

Drivers of mangrove deforestation in Mahahual-Xcalak, Quintana Roo, southeast Mexico

Agentes de deforestación de manglar en Mahahual-Xcalak, Quintana Roo, sureste de México

M Hirales-Cota^{1*}, J Espinoza-Avalos¹, B Schmook¹, A Ruiz-Luna², R Ramos-Reyes³

¹ El Colegio de la Frontera Sur, Unidad Chetumal, Avenida Centenario km 5.5, Colonia Pacto Obrero, Chetumal, CP 77014, Quintana Roo, México. * E-mail: marinahico@gmail.com

² Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo A.C. Av. Sábalo-Cerritos s/n, Estero del Yugo, Mazatlán, CP 82000, Sinaloa, México.

³ El Colegio de la Frontera Sur, Unidad Villahermosa, Carretera Villahermosa-Reforma km 15.5, Ranchería Guineo sección II, Villahermosa, CP 86280, Tabasco, México.

^a Current address: Sociedad de Historia Natural Niparáj, AC, Revolución de 1910 #430, E.V. Guerrero y Colegio Militar, Col. Esterito, La Paz, CP 23020, Baja California Sur, México.

ABSTRACT. Mangroves occur in coastal areas and are therefore vulnerable to anthropogenic disturbance and exhibit high rates of deforestation. Mexico is among the countries with the highest degree of mangrove deforestation in America; however, precise data on national mangrove coverage in Mexico is incomplete, making it impossible to accurately ascertain the rate of mangrove loss over time. Precise information is necessary to assess changes at local and regional scales to detect the magnitude, trends, and drivers of the transformation. This study aimed to estimate the loss of mangrove cover in the area of Mahahual-Xcalak (Quintana Roo, Mexico) between 1995 and 2007, to calculate the annual deforestation rate and to identify the drivers of deforestation. Landsat TM and ETM+ images from 1995 and 2007 were used to estimate the loss of mangrove cover using a multitemporal analysis. Semi-structured interviews with local residents of Mahahual and Xcalak were undertaken to identify and validate the drivers of deforestation. The image analysis for the 12-year period showed that 1070 ha of mangrove forest have been lost, with an annual deforestation rate of 0.85%—a relatively high value compared with other mangrove regions in Mexico. The main factor that has triggered the reduction of mangrove coverage is the expansion of anthropogenic land uses (e.g., settlements and roads). This study concludes that conservation and rehabilitation programs need to be implemented so that the Mahahual-Xcalak mangrove environment can continue to provide key ecosystem services.

Key words: mangroves, drivers of deforestation, deforestation rate, Mexican Caribbean, Landsat imagery.

RESUMEN. Debido a su localización en la zona costera, los manglares son vulnerables a disturbios antropogénicos y presentan tasas de deforestación altas. México está entre los países con mayor grado de deforestación de manglar en América; sin embargo, faltan datos precisos de la cobertura nacional de manglar, haciendo imposible estimar con exactitud la tasa de pérdida de manglar en el paso del tiempo. Se necesita obtener información precisa para evaluar los cambios en las escalas local y regional, y así detectar la magnitud, tendencias y agentes de la transformación del manglar. Por lo tanto, los objetivos de este estudio son estimar la pérdida de cobertura de manglar en la zona Mahahual-Xcalak (Quintana Roo, México) entre 1995 y 2007, calcular la tasa de deforestación anual e identificar los agentes de deforestación. Para estimar la pérdida de cobertura de manglar se hizo un análisis multitemporal usando imágenes satelitales Landsat TM y ETM+ de 1995 y 2007. Para identificar y validar los agentes de deforestación se llevaron a cabo entrevistas semiestructuradas a residentes locales de Mahahual y Xcalak. El análisis de las imágenes por el periodo de 12 años demostró que se han perdido 1070 ha de bosque de manglar, con una tasa anual de deforestación de 0.85%, tasa relativamente alta en comparación con otras regiones de México. El principal factor que ha disparado la disminución de la cobertura de manglar es la expansión de los usos antropogénicos del suelo (e.g., la construcción de poblados y caminos). Este estudio concluye que para asegurar que los manglares de Mahahual-Xcalak continúen proporcionando servicios ambientales claves, se necesita la implementación de programas dirigidos a su conservación y rehabilitación.

Palabras clave: manglares, agentes de deforestación, tasa de deforestación, Caribe Mexicano, imágenes Landsat.

INTRODUCTION

Mangroves are found worldwide in protected sites such as bays and coastal lagoons, as well as in low energy locations exposed to the open sea, where they form a well-defined fringe of vegetation along the coasts in tropical and subtropical regions (Lugo and Snedaker 1974, Trejo-Torres *et al.*

INTRODUCCIÓN

Los manglares se encuentran alrededor del mundo en sitios protegidos como bahías y lagunas costeras, así como en sitios de baja energía expuestos a mar abierto, donde forman una franja de vegetación bien definida a lo largo de las costas de las regiones tropicales y subtropicales (Lugo y Snedaker

1993). Because of this, mangroves are vulnerable to natural disturbances like hurricanes and storms (Smith *et al.* 1994), and they are also exposed to anthropogenic disturbance agents such as urbanization, road construction, pollution, tourism, and aquaculture (Ellison and Fearnsworth 1996, Valiela *et al.* 2001).

The lack of appreciation for the ecological, economic, and social importance of this vegetation has promoted development activities that are leading to the loss of the ecosystem services they provide, such as preventing soil and beach erosion, providing habitat for wildlife, protecting the coastline from storm surges, waves and floods, and enabling recreational opportunities (UNEP-WCMC 2006). Moreover, while it is claimed that mangroves are rapidly disappearing with an annual loss of 1% to 2% worldwide (Duke *et al.* 2007), there are few studies on this issue at a local scale, especially in countries such as Mexico, where, even though they are protected by law, mangroves have been threatened by the rapid development of the coastal areas in the last decades.

Precise data on national mangrove coverage for Mexico is incomplete, making it impossible to ascertain accurately the rate of mangrove loss over time or to evaluate the major threats they are facing (Ruiz-Luna *et al.* 2008, CONABIO 2008). Mexico is considered among the countries with the highest degree of mangrove deforestation in North and Central America (Yáñez-Arancibia and Lara-Domínguez 1999, FAO 2007, Ruiz-Luna *et al.* 2008), with an estimated annual loss of between 1% and 2.5% (INE 2005). However, this cannot be confirmed just based on the contrasting national statistics, and it is necessary to assess changes at local and regional scales to detect the magnitude, trends, and drivers of the transformation.

In this regard, based on the growing tourism and urban development along the Caribbean coast of Mexico, a researcher from the National Autonomous University of Mexico (cited by López-Portillo and Ezcurra 2002) suggested that the annual rate of mangrove loss is higher in this part of the country than in the Mexican Pacific and Gulf of Mexico. Mangrove deforestation in the area of the Mexican Caribbean has been detected mainly in the northern part of the state of Quintana Roo (Pérez-Villegas and Carrazal 2000), but tourism and urban development in the southern part have increased in localities such as the Mahahual-Xcalak coastal area, affecting the coastal ecosystems, like the mangrove forests, as well as the benefits and environmental services they provide.

Considering these factors and the sparse and incomplete information for the Yucatan Peninsula and the Mexican Caribbean, it is necessary to have a baseline for future sustainable mangrove management. This study aimed to estimate the recent extent and loss in mangrove cover in the Mahahual-Xcalak area between 1995 and 2007, by calculating the annual deforestation rate and identify the drivers of deforestation.

1974, Trejo-Torres *et al.* 1993). Debido a su ubicación, los manglares son vulnerables a agentes de disturbio naturales como los huracanes y tormentas (Smith *et al.* 1994), y también están expuestos a agentes de disturbio antropogénicos como la urbanización, la construcción de carreteras, la contaminación, el turismo y la acuicultura (Ellison y Fearnsworth 1996, Valiela *et al.* 2001).

La falta de un reconocimiento cabal de la importancia ecológica, económica y social de los manglares, ha fomentado que actividades antropogénicas estén llevando a la pérdida de los servicios ambientales que estos ecosistemas proveen, como prevenir la erosión del suelo y las playas, proveer hábitat a fauna silvestre, proteger la línea de costa de tormentas, oleaje e inundaciones, y permitir actividades recreativas (UNEP-WCMC 2006). Aunque en general se ha documentado que los manglares del mundo están desapareciendo rápidamente con una pérdida anual de 1% a 2% (Duke *et al.* 2007), hay pocos estudios en este ámbito a escala local, especialmente en países como México, donde a pesar de estar protegidos por la ley, los manglares han sido amenazados por el desarrollo acelerado de las últimas décadas en las zonas costeras.

En México hay una carencia de datos precisos en la cobertura nacional de manglar, por consecuencia es imposible conocer con certeza la tasa de pérdida de manglares a lo largo de los años y evaluar las principales amenazas a las que se enfrentan (Ruiz-Luna *et al.* 2008, CONABIO 2008). México es uno de los países con más altos niveles de deforestación de manglar en la región de América del Norte y América Central (Yáñez-Arancibia y Lara-Domínguez 1999, FAO 2007, Ruiz-Luna *et al.* 2008), con una tasa de pérdida anual estimada entre 1% y 2.5% (INE 2005). Sin embargo, lo anterior no puede ser válido contrastando estadísticas nacionales y por tanto es necesario evaluar los cambios en las escalas local y regional para detectar la magnitud, la tendencia y los agentes de la transformación de los manglares.

