

00344 2  
Lej



# UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA DE MEXICO

FACULTAD DE CIENCIAS  
DIVISION DE ESTUDIOS DE POSGRADO

EVALUACION DE LAS CONDICIONES ACTUALES Y DEL CAMBIO EN LOS PAISAJES DE HUMEDALES DE LA COSTA SUR DE SINALOA, MEXICO: UNA APROXIMACION CON EL USO DE DATOS PROVENIENTES DE SENSORES REMOTOS

## T E S I S

QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADEMICO DE:

*MAESTRO EN CIENCIAS*

(BIOLOGIA DE SISTEMAS Y RECURSOS ACUATICOS)

PRESENTA:

*CESAR ALEJANDRO BERLANGA ROBLES*



MEXICO, D. F. 1999

1999

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

272 938.



Universidad Nacional  
Autónoma de México



**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 estos días difíciles va para la  
Universidad Nacional Autónoma de México,  
la universidad pública,  
que salga adelante.*

*En estos días felices va para  
Rocío, Mercedes, Fernando, Griselda y Mónica.*

## **AGRADECIMIENTOS.**

Un agradecimiento especial al Dr. Arturo Ruiz Luna, no sólo por haber tomado la dirección de esta tesis y las observaciones hechas a la misma, también por la oportunidad para formar parte del Laboratorio de Manejo Ambiental y por todo el apoyo brindado durante los últimos años dentro y fuera del ámbito laboral.

A la Dra. Guadalupe de la Lanza Espino, el Dr. Román Álvarez Bejar, la Dra. Margarita Gallegos Martínez, al Dr. Francisco Flores Verdugo, al M. en C. Guillermo Rodríguez Domínguez y al M en C. Oscar Manuel Ramírez Flores por formar parte del jurado, por sus revisiones y por sus valiosas recomendaciones que sin lugar a dudas enriquecieron el trabajo.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por el financiamiento de los proyectos 2304-PT y 28347B.

Al Instituto de Geografía, UNAM y al North American Landscape Characterization Program, NASA por la donación de parte de las imágenes de satélite utilizadas en este trabajo.

A la Estación Meteorológica de Mazatlán, CNA por los datos climatológicos empleados en este trabajo.

Al Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo A. C. por las facilidades en el usos de sus instalaciones y equipos.

A Rubí Hernández, Lorena Paéz, Humberto Gurrola y Jaime R. Ramírez, así como a Felipe Peinado y Sonia Osuna por el apoyo para la realización del trabajo de campo.

A Jayson Stirrup por la paginación y a Bruno Gómez y Ana Roque por la corrección del Abstract.

Con mucho amor a mi esposa M. Rocío Nepita por las sugerencias en la redacción y más por su impulso para culminar mis estudios de posgrado. Sin su ayuda, todo lo logrado simplemente sería imposible.

Y por supuesto que a la Facultad de Ciencias de la Universidad Nacional Autónoma de México. Gracias a la División de Estudios de Posgrado, a mis profesores y compañeros, en especial a Lourdes Jiménez.

## CONTENIDO

ÍNDICE DE CUADROS	II
ÍNDICE DE FIGURAS	IV
RESUMEN	V
ABSTRACT	VI
INTRODUCCIÓN	1
OBJETIVOS	7
ANTECEDENTES	8
ÁREA DE ESTUDIO	21
MATERIAL Y MÉTODOS	29
RESULTADOS	41
DISCUSIÓN	63
CONCLUSIONES	92
LITERATURA CONSULTADA	97
Anexo 1	110
Anexo 2	111

## ÍNDICE DE CUADROS

<b>Cuadro 1.</b> Producción de la pesca ribereña de 1983 a 1996 en la costa sur de Sinaloa, México.	28
<b>Cuadro 2.</b> Matriz de error, traslape de exactitud y coeficiente de Kappa para la evaluación de la exactitud de las clasificaciones de datos de sensores remotos.	34
<b>Cuadro 3.</b> Clases identificadas por clasificación no supervisada (paso simple) y análisis de cúmulos.	43
<b>Cuadro 4.</b> Asentamientos humanos en la costa sur de Sinaloa, México.	44
<b>Cuadro 5.</b> Matriz de error para la clasificación no supervisada de la escena Landsat TM de la costa sur de Sinaloa, México de 1997.	47
<b>Cuadro 6.</b> Comportamiento del índice normalizado de vegetación (NDVI)	51
<b>Cuadro 7.</b> Superficie en hectáreas de las clases de cobertura del terreno y de los humedales del sistema litoral Majahual, Sinaloa, México. Resultados de la clasificación con el algoritmo de máxima verosimilitud	53
<b>Cuadro 8.</b> Superficie en hectáreas de las clases de cobertura del terreno y de los humedales del sistema litoral Majahual, Sinaloa, México. Resultados de la clasificación con el algoritmo de extracción y clasificación de objetos homogéneos (ECHO)	53
<b>Cuadro 9.</b> Matriz de error para la clasificación con máxima verosimilitud de la escena Landsat TM del sistema litoral Majahual, Sinaloa, México de 1997.	54
<b>Cuadro 10.</b> Matriz de error para la clasificación con ECHO de la escena Landsat TM del sistema litoral Majahual, Sinaloa, México de 1997.	54
<b>Cuadro 11.</b> Coeficiente de correlación ( $p < 0.05$ ) para las variables evaluadas en el sistema litoral Majahual, Sinaloa, México.	57
<b>Cuadro 12.</b> Superficie en hectáreas de las clases de cobertura del terreno y de los humedales del sistema lagunar Huizache-Caimanero, Sinaloa, México. Resultados de la clasificación con el algoritmo de extracción y clasificación de objetos homogéneos (ECHO)	58
<b>Cuadro 13.</b> Matriz de error para la clasificación con ECHO de la escena Landsat TM transformada por el método de componentes principales (MCP) del sistema lagunar Huizache-Caimanero, Sinaloa, México de 1997.	58
<b>Cuadro 14.</b> Coeficiente de correlación ( $p < 0.05$ ) para las variables evaluadas en el sistema lagunar Huizache-Caimanero, Sinaloa, México.	62

**Cuadro 15.** (Anexo 2). Registros de lluvia en mm en la Ciudad de Mazatlán, Sinaloa, México para la época de lluvias previa a la toma de las imágenes de satélite utilizadas en este y de la época de secas en que fueron tomadas. 111

**Cuadro 16.** (Anexo 2). Tasa de crecimiento media anual (en por ciento) en los municipios de El Rosario y Escuinapa, Sinaloa, México. 111

## ÍNDICE DE FIGURAS

<b>FIGURA 1.</b> Área de estudio. Composición en falso color (321) de una imagen Landsat TM capturada el 27 de mayo de 1997 que cubre la costa sur de Sinaloa, México.	6
<b>FIGURA 2.</b> Área de estudio. Composición cartográfica de la costa sur de Sinaloa.	22
<b>FIGURA 3.</b> Análisis de cúmulos con los grupos espectrales identificados en la clasificación no supervisada de una escena Landsat TM de 1997.	42
<b>FIGURA 4.</b> Patrones de distribución de la cobertura del terreno y de los humedales en la costa su de Sinaloa, México obtenidos a partir de la clasificación no supervisada con el algoritmo de paso simple de una escena Landsat TM de 1997.	46
<b>FIGURA 5.</b> Patrones de distribución de los ambientes en el paisaje de la costa sur de Sinaloa, México en 1997.	48
<b>FIGURA 6.</b> Comportamiento del índice normalizado de vegetación (NDVI) en la costa sur de Sinaloa, México.	50
<b>FIGURA 7.</b> Análisis multitemporal postclasificadorio (clasificaciones supervisadas) del sistema litoral Majahual, Sinaloa, México.	52
<b>FIGURA 8.</b> Tendencias de cambio de las variables estudiadas en el sistema litoral Majahual, Sinaloa, México.	56
<b>FIGURA 9.</b> Análisis multitemporal postclasificadorio (clasificaciones supervisadas) del sistema lagunar Huizache-Caimanero, Sinaloa, México.	59
<b>FIGURA 10.</b> Tendencias de cambio de las variables estudiadas en el sistema lagunar Huizache-Caimanero, Sinaloa, México.	61
<b>FIGURA 11.</b> (Anexo 1). Distribución de la frecuencia relativa del índice normalizado de vegetación (NDVI) asociado a la vegetación natural e inducida en el paisaje de los humedales de la costa sur de Sinaloa, México.	110



## RESUMEN

Se evaluaron los patrones y tendencias de cambio del paisaje de los humedales de la costa sur de Sinaloa, entre los 22°27' y los 23°106' de latitud norte y los 105°30' y los 106°20' de latitud oeste, a través de diferentes análisis digitales con imágenes Landsat (path/row: 31/44) MSS y TM, que incluyeron clasificaciones no supervisadas (*paso simple*), análisis multitemporales con el índice normalizado de vegetación (NDVI) y con clasificaciones supervisadas (*máxima verosimilitud y extracción y clasificación de objetos homogéneos, ECHO*), así como la evaluación de la exactitud de los diferentes mapas temáticos producidos con matrices de error, traslape de exactitud y coeficiente de Kappa. Para la caracterización del paisaje se utilizaron seis clases de cobertura del terreno y dos clases de superficies acuáticas, resultantes de la clasificación no supervisada, cuyas extensiones y distribuciones espaciales permitieron caracterizar al paisaje continental como fragmentado y dominado por ambientes perturbados. Los cambios detectados en análisis multitemporales con el NDVI y clasificaciones supervisadas mostraron una tendencia marcada a la reducción del material fotosintético dentro del paisaje, debido principalmente a la pérdida de la selva que en 24 años redujo su extensión entre un 43% y un 80%. Los análisis multitemporales con las clasificaciones supervisadas, también permitieron detectar un proceso de desecación de los cuerpos de agua que no tienen comunicación permanente con el mar, siendo el caso más evidente el del sistema lagunar Huizache-Caimanero que de 1973 a 1997 perdió el 20% de su espejo de agua y en contrapartida, las marismas en las vecindades de las lagunas duplicaron su extensión. Los diferentes análisis permitieron identificar a la agricultura como el principal agente transformador del paisaje. La frontera agrícola en las inmediaciones de los humedales aumentó 18 al 50%, con lo cual se desplazó a la vegetación natural, se fragmentó al paisaje y se indujeron cambios en la extensión de la vegetación secundaria. Las condiciones recientes y las tendencias de cambio del paisaje encontradas en este estudio indican que las relaciones entre la población humana y el medio ambiente en la costa sur de Sinaloa están resultando en la degradación de los ecosistemas y de continuar así ponen en riesgo la viabilidad de las actividades económicas y la estabilidad social de la región.

**Palabras clave:** ecología del paisaje, imágenes de satélite, zona costera, sistema litoral Majahual, sistema lagunar Huizache-Caimanero, análisis digital de datos.

## ABSTRACT

The landscape patterns and change tendencies of the wetlands of the south coast of Sinaloa, between the 22° 27' and the 23° 106' North latitude and the 105° 30' and the 106° 20' West latitude, were evaluated through different digital analysis with Landsat images (path/row: 31/44) MSS and TM. Which included unsupervised classifications (*Single pass*), multitemporal analysis with Normalized Difference Vegetation Index (NDVI), and with supervised classifications (*Maximum likelihood* and *Extraction and classification of homogeneous objects, ECHO*). Also the accuracy evaluation of the of the different thematic maps produced with *error matrix, accuracy overlay, and Kappa coefficient*. For the description of the landscape, six classes of land cover and two classes of aquatic surfaces, resultant of unsupervised classification, were utilized. theirs extensions and spatial distributions permitted to characterize the continental landscape as fragmented and dominated by disturbed environments. The changes detected in multitemporal analysis with the NDVI and supervised classifications showed a marked tendency to the reduction of the photosynthetic material inside the landscape. Due mainly to forest lost that in 24 years reduced its extension between 43% and 80%. The multitemporal analyses with the supervised classifications also permitted to detect a process of drying of the water systems without permanent communication with the sea, being the most evident case that of the Sistema Lagunar Huizache-Caimanero wich, from 1973 to 1997 lost 20% of its surface. In contrast, the saltmarsh in the vicinity of the lagoons duplicated their extension. The different analyses permitted to identify agriculture as the main transforming agent of the landscape. The agricultural border in the immediacies of the wetlands enlarged from 18 to 50%, displacing the natural vegetation. The landscape was fragmented and changes in the extension of the secondary succession were induced. The recent conditions and the tendencies of change of the landscape found in this study indicate that the relationship between the human population and the environment in the south coast of Sinaloa are resulting in the degradation of the ecosystems. If this trend continues, the viability of the economic activities and the social stability of the region is at risk

**Key words:** ecology of the landscape, images of satellite, coastal zone, Sistema Litoral Majahual, Sistema Lagunar Huizache-Caimanero, digital analysis data.

## INTRODUCCIÓN

Las actividades humanas son uno de los principales factores que contribuyen al cambio global, acelerando los procesos a los que están sujetos los ecosistemas. La agricultura, silvicultura y otras prácticas de manejo del terreno han modificado paisajes enteros y alterado comunidades de plantas y animales en todo el mundo. Las actividades humanas han resultado en la remoción de especies indígenas, introducción de especies exóticas, cambios en los cursos de los flujos hidrológicos y la contaminación de suelos, aire y agua (Ojima *et al.* 1994).

La zona costera, definida por Carter (1988) como “el espacio en el cual los ambientes terrestres influyen sobre los ambientes marinos y viceversa”, constituye sistemas dinámicos que han sido fuertemente perturbados por parte de las actividades que generan las sociedades humanas; diferentes estimaciones establecen que entre el 40 y 60% de la población humana mundial habita en la zona costera, trayendo como consecuencia el aumento de las presiones sobre estos ambientes y sus recursos (Baily y Nowell 1996, Green *et al.* 1996).

Las relaciones entre las sociedades y los ambientes costeros son muy complejas, en ellas cada una de las partes tiene el poder de afectar radicalmente a la otra. El crecimiento de la población humana y el incremento paralelo en las capacidades tecnológicas se ha traducido en impactos importantes sobre la zona costera afectando su funcionamiento morfodinámico y también los procesos ecológicos que en ella ocurren (Barlett 1997).

Los humedales costeros tienen gran importancia ecológica por su capacidad para generar biomasa primaria, por el mantenimiento de áreas críticas para poblaciones de organismos litorales, por su elevada capacidad de transformación de materia orgánica y por

su elevada productividad potencial (Contreras 1996). En estos ambientes, las presiones humanas que actúan sobre ellos se magnifican, ya que no son alterados sólo por las actividades que se efectúan sobre ellos, sino que también por aquellas que se desarrollan en áreas terrestres lejanas, pues se trata de ecosistemas terminales de las cuencas hidrográficas (De la Lanza *et al.* 1996).

Como un ejemplo de lo anterior, Klemas *et al.* (1993) señala que durante los dos últimos siglos más del 50% de los humedales costeros de algunas regiones de los Estados Unidos se han perdido. En México donde los humedales costeros son abundantes (1600000 ha) dado el extenso litoral, 9330 km, y el amplio sistema de cuencas hidrográficas que derraman sus aguas hacia la costa (Cervantes 1994), un número considerable de lagunas costeras y esteros presentan serios problemas de deterioro de la calidad ambiental y en la mayoría de los casos se carece de las evaluaciones que permitan cuantificarlos y magnificarlos.

Dada la interdependencia entre las sociedades y los ambientes costeros, es claro que la conservación de las condiciones del ambiente marino y su línea de costa, así como de sus recursos depende de implementar estrategias integrales de manejo racional (Barlett 1992). Desgraciadamente gran parte de las discusiones sobre la diversidad biológica y la conservación de los ambientes acuáticos únicamente consideran aproximaciones a niveles genéticos o de ecosistemas y están limitadas a describir niveles de especies o riqueza de hábitat, careciendo de una adecuada dimensión espacial y pocas veces integran estos niveles dentro de una propuesta global de conservación y manejo (De Freese 1995).

Las medidas implementadas para la conservación de los humedales y su manejo están dirigidas a proteger hábitat aislados y dispersos, que si bien son útiles para prevenir su

destrucción inmediata, no lo son para garantizar su persistencia por largos periodos. 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 uso del terreno a un nivel de paisaje (Pearson 1994). Estos factores juegan un papel preponderante sobre el desarrollo hidrológico de los ambientes de humedales al influir en los patrones de almacenamiento y descarga del agua (Richardson y McCarthy 1994), así como en sustentar la biodiversidad por el efecto que tienen en la conectividad y movilidad de los procesos ecológicos dentro del paisaje (Pearson *et al.* 1995, Keitt *et al.* 1997).

Las propuestas para el manejo adecuado de los humedales costeros deben de partir de una evaluación de los ambientes y los recursos involucrando las diferentes escalas espaciales y temporales en las que actúan los procesos ecológicos, así como las formas en que las sociedades hacen uso de ellos, considerando también, los factores que regulan la estructura y funcionamiento de los sistemas naturales, entre los que se encuentran la cobertura y uso del terreno.

Las técnicas de percepción remota proveen una visión sinóptica de la tierra, que no sería posible llevar a cabo sin exhaustivas evaluaciones de campo (Green *et al.* 1996). Los datos de sensores remotos, con sus ventajas de resolución espectral y espacial son altamente útiles para el análisis de los cambios en el uso y la cobertura del terreno. Estos permiten que las características de un territorio sean analizadas con la suficiente exactitud para ser usados en el manejo adecuado de los recursos naturales (Dimiyati *et al.* 1996, Grignetti *et al.* 1997). En ambientes cambiantes, como los humedales costeros, los sensores remotos proporcionan una fuente de datos de la cual se puede extraer información actualizada de la estructura y

funcionamiento de los ecosistemas de manera eficiente, rápida y a bajos costos (Pattiaratchi 1992, Baily y Nowell 1996).

Dentro del campo de la ecología humana los datos provenientes de sensores remotos tienen la ventaja de facilitar comparaciones cuantitativas del impacto de procesos tales como el uso intensivo del terreno y el crecimiento poblacional; vincula de manera más efectiva la variación espacial y temporal resultante de los cambios en el uso del terreno en un contexto ambiental, socioeconómico, cultural y permite el desarrollo de análisis a una escala que conecta las estrategias adaptativas locales con la variación ecológica a un nivel regional (Brondizio *et al.* 1994). Por otro lado, el estudio de los patrones de cobertura y uso del terreno estudiados a través de la percepción remota permiten vislumbrar las interacciones de las sociedades con sus ambientes físicos (Campbell 1996).

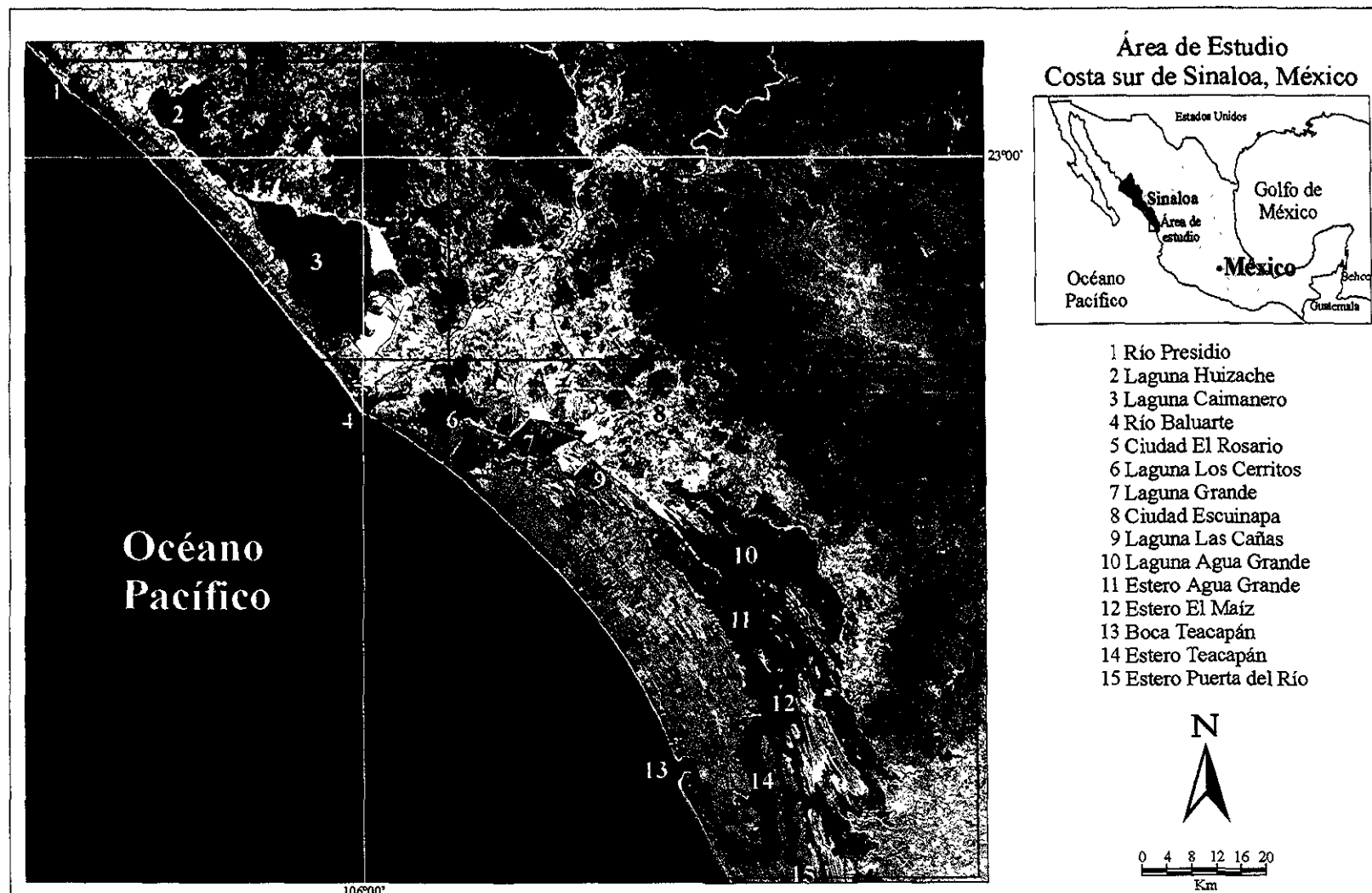
El Estado de Sinaloa, al noroeste de México, posee 656 km de litoral y 229000 ha de lagunas litorales (Cervantes 1994). En el sur del estado, los humedales costeros y su entorno inmediato han estado sujetos a perturbaciones generadas por diversas actividades como la pesca y cultivo de camarón, la agricultura y desarrollos urbanos que han resultado en la disminución de la calidad de las condiciones ambientales y la fragmentación del paisaje. (De la Lanza y García-Calderón 1995, De la Lanza *et al.* 1996, Hernández 1998, Ramírez 1998, Ramírez *et al.* 1998, Ruiz y Berlanga 1998).

Tratando de contribuir a revertir o aminorar las tendencias negativas que se han documentado en los humedales del sur de Sinaloa, las cuales podrían aumentar por la puesta en marcha de nuevos desarrollos económicos y por la transformación de las actividades ya existentes a sistemas de mayor rendimiento, en el presente trabajo se presenta una serie de análisis de procesamiento digital de imágenes de satélite Landsat con

el fin de evaluar a nivel de paisaje las condiciones actuales y las tendencias de cambio de los humedales de la costa sur del estado.

El área de estudio abarca desde la desembocadura del Rfo Presidio hasta la boca del Estero Teacapán, incluyendo al sistema lagunar Huizache-Caimanero uno de los más importantes de México en cuanto a la producción de camarón de estero y al sistema litoral Majahual que incluye a la laguna Agua Grande y al estero de Teacapán, que junto con el sistema Agua Brava, en Nayarit, conforman el bosque de manglar más extenso en el Pacífico mexicano (Fig. 1).

Los análisis y resultados que aquí se incluyen se han presentado en diversos foros y forman parte de un proyecto más amplio llevado a cabo por el Laboratorio de Manejo Ambiental (LAMA) del Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo, Unidad Mazatlán, cuyo objetivo principal es desarrollar un modelo de clasificación de los ambientes costeros de la zona sur de Sinaloa que permita determinar en que medida los cambios de origen antropogénico afecta la disponibilidad de los recursos pesqueros y por medio de la simulación de diversos escenarios, sirva de apoyo a programas de ordenamiento costero de la región.



**Figura 1.** Área de estudio. Composición en falso color (321) de una imagen Landsat TM capturada el 27 de mayo de 1997 que cubre la costa sur de Sinaloa, México, entre las 363654, 2559243 y las 449379, 2483227 coordenadas UTM. El rectángulo rojo señala al sistema lagunar Huizache-Caimanero y el azul al sistema litoral Majahual.



## **OBJETIVOS**

### **Objetivo general.**

Caracterizar las condiciones del paisaje de los humedales de la costa sur de Sinaloa, México: sistema litoral Majahual y sistema lagunar Huizache-Caimanero, así como describir las tendencias de cambio a las que han estado sujetos, aplicando técnicas de percepción remota.

### **Objetivos particulares.**

Identificar los patrones de cobertura del terreno en los paisajes de humedales de la costa sur de Sinaloa por medio de la aplicación de procesos de clasificación no supervisada de imágenes de satélite Landsat.

Evaluar los cambios en la cobertura vegetal en los paisajes de humedales de la costa sur de Sinaloa a través de un análisis multitemporal del índice normalizado de vegetación con imágenes de satélite Landsat.

Evaluar las tendencias de cambio de las principales clases de cobertura del terreno del paisaje del sistema litoral Majahual y de sistema lagunar Huizache-Caimanero a través de un análisis multitemporal postclasificatorio con imágenes de satélite Landsat.

## ANTECEDENTES

Los cambios en el uso del terreno reflejan la historia y por tanto el futuro del género humano; estos están relacionados con el desarrollo económico, el crecimiento poblacional y con el cambio tecnológico y ambiental, y pueden ocurrir en varias formas, incluyendo cambios en el área, así como en la intensidad de uso. Durante los últimos siglos y en particular durante las últimas décadas, los efectos del cambio de uso del terreno han llegado a ser globales, no sólo en el sentido de que los cambios y sus efectos están presentes casi en cualquier parte del mundo, sino en el sentido de que ellos contribuyen al cambio global en el clima a través de las emisiones de gases de invernadero (Houghton 1994).

Los propósitos del cambio deliberado en el uso del terreno son incrementar la capacidad de la tierra para soportar los desarrollos humanos, pero muchas prácticas en lugar de eso las disminuyen. Los efectos negativos a nivel local y regional de la deforestación, por ejemplo, incluyen erosión, reducción de las lluvias y de la capacidad del suelo para retener agua, incrementos en la frecuencia y severidad de las inundaciones y el azolvamiento de cuerpos de agua. Los efectos globales del cambio en el uso del terreno también están llegando a ser evidentes, incluyendo la conversión de la tierra potencialmente productiva a tierra con capacidades disminuidas para soportar cultivos, bosques y gente; además de provocar la pérdida irreparable de especies y la emisión de gases traza a la atmósfera (Houghton 1994).

La cobertura y el uso del terreno en los paisajes circundantes a los humedales juegan un papel muy importante en el mantenimiento de estos sistemas al influir sobre los patrones hidrológicos (y por lo tanto en el balance de agua), los ciclos de nutrientes de los ecosistemas y la composición de especies (Pearson 1994). El desarrollo de actividades

terrestres tales como la agricultura, el clareo de terrenos y la minería abierta, al modificar el desarrollo hidrológico de los ecosistemas, afectan la capacidad de almacenamiento de agua, así como los patrones de drenaje en los paisajes: la forma en que los humedales y bosques son perturbados o manejados tiene un gran impacto sobre los flujos y la ruta de pérdida de agua para los ecosistemas, las modificaciones en el drenaje acopladas con un cambio radical de la vegetación, resultan en la disminución de las tasas de intersección del agua por el dosel de la vegetación y en una corta residencia del agua en la cuenca, ocasionando el incremento en las tasas de pérdida de agua vía escurrimientos, cuando en condiciones naturales la vía principal de pérdida de agua en los humedales es la evapotranspiración (Richardson y McCarthy 1994).

Los cambios en el uso del terreno además de desviar el agua de lluvia hacia los escurrimientos más que a las aguas subterráneas, perturbando los períodos de inundación y sequía en muchos humedales, también modifican cualitativa y cuantitativamente la entrada de nutrientes a los humedales y con ello la calidad del agua. Registros históricos de parámetros relacionados con la calidad del agua, tales como sedimentos suspendidos, las concentraciones de nitrógeno y fósforo y la turbidez, han permitido demostrar que en humedales dentro de cuencas que han perdido gran parte de la cobertura vegetal la calidad del agua declina (Childers y Gosselink 1990). Uno de los efectos más comunes en la modificación de los ciclos de nutrientes por cambios en el uso del terreno es la eutroficación a partir de la lixiviación de los fertilizantes, particularmente nitratos (Moore 1990).

