of Cukurova, Turkey. *Environmental Management* 35:607-619.
- Artigas, F. J. and J. S. Yang, 2005. Hyperspectral remote sensing of marsh species and plant vigour gradient in the New Jersey Meadowlands. *International Journal of Remote Sensing* 26:5209 – 5220.
- Baban, S. M. J., 1997. Environmental monitoring of estuaries; estimating and mapping various environmental indicators in Breydon Water Estuary, U. K., using landsat TM imagery. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 44:589-598.
- Bartlett, D., 2000. Working on the frontiers of science: applying gis to the coastal zone. In: Wright D. and D. Bartlett (Eds.), *Marine and coastal geographical information systems*. Taylor and Francis, London. pp. 11-24.
- Basnyat, P., L. D. Teeter, K. M. Flynn and B. G. Lockaby, 1999. Relationships Between Landscape Characteristics and Nonpoint Source Pollution Inputs to Coastal Estuaries. *Environmental Management* 23: 539 – 549.
- Bedford, B. L., 1999. Cumulative effects on wetland landscape: Links to wetland restoration in The United States and Southern Canada. *Wetlands* 19:775-788.
- Behrens, C. A., M. G. Baksh and M. Mothes, 1994. A regional analysis of Bari land use intensification and its impacts on landscape heterogeneity. *Human Ecology* 22:279-316.
- Berlanga, R. C. A., 1999. Evaluación de las condiciones actuales y del cambio en los paisajes de humedales de la costa sur de Sinaloa, México: una aproximación con el uso de datos provenientes de sensores remotos. Tesis de Maestría, Universidad Nacional Autónoma de México, México. 111 p.

- Berlanga-Robles, C. A. and A. Ruiz-Luna, 2002. Land use and mapping and change detection in the coastal zone of northwest Mexico using remote sensing techniques. *Journal Coastal Research* 18: 514-522.
- Berlanga R. C. A., J. Acosta V. y A. Ruiz L., 2003. Análisis de la estructura de la asociación de manglares del sistema Teacapán-Agua Brava y sus relaciones a nivel de paisaje. Reporte técnico final, Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo A. C. y Consejo Estatal de Ciencia y Tecnología de Sinaloa, México.
- Berlanga, R. C. A. y A. Ruiz L., 2003. Los sistemas acuáticos costeros de Sinaloa. En: Cifuentes L. J. L. y J. Gaxiola L. (Eds.), *Atlas de los Ecosistemas de Sinaloa*. El Colegio de Sinaloa, México. pp. 197-206.
- Berlanga-Robles, C. A. y A. Ruiz-Luna, 2004. Análisis comparativo de los sistemas clasificatorios de humedales. Instituto Nacional de Ecología, Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo A. C., México. 71 p.
- Bernal-Brooks, F. W., A. Gómez-Tagle R. and J. Alcocer, 2002. Lake Patzcuaro (Mexico): a controversy about the ecosystem water regime approached by field references, climatic variables, and GIS. *Hydrobiology* 163:187-197.
- Bhaduri, B. M. Minner, S. Tatalovich, and J. Harbor, 2001. Long-term hydrologic impact of urbanization: a tale of two models. *Journal of Water resources Planning and Management* 127:1319.
- Bhaduri, B., J. Harbor, B. Engel and M. Grove, 2000. Assessing watershed scale, long-term hydrologic impacts of land use change using a GIS-NPS model. *Environmental Management* 26:643-658.
- Blasco, F., T. Gauquelin, M. Rasolofoharinofo, J. Denis, M. Aizpuru and V. Caldairou., 1998. Recent advances in mangrove studies using remote sensing data. *Marine and freshwater Research* 49(4):287-296.
- Bocco, G., 2004. Cartografía y sistemas de información geográfica en el manejo integrado de cuencas. En: Cotler H. (Comp.), *El manejo integral de cuencas en México: estudios y reflexiones para orientar la política ambiental*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología, México. pp. 41-47.
- Bridgewater, P. B., 1996. Landscape ecology, geographical information systems and nature conservation. In: R. Haines-Young, D. R. Green y S. Cousins (Eds.), *Landscape Ecology and GIS*. Taylor and Francis, Londres. pp. 23-36.
- Brown, D. G., B. C. Pijanowski and J. D. Duh., 2000. Modeling the relationships between land use and land cover on private lands in the Upper Midwest, USA. *Journal of Environmental Management* 59:247-263.
- Brown, D. G., R. Walker, S. Manson and K. Seto, 2004. Modeling land-use and land-cover change. In: Gutman G., A. C. Janetos, C. O. Justice, E. F. Moran, J. F. Mustard, R. R. Rindfuss, D. L. Skole, B. L. Turner and M. A. Cochrane (Eds.), *Modeling land use and land cover change*. In *Land Change Science: Observing, Monitoring and Understanding Trajectories of Change on the Earth's Surface*. New York, Springer.
- Campbell, J. B., 1996. *Introduction to remote sensing*. Taylor and Francis, London. 622 p.
- Carranza-Edwards, A., M. Gutierrez-Estrada y R. Rodríguez-Torres, 1975. Unidades morfo-tectónicas continentales de las costas mexicanas. *Anales del Centro de Ciencias del Mar y Limnología* 2:81-88.
- Carrera, E. y G. de la Fuente, 2003. *Inventario y clasificación de humedales en México. Parte I*.

- Ducks Unlimited de México A. C., México. 239 p.
- Carter, R. W. G., 1988. Coastal environments. Academic Press, London. 617 p.
- Carvalho, F. P., S. W. Fowler, F. González-Farías, I. D. Mee and J. W. Readman, 1996. Agrochemical residues in the Altata-Ensenada del Pabellon coastal lagoon (Sinaloa, Mexico): a need for integrated coastal zone mangement. *International Journal of Environmental Health research* 6:209-220.
- Cervantes, A. M., 1994. Guía para el manejo de los humedales costeros en el noroeste de México. *Humedales para las Américas*, México. 155 p.
- Childers, D. L. and J. G. Gosselink, 1990. Assessment of cumulative impacts to water quality in a forested wetland landscape. *Journal of Environmental quality* 19:454-463.
- Clark, J. R., 1997. Coastal zone management fro new century. *Ocean and Coastal Mangement* 37:191-216.
- Clark, J. R., 1998. Coastal seas, the conservation challenge. Blackwell Science, UK. 134 p.
- Clark, C. D., P. J. Mumby, J. R. M. Chisholm, J. Jaubert and S. Andrefouet, 2000. Spectral discrimination of coral mortality states following a severe bleaching event. *International Journal of remote Sensing* 21:2321-2327.
- Cohen, M. C. L. and R. J. Lara, 2003. Temporal changes of mangrove vegetation boundaries in Amazônia: Application of GIS and remote sensing techniques. *Wetlands Ecology and Management* 11:223-231.
- CONAPESCA, 2001. Anuario estadístico de pesca 2001. Secretaría de Agricultura, Ganadería Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación, Comisión Nacional de Acuacultura y Pesca, México. 265 p.
- CONAPESCA, 2002. Anuario estadístico de pesca 2001. Secretaría de Agricultura, Ganadería Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación, Comisión Nacional de Acuacultura y Pesca, México. 266 p.
- Congalton, R. G. and K. Green, 1995. The ABCs of GIS: An introduction to Geographic Information Systems. In: Lyon J. G. and J. McCarthy (Eds.), *Wetland and environmental applications of GIS*. CRC Press, Lewis Publishers, USA. pp. 9-24.
- Congalton, R. G. and K. Green, 1999. Assessing the accuracy of remotely sensed data: Principles and practices. Lewis Publisher, USA. 137 p.
- Congalton, R. G., 2004. Putting the map back in map accuracy assessment. In: Lunetta R. S. and J. G. Lyon (Eds.), *Remote sensing and GIS accuracy assessment*. CRC Press, USA. pp. 1-11.
- Contreras, E. F., 1993. Ecosistemas costeros mexicanos. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad y Universidad Autónoma Metropolitana, México. 415 p.
- Cowardin, L. M., V. Carter, F. C. Golet and E. T. LaRoe, 1979. Classification of wetlands and deepwater habitats of the United States. U. S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, Washington, D. C. 131 p.
- Craknell, A. P., 1999. Remote sensing techniques in estuaries and coastal zones-an update. *International Journal of Remote sensing* 19:485-496.
- Curry, J. R., F. M. Emmel and P. J. Crampton, 1969. Holocene history of strand plain lagoonal coast, Nayarit, Mexico. En: Ayala-Castañares A. y F. B. Phleger (Eds.), *Lagunas costeras, un simposio*. Universidad Nacional Autónoma de México, México. 63-100 pp.
- Dauer, D. M., J. A. Ranasinghe and S. Weisberg, 2000. Relationships between benthic community condition, water quality, sediment quality, nutrient loads, and land use patterns in Chesapeake Bay. *Estuaries* 23:80-96.