En ese sentido, y basándose en el crecimiento urbano y turístico en la zona costera del Caribe Mexicano, un investigador de la Universidad Nacional Autónoma de México (citado por López-Portillo y Ezcurra 2002) sugirió que la tasa anual de pérdida de manglar en esta zona es más alta que en el Pacífico Mexicano y el Golfo de México. La deforestación de manglar en la zona del Caribe mexicano ha sido registrada principalmente para la parte norte del estado de Quintana Roo (Pérez-Villegas y Carrazal 2000), pero en lugares como la zona costera Mahahual-Xcalak, al sur del estado, recientemente se ha incrementado el desarrollo turístico y urbano, afectando a los ecosistemas costeros como los bosques de manglar y a los beneficios y servicios ambientales que estos proveen.

Considerando los factores mencionados, así como la información escasa e incompleta para la península de Yucatán y el Caribe mexicano, es necesario tener una línea base para el futuro manejo sustentable del manglar. En este

MATERIAL AND METHODS

Study area

The Mahahual-Xcalak area is located in the municipality of Othón P. Blanco, in the southern part of the state of Quintana Roo, Mexico ($18^{\circ}15'–18^{\circ}45' N$, $87^{\circ}40'–87^{\circ}55' W$; fig. 1). Like other parts of the Mexican Caribbean, it has seen rapid tourism development that has led to the environmental modification of mangroves and other coastal environments (Arriaga-Cabrera *et al.* 1998).

The study area includes much of the Protected Natural Area Xcalak National Reef Park, a declared Ramsar site (Camarena-Luhrs 2003, CONANP 2004). In addition, it falls within Sian Ka'an-Xcalak, considered a priority mangrove site because of its biological relevance and the need to undertake immediate ecological rehabilitation in the area (CONABIO 2008).

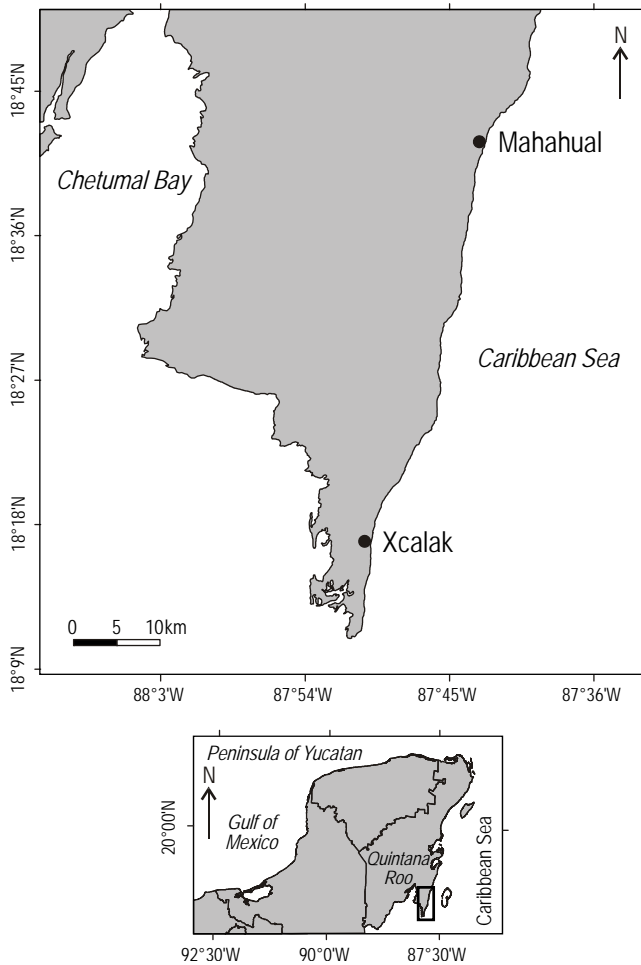


Figure 1. Study area on the Caribbean coast of Mexico (Mahahual-Xcalak area, Quintana Roo).

Figura 1. Área de estudio, en la costa caribeña de México (zona de Mahahual-Xcalak, Quintana Roo).

estudio se estima la extensión actual y la pérdida de la cobertura de manglar en la zona Mahahual-Xcalak entre 1995 y 2007, calculando la tasa de deforestación anual e identificando los agentes de deforestación.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El área Mahahual-Xcalak está localizada al sur del estado de Quintana Roo, en el Municipio de Othón P. Blanco, entre las coordenadas $18^{\circ}15'–18^{\circ}45' N$ y $87^{\circ}40'–87^{\circ}55' O$ (fig. 1). Igual que otras partes del Caribe mexicano, presenta un desarrollo turístico acelerado que ha llevado a la modificación ambiental de los manglares y otros ambientes costeros (Arriaga-Cabrera *et al.* 1998).

El área de estudio incluye gran parte del Área Natural Protegida Parque Nacional Arrecifes de Xcalak, considerada un sitio Ramsar (Camarena-Luhrs 2003, CONANP 2004). Además, está ubicada dentro del sitio prioritario de manglar Sian Ka'an-Xcalak, determinado por su relevancia biológica y por tener necesidad de una inmediata rehabilitación ecológica (CONABIO 2008).

Varios ecosistemas coexisten con los manglares en el área de estudio, como los arrecifes de coral, los ceibadales, las lagunas costeras, las playas, la vegetación de duna costera y las selvas (Sánchez-Sánchez *et al.* 1991, CONANP 2004). De acuerdo a la clasificación de Lugo y Snedaker (1974), los tipos de manglar encontrados en la zona son manglar enano, ribereño, de franja, de cuenca y de isla. Las especies de mangle presentes son: *Rhizophora mangle* (L.) (mangle rojo), *Laguncularia racemosa* (L.) Gaertn. f. (mangle blanco), *Avicennia germinans* (L.) Stearn (mangle negro) y *Conocarpus erectus* (L.) (mangle botoncillo).

Respecto a la población humana, hay poblaciones de baja densidad en el área, incluyendo Mahahual y Xcalak, con un número total de residentes de 252 y 282, respectivamente (INEGI 2005). Mahahual fue fundado a principios de 1990 y su población se incrementó en un 89% a partir del año 2000. La población de Xcalak se ha mantenido estable desde 1980 (INEGI 2000, 2005). Actualmente, la principal actividad económica promovida por el gobierno en la zona es el turismo, lo cual está cambiando rápidamente el paisaje local, transformando ecosistemas como los bosques de manglar y dañando ambientes marinos, con el aumento de la infraestructura turística (caminos, cuartos de hospedaje y puertos). Además de las fuentes antropogénicas de degradación, el manglar de la zona de estudio está expuesto a agentes de disturbio naturales, como las tormentas y los huracanes, que son frecuentes en las temporadas de lluvia, de junio a noviembre (Vidal-Zepeda 2005). El huracán más reciente que afectó el área de estudio fue Dean (21 de agosto de 2007), el cual dañó severamente a los bosques de manglar cercanos a la localidad de Mahahual.

Several ecosystems coexist with mangroves in the study area, including coral reefs, seagrass meadows, coastal lagoons, beaches, coastal dune vegetation, and rainforests (Sánchez-Sánchez *et al.* 1991, CONANP 2004). According to the mangrove classification proposed by Lugo and Snedaker (1974), the types of mangrove forests found in the area are dwarf, riverine, fringe, basin, and overwash. The species found in the area are: *Rhizophora mangle* (L.) (red mangrove), *Laguncularia racemosa* (L.) Gaertn. f. (white mangrove), *Avicennia germinans* (L.) Stearn (black mangrove), and *Conocarpus erectus* (L.) (buttonwood mangrove).

Regarding the human population, low-density settlements are found in the area, including Mahahual and Xcalak, which have a resident population of 252 and 282, respectively (INEGI 2005). Mahahual was founded in the early 1990s and its population has grown by 89% since 2000. The population of Xcalak has remained stable since 1980 (INEGI 2000, 2005). Tourism is currently the main economic activity. It is promoted by the government and is rapidly changing the local landscape, transforming ecosystems like mangrove forests, and damaging marine environments due to the building of tourism infrastructure (roads, rooms, harbors). In addition to anthropogenic degradation, mangroves in the study area are exposed to natural disturbance agents, such as storms and hurricanes, which are common in the rainy season, from June to November (Vidal-Zepeda 2005). The most recent hurricane to hit the study area was Dean (21 August 2007), and it severely damaged the mangrove forests near Mahahual.

Deforestation rate

To estimate the loss of mangrove cover in the study area, a multitemporal analysis was carried out using two Landsat images (path 19, row 47), one collected in 1995 by the Thematic Mapper (TM) and the other in 2007 by the Enhanced Thematic Mapper-Plus (ETM+) sensors. Although high resolution images are now available (Satellite Pour l'Observation de la Terre [SPOT], IKONOS, Quickbird), we chose Landsat scenes because they provide the longest record of usable satellite imagery for comparisons, particularly for pixel to pixel analysis. The two images were geometrically corrected and projected to UTM 16 N (WGS84), and masked to a polygon of the study area, using ERDAS Imagine 9.1 software.

