

ANÁLISIS DE LAS TENDENCIAS DE CAMBIO DEL BOSQUE DE MANGLE DEL SISTEMA LAGUNAR TEACAPÁN-AGUA BRAVA, MÉXICO. UNA APROXIMACIÓN CON EL USO DE IMÁGENES DE SATÉLITE LANDSAT

Analysis of change trends of the mangrove forest in Teacapan-Agua Brava lagoon system, Mexico. An approximation using Landsat satellite images

CA Berlanga-Robles ✉, A Ruiz-Luna

(CABR)(ARL) Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo A. C. Av. Sábalo Cerritos s/n, 82010. Mazatlán, Sinaloa, México. cesar@victoria.ciad.mx.

Artículo recibido: 17 de marzo de 2006, aceptado: 14 de mayo de 2007

RESUMEN. Se analizaron las tendencias de cambio de manglares del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava a través de análisis multitemporales con imágenes MSS, TM y ETM+ del satélite Landsat, para los años 1973 al 2000. Se produjeron mapas temáticos de los humedales del sistema, con exactitudes totales del 82 al 94 % y de 0.77 a 0.93 para el estimador del coeficiente de Kappa (K'). Individualmente, el manglar fue clasificado con exactitudes del productor de 70 al 93 %. Para la imagen del 2000 se estimó una cobertura de 75 042 ha de manglar (70 % estaba presente en 1973) y adicionalmente se calculó una extensión de 8 349 ha de mangle muerto. La tasa de deforestación media anual de 1973 al 2000 se calculó en 0.64 %, con una reducción del 30 % del manglar caracterizado como dosel cerrado. Se asocian evidencias de perturbación de la cobertura de manglar con la apertura del canal de Cuautla en 1971 y el posterior proceso de erosión, pero las mayores tasas de deforestación y disminución del dosel coinciden con el incremento en la presencia de infraestructura tal como canales, bordes, estanquería y caminos construidos sobre los humedales.

Palabras clave: Percepción remota, detección de cambio, comparación posclasificatoria, NDVI, paisaje, humedales, manglar.

ABSTRACT. Change trends in the mangroves of the Teacapán-Agua Brava lagoon system were studied using multi-temporal analyses of Landsat satellite MSS, TM and ETM+ imagery for the years 1973 to 2000. Thematic maps for the wetlands of the system were produced with overall accuracies ranging from 82 to 94 %, and values of 0.77 to 0.93 for the Kappa coefficient estimate (K'). Mangroves were individually classified with a producer's accuracy of 70 to 93 %. A mangrove area of 75 042 ha was estimated for the 2000 image (70 % of this was present in 1973) together with 8 349 ha of dead mangrove. An annual average deforestation rate of 0.64 % was estimated for 1973 to 2000, with a reduction of 30 % in the mangrove characterized as close canopy. Evidence of mangrove deterioration associated with the opening of the Cuautla channel in 1971 and its later erosion can be seen, although the greatest deforestation rates and loss of canopy are related to the increase of infrastructure such as channels, levees, ponds and roads constructed in the wetlands.

Key words: Remote sensing, change detection, post-classificatory comparison, NDVI, landscape, wetlands, mangrove.

INTRODUCCIÓN

Los bosques de mangle son ambientes complejos y dinámicos caracterizados por sus altos niveles de diversidad biológica y productividad. Además, constituyen áreas de refugio y crianza para una amplia variedad de peces y fauna silvestre, desempeñan un papel fundamental en la protección de la línea de costa, la prevención de inundaciones, el mantenimiento de la calidad del agua y la recarga de agua de los mantos freáticos.

La productividad anual promedio de los manglares se ubica entre 10 y 14 t de peso seco de carbono por hectárea por año, alcanzando valores superiores a 20 t (Hamilton & Snedaker 1984; Clough 1998), lo que los sitúa como uno de los sistemas más productivos del planeta. Parte de esta productividad se transfiere al resto de la cadena alimenticia a través de la caída de las hojas de los árboles (hojarasca), que al ser acarreadas por las mareas hacia los esteros y lagunas y posteriormente degradadas por invertebrados y otros organismos del bentos hasta

su descomposición, aumentan la productividad de estos ambientes.

A pesar de los múltiples beneficios ecológicos, económicos y culturales que los bosques de mangle ofrecen, se trata de uno de los ambientes tropicales costeros más amenazados. La modificación de las tasas de sedimentación, escurrimiento de agua dulce y de inundaciones intermareales como resultado de las actividades humanas tanto a nivel local y regional, así como la eliminación directa de manglares por la expansión de asentamientos humanos, industria, agricultura y explotación forestal han reducido considerablemente la extensión de estos bosques (Manson *et al.* 2003). A nivel mundial se estima una pérdida de alrededor del 35 % de la cobertura de manglar en las pasadas dos décadas, identificándose a la camaronicultura como el principal agente transformador (Valiela *et al.* 2001).

En México, existen cifras discordantes sobre la extensión actual y las tasas de deforestación de los manglares, lo cual hace necesario la realización de evaluaciones que arrojen información sobre la condición actual y las tendencias de cambio de los bosques de mangle y otros humedales, que sustente los planes de manejo y conservación de estos ambientes y de los bienes ecológicos y económicos que proveen. En este sentido, los datos de percepción remota satelital al registrar de manera sinóptica y repetitiva las coberturas de la superficie terrestre en escalas locales y regionales constituyen una fuente de información de gran utilidad para el inventario y monitoreo de los ambientes costeros (Henderson *et al.* 1999; Muttitanon & Tripathi 2005).

La detección del cambio de los ambientes costeros proporcionan indicadores de la dinámica de los ecosistemas e información sobre elementos clave que requieren atención especial en su análisis y manejo (Krause *et al.* 2004). Se han desarrollado diversos métodos de detección de cambio a partir del análisis digital de imágenes de satélite, todos ellos sustentados en la premisa de que los cambios en las coberturas acuáticas y terrestres deben generar cambios en los valores de radiancia de las imágenes mayores a los cambios generados por otros factores tales como diferencias en las condiciones atmosféricas, en el ángulo del sol y de las condiciones de humedad del terreno (Singh 1989; Yuan *et al.* 1998; Mas 1999).

En este estudio se emplearon métodos de

detección de cambio con una serie histórica de imágenes de satélite Landsat con el fin de identificar las tendencias de cambio y las condiciones recientes del bosque de mangle y otros humedales del sistema Lagunar Teacapán-Agua Brava localizado en la costa norte de Nayarit y sur de Sinaloa, el cual ha estado sujeto a diversos eventos de perturbación de origen natural y antropogénico, trayendo como consecuencia la disminución del bosque de mangle y la degradación del conjunto de los humedales (Kovacs *et al.* 2001a; 2001b; Acosta 2003).

MATERIAL Y MÉTODOS

Área de estudio

El sistema lagunar Teacapán-Agua Brava se localiza en la costa norte de Nayarit y sur de Sinaloa, entre los 21° 43' y 22° 59' N y los 105° 08' y 106° 02' O (Figura 1). El clima en la región es del tipo A(w), cálido subhúmedo con lluvias en verano con temperatura media anual de 24.7 °C y precipitación anual de 922 mm (Anónimo 1995; 2000).

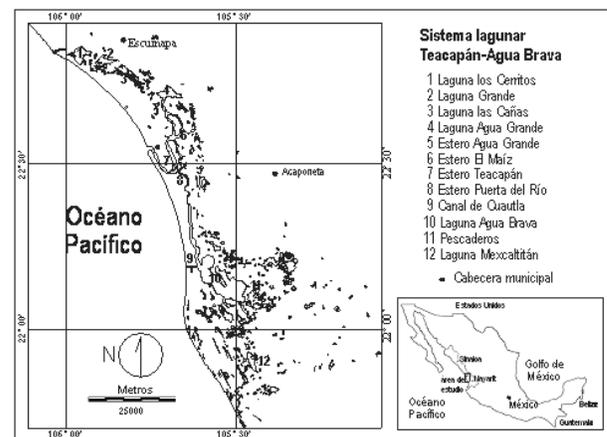


Figura 1. Área de estudio. El sistema lagunar Teacapán-Agua Brava se localiza en la costa norte de Nayarit y sur de Sinaloa en el noroeste de México.

Figure 1. Study area. The Teacapan-Agua Brava lagoon system is located on the northern coast of Nayarit and southern coast of Sinaloa in northwestern Mexico.