La eutroficación, proceso en el que se presenta un incremento en las tasas de suministro de materia orgánica a los ecosistemas, ocasionado generalmente por el

enriquecimiento de nutrientes seguido por un aumento en la producción primaria y secundaria, es uno de las principales amenazas para los ecosistemas costeros y su origen está muy relacionado con actividades humanas que implican cambios en el uso del terreno tales como la agricultura y los asentamientos humanos (Nixon 1995, Bonsdorff *et al.* 1997).

El impacto de algunos usos del terreno sobre los ecosistemas, incluyendo a los humedales, depende del grado de modificación del hábitat y de la extensión y patrón de la modificación. La extensión y los patrones espaciales del uso del terreno pueden afectar la conectividad de los paisajes, inhibiendo la capacidad de algunos procesos ecológicos (el movimiento y dispersión de organismos, utilización de recursos por los animales, flujo genético) para moverse a través del paisaje, (Gardner *et al.* 1991). Algunas poblaciones en los humedales, pudieran no existir independientemente de las poblaciones que habitan otros humedales u otros hábitat en el paisaje, pequeñas poblaciones están expuestas a extinciones estocásticas sin el flujo de individuos y genes del exterior. Hábitat menos hídricos pueden contribuir con recursos suplementarios o complementarios para las poblaciones de los humedales. La destrucción de estos hábitat en los paisajes circundantes puede tener consecuencias adversas para las poblaciones en los humedales. Si la conectividad total del paisaje es alterada por la creación de barreras artificiales contra la dispersión, las poblaciones aisladas pueden llegar a la extinción debido a su inestabilidad demográfica o por interacciones competitivas. La extensión espacial (área) de la pérdida de hábitat reduce la cantidad de hábitat disponibles (Pearson *et al.* 1995).

Los ambientes costeros son sumamente complejos e inestables debido a su evolución geológica, comportamiento fisicoquímico y ocurrencia de diversos fenómenos climáticos. A esto hay que agregar su condición de ecosistemas terminales de las cuencas

hidrográficas que reciben el impacto de actividades en áreas terrestres lejanas (De la Lanza *et al.* 1996) y que constituyen unidades ambientales en las que concurren áreas de interés múltiple y están sujetas a diversas formas de uso y explotación (De la Lanza y García-Calderón 1991);

Considerando lo anterior, así como la importancia que tienen los patrones de cobertura y uso del terreno para el funcionamiento de los humedales; el estudio de las condiciones de los humedales costeros y de las perturbaciones a las que están sujetos por parte de las actividades antropogénicas debe considerar la evaluación del impacto acumulativo, el cual es resultado de muchas actividades humanas cuyas perturbaciones, aunque individualmente no puedan ser medidas, juntas suman un efecto adverso para los ecosistemas y cuyo análisis requiere aproximaciones a nivel de paisaje dada la espacialidad en que ocurren las diferentes actividades humanas (Childers y Gosselink 1990, Gosselink *et al.* 1990).

De acuerdo con Vink (1983) citado por Haines-Young *et al.* (1993) el paisaje es la esfera en la que un intervalo de procesos está activo y la ecología del paisaje se propone enfocar la forma en que estos procesos interactúan y proveen una estructura en la cual el impacto humano sobre los ecosistemas puede ser comprendido y a partir de ello desarrollar las acciones y las estrategias de manejo. Por su parte Naveh y Lieberman (1994) consideran que los paisajes son “una parte del espacio sobre la superficie de la Tierra, que consiste de un complejo de sistemas formados por la actividad de rocas, agua, aire, plantas, animales y el humano, formando una entidad reconocible”. En tanto que Zonneveld (1979) identifica a los paisajes como entidades holísticas conformadas por diferentes elementos, todos influyéndose entre sí, además de reconocer una estructura jerárquica en la cual el *ecotopo*

es la unidad holística menor, caracterizada por la homogeneidad de, al menos, un atributo terrestre de la geósfera (atmósfera, vegetación, suelos, rocas, agua, etc.); la *faceta terrestre* es una combinación de ecotopos formando patrones de relaciones espaciales; el *sistema terrestre* es una combinación de facetas terrestres; y al *paisaje principal* como unidad mayor consistente en una combinación de sistemas terrestres en una región geográfica.

La ecología del paisaje al considerar el desarrollo y dinámica de la heterogeneidad espacial, las interacciones e intercambios espaciales y temporales a través del paisaje, (Risser *et al.* 1984 citados en Bridgewater 1993), y al reconocer a los paisajes como estructuras jerárquicas definidas espacial y temporalmente y al ubicar al humano como elemento de los ecosistemas (Bridgewater 1993), proporciona marcos teóricos y metodológicos adecuados para la evaluación de los ambientes costeros, ya que permite considerar e integrar las diferentes escalas espaciales y temporales involucradas con la estructura y dinámica de estos ambientes.

Por otra parte, las evaluaciones del medio ambiente a partir del enfoque de la ecología del paisaje pueden estar limitadas por problemas espaciales, temporales y económicos al estudiar a los paisajes como el carácter total de una región y no en términos de aspectos separados de sus componentes (Zonneveld 1979). Estos problemas son particularmente serios cuando se trata de ambientes sumamente cambiantes en los cuales grandes escalas de tiempo y espacio pudieran estar involucradas. Pese a lo cual, una variedad de técnicas de percepción remota ofrecen un medio potencial para solucionar esos problemas (Green *et al.* 1993).

La percepción remota, definida por Campbell (1996) como “la práctica de derivar información sobre la superficie terrestre y acuática de la Tierra a partir de imágenes

adquiridas desde una perspectiva elevada, usando la radiación electromagnética en una o más regiones del espectro electromagnético, reflejada o emitida de la superficie de la Tierra”, es una de las herramientas que posibilita una aproximación holística en la evaluación de los paisajes (Naveh y Lieberman 1994). El análisis de los datos de satélite permite resolver cuestiones relacionadas con las dimensiones de la ecología del paisaje, que son difíciles de responder por evaluaciones hechas a nivel de terreno, limitadas para cubrir toda el área. Al contrario de los datos tomados en sitios específicos, los datos de satélite permiten un análisis ampliamente regional que raramente es posible llevar a cabo con los métodos de campo (Moran *et al.* 1994).

Los satélites son un medio importante por el cual grandes áreas de los océanos pueden ser monitoreados sinópticamente. Los avances recientes en los sistemas de percepción remota han generado instrumentos que son ideales para las investigaciones costeras, como por ejemplo el sensor a color de la zona costera (CZCS), el cual actualmente está fuera de actividad, y el radiómetro avanzado de muy alta resolución (AVHRR) , adecuados para estudios con una base oceánica, o como los sensores de alta resolución de los satélites Landsat y SPOT adecuados para investigaciones costeras. Los datos de sensores remotos pueden ser usados para complementar los datos colectados de manera convencional o para obtener los antecedentes de un área de estudio. Imágenes Landsat han sido utilizadas exitosamente en la construcción o actualización de cartas batimétricas para áreas con aguas claras donde la luz solar pueda penetrar la columna de agua. También se ha aplicado esta técnica en el monitoreo de la calidad del agua en estuarios y aguas cercanas a la playa, evaluaciones de la erosión en la costa basadas en la comparación de imágenes, la validación de modelos de la hidrodinámica costera; caracterización de flujos en aguas

someras, la evaluación de cambios en los patrones de sedimentos transportados por descargas fluviales dentro de estanques continentales adyacentes, estudios de refracción y difracción de las olas, análisis de plumas afluentes y la evaluación de recursos pesqueros (Pattiaratchi 1992, Pattiratchi *et al.* 1994).

En el contexto de la ecología del paisaje, los patrones en los paisajes relacionados a varios procesos ecológicos entre ellos la erosión, la hidrodinámica, el flujo de nutrientes en el ecosistema, el hábitat de plantas y animales y la dispersión de especies, pueden ser enfocados a partir de la evaluación de los cambios en la cobertura y el uso del terreno (Poundevigne y Alard 1997), los cuales a su vez pueden interpretarse a partir de imágenes de satélite seguidas por actividades de validación a nivel de campo (Dimiyati *et al.* 1996).

Los sensores remotos satelitales son una técnica ampliamente utilizada para la producción de mapas de la cobertura y uso del terreno, así como para estudios relacionados con la cobertura vegetal. En áreas donde es difícil obtener información del uso del terreno a partir de evaluaciones de campo o en aquellas que son modificadas en periodos de tiempo relativamente cortos, se requieren datos multitemporales que permitan monitorear y analizar los paisajes y para este fin los datos digitales de satélites que operan con sensores multiespectrales como el Landsat y el SPOT son sumamente útiles, ya que gracias a su resolución espectral, espacial y temporal posibilitan una caracterización del territorio la cual puede ser analizada con la suficiente exactitud y ser usada para un manejo efectivo de los recursos naturales (Grignetti *et al.* 1997).

Los valores de reflectancia de la energía electromagnética contenidos en los datos digitales de satélites sólo son útiles cuando son transformados a categorías o clases que representen algún elemento de interés del territorio de estudio (Ibañez *et al.* 1998). Esta



categorización comúnmente implica la generación de mapas temáticos, en los que se ubican espacialmente las categorías de interés, por medio de la clasificación de imágenes (Moran *et al.* 1994, Mas 1997) o por medio de operaciones matemáticas entre las bandas espectrales que componen una imagen de satélite para generar indicadores sensitivos de la presencia y condición de la vegetación, de la humedad y brillantez del suelo, los sedimentos suspendidos en el agua y otros rasgos de importancia para el investigador (Pattiaratchi 1992, Ibañez *et al.* 1998).

La clasificación digital de una imagen es el proceso por medio del cual los píxeles son asignados a clases. Usualmente cada píxel es tratado como una unidad individual compuesta de valores en varias bandas espectrales (firma espectral). Al comparar píxeles, uno contra otro, y por conocer su identidad, es posible formar grupos de píxeles similares dentro de clases que hacen juego con categorías informacionales de interés para el usuario de los datos de percepción remota (Campbell 1996).

Por otro lado, dentro de la producción de mapas temáticos aplicando operaciones matemáticas entre las bandas espectrales, sobresalen varios índices de vegetación definidos para evaluar la calidad y cantidad de las coberturas vegetales a partir de imágenes de satélite. Estos índices generalmente están basados sobre las propiedades de las estructuras fotosintéticas, las cuales absorben fuertemente la luz en la longitud de onda del rojo del espectro electromagnético y reflejan la radiación en la longitud de onda del infrarrojo cercano (Maracchi *et al.* 1996).

Ya se ha mencionado que las zonas costeras son ambientes dinámicos y constantemente cambiantes y que las presiones inducidas por el humano aceleran las tasas de cambio (Baily y Nowell 1996). La detección y monitoreo del cambio en las regiones

costeras, ocasionado por causas naturales, así como por el humano, son cuestiones críticas para el manejo adecuado de estos ambientes, por lo que una buena parte de las técnicas y procedimientos científicos aplicados a los ambientes costeros están abocados a identificar las tendencias de cambio con el fin, entre otras cosas, de estimar sus repercusiones sobre los recursos y los ambientes, así como identificar áreas y condiciones particulares que requieren prioridad en cuanto a su manejo. Aunque las técnicas de evaluación tradicionales son muy importantes, no son prácticas para llevar a cabo el monitoreo regular de grandes áreas, por lo que la detección del cambio en los paisajes es una de las principales aplicaciones de las técnicas de percepción remota (Bartlett 1997, Mas 1997, Ramírez *et al.* 1998).

El uso de la percepción remota para caracterizar y evaluar los cambios en los ambientes costeros ha tenido un gran impulso en gran parte del mundo. Al respecto Green *et al.* (1996) ofrecen una revisión en la que resumen las aplicaciones más comunes en 232 estudios de caso, las cuales incluyen el mapeo de hábitat litorales, la detección del cambio, mapeo batimétrico y el estudio de plumas y corrientes costeras. Los autores consideran que los sensores remotos son la única vía de obtener datos sinópticos para grandes áreas costeras de manera uniforme en tiempo y espacio, aún a pesar de estar limitados por factores que afectan la disponibilidad de datos, tales como la cobertura de nubes y las especificaciones de los sensores y por problemas al momento de seleccionar la técnica de percepción remota adecuada para cubrir los objetivos del proyecto.

Lavery *et al.* (1993) después de utilizar imágenes de satélite Landsat TM (mapeador temático) para monitorear la calidad del agua en estuarios del sur de Australia concluyen que los sensores remotos satelitales y en particular los datos del Landsat TM, pueden ser

empleados efectivamente para determinar las características de la superficie de agua de los cuerpos de agua costera. Proporcionan además una visión sinóptica de procesos que suceden en los estuarios y series de tiempo de imágenes que pueden permitir una evaluación cualitativa de procesos tales como el desarrollo de florecimientos algales.

Otros estudios que han demostrado la eficacia de las imágenes de satélite para el monitoreo de la calidad del agua en ambientes costeros son los de Nichol (1993), Pattiaratchi *et al.* (1994), Populus *et al.* (1995) y Baban (1997). En todos ellos una condición imprescindible es que la adquisición de datos de campo de los parámetros de interés debe ser al mismo tiempo en que el satélite sobrepasa el área de estudio. En esencia, estos trabajos generan mapas temáticos de uno o varios parámetros que indican la calidad del agua partiendo del análisis de las relaciones existentes entre los valores del parámetro (datos de campo) con los valores de reflectancia de la superficie del agua (datos de satélite).

Los datos de satélites también han sido utilizados en diversas formas para caracterizar y monitorear las asociaciones vegetales de la zona costera, en especial los manglares. Long y Skewes (1996), por ejemplo, realizaron un mapeo de los bosques de manglar clasificando de manera supervisada imágenes Landsat TM. Por su parte, Grignetti *et al.* (1997) efectuaron un análisis multitemporal de la vegetación del Mediterráneo (Italia), en el que identificaron tres clases principales de vegetación con las que clasificaron imágenes Landsat TM fusionadas con imágenes SPOT pancromáticas, esto último con el fin de mejorar la exactitud de la clasificación por el hecho de mejorar la resolución espacial de los datos TM.

Por otro lado Maracchi *et al.* (1996) evaluaron los efectos que tiene la filtración de agua marina sobre los bosques de pino en la costa este de Italia, extrayendo el índice

normalizado de vegetación (NDVI) de una imagen Landsat MSS (sensor multiespectral) y posteriormente buscando la relación con la proporción de agua marina en el manto freático, encontrando una relación inversamente proporcional entre el inverso del índice y la proporción de agua marina. El uso del NDVI para evaluar los bosques de manglar es muy común en los estudios realizados por el Center for Tropical Coastal Management, University of Newcastle; Sheffield Centre for Earth Observation Science, University of Sheffield; y el Department of Geography, Indiana University; en los que comparan la eficacia de diferentes sensores para monitorear los bosques de manglar y se buscan relaciones entre el NDVI con características estructurales de la vegetación como el dosel y el área foliar, que a su vez permitan hacer inferencias sobre el funcionamiento y condición de los manglares (Green *et al.* 1997a, Green *et al.* 1997b, Clark *et al.* 1997, Green *et al.* 1998a, Green *et al.* 1998b).

En México el uso de datos de sensores remotos para describir y evaluar el estado y el cambio de los paisajes ha sido limitado, ya sea por los costos que implica su adquisición, o por la disponibilidad del equipo que soporte el manejo de las mismas (Trejo y Hernández 1996). Pese a lo anterior, ante la posibilidad actual de adquirir datos de satélite y programas de computo, que van desde el procesamiento digital de imágenes hasta sistemas de información geográfica completos a bajos costos o libres de ello, han permitido ampliar el uso de las técnicas de percepción remota para el manejo ambiental. Uno de los proyectos más ambiciosos en este sentido es el proyecto Caracterización de la Cobertura del Suelo de México, llevado a cabo por el Instituto de Geografía de la Universidad Nacional Autónoma de México y el Earth Resources Observation System Data Center de la U. S. Geological Survey. En este proyecto se calculó el NDVI de imágenes capturadas con el Radiómetro

Avanzado de Alta Resolución (AVHRR) con una resolución de 1.0 km y por medio de una ordenación con análisis de cúmulos se separaron regiones con características espaciales y espectrales distintivas. El producto final es un prototipo de base de datos digital de las características de alrededor de 100 tipos de cobertura del terreno (Gómez-Rodríguez *et al.* 1995).

En cuanto al uso de la percepción remota en la zona costera en México, Zea *et al.* (1989) efectuaron un seguimiento temporal de los parámetros hidrobiológicos de la Laguna de Coyuca de Benítez, Guerrero utilizando imágenes del barredor multiespectral DS-1280 y Landsat MSS y TM; llegando a la conclusión, en cuanto al uso de los sensores remotos, de que estos permiten optimizar los diseños de muestreo biológico, reducir los costos de proyectos por km<sup>2</sup> y la creación de mapas temáticos generados por correlaciones estadísticas con datos *in situ*, que representan un producto de fácil interpretación. En el mismo sistema lagunario Ruiz *et al.* (1989) analizaron los patrones de correlación entre diferentes parámetros hidrobiológicos e imágenes de satélite Landsat MSS y TM y produjeron mapas temáticos de algunos de los parámetros estudiados.

Hernández-Lozano y Ortiz-Perez (1995) por medio de la interpretación visual de compuestos en falso color análisis de componente principal de una imagen Landsat TM identificaron y zonificaron las características del litoral del Rfo Grande, Tamaulipas descubriendo una serie de anomalías hidrográficas que reflejan un proceso de subsidencia inundando los campos de dunas. Hinojosa y García (1995) realizaron un estudio batimétrico de lagunas costeras de Baja California con las bandas del visible de una imagen Landsat TM y entre sus conclusiones resaltan la utilidad de las imágenes multiespectrales para estimar la profundidad y tipo de sustrato en aguas someras, considerando que son un

medio alternativo que permiten obtener imágenes continuas de profundidad de amplias regiones a bajos costos. Por su parte Palacio (1995) realizó un análisis multitemporal con imágenes de satélite Landsat MSS para detectar los cambios geomorfológicos en Isla del Carmen, Campeche. Las técnicas aplicadas (composiciones en falso color con la banda 4 de tres imágenes MSS de diferentes fechas y clasificación supervisada de las composiciones) le permitieron estimar las tasas de pérdida y ganancia de tierra a causa de la dinámica costera y el desarrollo urbano e industrial de la región.

Entre los trabajos en la zona costera con aplicaciones de sensores remotos, y más cercanos al contexto en que se desarrolla el presente trabajo, se encuentran los realizados por de la Lanza *et al.* (1993), Ramírez-García *et al.* (1995) y de la Lanza *et al.* (1997) quienes a través del procesamiento de imágenes Landsat TM evalúan los bosques de manglar de Laguna de Términos, la desembocadura del Río Santiago y El Sistema Teacapán-Agua Brava, respectivamente; en los que inclusive llegan a describir la composición de los manglares hasta el nivel de especie.

Aún más próximos con este trabajo se encuentran los estudios efectuados por Mas (1997, 1998) en la Laguna de Términos, Campeche utilizando imágenes Landsat MSS, quien por una parte aplica diferentes técnicas de análisis multitemporal para detectar los cambios en la cobertura del terreno y por otro lado analiza la deforestación y fragmentación forestal de la laguna y su entorno.

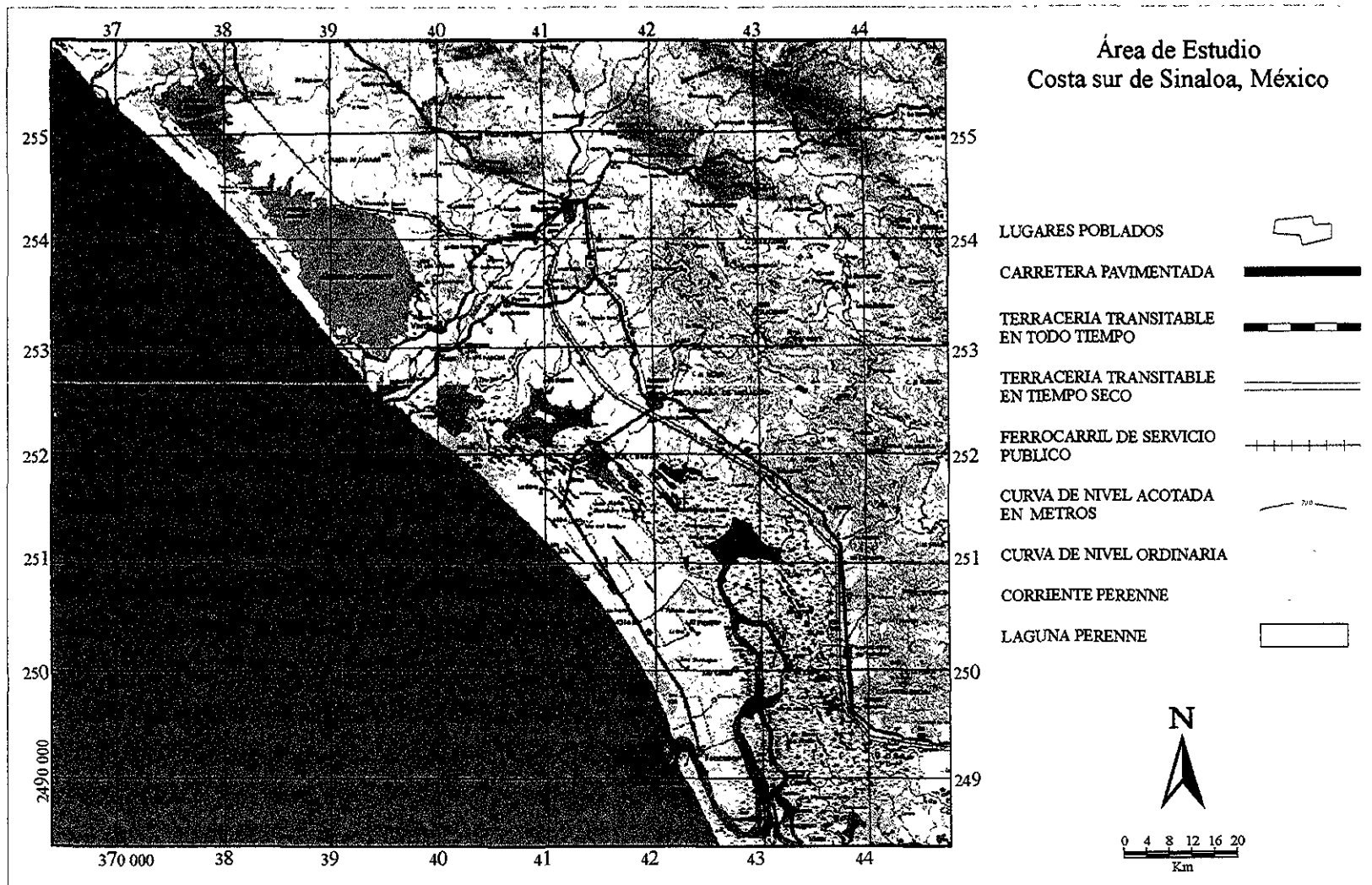
Finalmente se encuentran los trabajos realizados por Ramírez *et al.* (1998), Ramírez (1998) y Ruiz y Berlanga (1998) desarrollados dentro del mismo proyecto del presente trabajo, en los que se analizan los cambios en el paisaje del área de Mazatlán y el estero de Urías, Sinaloa por medio del procesamiento digital de imágenes Landsat MSS y TM.

## ÁREA DE ESTUDIO

El área de estudio se localiza en el extremo sur de la costa de Sinaloa, en el noroeste de México, entre los 22° 27' y los 23° 106' de latitud norte y entre los 105° 30' y los 106° 20' de longitud oeste. Dentro de este polígono se encuentra la zona costera de los municipios de El Rosario y Escuinapa, a los que corresponde aproximadamente el 58% de un área total de 6520 km<sup>2</sup>. El área restante (42%) corresponde a aguas del Océano Pacífico. Dentro del área se ubican las desembocaduras de los ríos Presidio y Baluarte; las lagunas Huizache, Caimanero, Cerritos, Grande, Las Cañas y Agua Grande; y los esteros Teacapán, El Maíz y Agua Grande (Fig. 1 y Fig. 2).

Fisiográficamente, la costa sur de Sinaloa forma parte de la Provincia VII Llanura Costera del Pacífico y las subprovincias 33 Llanura Costera de Mazatlán y 34 Delta del Río Grande de Sinaloa. La Provincia Llanuras Costeras del Pacífico 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; se caracteriza por la homogeneidad de sus topofomas de llanuras con lomeríos bajos. Geomorfológicamente esta provincia refleja un ciclo de relativa madurez con desarrollo importante de suelos. La Subprovincia Costera de Mazatlán se caracteriza por el dominio de topofomas de llanuras con lomeríos y playas hacia el límite costero. Por su parte la Subprovincia Delta del Río Grande se distingue del resto de las subprovincias del estado por sus llanuras costeras, generalmente salinas y sujetas a inundación (Anónimo 1995a).

El área de estudio se ubica en la Región Hidrológica No. 11 Presidio y San Pedro, en las partes terminales de las cuencas Río Acaponeta, Río Baluarte (una pequeña franja) y Río Presidio.



**Figura 2.** Área de estudio. Composición cartográfica de la costa sur de Sinaloa hecha a partir de las cartas topográficas escala 1:250 000 F13-1 (INEGI 1987), F13-2 (INEGI 1992), F13-4-7 (INEGI 1990) y F13-5 (INEGI 1992).



La Cuenca del Río Acaponeta tiene una superficie de 10764 km<sup>2</sup>, de los cuales 1743.57 km<sup>2</sup> pertenecen a Sinaloa. En esta cuenca se hayan múltiples corrientes de carácter intermitente y perenne. Por lo que respecta a Sinaloa la corriente principal es el Río Las Cañas, que limita al norte con el Río Acaponeta y al poniente con las zonas de marismas como el Estero de Teacapán con un volumen de escurrimientos de 239.9 millones de m<sup>3</sup> anuales. La Cuenca del Río Baluarte abarca una superficie de 5169 km<sup>2</sup>, de los cuales 2757 km<sup>2</sup> pertenecen a Sinaloa. Los rasgos hidrográficos más sobresalientes son los ríos Baluarte, Pánuco y Matatán cuyas longitudes son de 160, 8 y 46 km respectivamente. El volumen medio de drenado es de 525.8 millones de m<sup>3</sup> anuales. La Cuenca del Río Presidio tiene una extensión de 7309 km<sup>2</sup>, perteneciendo a Sinaloa 3924 km<sup>2</sup>. El Río Presidio es la corriente superficial de mayor importancia dentro de la cuenca, haciendo un recorrido de 125 km desde Durango hasta su desembocadura en el Océano Pacífico. En esta cuenca el volumen de agua escurrido es de 562 millones de m<sup>3</sup> anuales (Anónimo 1995a).

En cuanto al clima de la región es del tipo Aw cálido-subhúmedo con una temperatura media anual de 26 °C y precipitaciones que van de los 800 a los 1500 mm anuales (Anónimo 1990; Anónimo 1995b). Para el Municipio El Rosario se reporta una temperatura media anual es de 22 °C con una máxima de 40 °C y una mínima de 1 °C; la precipitación media al año es de 1453 mm. En tanto que para el Municipio de Escuinapa se reporta una temperatura media anual de 26 °C, máxima de 42 °C y mínima de 7.5 °C, con una precipitación pluvial media de 1019 mm (Anónimo 1988).

Las principales asociaciones vegetales en la zona de estudio son la selva caducifolia y el bosque de manglar. La selva caducifolia es un tipo de vegetación dominado por especies arborescentes que pierden sus hojas en la época seca del año durante un lapso

variable. En este tipo de bosques lo más común es que haya un sólo estrato arbóreo, cuyo dosel generalmente no sobrepasa los 10 m. El desarrollo del estrato arbustivo varía mucho, dependiendo del dosel arbóreo, y en condiciones de poca perturbación el estrato herbáceo está poco desarrollado y no es raro que falte por completo. Las especies de árboles más comunes en la selva caducifolia de Sinaloa son *Lysiloma diviracata*, *Bursera* spp, *Conzattia sericea*, *Bombax palmeri*, *Acacia cymbispina*, *Haematoxylon brasiletto*, *Tabebuia palmeri*, *Psidium sartorianum* y *Ceiba acuminata* (Rzedowski 1986). La selva caducifolia es común en Sinaloa, teniéndose un registro para 1992 de 22% de la superficie estatal (Flores y Gerez 1994), pero ésta se ubica más bien en las partes serranas del estado y sólo en el sur llega a extenderse hasta la planicie costera (Rzedowski 1986).

