

Efecto del manejo de un Área Natural Protegida en el paisaje del bosque de manglar en la Península de Yucatán

Effect of the management of a Natural Protected Area in the landscape of the mangrove forest in the Yucatán Peninsula

Rodolfo Rioja-Nieto¹, Juan Antonio Moreno-Ruíz¹ y José Gómez-Valdés²

¹Universidad Nacional Autónoma de México, UA-Sisal, Facultad de Ciencias. Puerto de Abrigo s/n, Hunucmá, Sisal, Yucatán. 97355. México

²Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada Carretera Ensenada-Tijuana 3918, Zona Playitas, Ensenada, Baja California. 22860. México
e-mail: rrioja@ciencias.unam.mx

Rioja-Nieto R., J. A. Moreno-Ruíz y J. Gómez-Valdés. 2015. Efecto del manejo de un Área Natural Protegida en el paisaje del bosque de manglar en la Península de Yucatán. *Hidrobiológica* 25 (2): 203-211.

RESUMEN

Las Áreas Naturales Protegidas (ANP's) son una de las principales herramientas de conservación utilizadas para mantener la biodiversidad. Debido a las limitaciones sobre las actividades antropogénicas generalmente asociadas con estas herramientas, es fundamental determinar su efectividad para justificar y/o ajustar su operación. Este estudio evalúa el efecto del manejo en la Reserva Estatal "El Palmar", la cual tiene ~25 años de haber sido establecida, al comparar características del paisaje del bosque de manglar entre el Área Natural Protegida (ANP) y el área adyacente sin esquema histórico de conservación. Se utilizó un Sistema de Información Geográfica (SIG) y técnicas de percepción remota, basadas en el análisis jerárquico de características cuantitativas del hábitat, similitud espectral, edición contextual y clasificación supervisada de una imagen multiespectral Spot 5, para comparar el área, fragmentación y compactación de diez tipos de hábitat de manglar entre el ANP y área adyacente. De manera general, las regiones contrastadas presentaron el mismo patrón general de fragmentación ($p > 0.05$). Sin embargo, al hacer una comparación por tipo de hábitat se observaron diferencias significativas ($p < 0.05$) en la fragmentación, área y compactación de algunos tipos de hábitat. Las diferencias encontradas no indican un efecto claro de las estrategias utilizadas en el ANP en la estructura del paisaje y posiblemente estén más relacionadas con condiciones y procesos ecológicos locales y perturbaciones naturales y/o antropogénicas. Nuestros resultados resaltan la importancia de ajustar las medidas de manejo en el ANP de tal manera que éstas si tengan un efecto positivo en la integridad del bosque de manglar.

Palabras clave: Bosque de manglar, integridad del paisaje, Reserva Estatal "El Palmar", Sistemas de Información Geográfica.

ABSTRACT

Natural Protected Areas (NPAs) are one of the main conservation tools used to maintain biodiversity. Due to the limitations on the anthropogenic activities that are generally associated with these tools, it is important to determine their efficiency in order to justify and/or modify their operation. This study evaluates the effect of the management of the "El Palmar" state reserve, which was established 23 years ago, by comparing the landscape characteristics of the mangrove forest of the Natural Protected Area (NPA) and the adjacent area that has no historical conservation status. A Geographic Information System (GIS) was used, as well as remote sensing techniques, based on the hierarchical analysis of quantitative characteristics of the habitat, the spectral similarity, contextual edition and the supervised classification of a multispectral Spot 5 image, to compare the area, fragmentation and compactness of ten types of mangrove habitats between the NPA and the adjacent area. The contrasted regions present the same general fragmentation pattern ($p > 0.05$). However, when comparing the types of habitat, significant differences were observed ($p < 0.05$) in the fragmentation, the area and the compactness of certain types of habitat. The observed differences do not indicate a clear effect of the protected area management strategies in the structure of the landscape and are possibly more related to the local conditions, ecological processes, and the natural and/or anthropogenic disturbances. Our results highlight the importance of adjusting the management strategies of the NPA in such a manner that they have a positive effect in the integrity of the mangrove's forest.

Key words: "El Palmar" State Reserve, Geographic Information System, landscape, mangrove forest.

INTRODUCCIÓN

Los bosques de manglar proporcionan distintos servicios ambientales como áreas de refugio para especies de importancia comercial, barreras naturales de protección y estabilización de sedimentos, zonas de alta biodiversidad y áreas potenciales para el secuestro de carbón. Así mismo, recientemente se ha reconocido el potencial que tienen como áreas para actividades de recreación y ecoturismo (Odum & Heald, 1972; Woodroffe, 1992; Field, 2000; Mumby *et al.*, 2004; Aburto-Oropeza *et al.*, 2008; Ruíz-Luna *et al.*, 2008). A nivel mundial el valor que proporciona este ecosistema se estima en ~ 1,648 billones USD por año (Costanza *et al.*, 1997). En México, se ha estimado el valor por hectárea de manglar en ~ 37,500 USD, considerando solamente la función de estos ecosistemas como sitios de refugio de especies de importancia comercial (Aburto-Oropeza *et al.*, 2008). De esta manera, los servicios ambientales que los bosques de manglar proporcionan, son importantes para el desarrollo económico y bienestar de las comunidades ubicadas en las zonas costeras del país.

México es uno de los cinco países con mayor superficie de cobertura de manglar a nivel mundial, ~ 770,000 ha, (CONABIO, 2009). Sin embargo, a pesar de la reconocida importancia económica y ecológica de este ecosistema, su persistencia es amenazada por actividades relacionadas con la acuicultura, explotación de madera, desarrollo de infraestructura costera para el turismo y la agricultura, entre otras (Ramírez *et al.*, 1998; Field, 2000; Ruíz-Luna *et al.*, 2008). En este sentido, durante el periodo 1980-2005, se estimó a nivel nacional una tasa de deforestación de manglar del 20% (FAO, 2007).