El sistema es clasificado por Lankford (1977) como una plataforma de barrera interna con depresión de planicie costera (tipo III-C). Tiene un espejo de agua de alrededor de 40 000 ha y está formado por el sistema litoral Majahual (marismas Las Cañas, lagunas Los Cerritos, Laguna Grande, Los Cañales y Agua Grande y los esteros, Agua Grande,

Tabla 1. Sumario de las características de las imágenes de satélite Landsat MSS, TM y ETM+ utilizadas en este estudio.
Table 1. Summary of characteristics of the Landsat satellite MSS, TM and ETM+ images used in this study.

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

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

Notas: las imágenes MSS previo a este estudio fueron corregidas geográficamente a una resolución espacial de 60 m. En Landsat 4 y 5 las bandas MSS fueron reenumeradas pero la definición espectral se mantuvo igual. *Bandas espectrales no utilizadas en este estudio. Fuentes: Campbell (1986); NOAA (http://www.csc.noaa.gov/crs/rs_apps/sensors/landsat.htm).

del Maíz, Teacapán y Puerta del Río) y las lagunas Agua Brava, Pescaderos y Grande de Mexcaltitán (Figura 1).

El sistema se ubica dentro de la provincia fisiográfica de la Llanura Costera del Pacífico y se encuentran bajo la influencia fluvial de los ríos Baluarte, Cañas, Acaponeta, Rosamorada, Bejuco y San Pedro. Se trata de una planicie costera acumulativa sedimentaria, construida por la evolución de un sistema de deltas coalescentes que han avanzado paulatinamente hacia el oeste. Los ríos edificaron un sistema deltaico durante el Pleistoceno tardío en periodos de bajo nivel del mar, formando cordones de playa de sedimentos aluviales y depósitos lacustres que aislaron a numerosos cuerpos de agua (De

la Lanza *et al.* 1996).

Análisis de las tendencias de cambio

A partir del análisis digital de imágenes de satélite Landsat MSS de 1973 y 1986, TM de 1990 y 1995 y ETM+ del 2000 (Tabla 1), de los path/row 31/44 y 31/45 se analizaron las tendencias de cambio del bosque de mangle del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava por dos vías: un análisis multitemporal posclasificadorio y la substracción de imágenes de índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI por sus siglas en inglés).

El análisis multitemporal posclasificadorio consiste en la transposición de dos mapas temáticos de fechas diferentes (producidos de manera in-

dependiente generalmente por clasificación de imágenes de satélite) con el fin de generar una matriz de detección de cambio que sintetiza los cambios del tiempo t al tiempo $t+n$ de las distintas categorías representadas en los mapas (Dobson *et al.* 1995; Jensen *et al.* 1998; Mas 1999; Ramsey III *et al.* 2001; Berlanga-Robles & Ruiz-Luna 2002). El análisis se realizó en seis etapas:

- 1) edición de escenas multiespectrales de cada año,
- 2) producción de mapas temáticos por la clasificación supervisada de las escenas y la digitalización de datos auxiliares,
- 3) evaluación de la exactitud de los mapas temáticos,
- 4) corrección geométrica de los mapas temáticos con base a los parámetros espaciales del mapa de 1973,
- 5) transposición de mapas temáticos y generación de matrices de cambio,
- 6) estimación de indicadores de cambio a nivel de clase y paisaje.

Trabajando las imágenes de cada año de manera independiente, cada una de las bandas espectrales de las imágenes del path/row: 31/44 se concatenaron con su correspondiente de la imágenes del path/row: 31/45, utilizando el módulo MOSAIC del programa IDRISI Kilimanjaro, que además de unir las imágenes con base en sus coordenadas geográficas, también iguala los valores numéricos de brillantez; minimizándose así las variaciones en la radiancia registrada entre ambas imágenes debidas a las condiciones atmosféricas, el ángulo del sol y humedad del terreno (Eastman 1999). Los mosaicos resultantes fueron acotados a las coordenadas extremas 391848, 2543911 y 495738, 2392111 de la zona 13 norte del sistema Transversal Universal de Mercator (UTM) y posteriormente se delinearon dentro de un paisaje definido por los límites de la cuenca río San Pedro al sur, los límites de la cuenca río Acaponeta al norte, los límites de la provincia fisiográfica de la Llanura Costera del Pacífico al este y la línea litoral al oeste.

Una vez editadas, las escenas multiespectrales de cada año fueron clasificadas con métodos supervisados para generar mapas temáticos de los humedales del área de estudio. La clasificación supervisada en términos generales consiste en la digitali-

zación sobre la imagen a clasificar de polígonos de píxeles de identidad conocida llamados *campos de entrenamiento*, con la información contenida en estos campos se genera una *firma espectral* de cada una de las clases seleccionadas, las cuales servirán de patrón para que a través de un *algoritmo de clasificación* se clasifique el resto de los píxeles de la imagen.

Las imágenes se clasificaron en cuatro clases de humedales naturales, una de humedales artificiales y una clase de coberturas terrestres (Tabla 2), usando el algoritmo de Máxima Verosimilitud disponible en el programa MultiSpec 2.7 (Landgrebe & Biehl 2001). Con este algoritmo la distribución de los valores de reflectancia de los campos de entrenamiento es descrita por una función de densidad de probabilidad desarrollada con base en estadísticas bayesianas. El clasificador evalúa la probabilidad de que un píxel dado, con una respuesta espectral específica, pueda pertenecer a una clase y lo asigna a la clase con la más alta probabilidad de membresía (Campbell 1996; Eastman 1999).

Posterior al proceso de clasificación, los polígonos de las granjas camaronícolas fueron digitalizados sobre composiciones en falso color de las escenas de 1986, 1990, 1995 y 2000. Los vectores resultantes (datos auxiliares) fueron transformados a formato raster y se adicionaron al mapa temático correspondiente como una clase más, finalmente en los mapas temáticos quedaron representadas de cuatro a cinco clases de humedales y una de coberturas terrestres (Tabla 2). Los mapas fueron filtrados con ventanas de 7×7 píxeles y la moda como medida de estandarización con el fin de reducir el efecto conocido como sal y pimienta, que se refiere a píxeles aislados pertenecientes a una clase diferente a la del conjunto de píxeles en que están embebidos.

La exactitud de los mapas producidos se evaluó a través de matrices de error que permiten valorar la exactitud individual de cada clase y la exactitud total de la clasificación. Estas matrices son un arreglo que expresa el número de unidades de muestra asignados a una clase particular en una clasificación con relación al número de unidades de muestras asignadas a la misma categoría, pero en otra clasificación que es considerada como correcta (datos de referencia o prueba). Las columnas usualmente representan los datos de referencia, en tanto que los

Tabla 2. Clases de humedales del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava obtenidas mediante clasificación supervisada de imágenes Landsat y digitalización de datos auxiliares.

Table 2. Wetland types in the Teacapan-Agua Brava lagoon system obtained by supervised classification of Landsat images and digitization of ancillary data.

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

renglones indican la clasificación generada de datos de percepción remota. La matriz de error es una forma de representar la exactitud de un mapa en el sentido de que la exactitud de cada categoría está descrita por medio de los errores de comisión y omisión (Congalton & Green 1999; Richards & Jia 1999; Congalton 2004). El error de comisión sucede cuando se incluye un área dentro de una clase a la que no pertenece, en tanto que el error de omisión se presenta cuando se excluye un área de una clase cuando en realidad pertenece a ella. La exactitud del productor y del usuario son medidas individuales para cada categoría de la clasificación, la exactitud del productor resulta de dividir las unidades correctamente clasificadas en una categoría dada, entre el número de unidades de muestra para esa categoría dentro de los datos de referencia (sumatoria de la columna de la categoría); en tanto que la exactitud del usuario se obtiene dividiendo las unidades correctamente clasificadas entre el número de unidades en la clasificación generada con datos de percepción remota (sumatoria del renglón de la categoría).

Adicionalmente, la exactitud total de una clasificación puede ser evaluada a través del índice de concordancia de Kappa (K), una técnica discreta multivariada que determina estadísticamente si una matriz de error es significativamente diferente de otra. Este índice es una medida de la corresponden-

cia entre los datos de la clasificación y de referencia, con relación a la exactitud de una clasificación generada al azar (Congalton & Green 1999; Richards & Jia 1999; Congalton 2004).

K' toma valores en el intervalo de 0 a 1; valores significativamente diferentes de cero indican un proceso de clasificación mejor a una clasificación debida al azar. Asumiendo una distribución normal para K', con estadísticos Z se puede probar la hipótesis nula $K=0$ y la hipótesis para la diferencia de dos K independientes $K_1-K_2=0$ (Congalton & Green 1999).