El bosque de manglar se caracteriza por su alta productividad y abundante biomasa, siendo las condiciones salobres las más adecuadas para su desarrollo. En las costas de México se encuentran cuatro especies de mangle: mangle rojo *Rhizophora mangle*, mangle blanco *Laguncularia racemosa*, mangle negro *Avicennia germinans* y mangle botoncillo *Conocarpus erecta* (De la Lanza et al. 1996). En el sistema de humedales conocido como Teacapán-Agua Brava, con una extensión de aproximadamente 1500 km<sup>2</sup>, se ubica el bosque de manglar más extenso de la costa del Pacífico mexicano, conformado por *L. racemosa*, *R. mangle* y *A. germinans*. Si bien *L. racemosa* es la especie dominante en la laguna de Agua Brava, en el estero de Teacapán es muy común encontrar *A. germinans* combinado con las otras especies (Flores-Verdugo et al. 1990).

Los principales humedales que se encuentran en el área conforman los sistemas Huizache-Caimanero y Majahual. El primero está constituido por las lagunas El Huizache y El Caimanero cuyas áreas en promedio son de 41 y 134 km<sup>2</sup> en la época de lluvias y 15 y

40 km<sup>2</sup> en la época de estío (De la Lanza y García Calderón 1991). El Huizache se conecta al noroeste con el río Presidio por medio de un canal bordeado por manglar, conocido como estero El Ostial, de aproximadamente 10 km de longitud. El Caimanero se conecta al sureste con el río Baluarte a través del estero Agua Dulce. Las lagunas se conectan entre sí por medio de un canal de 250 m de ancho llamado Pozo de La Hacienda (Siu y del Valle 1986). Lankford (1977) citado por Contreras 1985 clasifica al Huizache-Caimanero dentro del tipo III-A que corresponde a una plataforma de barrera interna del tipo Gilbert Beaumont (barreras arenosas externas).

Por su parte el sistema litoral del Majahual está conformado por las lagunas de Cerritos, Grande, Cañas y Agua Grande y por los esteros de Agua Grande, El Maiz y Teacapán, recibiendo los afluentes de los ríos Baluarte y Cañas. Al sur de este complejo se localiza el estero de Cuautla y las lagunas de Agua Brava. Se trata de un sistema del tipo III-C que corresponde a plataforma de barrera interna con depresión de planicie costera.

Por lo que se refiere a los aspectos sociales de la región, en 1995 la población del Municipio El Rosario era de 49219 habitantes, el 2% de la población estatal, de los cuales 25328 eran hombres y 23891 mujeres. Por su parte el Municipio de Escuinapa para el mismo año contaba con una población de 25071 hombres y 24395 mujeres para un total de 49466 individuos, también el 2% aproximado de la población estatal. La tasa anual de crecimiento poblacional de El Rosario de 1970 a 1980 fue de 1.20, de 1980 a 1990 de 0.58 y de 1990 a 1995 de 0.75; para Escuinapa y para los mismos intervalos de tiempo las tasas de crecimiento poblacional fueron casi el doble que el caso anterior de 2.03, 2.00, y 1.50. De esta manera y de mantenerse constante las tasas de crecimiento para el periodo 1990 a 1995 El Rosario duplicaría su población en 93 años y Escuinapa en 43 años, en tanto que

para duplicar la población total de Sinaloa se requieren 36 años (Ruiz y Berlanga, *en preparación*).

La población tanto en El Rosario como en Escuinapa es principalmente rural, al 5 de noviembre de 1995 el Municipio El Rosario contaba con 284 asentamientos humanos de los cuales 223 tenían de uno a 99 habitantes y tan sólo la Ciudad El Rosario (cabecera municipal) se encontraba en el intervalo que va de 10 a 15 mil habitantes. Escuinapa contaba con 130 poblados, 111 de ellas con uno a 99 habitantes y la ciudad de Escuinapa ubicada en el intervalo entre 20 y 50 mil habitantes (Anónimo 1997).

De acuerdo con el XI Censo General de Población y Vivienda (INEGI 1991) En el Rosario 10428 niños entre los seis y 14 años sabían leer y escribir y 1122 no, y de los adultos de 15 o más años 25158 eran alfabetas y 3422 analfabetas. En Escuinapa dentro de los habitantes de seis a 14 años 10003 sabían leer y escribir y 1122, y de los habitantes de 15 o más años 24740 eran alfabetas y 2671 analfabetas. En cuanto a la escolaridad la misma fuente refiriéndose a los habitantes de 15 años o más, reporta para El Rosario 3365 habitantes sin instrucción primaria, 9020 con primaria incompleta, 6060 con primaria completa y 9390 con instrucción postprimaria. Para Escuinapa las cifras reportadas fueron 2788, 7969, 5295 y 10936 respectivamente.

En cuanto a los aspectos económicos, en El Rosario en 1990, la población económicamente activa representaba el 27.5% de la población total y en Escuinapa el 28% ocupadas fundamentalmente en el sector agropecuario, forestal y pesquero, siguiendo en importancia ocupacional el sector de servicios y mínimamente la industria.

La agricultura en la región es primordialmente de temporal y los principales cultivos son el frijol, maíz, sorgo, cártamo ajonjolí y jitomate; encontrándose en la producción

frutícola el mango ciruela, aguacate, limón naranja y aguacate, destacando también el cultivo de coco. En 1991 se identificaron 4637 unidades de producción rural en El Rosario y 3025 en Escuinapa con superficies totales de 96941 y 75227 ha respectivamente. Del total de la superficie de producción rural en el Rosario el 43% es de labor, 53% está cubierta con pasto natural, es de agostadero o se encuentra enmontada, el 2.5% se encuentra cubierta de bosque o selva y 1.5% restante carece de vegetación. En Escuinapa el 59% de las superficies de producción rural es dedicada a la labor, el 39% está únicamente cubierta de pasto natural, es usada como agostadero o está enmontada, y el 2% restante corresponde a superficies cubiertas con selva o carecen de vegetación (Anónimo 1997).

La pesca ribereña es una de las principales actividades en la región la cual se practica principalmente sobre los 85 kilómetros de costa y en las más de 45 mil hectáreas de lagunas costeras y esteros (Ruiz y Berlanga *en preparación*). Hacia 1993 en el Rosario se reportaban 18 sociedades de producción pesquera ribereña con 1780 socios y en Escuinapa 10 asociaciones con 1003 socios (Anónimo 1995c). En el Cuadro 1 se presenta la captura anual de las principales especies de 1993 a 1996, donde se aprecia que la producción pesquera promedio anual fue de 1324 toneladas en El Rosario y de 1162 toneladas en Escuinapa, las principales especies capturadas en El Rosario fueron el camarón, la sierra y la lisa, y para Escuinapa el camarón, el chihuil y la lisa (Ruiz y Berlanga *en preparación*).

Por último y con referencia al cultivo de camarón, esta es una industria relativamente reciente en la región, que inició a mediados de la década de los 70's de manera experimental (De la Lanza y García Calderón 1991) y actualmente Hernández (1998) reporta siete granjas en el Rosario que cubren una superficie de 1031 ha

aproximadamente y 16 granjas en Escuinapa con una superficie de 2300 ha. De acuerdo con registros de las Oficinas Regionales de Pesca dependientes de la Secretaría del Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca (SEMARNAP) la producción promedio anual de cultivo de camarón de 1993 a 1996 fue de 554 toneladas el Rosario y de 683 en Escuinapa.

<b>Cuadro 1. Producción de la pesca ribereña de 1993 a 1996 en la costa sur de Sinaloa, México.</b>						
especies	captura en kg				TOTAL	PROMEDIO
	1993	1994	1995	1996		
<b>El Rosario</b>						
1 camarón	1635314	1108150	1230954	892682	4867100	1216775
2 sierra	1200	39750	42670	8037	91657	22914
3 lisa	7660	44579	12397	10790	75426	18857
4 chihuil	7442	22721	11545	7163	48871	12218
5 corvina	3047	8184	4204	5320	20755	5189
6 mojarra	2742	7116	5270	4425	19553	4888
7 tiburón	0	2783	7091	5303	15177	3794
8 baqueta	1716	8603	3891	600	14810	3703
9 robalo	5735	4894	2100	1294	14023	3506
10 berrugata	745	1461	2225	0	4431	1108
11 pargo	921	732	1664	566	3883	971
12 burro	0	1400	128	1990	3518	880
13 botete	0	1152	1372	531	3055	764
14 otras	21847	19462	63355	9728	114392	28598
<b>TOTAL</b>	<b>1688369</b>	<b>1270987</b>	<b>1388866</b>	<b>948429</b>	<b>5296651</b>	<b>1324163</b>
<b>Escuinapa</b>						
1 camarón	740962	226804	163149	75542	1206457	301614
2 chihuil	239582	270347	262067	195455	967451	241863
3 lisa	200402	215238	169968	91935	677543	169386
4 tiburón	165600	103093	81124	125309	475126	118782
5 burro	28196	58449	50792	45042	182479	45620
6 sierra	10675	69206	38448	34245	152574	38144
7 mojarra	21103	37441	53950	34886	147380	36845
8 pargo	16251	85728	16832	21170	139981	34995
9 botete	44349	31111	14596	14148	104204	26051
10 mantarraya	12074	27007	19476	44943	103500	25875
11 berrugata	24325	26333	24096	12395	87149	21787
12 robalo	29228	12042	15773	9170	66213	16553
13 corvina	2367	6719	6470	13889	29445	7361
14 baqueta	5369	13021	498	5806	24694	6174
15 otras	14839	90297	117275	60301	282712	70678
<b>TOTAL</b>	<b>1555322</b>	<b>1272836</b>	<b>1034514</b>	<b>784236</b>	<b>4646908</b>	<b>1161727</b>

## MATERIAL Y MÉTODOS

Se analizaron las condiciones actuales y las tendencias de cambio del paisaje del sistema de humedales de la costa sur de Sinaloa por medio del procesamiento digital de cuatro imágenes multispectrales del satélite Landsat (path/row: 31/44) de 1973 y 1986 capturadas con el sensor MSS (Multispectral Scanner) y de 1990 y 1997 capturadas con el sensor TM (Thematic Mapper). Para el análisis se elaboraron mapas temáticos a través de clasificaciones no supervisadas y mapas temáticos multitemporales utilizando el índice normalizado de vegetación (NDVI) y clasificaciones supervisadas.

Las imágenes Landsat MSS capturadas el 3 de marzo de 1973 y el 10 de marzo de 1986; fueron donadas al Laboratorio de Manejo Ambiental (LAMA) del CIAD A. C. por el proyecto NALC (Caracterización del Paisaje de América del Norte) de la U. S. Geological Survey de los Estados Unidos, corregidas geoméricamente y georreferenciadas en una proyección UTM (Universal Transverse Mercator) con un tamaño de pixel de 60 x 60 m y un error cuya suma total de los cuadrados medios (SCM) fue menor a 1.0 por pixel (Campbell 1996).

Las imágenes Landsat TM fueron capturadas el 10 de abril de 1990 y 27 de mayo de 1997. La imagen de 1990 corresponde a una escena (subdivisión de una imagen) de 3756 x 5228 pixeles donada al LAMA por el Instituto de Geografía de la Universidad Nacional Autónoma de México, sin corrección geométrica y sin georreferenciación. La imagen de 1997 fue adquirida con recursos propios del LAMA con financiamiento del proyecto CONACyT 2304PT y fue corregida geoméricamente y georreferenciada por el proveedor a una proyección UTM con un tamaño de pixel de 25 x 25 m.

El sensor MSS tiene una resolución espacial de 80 x 80 m y captura la información en cuatro bandas del espectro electromagnético: la banda uno corresponde al verde con una longitud de onda de 0.5 a 0.6  $\mu\text{m}$ , la banda dos corresponde al rojo con una longitud de onda de 0.6 a 0.7  $\mu\text{m}$  y las bandas tres y cuatro corresponden al infrarrojo cercano con longitudes de onda de 0.7 a 0.8  $\mu\text{m}$  y de 0.8 a 1.1  $\mu\text{m}$  respectivamente.

El sensor TM tiene una resolución espacial de 30 x 30 m y opera con siete bandas del espectro electromagnético: la banda uno tiene una longitud de onda de 0.4 a 0.5  $\mu\text{m}$  (azul), la banda dos de 0.5 a 0.6  $\mu\text{m}$  (verde), la banda tres de 0.6 a 0.7  $\mu\text{m}$  (rojo), la banda cuatro de 0.7 a 1.3  $\mu\text{m}$  (infrarrojo cercano), las bandas cinco y siete de 1.55 a 1.75 y de 2.0 a 2.4  $\mu\text{m}$  (infrarrojos medios), en tanto que la banda seis corresponde al infrarrojo lejano o térmico con longitud de onda de 10.5 a 12.5  $\mu\text{m}$ . Esta última no fue utilizada en el presente estudio dado que su resolución espacial es diferente a la del resto de las bandas y su utilidad técnica es mucho menor en comparación con relación a las bandas del infrarrojo cercano y medio (Campbell 1996). Ambos sensores producen imágenes de 185 km por lado, pasando por un punto dado a las 9:45 hora local y retornando a él cada 16 días (Eastman 1995).

- Con el objetivo de evaluar las condiciones actuales del paisaje de la costa sur de Sinaloa se editó una escena de 3430 columnas por 3042 renglones de todas las bandas de la imagen TM de 1997, que cubre un área de 6520  $\text{km}^2$  entre las 363654, 2559243 y las 449379, 2483227 coordenadas UTM, correspondientes a la totalidad del área de estudio, y a la cual se le aplicó un proceso de clasificación no supervisada.

La clasificación no supervisada es la identificación de grupos naturales o estructuras dentro de datos multiespectrales (Campbell 1996). Generalmente en una clasificación no



supervisada los píxeles, con base a su firma espectral (patrón de reflectancia en cada banda del espectro electromagnético), es comparado con el resto de los píxeles usando la distancia euclidiana. El píxel es asignado a un grupo determinado (cúmulo más cercano) si la distancia euclidiana al cuadrado es menor que el producto del número de bandas por el umbral de clasificación al cuadrado (Landgrebe y Biehl 1997).

En este estudio se aplicó el algoritmo de paso simple a toda la escena utilizando todas las bandas. Los parámetros con los que opera este algoritmo, aparte del umbral de clasificación, son la distancia crítica uno, la distancia crítica dos, el número mínimo de píxeles necesarios para que un grupo o cúmulo sea útil (*usable cluster*) y el área a ser clasificada; los cuales una vez establecidos, permiten que el algoritmo defina el centro del primer grupo usando la primer muestra (píxel) en el primer renglón del área a clasificar. Para cada uno de los píxeles restantes, el grupo más cercano es encontrado usando una medida estándar de distancia euclidiana. Después el valor de cada banda seleccionada para el píxel es comparada contra el valor central en cada banda del grupo más cercano. Si el valor de reflectancia para alguna banda es mayor a la distancia crítica uno, entonces la muestra es usada como el centro de un nuevo grupo. Una vez que todas las muestras en el primer renglón de todas las áreas de los grupos han sido evaluados, un subgrupo de muestras restantes son adicionadas a los grupos actuales o se crea uno nuevo con la distancia crítica dos. Después de que toda el área seleccionada ha sido clasificada, aquellos grupos con menos píxeles que el tamaño de grupo mínimo son eliminados (Landgrebe y Biehl 1995).

Una vez que la escena fue clasificada, los grupos resultantes fueron reclasificados y recategorizados a clases informacionales de tipos cobertura del terreno y de cuerpos de

agua. Los grupos fueron reclasificados con base a su firma espectral por medio de un análisis de cúmulos jerárquico utilizando como medida de disimilitud a la distancia euclidiana y como método de ordenación el de grupo promedio o grupos no ponderados de la media (Espínosa y López 1977, Kunz 1988, Bakus 1990). Se establecieron diferentes umbrales con la distancia euclidiana de manera arbitraria y de forma descendiente, hasta el límite en que los cúmulos formados con cada umbral pudiera ser asociado a una clase informacional.

Se reconocieron diferentes tipos de cobertura del terreno y de cuerpos de agua con el auxilio de fotografía aérea de la región en escala 1:37500 tomadas en febrero de 1995 por el Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática (INEGI); las cartas topográficas a escala 1:50000 F13-A-57 (INEGI 1989), F13-A67 (INEGI 1987) y F13-A-56 (INEGI 1993); la carta topográfica a escala 1:250000 F-13-5 (INEGI 1992); recorridos por el área de estudio acompañados con un Sistema de Posicionamiento Global (SPG) Trimble Navigations, Ensign xl; y por la interpretación visual de composiciones en falso color de la escena. Los tipos de cobertura del terreno y los cuerpos de agua identificados se asociaron con los grupos resultantes de la reclasificación y se generó un mapa temático.

Si bien la resolución espacial de las imágenes Landsat TM permite distinguir algunos asentamientos humanos, las características de los que se encuentran dentro del área de estudio (pequeños, con trazos irregulares, falta de pavimento y con abundante vegetación en sus huertos y jardines) dificultan su clasificación, razón por la cual los diferentes poblados dentro del área de estudio se identificaron sobre la cartografía antes descrita y sus polígonos fueron digitalizados sobre una composición en falso color 432 de la escena. Los vectores resultantes fueron transformados a una imagen raster (formato

matricial) con los mismos parámetros espaciales que el mapa temático resultante de la clasificación no supervisada.

El mapa temático final de los patrones actuales de cobertura y uso del terreno y de los humedales se generó sobreponiendo el mapa resultante de la clasificación no supervisada, ya reclasificado y categorizado, con la imagen raster de los poblados. A partir de allí se calculó el área de cada uno de los tipos de cobertura del terreno identificados y de las lagunas y esteros en conjunto.

La exactitud de la clasificación se evaluó por medio de la matriz de error, el traslape de la exactitud y el coeficiente de Kappa (Cuadro 2). La matriz de error es un arreglo que expresa el número de unidades de muestra asignados a una categoría o clase particular en una clasificación con relación al número de unidades de muestra asignadas a la misma categoría, pero en otra clasificación (datos de referencia o de prueba). En una matriz de error, las columnas usualmente representan los datos de referencia, mientras que los renglones indican la clasificación generada con datos de percepción remota. Dentro de este arreglo la exactitud individual de cada categoría es descrita tanto con los errores de comisión como con los de omisión dentro de una clasificación. El error de comisión sucede cuando se incluye un área dentro de una categoría cuando no pertenece a ella, en tanto que el error de omisión se presenta cuando se excluye un área de una categoría cuando en realidad pertenece a ella (Congalton y Green 1999).

El traslape de exactitud de una clasificación es usualmente estimado a partir de la matriz de error como el porcentaje calculado por dividir la suma de los valores de la diagonal mayor, que representa las unidades de muestreo correctamente clasificadas, por el número total de unidades muestreadas. En tanto que el coeficiente de Kappa (K), también

calculado a partir de la matriz de error, es una forma analítica para evaluar la exactitud total de la clasificación tomando en cuenta la contribución del azar (Rosenfield y Fitzpatrick-Lins 1986, Grignetti *et al.* 1997, Mas 1997, 1998, Congalton y Green 1999). El coeficiente de Kappa toma valores dentro del intervalo que va de cero a uno; cuando el coeficiente es significativamente mayor a cero el proceso de clasificación aplicado es mejor que la clasificación al azar (Mas 1997, Congalton y Green 1999).

Suponiendo una distribución normal para el coeficiente de Kappa la exactitud de la clasificación puede ser evaluada a través de una prueba de hipótesis con un estadístico Z, donde  $H_0: K=0$  y  $H_1: K \neq 0$ . La hipótesis nula que implica una mala clasificación se rechaza cuando  $Z \geq Z_{\alpha/2}$ , donde  $Z_{\alpha/2}$  es el nivel de significancia para una prueba de Z dos extremos y los grados de libertad se asumen como infinito (Congalton y Green 1999).

Los puntos de prueba (datos de referencia) para el análisis de la exactitud fueron seleccionados al azar del mapa temático resultante y validados en el campo con la asistencia del SPG descrito anteriormente.

**Cuadro 2.** Matriz de error, traslape de exactitud y coeficiente de Kappa para la evaluación de la exactitud de las clasificaciones de datos de sensores remotos.

		j = columnas (referencia)			
		1	2	3	total renglon $n_{i+}$
i = renglones (clasificación)	1	$n_{11}$	$n_{12}$	$n_{1k}$	$n_{1+}$
	2	$n_{21}$	$n_{22}$	$n_{2k}$	$n_{2+}$
	k	$n_{k1}$	$n_{k2}$	$n_{kk}$	$n_{k+}$
	total columna $n_{+j}$	$n_{+1}$	$n_{+2}$	$n_{+k}$	n

$n_{ii}$  = unidades correctamente clasificadas (valores de la diagonal superior de la matriz)

traslape de exactitud =  $\sum_{i=1}^k n_{ii} / n$ ;  $n_{i+} = \sum_{j=1}^k n_{ij}$ ;  $n_{+j} = \sum_{i=1}^k n_{ij}$ . arreglo al azar =  $\sum_{i=1}^k n_{i+} n_{+i}$

coeficiente de Kappa (K) =  $(n \sum_{i=1}^k n_{ii} - \text{arreglo al azar}) / (n^2 - \text{arreglo al azar})$ ;  $Z = K / \text{raíz cuadrada (varK)}$

$\text{var}(K) = (1/n) \{ (\theta_1(1-\theta_1))/(1-\theta_2)^2 + (2(1-\theta_1)(2\theta_1\theta_2-\theta_3))/(1-\theta_2)^3 + ((1-\theta_1)^2(\theta_4-4\theta_2^2))/(1-\theta_2)^4 \}$ ;

$\theta_1 = \sum_{i=1}^k n_{ii}/n$ ,  $\theta_2 = \sum_{i=1}^k n_{i+} n_{+i} / n^2$ ,  $\theta_3 = (\sum_{i=1}^k n_{ii}(n_{i+} + n_{+i})) / n^2$ ,  $\theta_4 = (\sum_{i=1}^k \sum_{j=1}^k n_{ij}(n_{j+} + n_{+i})^2) / n^3$ .

Dentro de una matriz de error el traslape de exactitud permite evaluar la eficiencia del proceso de clasificación en general, pero también es posible establecer la exactitud de clasificación para cada clase en particular por medio de la exactitud de producción, así como la cantidad de confusión entre las clases que se genera en la clasificación por medio de la exactitud del usuario. La exactitud de producción se calcula dividiendo el número de muestras correctamente clasificadas dentro de una categoría entre el número total de muestras identificadas dentro de la misma categoría en los datos de referencia, en tanto que la exactitud del usuario se calcula dividiendo el número de muestras correctamente clasificadas en una categoría entre el número total de muestras clasificadas dentro de esa categoría (Congalton y Green 1999).

Para evaluar las tendencias de cambio del paisaje de los humedales de la costa sur de Sinaloa se llevaron a cabo análisis multitemporales obteniendo el índice normalizado de vegetación NDVI y aplicando procesos de clasificación supervisada a las cuatro imágenes ya descritas.

La detección del cambio es el proceso de identificación de diferencias en el estado de un objeto o fenómeno por observarlo a diferentes tiempos y esencialmente involucra la habilidad para cuantificar efectos temporales utilizando grupos de datos multitemporales. Existen dos aproximaciones básicas para la detección del cambio: análisis comparativo de procedimientos de clasificación independientes de diferentes datos y análisis simultáneo de datos multitemporales. La premisa básica al emplear sensores remotos para detectar el cambio en la superficie terrestre es que éste debe producir modificaciones en los valores de radiancia que deben ser mayores con respecto a las producidas por otros factores, entre los

que se incluyen diferencias en las condiciones atmosféricas, en el ángulo del sol y en la humedad del suelo (Singh 1989).

Para efectuar el análisis multitemporal se editaron escenas del área de estudio (363654, 2559243 y 449379, 2483227 coordenadas UTM) y se igualaron sus parámetros espaciales tomando como base las imágenes de 1973 y 1986. Debido a que la imagen de 1990 no estaba georreferenciada, ésta fue corregida a una proyección UTM por medio de una rutina de remuestreo seleccionando una función de mapeo (superficie polinomial) cuadrática con 16 puntos de control tomados de la imagen de 1997 y un algoritmo de remuestreo del vecino más cercano (Eastman 1996). Con las imágenes proyectadas en UTM se procedió a igualar los parámetros espaciales de las imágenes de 1990 y 1996 con las de 1973 y 1986 (a píxeles de 60 x 60 m) aplicando la misma rutina de remuestreo con la que se corrigió la imagen de 1990, utilizando 16 puntos de control tomados de la imagen de 1973.

Posteriormente se evaluaron los cambios en la cobertura vegetal calculando en cada imagen el NDVI, el cual está positivamente correlacionado con el dosel y el área foliar de vegetaciones homogéneas y en general es un buen indicador del estado y densidad de la vegetación (Maracchi *et al.* 1996, Green *et al.* 1997a, Green *et al.* 1998a). En general el NDVI es definido como:  $NDVI = (IR-R)/(IR+R)$ , en donde R es la reflectancia roja de la superficie y IR es reflectancia infrarroja de la superficie, por lo que con las imágenes de 1973 y 1986 fue calculado utilizando las bandas 2 –rojo- y 4 –infrarrojo- (Maracchi *et al.* 1996, Ricotta *et al.* 1996) y con las imágenes de 1990 y 1997 utilizando las bandas 3 –rojo- y 4 –infrarrojo- (Mas 1997, Ibañez 1998).

La detección del cambio de la vegetación con el uso del NDVI tradicionalmente se lleva a cabo sobreponiendo mapas con la distribución espacial de los valores que toma el índice en fechas diferentes, para lo cual debe de existir una correspondencia total de los parámetros espaciales de los mapas (Singh 1989, Mas 1997). Análisis previos, así como los resultados de Ruiz y Berlanga (1998) permitieron detectar que los procesos de georreferenciación aplicados en este trabajo sólo posibilitan la estandarización del tamaño de pixel, de las áreas y de las coordenadas extremas de las imágenes, sin lograr la correspondencia total entre los pixeles; razón por la cual, en el presente trabajo no se detectó el cambio de la manera tradicional, sino que más bien, se efectuó un análisis de la distribución de frecuencias del NDVI para las diferentes fechas, detectando el cambio (diferencias significativas) por medio de una tabla de contingencia con  $\chi^2$  (Yamane 1979, Sokal y Rholf 1981).

Continuando con la evaluación de los cambios en el paisaje, con las imágenes de las cuatro fechas disponibles se efectuó un análisis multitemporal postclasificadorio el cual consiste en comparar imágenes de diferentes fechas una vez que éstas fueron clasificadas de manera supervisada (Singh 1989, Mas 1989).

La clasificación supervisada es definida informalmente por Campbell (1996) como el proceso de usar muestras de identidad conocida (pixeles previamente asignados a clases informacionales) para clasificar pixeles de identidad desconocida (asignar pixeles sin clasificar a una de varias clases informacionales). Los pasos seguidos en una clasificación supervisada incluyen la identificación de las clases de cobertura del terreno de interés, la selección de muestras representativas llamadas campos de entrenamiento, para cada una de las clases derivadas del trabajo de campo y otras fuentes (mapas actualizados y fotografía

aérea), el desarrollo de estadísticas espectrales representativas que constituyen un patrón o firma espectral distintiva y la clasificación de los datos (Brondizio *et al.* 1994, Morán *et al.* 1994).

Para efectuar este análisis el área de estudio se dividió en dos subáreas: el sistema litoral del Majahual entre las 3914650, 2529514 y las 447799, 2479820 coordenadas UTM y el sistema lagunar Huizache-Caimanero entre las 366741, 2558116 y las 401247, 2523560 coordenadas UTM, para cada una de las cuales se editaron sus escenas correspondientes.

Para la clasificación de las escenas se definieron seis clases, cinco tipos de cobertura del terreno: manglares, selva caducifolia, vegetación secundaria, agricultura y marismas; y los humedales (lagunas y esteros). En ambas subáreas la primer escena que se clasificó fue la de 1997, dado que era el único caso en que se podía evaluar la exactitud de la clasificación. Los campos de entrenamiento se seleccionaron de la misma manera en que se identificaron y recategorizaron los grupos resultantes de la clasificación no supervisada.

Para el sistema el Majahual, que comprende las lagunas Cerritos, Grande, Agua Grande y los esteros Agua Grande, Maíz y Teacapán; se aplicaron los algoritmos de máxima verosimilitud y el de extracción y clasificación de objetos homogéneos (ECHO) utilizando todas las bandas de la escena.