- Day, J. W., L. D. Britsch, S. R. Hawes, G. P. Shaffer, D. J. Reed and D. Cahoon, 2000. Pattern and process of land loss in the Mississippi Delta: A spatial and temporal analysis of wetland habitat change. *Estuaries* 23: 425-438.
- De la Lanza, E. G. y J. L. García-Calderón, 1991. Sistema Lagunar Huizache y Caimanero, Sin. Un estudio socio ambiental, pesquero y acuícola. *Hidrobiológica* 1:1-35.
- De la Lanza, E. G., N. Sánchez S., V. Sorani y J. L. Bojórquez T., 1996. Características geológicas, hidrológicas y del manglar en la planicie costera de Nayarit, México. *Boletín Investigaciones Geográficas* 32:33-54.
- De la Lanza, G. E. y F. Flores V., 2003. Oceanografía del estado de Sinaloa. En: Cifuentes L. J. L. y J. Gaxiola L. (Eds.), *Atlas de los Ecosistemas de Sinaloa*. El Colegio de Sinaloa, México. pp. 75-89.
- Dobson, J., E. Bright, R. Ferguson, D. Field, L. Wood, K. Haddad, H. Iredale III, J. Jensen, V. Klemas, R. Orth and J. Thomas, 1995. NOAA's Coastal Change Analysis Program, guidance for regional implementation. National Marine Fisheries Service, National Oceanic and Atmospheric Administration Technical Report 123, USA. *On line*: <http://www.csc.noaa.gov/products/ak/html>
- Dowdy, S., S. Wearden and D. Chilko, 2004. *Statistics for research*. John Willey and Sons, USA. 627 p.
- Eastman, J. R., 1999. *Idrisi32. Guide to GIS and image processing*. Clark University, USA. 139 p.
- Eastman, J. R., J. E. McKendry and M. A. Fulk, 1995. *Change and time series analysis*. United Nations Institute for Training and Research, Switzerland. 119 p.
- Edwards, A. and C. Clark, 2000. Monitorin coastal water-quality. In: Green E. P., P. J. Mumby, A. J. Edwards y C. D. Clark (Eds.), *Remote sensing handbook for tropical coastal management*. Coastal Management Sourcebooks 3, UNESCO, Paris. pp. 201-217.
- Edwards, A., 2000. Introduction to remote sensing of coastal environments. In: Green E. P., P. J. Mumby, A. J. Edwards and C. D. Clark (Eds.), *Remote sensing handbook for tropical coastal management*. Coastal Management Sourcebooks 3, UNESCO, Paris. pp. 25-29.
- Engel, B., J. Harbor, s. Muthukrishnan, S. Pandey, K. J. Lim and L. Theller, 2005. L-THIA NPS. (Long-term hydrologic impact assessment and non point source pollutant model. Purdue University y United States environmental Protection Agency, USA. 46 p.
- Escofet, A. G., 2004. Aproximación conceptual y operativa para el análisis de la zona costera en México: un enfoque sistémico-paisajístico de multiescala. Tesis de Doctorado, Universidad Autónoma de Baja California, México. 260 p.
- Etter A., 1990. *Introducción a la ecología del paisaje: un marco de integración para los levantamientos rurales*. Instituto Geográfico Agustín Codazzi, Bogotá.
- Farina, A., 1998. *Principles and methods in landscape ecology*. Chapman and Hall, London. 235 p.
- Ferguson, R. L. and K. Korfmacher, 1997. Remote sensing and GIS analysis of seagrass meadows in North Carolina, USA. *Aquatic Botany* 58: 241-258.
- Ferrer, M., J. Rodríguez y T. Estrela, 1995. Generación automática del número de curva con sistemas de información geográfica. *Ingeniería del Agua* 2:43-52.
- Flores-Verdugo, F., F. J. González-Farías, M. Blasco-Correa and A. Nunez-Pastén, 1997. The Teacapan-Agua Brava\_Marismas mangrove ecosystem, Pacific coast of Mexico: an ecological and anthropogenic activity profile. In: Kjerfve, B., L. D. Lacerda y E. S. Diop (Eds.), *Mangrove Ecosystem Studies in Latin America and Africa*. UNESCO, Paris. pp. 35-46.

- Flores, V. F. J., H. C. Agraz M., G. Carrera E. y L. de la Fuente G (2003) Los manglares de Sinaloa. En: Cifuentes, L. J. L. y L. J. Gaxiola (Eds.) Atlas de los ecosistemas de Sinaloa. El Colegio de Sinaloa, México. pp. 207-214.
- Flores, V. O. y P. Gerez, 1994. Biodiversidad y conservación en México. CONABIO, Universidad Nacional autónoma de México, México, 439 p.
- Forman R. T. T. and M. Godron, 1986. Landscape ecology. Wiley, USA. 619 p.
- Forman, R. T. T., 1995. Some general principles of landscape and regional ecology. *Landscape Ecology* 10:133-142.
- Frídas-Espericueta, M. G., J. I. Osuna-López, F. J. Estrada-Toledo, G. López-López and G. Izaguirre-Fierro, 2005. Heavy Metals in the Edible Muscle of Shrimp from Coastal Lagoons Located in Northwest Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 74: 1098 – 1104.
- Frohman, R. C., 1998. Remote sensing for landscape ecology. Lewis Publishers, USA. 99 p.
- Galindo, R. J. G., 2000. Condiciones ambientales y de contaminación en los ecosistemas costeros. Universidad Autónoma de Sinaloa, Secretaría del Medio Ambiente, Recursos, Naturales y Pesca, México. 158 p.
- Gao, J., 1999. A comparative study on spatial and spectral resolutions of satellite data in mapping mangrove forest. *International Journal of Remote Sensing* 20:2823-2833.
- Garay, M. R., 2002. Presupuesto global de la carga de nutrientes que reciben los sistemas lagunares costeros de Sinaloa, como herramienta para la gestión ambiental costera. Tesis de Maestría, Universidad Nacional Autónoma de México, México. 212 p.
- García R. A. y J. Muñoz J., 2002. El paisaje en el ámbito de la geografía. Instituto de Geografía, UNAM, México. 137 p.
- García, C. R. R., 2006. Análisis de la cobertura y cambio de uso del terreno en la región costera norte de Nayarit utilizando percepción remota y sistemas de información geográfica Tesis de Licenciatura, Universidad Nacional Autónoma de México, México. 74 p.
- García, M. C., 2005. Estudios de los cambios del paisaje de la cuenca del Río Mocorito, Sinaloa, a través de imágenes de satélite Tesis de Licenciatura, Universidad Autónoma de Sinaloa, México. 40 p.
- Gardner, R. H., R. V. O'Neill, M. G. Turner and S. Lavorel, 1991. Simulation of the scale-dependent effects of landscape boundaries on species persistence and dispersal. En : Holland M. M., P. G. Risser and R. J. Naiman (Eds.), *Ecotones: The role of landscape boundaries in the management and restoration of changing environments*. Chapman and Hall, New York. pp. 76-89.
- Garman, S. L. and G. A. Bradshaw, 1999. Landscape analysis in ecosystem management. Indicators of sustainable Development Workshop, Canada's Model Forest Program. *On line*: <http://mf.ncr.forestry.ca/conferences/isd/garmaneng.html>.
- Garrabou, J., J. Riera and M. Zabala, 1998. Landscape pattern indices applied to Mediterranean subtidal rocky benthic communities. *Landscape ecology* 13:225-247.
- Gaxiola-Castro, C., S. Álvarez-Borrego y R. A. Schwartzlose, 1978. Sistema del bióxido de carbono en el Golfo de California. *Ciencias Marinas* 5:25-40.
- Geneletti, D., 2004. Using spatial indicators and value functions to assess ecosystem fragmentation caused by linear infrastructures. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 5:1-15.
- Gilbert, M. A., J. González-Piqueras y J. García-Haro, 1997. Acerca de los índices de vegetación.



Revista de Teledetección 8:35-45.