La evaluación de la exactitud del mapa de 1973 no se realizó por carecer de datos de referencia. Para las fechas siguientes, con excepción del mapa correspondiente al año 2000, los datos de referencia utilizados para la evaluación de la exactitud son mapas oficiales de vegetación y usos de suelo para distintas fechas. Si bien estos últimos carecen de niveles de exactitud y en términos de resolución son de escala media, es la única fuente de información histórica que en su momento fue verificada. Para la evaluación del mapa de 1986 se obtuvieron de la carta estatal de vegetación de Nayarit escala 1:500 000 editada por la Secretaría de Programación y Presupuesto (SPP) en 1981. Para el mapa de 1990, de la carta de vegetación y usos de suelo escala 1:250 000 editada por INEGI en 1990. Para

el mapa de 1995, del conjunto de datos vectoriales editados por INEGI en escala 1: 250 000, a partir de la interpretación visual de imágenes Landsat de 1993 y verificada con datos de campo de 1997. Para el análisis del mapa del 2000, el conjunto de datos vectoriales fue actualizado con datos de terreno obtenidos en muestreos de campo realizados entre el 2000 y 2005, asistidos con un Sistema de Posicionamiento Global (GPS por sus siglas en inglés) Magellan SportTrack con precisión de ± 4 m.

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

Una vez realizada la evaluación de la exactitud, los mapas temáticos fueron corregidos geoméricamente con base a los parámetros espaciales del mapa de 1973 (1731 columnas, 2530 renglones, resolución de 60 m, coordenadas UTM extremas 391847.78, 2543931 y 495707.78, 2392131, zona 13 norte), por medio de un remuestreo con el algoritmo del vecino más cercano y una función de mapeo cuadrática.

Los mapas, ya con los mismos parámetros espaciales, se transpusieron de manera pareada: 1973-1986, 1986-1990, 1990-1995, 1995-2000 y 1973-2000, para generar matrices de detección de cambio. Estas matrices permiten calcular la conjunción lógica de todas las combinaciones posibles de las clases representadas en dos mapas. Se trata de un arreglo similar a la matriz de error, pero comparando mapas de diferentes fechas, en el que la diagonal superior de la matriz representa píxeles sin cambio (Eastman *et al.* 1995; Jensen *et al.* 1998). De la matriz de detección de cambio se pueden calcular el porcentaje del paisaje que no presentó cambios de cobertura (equivalente a la exactitud total) y un estimador del coeficiente de Kappa (K') que toma valores de -1.0 cuando hay un cambio total del paisaje, de cero que denota cambios del 50% y de 1.0 indicando que no hubo cambios en el paisaje (Eastman *et al.* 1995).

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

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

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

La estabilidad de localización mide la resistencia de una clase, es decir, su capacidad para mantenerse en un mismo sitio; toma valores dentro del intervalo de cero a 100, el límite superior denota que la cobertura total de la clase se mantuvo en el mismo sitio sin presentar pérdidas y el límite inferior implicaría un cambio total en la distribución espacial de la clase. A partir de esta estabilidad puede derivarse una medida de la proporción de pérdida de cobertura (100-Estabilidad de Localización) que sería cero si se presentara una pérdida total de la cobertura. Por su parte, la estabilidad de residencia es una medida de la razón del cambio neto de una clase, puede tomar valores negativos cuando la cobertura de la clase es menor en el año final que en el año base, toma valores positivos cuando la clase aumenta con respecto al año inicial y toma valores de cero cuando la clase no presenta cambio neto (Ramsey III *et al.* 2001).

Para la clase manglar se estimó la tasa media de deforestación anual (n) definida por Palacio-Prieto *et al.* (2004) como:

$$\delta n = \left[\left(\frac{\text{cobertura en el año final}}{\text{cobertura en el año base}} \right)^{\frac{1}{\text{número de años}}} \right] - 1$$

(para expresarla en por ciento hay que multiplicar por 100).

Adicional al análisis multitemporal postclasificadorio, los cambios en el dosel del bosque de mangle se analizaron con el uso del índice de vegetación de diferencia normalizada. Este índice es una variable que permite estimar el desarrollo de la vegetación con base en la medición con sensores remotos de la intensidad de la radiación electromagnética en

las longitudes de onda del rojo e infrarrojo cercano que la vegetación absorbe o refleja. La clorofila de las cubiertas vegetales, absorbe la radiación electromagnética en la longitud de onda del rojo (0.6-0.7 μm) y la refleja en la longitud de onda del infrarrojo cercano (0.7-1.3 μm), así el NDVI está definido como:

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

Donde I_c es la reflectancia (número digital) en la longitud de onda del infrarrojo cercano (0.72-1.30 μm) y R es la reflectancia en la longitud de onda del rojo (0.6-0.7 μm). Con las bandas 2 (rojo) y 4 (infrarrojo cercano) de Landsat MSS y 3 (rojo) y 4 (infrarrojo cercano) de Landsat TM y ETM+ se generaron imágenes del NDVI en 1973, 1986, 1990, 1995 y 2000.

El análisis de detección de cambio se realizó por medio de la diferenciación de imágenes del NDVI (Eastman *et al.* 1995; Yuan *et al.* 1998) y una aproximación similar a la de Berlanga (1999) y Ruiz-Luna & Berlanga-Robles (1999), que consiste en incluir los valores del NDVI en categorías nominales y valorar los cambios a lo largo del tiempo con una tabla de contingencia con χ^2 .

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

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

Por otro lado, con base en las firmas espectrales de diferentes especies y condiciones del bosque de mangle de Teacapán-Agua Brava reportadas por De la Lanza *et al.* (1996) para imágenes Landsat TM, y a la relación lineal entre el índice de área foliar y el NDVI estimada con datos de campo e imágenes IKONOS por Kovacs *et al.* (2004) para manchas

de mangle ubicados entre las lagunas Pescaderos y Agua Brava, se establecieron dos categorías de bosque de mangle:

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

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

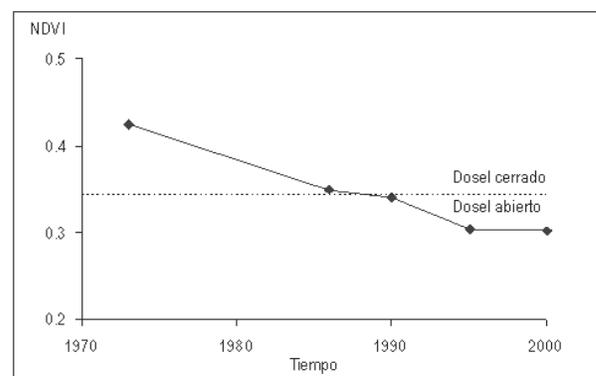


Figura 2. Mapa temático de los humedales del sistema lagunar Teacapán-Agua generado por la clasificación supervisada de imágenes Landsat ETM+ del 2000 y digitalización de datos auxiliares.

Figure 2. Thematic map of the wetlands in the Teacapán-Agua Brava lagoon system generated by the supervised classification of Landsat ETM+ images for 2000 and digitization of ancillary data.

RESULTADOS

Los mapas temáticos de los humedales del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava se produjeron con exactitudes totales del 82 al 92 % y estimadores del coeficiente de Kappa (K') entre 0.74 y 0.90 (Tabla 3), en todos los casos $H_0: K=0$ fue rechazada ($p > 0.05$). El mapa del 2000 (Figura 2) registró la mayor exactitud total y su valor de K' presentó diferencias significativas con los estimados para 1986 y 1995 ($H_0: K_1 - K_2 = 0$, rechazada, $p > 0.05$). En general, las marismas fue la clase clasificada con mayores errores, las exactitudes del productor se estimaron entre 53 y 77 %, pero fue el manglar el que presentó mayores errores de comisión reportando exactitudes del usuario de entre 73 y 93 %. En el mapa de 1995 se presentaron los mayores errores de comisión y exclusión en la clasificación del manglar (Tabla 3). Los polígonos de la clase camaricultura fueron in-

Tabla 3. Índices de exactitud de los mapas temáticos de los humedales del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava calculados a partir de matrices de error.

Table 3. Accuracy indices for the thematic maps of the wetlands of the Teacapan-Agua Brava lagoon system estimated with error matrices.