The windowed images were classified using a standard supervised method, with the maximum likelihood decision rule. To classify the 1995 image, calibration training sites were obtained with the aid of vegetation and land use maps obtained from the Mexican National Institute of Statistics, Geography, and Informatics (INEGI), scale 1:250,000 (series II, 1998–2000), and ground data that was collected in 1995 with a Trimble GeoExplorer Global Positioning System (GPS, 50-cm typical position accuracy) by the Costa Maya

Tasa de deforestación

Para estimar la pérdida de cobertura del manglar en el área de estudio, se llevó a cabo un análisis multitemporal usando dos imágenes Landsat (path 19, row 47); una fue tomada en 1995 con el sensor Thematic Mapper (TM) y la otra en 2007 con el sensor Enhanced Thematic Mapper-Plus (ETM+). Aunque existen imágenes de alta resolución (Satellite Pour l'Observation de la Terre [SPOT], IKONOS, Quickbird), nosotros escogimos las del sensor Landsat, ya que estas tienen el registro temporal más grande de imágenes de satélite que puede usarse para hacer comparaciones, particularmente para análisis de pixel a pixel. Las imágenes fueron corregidas geoméricamente y proyectadas a UTM 16 N (WGS84), y de ellas se extrajo el polígono del área de estudio, usando el software ERDAS Imagine 9.1.

Los cortes extraídos de las imágenes fueron clasificados usando el método supervisado, con la regla de decisión 'máxima verosimilitud'. Para clasificar la imagen de 1995, los sitios de entrenamiento fueron obtenidos con la ayuda de una carta de uso de suelo y vegetación (escala 1:250,000) tomada del Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI; serie II, 1998–2000), y datos obtenidos en tierra en 1995 a través del Programa de Ordenamiento Ecológico Territorial de Costa Maya, con un Sistema de Posicionamiento Global (SPG) Trimble Geo Explorer (exactitud típica de 50 cm). Para la clasificación de la imagen de 2007, los sitios de entrenamiento fueron extraídos de imágenes de alta resolución (SPOT 5, de enero 2006, e IKONOS-2, de septiembre 2006) que cubrían el 70% del área de estudio, lo anterior basado en la experiencia en campo de los autores. Adicionalmente, se usaron datos de campo obtenidos en 2005 y 2007 por la Secretaría de Marina (SEMAR) con un SPG Garmin (exactitud típica de 15 m).

Las clases de cobertura terrestre que se identificaron en las imágenes Landsat fueron: *manglar*, *otra vegetación* (bosque tropical caducifolio y vegetación de duna costera), *otros usos de suelo* (caminos y suelo desnudo), *pueblos* (asentamientos humanos), *agua* y *manglar dañado por el huracán Dean (MDHD)*. La clase MDHD representa áreas donde el manglar fue afectado por el huracán pero que permanecía vivo y, al igual que la clase *pueblos*, fue digitalizada en la imagen de 2007 después de interpretación visual. Después de la clasificación de las imágenes, se aplicó un filtro 'de mayoría' (3 × 3 píxeles) para disminuir el efecto de píxeles aislados de algunas clases de cobertura en las imágenes clasificadas.

La exactitud de la clasificación de la imagen de 2007 se obtuvo calculando la exactitud total y un estimado del coeficiente Kappa ($\hat{\kappa}$), descrito por Congalton y Green (1999), usando un grupo de datos de referencia. La evaluación de la exactitud fue calculada usando 288 puntos de referencia en tierra seleccionados al azar. Los sitios más accesibles (49) fueron visitados y el resto de los sitios (239) fueron verificados en imágenes Quickbird (DigitalGlobe) del 13 de

Territorial Ecological Ordering Program. For the 2007 image classification, training sites were extracted, based on the authors' field experience, from high resolution images (SPOT 5 from January 2006 and IKONOS-2 from September 2006) that covered 70% of the study area. In addition, ground data were collected with a Garmin GPS (15-m typical position accuracy) in 2005 and 2007 by the Navy Ministry (SEMAR).

The land cover classes identified in both Landsat images were: *mangroves*, *other vegetation* (tropical dry forest, coastal dune vegetation), *other land uses* (roads, exposed soils), *villages* (human settlements), *water*, and *mangroves damaged by Hurricane Dean (MDHD)*. The *MDHD* class represents areas where mangrove stands were disturbed by the hurricane but remained alive and, like *villages*, it was digitized on the 2007 image after visual image interpretation. Once the classification was done, a majority filter (3×3 pixels) was applied to reduce the speckled pattern effect of some land cover classes in the classified image.

The accuracy of the 2007 final classification was assessed by calculating the overall accuracy and an estimate of the Kappa coefficient (κ), as described by Congalton and Green (1999), using a set of reference data. The accuracy assessments was calculated using 288 randomly-selected ground reference points. The more accessible sites (49) were visited and the remaining sites (239) were verified based on the Quickbird (DigitalGlobe) images recorded on 13 February 2007 using the Google Earth Pro software. Regarding the quality of the reference data for the 1995 image, it was not possible to assess the accuracy for this output but considering that the classification process was the same for the two satellite scenes, we presumed an error level similar to that for the 2007 output.

A further multitemporal post-classification analysis was done to determine the magnitude and direction of land cover changes (Mas 1999, Lu *et al.* 2004). The analysis produced a change detection matrix with all land cover class combinations from the 1995 and 2007 maps and a thematic map with the resulting land use and land cover changes, providing a visual depiction of changes from one class to another.

Finally, an average estimate of the deforestation rate (r) was obtained using the formula provided by FAO (1996) that expresses the annual change in mangrove cover at the beginning of each year. To visualize it as percentage, the resulting value must be multiplied by 100. The formula provided by FAO (1996) is expressed as follows:

$$r = 1 - \left[1 - \frac{A_1 - A_2}{A_1} \right]^{1/t}$$

where r is the rate of change, A_1 is the mangrove area at time 1, A_2 is the mangrove area at time 2, and t is the period of time analyzed (years).

febrero de 2007, usando el programa Google Earth Pro. Respecto a la calidad de los datos de referencia para la imagen de 1995, no fue posible evaluar la exactitud de su clasificación, pero considerando que el proceso de clasificación fue el mismo para las escenas satelitales, supusimos que el nivel de error fue similar al resultado del 2007.

Posteriormente, se llevó a cabo un análisis multitemporal post-clasificadorio para determinar la magnitud y dirección de los cambios de cobertura de suelo (Mas 1999, Lu *et al.* 2004). Este análisis produjo una matriz de detección de cambio con todas las combinaciones de las clases de cobertura de suelo de los mapas de 1995 y 2007, y un mapa temático con los resultados de los cambios de uso de suelo y de cobertura, proporcionando una representación visual de los cambios de una clase a otra.

Finalmente, se obtuvo una estimación promedio de la tasa de deforestación (r) del manglar, por medio de la fórmula propuesta por la FAO (1996), que expresa el cambio anual en la cobertura de manglar al inicio de cada año. Para expresarla en porcentaje, el valor resultante debe ser multiplicado por 100. La fórmula propuesta por la FAO (1996) se expresa como:

$$r = 1 - \left[1 - \frac{A_1 - A_2}{A_1} \right]^{1/t}$$

donde r es la tasa de cambio, A_1 es la superficie de manglar en la fecha 1, A_2 es la superficie de manglar en la fecha 2 y t es el periodo de tiempo analizado (años).

Agentes de deforestación de manglar

Se realizaron 56 entrevistas semi-estructuradas (conteniendo preguntas abiertas y cerradas) en Mahahual ($n = 29$) y en Xcalak ($n = 27$) a residentes locales, para conocer cómo perciben los agentes que afectan el manglar. Debido al tamaño de la población, aproximadamente el 10% de los residentes locales fueron entrevistados en ambas localidades, y participaron 11 mujeres y 45 hombres, con 49 años de edad promedio (intervalo de 22 a 77 años). Para obtener información que coincidiera lo más posible con el periodo de estudio (1995 a 2007), las personas seleccionadas para entrevistar tenían al menos 10 años de residencia en la zona de estudio. La técnica de muestreo utilizada siguió el enfoque Bola de nieve, el cual consiste en entrevistar a un informante clave quien provea nombre de otras personas con el criterio establecido, y así sucesivamente se va obtenido la lista de las posibles personas a entrevistar (Berg 1963, De Vaus 2002). Adicionalmente, se realizaron visitas de campo a los sitios de manglares dañados para identificar los agentes de deforestación y complementar la información obtenida de las entrevistas.

Drivers of mangrove deforestation

To determine how the local residents perceive the agents affecting mangroves, 56 semi-structured interviews (containing open-ended and closed questions) were conducted in Mahahual ($n = 29$) and Xcalak ($n = 27$). Due to the population size, approximately 10% of locals were interviewed in both localities. By gender, 11 women and 45 men, averaging 49 years of age (ranging from 22 to 77), participated in this phase of the study. To obtain information that coincided with the study period (1995–2007), the people selected for interviews had to have been living in the area for at least 10 years. The sampling technique employed the Snowball approach, interviewing first a key informant who then provided names of other people who met the interview criteria, and these in turn provided more names and so on (Berg 1963, De Vaus 2002). Additionally, field visits to damaged mangrove sites were conducted to identify drivers of deforestation in order to complement the information obtained from interviews.