- González, M. M. T., 2004. Modelos matemáticos discretos en las ciencias de la naturaleza. Teoría y problemas. Ediciones Díaz de Santos, España. 223 p.
- Gosselink, J. and R. Turner, 1978. The role of hydrology in freshwater ecosystems. In: Good R., D. Wigham y R. Simpson (Eds.), *Freshwater wetlands: Ecological processes and management potential*. Academic Press, New York. pp. 63-78.
- Green, E. P., P. J. Mumby, A. J. Edwards and C. D. Clark, 1996. A review of remote sensing for the assessment and management of tropical coastal resources. *Coastal Management*. 24:1-40.
- Green E. P., P. J. Mumby, A. J. Edwards, C. D. Clark and A. C. Ellis, 1997. Estimating leaf area index of mangrove from satellite data. *Aquatic Botany* 58: 11-19.
- Green, E. P., P. J. Mumby, A. J. Edwards, C. D. Clark and A. C. Ellis, 1998. The assessment of mangroves areas using high resolution multispectral airborne imagery. *Journal of Coastal Research*. 14: 433-443.
- Green, E., A. Edwards and P. J. Mumby, 2000a. Mapping bathymetry. In: Green E. P., P. J. Mumby, A. J. Edwards and C. D. Clark (Eds.), *Remote sensing handbook for tropical coastal management*. Coastal Management Sourcebooks 3, UNESCO, Paris. pp. 219-233.
- Green, E., C. Clark and A. Edwards, 2000b. Image classification and habitat mapping. In: Green E. P., P. J. Mumby, A. J. Edwards and C. D. Clark (Eds.), *Remote sensing handbook for tropical coastal management*. Coastal Management Sourcebooks 3, UNESCO, Paris. pp. 141-153.
- Haines-Young, D., R. Green and S. Cousins, 1996. Landscape ecology and spatial information systems. In: R. Haines-Young, D. R. Green and S. Cousins (Eds.), *Landscape Ecology and GIS*. Taylor and Francis, London. pp. 3-8.
- Harbor, J., 1994. A practical method for estimating the impact of land use change on surface runoff, groundwater recharge and wetland hydrology. *Journal of American Planning Association* 60: 91-104.
- Harbor, J., 1999. Impacts of land use change on freshwater runoff into the near-coastal zone, Hometown Watershed, Barbados: Comparisons of long term to single-storm effects. *Journal of Soil and Water Conservation* 53:584-592.
- Hargis. C. D., J. A. Bissonette and J. L. David, 1998. The behavior of landscape metrics commonly used in the study of habitat fragmentation. *Landscape Ecology* 13: 167-186.
- Henderson, F. M., T. F. Hart Jr., B. P. Heaton and E. Portolese, 1999. Mapping coastal ecosystems over a steep development gradient using C-CAP protocols. *International Journal of Remote Sensing* 20:727-744.
- Hernández-Cornejo, R. and A. Ruiz-Luna, 2000. Development of shrimp farming in the coastal zone of southern Sinaloa (Mexico). *Ocean and Coastal Management* 43:597-607.
- Herzog F. A. Lausch, E. Müller, H.-H. Thulke, U. Steinhardt and S. Lehmann, 2001. Landscape metrics for assessment of landscape destruction and rehabilitation. *Environmental Management* 27: 91-107.
- Herzog F. and A. Lausch, 2001. Supplementing land-use statistics with landscape metrics: some methodological considerations. *Environmental Monitoring and Assessment* 72: 37-50.
- Hildebrand, L. P. and E. J. Norrena, 1992. Approaches and progress toward effective integrated coastal zone management. *Marine Pollution Journal* 25: 94-97.
- Hopkins, J. S., P. A. Sandifer, M. R. DeVoe, A. F. Holland, C. L. Browdy and A. D. Stokes, 1995.

- Environmental impacts of shrimp farming with special reference to situation in the continental United States. *Estuaries* 18:25-42.
- Houghton, R. A., 1994. The worldwide extent of land-use change. *BioScience* 44:305-313.
- INEGI, 1993. Anuarios Estadístico del Estado de Sinaloa. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática, México. 547 p.
- INEGI, 1995. Estudio hidrológico del Estado de Sinaloa. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática, México. 88 p.
- INEGI, 1997. Rosario, Estado de Sinaloa. Cuaderno estadístico municipal. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática, México. 153 p.
- INEGI, 1999. Culiacán, Estado de Sinaloa. Cuaderno estadístico municipal. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática, México. 203 p.
- INEGI, 2000. Guasave, Estado de Sinaloa. Cuaderno estadístico municipal. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática, México. 121 p.
- INEGI, 2000. Síntesis de información geográfica del Estado de Nayarit. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática, México. 140 p.
- INEGI, 2003. Anuarios Estadístico del Estado de Nayarit. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática, México. 512 p.
- INEGI, 2004. Anuarios Estadístico del Estado de Sinaloa. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática, México. 547 p.
- Inman, D. L. and C. E. Nordstrom, 1971. On the tectonic and morphologic classification of coast. *Journal of Geology* 79:1-21.
- Jaeger, J. A. G., 2000. Landscape division, splitting index, and effective mesh size: New measures of landscape fragmentation. *Landscape Ecology* 15:115-130.
- Jensen, J. R., D. J. Cowen, J. D. Althausen, S. Narumalani and O. Weatherbee, 1998. An evaluation of coastwatch change detection protocol in South Carolina. In: Lunetta R. S and C. D. Elvidge (Eds.), *Remote sensing change detection. environmental monitoring methods and applications*. Ann Arbor Press, USA. pp. 75-88.
- Johnson, G. D., W. L. Myers, G. P. Patil and C. Taillie, 2001. Characterizing watershed-delineated landscape in pennsylvania using conditional entropy profiles. *Landscape Ecology* 16:597-610.
- Jones, K. B., A. C. Neale, M. S. Nash, R. D. Van Remortel, J. D. Wickman, K. H. Riitters and R. O'Neill, 2001: Predicting nutrient and sediment loading to streams from landscape metrics: A multiple watershed study from the United States Mid-Atlantic region. *Landscape Ecology* 16:301-312.
- Kay, R. and J. Alder, 1999. *Coastal planning and management*. E and FN SPON, Londres. 375 p.
- Kelly, N. M., 2001. Changes to the landscape pattern of coastal North Carolina wetlands under the Clean Water Act, 1984-1992. *Landscape Ecology* 16:3-16.
- Kennish, M. J., 2001. Coastal salt marsh systems in the U. S.: A review of anthropogenic impacts. *Journal of Coastal Research* 17: 731-748.
- Klemas, V. V., 2001. Remote sensing of landscape-level coastal environmental indicators. *Environmental Management* 27:47-57.
- Klemas, V. V., J. E. Dobson, R. L. Ferguson and K. D. Hadad, 1993. A coastal land cover classification system for the NOAA coast watch change analysis project. *Journal of Coast Research* 9:862-872.
- Kovacs, J. M., J. Wang and M. Blanco-Correa, 2001a. Mapping disturbances in a mangrove forest

- using multi-date Landsat TM imagery. *Environmental Management* 27:763-766.
- Kovacs, J. M., M. Blanco-Correa and F. Flores-Verdugo, 2001b. A logistic regression model of hurricane impacts in a mangrove forest of Mexican Pacific. *Journal of Coastal Research* 17:30-37.
- Kovacs, M. J., F. Flores-Verdugo, J. Wang and L. P. Aspden, 2004. Estimating leaf area index of a degraded mangrove forest using high spatial resolution satellite data. *Aquatic Botany* 80:13-22.
- Kovacs, J. M., J. Wang and F. Flores-Verdugo, 2005. Mapping mangrove leaf area index at the species level using IKONOS and LAI sensors for the Agua Brava Lagoon, Mexican Pacific. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 62: 377-384.
- Krause, G., M. Bock, S. Weiers and G. Braun, 2004. Mapping land cover and mangrove structures with remote sensing techniques: A contribution to synoptic GIS in support of coastal management in North Brazil. *Environmental Management*:34:429-440.
- Landgrebe, D. and L. Biehl, 2001. An introduction to MultiSpec. West Lafayette, Indiana: Purdue Research Foundation, Estados Unidos. 81p.
- Landis, J. R. and G. G. Koch, 1977. The measurement of observer agreement for categorical data. *Biometrics* 33:159-174.
- Lankford, R.R., 1977. Coastal lagoons of Mexico, their origin and classification. In: *Estuarine Processes II: Circulation, sediment and transfer of material in estuary*. Academic Press Inc., New York. 182-215 pp.
- Li, L., S. L. Ustin and M. Lay, 2005. Application of multiple endmember spectral mixture analysis (MESMA) to AVIRIS imagery for coastal salt marsh mapping: a case study in China Camp, CA, USA. *International Journal of Remote Sensing* 26:5193 – 5207.
- Li, X., L. Lu, G. Cheng and H. Xiao, 2001. Quantifying landscape structure of the heihe river Basin, north-west China using FRAGSTATS. *Journal of Arid Environments* 48:521-535.
- Lieberknecht, L., 2000. Coastal land use and land use changes in Sinaloa, México. An analysis using Landsat MSS and TM imagery. Tesis de Maestría, University of Wales in Bangor, UK. 137 p.
- Lillesand, T. M., R. W. Kiefer and J. W. Chipman, 2004. Remote sensing and image interpretation. John Wiley and Sons, New York. 763 p.
- Liu J. and W. W. Taylor, 2002. Coupling landscape ecology with natural resource management: Paradigm shifts and new approaches. In: Liu J. and W. W. Taylor (Eds.), *Integrating Landscape ecology into natural resource management*. Cambridge University Press, UK. pp. 3-19.
- Liu, A. J. and G. N. Cameron, 2001. Analysis of landscape patterns in coastal wetlands of Galveston Bay, Texas (USA). *Landscape Ecology* 16: 581-595.
- Liu, X. H. and C. Andersson, 2004. Assessing the impact of temporal dynamics on land-use change modeling. *Computers, Environment and Urban Systems* 28:107-124.
- Liu, Y., S. Nishiyama and T. Kusaka, 2003. Examining landscape dynamics at a watershed scale using Landsat TM imagery for detection of wintering hooded crane decline in Yashiro, Japan. *Environmental Management* 31:365-376.
- Lloret, F., E. Calvo, X. Pons and R. Díaz-Delgado, 2002. Wildfires and landscape patterns in the eastern Iberian Peninsula. *Landscape Ecology* 17:745-759.
- López, A. R., 1986. Morfología y sedimentos superficiales de la porción meridional de la plataforma continental de Sinaloa, México. 58 p.