Clase	Exactitud (%)							
	1986		1990		1995		2000	
	P	U	P	U	P	U	P	U
Lagunas y esteros	100.0	100.0	96.7	90.6	83.3	83.3	96.7	87.9
Marismas	53.3	72.6	60.0	90.0	76.7	92.0	100.0	100.0
Manglar	80.0	80.0	80.0	72.7	70.0	75.0	93.3	93.3
Manglar muerto	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	100.0	88.2
Coberturas terrestres	93.3	71.8	100.0	85.7	96.7	78.4	100.0	85.7
Puntos de prueba	120		127		139		163	
Exactitud total	82.4		85.0		84.2		93.9	
K'	0.77		0.81		0.80		0.93	
sK'	0.04		0.04		0.04		0.02	

Notas: P es la exactitud del productor, U es la exactitud del usuario, K' estimador del coeficiente de Kappa, sK' la desviación estándar del estimador del coeficiente de Kappa, n.d. no determinado.

Tabla 4. Extensión de los humedales y coberturas terrestres en el paisaje del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava.
Table 4. Area of wetlands and terrestrial land cover in the landscape of the Teacapan-Agua Brava lagoon system.

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

corporados a los mapas temáticos en un proceso posterior e independiente a la clasificación de las imágenes por lo cual no presentaron errores de omisión y comisión, y las exactitud tanto del productor como del usuario para esta clase fueron del 100 %.

En todos los años analizados las coberturas terrestres cubrieron alrededor del 60 % de la Llanura Costera del Pacífico comprendida entre los ríos Baluarte y San Pedro, en tanto que el bosque de mangle fue el humedal mejor representado, cubriendo entre el 18 y 20 % del paisaje. En el 2000 se estimó un área de poco más de 75 000 ha de esta clase. El manglar muerto y la camaronicultura se registraron a partir de 1986, ambas cubriendo un porcentaje mínimo del paisaje (Tabla 4).

Previo a la transposición de los mapas para generar las matrices de detección de cambio, los

mapas temáticos de 1990, 1995 y 2000 fueron referenciados a los parámetros espaciales del mapa de 1973 con un error de los cuadrados medios de 70.3 m para 31 puntos de control. De 1973 al 2000 (Tabla 5) el porcentaje de cambio a nivel de paisaje fue de 10.7 % con un coeficiente de Kappa asociado de 0.8. Si bien, parte de las transiciones observadas en la matriz, corresponden a interacciones entre los humedales naturales, un porcentaje considerable significó cambio a coberturas terrestres, patrón que también se apreció en las matrices de los otros periodos analizados. El mayor cambio a nivel de paisaje se registró de 1973 a 1986 (Tabla 6), pero considerando la amplitud del intervalo de tiempo, la mayor tasa de cambio se presentó de 1986 a 1990 que fue de 1.6 %, en tanto que para todo el periodo analizado fue de 0.45 %.

Tabla 5. Matriz de detección de cambio de los humedales del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava de 1973 a 2000. (Superficie en hectáreas).

Table 5. Change detection matrix for the wetlands of the Teacapan-Agua Brava lagoon system for 1973 to 2000 (area in hectares).

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

Notas: Porcentaje de cambio=12%; K'=0.82. En negritas el área sin cambio de cada clase.

Tabla 6. Indicadores de cambio de los humedales y paisaje del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava estimados a partir de matrices de detección de cambio.

Table 6. Wetlands and landscape change indicators for the Teacapan-Agua Brava lagoon system estimated from change detection matrices.

Clase	Estabilidad (%)									
	1973-1986		1986-1990		1990-1995		1995-2000		1973-2000	
	L	R	L	R	L	R	L	R	L	R
Lagunas y esteros	73.3	-18.7	91.6	12.0	83.8	-8.8	90.8	6.5	76.4	-11.5
Marismas	84.0	5.8	91.6	3.7	90.8	4.5	88.2	-4.3	83.7	9.7
Manglar	82.4	-2.3	84.9	-5.5	86.2	-2.9	84.4	-6.2	73.9	-15.9
Manglar muerto	n.d.	n.d.	36.0	-45.6	41.4	9.4	69.4	212.1	n.d.	n.d.
Camaronicultura	n.d.	.d.	79.0	49.6	89.0	119.6	85.3	92.4	n.d.	n.d.
Coberturas terrestres	99.0	1.6	98.2	-0.3	99.0	1.1	98.8	-1.0	98.2	1.5
Tasa de deforestación ¹	0.18		1.40		0.59		1.26		0.64	
Porcentaje de cambio ²	8.8		6.3		6.2		6.5		10.7	
Coefficiente de Kappa ¹	0.85		0.89		0.89		0.89		0.82	

Notas: L es la estabilidad de localización, R es la estabilidad de Residencia,

¹tasa media de deforestación anual del manglar, ²indicadores estimados a nivel de paisaje.

Las lagunas y esteros intercalaron tendencias de cambio negativas y positivas pero la tendencia general fue hacia la reducción de los espejos de agua; contrastando con las marismas que solo registraron una tendencia negativa de 1995 al 2000 y la tendencia general fue positiva, aumentando en el 2000 casi el 10% del área con que contaba en 1973.

En todos los periodos analizados, el bosque de mangle mostró tendencias de cambio negativas (Tabla 6), asimismo fue el humedal natural con menor capacidad para mantenerse en una misma área, la estabilidad de localización de 1973 al 2000 fue de alrededor del 74%. Pese a lo anterior, el brote de nuevos parches compensó el 26% de pérdida

de cobertura que esta asociación vegetal registró de 1973 al 2000 por lo que la disminución neta fue únicamente del 16%. La tasa media de deforestación anual para todo el periodo analizado se estimó en 0.64% la más alta registrándose en el periodo 1990-1995 de 1.4%.

El Manglar muerto no fue registrado en el mapa de 1973, por lo que las estabilidades de localización y residencia no fueron estimadas para los periodos 1973-1986 y 1973-2000 (Tabla 6), a pesar de que esta clase cubrió poco más de 4 500 y 8 300 ha en 1986 y 2000, respectivamente (Tabla 4). De 1986 a 1990 mostró una disminución de casi la mitad de su cobertura, para posteriormente retomar

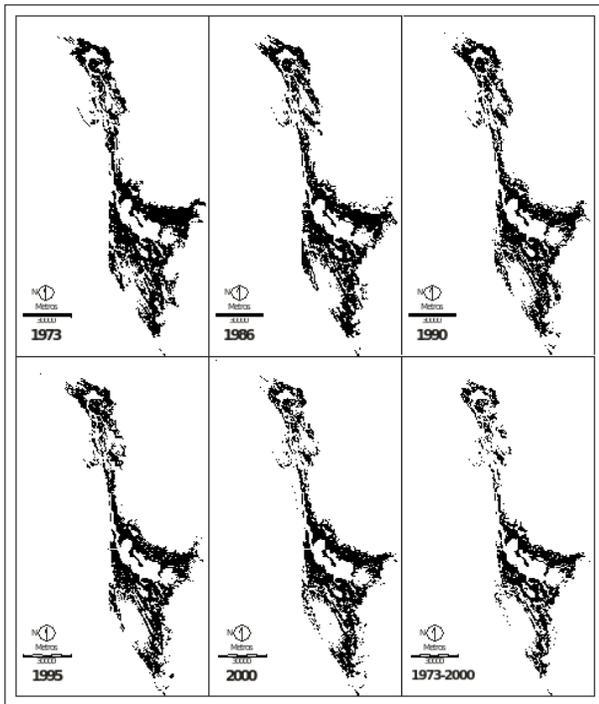


Figura 3. Mapas temáticos de la cobertura de manglar en el sistema lagunar Tecapán-Agua Brava generados por clasificación supervisada de imágenes Landsat MSS, TM y ETM+.

Figure 3. Thematic maps of mangrove cover in the Teacapan-Agua Brava lagoon system generated by supervised classification of Landsat MSS, TM and ETM+ images.

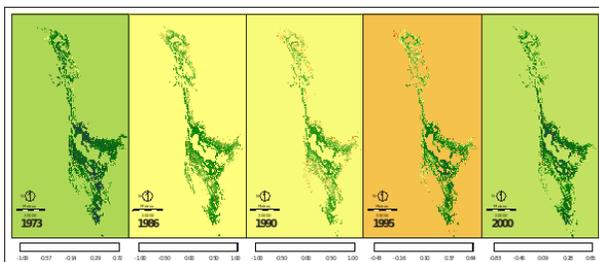


Figura 4. Mapas del índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI) del manglar a partir de imágenes Landsat TM y ETM+.