El algoritmo de máxima verosimilitud permite maximizar las probabilidades de que un pixel, con una reflectancia específica para cada banda, pertenezca a una clase en particular, cuya información está contenida en el campo de entrenamiento. El algoritmo usa los datos de entrenamiento como una medida de las medias y varianzas estimadas de las clases, las cuales son usadas para estimar las probabilidades, éste no sólo considera la



media o valores promedio para clasificar, sino que también considera la variabilidad de la brillantez en cada clase (Campbell 1996). El algoritmo ECHO, por su parte, además de incorporar las variaciones espectrales de las imágenes, pondera también las variaciones espaciales existentes entre los píxeles que componen una imagen. El procedimiento primero ordena la imagen en regiones estadísticamente homogéneas (campos homogéneos) y después clasifica con base en el esquema de máxima verosimilitud (Kettig y Landgrebe 1976, Landgrebe y Biehl 1995).

Para el sistema lagunar Huizache-Caimanero, previo a la clasificación, las escenas fueron sometidas a un proceso de realce y simplificación aplicando el método de componentes principales (MCP) a cada una de las bandas espectrales disponibles y generando nuevas bandas con los valores propios (*eigenvalues*) resultantes, todo esto con el propósito de eliminar información redundante y facilitar los procesos de clasificación (Ortiz *et al.* 1993, Ceballos y Bottino 1997). En este caso únicamente se aplicó el algoritmo ECHO.

La exactitud de las clasificaciones fue evaluada por los mismos procedimientos en que se evaluó la clasificación no supervisada, es decir con matrices de error, traslape de exactitud y coeficiente de Kappa.

Una vez que las clasificaciones de 1997 fueron validadas se procedió a clasificar las escenas de los años restantes aplicando los mismos algoritmos en cada caso. Los campos de entrenamiento en la medida de lo posible fueron los mismos con los que se clasificaron las escenas de 1997, pero en algunos casos el cambio en la cobertura del terreno era evidente y en otros la variabilidad de la reflectancia en el tiempo obligó a definir un mayor número de

campos de entrenamiento para caracterizar adecuadamente las firmas espectrales de cada una de las clases.

Los procesos de clasificación en ambos casos generaron mapas temáticos a partir de los cuales se calculó el área de cobertura de cada clase (multiplicando el número de píxeles de cada clase por la resolución de píxel). Posteriormente se estimaron las tasas de cambio de cada clase y los patrones de correlación entre ellas aplicando modelos de regresión y correlación (Yamane 1979).

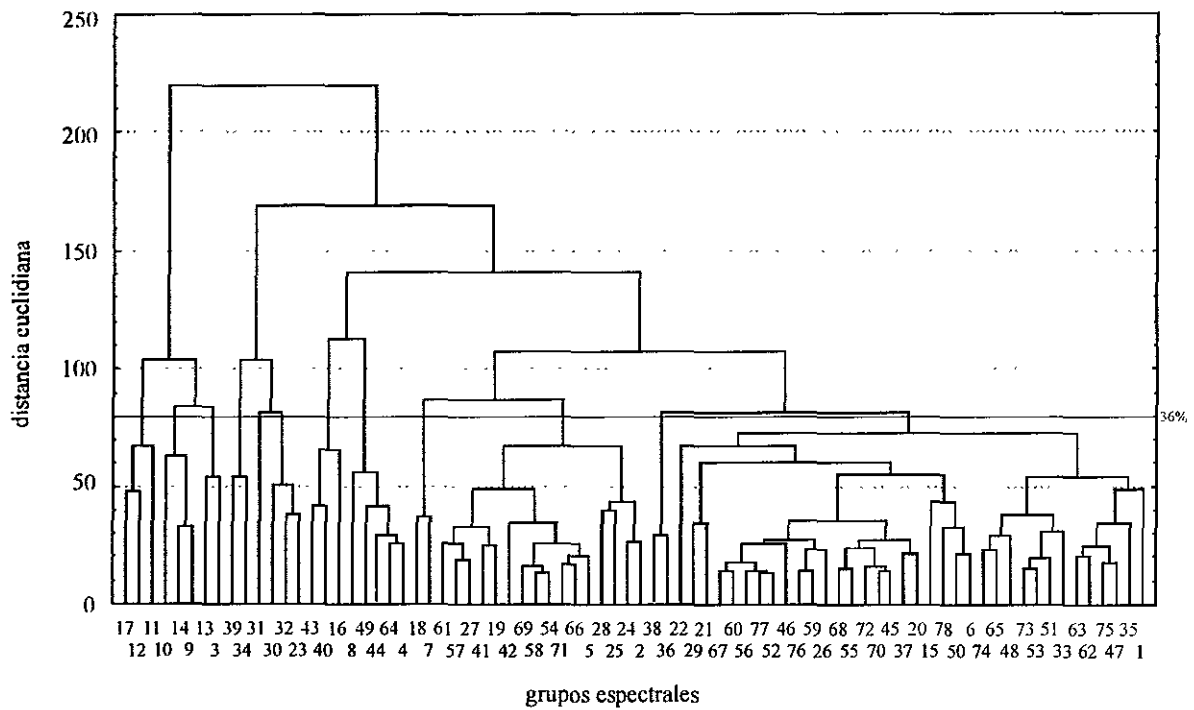
*Las diferentes rutinas del procesamiento digital de imágenes se llevaron a cabo con los programas MultiSpec para Windows 1.0 desarrollado por la School of Electrical Engineering, Purdue University (Landgrebe y Biehl 1995) e IDRISI para Windows 2.0 desarrollado por el Clark Labs for Cartographic Technology and Geographic Analysis, Clark University (Eastman 1995).*

## RESULTADOS

La clasificación no supervisada con el algoritmo de paso simple de la escena TM de 1997, correspondiente a toda el área de estudio, se llevó a cabo utilizando una distancia crítica uno de 17, distancia crítica dos de 34, un número mínimo de píxeles para formar un grupo útil de siete y un umbral de clasificación de 14, que resultó en la identificación de 87 grupos espectrales de los cuales nueve no tuvieron el número mínimo de píxeles requerido para formar un grupo útil y fueron eliminados, quedando la escena finalmente clasificada en 78 grupos.

La ordenación con el análisis de cúmulos de los 78 grupos espectrales útiles con el fin de transformarlos a clases informacionales resultó con una distancia euclidiana máxima de 220. Tomando el 36% de ésta como umbral de clasificación se distinguieron 12 cúmulos los cuales fueron etiquetados con letras. Los cúmulos A, B, C, F, G, I y J formados con 3, 3, 2, 3, 3, 2 y 16 elementos respectivamente, fueron identificados con algún tipo de marisma o suelos desnudos; los cúmulos D, E y K con 6 elementos en conjunto no fueron identificados; el cúmulo H formado por 5 elementos se identificó con alguna superficie acuática, en tanto que el cúmulo L formado por 36 elementos se identificó con algún tipo de cubierta vegetal, inclusive agricultura (Fig. 3).

Reduciendo el umbral de clasificación el cúmulo H fue dividido con el 25% de la distancia euclidiana en dos subcúmulos: humedales y océano; El cúmulo J fue dividido con el 23% de la distancia euclidiana en marismas y suelos desnudos, estos últimos finalmente fueron incluidos en la clase agricultura. Finalmente el cúmulo L fue dividido utilizando el 25, 17 y 13% de la distancia euclidiana en seis subcúmulos: selva, manglar, vegetación secundaria, marismas con vegetación, agricultura y cubiertas vegetales sin identificar.



Cúmulos identificados con el 36% de la distancia euclidiana

- |                     |                           |
|---------------------|---------------------------|
| A.- Marismas        | G.- Marismas              |
| B.- Marismas        | H.- Superficies acuáticas |
| C.- Marismas        | I.- Marismas              |
| D.- Sin identificar | J.- Marismas              |
| E.- Sin identificar | K.- Sin identificar       |
| F.- Marismas        | L.- Cubiertas vegetales   |

**Figura 3.** Análisis de cúmulos con los grupos espectrales identificados en la clasificación no supervisada.

El proceso de clasificación no supervisada y análisis de cúmulos permitió identificar ocho clases informacionales cuyas coberturas en píxeles y hectáreas, así como la media y desviación estándar de sus reflectancias para cada una de las bandas utilizadas en la clasificación (uno a cinco y siete de Landsat TM) se presentan en el Cuadro 3.

Cuadro 3. Clases identificadas por clasificación no supervisada (paso simple) y análisis de cúmulos.										
clase	cobertura			reflectancia						
	píxeles	área (ha)	%		b1	b2	b3	b4	b5	b7
Selva	1371152	85697	13.4	media	74.8	32.1	34.5	70.2	84.0	36.1
				d. e.	5.8	3.5	6.2	24.9	15.6	11.1
Manglar	261008	16313	2.5	media	69.0	27.6	26.8	56.5	50.8	19.6
				d. e.	0.1	0.3	0.0	11.9	12.6	3.7
Veg. secundaria	1833200	114575	17.6	media	82.8	36.2	45.1	58.9	121.6	61.4
				d. e.	5.6	3.4	5.0	6.3	9.2	8.6
Agricultura	1454288	90893	13.9	media	86.1	40.2	51.4	73.2	129.9	66.4
				d. e.	3.9	2.2	4.6	8.0	15.2	9.4
Humedales	624528	39033	6.0	media	81.1	36.1	39.0	32.3	23.7	10.6
				d. e.	14.1	8.7	11.8	9.8	16.0	7.3
Océano Pacífico	4385552	274097	42.0	media	58.5	16.3	11.1	5.1	2.7	1.5
				d. e.	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Marismas	467984	29249	4.5	media	129.3	64.0	83.0	80.9	122.9	82.3
				d. e.	35.3	21.1	26.0	16.6	33.5	39.2
Poblados	33904	2119	0.3							
Sin identificar	2444	153	0.0							
<b>TOTAL</b>	<b>10434060</b>	<b>652129</b>								

Notas: d.e. se refiere a la desviación estándar de la reflectancia.

Dentro del área de estudio se identificaron 34 poblados cuyos polígonos fueron digitalizados y posteriormente transformados a una imagen con formato raster, la cual fue sobrepuesta con el mapa temático resultante de la clasificación no supervisada. En el Cuadro 4 se presenta la a relación de los asentamientos humanos identificados, así como su ubicación geográfica en coordenadas UTM y la población con la que contaban en 1980, 1990 y 1995.

**Cuadro 4. Asentamientos humanos en la costa sur de Sinaloa, México.**

Poblado	coordenadas UTM		Población		
	x	y	1980	1990	1995
<b>CONCORDIA Y MAZATLÁN</b>					
EL HUEJOTE	391800	2558000	1015	1077	1013
BARRON	369350	2557500	1096	1323	1574
<b>EL ROSARIO</b>					
AGUA VERDE	400000	2531750	3972	4209	4225
APØDERADO	405263	2534157	1643	1864	1870
CACALOTAN	413850	2551100	1766	1712	1874
COPALES	416350	2548000	491	419	354
CRUZ PEDREGOZA	404000	2538750	347	411	423
CHAMETLA	402000	2530000	2829	2632	2396
EL POZOLE	406500	2534250	2219	2265	2112
EL ROSARIO	412750	2540750	12171	12764	13441
EL TABLON CRUCES CUATAS	399000	2552000	524	679	647
EL ZOPILOTE	389500	2554500	329	424	359
GREGORIO VAZQUEZ MORENO	383750	2540000	481	691	711
HIGUERAS	402250	2549750	442	502	588
LA AMADA	382100	2553600			
LA GUASIMA	385750	2537250	394	473	536
LAGUNA DE BELTRANES	406750	2537750	670	637	687
LOS OATES	406000	2546400	220	212	221
LOS POZOS	381850	2545000	799	1064	1105
MATATAN	425500	2547250	711	566	597
OJITOS	406750	2540000	426	454	419
PORTESUELOS	401250	2546900	136	123	96
POTRERILLOS	403250	2546750	1103	1284	1025
RINCON HIGUERAS	404500	2549750	202	211	217
TABLON DOS	394500	2556000	301	337	267
TABLON VIEJO	397000	2554750	332	412	445
TAMARINDO	418453	2547835			
TEODORO BELTRAN	381850	2545000	404	458	553
<b>ESCUINAPA</b>					
ESCUINAPA	420300	2525250	20247	25086	27679
TECUALILLO	431206	2518329	688	958	1106
JOSE MARIA MORELOS Y PAVON	414100	2514500			
ISLA DEL BOSQUE	413250	2513750	1689	3687	4228
PALMITO	420750	2505750	953	1377	1565
TEACAPAN	424250	2497300	3100	3972	3852
<b>TOTAL</b>			<b>62903</b>	<b>73898</b>	<b>77960</b>

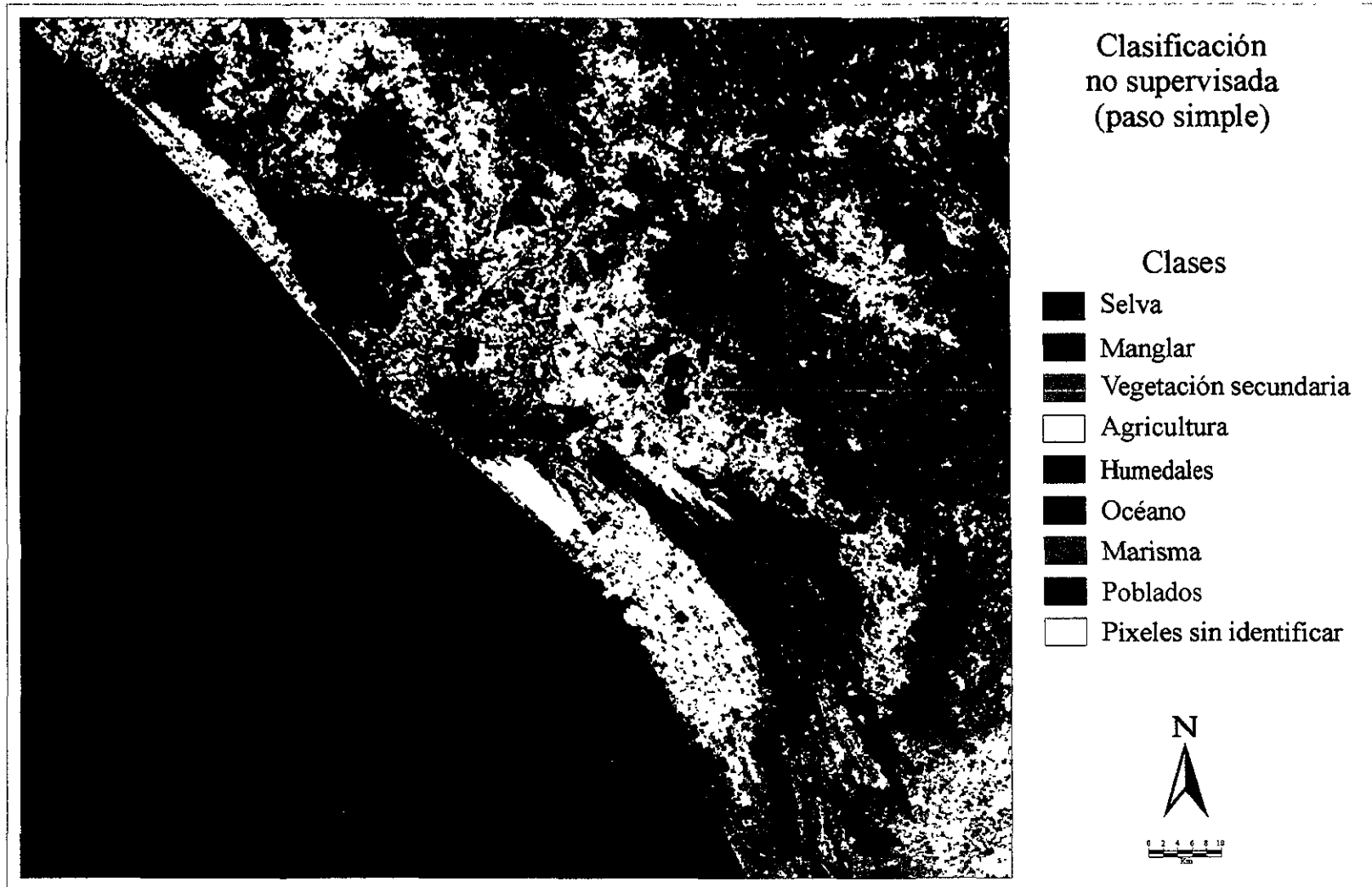
Fuentes: X Censo General de Población y Vivienda 1980, XI Censo General de Población y Vivienda 1990, Censo General de Población y Vivienda 1995.

El proceso conjunto de clasificación no supervisada, análisis de cúmulos y digitalización de los poblados dio como resultado un mapa temático con la distribución espacial de nueve clases informacionales y una clase de píxeles sin identificar (Fig. 4). Obviando el área correspondiente al Océano Pacífico, 42% del mapa temático, la vegetación secundaria fue la clase con mayor extensión (30%), seguido de los campos agrícolas con el 24%, en tanto que el conjunto de lagunas y esteros que conforman los humedales de la región cubrieron el 10.33%.

La evaluación de la exactitud de la clasificación se llevó a cabo utilizando únicamente las clases selva, manglar, vegetación y agricultura; las clases humedales y marismas no fueron consideradas para este análisis porque en general se diferencian bien del resto de las clases y los errores de comisión u omisión al momento de clasificar la imagen fueron mínimos.

La matriz de error para las clasificación no supervisada con 73 puntos de prueba tomados de visitas al área de estudio asistidos por un sistema de posicionamiento global (SPG) se muestra en el Cuadro 4. El traslape de la exactitud calculado fue de 66%, el coeficiente de Kappa de 0.56 y el valor de Z para el coeficiente de 5.5, mayor al valor de  $Z_{\alpha/2}$  de 1.96 ( $\alpha= 0.05$ ) rechazándose la hipótesis nula por lo que el coeficiente es significativamente diferente de cero.

La clase selva fue clasificada con una exactitud del 67%, en tanto que el 63% de los puntos de prueba practicados para esta clase no fueron confundidos con otras clases. La clasificación del manglar resultó peculiar, pues sí bien varios puntos de prueba fueron clasificados erróneamente como manglar (67% de exactitud de producción), las otras clases



**Figura 4.** Patrones de distribución de la cobertura del terreno y de los humedales en la costa sur de Sinaloa, México obtenidos a partir de la clasificación no supervisada con el algoritmo paso simple de una escena Landsat TM de 1997.



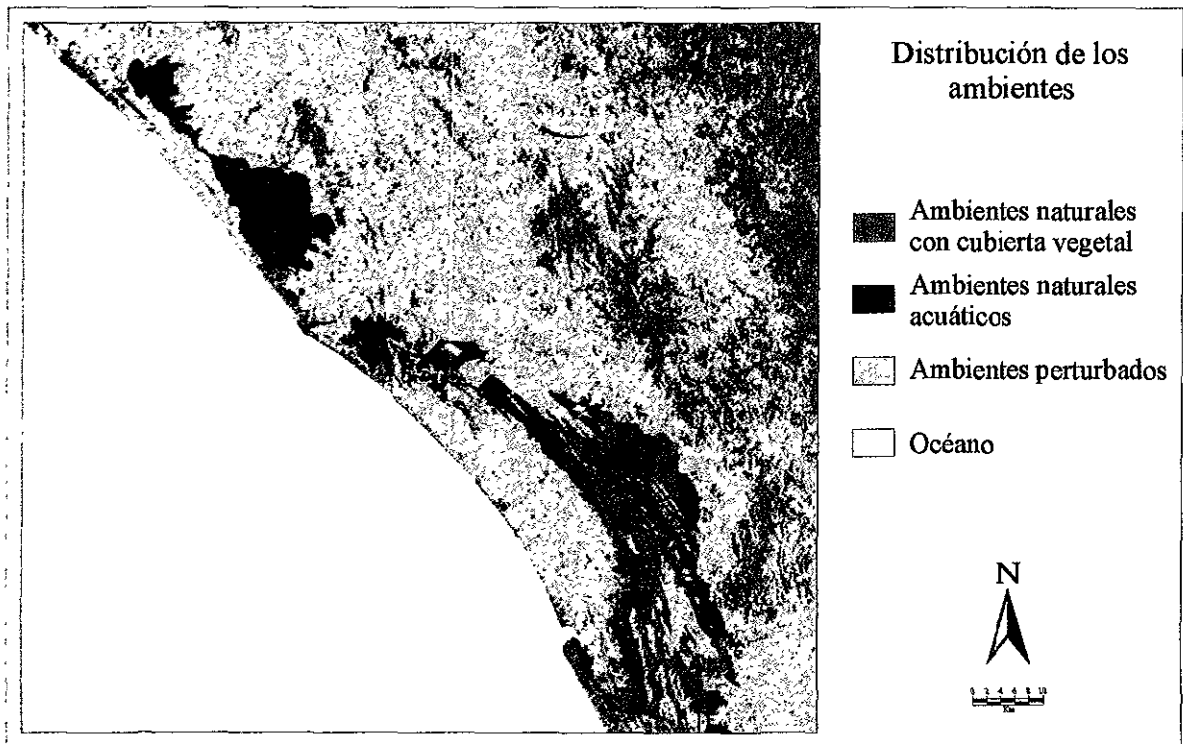
nunca fueron confundidas con el manglar y así la exactitud del usuario para esta clase resultó del 100%. Por su parte la vegetación secundaria presentó la mayor exactitud de producción, de 76%, pese a que la mitad de los puntos de prueba de esta clase mostraron confusión con el resto de las clases, principalmente con la agricultura. Por su parte la agricultura fue clasificada con el 55% de exactitud y la exactitud del usuario fue de 69%.

**Cuadro 5.** Matriz de error para la clasificación no supervisada de la escena Landsat TM de la costa sur de Sinaloa, México de 1997.

	Selva	Manglar	Veg. sec.	Agricultura	total renglones
Selva	12	3	2	2	19
Manglar	0	12	0	0	12
Veg. sec.	5	1	13	7	26
Agricultura	1	2	2	11	16
total columnas	18	18	17	20	73
suma de la diagonal = 48; traslape de exactitud = 66%; coeficiente de Kappa = 0.56; Z = 5.5					

Reclasificando a las clases selva y manglar como ambientes naturales con cobertura vegetal, a los humedales como ambientes naturales acuáticos y a las clases vegetación secundaria, agricultura y marismas como ambientes perturbados se produjo un mapa temático (Fig. 5) en el cual el 22% del área corresponde a ambientes naturales con cobertura vegetal y acuáticos, el 42% a el Océano Pacífico y el 36% corresponde a ambientes perturbados.

Como se mencionó en el apartado de material y métodos, la imagen de 1990 fue donada al Laboratorio de Manejo Ambiental (LAMA) sin ningún tipo de corrección geométrica y geográfica, por lo cual se procedió a proyectarla al sistema UTM utilizando 14 puntos de control, obteniéndose un error con una suma de los cuadrados medios (SCM) de 51.6 y una resolución espacial final para los píxeles de 32 x 32 m.



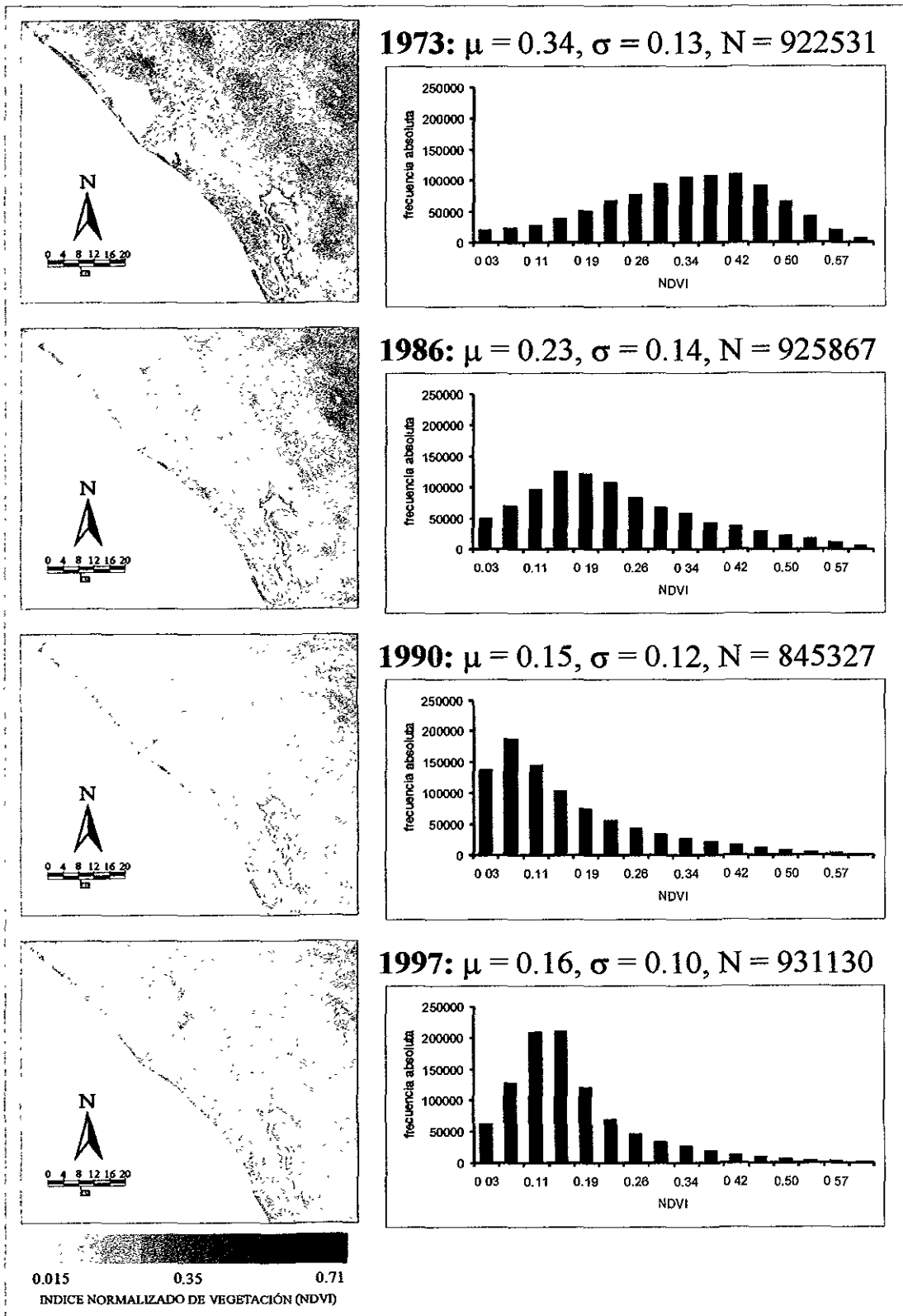
**Figura 5.** Patrones de distribución de los ambientes en el paisaje de la costa sur de Sinaloa, México en 1997.

Previo al análisis multitemporal, con el fin de hacer mejores comparaciones entre las diferentes escenas del área de estudio, las de 1990 y 1997 fueron georreferenciadas y corregidas geoméricamente con relación a las de 1973 y 1986. En ambos casos la georreferenciación se llevó a cabo con 16 puntos de control tomados de la escena de 1973, para el caso de 1990 el proceso resultó con un error cuya SCM de 4.7 y para el de 1997 la SCM fue 25.9. Después del proceso de georreferenciación todas las escenas utilizadas para los análisis multitemporales fueron de 1429 columnas, 1267 renglones y resolución de pixel de 60 x 60 m.

La primera etapa del análisis multitemporal se llevó a cabo calculando el índice normalizado de vegetación (NDVI), con las bandas 2 y 4 para las escenas MSS de 1973 y 1986, y con las bandas 3 y 4 para las escenas TM de 1990 y 1997. En todos los casos los valores obtenidos fueron reclasificados para eliminar los valores menores a cero y considerar únicamente los valores positivos como indicativos de la presencia de algún tipo de cobertura vegetal.

Los mapas temáticos con la distribución espacial de los diferentes valores que tomó el índice en cada año, así como su distribución de frecuencias correspondiente (Fig. 6) indican una mayor concentración de material fotosintético en 1973, el 51% de los pixeles que conforman la escena presentó valores de NDVI mayores a cero y la media fue de 0.34. La menor concentración de vegetación se presentó en 1990, cuando únicamente el 47% de los pixeles presentó valores de NDVI mayores a cero y la media fue de 0.15 (Cuadro 6).