A chi-square test was used to analyze differences in the frequency of drivers of deforestation between the villages. The test was performed with Statistica 6.0 (StatSoft 1998).

RESULTS

Mangrove deforestation rate

The final classification output for 2007 produced values of 85% and 0.79 for the overall accuracy and Kappa coefficient estimate, respectively. The observed overall accuracy fulfills the standards for an overall accuracy assessment (Anderson *et al.* 1976, Strahler *et al.* 2006). The resulting Kappa coefficient also suggests a good map classification, considering that $\hat{\kappa} = 1$ indicates full accordance between the map and reality (Chuvienco 2002). In addition, the $\hat{\kappa}$ value from our analysis is within the “almost perfect” agreement between the map and reality with regards to the value range proposed by Landis and Koch (1977). Hence, we assumed that the results from both classifications satisfactorily explained the spatial distribution of the selected classes by date (fig. 2), even when some detected changes were clearly commission errors (misclassification of one class over another). These areas were corrected to have a better assessment for the 2007 mangrove cover and to estimate a more reliable annual deforestation rate, taking into account the MDHD surface (920 ha), which only had structural damage but did not disappear as an ecosystem. After this correction, the 2007 mangrove cover was around 6620 ha, contrasting with 7690 ha in 1995, and the final estimate for mangrove loss was approximately 1070 ha. With these benchmark results, the average annual deforestation rate was 0.85%, though it is recognized that mangrove loss was not necessarily linear in time.

Though the study focused on the loss of mangrove cover, the change detection matrix at landscape level showed that

Para conocer si había diferencias entre las localidades, respecto a la frecuencia de cada agente de disturbio, se aplicó la prueba Chi-cuadrada de Pearson. La prueba estadística se hizo con el software Statistica 6.0 (StatSoft 1998).

RESULTADOS

Tasa de deforestación del manglar

La exactitud total y el coeficiente Kappa obtenidos para la clasificación de 2007 fueron 85% y 0.79, respectivamente. La exactitud total observada satisface los valores estándares de una evaluación de exactitud total (Strahler *et al.* 2006). El coeficiente Kappa calculado también sugiere una buena clasificación de la imagen, considerando que un valor de $\hat{\kappa} = 1$ indica un acuerdo pleno entre el mapa y la realidad (Chuvienco 2002). Adicionalmente, el valor de $\hat{\kappa}$ obtenido de nuestro análisis está en el rango de concordancia “casi perfecta” entre el mapa y la realidad, con respecto al intervalo de valores propuesto por Landis y Koch (1977). Considerando lo anterior, suponemos que los resultados de ambas clasificaciones explican satisfactoriamente la distribución espacial de las clases de cobertura seleccionadas por fecha (fig. 2), incluso cuando algunos cambios detectados claramente son errores de comisión (clasificación errónea de una clase en otra). Las áreas fueron corregidas para una mejor evaluación de la cobertura de manglar de 2007 y para estimar una tasa anual de deforestación confiable, tomando en cuenta la superficie del MDHD (920 ha), la cual solo tuvo daños estructurales pero no desapareció como ecosistema. Después de esta corrección, la extensión de manglar en 2007 fue de alrededor de 6620 ha, contrastando con las 7690 ha en 1995, con una estimación final de pérdida de aproximadamente 1070 ha. Con estos resultados como punto de referencia, la tasa de deforestación anual promedio fue de 0.85%, aunque se reconoce que la pérdida de manglar no fue necesariamente lineal en el tiempo.

Aunque el estudio se enfocó en la pérdida de cobertura de manglar, en el nivel de paisaje la matriz de detección de cambio mostró que las clases *agua* y *otra vegetación* mantuvieron un alto grado de estabilidad (>80%), con crecimientos en la superficie de agua (tabla 1). También, la clase *otros usos de suelo* incrementó cerca del 40% de su extensión original, principalmente a las clases *otra vegetación* y *manglar*. El porcentaje de cambio entre MDHD y manglar fue 12%. En general, el cambio total representó alrededor del 25% del paisaje analizado, y los principales usos de suelo y los cambios de cobertura terrestre se muestran en la figura 3.

Agentes de deforestación de manglar

La percepción de reducción en la superficie de manglar fue mayor entre los habitantes entrevistados de Mahahual que los de Xcalak ($\chi^2 = 5.91$; g.l. = 1; $P < 0.05$). El 76% de los entrevistados de Mahahual mencionaron que han notado

the *water* and *other vegetation* classes maintained a high degree of stability (>80%), with increased water surface (table 1). Also, the *other land uses* class increased above 40% of its original extent, mainly onto the *other vegetation* and *mangrove* classes. The percentage of change between the *MDHD* and *mangrove* classes was 12%. In general, there was an overall change representing around 25% of the analyzed landscape, and the main land use and land cover changes are shown in figure 3.

Drivers of mangrove deforestation

The loss of mangrove cover was perceived as higher by the residents of Mahahual than by those of Xcalak ($\chi^2 = 5.91$; d.f. = 1; $P < 0.05$). Thus, 76% of the Mahahual residents interviewed noticed losses of mangrove area, in contrast to 30% from Xcalak. Nine drivers of mangrove deforestation were identified from the interviews (table 2), though there was no consensus on the local perception about mangrove disturbances since 8 interviewees from Mahahual and 18 from Xcalak did not mention drivers of deforestation. The residents interviewed claimed that the deforested mangrove

pérdida de manglar, mientras que entre los de Xcalak el 30% dijo notar pérdida. A partir de las entrevistas, fueron identificados 9 agentes de deforestación de manglar (tabla 2), aunque no hubo un consenso en la percepción local, ya que 8 personas entrevistadas de Mahahual y 18 de Xcalak no mencionaron agentes de deforestación. Los entrevistados de ambas localidades mencionaron que los sitios donde se ha perdido manglar se ubican a lo largo del camino costero y detrás de los poblados.

Los agentes de deforestación más frecuentemente mencionados fueron la construcción de caminos y la tala para la construcción de casas (tabla 2). En contraste, durante las visitas a la zona de estudio se observó que los principales agentes de disturbio para el manglar fueron: límites de propiedad (líneas angostas trazadas dentro de la zona de manglar para delimitar propiedades privadas), tala para la construcción de hoteles, construcción de caminos y el impacto del huracán Dean (fig. 4).

Comparando entre localidades, el número de agentes mencionados por los entrevistados fue mayor en Mahahual que en Xcalak. Los agentes contaminación, delimitación de predios, extracción de leña e interrupción de flujos de agua,