Figure 4. Normalized difference vegetation index (NDVI) maps of the mangrove from Landsat TM and ETM+ images.

una tendencia de cambio positiva, siendo la más alta de 1995 al 2000 cuando se estimó una estabilidad de residencia del 212 %. Asimismo, esta fue la clase que menor capacidad presentó para mantenerse en un mismo sitio, registrando estabilidades de localización del 50 % en promedio.

La Camaronicultura, a partir de su aparición en el mapa de 1986, mostró una tendencia de cre-

cimiento (Tabla 6). En el 2000 se estimaron alrededor de 3 200 ha de estanquería representando el 0.7 % del paisaje (Tabla 4). En la matriz de detección de cambio 1973-2000 (Tabla 5) se aprecia que las principales subsidiarias de terreno para esta actividad fueron las coberturas terrestres y las marismas, aportando alrededor del 50 y 30 % del área de estanquería, respectivamente; en tanto que el manglar aportó únicamente el 3 %, lo que representó una pérdida de cobertura directa por la construcción de estanquería del 0.13 % del área de manglar estimada en 1973.

Las pérdidas de más de 23 000 ha de manglar se debieron principalmente a transiciones a coberturas terrestres (40 %) y a manglar muerto (26 %) (Tabla 5). Al extraer las coberturas de manglar de los mapas temáticos (Figura 3) y sobreponerlas para identificar la cobertura de manglar que se mantuvo en un mismo sitio durante los 27 años que abarca este estudio, se estimó un área de 57 723 ha, equivalente al 65 % del área de Mangle estimada en 1973 y al 77 % de la estimada en el 2000, porcentajes acordes con la estabilidad de localización estimada para el periodo 1973-2000 (Tabla 6).

El análisis de cambio con el NDVI se realizó únicamente con el área de manglar resistente, es decir, las manchas de bosque que se mantuvieron en un mismo sitio durante los 27 años (Figura 4). Esto con el fin de ponderar los cambios en el dosel sin considerar cambios de área o distribución. En 1973 se obtuvo un NDVI promedio asociado a manglar con dosel cerrado, en 1986 y 1990 los promedios se situaron sobre el umbral establecido para separar entre manglar con dosel abierto ($NDVI \leq 0.35$) y dosel cerrado ($NDVI > 0.35$), en tanto que los promedios de 1995 y 2000 se situaron por abajo de dicho umbral (Tabla 7, Figura 5). La tendencia de cambio del NDVI promedio siguió un comportamiento regular, ajustándose a un modelo logarítmico:

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

A partir de las distribuciones de frecuencia de la diferencia de imágenes NDVI (Figura 4) se establecieron los umbrales de cambio con intervalos de confianza para la media del 95 % en:

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

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

-0.368 ≤ no cambio ≤ 0.293, de 1990 a 1995;
-0.271 ≤ no cambio ≤ 0.262, de 1995 a 2000;
-0.212 ≤ no cambio ≤ 0.458, de 1973 a 2000.

Por otro lado, en 1973 el 77 % de los píxeles del manglar resistente se identificaron con dosel cerrado, en 1986 y 1990 dicho porcentaje fue de 58 %, disminuyendo al 39 % en 1995, mientras que el 2000 la proporción entre el manglar con dosel abierto y cerrado fue próxima a 1:1. Confrontando las frecuencias observadas y esperadas de estas dos categorías (Tabla 8), la hipótesis nula de homogeneidad fue rechazada ($\chi^2=52195$, $p>0.05$, g. l.=4).

Tabla 7. Estadísticas del índice normalizado de vegetación (NDVI) del bosque de mangle del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava.

Table 7. Statistics of the normalized difference vegetation index (NDVI) of the mangrove forest in the Teacapan-Agua Brava lagoon system.

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

DISCUSIÓN

Aun cuando se utilizaron técnicas convencionales para la clasificación de las imágenes, los mapas temáticos producidos alcanzaron niveles de exactitud adecuados: todos los estimadores del coeficiente de Kappa fueron significativamente mayores a cero, lo que indica que los procedimientos seguidos generaron mapas con mayor exactitud que los producidos por un proceso al azar; alcanzando en tres de los casos valores que indican una fuerte agregación entre los datos de referencia y de las clasificación ($K'>0.8$) (Congalton & Green 1999; Congalton 2004).

Un aspecto importante de los datos de referencia es que la SPP e INEGI no reportan la exactitud de sus mapas, por lo que los indicadores de exactitud estimados para 1986, 1990 y 1995 hacen referencia a las coincidencias entre dichos mapas y los producidos en este estudio, y no necesariamente con las coberturas reales presentes en esos años.

Aún así, estos fueron utilizados bajo el supuesto de que fueron producidos con exactitudes del 100 % por ser los únicos datos históricos disponibles para el análisis de la exactitud. Cuando se utilizaron los puntos de prueba validados en muestreos de campo, tanto las exactitudes individuales de cada clase como la exactitud total aumentaron y el K del 2000 fue significativamente diferente al de 1986 y 1995.

El manglar se clasificó con exactitudes menores con respecto a las exactitudes totales. La coincidencia entre los datos de referencia y las clasificaciones fue moderada, con excepción del mapa del 2000, cuando la clase se clasificó con exactitudes del productor y usuario del 93 % (Tabla 3), lo que significa que el 7 % de la cubierta real de manglar en ese año no quedó registrada como tal en el mapa y un porcentaje similar del área identificada como manglar en realidad pertenecía a otra clase.

El manglar del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava ha sido estudiado en repetidas ocasiones con métodos de percepción remota (De la Lanza *et al.* 1996; Berlanga 1999; Kovacs *et al.* 2001a; 2004; 2005; Berlanga-Robles & Ruiz-Luna 2002; Acosta 2003; Carrera & de la Fuente 2003), reportándose estimaciones discordantes en cuanto a la extensión del manglar. De la Lanza *et al.* (1986) estiman una extensión de 108 113 ha de manglar en diferentes condiciones; Kovacs *et al.* (2001a) reportan 474 000 ha en 1986 y 468 000 ha en 1999, reportando también que el 18 % de la cobertura estimada en 1986 se trataba de manglar muerto o en condiciones pobres. Acosta (2003) reportó 70 592 ha en 1990 y 63 671 ha en el 2000, de estas 2 258 y 4 882 correspondían a manglar muerto, respectivamente. Por su parte Carrera & de la Fuente (2003) hacen una diferenciación entre mangle muerto y vivo y en 1995 reportan 69 969 ha de la primera condición para la región de Agua Brava y 12 977 ha para la región de Teacapán.

La discordancia entre las diferentes estimaciones y las realizadas en este estudio (Tabla 4) se debe primordialmente a diferencias en las áreas analizadas, mientras que unos incluyen parte del manglar de San Blas otros excluyen la laguna de Mexcaltitán y parte del sistema litoral Majahual. También existen criterios diferentes para categorizar a la clase manglar, por ejemplo Kovacs *et al.* (2001a) y Acosta (2003) excluyen de sus clasificaciones par-

ches conformados por arbustos dispersos. La mayor coincidencia de este estudio en cuanto al área cubierta y la definición de la clase manglar se da con el trabajo de Carrera & de la Fuente (2003), pero aun así existen una diferencia de alrededor de 3 000 ha entre la estimación de estos autores y la del presente estudio en 1995.

Cabe mencionar que de los trabajos citados, únicamente Acosta (2003) cuenta con una evaluación de la exactitud, reportando estimadores del coeficiente de Kapa (K') y exactitudes para el mangle similares a los de este estudio.

Clasificar grandes áreas por regionalización (Ramsey III *et al.* 2001) y la incorporación

cambio empleadas, la comparación postclasificatoria es considerada por algunos autores como un método poco efectivo debido a la propagación multiplicativa de los errores individuales de cada uno de los mapas que se trasponen (Singh 1989). Pero si en cada uno de los mapas que se comparan se tienen exactitudes altas, estas pueden reflejarse en la exactitud final de la comparación postclasificatoria y obtenerse resultados satisfactorios (Mas 1999). Partiendo de las exactitudes obtenidas en la producción de los mapas de cada año, los valores de K' de las matrices de detección de cambio se sitúan por arriba del que indica una concordancia débil entre los datos de referencia y las matrices ($K \leq 0.4$) (Congalton & Green 1999; Congalton 2004).

Asimismo, la comparación postclasificatoria al comparar mapas conformados por categorías nominales, más que los valores de radiancia directamente, permite detectar el cambio sin que la rectificación radiométrica de las imágenes satelitales sea una condición necesaria, posibilita la comparación de imágenes con diferente resolución radiométrica (como las utilizadas en este estudio) e inclusive permite incluir en el análisis mapas de fuentes diferentes a la percepción remota.