Los valores de  $\chi^2$  calculados para la tabla de contingencia entre las distribuciones de 1973 y 1986 fue de 320974; para la tabla de contingencia entre 1986 y 1990 de 225099, y entre 1990 y 1997 de 99604, todos los valores estuvieron por arriba del valor de  $\chi^2$  de

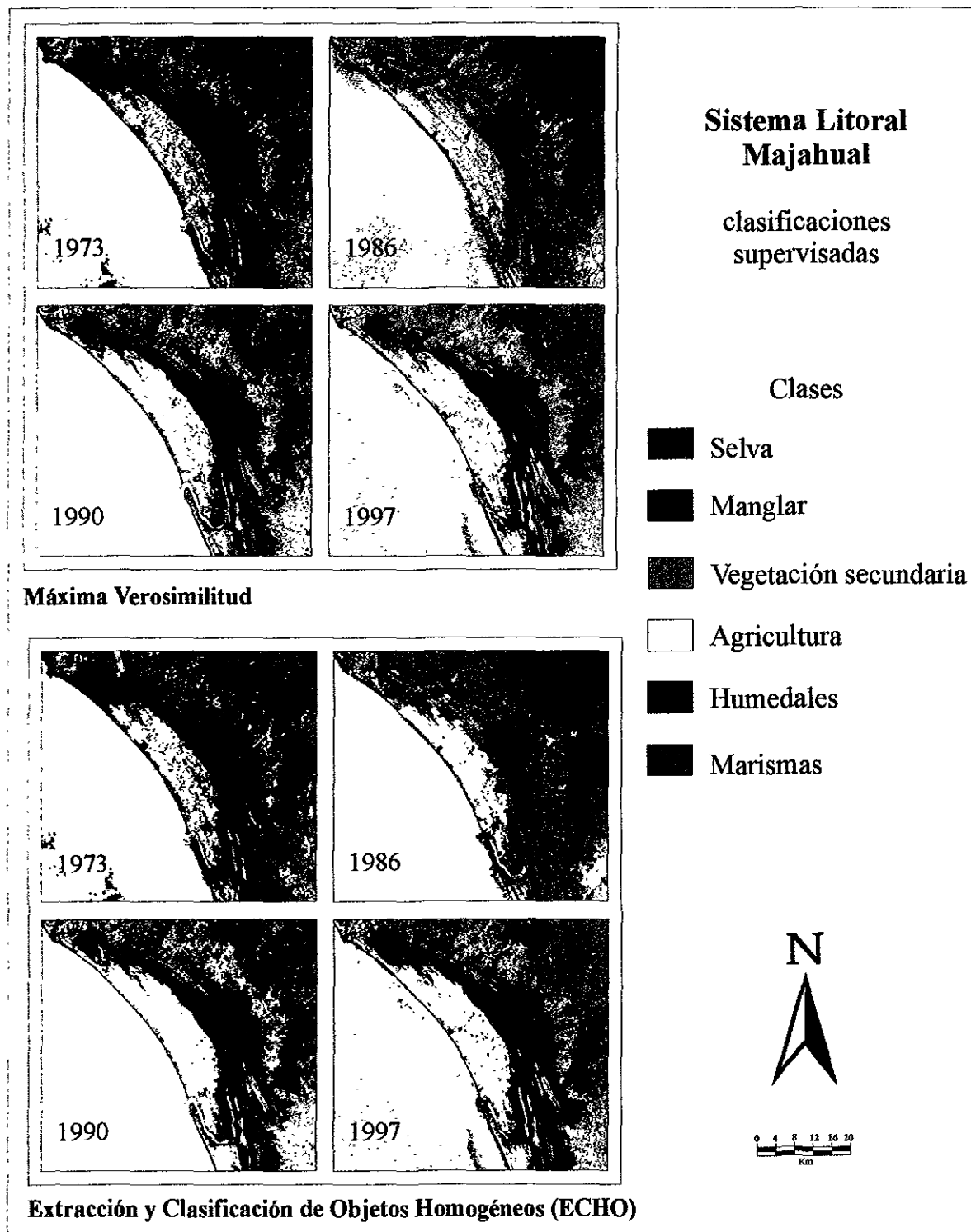


**Figura 6.** Comportamiento del índice normalizado de vegetación (NDVI) en la costa sur de Sinaloa, México.

tablas para 19 grados de libertad y un nivel de significancia de 0.05 (30.14), por lo cual en todos los caso se rechazó la hipótesis nula ( $H_0$ ) en favor de la hipótesis alternativa ( $H_1$ ), lo que implica la no independencia de los valores del NDVI con respecto al tiempo.

año	media	desviación estándar	número de pixeles con NDVI mayor a 0	porcentaje con respecto al total de pixeles
1973	0.3371	0.1344	922531	50.95
1986	0.2294	0.1372	925867	51.14
1990	0.1474	0.1182	845327	46.69
1997	0.1592	0.1020	931130	51.43

Continuando con el análisis multitemporal, el área de estudio fue dividida en dos subáreas: el sistema litoral Majahual y el sistema lagunar Huizache-Caimanero. Con relación al primero, los mapas temáticos resultantes de clasificar las escenas correspondientes con el algoritmo de máxima verosimilitud y el de extracción y clasificación de objetos homogéneos (ECHO) se muestran en la figura 7. En las escenas MSS de 1973 y 1986 la respuesta espectral de la clase selva fue parecida a la de la clase manglar, por lo que al clasificarlas con el algoritmo de máxima verosimilitud se presentó una sobreposición entre estas dos, siendo evidente sobre todo en el mapa de 1973, donde se aprecia la existencia de mangle en las serranías del paisaje. Lo anterior trajo como resultando una sobrestimación del área de manglar y una subestimación del área de selva (Cuadro 7). Cuando las escenas MSS fueron clasificadas con el algoritmo ECHO se generaron mapas temáticos con mucho menor confusión entre las clases. Para las escenas TM de 1990 y 1997 los dos algoritmos produjeron mapas similares, tanto en la distribución espacial de cada clase (Fig.7) como en el área estimada (Cuadro 7 y 8).



**Figura 7.** Análisis multitemporal postclasificadorio (clasificaciones supervisadas) del sistema litoral Majahual, Sinaloa, México.

En el caso de 1997 los resultados de la clasificación con los dos algoritmos fue tan parecida que el 96% de los pixeles coinciden en ambos mapas temáticos y la matriz de error con 39 puntos de prueba fue la misma (Cuadro 9 y 10). Considerando los mejores resultados del algoritmo ECHO con las escenas MSS los análisis posteriores se efectuaron únicamente usando las estimaciones hechas a partir de los mapas temáticos resultantes de ésta clasificación.

**Cuadro 7.** Superficie en hectáreas de las clases de cobertura del terreno y de los humedales del sistema litoral Majahual, Sinaloa, México. Resultados de la clasificación con el algoritmo de máxima verosimilitud.

Clases	1973		1986		1990		1997	
	área	%	área	%	área	%	área	%
Selva	30663	10.97	44439	15.89	30248	10.82	21645	7.74
Manglar	39698	14.19	18310	6.58	16679	5.96	15863	5.67
Veg. secundaria	39539	14.14	53436	19.11	28274	10.11	33756	12.07
Agricultura	24459	8.75	23881	8.54	50960	18.22	43539	15.57
Humedales	27139	9.71	11894	4.25	12101	4.33	26773	9.57
Marismas	13017	4.65	20172	7.21	33629	12.03	32925	11.77
Otros	105123	37.59	107506	38.44	107747	38.53	105135	37.57
TOTAL	279638	100.00	279638	100.00	279638	100.00	279638	100.00

**Cuadro 8.** Area en hectáreas de las clases de cobertura del terreno y de los humedales del sistema litoral Majahual, Sinaloa, México. Resultados de la clasificación con el algoritmo de extracción y clasificación de objetos homogéneos (ECHO).

Clases	1973		1986		1990		1997	
	área	%	área	%	área	%	área	%
Selva	49542	17.72	44847	16.04	33305	11.91	21443	7.67
Manglar	17136	6.13	14596	5.22	16679	5.96	15861	5.67
Veg. secundaria	41162	14.72	57168	20.44	20712	7.41	32571	11.65
Agricultura	25655	9.17	23797	8.51	55705	19.92	45306	16.20
Humedales	26290	9.40	12193	4.36	12299	4.40	23383	8.36
Marismas	13075	4.68	19822	7.09	33392	11.94	32540	11.64
Otros	106779	38.18	107215	38.34	107548	38.46	108534	38.81
TOTAL	279638	100.00	279638	100.00	279638	100.00	279638	100.00

Tomando en cuenta únicamente las clases selva, manglar, vegetación secundaria y agricultura y con 39 puntos de prueba para los mapas de 1997, tanto la clasificación con máxima verosimilitud como la efectuada con ECHO presentaron una sumatoria de la

diagonal principal de la matriz de error de 30, traslape de exactitud de 77%, coeficiente de Kappa de 0.71 y Z para los coeficientes de 5.4 (Cuadro 9 y 10), por lo que en ambos casos se rechazó  $H_0$  para  $\alpha = 0.05$ .

En la clasificación de la escena de 1997 con máxima verosimilitud y ECHO la selva fue clasificada con el 64% de exactitud y mostró confusión con otra clase en el 12% de los puntos de prueba ensayados. El manglar mostró un buen nivel de exactitud de producción (90%) y como en el caso de la clasificación no supervisada la exactitud del usuario fue del 100%. La mitad de los puntos ensayados para la vegetación secundaria fueron clasificados correctamente y en el 43% se confundió esta clase con selva o manglar. Por su parte la agricultura fue clasificada con el 100% de exactitud y una exactitud del usuario de 67%.

**Cuadro 9.** Matriz de error para la clasificación con máxima verosimilitud de la escena Landsat TM del sistema litoral Majahual, Sinaloa, México de 1997.

	Selva	Manglar	Veg. sec.	Agricultura	total renglones
Selva	7	0	1	0	8
Manglar	0	9	0	0	9
Veg. sec.	3	0	4	0	7
Agricultura	1	1	3	10	15
total columnas	11	10	8	10	39
suma de la diagonal = 30; traslape de exactitud = 77%; coeficiente de Kappa = 0.71; Z = 5.4					

**Cuadro 10.** Matriz de error para la clasificación con ECHO de la escena Landsat TM del sistema litoral Majahual, Sinaloa, México de 1997.

	Selva	Manglar	Veg. sec.	Agricultura	total renglones
Selva	7	0	1	0	8
Manglar	0	9	0	0	9
Veg. sec.	3	0	4	0	7
Agricultura	1	1	3	10	15
total columnas	11	10	8	10	39
suma de la diagonal = 30; traslape de exactitud = 77%; coeficiente de Kappa = 0.71; Z = 5.4					

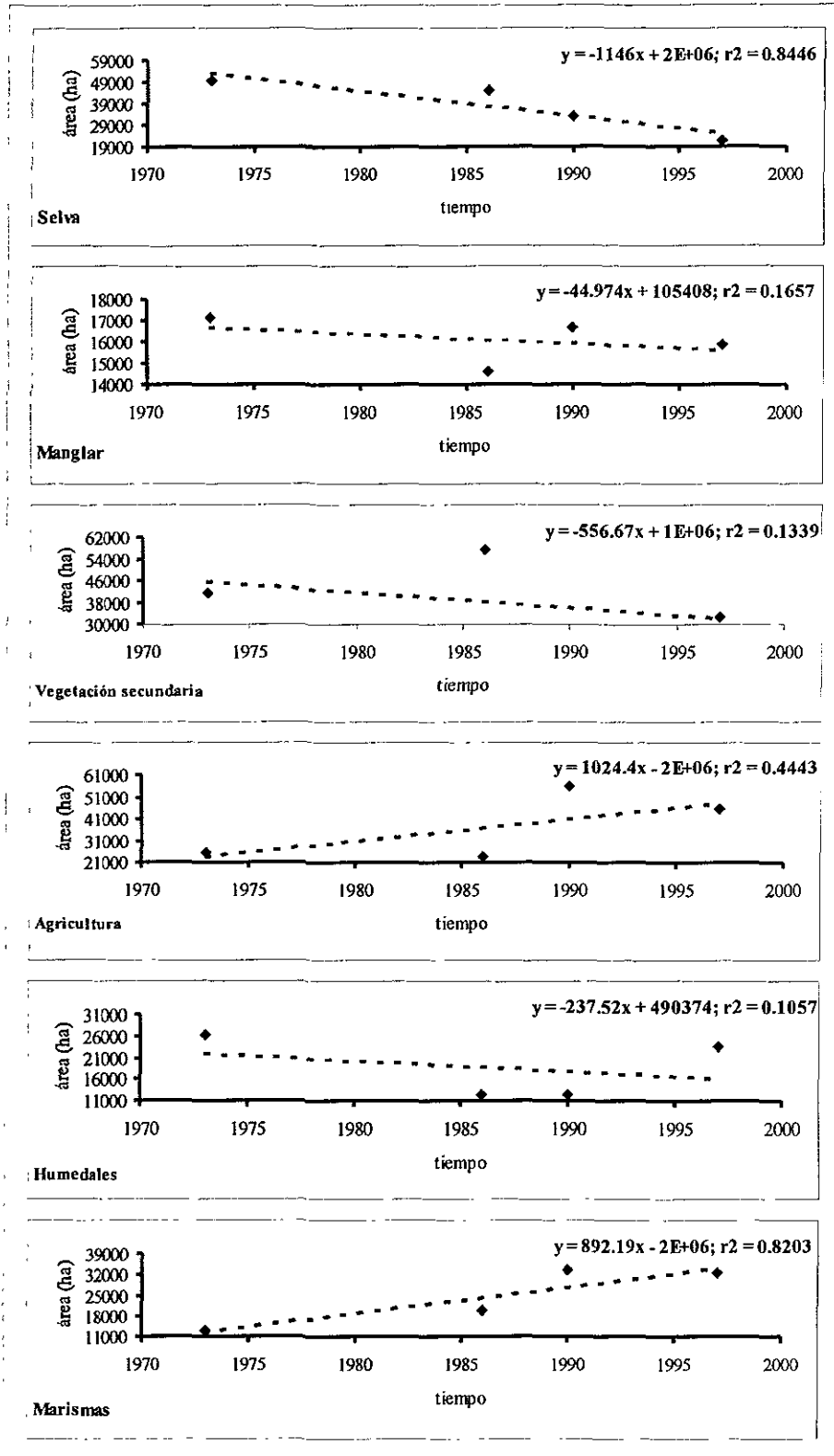
Analizando las tendencias de cambio a través del tiempo, no se encontraron patrones definidos de variación de las diferentes clases, los cambios fueron mínimos o bien



se presentaron tendencias irregulares, los coeficientes de determinación ( $r^2$ ) de los análisis de regresión fueron no significativos, con excepción de la selva y marismas (Fig. 8). La cobertura de selva se redujo considerablemente al paso de los años, mientras que en 1973 cubría el 17.7% del total de la escena en 1997 tan sólo el 7.7%. El valor de la pendiente del análisis de regresión fue de  $-1146$  ( $r^2 = 0.84$ ,  $p < 0.05$ ), que en este caso puede ser considerada como una estimación de la tasa de deforestación: 1146 ha/año. El manglar presentó un comportamiento diferente, ya que si bien, se aprecia una tendencia negativa, este prácticamente mantuvo su área constante a través del tiempo con una cobertura de la escena de 5.8% en promedio para los 24 años que cubre este estudio; en este caso el valor de la pendiente de  $-44.95$  fue calculado con un valor de  $r^2$  de 0.17 ( $p < 0.05$ ), no significativo.

La vegetación secundaria tendió a disminuir de manera irregular, la pendiente de  $-556$  fue calculada con un coeficiente de determinación de 0.13 ( $p < 0.05$ ). En 1973 esta clase cubría el 14.7% de la escena y en 1997 únicamente el 11.6%. La agricultura, al contrario del comportamiento de las coberturas vegetales antes descritas, mostró una tendencia a crecer a pesar de que de 1973 a 1986 disminuyó 1858 ha. Para el primer año del periodo de estudio cubría el 9.2% de la escena y para el último el 16.2%, la pendiente del análisis de regresión fue de 1024.4 calculada con un  $r^2 = 0.44$  ( $p < 0.05$ ).

Los humedales, aún cuando mostraron una recuperación importante en cuanto a su extensión de 1990 a 1997, tendieron a disminuir ligeramente y de manera irregular, la pendiente fue de  $-237.52$  ( $r^2 = 0.11$ ,  $p < 0.05$ ); en 1973 cubrían 9.4% de la escena y para 1986 únicamente el 4.4%, manteniéndose constantes en 1990 y posteriormente recuperarse y cubrir el 8.4%.



**Figura 8.** Tendencias de cambio de las variables estudiadas en el sistema litoral Majahual, Sinaloa, México.

Por su parte la cobertura de las marismas tendió a crecer de manera regular (la pendiente fue de 892.18 con un  $r^2= 0.82$ ,  $p < 0.05$ ), pasando de 13075 ha en 19873 a 32540 ha en 1997, que representan el 7.56 y el 19.0% del total de la escena.

Es importante señalar que parte de los cambios en el área de los cuerpos de agua y las marismas se debe a las variaciones naturales en el nivel de marea y la cantidad de lluvia, pero todas las escenas utilizadas en este estudio corresponden a la época de secas en la región, por lo que se considera que los errores en las estimaciones son mínimos.

El análisis de correlación entre las clases (Cuadro 11) resultó con valores cercanos a 1.0 (variación directamente proporcional) entre la selva y la vegetación secundaria; el manglar y los humedales, y entre la agricultura y las marismas. Por el contrario se presentaron patrones de variación inversamente proporcionales entre la selva con la agricultura y marismas, entre el manglar con la vegetación secundaria y entre la vegetación secundaria con la agricultura y las marismas.

**Cuadro 11. Coeficiente de correlación ( $p < 0.05$ ) para las variables evaluadas en el sistema litoral Majahual, Sinaloa, México.**

	Selva	Manglar	Vegetación secundaria	Agricultura	Lagunas y esteros	Marismas
Selva	1.00					
Manglar	0.07	1.00				
Vegetación secundaria	0.59	-0.67	1.00			
Agricultura	-0.76	0.33	-0.92	1.00		
Humedales	-0.020	0.52	-0.05	-0.24	1.00	
Marismas	-0.90	-0.05	-0.71	0.92	-0.34	1.00

Con lo que respecta al análisis multitemporal postclasificatorio para la subárea del sistema lagunar Huizache-Caimanero, los mapas temáticos generados a partir de la clasificación con el algoritmo ECHO, previa transformación con el método de componentes

principales (MCP) se muestran en la figura 9 y las áreas calculadas de cada una de las clases en el Cuadro 12.

**Cuadro 12.** Superficie en hectáreas de las clases de cobertura del terreno y de los humedales del sistema lagunar Huizache-Caimanero, Sinaloa, México. Resultados de la clasificación con el algoritmo de extracción y clasificación de objetos homogéneos (ECHO).

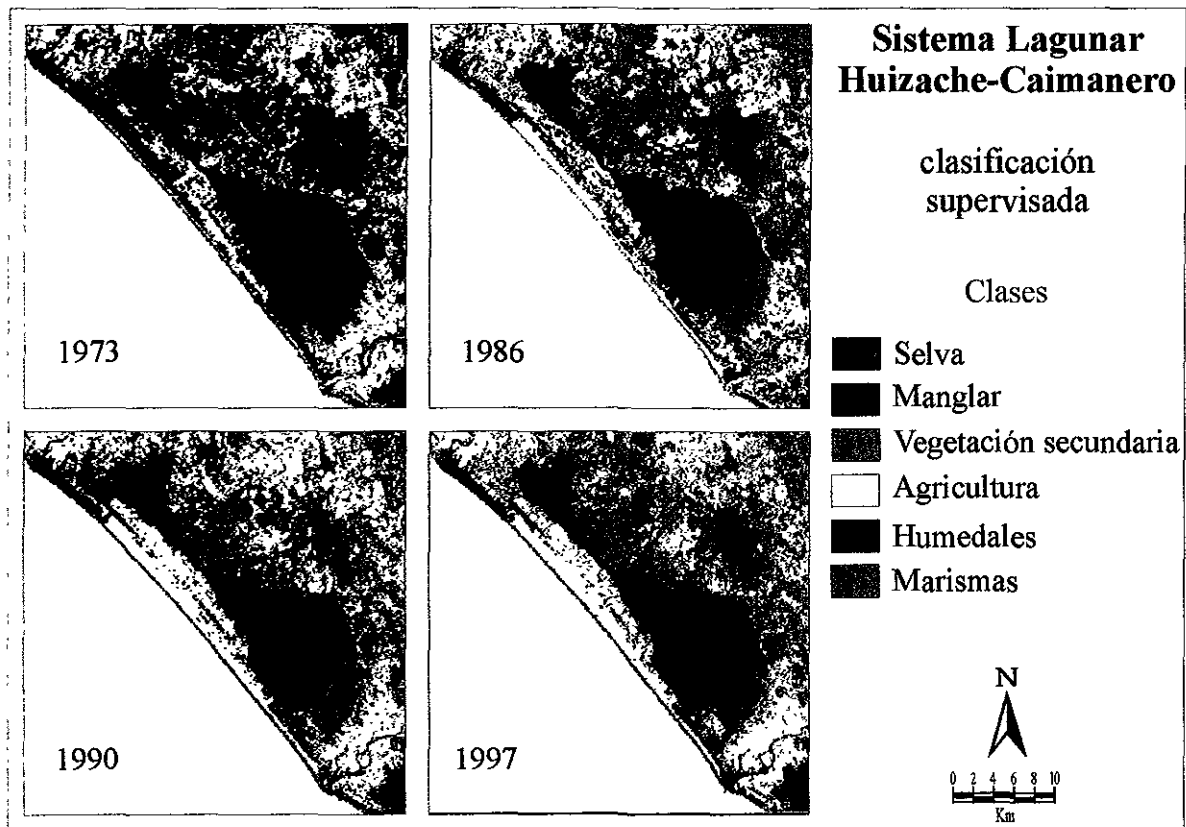
Clases	1973		1986		1990		1997	
	área	%	área	%	área	%	área	%
Selva	16571	13.87	7291	6.10	4048	3.39	3484	2.92
Manglar	2308	1.93	1383	1.16	1215	1.02	1251	1.05
Veg. secundaria	12471	10.44	20008	16.75	19596	16.41	20318	17.01
Agricultura	18216	15.25	21034	17.61	21921	18.35	21536	18.03
Humedales	16142	13.51	13736	11.50	11712	9.81	12879	10.78
Marismas	3503	2.93	5076	4.25	9195	7.70	8201	6.87
Otros	50232	42.06	50915	42.63	51756	43.33	51774	43.35
TOTAL	119443	100.00	119443	100.00	119443	100.00	119443	100.00

Para este análisis, la matriz de error para la clasificación de la imagen de 1997 se muestra en el Cuadro 13, el traslape de la exactitud fue de 83%, el coeficiente de Kappa de 0.78 y el valor de Z para el coeficiente de 6.2, por lo que se rechazó  $H_0$  con un  $\alpha = 0.05$ .

**Cuadro 13.** Matriz de error para la clasificación con ECHO de la escena Landsat TM transformada por el método de componentes principales (MCP) del sistema lagunar Huizache-Caimanero, Sinaloa, México de 1997.

	Selva	Manglar	Veg. sec.	Agricultura	total renglones
Selva	6	1	0	0	7
Manglar	0	6	0	0	6
Veg. sec.	1	1	7	2	11
Agricultura	0	1	0	10	11
total columnas	7	9	7	12	35
suma de la diagonal = 29; traslape de exactitud = 0.83%; coeficiente de Kappa = 0.78; Z = 6.2					

En contraste al sistema del Majahual, en este caso las variaciones de las diferentes clases fueron de consideración y de manera regular, todos los coeficientes de determinación calculados fueron cercanos a 1.0 (Fig. 10). La selva, el manglar y lagunas presentaron pendientes negativas de  $-579.03$  ( $r^2 = 0.93$ ),  $-47.415$  ( $r^2 = 0.85$ ) y  $-159.22$  ( $r^2 = 0.73$ ).



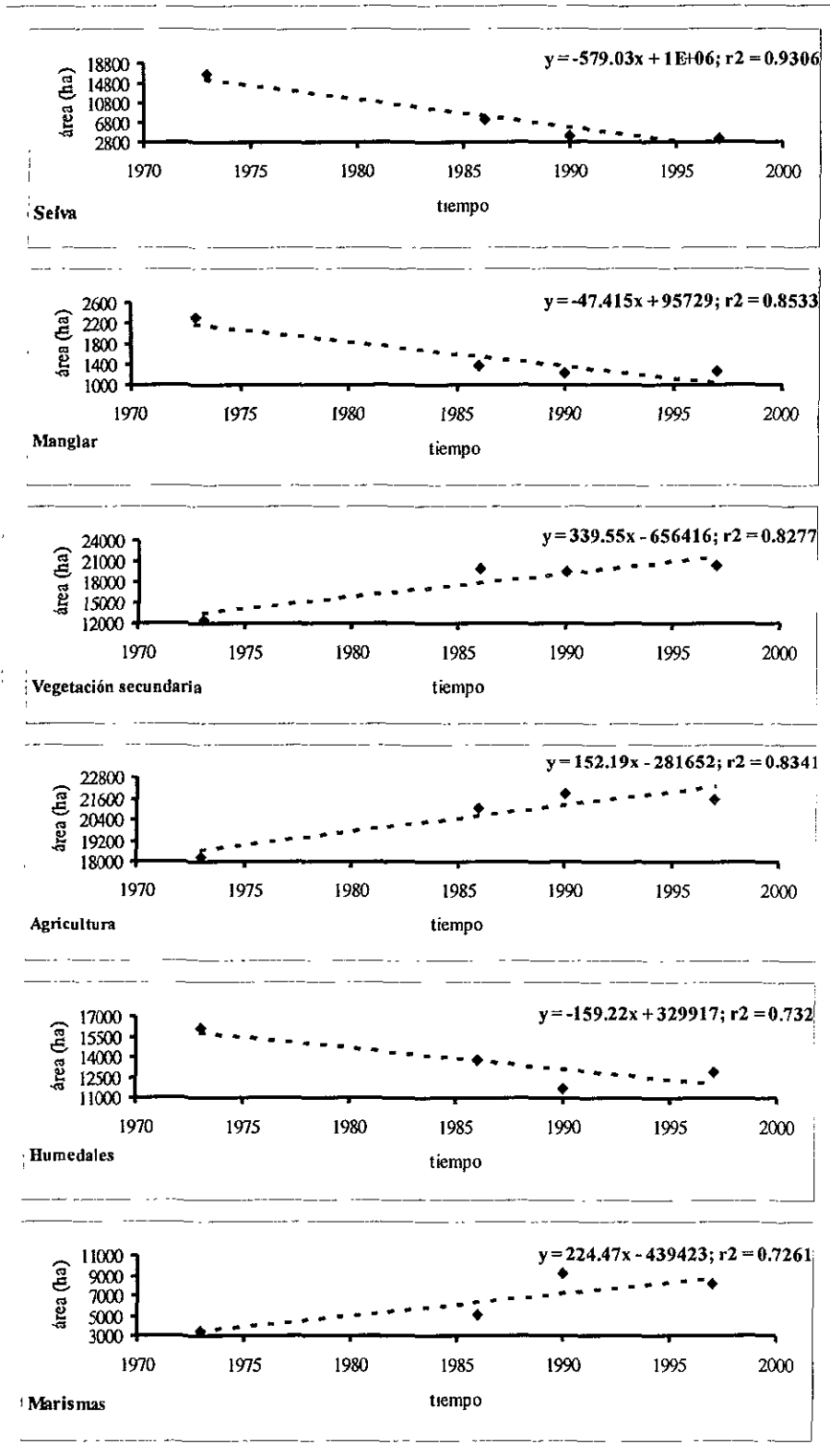
**Figura 9.** Análisis multitemporal postclasificatorio (clasificación supervisada) del sistema lagunar Huizache-Caimanero, Sinaloa, México.

La vegetación secundaria presentó una pendiente igual a 339.55, calculada con un  $r^2$  de 0.83, la agricultura de 152.19 con un  $r^2$  de 0.83 y las marismas de 224.47 con un valor de  $r^2$  de 0.73, en todos los casos  $p < 0.05$ .

En el entorno inmediato al sistema lagunar Huizache-Caimanero la selva también presentó una reducción considerable de su extensión, pasando de cubrir el 13.9% del total de la escena en 1973 a tan sólo el 2.9% en 1997. A diferencia del sistema el Majahual la cobertura de manglar en el Huizache-Caimanero es mínima, y si bien en el Majahual el área del mangle se mantuvo constante, aquí se presentó una reducción drástica, perdiendo más del 50.0% de la cobertura con que contaba en 1973. Por su parte la vegetación secundaria casi duplicó su cobertura a lo largo de los años, en 1973 cubría 10.4% del total de la escena y en 1997 el 17.0%. La agricultura presentó un comportamiento similar, aunque de menor magnitud, mientras que en 1973 abarcaba el 15.3% de la escena, para 1997 era el 18.0% (Cuadro 12).