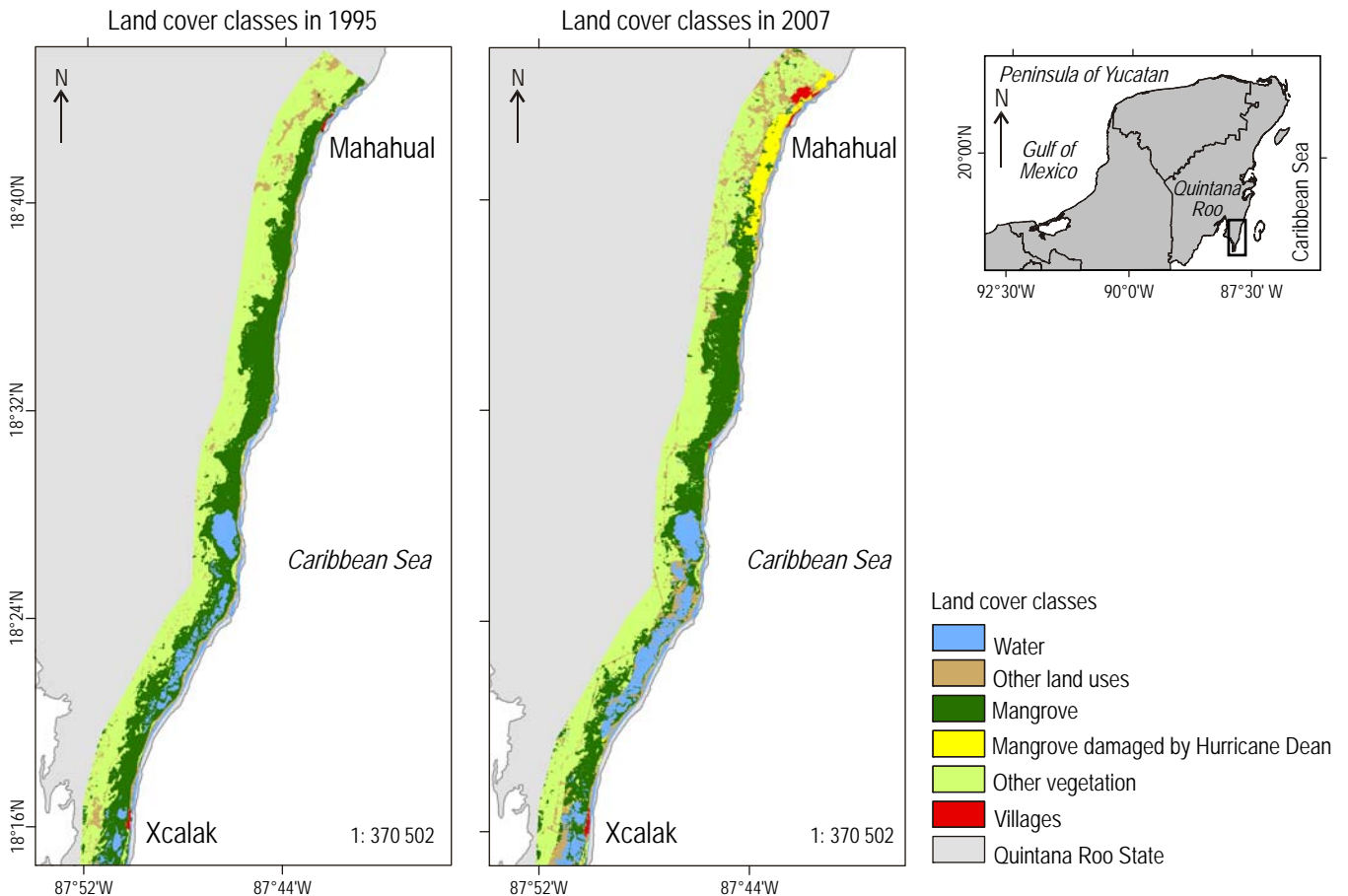


Figure 2. Land cover classes for the Mahahual-Xcalak area in 1995 and 2007. Note the increase in cover corresponding to *other land uses* (mainly roads) and *villages*.

Figura 2. Clases de cobertura terrestre de la zona Mahahual-Xcalak en 1995 y 2007. Nótese el aumento de cobertura en las clases *otros usos de suelo* (principalmente caminos) y *pueblos*.

Table 1. Landscape change detection matrix in the Mahahual-Xcalak area. Land cover classes: (1) mangroves, (2) other vegetation, (3) other land uses, (4) water, (5) villages, and (6) mangroves damaged by Hurricane Dean. Figures in hectares (rounded to the nearest ten). Underlined figures are considered errors in the image classifications that affected the mangrove cover calculated for 2007.

Tabla 1. Matriz de detección de cambio en la zona Mahahual-Xcalak. Clases de cobertura terrestre: (1) manglar, (2) otra vegetación, (3) otros usos de suelo, (4) agua, (5) pueblos y (6) manglar dañado por el huracán Dean. Cifras en hectáreas (redondeado a la decena más cercana). Las cifras subrayadas son consideradas errores en la clasificación de las imágenes que afectan la cobertura de manglar estimada en 2007.

2007 Class	1995						Total in 2007
	1	2	3	4	5	6	
1	4980	<u>470</u>	<u>110</u>	<u>40</u>	<u>0</u>	0	5600
2	<u>450</u>	7870	600	0	0	0	8920
3	650	1070	690	110	10	0	2530
4	<u>770</u>	50	20	1710	0	0	2550
5	10	90	30	0	30	0	160
6	830	<u>50</u>	<u>30</u>	<u>0</u>	<u>0</u>	0	910
Total in 1995	7690	9600	1480	1860	40	0	20670
Location stability	64.8	82.0	46.6	91.9	75.0	n.d.	
Residence stability	-37.3	-7.6	41.5	27.1	75.0	n.d.	

sites were generally located on the road running along the coast and behind towns.

The most frequently mentioned drivers of mangrove loss were road construction and clear cutting to build houses (table 2). In contrast, the field work in the study area indicated that the main drivers of mangrove deforestation were: delineation of property boundaries (narrow lines traced inside the mangrove zone to mark out private properties), clear cutting to build hotels, road construction, and the impact of Hurricane Dean (fig. 4).

Comparison between localities indicated that more types of drivers of mangrove deforestation were mentioned by the local residents of Mahahual than by those of Xcalak. Some drivers were mentioned only by the Mahahual residents, such as pollution, property boundaries, firewood extraction, and the disruption of waterways. As mentioned, road construction was quoted more frequently in Mahahual than in Xcalak ($\chi^2 = 13.2$; d.f. = 1; $P < 0.05$), but in general there were no significant differences between the perception of the other drivers (table 2).

DISCUSSION

The thematic map output from the satellite imagery classification showed accuracies that fulfill the standards for accuracy assessments (Chuvieco 2002, Strahler *et al.* 2006), with κ values indicating high agreement between the map and reality, which is classified as “almost perfect” according to the scale proposed by Landis and Koch (1977). Similar studies that include mangrove cover have calculated overall accuracies from 78% to 92% and κ values from 0.69 to 0.90 (Alonso-Pérez *et al.* 2003; Hernández-Cornejo *et al.* 2005; Berlanga-Robles and Ruiz-Luna 2006, 2007).

fueron mencionados únicamente en Mahahual. El agente deforestación para construcción de caminos fue significativamente más mencionado en Mahahual que en Xcalak ($\chi^2 = 13.2$; g.l. = 1; $P < 0.05$), pero en general no hubo diferencias significativas entre la percepción de los otros agentes (tabla 2).

DISCUSIÓN

Lo mapas temáticos resultantes de la clasificación de imágenes tuvieron exactitudes que cumplen con los estándares de las evaluaciones de exactitud (Chuvieco 2002, Strahler *et al.* 2006), con un valor de κ indicando un alto acuerdo entre el mapa y la realidad, el cual es clasificado como “casi perfecto” de acuerdo con la escala propuesta por Landis y Koch (1977). Trabajos similares que abordan el tema de cobertura de manglar han obtenido exactitudes totales de 78% a 92% y valores de κ de 0.69 a 0.90 (Alonso-Pérez *et al.* 2003, Hernández-Cornejo *et al.* 2005, Berlanga-Robles y Ruiz-Luna 2006, 2007).

Las inexactitudes son, en su mayoría, atribuidas a la heterogeneidad de hábitat en el área de estudio, donde una mezcla de suelo inundable, manglar chaparro y disperso, así como variaciones en la profundidad y características del agua, impiden la identificación exacta de clases en las imágenes Landsat de 30 m de resolución espacial. Esas limitantes podrían llevar a errores de clasificación de sitios de manglar, como lo ha documentado Díaz-Gallegos y Acosta-Velázquez (2009), pero algunos de estos errores pueden ser detectados y corregidos para obtener un producto final mejor.

Diferentes métodos para estudiar manglares mediante el uso de imágenes Landsat han sido aplicados en México, así como en latitudes tropicales similares, obteniendo altos