El sistema lagunar Teacapán-Agua Brava ha estado sujeto a diversas perturbaciones de origen natural y antropogénico que entre otros impactos han provocado la disminución del bosque de mangle. La tasa de deforestación media anual estimada de 1973 al 2000 (0.64 %) es la más alta registrada hasta el momento en el noroeste del país (Ruiz-Luna & Berlanga-Robles 1999; 2003; Berlanga-Robles & Ruiz-Luna 2002; Alonso-Pérez *et al.* 2003; Ruiz-Luna *et al.* 2005; Berlanga 2006; Berlanga-Robles & Ruiz-Luna 2006; García 2006). En 1971 se abrió el canal de Cuautla para conectar la laguna Agua Brava con el océano Pacífico para incrementar su producción pesquera. Por la mala planeación de la obra, el canal se está erosionando continuamente, de unos cuantos metros de ancho y profundidad se paso a un canal con una boca de alrededor de dos kilómetros de ancho y profundidades mayores a los 20 m (Figura 6). Previo a la apertura del canal no se reportaron impactos severos de la actividad antropogénica sobre los humedales del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava, pero con su apertura y su continua erosión se modificaron los patrones de cir-

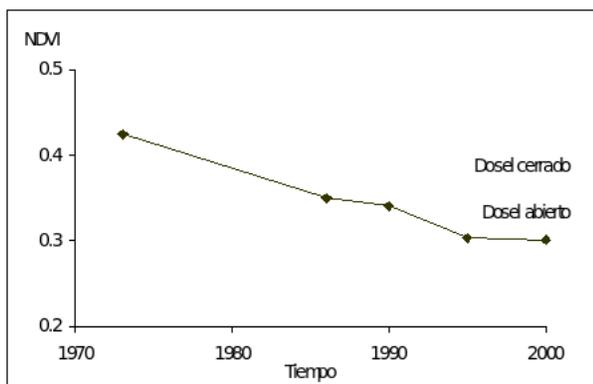


Figura 5. Tendencia del promedio del índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI) del manglar, ajustada a un modelo logarítmico: $NDVI_{promedio} = 72.2 - 9.5 \ln(t)$ ($r=0.96$).

Figure 5. Trend of the average of the normalized difference vegetation index (NDVI) for the mangrove, fitted to the logarithmic model: $NDVI_{average} = 72.2 - 9.5 \ln(t)$ ($r=0.96$).

de datos auxiliares en los procesos de clasificación (Mas 2004), aunado a los avances en la resolución radiométrica de las imágenes, pueden implementar una mayor exactitud en el inventario y monitoreo de los humedales. Asimismo, un diseño de muestreo de puntos o áreas de prueba integrando métodos estratificados, de cúmulos y datos existentes generarían evaluaciones más robustas de la exactitud de mapas de grandes áreas (Stehman 2004). Además de la implementación de estas técnicas, el desarrollo de un protocolo para el procesamiento de datos de percepción remota (Green *et al.* 1996; 2000) y un esquema de clasificación de humedales que tenga amplia aceptación ayudarían a minimizar las discrepancias entre distintas evaluaciones.

En relación a las técnicas de detección de

culación y propiedades fisicoquímicas del agua y a partir de allí se empezaron a registrar mortalidades considerables de árboles de manglar (Flores-Verdugo *et al.* 1997).

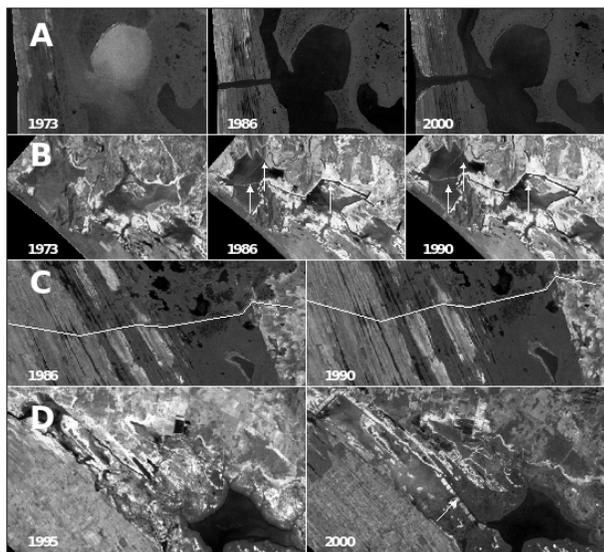


Figura 6. Transformaciones del paisaje del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava que han impactado la cobertura y dosel del bosque de manglar. A) Apertura y erosión del canal de Cautla; B) canales sobre las lagunas del sistema litoral Majahual; C) camino entre las lagunas Agua Brava y Grande de Mexcaltitán; D) canal para conectar las lagunas Cañas y Agua Grande.

Figure 6. Landscape transformations in the Teacapán-Agua Brava lagoon system that have affected the mangrove cover and canopy. A) Opening and erosion of the Cautla channel; B) channels in the lagoons of the Majahual system; C) road crossing the Agua Brava and Grande de Mexcaltitán lagoons; D) channel connecting Cañas and Agua Grande lagoons.

De acuerdo con Kovacs *et al.* (2001a) la apertura del canal provocó la mortalidad del 18% del bosque de manglar, porcentaje en principio acorde con los indicadores de cambio del manglar estimados en 1973-1986 (Tabla 6); pero si bien el 18% del manglar en 1973 presentó una transición a otro tipo de coberturas en 1986, el brote de nuevos parches fue equivalente a las pérdidas y la disminución neta fue únicamente del 2%. Lo anterior es una señal de que la apertura del canal, además de la mortalidad masiva de árboles, generó cambios en la composición del bosque de manglar promoviendo una sucesión de especies. La apertura del canal aumentó el flujo y salinidad del agua teniendo impactos más severos sobre árboles de *Laguncularia racemosa* y favoreciendo el crecimiento de *Rhizophora mangle* (Flores-Verdugo *et al.* 1997).

El paso del huracán Rosa el 14 de octubre de

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

A pesar de la apertura del canal de Cautla y el paso del huracán Rosa, considerados como los principales eventos de perturbación a los que ha estado sujeto el sistema lagunar Teacapán-Agua Brava (Flores-Verdugo *et al.* 1997; Kovacs *et al.* 2001a), las mayores tasas de deforestación del bosque de mangle se estimaron para periodos posteriores a dichas perturbaciones (Tabla 6).

Adicional a los impactos por la apertura del canal y el paso del huracán, se deben considerar los impactos generados por la construcción de canales, drenes, caminos y granjas camaronícolas sobre los humedales. En 1986, además de las primeras granjas acuícolas, se registró la presencia de diversos canales sobre las lagunas del sistema litoral Majahual y los esteros que comunican al estero de Teacapán con la laguna Agua Brava, así como caminos rurales en esta última zona y entre las lagunas Agua Brava y Grande de Mexcaltitán; además entre 1995 y el 2000 se construyó un canal que conecta a las lagunas Cañas y Agua Grande (Figura 6).

La construcción de canales, caminos y estanques sobre los humedales y la presencia de la agricultura en sus inmediaciones interfieren en procesos vitales para la estabilidad de los humedales como los patrones normales de inundación y drenaje de las mareas, el flujo superficial del agua dulce, el suministro de sedimentos y la acreción vertical (Kennish, 2001). Las modificaciones antrópicas realizadas en diferentes partes del sistema, al modificar los patrones de circulación del agua marina y dulce, han provocado la desecación parcial de lagunas con comunicación intermitente con el mar en la zona del sistema litoral Majahual (Berlanga-Robles y Ruiz-Luna, 2002) y la mortandad de manglares en las lagunas Agua Grande y Agua Brava (Flores-Verdugo *et al.*

Tabla 8. Frecuencias observadas y esperadas (número de píxeles) de la condición del dosel del bosque de mangle del sistema Teacapán-Agua Brava.

Table 8. Observed and expected frequencies (number of pixels) of canopy condition of the mangrove forest of the Teacapan-Agua Brava lagoon system.

		Tiempo					Total
		1973	1986	1990	1995	2000	
Frecuencias observadas							
Condición del dosel	abierto	36511	67953	69670	97256	84260	405008
	cerrado	123831	92389	90672	63086	76082	396702
Total		160342	160342	160342	160342	160342	801710
Frecuencias esperadas							
Condición del dosel	abierto	71130	71130	71130	71130	71130	405008
	cerrado	89212	89212	89212	89212	89212	396702
Total		160342	160342	160342	160342	160342	801710

H₀: las proporciones de manglar con dosel abierto y cerrado son iguales con respecto al tiempo; $\chi^2=52.195$, se rechaza H₀ (p>0.05)

1997; Kovacs *et al.* 2001a).