Por lo que se refiere al espejo de agua de los humedales, este presentó un ligero incremento en su extensión de 1990 a 1997, pero la tendencia general fue a disminuir, perdiendo en 1997 el 20% del área con respecto a 1973. En contrapartida las marismas casi triplicaron su porcentaje de cobertura al pasar de 3503 ha en 1973 a 8201 ha en 1997.

En este caso todos los valores del coeficiente de correlación fueron cercanos a  $-1.0$  o a  $1.0$ . Las clases que variaron proporcional y directamente fueron la selva con manglar y humedales; el manglar y las humedales; la vegetación secundaria con la agricultura y las marismas; y la agricultura con las marismas. En tanto que las clases que variaron de forma inversamente proporcional, fueron la selva con la vegetación secundaria, la agricultura y las



**Figura 10.** Tendencias de cambio de las variables estudiadas en el sistema lagunar Huizache-caimanero, Sinaloa, México.

marismas; el manglar con la vegetación secundaria; la agricultura y las marismas, y los humedales con las marismas (Cuadro 14).

**Cuadro 14. Coeficiente de correlación ( $p < 0.05$ ) para las variables evaluadas en el sistema lagunar Huizache-Caimanero, Sinaloa, México.**

	Selva	Manglar	Vegetación secundaria	Agricultura	Lagunas y esteros	Marismas
Selva	1.00					
Manglar	0.97	1.00				
Vegetación secundaria	-0.95	-1.00	1.00			
Agricultura	-0.92	-0.92	0.93	1.00		
Humedales	0.96	0.90	-0.89	-0.97	1.00	
Marismas	-0.89	-0.75	0.72	0.84	-0.95	1.00



## DISCUSIÓN

La clasificación no supervisada con el algoritmo de paso simple de la escena TM de 1997, correspondiente a la totalidad del área de estudio, permitió identificar 78 grupos útiles, que por medio del análisis de cúmulos apoyado por material fotográfico y cartográfico, interpretación visual de composiciones en falso color, así como por reconocimientos en el campo asistidos por un sistema de posicionamiento global (SPG), permitieron asociarlos a siete clases informacionales de interés, en este caso tipos de cobertura del terreno y de cuerpos de agua.

La forma en que se aplicó el análisis de cúmulos, designando arbitrariamente el porcentaje de la distancia euclidiana para definir los cúmulos, haciéndolo de manera sucesiva y en forma descendente, fue con el fin de facilitar la identificación y la asociación de las 78 clases espectrales (grupos resultantes de la clasificación no supervisada) con las clases informacionales de interés; más que con el fin de clasificar los píxeles de la escena, pues ese proceso fue hecho con el algoritmo de paso simple. Es válido suponer que se hubieran obtenido resultados parecidos, en cuanto al número final de clases informacionales identificadas, así como de su cobertura, si se hubieran modificado los valores de los parámetros con los que operó el algoritmo de paso simple, en especial las distancias críticas.

Al aumentar los valores de las distancias críticas el umbral para clasificar un píxel dentro de un grupo aumenta, por lo que el número de grupos espectrales identificados es menor (Langrebe y Biehl 1995). Los 78 grupos útiles fueron resultado de aplicar el algoritmo con distancias críticas uno y dos de 17 y 34, respectivamente. Considerando que los 78 grupos resultantes en su mayoría corresponden tan sólo a unas cuantas clases

informativos (cobertura del terreno o superficies acuáticas), bien se pudo aumentar el valor de las distancias críticas para reducir el número de grupos espectrales resultantes sin perder información con respecto a los tipos de cobertura del terreno y cuerpos de agua. En vez de esto y aprovechando que el algoritmo de paso simple opera con distancias euclidianas (Langrebe y Biehl 1995), se optó por aplicar el análisis de cúmulos, también con la distancia euclidiana, para hacer el proceso más interactivo y facilitar el manejo de las magnitudes de las distancias necesarias para definir adecuadamente los grupos informativos.

Cualquier aplicación de percepción remota debe ser acompañada por observaciones de campo, ya sea para evaluar los resultados de las investigaciones, para obtener información que sirva de guía para el análisis de los datos espectrales o bien para obtener información complementaria a la proporcionada por los sensores remotos (Steven 1987, Campbell 1996). En este trabajo un resultado que permite resaltar la importancia del trabajo de campo para interpretar y analizar los datos provenientes de sensores remotos, fue el grupo espectral 65 de la clasificación no supervisada, cuya firma espectral para las bandas Landsat TM del uno al cinco y siete resultó en 80.4, 35.4, 40.4, 38.8 48.4 y 22.3,. Bajo el mismo criterio con que se clasificó e identificó a los otros grupos, éste en primera instancia debería de pertenecer al cúmulo L y posteriormente hubiera sido considerado como manglar. Pero el grupo espacialmente se encontraba dentro del sistema lagunar Huizache-Caimanero, por lo que originalmente se pensó que se trataba de algún tipo de vegetación hidrófila emergente diferente al manglar, al visitar el área de estudio en repetidas ocasiones se pudo apreciar que sólo había agua en las épocas de lluvias o marismas en la época de secas, por lo que finalmente se consideró que se trataba de aguas someras y eutroficadas y

finalmente el grupo se clasificó dentro de la clase humedales.

Los procesos de clasificación no supervisada, análisis de cúmulos y digitalización permitió caracterizar al paisaje con ocho clases informacionales, seis referentes a tipos de cobertura del terreno y dos referentes a cuerpos de agua. Otros componentes importantes del paisaje que no fueron identificados como tales en el mapa temático fueron las vías de comunicación terrestre, El Rosario cuenta con 493 km de carreteras de diferentes tipos (Anónimo 1997) y Escuinapa con 222 km (Anónimo 1995); los laboratorios y granjas para el cultivo del camarón y las presas, El Rosario cuenta con la presa las Higueras con un área de 300 ha y una capacidad total de almacenamiento de 13 millones de metros cúbicos (Anónimo 1997).

Las superficies acuáticas y las marismas tienen firmas espectrales y distribuciones espaciales demasiado distintivas por lo que es fácil clasificarlas y separarlas del resto de las clases, por esta razón la exactitud de la clasificación no supervisada sólo se evaluó para las clases selva, manglar, vegetación secundaria y agricultura, esta última incluyendo a los suelos agrícolas. La clase asentamientos humanos tampoco se tomó en cuenta ya que ésta fue resultado de un proceso de digitalización y no de clasificación.

Cuando se trata de una clasificación supervisada la matriz de error, el coeficiente de KAPPA y otros métodos de evaluación de la exactitud evalúan la capacidad del operador para definir los campos de entrenamiento y la eficacia de los diferentes algoritmos para clasificar imágenes multiespectrales con base a las estadísticas de los campos de entrenamiento (Rosenfield y Fitzpatrick-Lins 1986, Congalton y Green 1999). Pero si se considera que las clasificaciones no supervisadas identifican grupos naturales dentro de datos multiespectrales sin hacer uso previo de algún tipo de información (Campbell 1986),

en este caso entonces, los métodos para evaluar la exactitud más que valorar la eficacia del algoritmo clasificador, esencialmente analizan la capacidad del operador para identificar y asociar clases espectrales con clases informacionales. De cierta manera, también se evalúa la efectividad que ofrecen la resolución espacial y espectral de las imágenes Landsat para capturar información relacionada a las coberturas de la superficie terrestre.

Los valores de la exactitud total (66%) y del coeficiente de Kappa (0.56,  $Z = 5.5$ ) permiten considerar que el proceso de clasificación no supervisada y análisis de cúmulos aplicados a la escena del área de estudio fue eficiente para distinguir los patrones de cobertura del terreno.

La clase selva que incluye al bosque tropical caducifolio y un pequeño parche de bosque tropical subperenifolio ubicado al sur de la desembocadura del Río Presidio, sobre la barra del sistema Huizache-Caimanero, se distribuyó en varios parches de forma irregular y de diferentes tamaños ubicados prácticamente sobre las partes más altas de los cerros y sobre sus laderas más empinadas. La clase correspondiente al manglar se distribuyó principalmente en los alrededores de la laguna Agua Grande y los esteros Agua Grande, El Maíz y Teacapán, conformando un cuerpo forestal continuo, además de presentarse en pequeños parches en las inmediaciones de las desembocaduras de los ríos Presidio y Baluarte.

La vegetación secundaria fue la clase terrestre de mayor extensión, se presentó principalmente rodeando los parches de selva, pero también mezclada con esta y con los campos agrícolas con y sin cultivo. En esta clase se incluyeron asociaciones de matorral caducifolio y xerófito, a los pastos naturales no inducidos, a arbustos y herbáceas que se desarrollan en campos agrícolas abandonados y a un parche de mangle botoncillo (*Avicenia*

*germinans*) ubicado en la parte este del canal que une a la laguna Huizache con la Caimanero.

La clase agricultura incluyó a los diferentes cultivos en pie, a los frutales y a los cocoteros, así como a los suelos agrícolas sin cultivar; ocupó casi la totalidad de las barras de los sistemas Majahual y Huizache-Caimanero, las orillas del Río Baluarte, los alrededores de los asentamientos humanos y los terrenos de poca pendiente localizados entre los cerros del paisaje.

Los humedales ocuparon poco más del 10% de la superficie continental, el cuerpo de agua de mayor extensión resultó ser el sistema lagunar Huizache-Caimanero seguido del sistema que conforman la laguna Agua Grande y los esteros Agua Grande, El Maíz y Teacapán.

Los diferentes tipos de marismas se ubicaron en las proximidades de los humedales, estas podrían considerarse como ambientes naturales, pues en muchos casos se trata por así decirlo de la etapa seca de ciertos humedales costeros. La laguna El Huizache, por ejemplo, durante la época de secas pierde alrededor del 70% de su espejo de agua (De la Lanza y García-Calderón 1991) y en su lugar se presentan suelos desnudos y salinos en los que inclusive se llega a desarrollar algún tipo de vegetación como *Salicornia* spp; posteriormente con la llegada de las lluvias estos terrenos son anegados y la laguna recupera su espejo de agua. Pero en otros casos las marismas son resultado, más bien, del proceso de desecación de los cuerpos de agua y se constituyen en terrenos que ya no vuelven a ser cubiertos por el agua. En el caso del área de estudio De la Lanza (*en preparación*) considera que el sistema lagunar Huizache-Caimanero se encuentra en un proceso de desecación y hasta 1990 había perdido el 40% de su extensión. Por otro lado,

durante diferentes recorridos por el área de estudio, algunos lugareños y trabajadores de granjas camaroneras manifestaron que las lagunas los Cerritos y Grande habían perdido un volumen considerable de agua en los últimos años y en el presente estudio, como se discutirá más adelante, se encontró que la extensión del espejo de agua de los humedales tendió a disminuir en tanto que el de las marismas a crecer. Con base a lo anterior las marismas fueron consideradas como ambientes perturbados para todos los análisis posteriores.

Otros elementos del paisaje que comúnmente se ubicaron en las proximidades de los humedales son las granjas camaroneras, en la figura 1, y en menor medida en la figura 2, se pueden apreciar el contorno de algunas granjas en las inmediaciones de las laguna Caimanero, Cerritos; Grande y La Cañas. La camaronicultura en el sur de Sinaloa inició de manera rústica con la construcción de tres hectáreas de estanquería en el Huizache-Caimanero a mediados de los 70's (De la Lanza y García-Calderón 1991) y hoy en día, dentro de los Municipios de El Rosario y Escuinapa se ubican 27 granjas con una extensión de 2300 ha, (equivalente a el 0.6% de la parte continental del área de estudio), de éstas, 21 están en las inmediaciones de algún cuerpo de agua: cinco en la Laguna Caimanero, dos en la de Los Cerritos, cuatro en Laguna Grande, una en Las Cañas, tres en extensiones de la Laguna Agua Grande (marisma El Sabálito y los esteros La mojarra y El Remolino), tres en el Canal de Guamuchil, asociado a los esteros Agua Grande y El Maíz, y tres en el Estero de Teacapán (Hernández 1998).

Los asentamientos humanos presentaron un área de 2080 ha que sólo cubre el 0.5%, de la parte continental del área de estudio, porcentaje menor inclusive al que ocupan las granjas camaroneras. Su distribución fue bastante irregular y generalmente se presentaron

rodeadas de terrenos agrícolas. De acuerdo a los criterios del Colegio de México que distingue a los asentamientos humanos como urbanos cuando tienen 15000 o más habitantes, mixtos con 5000 a 14999 habitantes o rurales con menos de 5000 habitantes (Anónimo 1985), de los 31 asentamientos humanos identificados sólo Escuinapa tendría la categoría de ciudad, El Rosario sería considerada mixto y el resto como asentamientos humanos rurales. La densidad poblacional en 1995 considerando únicamente el área de los poblados fue de 37 habitantes/hectárea y tomando en cuenta la totalidad de la parte continental del área de estudio, inclusive la de los humedales, las densidades poblacionales en 1980, 1990 y 1995 fueron bajas, menos de un habitante por hectárea, 0.18, 0.22 y 0.23 habitantes/hectárea respectivamente. Lo anterior hace suponer que las presiones de este uso del terreno sobre el ambiente a nivel de paisaje son menores que las que ejercen otros usos.

El impacto de algún uso del terreno sobre los ambientes depende del grado de modificación del hábitat y de la extensión y los patrones espaciales de la modificación (Pearson 1994), de acuerdo con la distribución espacial de los diferentes usos del suelo identificados por el proceso de clasificación no supervisada, la agricultura se presenta como la actividad con mayor impacto sobre el paisaje, a pesar de que la vegetación secundaria fue la clase con la mayor extensión continental, pero se considera que una parte importante de las sucesiones secundarias son resultado de los impactos causados por los cambios en el uso del terreno (Brondizio *et al.* 1994, Kummer y Turner II 1994, Moran, *et al.* 1994).

El análisis de la fragmentación de los paisajes incluye el desarrollo de herramientas matemáticas llamadas métricas o índices del paisaje relacionadas con el número, área y forma de los parches presentes dentro de un paisaje, así como con su distribución espacial y la distancia entre estos (McGarigal y Marks 1995, Frohn 1998). En el presente estudio, aún

sin hacer uso de tales herramientas y con base en los porcentajes de cobertura, así como la distribución espacial de cada una de las clases redefinidas en ambientes naturales con cubierta vegetal, ambientes naturales acuáticos, ambientes perturbados y océano, aunado a la presencia de una carretera y una vía de ferrocarril que cruzan toda el área de estudio, se caracteriza a *grosso modo* al paisaje continental como fragmentado, ya que los ambientes naturales además de cubrir un área menor, generalmente se presentaron separados entre sí por los ambientes perturbados. Ruiz y Berlanga (*en preparación*), realizaron una descripción más detallada de los paisajes de la costa sur de Sinaloa, incluyendo el cálculo de diferentes métricas y coinciden en describirlo como fragmentado y dominado por parches de formas sencillas característicos de ambientes perturbados.

El área y la distribución espacial del uso del terreno pueden afectar la conectividad o fragmentación de los paisajes y con esto la habilidad de algunos procesos ecológicos para moverse a través del paisaje. (Pearson 1994, Pearson *et al.* 1996). La conectividad del paisaje es la interacción entre la habilidad de un organismo para moverse a través de diferentes tipos de paisajes y el tamaño relativo y posicionamiento de los recursos en el paisaje; de manera más general la conectividad es considerada como un componente de la estructura de los paisajes (Taylor 1997), que opera como un filtro dependiente de la escala a la que los organismos interactúan con el paisaje y actúa de manera diferencial sobre la movilidad de especies con diferentes grados de vagilidad (Keitt *et al.* 1997). En general su reducción está asociada con la disminución de la diversidad y de los flujos de especies y energía (Goossens *et al.* 1993). En la selva de Los Tuxtlas, Veracruz, por ejemplo, Estrada y Coates-Estrada (1994) citados por Mas (1998), demuestran que los fragmentos de selva grandes e interconectados conservan mayor número de especies que los fragmentos



pequeños y aislados.

En el área de estudio la selva sólo cubrió un pequeño porcentaje del paisaje y generalmente se presentó en fragmentos o parches aislados, por lo que es válido suponer que bajo este patrón algunas poblaciones animales y vegetales con poca vagilidad que habitan la zona, están sujetas a variaciones estocásticas lejos de una condición de equilibrio y que inclusive se hayan presentado extinciones locales.

Los diferentes cuerpos de agua continentales también se presentaron fragmentados, las marismas, las granjas camaroneras y algunas obras hidráulicas interrumpen de manera parcial o total la conexión que se da entre los diferentes humedales durante la época de lluvias y actúan como barreras que inhiben el flujo de muchos organismos acuáticos generando que sus poblaciones queden aisladas. La interrupción de los puentes acuáticos entre los humedales, ocasionan modificaciones en el equilibrio existente entre las tasas contemporáneas de colonización y extinción (Barbour y Brown 1974, Begon *et al.* 1988), lo que aunado a perturbaciones que actúan de manera más directa sobre las poblaciones, tales como la sobrexplotación, contaminación del hábitat o introducción de especies provocan efectos adversos sobre la diversidad y abundancia de las comunidades (Pimm 1986).

El manglar en el sistema litoral Majahual se presentó como una masa forestal continua que está bien comunicada con los manglares del sistema Agua Brava en Nayarit (De la Lanza *et al.* 1996), por lo que se puede suponer que las poblaciones que allí se desarrollan mantienen un flujo constante a lo largo del paisaje. En el caso del manglar en el sistema lagunar Huizache-Caimanero se presentó en pequeños parches aislados, considerando que muchas de las poblaciones que habitan los humedales son pequeñas y no

pueden persistir independientemente de las poblaciones en los paisajes circundantes y que están propensas a la extinción sin el flujo de individuos y genes del exterior (Pearson 1994), es probable que algunas poblaciones que habitan los manglares próximos al Huizache-Caimanero se encuentren en una situación vulnerable.

Ambientes menos hídricos pueden constituir hábitat suplementarios o complementarios para muchas de las poblaciones que se desarrollan en los humedales. Los hábitat suplementarios proporcionan un reservorio de dispersores que pueden recolonizar un humedal después de una perturbación y de diversidad genética para las poblaciones; en tanto que los hábitat complementarios proporcionan recursos necesarios para una especie que los humedales no pueden proporcionar, por lo que la destrucción de estos tiene consecuencias adversas para algunas poblaciones (Pearson 1994, Pearson *et al.* 1996).

Con excepción del manglar localizado en las inmediaciones de la desembocadura del Río Presidio, el cual está asociado con un parche de selva, el resto estuvo rodeado por ambientes perturbados que lo mantienen aislado de la selva por lo cual la movilidad entre estos dos ambientes se reduce y algunas poblaciones que comúnmente habitan los manglares y que pudieran tener en la selva un hábitat suplementario o complementario se ven afectadas.

Los análisis multitemporales efectuados en el presente trabajo permiten deducir que los patrones del paisaje de los humedales de la costa sur de Sinaloa se debe en gran medida a la reducción de las áreas forestales por causa de las prácticas agrícolas desarrolladas en la región. Los mapas temáticos del índice normalizado de vegetación (NDVI) y las distribuciones de frecuencias correspondientes muestran una reducción del dosel de las asociaciones vegetales dentro del paisaje. Al paso de los años la intensidad del verde en los

mapas fue cada vez menor y las clases modales en las gráficas de barras tienden a la izquierda.

Los análisis multitemporales con el NDVI requieren de una correspondencia espacial total entre las imágenes que se van a comparar (Singh 1986), lo cual no se logró con los procesos de georreferenciación aplicados aquí, es por eso que se propuso como método alternativo de comparación confrontar las distribuciones de frecuencia del NDVI (en vez de los mapas temáticos) aplicando tablas de contingencia con  $\chi^2$ .

Comparando la diferentes distribuciones los valores calculados de  $\chi^2$  se situaron por arriba del valor  $\chi^2$  de tablas para 19 grados de libertad y  $\alpha = 0.05$ , por lo que en todos los casos se rechazó la hipótesis nula que implica que existe una relación entre la probabilidad de ocurrencia de los diferentes valores del NDVI con el tiempo; en este caso mostrando una tendencia negativa.

El NDVI es considerado como un buen indicador del estado y densidad de la vegetación que toma valores dentro del rango de  $-1.0$  a  $1.0$ ; valores menores o iguales a cero implican la carencia de material fotosintético y conforme los valores se aproximan a uno, indican una mejor condición de la vegetación (Ricotta *et al.* 1996, Gilabert *et al.* 1997). Así por ejemplo, Maracchi *et al.* (1996) consideran que para los bosques de coníferas un NDVI de  $0.6$  señala un buen estado de la vegetación y valores de  $0.3$  a  $0.4$  están asociados a bosques de pino perturbados por la filtración de agua marina al sustrato. Green *et al.* (1997a, 1998b) encuentran una relación directamente proporcional entre el NDVI y el índice de área foliar (asociado a su vez con el dosel) para comunidades de mangle dominadas por *Rhizophora mangle* y de acuerdo a sus modelos valores de NDVI

entre 0 y 0.1 se relacionan con valores bajos en el índice de área foliar que corresponde a zonas con manglares distanciados unos de otros y con doseles abiertos.

En este estudio, sobreponiendo los mapas temáticos de la distribución de los ambientes naturales y perturbados y del NDVI de 1997 se pudieron asociar valores de NDVI a la vegetación natural (selva y manglar) y a la vegetación inducida (vegetación secundaria y agricultura). Las distribuciones de las frecuencias relativas para cada caso se muestran en la figura 11 del anexo 1, a pesar de que la clase modal en ambos casos se situó en un intervalo similar, el número de píxeles dentro del intervalo correspondió a el 18% para la vegetación natural y a el 32% para la vegetación inducida. El 50% de los píxeles de la vegetación natural se distribuyó por arriba de un NDVI de 0.2, mientras que para la vegetación inducida tan sólo el 29% de los píxeles se distribuyo por arriba de ese valor.

Recordando que los valores de NDVI fueron reclasificados para eliminar los valores menores a cero, el valor mínimo real para cada tipo de vegetación fue eliminado y se estableció uno estandarizado de 0.01 para ambos casos, pero el valor máximo si se conservó y fue de 0.74 para la vegetación natural y de 0.52 para la vegetación inducida. Este último valor quizá esté relacionado con acahuales o con el cultivo de frutales, que serían los casos de vegetación secundaria o agricultura con mayor concentración de material fotosintético, pero dicho valor también podría deberse a errores de clasificación y los píxeles con dicho valor fueron confundidos con vegetación inducida cuando en realidad se trataba de vegetación natural.

La vegetación natural presentó un valor de NDVI medio de 0.23 y desviación estándar de 0.13, calculados sobre la base de 1466344 píxeles. Por su parte la vegetación inducida presentó un NDVI medio de 0.15, desviación estándar de 0.07 y 2768426 píxeles

con valores de NDVI mayores a cero. Es importante señalar que el bosque tropical caducifolio presenta cambios fenológicos radicales, perdiendo la mayor parte de su dosel durante la época de secas, dando inclusive la apariencia de un bosque muerto; posteriormente con el inicio de las lluvias nuevas hojas se desarrollan y el bosque recupera su dosel (Rzedowski 1986). Esto lógicamente afecta al comportamiento espectral de la selva y por tanto a los valores de NDVI.

Tomando en cuenta que la imagen de 1997 fue capturada durante la época de secas (27 de mayo) se establece que los valores de NDVI asociados a la vegetación natural se vieron afectados por la pérdida del dosel de la selva y seguramente índices de vegetación calculados durante la época de lluvia alcanzarían valores más altos y tanto la moda como la media para la vegetación natural se situaría por arriba de los valores aquí calculados. Considerando que gran parte de la agricultura en la región es de temporal y que gran parte de las asociaciones vegetales secundarias también pierden gran parte de su follaje durante el estío, se esperaría que los valores de NDVI de la vegetación inducida también aumentarían si se hubieran calculado a partir de una imagen capturada en la época de lluvias.

Podría suponerse que las diferencias en la distribución del NDVI para los diferentes años se debieron a los cambios fenológicos de la vegetación, pero todas las imágenes utilizadas en este estudio fueron adquiridas durante la época de secas, por lo que los cambios en la reflectancia y en los índices de vegetación detectados pudieran ser mejor explicados por los cambios en el uso y cobertura del terreno que por los cambios naturales en las asociaciones vegetales.

Retomando los valores medios del NDVI para la vegetación natural y para la

vegetación inducida, así como las distribuciones de frecuencia de cada año se puede establecer una tendencia marcada de desplazamiento de la selva y del manglar debido al aumento en la cobertura de la vegetación secundaria y la agricultura, lo cual fue corroborado con los análisis multitemporales postclasificatorios efectuados para los paisajes del sistema litoral Majahual y del sistema lagunar Huizache-Caimanero.

Continuando con la evaluación de las tendencias de cambio, se efectuaron los análisis multitemporal postclasificatorios del sistema litoral Majahual y el sistema lagunar Huizache-Caimanero, analizando las variaciones de seis clases. Para estos análisis los asentamientos humanos, ante la dificultad de distinguirlos plenamente en los datos de los satélites Landsat MSS, no fueron considerados y en las clasificaciones se confundieron con la vegetación secundaria, la agricultura o las marismas. Tomando en cuenta que la cobertura de los poblados dentro de los sistemas estudiados es mínima y que las confusiones con otras clases al momento de clasificar las escenas bien podrían mantenerse constantes para todos los años, se consideró que estos errores no alteraron significativamente los resultados y tendencias de cambio encontradas.

La clasificación de las imágenes Landsat MSS de 1973 y 1986 con el algoritmo ECHO produjo mapas temáticos con una mejor definición entre las clases lo que generó menor confusión que en el caso de los mapas producidos con el algoritmo de máxima verosimilitud. Este mejor resultado en la clasificación se debe en gran medida a que mientras que el algoritmo de máxima verosimilitud clasifica el valor medio de cada pixel únicamente con base a sus medidas espectrales (Campbell 1996), el algoritmo ECHO con una transformación previa de la imagen para delimitar el arreglo de pixeles estadísticamente similares genera objetos homogéneos y clasifica cada pixel con base a las

propiedades espectrales de los pixeles vecinos así como de las propias (Kettig y Landgrebe 1976).

En el caso de las clasificaciones de las escenas de 1990 y 1997, la mayor resolución espectral y espacial del sensor TM permitió definir firmas espectrales (a partir de las estadísticas de los campos de entrenamiento) más específicas para cada clase y los mapas temáticos producidos con ambos algoritmos de clasificación mostraron menor confusión entre las clases. El traslape de la exactitud (77%) y el coeficiente de Kappa (0.71,  $Z = 5.4$ ) de ambos procesos de clasificación de la escena de 1997 indican un buen nivel de exactitud; pero dada la mayor eficacia del algoritmo ECHO para clasificar las imágenes MSS los análisis posteriores se llevaron a cabo usando las áreas calculadas a partir de los mapas temáticos generados con éste algoritmo.

Por otra lado, como únicamente se disponía de imágenes de cuatro años no se contó con los grados de libertad suficientes para ajustar las variaciones de las clases a diferentes modelos y seleccionar al de mayor bondad de ajuste para cada caso (Yamane 1979). Por esta razón sólo se estimaron las tendencias generales de cambio ajustando las variaciones de las distintas clases al modelo de la línea recta.

La cobertura de la selva, si bien se mantuvo relativamente constante de 1973 a 1986, durante el tiempo que comprende este estudio disminuyó un 43%, que corresponde al 1.8% anual, porcentaje menor al estimado por Flores y Gerez (1994) de 3.2% para todo el Estado de Sinaloa. En 1973 la selva tenía el mayor porcentaje de cobertura continental dentro del paisaje circundante a los humedales del sistema Majahual y para 1997 su extensión estuvo por debajo de las correspondientes a la vegetación secundaria y agricultura. De acuerdo al valor de la pendiente del modelo lineal al que fueron ajustadas las variaciones de esta clase

con un coeficiente de determinación ( $r^2$ ) de 0.84 la pérdida de selva en el paisaje circundante a los humedales del sistema Majahual fue de 1146 ha/año.