- López, E., G. Bocco, M. Mendoza and E. Duhau, 2001. Predicting land-cover and land-use change in the urban fringe - A case in Morelia city, Mexico. *Landscape and Urban Planning* 55: 271-285.
- Lu, L., X. Li and G. Cheng, 2003. Landscape evolution in the middle Heihe river Basinn of north-west China during the last decade. *Journal of Arid Environments* 53:395-408.
- Luijten, J. C., 2003. A systematic method for generating land use patterns using stochastic rules and basic landscape characteristics: results for a Colombian hillside watershed. *Agriculture, Ecosystem and Environment* 95:427-441.
- Ma, Y., 2004. L-THIA: A useful hydrologic impact assessment model. *Nature and Science* 2:68-73
- Manson, F. J., N. R. Loneragan y S. R. Phinn, 2003. Spatial and temporal variation in distribution of mangroves in Moreton Bay, subtropical Australia: a comparison of pattern metrics and change detection analyses based on aerial photographs. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 56: 1-14.
- Maracchi, G., C. Conese, F. Maselli and L. Bravetti, 1996. Assessment and examination of coastal vegetation deterioration by means of Landsat TM data. *Journal of Coastal Research*. 12:103-111.
- Martínez, S. A. R., 2003. Estudio sobre el usos del suelo en las subcuencas Bahía Navachiste y Río Sinaloa al noroeste de México. Tesis de Maestría, Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo A. C., México. 81 p.
- Mas, J. F., 1999. Monitoring land-cover changes: a comparison of change detection techniques. *International Journal of Remote Sensing* 20:139-152.
- Mas, J. F., 2004. Mapping land use/cover in a tropical coastal area using satellite sensor data, GIS and artificial neural networks. *Estuarine and Coastal and Shelf Science* 59:219-230.
- Mas, J. F., A. Velázquez, J. Díaz-Gallegos, R. Mayorga-Saucedo, C. Alcántara, G. Bocco, R. Castro, T. Fernández and A. Pérez-Vega, 2004. Assessing land use/cover changes: a nationwide multirate spatial database for Mexico. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 5: 249-261.
- Mc Garigal, K. and B. J. Marks., 1995. FRAGSTATS: Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. General Technical Report PNW-GTR-351, Department of Agriculture, Pacific Northwest Research Station, Estados Unidos. 122 p.
- McGarigal, K., 2002. Landscape pattern metrics. In: El-Shaarawi a. H. y W. W. Piegorsch (Eds.), *Encyclopedia of environmetrics*, Vol. 2. John Wiley and Sons, Inglaterra. pp. 1135-1142.
- Melesse, A. M., W. D. Graham and J. D. Jordan, 2003. Spatial distributed watershed mapping and modeling: GIS- based storm runoff response and hydrograph analysis: Part 2. *Journal of Spatial Hydrology* 3:1-28.
- Mendoza, M. E., G. Bocco, M. Bravo, E. López G. and W. R. Osterkamp, 2006. Predicting water-surface fluctuation of continental lakes: A RS and GIS based approach in central Mexico. *Water Resources Management* 20:291-311.
- Mendoza, M., G. Bocco and M. Bravo., 2002. Spatial prediction in hydrology: status and implications in the estimation of hydrological processes for applied research. *Progress in Physical Geography* 26:319-338.
- Merino, M. 1987. The coastal zone of Mexico. *Coastal Management* 15:27-42.
- Mitch W.J. and Gosselink J.G., 1993. *Wetlands*. Van Nostran-Reinhorld, New York, 722 pp.
- Morris, J. t., D. Porter, M. Neet, P. A. Noble, L. Schmidt, L. A. Lapine and J. R. Jensen, 2005.

- Integrating LIDAR elevation data, multi - spectral imagery and neural network modelling for marsh characterization. *International Journal of Remote Sensing* 26:5221-5234.
- Mumby, P. J. and A. J. Edwards, 2000a. Remote sensing objectives of coastal managers. In: Green E. P., P. J. Mumby, A. J. Edwards and C. D. Clark (Eds.), *Remote sensing handbook for tropical coastal management*. Coastal Management Sourcebooks 3, UNESCO, Paris. pp. 31-39.
- Mumby, P. J. and A. J. Edwards, 2000b. Geometric correction of satellite and airborne images In: Green E. P., P. J. Mumby, A. J. Edwards and C. D. Clark (Eds.), *Remote sensing handbook for tropical coastal management*. Coastal Management Sourcebooks 3, UNESCO, Paris. pp. 109-119.
- Mumby, P. J. and E. Green , 2000. Mapping seagrass beds. In: Green E. P., P. J. Mumby, A. J. Edwards and C. D. Clark (Eds.), *Remote sensing handbook for tropical coastal management*. Coastal Management Sourcebooks 3, UNESCO, Paris. pp. 175-181.
- Mumby, P. J., 2000. Methodologies for defining habitats. In: Green E. P., P. J. Mumby, A. J. Edwards and C. D. Clark (Eds.), *Remote sensing handbook for tropical coastal management*. Coastal Management Sourcebooks 3, UNESCO, Paris. pp. 131-139.
- Munyati, C., 2000. Wetland change detection on the Kafue Flats Zambia, by classification of multitemporal remote sensing image dataset. *International Journal of Remote Sensing* 21:1787-1806.
- Muttitanon, W. and N. K. Tripathi, 2005. Land use/land cover changes in the coastal zone of Ban Don Bay, Thailand using Landsat 5 TM data. *International Journal of Remote Sensing* 26: 2311-2323.
- Naveh, Z. and A. S. Lieberman, 1994. *Landscape ecology. Theory and application*. Springer-Verlag, New York. 360 p.
- Neel, M. C., Kv McGarigal and S. A. Cushman, 2004. Behavior of class-level landscape metrics across gradients of class aggregation and area. *Landscape Ecology* 19:435-455.
- Neshyba, S., 1987. *Oceanography. Perspectives on fluid earth*. John Wiley and Sons, New York. 506 p.
- Nixon, S. W., 1995. Coastal marine eutrophication: A definition, social causes, and future concerns. *OPHELIA* 41:199-219.
- O'Neill, R. V. K. H. Riitters, J. D. Wickham and K. B. Jones, 1999. Landscape pattern metrics and regional assessment. *Ecosystem Health* 5:225-233.
- O'Regan, P. T., 1996. The use of contemporary information technologies for coastal research and management – A review. *Journal of Coastal Research*, 12: 192-204.
- Ortega, N. S., 1999. Breve historia de Sinaloa. Fideicomiso Historia de las Américas, El Colegio de México y Fondo de Cultura Económica, México. 332 p.
- Osuna-Flores, and M. C. Riva., 2002. Organochlorine pesticide residue concentration in Shrimps, sediments, and surface water from Bay of Ohuira, Topolobampo, Sinaloa, Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 68:532-539.
- Páez-Osuna F., S. R. Guerrero-Galván and Ana C. Ruiz-Fernández, 1999. Discharge of nutrients from shrimp farming to coastal waters of the Gulf of California. *Marine Pollution Bulletin* 38:585-592.
- Páez, O. F., 2001a. La camaronicultura y la contaminación costera en México. En: Páez O. F. (Ed.), *Camaronicultura y medio ambiente*. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología,