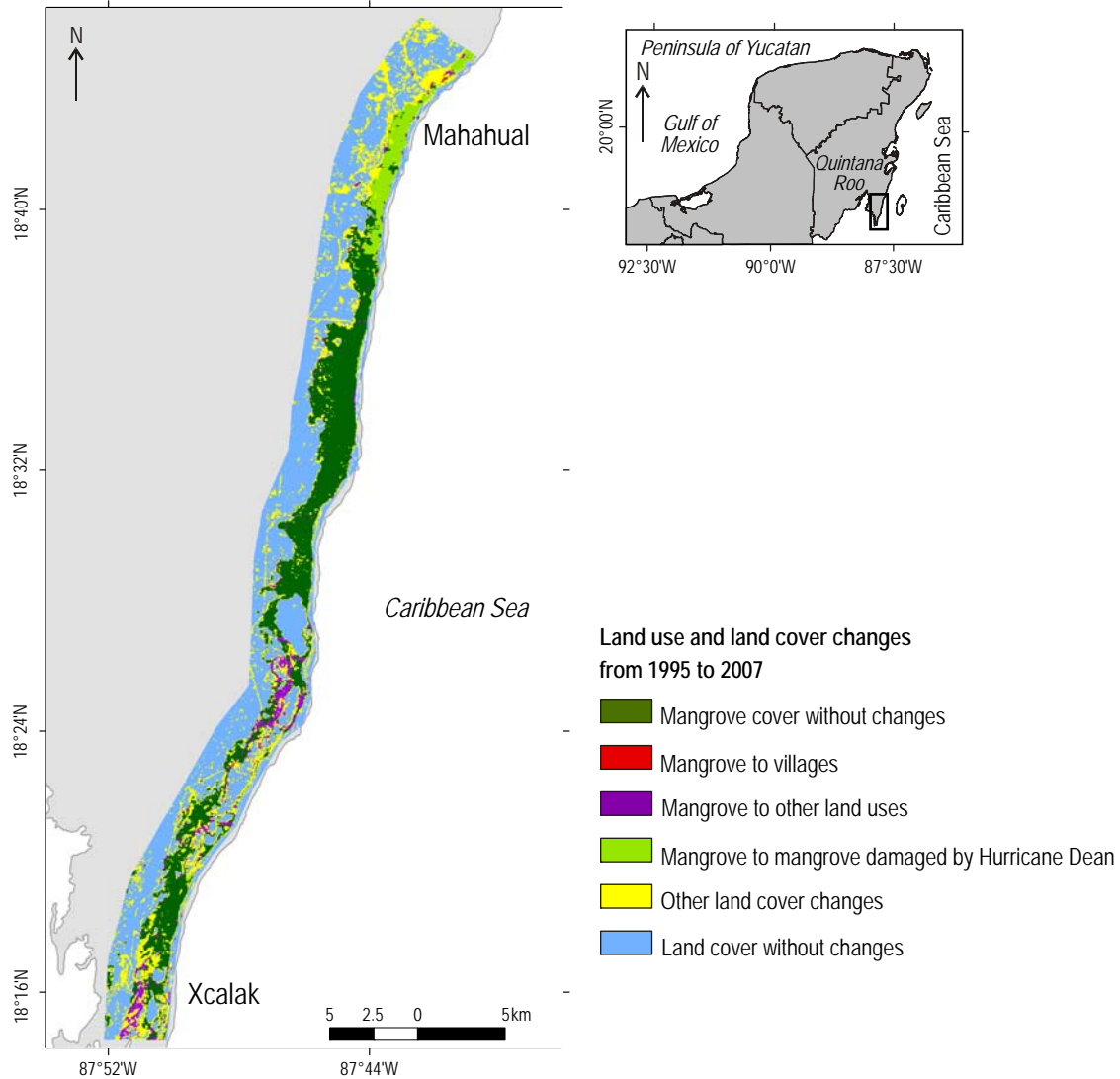


Figure 3. Main land use and land cover changes in the Mahahual-Xcalak area.

Figura 3. Principales cambios de usos y cobertura de suelos en la zona Mahahual-Xcalak.

Table 2. Number of times that drivers of mangrove deforestation were mentioned by the residents of Mahahual and Xcalak. Mahahual, $n = 29$; Xcalak, $n = 27$; d.f. = 1; n.s. = statistically not significant.

Tabla 2. Número de veces que los agentes de deforestación del manglar fueron mencionados por residentes de Mahahual y Xcalak. Mahahual $n = 29$, Xcalak $n = 27$, g.l. = 1, n.s. = no significativo.

Drivers of mangrove deforestation	Mahahual	Xcalak	χ^2	P
Road building	14	1	13.20	<0.05
Deforestation to build houses	7	4	0.56	n.s.
Hurricane impact	5	3	0.30	n.s.
Deforestation to build hotels	3	2	0.09	n.s.
Pollution	3	0	2.75	n.s.
Hydrology disruption	3	0	2.75	n.s.
Private land delimitation	2	0	1.80	n.s.
Firewood extraction	1	0	0.88	n.s.
Deforestation to provide access to beaches	0	1	1.17	n.s.

The inaccuracies are mostly attributable to the habitat heterogeneity across the study area, where a mixture of flooded soils, dwarf and sparse mangroves, and variations in water depth and quality hinder the accurate identification of the classes in the Landsat imagery at 30-m spatial resolution. These constraints could lead to the misidentification of mangrove sites, as documented by Díaz-Gallegos and Acosta-Velázquez (2009), but some of them can be detected and corrected to obtain a better final product.

Different methods for studying mangroves using Landsat imagery have been applied in Mexico, as well as in many other tropical latitudes, with high accuracy levels (Mas 1999; Green *et al.* 1998; Muttitanon and Tripathi 2005; Berlanga-Robles and Ruiz-Luna 2006, 2007). Landsat images, especially those from the TM and ETM+ sensors, produce satisfactory outputs in spite of their spatial resolution. Moreover, recent studies using radar technologies acknowledge that conventional optical sensors, such as Landsat, are still preferred for change detection studies because they provide several advantages, such as low acquisition costs, large time series and spatial coverage, and they are easy to use (Kovacs *et al.* 2008). Finally, although Landsat images have a spatial resolution lower than other satellite platforms (e.g., SPOT), their high spectral resolution enables them to discriminate mangroves from other kinds of coverage; high spatial resolution by itself does not necessarily produce more accurate results (Green *et al.* 1998, Gao 1999, Green and Mumby 2000).

Considering these factors, the final classification outputs for 1995 and 2007 adequately represent the landscape structure in the study area, since it was possible to improve the mangrove classification by visual analysis and produce a better estimate of mangrove deforestation in the area (0.85%). This annual rate of deforestation is high, even with the mangrove area adjustment in 2007, compared with other places in Mexico, where annual deforestation rates range from 0.03% to 0.64% (Alonso-Pérez *et al.* 2003; Berlanga-Robles and Ruiz-Luna 2006, 2007).

The estimated rate of deforestation (0.85%) is just below the value calculated by Pérez-Villegas and Carrazal (2000) for northern Quintana Roo during the period 1970–1990 (1.05%), and also lower than that estimated by Ellison and Fearnsworth (1996) for the Caribbean region in general (1%), but differs significantly from the value cited by López-Portillo and Ezcurra (2002) for the Mexican Caribbean (around 12%). As in the previous studies, we calculated the deforestation rate for a relatively long period (1995–2007), and while it is not possible to detect critical periods between dates, we presume that deforestation strongly increased since 2001, considering the urban development in the study area.

Local knowledge helps to confirm and identify the drivers of deforestation or mangrove disturbance (Kovacs 2000), and in the study area, road construction was the major source of mangrove deforestation. This was frequently mentioned by the interviewees and observed during the field work and

niveles de exactitud (Mas 1999, Green *et al.* 1998, Muttitanon y Tripathi 2005, Berlanga-Robles y Ruiz-Luna 2006, 2007). Las imágenes Landsat, especialmente aquellas de los sensores TM y ETM+, producen resultados satisfactorios a pesar de su resolución espacial. Sin embargo, recientes estudios con tecnología de radar reconocen que sensores ópticos convencionales, como Landsat, son los preferidos para estudios de detección de cambio dado varias ventajas como el bajo costo de adquisición, largas series de tiempo y cobertura espacial, y por ser fáciles de usar (Kovacs *et al.* 2008). Finalmente, aunque las imágenes Landsat tienen una resolución espacial más baja que otros satélites (e.g., SPOT) su alta resolución espectral las hace capaces de discriminar a los manglares de otros tipos de cobertura, en tanto que alta resolución espacial no necesariamente produce resultados más exactos (Green *et al.* 1998, Gao 1999, Green y Mumby 2000).

Considerando los factores anteriores, los resultados de la clasificación final de 1995 y 2007 representan adecuadamente la estructura del paisaje en el área de estudio, pues fue posible mejorar la clasificación de manglares por medio de análisis visual y producir una mejor estimación de la deforestación del manglar en el área (0.85%). Esta tasa anual de deforestación es alta (a pesar del ajuste del área de manglar en 2007), comparada con otros lugares de México, donde la tasa de deforestación anual varía de 0.03% a 0.64% (Alonso-Pérez *et al.* 2003; Berlanga-Robles y Ruiz-Luna 2006, 2007).

La tasa de deforestación de manglar calculada (0.85%) está justo debajo de los valores calculados por Pérez-Villegas y Carrazal (2000) para el periodo 1970–1990 en el norte de Quintana Roo (1.05%), y por Ellison y Fearnsworth (1996) para toda la región del Caribe (1%), pero difiere significativamente del valor mencionado por López-Portillo y Ezcurra (2002) para el Caribe Mexicano (alrededor del 12%). Como en los estudios previos, nosotros calculamos la tasa de deforestación para un periodo relativamente largo (1995–2007), y aunque no es posible detectar periodos críticos entre las fechas, suponemos que la deforestación aumentó considerablemente desde 2001, considerando el desarrollo urbano en el área de estudio.

Se ha reconocido que el conocimiento local ayuda a confirmar e identificar agentes de deforestación o de disturbio de manglares (Kovacs 2000). Para el área de estudio, la construcción de caminos fue el principal agente de deforestación, el cual fue frecuentemente registrado en las entrevistas, observado durante las visitas de campo y fue verificado en el análisis de las imágenes. El impacto de la construcción de caminos entre zonas de manglar ya ha sido reportada previamente para el estado de Quintana Roo (Trejo-Torres *et al.* 1993), y su alteración en los hidroperiodos y regímenes de salinidad de los manglares se han reportado como los efectos negativos que llevan a la muerte lenta de grandes extensiones de manglar (López-Portillo y Ezcurra 2002).