Las variaciones del manglar fueron mínimas y sucedieron de manera irregular, lo cual explica en gran medida el valor de  $r^2$  obtenido al ajustarlas al modelo lineal que fue de 0.17. Esta clase cubrió entre el 5.2 y el 6.13% de la escena. De 1973 a 1997 se estimó una pérdida del 7.4%, equivalente a una pérdida anual de 0.31%, situándose por abajo de los porcentajes estimados para otros sistemas como Marismas Nacionales, Nayarit cuya pérdida anual de mangles es del 2.38% (Pantoja *et al.* 1991), la Laguna de Términos, Campeche con 1.1% (Pérez y Pérez 1992) o el Estero de Urías, Sinaloa con pérdidas anuales de 0.56% (Ramírez *et al.* 1997, Ruiz y Berlanga 1998).

En cuanto a la extensión del espejo de agua de los humedales la tendencia general fue a disminuir de manera irregular con una pendiente de -237.5 ( $r^2 = 0.11$ ). Si bien la diferencia en la extensión del espejo de agua entre 1973 y 1997 fue tan sólo de 2907 ha, de 1973 a 1986 se presentó una reducción drástica de casi la mitad del espejo de agua para mantenerse casi igual hasta 1990 y posteriormente presentar una recuperación importante del 90% en 1997 y alcanzar casi los mismos niveles de inundación con que contaba en 1973. En contrapartida a la disminución de los humedales, la cobertura de las marismas presentó una tendencia de crecimiento regular, aumentando su extensión casi en un 150% de 1973 a 1997, siendo ésta la clase con mayor variación relativa y mientras que en 1973 cubría el 4.7% de la escena, en 1997 su extensión representó el 11.6%. A partir del modelo lineal se pudo establecer una tasa de cambio de 892.2 ha/año con un  $r^2 = 0.82$ .

Los problemas con la georreferenciación que no permitieron el ajuste espacial total entre las escenas tuvo como consecuencia que se perdiera una de las principales ventajas



del análisis postclasificadorio, la de calcular las tasas de conversión de una clase a otra y establecer de manera precisa como un tipo de uso del terreno influye sobre los otros (Mas 1997). De esta forma, por ejemplo, se podría valorar la magnitud y la distribución espacial de los efectos de la agricultura sobre la vegetación natural.

Como alternativa se aplicaron los análisis de correlación con el fin de tener un indicativo de las interrelaciones existentes entre los diferentes tipos de uso del terreno y de como los cambios en una clase pudieran afectar a las otras. Pero aun así, la falta de una buena georreferenciación limitó el análisis ya que los valores de correlación entre las diferentes clases, independientemente de que fueran significativos o no, se tuvieron que analizar invariablemente junto con la interpretación visual de los mapas temáticos resultantes de la clasificación y en muchos casos los resultados expresados en los mapas contradecían a los del análisis de correlación.

La selva, por ejemplo, presentó valores de correlación cercanos a  $-1.0$  con la agricultura y las marismas, de  $-0.76$  y  $-0.90$  respectivamente. Estos resultados por si solos harían suponer que la frontera agrícola y las marismas habían desplazado a la selva, pero al observar los mapas temáticos se puede apreciar que a pesar de que algunas partes de la selva fueron convertidas a campos agrícolas, fue la conversión de selva a vegetación secundaria el principal agente que ocasionó la disminución del área forestal y a pesar de esto, el coeficiente de correlación entre selva y vegetación secundaria fue de  $0.59$ , indicando que variaron de manera directamente proporcional.

Cabe mencionar que el incremento de la agricultura y de las marismas fue principalmente a expensas de la vegetación secundaria, por lo que de 1986 a 1990 esta clase perdió 36456 ha modificándose así la tendencia de crecimiento que mostró de 1973 a 1986,

siendo esta disminución la que explica el valor positivo de la correlación entre la selva y la vegetación secundaria pues la tendencia general de las dos clases fue a disminuir.

En cuanto a la correlación entre selva y marismas, bajo el contexto de la conversión de una clase a otra, sería mejor explicada por el azar, ya que al inspeccionar los mapas temáticos correspondientes se puede apreciar que en los espacios en donde se desarrollaron las marismas no existía selva. Pero en un contexto más general y especulativo y tomando en cuenta los efectos que tiene la pérdida de las cubiertas forestales sobre los patrones hidrológicos dentro de los paisajes, reduciendo el tiempo de residencia del agua dentro de las cuencas (Richardson y McCarthy 1994), el valor de la correlación entre estas dos clases resulta más lógico si se considera que la deforestación ocasionó entre otras cosas déficit de agua dulce en la cuenca y con ello el incremento de las marismas y otros tipos de suelos desnudos.

El hecho de que los cuerpos de agua que mantienen una comunicación permanente con el mar, sostuvieron su espejo de agua constante y que por el contrario aquellos que sólo tienen conexión temporal con el mar, fueron los que variaron y contribuyeron más para que se presentara una tendencia general a disminuir de la clase humedales, implica un déficit de agua dulce dentro de la cuenca, lo cual apoya la idea de la reducción de la tasa de permanencia del agua dentro de la cuenca debido a la deforestación.

Por su parte el manglar varió de manera directamente proporcional con los humedales ( $r = 0.52$ ). Conforme el espejo de agua disminuía, la masa forestal correspondiente al manglar también y en ambos casos se presentó una recuperación con respecto a 1990. Si bien la desecación de los humedales afecta en su conjunto a el mangle la especie más vulnerable sería *Laguncularia racemosa*, ya que a diferencia de *Avicennia*

*germinans* y *Rhizophora mangle*, es menos tolerante a la falta de humedad (Jiménez *et al.* 1997).

Los efectos de las marismas y la agricultura sobre la vegetación secundaria fueron algunos de los casos en que los resultados del análisis postclasificatorio y el análisis de correlación coincidieron. El coeficiente de correlación entre las vegetación secundaria y las marismas fue de  $-0.71$ , por lo que se podría suponer que la pérdida de agua dentro de la cuenca llegó a afectar también a las asociaciones secundarias; en tanto que la correlación entre la vegetación secundaria y la agricultura fue de  $-0.92$ , y esto se debe principalmente al desmonte de los terrenos para preparar los campos para el cultivo, lo cual sucedió principalmente sobre la barra del sistema.

Pasando al análisis postclasificatorio del sistema lagunar Huizache-Caimanero, las escenas fueron sometidas a un proceso de realce y simplificación por el método de componentes principales (MCP) que separó con base a la firma espectral los conjuntos de píxeles que conforman la mayor varianza eliminando información redundante y facilitando los procesos de clasificación posteriores (Ortíz *et al.* 1993). Gracias al proceso de realce con MCP y a que el algoritmo ECHO clasifica incorporando las variaciones espaciales existentes entre los píxeles, además de las espectrales (Landdgrebe y Biehl 1995, Campbell 1996), se logró clasificar las escenas con un nivel de error y confusión menor al que se hubiera obtenido al clasificar las escenas sin el proceso de realce y aplicando un algoritmo que sólo clasifica con base a las variaciones espectrales.

En este caso el traslape de exactitud (83 %) y el coeficiente de Kappa (0.78,  $Z = 6.2$ ) fueron mayores que los obtenidos en las clasificaciones de sistema Majahual y en la clasificación no supervisada, por lo que se considera que el método de realce y clasificación

empleado en este caso fue el más eficiente y los mapas producidos cuentan con un buen nivel de exactitud.

En el entorno inmediato al sistema lagunar la pérdida de la selva fue drástica, perdiendo en 24 años el 80% de la cobertura con que contaba en 1993. El porcentaje de pérdida anual fue de 3.3%, superior al calculado para el sistema Majahual y similar al reportado por Flores y Gerez (1994) a nivel estatal.

A diferencia de los modelos de regresión calculados para las variables en el sistema Majahual, para el sistema Huizache-Caimanero todos los valores del coeficiente de determinación fueron cercanos a 1.0 y para el caso de la selva se calculó una tasa de pérdida de  $-579\text{ha/año}$  ( $r^2 = 0.93$ ), menor en términos absolutos que el calculado anteriormente para el sistema Majahual, pero mucho mayor en términos relativos.

El manglar en el Huizache-Caimanero, también a diferencia del sistema Majahual, siempre fue poco extenso y mostró una tendencia marcada y regular a disminuir, mientras que en 1973 cubría el 1.9% de la escena en 1997 ya era únicamente el 1.1%; el porcentaje de pérdida anual para el periodo analizado fue de 1.9%, menor al reportado por Pantoja *et al.* (1991) para Marismas Nacionales, Nayarit; pero mayor a las registradas en Laguna de Términos, Campeche (Pérez y Pérez 1992); Estero de Úrias, Sinaloa (Ramírez *et al.* 1997, Ruiz y Berlanga 1998); y las del Sistema Majahual.

La vegetación secundaria y la agricultura mostraron una tendencia clara a crecer, mientras que en 1973 cubrían el 10.44 y 15.25%, respectivamente, en 1997 fue el 17 y 18%. La vegetación secundaria presentó una tasa de crecimiento de  $339.5\text{ ha/año}$  ( $r^2 = 0.82$ ), en tanto que la agricultura lo hizo a una velocidad de  $152.19\text{ ha/año}$  ( $r^2 = 0.83$ ). La composición de los suelos y la topografía que predominan en el Municipio de El Rosario,

en el cual se encuentra el sistema lagunar, condicionan que su agricultura sea fundamentalmente de temporal, con una mínima presencia de cultivos de riego por bombeo (Anónimo 1990). En muchos casos los terrenos agrícolas son abandonados temporalmente y en ellos se dan procesos de sucesión temprana estableciéndose asociaciones vegetales secundarias; durante los recorridos por el área de estudio se observaron varios terrenos agrícolas abandonados cubiertos por maleza. Lo anterior provoca que se presente una interface entre la vegetación secundaria y la agricultura, en la cual el cambio en el uso del terreno de agricultura a vegetación secundaria se revierte cuando los terrenos son recuperados para ser cultivados de nueva cuenta.

El sistema lagunar Huizache-Caimanero presenta variaciones importantes en su extensión entre la época de lluvias y de secas, disminuyendo el área de inundación hasta en un 60% (Siu y del Valle 1986), por lo que es importante resaltar, como en el caso del NDVI, que todas las imágenes utilizadas en este estudio corresponden a la época de secas, lo que permitió evaluar los cambios en la superficie lagunar reduciendo los errores que pudieran generar las variaciones naturales del régimen hidrológico del sistema.

Existen fenómenos de escalas temporales mayores tales como la corriente del Niño, el fenómeno oceánico/atmosférico más importante en cuanto a su influencia en la variabilidad climática global a escalas interanuales (Anónimo 1999). Esto genera cambios importantes en el régimen de lluvias del área de estudio y por lo tanto también en la extensión de los humedales y en el dosel de la vegetación, los cuales bien pudieron reflejarse en las imágenes utilizadas en este estudio y consecuentemente en los análisis que se desarrollan a partir de estas; más aún si se considera que de 1972 a 1973, de 1986 a 1987 y de 1997 a 1998, años en que se adquirieron tres de las cuatro imágenes, se presentaron

fenómenos del Niño de los de mayor magnitud (Anónimo 1999). Pero analizando los registros de lluvia de la Estación Meteorológica de Mazatlán, cercana al área de estudio, se puede apreciar que en general la lluvia acumulada durante la época de lluvias anterior a la adquisición de las imágenes y de la época de secas en que se adquirieron se mantuvo constante con excepción de periodo de 1996 a 1997, en el cual la cantidad de lluvia casi se duplicó con respecto a los años anteriores, apreciándose también que en los meses en que se tomaron las imágenes no hubo precipitación (Cuadro 15 del anexo 2).

En los resultados de los análisis multitemporales la distribución del NDVI y la superficie de los humedales en los sistemas Majahual y Huizache-Caimanero tendieron a aumentar en 1997 con respecto a 1990, parte de esto pudiera explicarse por los patrones de lluvia antes descritos, ya que al presentarse mayor precipitación en 1997 las superficies inundadas aumentaron y el dosel de la selva caducifolia fue más abundante y se mantuvo verde por más tiempo. Aún así y pese a que parte de los índices y áreas calculadas en los diferentes análisis pudieran estar ligeramente subestimados o sobrestimados, las tendencias generales de cambio estimadas en este estudio son correctas y las correspondientes a la selva caducifolia y los humedales del sistema Huizache y Caimanero son a disminuir.

Regresando a los cambios en la superficie de los humedales del sistema Huizache-Caimanero, en los mapas temáticos se puede apreciar a simple vista una disminución considerable del espejo de agua de las lagunas. Si bien la extensión de 1997 es ligeramente mayor a la de 1990, la tendencia general en el último cuarto de siglo fue a disminuir con una tasa anual de 159.2 ha/año ( $r^2 = 0.73$ ). Como se había mencionado previamente, De la Lanza (*en preparación*) estimó una pérdida del 40% de la extensión del sistema lagunar durante los últimos 40 años, lo que equivale a un porcentaje de 1% anual. En este estudio se

estimó una pérdida del 20%, equivalente al 0.84% anual, proporción similar a la calculada por la citada autora.

Las marismas, en contrapartida a la disminución de los humedales, mostraron una tendencia a crecer casi triplicando su área de 1973 a 1997. La tasa de crecimiento estimada con un  $r^2$  de 0.73 fue de 224.5 ha/año. A partir del mapa temático de 1986 se puede observar al sur de la Laguna Caimanero una gran zona de marismas de aproximadamente 1714 ha bordeada por un canal de 15 km de longitud construido en 1984 (Siu y del Valle 1986). En el mapa temático correspondiente a 1997 y en la composición en falso color de la figura 1, también al sur de la Laguna Caimanero, se puede apreciar el contorno de algunas granjas camaroneras. En la actualidad, existen 402 hectáreas de estanques para el cultivo del camarón en las proximidades del sistema lagunar (Hernández 1998).

La construcción del canal y otras obras hidráulicas fueron hechas con el fin de mejorar los aportes de agua del Río Baluarte hacia el sistema y con el fin de reducir el azolvamiento del cuerpo de agua. Hoy en día, las granjas aprovechan dichas obras para satisfacer sus necesidades de entrada y salida de agua, por lo que quizás, la desecación en las vecindades de las granjas es mayor que en el resto del sistema. Las marismas que durante la época de lluvias se inundaban y permitían la comunicación del sistema Huizache-Caimanero con otras lagunas próximas al Río Baluarte, actualmente permanecen secas durante todo el año y la conectividad de muchos organismos acuáticos se ha perdido.

Los resultados del análisis de correlación para el sistema Huizache-Caimanero fueron más coincidentes con los de la clasificación supervisada que los obtenidos para el sistema Majahual. Los coeficientes de correlación entre las clases fueron cercanos a  $-1.0$  o  $1.0$ , pero es importante recordar que los grados de libertad fueron bajos, por lo que es

necesario tomar con cautela la significancia de los valores resultantes (Yamane 1979).

En la matriz de correlación se puede apreciar el desplazamiento de la selva y el manglar por parte de la vegetación secundaria y la agricultura, así como el crecimiento de las marismas en contraste con la disminución de los humedales. Al igual que en el sistema Majahual, en este caso la selva y las marismas variaron de forma inversamente proporcional a pesar de que los espacios de una y otra clase no fueron los mismos, lo cual apoya la idea de los déficit de agua dulce en las cuencas debido a la deforestación como se discutió anteriormente.

En el entorno inmediato al Huizache-Caimanero, la agricultura de temporal se desarrolla principalmente al este de las lagunas, afectando al bosque caducifolio, el cual actualmente se encuentra únicamente en las partes más elevadas de los cerros o sobre terrenos con pendientes pronunciadas. Por otro lado el cultivo permanente de cocoteros y de pastos inducidos para alimentar ganado se practica sobre la barra que separa al sistema lagunar del Océano Pacifico afectando al manglar y a la selva.

Tanto en el paisaje del sistema litoral Majahual, como en el del sistema lagunar Huizache-Caimanero, la vegetación natural hoy en día se encuentra únicamente sobre terrenos inadecuados para la práctica de actividades económicas. Ya sean las partes más elevadas de los cerros o terrenos inclinados y accidentados donde se desarrolla la selva, o bien terrenos inundados o con una gran cantidad de humedad en donde se desarrollan los mangles. Las limitaciones que presentan estos terrenos para las prácticas económicas, así como las leyes de protección de los manglares contempladas en la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente de 1988 y reformada en 1996, al restringir los cambios en el uso del terreno afectarán las tasas de pérdida de las asociaciones



vegetales naturales, y si bien las tendencias negativas seguramente continuarán, las magnitudes del cambio probablemente serán menores a las calculadas en este estudio. Debido en gran medida a que agentes perturbadores tales como la contaminación de agua y suelos, la introducción de especies y las enfermedades de las plantas, que pudieran estar afectando a los parches de vegetación remanente, actúan a escalas temporales y espaciales diferentes a las que operan los cambios en la cobertura del terreno sus efectos a nivel de paisaje son menos evidentes (Gosselink *et al.* 1990, Houghton 1994).

La idea anterior se ve apoyada por el hecho de que en la mayoría de las clases evaluadas, tanto en el sistema Majahual como en el Huizache-Caimanero, así como en los resultados del NDVI, la magnitud de cambio de 1990 a 1997 fue menor a las presentadas en los periodos anteriores. Esto no implica que los cambios en el uso del terreno hayan terminado en la costa sur de Sinaloa. Aunque a tasas más lentas, la cobertura de selva y mangle continúan disminuyendo, la vegetación secundaria puede ser desplazada por la agricultura o viceversa, la agricultura puede ser reconvertida a procesos más productivos o ser sustituida por otras actividades humanas incluyendo los asentamientos humanos.

A nivel mundial la agricultura es considerada como el principal agente transformador del paisaje (Poudevigne y Alard 1997), en la costa sur de Sinaloa parece no ser la excepción, pues actualmente los terrenos agrícolas y la vegetación secundaria, muchas veces ocasionada por las prácticas agrícolas, dominan el paisaje de la región y la ampliación de sus fronteras ha sido acelerada y a expensas de las asociaciones vegetales naturales, como lo indican los análisis multitemporales efectuados en el presente estudio.

La agricultura, actúa de manera directa e inmediata sobre la selva y el manglar, provocando la pérdida de la masa forestal, la fragmentación del paisaje y la disminución de

la conectividad para muchos organismos (Pearson 1994). Pero también tiene efectos sobre los cuerpos de agua de la región, al modificar los patrones hidrológicos dentro del paisaje y acelerar las tasas de desecación y azolve de las lagunas (Richardson y McCarthy 1994), además de alterar los ciclos biogeoquímicos y la calidad del agua, debido a la incorporación de nutrientes al sistema en proporciones diferentes a las naturales (Childers y Gosselink 1990).

Por otro lado, el desarrollo de la camaronicultura parece ser un agente perturbador importante de los humedales. A pesar de que no fue incluida dentro de los análisis digitales de las imágenes de satélite, se logró apreciar que la acuicultura está relacionada con la desecación de los humedales. Los cuerpos de agua sin conexión permanente con el mar y con granjas camaroneras en sus orillas presentaron una mayor tasa de desecación que aquellos con comunicación permanente con el mar, llegando a casos extremos como el de la Laguna Caimanero, en donde lo que alguna vez fue parte de la zona de inundación de la laguna, hoy en día es una marisma y en ella se sitúan granjas camaroneras.

Además de estas modificaciones tan radicales a nivel de paisaje, que limitan la conectividad de muchos organismos acuáticos, la camaronicultura también afecta a los humedales en su calidad del agua al aumentar la entrada de nitrógeno y fósforo a los sistemas, incluyendo en este caso a las aguas litorales del océano (Páez-Osuna *et al.* 1998)

El estado actual del paisaje de los humedales de la costa sur de Sinaloa y las transformaciones a los que ha estado sujeto, son el resultado directo de las interacciones entre los pobladores de la zona y el medioambiente. Estas formas de interactuar, así como la forma de explotar los recursos y las relaciones sociales y económicas que generar el uso de los recursos, pueden poner en riesgo la viabilidad de las principales actividades

económicas de la región. Así por ejemplo, la pesca del camarón y de escama han mostrado una tendencia a la baja durante los últimos años (Cuadro 1). Sí bien son muchas las consideraciones que se deben de tomar en cuenta para la disminución en las capturas del crustáceo, un hecho importante es que su pesca en los municipios de El Rosario y Escuinapa, se práctica principalmente en las lagunas y esteros, por lo que es posible que las bajas en la producción, aparte de la sobreexplotación de larvas (para surtir las necesidades de las granjas) y adultos, se deban en gran medida a la degradación de los ambientes acuáticos.

En la parte introductoria de este trabajo se mencionó que dentro del campo de la ecología humana, los datos de sensores remotos facilitan las comparaciones cuantitativas de los impactos que las actividades económicas tienen sobre los recursos, además de que permiten desarrollar análisis de las estrategias adaptativas de las sociedades humanas locales con las variaciones ambientales regionales (Brondizio *et al.* 1996). En la costa sur de Sinaloa, el éxito de sus habitantes en el manejo y explotación de los ambientes y los recursos, así como en la adaptación a las condiciones económicas imperantes en el país, ha sido más bien limitado. Esta conjetura nace a partir del hecho de la disminución de la tasa de crecimiento poblacional en El Rosario a partir de 1960, (Anónimo 1997) y en Escuinapa a partir de 1970 (Anónimo 1995).

Las tendencias negativas en el crecimiento poblacional están acopladas a las tasas de degradación de los ambientes naturales y al aumento de los ambientes inducidos. Incorporando las tasas de crecimiento poblacional del Cuadro 16 del anexo 2 a los análisis de regresión, en el Rosario la población humana varía directa y proporcionalmente con la selva, manglar y lagunas del sistema Huizache-Caimanero con valores de 0.88, 0.82 y 0.92, respectivamente; en tanto que lo hace de manera inversamente proporcional con la

vegetación secundaria (-0.71), la agricultura (-0.85) y las marismas (-0.99). Para la población de Escuinapa con las variables del sistema Majahual se obtienen resultados similares, en donde la correlación con la selva, manglar y los humedales fue de 0.63, 0.72 y 0.59; en tanto que con la agricultura y marismas fue de -0.51 y -0.79 (todas las correlaciones con  $p < 0.05$ ).

Por otro lado y como parte final de este apartado es claro que los datos provenientes de sensores remotos han sido ampliamente utilizados para caracterizar y evaluar los ambientes costeros desde diferentes puntos de vista en gran parte del mundo (Pattiarachi 1992); en especial los datos de los satélites Landsat son de gran utilidad para las caracterizaciones regionales y el estudio del cambio en los patrones de cobertura del terreno y del paisaje, a pesar de sus limitaciones espectrales, temporales y espaciales (Miller 1998). En este trabajo se aplicaron diferentes técnicas de procesamiento digital de imágenes a datos generados por los sensores MSS y TM de dichos satélites con el fin de evaluar las condiciones recientes y la evolución del paisaje en la costa sur de Sinaloa. Los resultados obtenidos, complementados con información de campo y de otras fuentes, permitieron estimar la distribución y extensión de diferentes tipos de cobertura del terreno y de superficies acuáticas, así como sus tendencias generales de cambio, con un buen nivel de exactitud.

En situaciones ideales la selección de los datos provenientes de sensores remotos depende de que sus cualidades espectrales, espaciales y temporales se ajusten a los objetivos de la investigación en la cual se piensan aplicar (Green *et al.* 1996), pero muchas veces, limitaciones económicas o técnicas imposibilitan que se tenga acceso a los mejores datos para una investigación en particular y los objetivos son los que deben de modificarse

de acuerdo a las cualidades de los datos (Trejo y Hernández 1996). En el caso de esta investigación, gracias al apoyo de diversas instituciones, el Laboratorio de Manejo Ambiental (LAMA) del CIAD A. C., en donde se llevó a cabo, cuenta con un acervo importante de imágenes Landsat MSS y TM, cuyas propiedades permitieron cumplir plenamente con los objetivos planteados sin que estos tuvieran que modificarse radicalmente de lo planteado originalmente. Los datos Landsat con que cuenta el LAMA ofrecen información difícil de encontrar en otras fuentes, la cual al ser validada en el campo permitió describir los patrones generales del paisaje y sus tendencias de cambio en tiempos y costos menores a los que implicaría desarrollar la investigación únicamente con trabajo de campo.

## CONCLUSIONES

A través del procesamiento digital de imágenes de satélite Landsat MSS y TM, que incluyó interpretaciones visuales de composiciones en falso color, clasificaciones no supervisadas y supervisadas, el cálculo del índice normalizado de vegetación (NDVI), la digitalización de polígonos y análisis multitemporales, y con el apoyo de material cartográfico, fotografía aérea y trabajo de campo asistido con un sistema de posicionamiento global (SPG), se logró caracterizar al paisaje de los humedales de la costa sur de Sinaloa, México, así como describir las tendencias de cambio a las que ha estado sujeto durante 24 años con niveles de exactitud significativos.

Por medio de un proceso combinado de clasificación no supervisada, análisis de cúmulos y digitalización de polígonos el paisaje se caracterizó con seis clases de cobertura del terreno: selva, manglar, vegetación secundaria, agricultura, marismas y poblados; y con dos clases de superficies acuáticas: humedales y océano. En la parte continental del paisaje la cobertura del terreno dominante fue la vegetación secundaria (30%). La vegetación natural: selva y mangle, sólo cubrió el 25% de la parte continental del paisaje y se presentó en parches de diversos tamaños y formas, generalmente separados unos de otros. Los humedales cubrieron el 10% del paisaje y generalmente estuvieron rodeados de marismas, que junto con algunas granjas camaroneras y obras hidráulicas diversas en las inmediaciones actúan como barreras que impiden la comunicación entre los cuerpos de agua.

Los ambientes inducidos: vegetación secundaria, agricultura, marismas y asentamientos humanos dominaron el paisaje cubriendo el 65% del área continental,

distribuyéndose a lo largo y ancho del paisaje rodeando a los parches de vegetación natural o a los cuerpos de agua.

Con los métodos utilizados, se identificaron 31 asentamientos humanos. Con base a su población en 1995, Escuinapa es catalogada como ciudad, El Rosario como comunidad mixta y el resto como comunidades rurales. El uso del terreno para los asentamientos humanos, cubre únicamente el 0.5% del paisaje continental y la densidad poblacional se ha mantenido por debajo de un habitante por hectárea. De esta manera los impactos generados a nivel de paisaje por los asentamientos humanos son mínimos en comparación con los que generan otros usos del terreno tales como la agricultura.

La distribución espacial y la extensión de las clases analizadas permiten caracterizar a *grosso modo* al paisaje de los humedales de la costa sur de Sinaloa como fragmentado y dominado por ambientes perturbados, en el cual el movimiento de los procesos ecológicos a través del paisaje y la conectividad han disminuido, modificándose así, los equilibrios contemporáneos entre extinción y colonización, colocando a un número indeterminado de especies, tanto terrestres como acuáticas, en una situación vulnerable, inclusive existe la posibilidad de que se hayan presentado eventos de extinción local con la consecuente baja en la biodiversidad.

Los análisis multitemporales con el NDVI para toda el área de estudio y las comparaciones postclasificadoras del sistema litoral Majahual y del sistema lagunar Huizache-Caimanero, permitieron establecer que la fragmentación del paisaje se debe en gran medida a la pérdida de vegetación natural por causa del crecimiento de la frontera agrícola. A pesar de que el número de píxeles con alguna presencia de vegetación, es decir con valores de NDVI mayores a cero, se mantuvo relativamente constante a lo largo de los

años comprendidos en éste estudio, los valores del NDVI tendieron a disminuir y mientras que en 1973 la media de 0.33 y la distribución de frecuencias indicaban la dominancia de las asociaciones vegetales naturales, en el resto de los años las medias del NDVI fueron menores y junto con las distribuciones de frecuencias absolutas son evidencia de la dominancia las vegetaciones inducidas y de la disminución de la concentración de clorofila dentro del paisaje.

Las tasas de deforestación del bosque tropical caducifolio (clase selva) calculadas a partir del análisis multitemporal postclasificadorio en los paisajes del sistema Majahual y del sistema Huizache-Caimanero son alarmantes, perdiendo el 43 y el 80% su cobertura en 24 años, con tasas absolutas de 1146 ha/año y 579.03 ha/año.

El manglar en el sistema Majahual se mantuvo prácticamente constante y la tasa de disminución porcentual anual de 0.31% lo sitúa como uno de los sistemas con menor tasa de pérdida, por lo menos en comparación con los manglares de Marismas Nacionales (2.38%), Laguna de Términos (1.1%) y Urías (0.56%). Por el contrario, el manglar en el Huizache-Caimanero sufrió una reducción muy drástica perdiendo casi el 50% de su cobertura con una tasa de pérdida porcentual anual de 1.9%. Lo anterior y el hecho de que su cobertura dentro del paisaje en 1997 era mínima (1.9% de la parte continental) y se distribuida en parches separados unos de otros, hacen que su condición sea inestable y su permanencia en el entorno inmediato del sistema lagunar sea incierta.