- UNAM, Programa Universitario de Alimentos, UNAM, El Colegio de Sinaloa, México. pp. 207-222.
- Páez, O. F., 2001b. Descarga de nutrientes procedentes de la camaronicultura, agricultura, y las aguas municipales en la zona costera del Golfo de California. En: Páez O. F. (Ed.), Camaronicultura y medio ambiente. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM, Programa Universitario de Alimentos, UNAM, El Colegio de Sinaloa, México. pp. 192-206.
- Páez-Osuna, F., 2001. The environmental impact of shrimp aquaculture: causes, effects, and mitigating alternatives. *Environmental Management* 28:131-140.
- Páez-Osuna, F. A. C. Ruiz-Fernández, A. V. Botello, G. Ponce-Velez, J. I. Osuna-López, M. G. Frídas-Espericueta, G. López-López and H. M. Zazueta-Padilla, 2002. Concentrations of selected trace metal (Cu, Pb, Zn), organochlorines (PCBs, HCB) and total PAHs in mangrove oysters from the Pacific Coast of Mexico: an overview. *Marine Pollution Bulletin* 44:1303-1308.
- Palacio-Prieto, J. L., m. T. Sánchez-Salazar, J. M. Casado I., E. Propin F., J. Delgado C. A. Velázquez M. L. Chias B., M. I. Ortiz A., J. González S., G. Negrete F., J. Gabriel M. y R. Márquez H., 2004. Indicadores para la caracterización y el ordenamiento territorial. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Geografía y Secretaría de Desarrollo Social, México. 161 p.
- Pattiaratchi, C., 1992. Coastal environmental mapping using Landsat data. Central Symposium of International Space Year Conference, Munich. pp. 1571-1584.
- Pattiaratchi, C., P. Lavery, A. Wyllie and P. hick. 1994. Estimates of water quality in coastal waters using multi-date Landsat Thematic Mapper data. *International Journal of Remote Sensing*. 15:1571-1584.
- Pearson, S. M., 1994. Landscape-level processes and wetland conservation in the Southern Appalachians Mountains. *Water, Air and Soil Pollution* 77: 321-332.
- Pearson, S. M., M. G Turner., R. H. Gardner and R. V O'Neill, 1996. An organism-based perspective of habitat fragmentation. In: Szaro R. C. y D. W. Johnston (Eds.), *Biodiversity in managed landscapes: Theory and practice*. Oxford University Press, London. pp. 77-95.
- Phleger, F. B. and A. Ayala-Castañares, 1969. Marine geology of Topolobampo Lagoons, Sinaloa, Mexico. En: Ayala-Castañares a. y F.B. Phleger (Eds.), *Lagunas costeras, un simposio*. Universidad Nacional Autónoma de México, México. 101-136 pp.
- Ponce V. M and R. H. Hawkins, 1996. Runoff curve number: Has it reached maturity? *Journal of Hydrologic Engineering* 1:1-19.
- Poundevigne, I. S. and D. Alard, 1997. Landscape and agricultural patterns in rural areas: A case study in the Brionne Basin, Normandy, France. *Journal of Environmental Management* 50:335-349.
- Poundevigne, I., S. van Rooij, P. Morin and D. Alard, 1997. Dynamics of rural landscapes and their main driving factors: A case study in the Seine Valley, Normandy, France. *Landscape and Urban Planning* 38:93-103.
- Proctor, C. M., J.C. Garcia, D. V. Galvin, G. B. Lewis, L. C. Loehr, and A. M. Massa, 1980. An ecological characterization of the Pacific Northwest coastal region: Volume three: Characterization atlas - Zone and habitat descriptions. Biological Services Program, U.S. Fish and Wildlife Service, FWS/OBS-79/13, USA. 389 p.

- Purevdorj, Ts., R. Tateishi, T. Ishiyamas and Y. Honda, 1998. Relationships between percent vegetation cover and vegetation indices. *International Journal of Remote Sensing* 19: 3519-3535.
- Ramírez-García P., J. López-Blanco and D. Ocana, 1998. Mangrove vegetation assessment in the Santiago River Mouth, Mexico, by means of supervised classification using Landsat TM imagery. *Forest Ecology and Management* 105: 217–229.
- Ramsey III. E. W. and J. R. Jensen, 1996. Remote Sensing of Mangrove Wetlands: Relating Canopy Spectra to Site-Specific Data. *Photogrammetric: Engineering and Remote Sensing*. 62: 939-948.
- Ramsey III, E. W., G. A. Nelson and S. K. Sapkota, 2001. Coastal change analysis program implemented in Louisiana. *Journal of Coastal Research* 17:53-71.
- Ray G. C., 1991. Coastal zone biodiversity patterns. *Bioscience* 41:490-498.
- Ray, G. C. and B. P. Hayden, 1992. Coastal zones ecotones. In: Hansen, A. J. y F. di Castri (Eds.), *Landscape boundaries. Consequences for biotic diversity and ecological flows*. Springer-Verlag, New York. pp. 403-420.
- Retamoza, G. A., 2001. La industria acuícola del camarón en la región Mar de Cortés. (Análisis y perspectivas económicas). Universidad Autónoma de Sinaloa y sistema de Investigación del Mar de Cortés, México. 175 p.
- Reyes, E., M. L. white, J. E. Martin, G. P. Kemp, J. W. Day and V. Aravamuthan, 2000. Landscape modeling of coastal habitat change in The Mississippi Delta. *Ecology* 81:2331-2349.
- Richards, J. A. and X. Jia, 1999. Remote sensing digital image analysis. Springer, Berlin. 363 p.
- Rodríguez-Torres. R. y D. A. Cordoba, 1978. Atlas geológico y evaluación geológico-minera del Estado de Sinaloa. Instituto de Geología, UNAM y Secretaría de Desarrollo Económico de Sinaloa, México. 202 p.
- Roelfsema C., S. Phinn and W. Dennison, 2002. Spatial distribution of benthic microalgae on coral reefs determined by remote sensing. *Coral Reefs* 21:264-274.
- Roman, C. T., N. Jaworski, F. T. Short, S. Findlay and R. S. Warren, 2000. Estuaries of the Northeastern United States: Habitat and land use signature. *Estuaries* 23: 743-764.
- Rooney, J. J. and S. V. Smith, 1999. Watershed land use and bay sedimentation. *Journal of Coastal Research* 15:478-485.
- Ross, S. M., 1996. Stochastic processes. John Wiley and Sons, USA, 510 p.
- Roy, P. S. and S. Tomar, 2001. Landscape cover dynamics pattern in Meghalaya. *International Journal of Remote Sensing* 18:3813-3825.
- Rudnick, D. T., Z. Chen, D. L. Childers, J. N. Boyer and T. D. Fontaine III, 1999. Phosphorus and nitrogen inputs to Florida Bay: The importance of everglades watershed. *Estuaries* 22:398-416.
- Ruiz-Luna, L. A. and C. A. Berlanga-Robles, 1999. Modifications in coverage patterns and land use in the landscape around the Huizache-Caimanero Lagoon System, Sinaloa, Mexico: A multitemporal analysis LANDSAT images. *Estuarine, Coastal and Shelf Sciences* 49:37-44.
- Ruiz, L. A. y C. A. Berlanga R., 2003. Los sistemas de producción camaronícola en Sinaloa. En: Cifuentes L. J. L. y J. Gaxiola L. (Eds.), *Atlas de los Ecosistemas de Sinaloa*. El Colegio de Sinaloa, México. pp. 407-416.
- Ruiz-Luna, A. and C. A. Berlanga-Robles, 2003. Mapping changes derived from urban growth in a