La construcción de caminos como agente de disturbio del manglar fue percibido con más frecuencia en Mahahual que

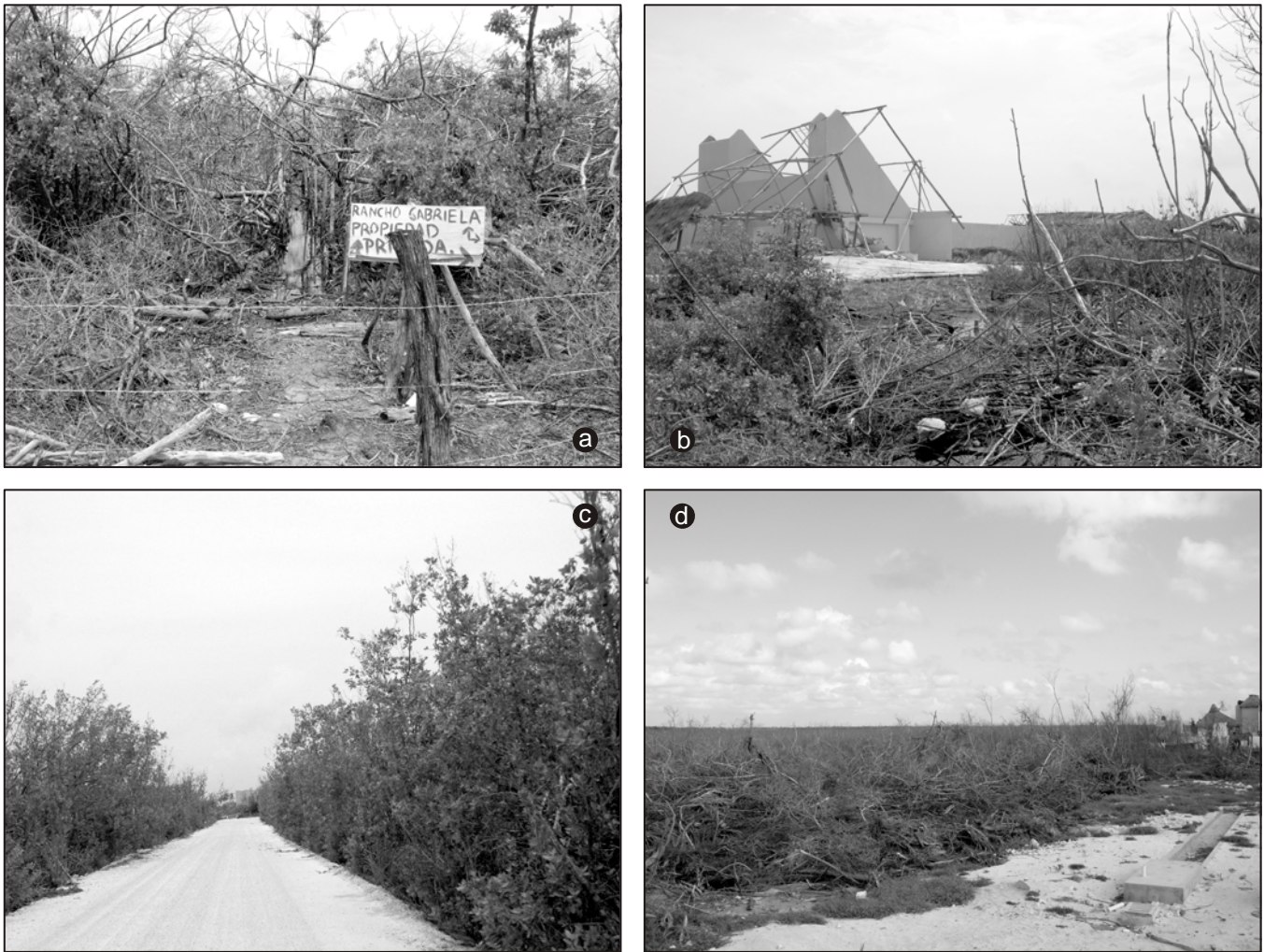


Figure 4. Drivers of mangrove deforestation observed in the study area: (a) private land delimitation, (b) deforestation to build hotels, (c) building of roads, and (d) impact of Hurricane Dean.

Figura 4. Agentes de deforestación de manglar en el área de estudio: (a) delimitación de propiedades privadas, (b) deforestación para construir hoteles, (c) construcción de caminos y (d) impacto del huracán Dean.

validation by image analysis. The impact of the construction of roads across mangrove areas in Quintana Roo has been reported previously (Trejo-Torres *et al.* 1993), and the disruption of hydroperiods and salinity regimens has been documented as a negative effect leading to the slow decadence of large areas of mangroves (López-Portillo and Ezcurra 2002).

Road construction as a deforestation driver was more commonly recognized by the Mahahual residents than by the Xcalak residents, probably because Mahahual has seen an increase in infrastructure and because some months prior to the beginning of this study a new road was constructed behind this village; a recent experience undoubtedly fresh in the minds of these residents. In addition to road construction, the delimitation of private property has a similar impact as that of roads on mangrove forests, increasing fragmentation as well as decreasing area (Pérez-Villegas and Carrazal 2000, Díaz-Gallegos and Acosta-Velázquez 2009).

en Xcalak, probablemente porque en Mahahual ha habido un incremento en la infraestructura y porque unos meses antes de realizar las entrevistas se había construido un camino que cruzó áreas de manglar detrás de este pueblo, experiencia que indudablemente estaba fresca en las mentes de las personas de Mahahual. Aunado a la construcción de caminos, la delimitación de propiedades privadas tiene un impacto similar al de los caminos en los bosques manglar, incrementando la fragmentación y disminuyendo su área (Pérez-Villegas y Carrazal 2000, Díaz-Gallegos y Acosta-Velázquez 2009).

Otro agente de deforestación importante en la zona es el desmonte de área de manglar para construir hoteles y viviendas como consecuencia del crecimiento de actividades turísticas en la zona, especialmente en Mahahual. La población de Mahahual creció un 89% en el periodo 2000–2005 dado el inicio de operaciones de muelle de cruceros turísticos en 2001 y la expectativa del desarrollo local llevó a un

Another important driver of deforestation is the clearance of mangrove areas to build houses and hotel infrastructure as a consequence of the growth of tourism in the area, especially in Mahahual. The Mahahual population grew by 89% from 2000 to 2005 when a cruise ship dock began operating in 2001 and the expectations of local development led to increased immigration and, consequently, greater construction to provide housing and accommodation for immigrants and tourists.

In conclusion, this study demonstrates that mangrove deforestation in the Mahahual-Xcalak area is reaching levels similar to those recorded for northern Quintana Roo, where tourism and urban development pressure are much higher. It is also remarkable that the mangrove deforestation rates in this area are higher in comparison to other Mexican regions, particularly the Pacific. The results of our interviews and change analysis indicate that the main deforestation drivers are related to the development of tourism facilities, rather than merely to population growth.

It is clear that the ecosystem services provided by mangroves, including those related to tourism (with implications for the regional economy), can be lost if the current rate of deforestation continues. To avoid and reduce the impact of deforestation agents, it is necessary to conduct research on the damages caused by anthropogenic and natural factors in order to propose and apply conservation and rehabilitation programs, and thus maintain the integrity of the mangroves and other coastal ecosystems, such as coral reefs, while achieving sustainable development in the Mahahual-Xcalak area.

ACKNOWLEDGEMENTS

The authors thank PADI Foundation and My Community, Our Earth (MyCOE) for funding this project. We also thank SEMAR, the Costa Maya Territorial Ecological Ordering Program, the GeoEye Foundation, and the Quintana Roo Department of Urban Development and the Environment (SEDUMA) for the information and imagery provided. Thanks to Xcalak National Reef Park (CONANP) and Costa Maya Coastal Development Research Station (EIMCCM) for providing accommodation. Special thanks to AM Ramírez M, FD López M, and R Herrera P for their assistance in the field, as well as to the residents of Mahahual and Xcalak for their valuable cooperation, and Z Christman, G Islebe, and AJ Navarrete for their valuable comments to early drafts of the paper.

REFERENCES

- Alonso-Pérez F, Ruiz-Luna A, Turner J, Berlanga-Robles CA, Mitchelson-Jacob G. 2003. Land cover changes and impact of shrimp aquaculture on the landscape in the Ceuta coastal lagoon system, Sinaloa, Mexico. *Ocean Coast. Manage.* 46: 583–600.
- Anderson RJ, Hardy EE, Roach TJ, Witmer ER. 1976. A land use and land cover classification system for use with remote sensor data. US Geological Survey, Washington, DC, 28 pp.

aumento en la inmigración de personas, lo cual trajo consigo la necesidad de edificar construcciones para viviendas y para dar servicios a los inmigrantes y turistas.

En conclusión, este estudio demuestra que la deforestación de manglar en la zona Mahahual-Xcalak está alcanzando niveles similares a aquellos registrados para el norte de Quintana Roo, donde el desarrollo urbano y turístico es mucho más alto. También, es notable que la tasa de deforestación en el área de estudio es más alta comparada con otras regiones de México, particularmente del Pacífico. Los resultados de nuestras entrevistas y del análisis de cambios indican que los principales agentes de deforestación están relacionados al desarrollo de instalaciones turísticas, más que al crecimiento poblacional.

Es claro que los servicios ambientales que el manglar provee, incluyendo aquellos ofrecidos a turistas (con implicaciones para la economía regional), pueden perderse si la tasa de deforestación actual continua. Para evitar y reducir los impactos de los agentes de deforestación, es necesario llevar a cabo estudios acerca de los daños derivados de causas naturales y antropogénicas para proponer y aplicar programas de conservación y rehabilitación, que permitan mantener la integridad de los manglares con otros ecosistemas costeros, como los arrecifes coralinos, con la finalidad de lograr un desarrollo sustentable en la zona Mahahual-Xcalak.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a la Fundación PADI y a My Community, Our Earth (MyCOE) el financiamiento a este proyecto. También agradecen a SEMAR, al Programa de Ordenamiento Ecológico Territorial de Costa Maya, la Fundación GeoEYE y SEDUMA (Secretaría de Desarrollo Urbano y Medio Ambiente del estado de Quintana Roo) el haber proporcionado imágenes satelitales e información a este estudio. Gracias al personal del Parque Nacional Arrecifes de Xcalak (CONANP) y de la Estación de investigación para el Manejo Costero Costa Maya (EIMCCM) por proporcionar alojamiento. Un agradecimiento especial para AM Ramírez M, FD López M y R Herrera P por la ayuda en los viajes de campo, también a las personas de la zona Mahahual-Xcalak por su valiosa cooperación y a Z Christman, G Islebe y AJ Navarrete por sus valiosos comentarios a las versiones de este trabajo durante su desarrollo.