Por otro lado, aunque la camaronicultura cubre una pequeña proporción del paisaje y no representa un desplazamiento significativo de manglar, se suma como otro vector de presiones sobre los humedales naturales aledaños, no solo por las posibilidades de cambio de uso del terreno y del flujo hidrológico natural, sino también por el aporte de nutrientes y contaminantes a los cuerpos de agua y la propagación de enfermedades (Hopkins *et al.* 1995; Páez-Osuna, 2001).

También se debe considerar el impacto de los cambios de uso del terreno en las inmediaciones del sistema. Durante el último cuarto del siglo pasado el 30 % del territorio de los municipios de la costa norte de Nayarit registraron cambios de uso del terreno, la frontera agrícola creció en un 36 % en tanto que las coberturas forestales registraron una tasa de deforestación de 1.3 % (García 2006). Tendencias de cambio similares son reportadas en el sur de Sinaloa por Ruiz-Luna & Berlanga-Robles (1999) y Berlanga-Robles & Ruiz-Luna (2002)

Las estabildades de localización se mantuvieron relativamente constantes en todos los periodos analizados (Tabla 6), lo que indica que los diferentes eventos de perturbación y su efecto sinérgico impactaron de manera similar al bosque de mangle en cuanto a su capacidad para mantenerse en un mismo sitio, pero las mayores tasas de deforestación registradas en los periodos 1990-1995 y 1995-2000 son indicativo de que la fragmentación de los

humedales por la construcción de canales, caminos y granjas han inhibido el brote de parches nuevos, que fueron éstos los que compensaron las pérdidas de manglar causadas por la apertura del canal de Cuautla y el paso del huracán Rosa.

A pesar de las diversas perturbaciones alrededor del 70 % de la cobertura de manglar se ha mantenido en un mismo sitio de 1973 al 2000, pero este componente resistente del bosque de mangle ha presentado cambios significativos en su dosel; los cuales se analizaron a través del NDVI que está positivamente correlacionado con el dosel de vegetaciones homogéneas y en general es buen indicador del estado de la densidad de la vegetación (Maracchi *et al.* 1996; Purevdorj *et al.* 1998). Asimismo, se han encontrado correlaciones positivas significativas entre este índice y el índice del área foliar en bosques de mangle (Ramsey III & Jensen 1996; Green *et al.* 1997), contándose con estudios concretos para el sistema Teacapán-Agua Brava (Kovacs *et al.* 2004).

De 1973 a 1986 y de 1990 a 1995 el NDVI promedio disminuyó de 8 a 5 centésimas, respectivamente y la proporción de manglar caracterizado con dosel cerrado se redujo entre el 17 y 20 %, por lo que en principio la apertura del canal de Cuautla y el paso del huracán Rosa serían los eventos con mayores repercusiones sobre el dosel del manglar, pero si bien la amplitud de los intervalos de cambio del NDVI fue parecida en todos los periodos analizados, al ponderar con el tiempo la mayor variación se

presentó en 1986-1990, cuando se registró la mayor tasa de deforestación; identificándose así a la fragmentación de los humedales por canales, bordes y caminos como el evento de perturbación que mayores impactos ha tenido sobre el bosque de mangle no solo en términos de su extensión y distribución sino que también en cuanto a la condición de su dosel. Por otro lado, la tendencia de cambio del NDVI promedio (Figura 5) y las proporciones de manglar con dosel abierto y cerrado (Tabla 8), si bien indican que la degradación de la estructura interna del bosque de mangle continúa, en los últimos años ha sido de menor magnitud.

Las técnicas empleadas permitieron establecer las tendencias de cambio del bosque de mangle del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava con niveles de exactitud de moderados a altos. Diferentes eventos de perturbación han afectado negativamente la distribución y dosel del bosque de mangle, el cual presenta una tasa de deforestación mayor que las reportadas para otros manglares del noroeste de México (Ruiz-Luna & Berlanga-Robles 1999; 2003; Berlanga-Robles & Ruiz-Luna 2002; Alonso-Pérez

et al. 2003; Ruiz-Luna *et al.* 2005; Berlanga 2006; Berlanga-Robles & Ruiz-Luna 2006; García 2006). La apertura del canal de Cuautla fue el primer evento de perturbación que tuvo impactos severos sobre el bosque de mangle, pero la construcción de infraestructura que interrumpe el flujo de mareas como canales, bordes y caminos, lo que si bien no fue evaluado de manera directa en el presente trabajo, coincide con el aumento en las tasas de deforestación y disminución de los valores del NDVI que representan la clase de manglar con mayor dosel.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al Gobierno del Estado de Nayarit y al Consejo Estatal de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por el financiamiento de los proyectos FOMIX Nayarit 2003-C01-9594 y Nayarit 2003-C01-9595. De igual manera se agradecen los oportunos comentarios de los arbitros que revisaron el presente documento y que enriquecieron el documento final.

LITERATURA CITADA

- Acosta VJ (2003) Análisis de la estructura de la condición del bosque de manglar en el sistema lagunar Teacapán-Agua Brava-Marismas Nacionales y sus relaciones al nivel de paisaje. Tesis de Maestría, Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo A. C., México. 89 pp.
- Alonso-Pérez F, Ruiz-Luna A, Turner J, Berlanga-Robles CA, Mitchelson-Jacob MG (2003) Land cover changes in The Ceuta coastal lagoon system, Sinaloa, Mexico: assessing the effect of the establishment of shrimp aquaculture. *Ocean and Coastal Management* 46: 583-600.
- Anónimo (1995) Estudio hidrológico del Estado de Sinaloa. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática, México. 88 pp.
- Anónimo (2000) Síntesis de información geográfica del Estado de Nayarit. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, México, 140 pp.
- Berlanga RCA (1999) Evaluación de las condiciones actuales y del cambio en los paisajes de humedales de la costa sur de Sinaloa, México: una aproximación con el uso de datos provenientes de sensores remotos. Tesis de Maestría, Universidad Nacional Autónoma de México, México. 111 pp.
- Berlanga RCA (2006) Caracterización de los paisajes costeros de Sinaloa y norte de Nayarit, México a través del análisis de los patrones de cobertura del terreno. Tesis de Doctorado, Universidad Nacional Autónoma de México, México. 203 pp.
- Berlanga-Robles CA, Ruiz-Luna A (2002) Land use and mapping and change detection in the coastal zone of northwest Mexico using remote sensing techniques. *Journal Coastal Research* 18(3): 514-522.
- Berlanga-Robles CA, Ruiz-Luna A (2006) Evaluación de los cambios en el paisaje del sistema estuarino de San Blas, Nayarit, México por medio del análisis de imágenes de satélite Landsat MSS. *Revista Ciencias Marinas* 32(3): 523-538
- Campbell JB (1996) Introduction to remote sensing. Taylor and Francis, Lon. Englan. 622 pp.