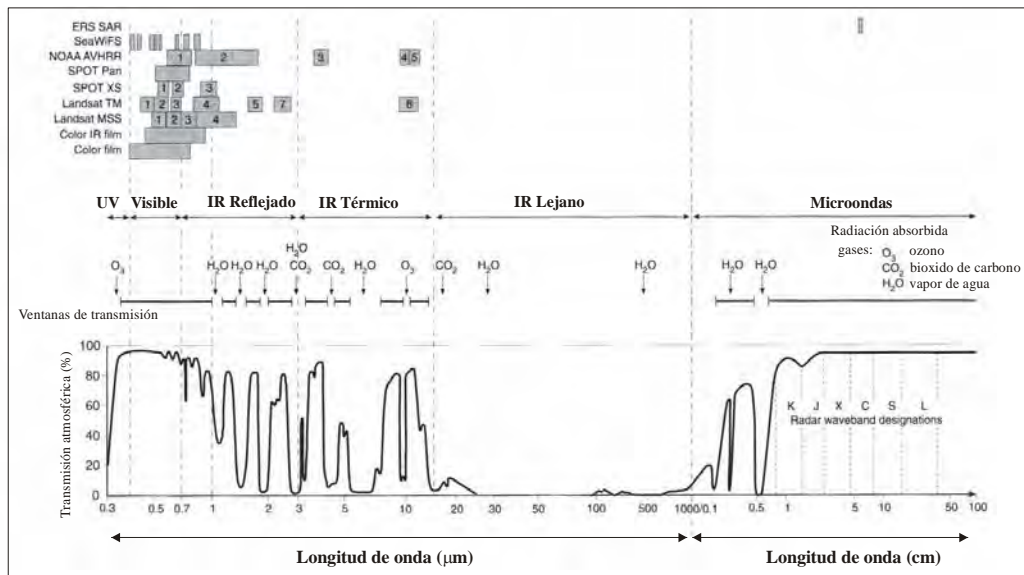
- coastal landscape and associated aquatic ecosystems in Northwest Mexico. *Landscape Ecology* 18:159-171
- Ruiz, L. A., J. Acosta V., I. K. Monzalvo S. y C. A. Berlanga R., 2005. Evaluación de la cobertura de manglar, estructura forestal y determinación del impacto potencial por el establecimiento de granjas camaronícolas. Informe técnico final, Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo A. C., México. 62 pp.
- Saura, S., 2004. Effects of remote sensor spatial resolution and data aggregation on selected fragmentation indices. *Landscape Ecology* 19:197-209.
- Shepard, F. P., 1967. *Submarine geology*. Harper and Row, New York. 517 p.
- Singh, A. 1989. Digital change detection techniques using remotely-sensed data. *International Journal of Remote Sensing* 10:989-1003.
- Skirvin, S. M., W. G. Kepner, S. E. Marsh, S. E. Drake, J. K. Maingi, C. M. Edmons, C. J. Watts and D. R. Williams, 2004. Assessing the accuracy of satellite-derived land-cover classification using historical aerial photography, digital orthophoto quadrangles, and airborne video data. In: Lyon J. G. and J. McCarthy (Eds.), *Wetland and environmental applications of GIS*. CRC Press, Lewis Publishers, USA. pp. 115-131.
- Soto-Jiménez M. F. and F. Páez-Osuna, 2001. Distribution and normalization of heavy metal concentrations in mangrove and lagoonal sediments from Mazatlan Harbor (SE Gulf of California). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 53:259-274.
- Southworth, J., D. Munroe and H. Nagendra, 2004. Land cover change and landscape fragmentation – Comparing the utility of continuous and discrete analyses for a Western Honduras region. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 101: 185-205.
- Sowman, M. R., 1993. The status of coastal zone management in South Africa. *Coastal Management* 21:163-184.
- Stehman, S. V., 2004. Sampling design for accuracy assessment of large-area, land-cover maps: Challenges and future directions. In: Lunetta R. S. and J. G. Lyon (Eds.), *Remote sensing and GIS accuracy assessment*. CRC Press, USA. pp. 13-29.
- Stow, D. A., 1996. The role of geographic information systems for landscape ecological studies. In: R. Haines-Young, D. R. Green y S. Cousins (Eds.), *Landscape Ecology and GIS*. Taylor and Francis, London. pp. 11-21.
- Symeonakis, E. and A. Calvo, 2004. A land use change and land degradation study in a Mediterranean catchment using remote sensing and GIS. *Environmental Management*. 25:12-18.
- Syvitski, J. P. M., 2003. Supply and flux of sediment along hydrological pathways: Research for the 21st century. *Global and Planetary Change* 39:1-11.
- Tibbets, J., 2006. Louisiana's. A lesson in nature appreciation. *environmental Health Perspectives* 114:40-43.
- Toledo, A., 2003. Ríos, costas, mares. Hacia un análisis integrado de las regiones hidrológicas de México. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología y El Colegio de Michoacán, México. 144 p.
- Trelles, R. N. A., 2002. Caracterización del paisaje del municipio de Ahome, Sinaloa, México, utilizando técnicas de percepción remota y sistemas de información geográfica. Tesis de grado (Maestría), Centro de Investigación en Alimentación y desarrollo A. C., México. 97 p.
- Treviño, G. E., C. A. Muñoz. R, C. Cavazos C y L. Barajas. C., 2002. Evaluación del flujo hídrico



- superficial en la sierra de San Carlos, Tamaulipas. *Ciencia UANL*. 5: 525-530.
- Turner Y. and S. Rao, 1990. Relationships between wetland fragmentation and recent hydrologic changes in a deltaic coast. *Estuaries* 13:272-281.
- Turner, M. G., R. H. Gardner and R. V. O'Neill, 2001. *Landscape ecology in the theory and practice. Pattern and process*. Sprinige-Verlag, New York. 401 p.
- UNEP, 1992. Programa de acción mundial para la protección del medio marino frente a las actividades realizadas en tierra. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente. UNEP (OCA)/LBA/IG.2/7, Washington, Estados Unidos. 97 p.
- USDA, 1986. *Urban hydrology for small watersheds*. United States Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service y Conservation Engineering Division, Technical Release TR-55, USA.
- Valiela, I., J. L. Bowen and J. K. York, 2001. Mangrove forest: one of the world's threatened major tropical environments. *BioScience* 51:807-815.
- Valiela, I. and J. L. Bowen, 2002. Nitrogen sources to watersheds and estuaries role of land cover mosaics and losses within watersheds. *Environmental Pollution* 118:239-248.
- Ventura L. A., 2006. Estudio sobre cambios en la cobertura y usos del suelo de la cuenca Lechuguilla-Ohuira-Navachiste, Sinaloa por medio de técnicas de percepción remota y SIG. Tesis de licenciatura, Universidad Nacional Autónoma de México. 62 p.
- Vórósmarty, C. J., M. Meybeck, B. Fekete K. Sharma, P. Green and J. P. M. Syvitski, 2003. Anthropogenic sediment retention: Major global impact from registered river impoundments. *Global and Planetary Change* 39:169-190.
- Weng, Q., 2002. Land use change analysis in the Zhujiang Delta of China using satellite remote sensing, GIS and stochastic modeling. *Journal of Environmental Management* 64:273-284.
- Wiens, J. A., B. Van Horne and B. R. Noon, 2002. Integrating landscape structure and scale into natural resource management. In: Liu J. and W. W. Taylor (Eds.), *Integrating Landscape ecology into natural resource management*. Cambridge University Press, UK. pp 23-67.
- Yang X., 2005. Remote sensing and GIS applications for estuarine ecosystem analysis: an overview. *International Journal of Remote Sensing* 26:5347-5356.
- Yang, X. and Z. Liu. 2005. Using satellite imagery and GIS for land-use and land-cover change mapping in an estuarine watershed. *International Journal of Remote Sensing* 2005:5275-5296.
- Yañes-Arancibia, A., 1999. Terms of reference towards coastal management and sustainable development in Latin America: introduction to Special Issue on progress and experiences. *Ocean and Coastal Management* 42:77-104.
- Yuan, D., C. D. Elvidge and R. S. Lunnetta, 1998. Survey of multispectral methods for land cover change analysis. In: Lunetta R. S and C. D. Elvidge (Eds.), *Remote sensing change detection. environmental monitoring methods and applications*. Ann Arbor Press, USA. pp. 21-39.

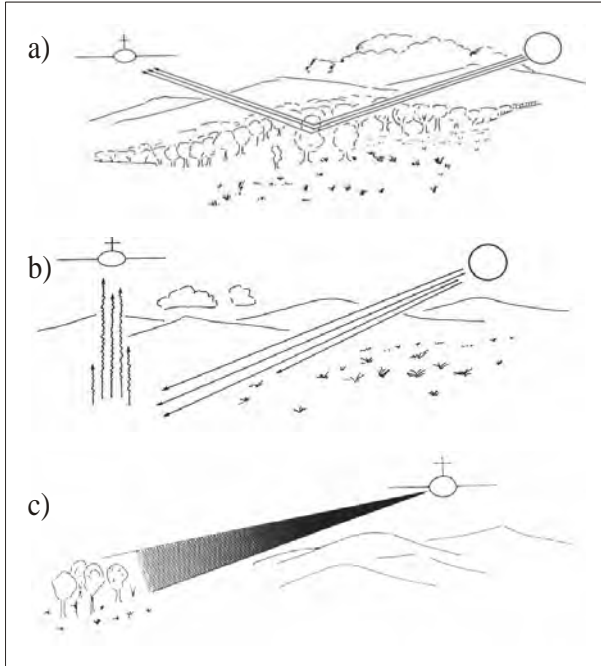
## ANEXO 1. Consideraciones breves sobre Percepción Remota

La percepción remota es la adquisición de información de un objeto, área o evento sin estar en contacto con los mismos y desde una perspectiva elevada. Tal información es colectada en forma de interacciones de la *radiación electromagnética* con las superficies terrestres, medidas en diferentes longitudes del *espectro electromagnético* por sensores montados en aviones o satélites.

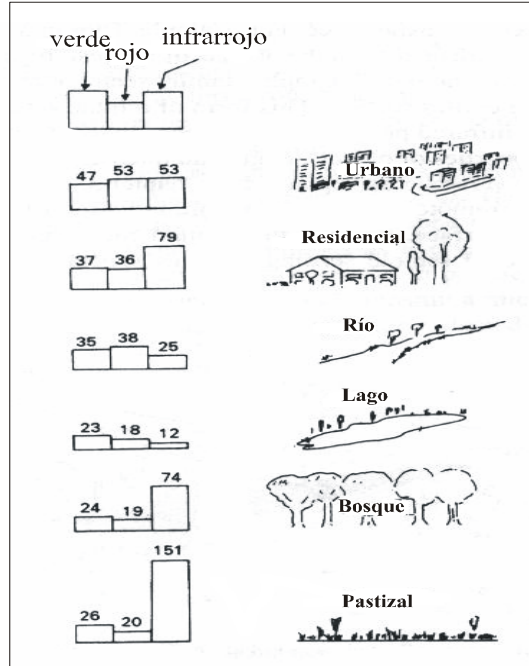


**El espectro electromagnético** desde la longitud de onda de la radiación ultravioleta a las microondas (0.3 $\mu\text{m}$  a 100 cm). Se muestran las ventanas de transmisión atmosférica donde la radiación es absorbida por los gases, con lo cual se bloquea la transmisión en ciertas longitudes de onda. En la parte superior se indican longitudes de onda que registran sistemas de sensores remotos utilizados en el estudio del área costera.