- Arriaga-Cabrera L, Vázquez-Domínguez E, González-Cano J, Jiménez-Rosenberg R, Muñoz-López E, Aguilar Sierra V. 1998. Regiones Prioritarias Marinas de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México DF, 198 pp.
- Berg S. 1963. Random contact processes, snowball sampling and factorial series distributions. *J. Appl. Probab.* 20: 31–46.
- 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. *Cienc. Mar.* 32: 523–538.

- Berlanga-Robles CA, Ruiz-Luna A. 2007. Análisis de las tendencias de cambio del bosque de manglar del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava, México. Una aproximación con el uso de imágenes de satélite LANSAT. *Univ. Cienc.* 23: 29–46.
- Camarena-Luhurs T. 2003. Ficha informativa de los humedales de Ramsar (FIR), Parque Nacional Arrecifes de Xcalak. Comisión Nacional de Áreas Natural Protegidas, SEMARNAT, México, 23 pp.
- Chuvieco SE. 2002. Teledetección Ambiental. Ariel SA, Barcelona, 592 pp.
- CONABIO. 2008. Manglares de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México DF, 35 pp.
- CONANP, Comisión Nacional de Áreas Natural Protegidas. 2004. Programa de manejo parque nacional Arrecifes de Xcalak. Jaras Impresores, México DF, 162 pp.
- Congalton GR, Green K. 1999. Assessing the Accuracy of Remote Sensed Data: Principles and Practices. Lewis, Florida, 137 pp.
- De Vaus DA. 2002. Surveys in Social Research. Allen and Unwin, St. Leonards, NSW, Australia, 369 pp.
- Díaz-Gallegos JR, Acosta-Velázquez J. 2009. Tendencias en la transformación del uso de suelo y la vegetación aldeaña. In: Espinoza-Avalos J, Islebe GA, Hernández-Arana HA (eds.), El Sistema Ecológico de la Bahía de Chetumal/Corozal: Costa Occidental del Mar Caribe. El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR), Chetumal, México pp. 226–237.
- Duke NC, Meynecke JO, Dittmann S, Ellison AM, Anger K, Berger U, Cannicci S, Diele K, Ewel KC, Field CD, Koedam N, Lee SY, Marchand C, Nordhaus I, Dahdouh-Guebas F. 2007. A world without mangroves? *Science* 317: 41–42.
- Ellison MA, Fearnsworth JE. 1996. Anthropogenic disturbance of Caribbean mangrove ecosystems: Past impacts, present trends, and future predictions. *Biotropica* 28: 549–565.
- FAO. 1996. Forest Resources Assessment 1990. Survey of tropical forest cover and study of change processes. FAO, Rome, 152 pp.
- FAO. 2007. Mangroves of North and Central America 1980–2005: Country reports. Forest Resources Assessment Working Paper No. 137, Rome. <http://www.fao.org/forestry/home/en/>.
- Gao J. 1999. A comparative study on spatial and spectral resolutions of satellite data in mapping mangrove forests. *Int. J. Remote Sens.* 22: 2823–2833.
- Green EP, Mumby PJ. 2000. Mapping mangroves. In: Green EP, Mumby PJ, Edwards AJ, Clark CD (eds.), Remote Sensing Handbook for Tropical Coastal Management. Coastal Management Sourcebooks 3, UNESCO, Paris, 316 pp.
- Green EP, Clark CD, Mumby PJ, Edwards AJ, Ellis AC. 1998. Remote sensing techniques for mangrove mapping. *Int. J. Remote Sens.* 19: 935–956.
- Hernández-Cornejo R, Koedam N, Ruiz-Luna A, Troell M, Dahdouh-Guebas F. 2005. Remote sensing and ethnobotanical assessment of the mangrove forest changes in the Navachiste-San Ignacio-Macapule lagoon complex, Sinaloa, Mexico. *Ecol. Soc.* 10: 16, <http://www.ecologyandsociety.org/vol10/iss1/art16>.
- INE, Instituto Nacional de Ecología. 2005. Evaluación preliminar de las tasas de pérdida de superficie de manglar en México. SEMARNAT-INE, México, DF, 21 pp.
- INEGI. 2000. Censo Nacional de Población y Vivienda 2000. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, México, DF, <http://www.inegi.org.mx/est/contenidos/Proyectos/ccpv/cpv2000/default.aspx>.
- INEGI. 2005. Censo 2005. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, México, DF, <http://www.inegi.org.mx/est/contenidos/proyectos/ccpv/cpv2005/Default.aspx>.
- Kovacs JM. 2000. Perceptions of environmental change in a tropical coastal wetland. *Land Degrad. Develop.* 11: 209–220.
- Kovacs JM, Zhang C, Flores-Verdugo F. 2008. Mapping the condition of mangroves of the Mexican Pacific using C-band ENVISAT ASAR and Landsat optical data. *Cienc. Mar.* 34: 407–418.
- Landis JR, Koch GG. 1977. The measurement of observer agreement for categorical data. *Biometrics* 33: 159–174.
- López-Portillo J, Ezcurra E. 2002. Los manglares de México: Una revisión. *Maderas y Bosques*, núm. esp.: 27–51.
- Lu D, Mausel P, Brondizio E, Moran E. 2004. Change detection techniques. *Int. J. Remote Sens.* 25: 2365–2407.
- Lugo EA, Snedaker CS. 1974. The ecology of mangroves. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 5: 39–64.
- Mas JF. 1999. Monitoring land-cover changes: A comparison of change detection techniques. *Int. J. Remote Sens.* 20: 139–152.
- Muttitanon W, Tripathi NK. 2005. Land use/land cover changes in the coastal zone of Ban Don Bay, Thailand, using Landsat 5 TM data. *Int. J. Remote Sens.* 26: 2311–2323.
- Peréz-Villegas G, Carrazal E. 2000. El desarrollo turístico en Cancún, Quintana Roo y sus consecuencias sobre la cubierta vegetal. *Invest. Geogr.* 43: 145–166.
- Ruiz-Luna A, Acosta-Velázquez J, Berlanga-Robles CA. 2008. On the reliability of the data of the extent of mangroves: A case study in Mexico. *Ocean Coast. Manage.* 51: 342–351.
- Sánchez-Sánchez O, Cabrera-Cano EF, Torres-Pech AT, Herrera-Escudero P, Serralta-Peraza P, Gómez-Varela CS. 1991. Vegetación. In: Camarena-Luhurs T, Salazar-Vallejo SI (eds.), Estudios Ecológicos Preliminares de la Zona Sur de Quintana Roo. Centro de Investigaciones de Quintana Roo (CIQRO), Quintana Roo, México, pp. 231–248.
- Smith TJ, Robbleeh MB, Wanles R, Doyle TW. 1994. Mangroves, hurricanes, and lightning strikes. *BioScience* 44: 256–262.
- StatSoft. 1998. STATISTICA for Windows, Computer Program Manual. StatSoft, Inc., Tulsa, <http://www.statsoft.com/>.
- Strahler A, Boschetti L, Foody GM, Field MA, Hansen MC, Herold M, Mayaux P, Morissette JT, Stehman SV, Woodcock C. 2006. Global land cover validation: Recommendations for evaluation and accuracy assessment of global land cover maps. Report of Committee of Earth Observation Satellites (CEOS), Working Group on Calibration and Validation (WGCV), Italy, 51 pp.
- Trejo-Torres JC, Durán R, Olmsted I. 1993. Manglares de la Península de Yucatán. In: Salazar-Vallejo S, González NE (eds.), Biodiversidad Marina y Costera de México. CONABIO-CIQRO, México, pp. 660–672.
- UNEP-WCMC. 2006. In the front line: Shoreline protection and other ecosystem services from mangroves and coral reefs. The United Nations Environment Programme World Conservation Monitoring Centre, Cambridge, UK, 33 pp.
- Valiela I, Bowen JL, York JK. 2001. Mangrove forests: One of the World's threatened major tropical environments. *BioScience* 51: 807–815.
- Vidal-Zepeda R. 2005. Región 11, Península de Yucatán. In: Vidal-Zepeda R (eds.), Las Regiones Climáticas de México. Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), México DF, pp. 189–210.
- Yáñez-Arancibia A, Lara-Domínguez AL. 1999. Los manglares de América Latina en la encrucijada. In: Yáñez-Arancibia A, Lara-Domínguez AL (eds.), Ecosistemas de Manglar en América Tropical. INENOA-UICN, Beaufort, USA, pp. 9–16.

Received October 2009;
accepted April, 2010.