- Carrera E, de la Fuente G (2003) Inventario y clasificación de humedales en México. Parte I. Ducks Unlimited de México A. C., México. 239 pp.
- Clough B (1998) Mangrove forest productivity and biomass accumulation in Hinchinbrook Channel, Australia, *Mangroves and Salt Marshes* 2: 191-198.
- Congalton RG, Green K (1999) Assessing the accuracy of remotely sensed data: Principles and practices. Lewis Publisher, Florida USA. 137 pp.
- Congalton RG (2004) Putting the map back in map accuracy assessment. En: Lunetta RS Lyon JG (eds) *Remote sensing and GIS accuracy assessment*. CRC Press, Florida. pp. 1-11.
- De la Lanza EG, Sánchez SN, Sorani V, Bojórquez TJL (1996) Características geológicas, hidrológicas y del manglar en la planicie costera de Nayarit, México. *Boletín Investigaciones Geográficas* 32: 33-54.
- Dobson J, Bright E, Ferguson R, Field D, Wood L, Haddad K, Iredale III H, Jensen J, Klemas V, Orth R, Thomas J (1995) NOAA's coastal change analysis program, guidance for regional implementation. National Marine Fisheries Service, National Oceanic and Atmospheric Administration Technical Report 123, USA. On line: <http://www.csc.noaa.gov/products/ak/html>.
- Dowdy S, Wearden S, Chilko D (2004) *Statistics for research*. John Willey and Sons, USA. 627 pp.
- Eastman JR, McKendry JE, Fulk MA (1995) *Change and time series analysis*. United Nations Institute for Training and Research, Geneva. 119 pp.
- Eastman JR (1999) *Idrisi32. Guide to GIS and image processing*. Clark University, USA. 139 pp.
- Flores-Verdugo FJ, González-Farías F, Blasco-Correa M, Nunez-Pastén A (1997) The Teacapán-Agua Brava-Marismas mangrove ecosystem, Pacific coast of Mexico: an ecological and anthropogenic activity profile. En: Kjerfve B, Lacerda LD, Diop ES (eds) *Mangrove Ecosystem Studies in Latin America and Africa*. UNESCO, Paris. pp. 35-46.
- Flores VFJ, Agraz HCM, Carrera GE, de la Fuente LG (2003) Los manglares de Sinaloa. En: Cifuentes LJJ, Gaxiola LJ (eds) *Atlas de los ecosistemas de Sinaloa*. El Colegio de Sinaloa, México. pp. 207-214.
- García CRR (2006) Análisis de la cobertura y usos del terreno en la región costera norte del Estado de Nayarit utilizando técnicas de percepción remota y sistemas de información geográfica. Tesis de licenciatura, Universidad Nacional Autónoma de México, México. 83 pp.
- García MC (2005) Estudios de los cambios del paisaje de la cuenca del Río Mocorito, Sinaloa, a través de imágenes de satélite Tesis de Licenciatura, Universidad Autónoma de Sinaloa, México. 49 pp.
- Green EP, Mumby PJ, Edwards AJ and Clark CD (1996) A review of remote sensing for the assessment and management of tropical coastal resources. *Coastal Management*. 24: 1-40.
- Green EP, Mumby PJ, Edwards AJ, Clark CD, Ellis AC (1997) Estimating leaf area index of mangrove from satellite data. *Aquatic Botany* 58: 11-19.
- Green EP, Clark CD and Edwards AJ (2000). Image classification and habitat mapping. In: Green EP, Mumby PJ, Edwards AJ and Clark CD (Eds.), *Remote sensing handbook for tropical coastal management*. Coastal Management Sourcebooks 3, UNESCO, Paris. pp. 141-153.
- Hamilton LS, Snedaker SC (1984) *Handbook for mangrove area management*. Environmental Protection Agency. PNUMA. UNESCO. 123 p.
- Henderson FM, Hart Jr TF, Heaton BP, Portolese E (1999) Mapping coastal ecosystems over a steep development gradient using C-CAP protocols. *International Journal of Remote Sensing* 20(10): 727-744.
- Hopkins JS, Sandifer PA, DeVoe MR, Holland AF, Browdy CL, Stokes AD (1995) Environmental impacts of shrimp farming with special reference to situation in the continental United States. *Estuaries* 18(1A): 25-42.
- Jensen JR, Cowen DJ, Althausen JD, Narumalani S, Weatherbee O. (1998) An evaluation of coastwatch change detection protocol in South Carolina. En: Lunetta RS, Elvidge D (eds) *Remote sensing change detection*. Environmental monitoring methods and applications. Ann Arbor Press, USA. 75-88 pp.

- Kennish MJ (2001) Coastal salt marsh systems in the U. S.: A review of anthropogenic impacts. *Journal of Coastal Research* 17(3): 731-748.
- Kovacs JM, Wang J, Blanco-Correa M (2001a) Mapping disturbances in a mangrove forest using multi-date Landsat TM imagery. *Environmental Management* 27(5): 763-766.
- Kovacs JM, Blanco-Correa M, Flores-Verdugo F. (2001b) A logistic regression model of hurricane impacts in a mangrove forest of Mexican Pacific. *Journal of Coastal Resarch* 17(1): 30-37.
- Kovacs MJ, Flores-Verdugo F, Wang J, Aspden L (2004) Estimating leaf area index of a degraded mangrove forest using high spatial resolution satellite data. *Aquatic Botany* 80: 13-22.
- Kovacs JM, Wang J, Flores-Verdugo F (2005) Mapping mangrove leaf area index at the species level using IKONOS and LAI sensors for the Agua Brava Lagoon, Mexican Pacific. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 62: 377-384.
- Krause G, Bock M, Weiers S, Braun G (2004) Mapping land cover and mangrove structures with remote sensing techniques: A contribution to synoptic GIS in support of coastal management in North Brazil. *Environmental Management*: 34(3): 429-440
- Landgrebe D, Biehl L (2001) *An introduction to MultiSpec*. West Lafayette, Indiana: Purdue Research Foundation, USA. 81 pp.
- Lankford RR (1977) Coastal lagoons of Mexico, their origin and and clasification. En: *Estuarine Processes II: Circulation, sediment and transfer of material in estuary*. Academic Press Inc., NY. USA. 182-215 pp.
- Manson FJ, Loneragan NR, Phinn SR (2003) Spatial and temporal variation in distribution of mangroves in Moreton Bay, subtropical Australia: a comparison of pattern metrics and change detection analyses based on aerial photographs. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 56: 1-14.
- Mas JF (1999) Monitoring land-cover changes: a comparison of change detection techniques. *International Journal of Remote Sensing* 20(1): 139-152.
- Mas JF (2004) Mapping land use/cover in a tropical coastal area using satellite sensor data, GIS and artificial neural networks. *Estuarine and Coastal and Shelf Science* 59:219-230.
- Muttitanon W, Tripathi NK (2005) Land use/land cover changes in the coastal zone of Ban Don Bay, Thailand using Landsat 5 TM data. *International Journal of Remote Sensing* 26(11): 2311-2323.
- Páez-Osuna F (2001) The environmental impact of shrimp aquaculture: Causes, effects, and mitigating alternatives. *Environmental Management* 28(1): 131-140.
- Palacio-Prieto JL, Sánchez-Salazar MT, Casado IJM, Propin FE, Delgado CJ, Velázquez MA, Chias BL, Ortiz AMI, González SJ, Negrete FG, Gabriel MJ, Márquez HR (2004) Indicadores para la caracterización y el ordenamiento territorial. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Geografía y Secretaría de Desarrollo Social, México. 161 pp.
- Purevdorj TS, Tateishi R, Ishiyamas T, Honda Y (1998) Relationships between percent vegetation cover and vegetation indices. *International Journal of Remote Sensing* 19(18): 3519-3535.
- Ramsey III EW, Jensen JR (1996) Remote Sensing of Mangrove Wetlands: Relating Canopy Spectra to Site-Specific Data. *Photogrammetric: Engineering and Remote Sensing*. 62(8): 939-948.
- Ramsey III EW, Nelson GA, Sapkota SK (2001) Coastal change analysis program implemented in Louisiana. *Journal of Coastal Research* 17(1): 53-71.
- Richards JA, Jia X (1999) *Remote sensing digital image analysis*. Springer, Berlin. 363 pp.
- Ruiz-Luna A, Berlanga-Robles CA (1999) Modifications in coverage patterns and land use in the landscape around the Huizache-Caimanero Lagoon System, Sinaloa, Mexico: A multitemporal analysis LANDSAT images. *Estuarine Coastal and Shelf Sciences* 49: 37-44.
- Ruiz-Luna A, Berlanga-Robles CA (2003) Mapping changes derived from urban growth in a coastal landscape and associated aquatic ecosystems in Northwest Mexico. *Landscape Ecology* 18: 159-171.
- Ruiz-Luna A, Acosta VJ, Monzalvo SIK, Berlanga RCA (2005) Evaluación de la cobertura de manglar, estructura forestal y determinación del impacto potencial por el establecimiento de granjas camaronícolas. Informe técnico final, Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo A. C., México. 62 pp.

- Singh A (1989) Digital change detection techniques using remotely-sensed data. *International Journal of Remote Sensing* 10(6): 989-1003.
- Stehman SV (2004) Sampling design for accuracy assessment of large-area, land-cover maps: Challenges and future directions. En: Lunetta RS, Lyon JG (eds) *Remote sensing and GIS accuracy assessment*. CRC Press, Florida, USA. pp. 13-29.
- Valiela I, Bowen JL, York JK (2001) Mangrove forest: one of the world's threatened major tropical environments. *BioScience* 51: 807-815.
- Yuan D, Elvidge CD, Lunetta RS (1998) Survey of multispectral methods for land cover change analysis. En: Lunetta RS, Elvidge CD (eds) *Remote sensing change detection. environmental monitoring methods and applications*. Ann Arbor Press, Florida, USA pp. 21-39.