Cuando la radiación electromagnética cae sobre una superficie, parte de la energía es absorbida, alguna es transmitida a través de la superficie y parte es reflejada. Las superficies naturalmente también emiten radiación, generalmente en forma de calor (radiación infrarroja). La radiación reflejada y emitida es registrada en películas fotográficas o en sensores digitales. Dado que la intensidad y la longitud de onda de esta radiación son una función de la superficie en cuestión, cada superficie posee un patrón de respuesta espectral conocido como *firma espectral*. Si un instrumento puede identificar y distinguir diferentes firmas espectrales, es posible generar mapas de la extensión de tales superficies con el uso de percepción remota. En el área costera tales superficies podrían ser esteros, manglares con diferentes doseles, marismas entre otros.



Tres modelos de percepción remota satelital. a) Percepción remota usando la radiación solar reflejada: el sensor detecta la radiación solar que ha sido reflejada a partir de características de la superficie terrestre. b) Percepción remota usando radiación terrestre emitida: el sensor registra la radiación solar que ha sido absorbida por La Tierra y reemitida como radiación térmica infrarroja. c) Percepción remota activa: el sensor ilumina el terreno con su propia energía, entonces registra la energía reflejada conforme ha sido alterada por la superficie terrestre.

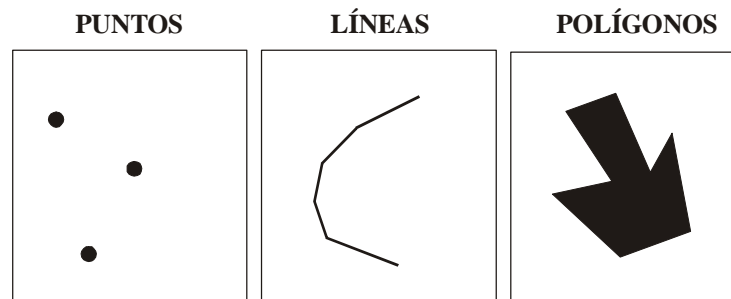


Ejemplos de firmas espectrales de superficies terrestres en las longitudes de onda del verde (0.5-0.6 μm), rojo (0.6-0.7 μm) e infrarrojo (0.7-1.3 μm).

Fuentes: Campbell (1996); Green *et al.*, (1996); Edwards (2000)

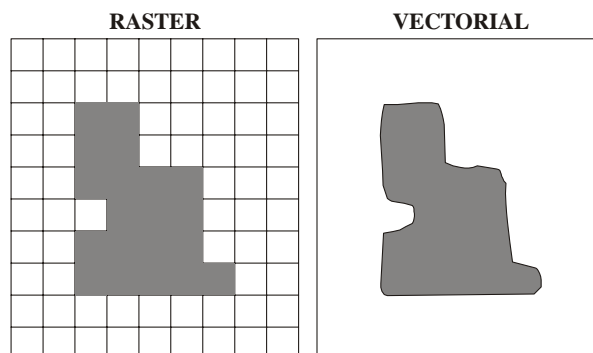
## ANEXO 2. Consideraciones breves sobre Sistemas de Información Geográfica (SIG)

Un sistema de información geográfica (SIG) puede ser definido como un sistema para capturar, almacenar, manipular, analizar y desplegar datos geográficos o espaciales. Estos datos están representados por puntos, líneas o polígonos junto con sus atributos asociados características de los rasgos que los puntos, líneas o polígonos representan).



Los tres elementos de los datos

Adicionalmente, los datos geográficos pueden estar representados en dos formatos: raster y vectorial. Los datos raster son almacenados en un formato de cuadrícula o píxel que es referenciado a algún sistema de coordenadas; en tanto que los datos vectoriales usan una serie de puntos o vértices, por ejemplo coordenadas x, y, para definir las fronteras del objeto de interés.

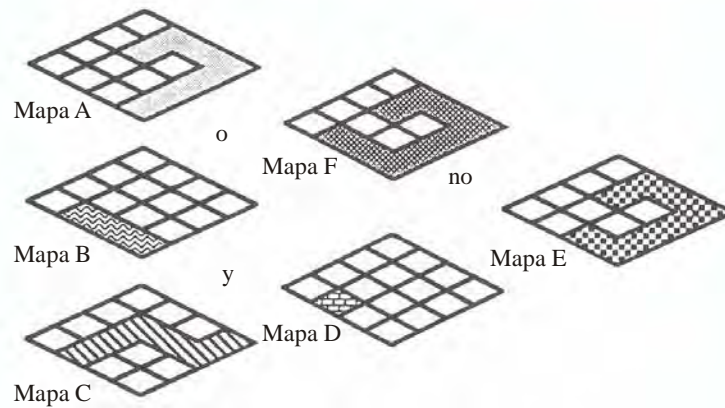


Descripción de la misma forma en formato raster y vectorial.

Los elementos fundamentales de un SIG son los datos, el hardware y software y la gente. Los datos son el cuerpo vivo de un SIG. Un aspecto muy importante es que estos deben tener una correspondencia con el terreno, por lo cual deben estar registrados a un sistema de coordenadas, siendo los más comunes latitud-longitud y Universal Transversal de Mercator

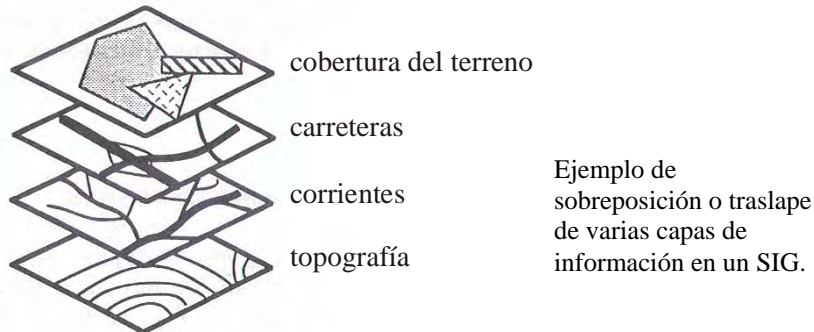
(UTM). Entre las fuentes de datos para un SIG se encuentra la cartografía impresa, los datos de percepción remota y aquellos colectados con el apoyo de sistemas de posicionamiento global (GPS por sus siglas en inglés). El software de un SIG vincula los atributos de las características geográficas usando un sistema de manejo de base de datos. Asimismo, posibilita la captura, edición y análisis de los datos. Para operar un SIG se requiere de personal capacitado y es la gente como usuaria quien define las aplicaciones de los sistemas en diferentes áreas

Se puede contar con varias capas de mapas de información de un área dada, cada una describiendo un aspecto diferente de su geografía: una capa puede contener datos de la geología, otra de suelos, capas subsecuentes pueden incluir datos de coberturas del terreno, distribución de especies o características socioeconómicas. El poder del SIG reside en el hecho de que a partir de la combinación de estas capas puede resolverse un problema particular. Mas aun, conforme el problema cambia, los datos pueden ser procesados en diferentes vías para dirigir diferentes temáticas en una forma flexible.



Algunos ejemplos de operadores boléanos usados en el análisis de sobreposición de capas.

**ANÁLISIS DE SOBREPOSICIÓN**



Fuentes: Green (1995); Haines-Young, *et al.* (1996).

### ANEXO 3. Características de algunos sensores satelitales utilizados en estudios de la zona costera

*Sensores con resolución de más de 100 m*

#### **SENSOR AVHRR/SATÉLITES NOAA**

**Principales aplicaciones costeras:** Temperatura de la superficie del mar, color del océano.

**Plataforma:** NOAA POES (satélites ambientales de órbita polar)

**Sensor:** AVHRR (Radiómetro avanzado de muy alta resolución)

**Operación:** 1984 a la fecha

**Resolución espacial:** 1.1 km

**Resolución temporal:** 12 horas

**Resolución radiométrica:** 10 bit

**Longitud de bandas:** Banda 1=580-680 nm, Banda 2=725-110 nm, Banda 3=3550-3930 nm, Banda 4=10.3-11.3  $\mu\text{m}$  (10.5-11.5  $\mu\text{m}$  en NOAA-10), Banda 5=11.4-12.4  $\mu\text{m}$  (no presente en NOAA-10).