Actualmente la selva y el manglar se encuentran casi restringidos a terrenos inapropiados para las prácticas económicas. Gran parte de la pérdida de la vegetación natural se debe al crecimiento de la frontera agrícola, la cual casi se duplicó en el sistema Majahual y presentó un incremento del 18.2% en el sistema Huizache-Caimanero. El



cambio del uso del suelo de vegetación natural a agricultura, además de la pérdida forestal y fragmentación del paisaje trae como consecuencia la modificación de los patrones hidrológicos y las tasas de permanencia del agua dulce dentro de las cuencas y con ello el aumento en las tasas de desecación y azolve de los cuerpos de agua. Asimismo, los cambios en la cobertura de la vegetación secundaria están muy vinculados a las prácticas agrícolas de temporal en la región.

El déficit de agua dulce provocado en gran medida por la deforestación de las cuencas, a nivel de paisaje está afectando la extensión de las lagunas que tienen una comunicación intermitente con el mar, siendo el caso más drástico el del sistema lagunar Huizache-Caimanero, el cual, independientemente de las disminuciones que ocurren por el ciclo hidrológico natural del sistema., al paso de 24 años ha reducido su espejo de agua en un 20%, con una tasa de desecación porcentual anual de 0.84%,

La camaronicultura que se encuentran en las orillas de las lagunas con comunicación temporal con el mar, está acelerando las tasas de desecación y junto con otras obras hidráulicas y las marismas, actúan como barreras que modifican e inclusive impiden el flujo de organismos entre los cuerpos de agua.

En contrapartida con la disminución del espejo de agua de las lagunas y los esteros y como una de las consecuencias de la desecación de las cuencas, las marismas presentaron una tendencia marcada a crecer. En el sistema Majahual la extensión de las marismas casi se triplicó y en el sistema Huizache-Caimanero se duplicó; las tasas de crecimiento absoluto fueron de 892 ha/año para el sistema Majahual y 224 ha/año para el Huizache-Caimanero, siendo éstas el tipo de cobertura del terreno con mayor variabilidad y tasa de crecimiento relativa.

La correlación encontrada entre las diferentes variables analizadas, ponen de manifiesto el potencial que tienen los cambios en la cobertura y uso del terreno para modificar la estructura y dinámica de los paisajes. Las tendencias negativas en las tasas de crecimiento poblacional en El Rosario y Escuinapa y la disminución en las capturas de la pesquería ribereña de la región, acopladas con las tasas de pérdida de los ambientes naturales encontradas en este estudio, son evidencia de que las relaciones entre las sociedades humanas y el ambiente en los humedales de la costa sur de Sinaloa están resultando en la degradación de los ecosistemas, identificándose a la agricultura como el principal agente modificador del paisaje. De continuar las tendencias negativas en los patrones de uso y explotación de los ambientes y los recursos, impuestos en gran medida por el modelo económico imperante en el país, el éxito de las principales actividades económicas de la región y de las mismos habitantes está en duda.

## LITERATURA CONSULTADA

- Anónimo,. 1985. Municipio de Escuinapa, síntesis monográfica. Gobierno del Estado de Sinaloa, México. 168 p.
- Anónimo,. 1985. Municipio de Rosario, síntesis monográfica. Gobierno del Estado de Sinaloa, México. 166 p.
- Anónimo,. 1988. Los municipios de Sinaloa. Secretaría de Gobernación y Gobierno del Estado de Sinaloa. México. 104 p.
- Anónimo,. 1990. Rosario, monografía. Gobierno del Estado de Sinaloa, México. 175 p.
- Anónimo,. 1995a. Estudio hidrológico del Estado de Sinaloa. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática. México. 88 p.
- Anónimo,. 1995b. Escuinapa Estado de Sinaloa, cuaderno estadístico municipal. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática. México. 107 p.
- Anónimo,. 1997. Rosario Estado de Sinaloa, cuaderno estadístico municipal. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática. México. 153 p.
- Anónimo,. 1999. Multivariate ENSO Index (MEI). [On line: [www.cdc.noaa.gov/-kew/MEI/](http://www.cdc.noaa.gov/-kew/MEI/)]. 6 p.
- Baban, S. M. 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.
- Baily, B. y Nowell, D. 1996. Techniques for monitoring coastal change: a review and case study. *Oceanography & Coastal Management* 32(2):85-95.
- Bakus, G. J. 1990. *Quantitative Ecology and Marine Biology*. Oxford & IBH Publishing Co. PVT. LTD., Nueva Delhi. 157 p.

- Barbour, C. D. y J. M. Brown. 1974. Fish species diversity in lakes. *The American Naturalist* 108(962):437-489.
- Barlett, D. 1995. GIS and the coastal zone: an overview. p. 3-23. In K. St. Martin (ed.) *Explorations in geographic information systems technology. Volume 3. Applications in coastal zone research and management. The Clark Labs for Cartographic Technology and Geographic Analysis, Clark University. Estados Unidos.*
- Begon, M., J. L. Harper y C. R. Townsed. 1988. *Ecología. Individuos, poblaciones y comunidades.* Omega, Barcelona. 886 p.
- Bonsdorff, E., E. M. Blomqvist, J. Matttila y A. Norkko. 1997. Coastal eutrophication: causes, consequences and perspective in the archipelago areas of Northern Baltic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 44(suplement A):63-72.
- Bridgewater, P. B. 1993. Landscape ecology, geographical information systems and nature conservation. p. 23-36. In R. Haines-Young, D. R. Green y S. Cousins (eds.) *Landscape Ecology and GIS.* Taylor and Francis. Londres.
- Brondizio, E. S., E. F. Moran, P. Mausell y Y. Wu. 1994. Land use change in the Amazon estuary: patterns of caboclo settlement and landscape management. *Human Ecology* 22:249-278.
- Campbell, J. B. 1996. *Introduction to remote sensing.* Taylor & Francis. Londres. 622 p.
- Ceballos, J. C. y M. J. Bottino. 1997. The discrimination of scenes by principal components analysis of multi-spectral imagery. *International Journal of Remote Sensing.* 18(11): 2437-2449.

- Cervantes, A. M., 1994. Guía regional para el conocimiento, manejo y utilización de los humedales del noroeste de México. Humedales para las Américas. México 155 p.
- Clark, C. D., H. T. Ripley, E. P. Green, A. J. Edwards y P. J. Mumby. 1997. Mapping and measurement of tropical coastal environments with hyperspectral and high spatial resolution data. *Int. J. Remote Sensing* 18(2):237-242.
- Congalton, R. G. y K. Green. 1999. *Assesing the accuracy of remotely sensed data: Principles and practices*. Lewis Publisher. Estados Unidos. 137 p.
- Contreras, F. 1985. *Las lagunas costeras mexicanas*. Centro de Ecodesarrollo y Secretaría de Pesca. México. 253 p.
- Childers, D. L. y Gosselink, J. G. 1990. Assessment of cumulative impacts to water quality in a forested wetland landscape. *Journal of Environmental Quality*. 19:454-463.
- De Freese, D. E. 1995. Land acquisition: A tool for biological diversity protection in the Indian River Lagoon, Florida. *Bulletin of Marine Science* 57(1):14-27.
- De la Lanza, E. G. y García-Calderon, J. L. 1991. Sistema Lagunar Huizache y Caimanero, Sin. un estudio socio ambiental, pesquero y acuícola. *Hidrobiologica* 1(1):1-35.
- De la Lanza, E. G., Y. F. Thomas y A. R. Alcántara. La vegetación de manglar en la laguna de términos, Campeche. Evaluación preliminar a través de imágenes Landsat. *Hidrobiológica* 3(1-2):29-39.
- 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. *Investigaciones Geográficas Boletín* (32):33-54.

- Dimiyati, M., Mizuno K., Kobayashi S. y T. Kitamura. 1996. An analysis of land use/cover change using the combination of MSS Landsat and land use map - a case study in Yogyakarta, Indonesia. *International Journal of Remote Sensing*. 17(5):931-944.
- Eastman, J. R. 1995. IDRISI for WINDOWS. User's guide. IDRISI Production. Clark University. USA. 120 p.
- Espinosa, G. y A. López. 1977. Introducción a los métodos jerárquicos de análisis de cúmulos. IIMAS, UNAM, Comunicaciones Técnicas 9: 77 p.
- Flores-Verdugo, F., F. González-Farías, O. Ramírez-Flores, F. Amezcua-Linares, A. Yañez-Arancibia, M. Alvarez-Rubio y J. W. Day .1990. Mangrove ecology, aquatic primary productivity, and fish community dynamics in the Teacapán-Agua Brava Lagoon-Estuarine system (mexican Pacific). *Estuaries*13(2):219-230.
- Flores, V. O. y P. Gerez. 1994. Biodiversidad y conservación en México: vertebrados, vegetación y uso del suelo. CONABIO, UNAM, México. 439 p.
- Frohn, R. C. 1998. Remote sensing for landscape ecology. Lewis Publishers, Florida. 99 p.
- Gardner, R. H., R. V. O'Neill, M. G. Turner y S. Lavorel. 1991. Simulation of the scale-dependent effects of landscape boundaries on species persistence and dispersal. p. 76-89. In M. M. Holland, P. G. Risser y R. J. Naiman (eds.) *Ecotones: The role of landscape boundaries in the management and restoration of changing environments*. Chapman and Hall. Nueva York.
- Gilabert, j. M. A., J. González-Piqueras y J. García-Haro. Acerca de los índices de vegetación. *Revista de Teledetección* 8:35-45.

- Gómez-Rodríguez, G., B. C. Reed y T. M. Loveland. 1995. Land cover caracterizacion of Mexico. VII Simposio Latinoamericano de Percepción Remota, Puerto Vallarta, México, 31-36 p.
- Gosselink, J. G., G. P. Shaffer, L. C. Lee, D. M. Burdick, D. L. Childers, N. C. Leibowitz, S. C. Hamilton, R. Boumans, D. Cushman, S. Fields, M. Koch y J. M. Visser. 1990. Landscape conservation in a forested wetland watershed. *BioScience* 40(8):588-600.
- Goossens, R., T. Ongena, E. D'Haluin y G. Larnoe. The use of remote sensing (SPOT) for suurvey of ecological patterns, applied to two different ecosystems in Belgium and Zaire. p 147-160. In R. Haines-Young, D. r. Green y S. H. Cousins (eds.) *Landscape Ecology and GIS: Taylor & Francis. Londres.*
- Green, D. R., R. Cummins, R. Wright y J. Milles. 1993. A methodology for acquiring information on vegetation succession from remotely sensed imagery. p. 111-127. In R. Haines-Young, D. R. Green y S. Cousins (eds.) *Landscape Ecology and GIS. Taylor and Francis. Londres.*
- Green, E. P., Mumby, P. J., Edwards, A. J. y Clark C. D. 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. Edward, C. D. Clark y A. C. Ellis. 1997a. Estimating leaf area index of mangroves from satellite data. *Aquatic Botany* 58:11-19.
- Green, E. P., P. J. Mumby, C. D. Clark, A. J. Edward y A. C. Ellis. 1997b. A comparison between satellite and airborne multispectral data for the assessment of mangrove areas in the eastern caribbean. *Proceedings of the IV Conference on remote sensing for marine and coastal Environments, Orlando, Florida.*

- Green, E. P., C. D. Clark, P. J. Mumby, A. J. Edward y A. C. Ellis. 1998a. Remote sensing techniques for mangrove mapping. *Int. J. Remote Sensing* 19(5):935-956.
- Green, E. P., P. J. Mumby, A. J. Edward, C. D. Clark y A. C. Ellis. 1998b. The assessment of mangrove areas using high resolution multispectral airborne imagery. *Journal of Coastal Research* 12(2):433-443.
- Grignetti, A., Salvatori, R., Casacchia, R. y Manes F. 1997. Mediterranean vegetation analysis by multi-temporal satellite sensor data. *International Journal of Remote Sensing*. 18(6):1307-1318.
- Haines-Young, R., D. R. Green y S. Cousins. 1993. Landscape ecology and spatial information systems, p. 1-8. In R. Haines-Young, D. R. Green y S. Cousins (eds.) *Landscape Ecology and GIS*. Taylor and Francis. Londres.
- Hernández, C. R. 1998. Análisis de la camaronicultura y su impacto sobre el ambiente en el sur del Estado de Sinaloa. Tesis profesional. Universidad Autónoma de Baja California Sur. México. 93 p.
- Hernández-Lozano, J. y M. A. Ortiz-Pérez. 1995. Evidencias geomorfológicas de subsidencia en el sistema deltaico del Río Grande Tamaulipas, México utilizando percepción remota. VII Simposio Latinoamericano de Percepción Remota, Puerto Vallarta, México, 243-246 p.
- Hinojosa, C. A., C. García G., G. Hammann y G. Riaño. Estimación de batimetría y tipo de sustrato en lagunas costeras utilizando imagen multiespectral, un caso de estudio. VII Simposio Latinoamericano de Percepción Remota, Puerto Vallarta, México, 258-268 p.



- Houghton, R. A. 1994. The worldwide extent of land-use change. *BioScience* 44(5):305-313.
- Ibañez, G., S.G. Salinas, M. I. Lund y F. Maldonado. 1998. Analisis de areas salinizadas del Valle del Tulum, mediante el uso de imagenes Landsat TM. *Boletín SELPER-Mexico* 44:15-36.
- Jiménez R. G. A. 1997. Flora de marismas en la costa tropical del Pacífico mexicano. *Boletín Humedales de México* 4(12).
- Keitt, T. H., D. L. Urban y B. T. Milne. 1997. detecting critical scales in fragmented landscapes. *Conservation Ecology* [on line: [www.consecol.org/vol1/iss1/art4](http://www.consecol.org/vol1/iss1/art4)] 1(1): 4.
- Kettig, R. L. y d. A. Landgrebe. 1976. Clasification of multispectral image data by extraction and clasification of homogeneous objects. *IEEE Transactions on Geoscience Electronics* GE-14(1):19-26.
- Klemas, V. V., J. E. Dobson, R. L. Ferguson y K. D. Haddad. A coastal land cover classification system for the NOAA coastwatch change analysis proyect. *Journal of Coast Research* 9(3):862-872.
- Kummer D. M. y B. L. Turner II. 1994. The human causes of deforestation in Southeast Asia. *BioScience* 44(5):323-328.
- Landgrebe, D. y L. Biehl. 1995. An introduction to MultiSpec. Purdue Research Foundation. Indiana. USA. 85 p.
- Lavery, P., C. Pattiaratchi, A. Wyllie y P. Hick. 1993. Water quality monitoring in estuarine waters using the landsat thematic mapper. *Remote Sens. Environ.* 46:268-280.

- Long, B. G. y T. D. Skewes. 1996. A technique for mapping mangroves with Landsat TM satellite data and geographic information system. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 43:373-381.
- Maracchi, G., C. Conese, F. Maselli y L. Bravetti. 1996. Assessment and examination of coastal vegetation deterioration by means of Landsat TM data. *Journal of Coastal Research*. 12(1):103-111.
- Mas, J. F. 1997. Monitoring land-cover changes in the Terminos Lagoon region, Mexico: a comparison of change detection techniques. *Proceedings of the IV Conference on Remote Sensing for Marine and Coastal Environments*, Orlando, Florida. 1:159-167.
- Mas, J. F. 1998. Deforestación y fragmentación forestal en la región de la Laguna de Términos, Campeche: un análisis del período 1974-91. *Memorias de la IX Reunión SELPER-México*, versión digital, archivo te3.doc, Zacatecas, Zac., México.
- Mc Garigal, K. y B. J. Marks. 1995. FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. *Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-351*, Department of Agriculture, Pacific Northwest Research Station. 122 p.
- Miller, A. B., E. S. Bryant y R. W. Birnie. An analysis of land cover changes in the Northern forest of New England using multitemporal Landsat MSS data. *International Journal of Remote sensing* 19(2):245-265.
- Moore, P. D. 1990. Soils and ecology: temperate wetlands. p. 95-114. In M. Williams (ed.), *Wetlands a threatened landscape*. Basil Blackwell Inc. Cambridge.
- Moran, E. F., E. Brondizio, P. Mausel y Y. Wu. 1994. Integrating amazonian vegetation, land-use, and satellite data. *BioScience* 44(5):329-338.

- Naveh, Z. y A. S. Lieberman. 1994. Landscape Ecology. Theory and application. Springer-Verlag. Nueva York. 360 p.
- Nichol, E. J. 1993. Remote sensing of water quality in the Singapore-Johor-Riau Growth Triangle. *Remote Sens. Environ.* 43:139-148.
- Nixon, S. W. 1995. Coastal marine eutrophication: A definition, social causes, and future concens. *OPHELIA* 41:199-219.
- Ojima, D. S., K. A. Galvin y B. L. Turner II. 1994. The global impact of land-use change. *BoiScience* 44(5):300-304.
- Ortiz, G. S. M., Segura, M. J., Escoto, S. P. & A. Gil. 1993. Comparacion de resultados obtenidos mediante procesamiento digital de imagenes de satelite en areas costeras mexicanas. *Oceanologia* 1, 1-30.
- Páez-Osuna, S. R. Guerrero-Galván y A. C. Ruiz-Fernández. 1998. The environmental impact of shrip acuaculture and the coastal pollution in Mexico. *Marine Pollution Bulletin* 36(1):65-75.
- Palacio, A. A. G. y d. zárate L. 1995. Detección de cambios geomorfológicos en el litoral de la Isla del Carmen, Campeche, mediante el análisis multitemporal de imágenes de satélite. VII Simposio Latinoamericano de Percepción Remota, Puerto Vallarta, México, 291-294 p.
- Pantoja, I. N., M. Callejas O., T. Martínez B., F. Zaragoza H., A. D. Olvera M. y C. García B. 1991. *Marismas Nacionales: evaluación de cambios por medio de imágenes de satélite*. Reporte interno. Dirección General de Geografía, Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática. México. 10 p.

- Pattiaratchi, C. 1992. Coastal environmental mapping using Landsat data. Proceedings of the Central Symposium of the International Space Year', Munich, Alemania., 739-743 p.
- Pattiaratchi, C., P. Lavery, A. Wyllie y P. Hick. 1994. estimates of water quality in coastal waters using multi-date Landsat Thematic Mapper data. *Int. J. Remote Sensing* 15(8):1571-1584
- Pearson, S. M. 1994. Landscape-level processes and wetland conservation in the Southern Appalacian Mountains. *Water, Air and Soil pollution* 77, 321-332.
- Pearson, S. M., Turner, M. G., Gardner, R. H. & O'Neill, R. V. 1996. An organism-based perspective of habitat fragmentation. In Szaro, R. C. & Johnston, D. W. (ed.) *Biodiversity in managed landscapes: theory and practice*. Oxford University Press. 808 p.
- Pérez, C. M. S. y M. R. Pérez G. 1991. Evaluación de los manglares de Celestún con imágenes TM. Reporte interno. Dirección General de Geografía, Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática. México. 6 p.
- Pimm, S. L. 1986. Comunity stability and structure, p. 309-329. In M. E. Soulé (ed.) *Conservación biology: The science of scarcity and diversity*. Sunderland, Massachusetts.
- Populus, J., W. Hastuti, J. L. M. Martin, O. Guelorget, B. Sumartono y A. Wibowo. 1995. Remote sensing as a tool for diagnosis of water quality in Indonesian seas. *Ocean & Coastal Management* 27(3):197-215

- Poudevigne, I. & Alard D. 1997. Landscape and agricultural patterns in rural areas: a case study in the Brionne Basin, Normandy, France. *Journal of Environmental Management*. 50, 335-349.
- Ramírez, Z. J. R, A. Ruiz L. y C. A. Berlanga R. 1997. Estimación de las tendencias de cambio ambiental en el Estero de Urías, Sinaloa, México por medio de un análisis multitemporal (1973-1997) con imágenes LANDSAT. p. 92-96. In R. J. Carrillo (Compilador) *Memorias del IV Congreso Interamericano sobre el Medio Ambiente. Colección Simposia, Vol. I* 344 p. Editorial Equinoccio, Ediciones de la Universidad Simón Bolívar, Caracas.
- Ramírez, Z. J. R. 1998. Estimación de las tendencias de cambio ambiental en el estero de Uría, Sinaloa, México por medio de un análisis multitemporal (1973 – 1997) con imágenes Landsat. Tesis de grado, Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo A. C. México. 85 p.
- Ramírez-García, P., D. Ocaña N. y J. López B. 1995. Procesamiento de información Landsat TM y fotografía aérea para la evaluación de la comunidad de manglar en la desembocadura del Río Santiago, Nayarit, México. VII Simposio Latinoamericano de Percepción Remota, Puerto Vallarta, México, 276-285 p.
- Rzedowski, J. 1986. *Vegetación de México*. LIMUSA, México. 432 p.
- Ricotta, C., Avena, G. C. & Ferri F. 1996. Analysis of human impact on a forested landscape of central Italy with a simplified NDVI texture descriptor. *International Journal of Remote Sensing*. 17, 2869-2874.

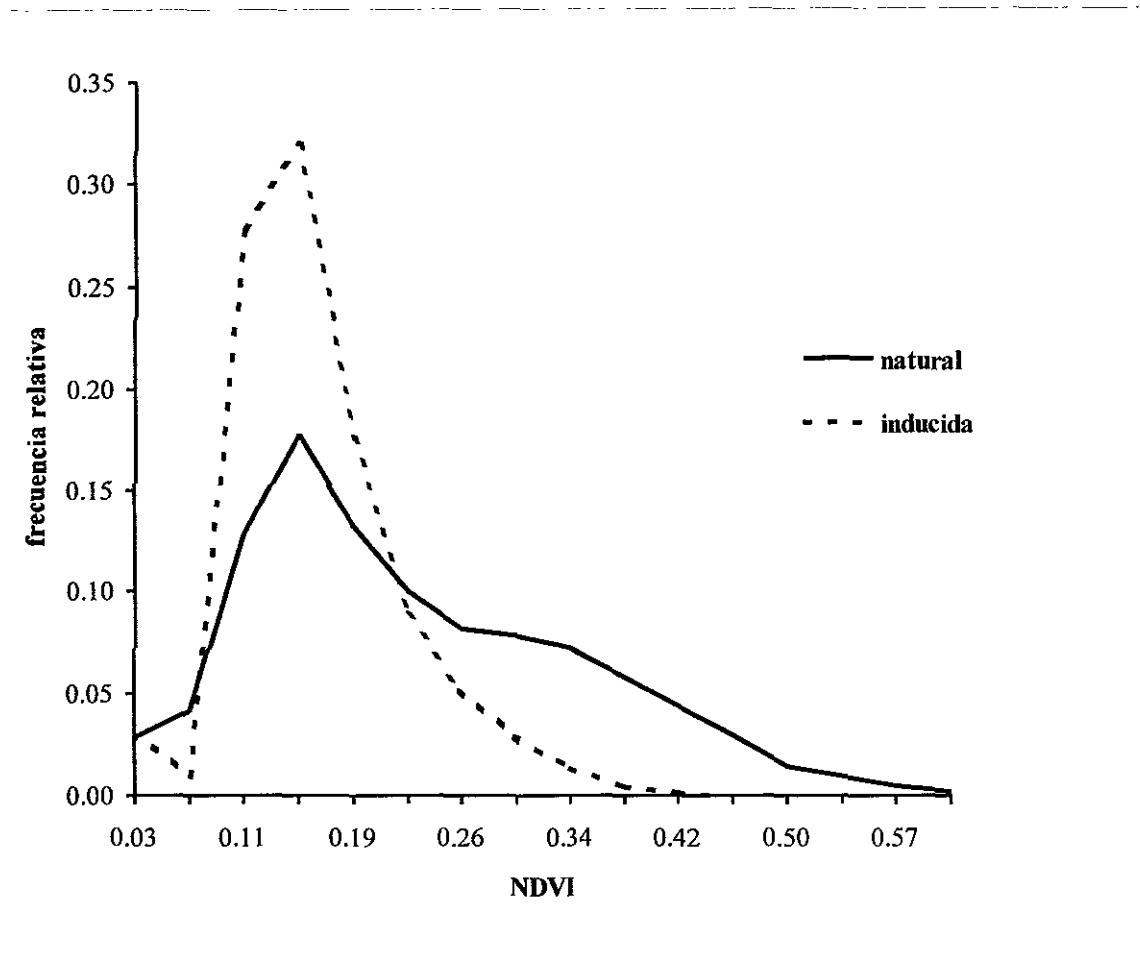
- Richardson, C. J. & McCarthy, E. J. 1994. Effect of land development and forest management on hydrologic response in southeastern coastal wetlands: a review. *Wetlands* 14, 56-71.
- Rosenfield, G.H. and Fitzpatrick-Lins. 1986. A coefficient of agreement as a measure of thematic classification accuracy. *Photogram. Engin. Rem. Sens.* 52: 223-227.
- Ruiz, A. P, R. Aguirre G. A. M. Pérez Z. y J. Piza M. 1989. Utilidad de las imágenes MSS y TM en los estudios de la calidad del agua realizados en la costa del Estado de Guerrero durante 1981-1987. *Memorias del III Simposio Latinoamericano Sobre Sensores Remotos*. SELPER, Instituto de Geografía, UNAM, México, 99-110.
- Ruiz, L.A. y C.A. Berlanga R. 1998. Detección de cambios en el paisaje costero de Mazatlán, Sinaloa, asociadas al crecimiento urbano. *Memorias del V Congreso Interamericano Sobre el Medio Ambiente*, versión digital, archivo 5-04-O.doc, La Habana.
- Sing, A. 1989. Digital change detection techniques using remotely-sensed data. *International Journal. Remote Sensing* 10(6):989-1003.
- Siu, E. & del Valle I. 1986. Comparacion de condiciones hidrograficas durante 1977 y 1985, del sistema Huizache-Caimanero, Sinaloa. *Ciencias del Mar UAS.* 2, 27-31.
- Sokal, R. R. y F. J. Rohlf. 1981. *Biometry*. Freeman, San Francisco. 859.
- Steven, M. D. 1987. Ground truth: An underview. *International Journal of Remote Sensing* 18:1033-1038.
- Taylor, p. D. 1997. Empirical explotations of landscape conectivity, p. 11-18. In Cooper A. y J. Power (ed.) *Special dispersal and land use processes*. Universidad de Ulster. Reino Unido.

Trejo, I. y J. Hernández. 1996. Identificación de la selva baja caducifolia en el Estado de Morelos, México, mediante imágenes de satélite. *Investigaciones Geográficas Boletín*. Número especial 5:11-18.

Yamane, T. 1979. *Estadística*. HARLA, México. 771 p.

Zonneveld, I. S. 1982. Land(scape) ecology, a science or state of mind. p. 9-15. In Tjallingii S. P. y A. A. Veer (ed.) *Perspective in Landscape Ecology*. Wageningen, Holanda.

## Anexo 1



**Figura 11.** Distribución de la frecuencia relativa del índice normalizado de vegetación (NDVI) asociado a la vegetación natural e inducida en el paisaje de los humedales de la costa sur de Sinaloa, México.



**Anexo 2**

**Cuadro 15.** Registros de lluvia en mm en la Ciudad de Mazatlán, Sinaloa, México en la época de lluvias previa a la toma de las imágenes de satélite utilizadas en este estudio y en la época de secas en que fueron tomadas.

Epoca	Mes	1972/1973	1985/1986	1989/1990	1996/1997
Lluvias	junio	2.0	22.2	0.0	427.2
	julio	120.7	506.3	180.0	434.0
	agosto	213.7	278.3	439.0	65.9
	septiembre	80.9	170.5	226.9	37.6
	octubre	295.5	90.6	0.0	6.3
Secas	noviembre	81.6	1.6	145.3	0.0
	diciembre	109.3	10.5	21.5	427.2
	enero	8.0	0.0	15.1	434.0
	febrero	30.4	0.5	8.0	65.9
	marzo	0.0	0.0	0.0	37.6
	abril	0.0	0.2	0.0	6.3
	mayo	0.0	0.0	0.0	0.0
	Acumulada	942.1	1080.7	1035.8	1942.0

En negritas el mes en que se tomaron las imágenes utilizadas en este estudio.  
 Datos proporcionados por la Estación meteorológica de Mazatlán, Sinaloa, Comisión Nacional del Agua.

**Cuadro 16.** Tasa de crecimiento media anual (en por ciento) en los municipios de El Rosario y Escuinapa, Sinaloa, México.

Municipio	1950-1960	1960-1970	1970-1980	1980-1990	1990-1995
El Rosario	2.5	1.4	1.2	0.6	0.7
Escuinapa	1.9	5.7	2.0	2.1	1.5