**Dimensión de la imagen:** 2399 km

#### **SENSOR SEAWIFS/SATÉLITE SEASTAR**

**Principales aplicaciones costeras:** color del océano y medidas de clorofila- $\alpha$

**Plataforma:** satélite SeaStar

**Sensor:** SeaWiFS (sensor de amplio campo visual para visualización del océano)

**Operación:** 1997

**Resolución espacial:** 1.1 km

**Longitud de bandas:** Banda 1=402-422 nm, Banda 2=433-453 nm, Banda 3=480-500 nm, Banda 4=500-520 nm, Banda 5=545-565 nm, Banda 6=600-680 nm, Banda 7=745-785 nm, Banda 8=845-885 nm

**Amplitud de barrido:** 2801 km

*Sensores con resolución espacial de 10 -100 m*

#### **SENSOR MSS/LANDSAT**

**Principales aplicaciones costeras:** inventario de recursos, mapeo cartográfico, monitoreo ambiental, detección de cambio, batimetría,

**Plataforma:** satélites Landsat 1-5

**Sensor:** MSS (escáner multiespectral)

**Operación:** 1972-1993

**Resolución temporal:** 16 días en Landsat 4-5

**Resolución espacial:** 80 m

**Resolución radiométrica:** 6 bit, remuestreada a 8 bit

**Longitud de bandas:** Banda 1=0.5-0.6  $\mu\text{m}$ , Banda 2=0.6-0.7  $\mu\text{m}$ , Banda 3=0.7-0.8  $\mu\text{m}$ , Banda 4=0.8-1.1  $\mu\text{m}$  (para MSS en Landsat 4 y 5)

**Amplitud de barrido:** 185 km

#### **SENSOR TM/LANDSAT**

**Principales aplicaciones costeras:** inventario de recursos, mapeo cartográfico, monitoreo ambiental, detección de cambio, batimetría,

**Plataforma:** satélites Landsat 4 y 5

**Sensor:** TM (mapeador temático)

**Operación:** 1982 a la fecha

**Resolución temporal:** 16 días en Landsat 4-5

**Resolución espacial:** 30 m

**Resolución radiométrica:** 8 bit

**Longitud de bandas:** Banda 1=0.45-0.52  $\mu\text{m}$ , Banda 2=0.52-0.6  $\mu\text{m}$ , Banda 3=0.6-0.69  $\mu\text{m}$ , Banda 4=0.76-0.9  $\mu\text{m}$ , Banda 5=1.55-1.75, Banda 6=10.4-12.5  $\mu\text{m}$ , Banda 7=2.08-2.35  $\mu\text{m}$

**Amplitud de barrido:** 185 km

### **SENSORES HRV Y HRVIR/SPOT**

**Principales aplicaciones costeras:** inventario de recursos, mapeo cartográfico, monitoreo ambiental, detección de cambio, batimetría,

**Plataforma:** satélites SPOT 1-4 (Satélites Para la Observación de la Tierra)

**Sensor:** HRV (sensor de alta resolución del visible) y HRVIR (sensor de alta resolución del visible e infrarrojo)

**Operación:** 1986 a la fecha

**Resolución temporal:** 26 días

**Resolución espacial:** 20 m en modo multiespectral (XS), 10 m en modo pancromático (XP)

**Resolución radiométrica:** 8 bit

**Longitud de bandas:** Banda 1=0.5-0.59  $\mu\text{m}$ , Banda 2=0.61-0.68  $\mu\text{m}$ , Banda 3=0.79-0.89. XP=0.51-0.73.

Para SPOT 4 Banda azul=0.43-0.47  $\mu\text{m}$ , Banda roja=0.61-0.68, Banda infrarrojo cercano=0.78-0.89  $\mu\text{m}$ , Banda infrarrojo de onda corta=1.58-1.75  $\mu\text{m}$

**Amplitud de barrido:** 60 km

### **SENSOR ASTER/TERRA**

**Principales aplicaciones costeras:** inventario de recursos, mapeo cartográfico, monitoreo ambiental, detección de cambio, modelos digitales de elevación

**Plataforma:** satélite Terra

**Sensor:** ASTER (Radiómetro avanzado espacio transportado de emisión termal y reflexión) compuesto de tres sensores: VNIR (radiómetro visible e infrarrojo cercano), SWIR (radiómetro infrarrojo de onda corta) y TIR (radiómetro infrarrojo termal)

**Operación:** 1999 a la fecha

**Resolución espacial:** 15 m en VNIR, 30 m en SWIR, 90 m en TIR

**Longitud de bandas:** VNIR tres bandas entre 0.52-0.86  $\mu\text{m}$ , SWIR seis bandas entre 1.6-2.43  $\mu\text{m}$ , TIR cinco bandas entre 8.125-11.65  $\mu\text{m}$

Banda pancromática=0.45-0.9  $\mu\text{m}$ , Banda azul=0.445-0.516  $\mu\text{m}$ , Banda verde=0.506-0.595, Banda roja=0.632-0.698, Banda infrarrojo cercano=0.757-0.853  $\mu\text{m}$ , Banda infrarrojo de onda corta=1.58-1.75  $\mu\text{m}$

**Amplitud de barrido:** 60 km

*Sensores con resolución espacial menor a 10 m*

### **SENSOR IOKONOS (GEO)**

**Principales aplicaciones costeras:** inventario de recursos, mapeo cartográfico, monitoreo ambiental, detección de cambio

**Plataforma:** satélite IKONOS

**Sensor:** Geo IKONOS

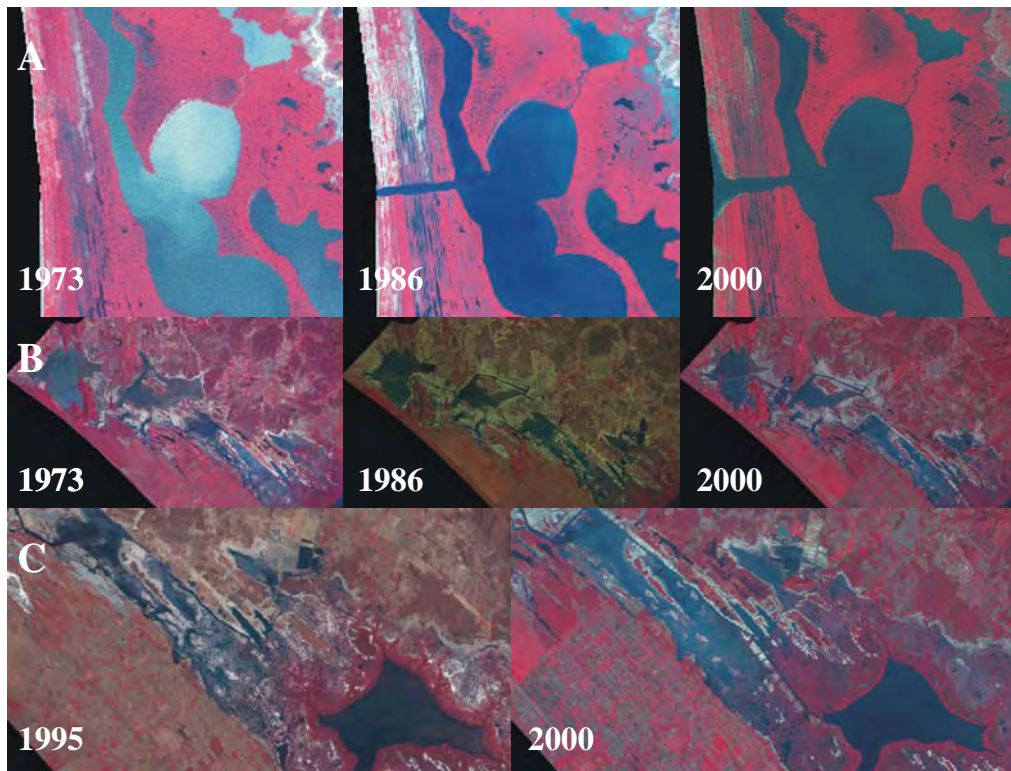
Operación: 1999 a la fecha

**Resolución espacial:** 4 m en modo multiespectral, 1 m en modo pancromático

**Longitud de bandas:** Banda pancromática=0.45-0.9  $\mu\text{m}$ , Banda azul=0.445-0.516  $\mu\text{m}$ , Banda verde=0.506-0.595, Banda roja=0.632-0.698, Banda infrarrojo cercano=0.757-0.853  $\mu\text{m}$



**Anexo 4.** Impactos sobre el sistema lagunar Teacapán-Agua Brava, México



Transformaciones del paisaje del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava que han impactado la cobertura y dosel del bosque de mangle. A) Apertura y erosión del canal de Cuautla; B) canales sobre las lagunas del sistema litoral Majahual; C) canal para conectar las lagunas Cañas y Agua Grande.