Una de las principales estrategias utilizadas a nivel mundial para contrarrestar la perturbación antropogénica en los ecosistemas marinos y costeros, ha sido la implementación de Áreas Naturales Protegidas (ANP's), las cuales al integrar las necesidades de la población local tienen mayor probabilidad de alcanzar sus objetivos de conservación (Teh *et al.*, 2012). Distintos estudios han demostrado que en ANP's donde se limita completamente la actividad extractiva, tiende a incrementarse la riqueza y densidad específica (Lester *et al.*, 2009) así como el tamaño y la captura de especies de importancia comercial en áreas adyacentes (Roberts *et al.*, 2001; Sale *et al.*, 2006; Aburto-Oropeza *et al.*, 2011). Así mismo, se ha observado que las ANP's pueden tener un efecto positivo en la integridad del paisaje que contienen, al disminuir la fragmentación e incrementar el tamaño de parche y cobertura del hábitat (Rioja-Nieto & Sheppard, 2008; Esbah *et al.*, 2010; Sims, 2013).

Considerando las distintas restricciones a las actividades humanas, generalmente asociadas con el establecimiento de un Área Natural Protegida (ANP) y por lo tanto la limitación en el uso de los recursos por parte de las comunidades locales, es fundamental desarrollar metodologías que permitan determinar su efectividad. De esta manera, es posible justificar su creación y mantenimiento así como, de ser necesario, ajustar las estrategias de manejo y conservación que permitan la persistencia de la biodiversidad, uno de los principales objetivos de estas herramientas de conservación.

En este estudio se muestra el uso de imágenes satelitales integradas en un ambiente de Sistemas de Información Geográfica (SIG), para evaluar el efecto de la Reserva Estatal "El Palmar" en el área, compactación y fragmentación del bosque de manglar. Esta región, en conjunto con los bosques de manglar en los estados de Campeche y Quintana Roo, contiene el 55% de la superficie de manglar del país y

por lo tanto es considerada como región prioritaria para la conservación (CONABIO, 2009).

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio. La Reserva Estatal "El Palmar", decretada en 1990, se encuentra ubicada al Norte del Estado de Yucatán. Al Oeste colinda con la Reserva de la Biosfera de Celestún y al Este con el Puerto de Sisal (Fig. 1). De manera general, el área protegida está conformada por bosques de manglar, zonas de pastos marinos, petenes, pastizales, áreas de inundación y selva baja caducifolia (SEDUMA, 2006; RAMSAR, 2013). La mayor superficie de la Reserva corresponde al ecosistema de manglar con presencia de cuatro especies: *Rhizophora mangle* Linnaeus, *Avicenia germinans* Linnaeus, *Conocarpus erectus* Linnaeus y *Laguncularia racemosa* Gaertner. Debido a su importancia ecológica y características biológicas, a partir del año 2003 fue designada como humedal de importancia internacional por la convención RAMSAR. Entre las principales perturbaciones antropogénicas presentes en la región se encuentra la modificación del flujo hídrico (resultado de la construcción de infraestructura costera), contaminación por materia orgánica y desechos sólidos, explotación de especies maderables y fragmentación del hábitat (SEDUMA, 2006). Así mismo, el turismo cinegético (cacería de patos) ocurre entre diciembre y marzo de cada año. Dentro del ANP no se presentan asentamientos humanos permanentes; sin embargo, el área está influenciada por la comunidad de Sisal, la cual tiene 1837 habitantes (INEGI, 2010) dedicados principalmente a la pesca de especies marinas y turismo de baja intensidad.

SIG de la Reserva Estatal "El Palmar" y área adyacente. Se construyó un mapa temático del bosque de manglar basado en una imagen satelital de alta resolución, el cual fue integrado a un ambiente SIG (ArcMap 10.0) para su análisis. El mapa temático consideró una franja de 60 km de largo y 3 km de ancho a partir de la línea de costa hacia tierra adentro, desde el límite Oeste del área protegida hasta una zona conocida como la bocana de la Carbonera (Fig. 1).

Pre-procesamiento de la imagen satelital. Se utilizó una escena multiespectral (resolución espacial 10 m) de la plataforma SPOT 5 (año 2010, nivel de procesamiento 2A) en color falso, fusionada con su par pancromático co-registrado para incrementar la resolución espacial por pixel a 2.5 m. Se utilizó el método de fusión substractiva de la resolución, el cual permite mantener las características radiométricas de la escena de menor resolución espacial (Ashraf, *et al.*, 2012; ERDAS, 2014), mejorando los resultados del proceso de clasificación (Shaban y Dikshit, 2002). Ambas escenas fueron previamente corregidas geométricamente, utilizando puntos de control en campo. Debido a la dificultad de acceso del terreno, se delimitó el área de interés (AOI) en la escena multiespectral fusionada, mediante el uso de un buffer de 3 km de ancho a partir de la línea de costa. Así mismo, se eliminaron las áreas terrestres sin vegetación y las marinas utilizando una "máscara" obtenida mediante la transformación de la escena fusionada con el Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (Acosta-Velázquez y Rodríguez Zúñiga, 2007; Schowengerdt, 2007). En adelante esta escena es referida como AOI.

Caracterización del bosque de manglar y construcción de mapa temático. Se visitaron 73 estaciones de muestreo (Fig. 1) distribuidas a lo largo del AOI. En cada uno de los sitios se registró la posición geográfica con un GPS diferencial (precisión ± 1 m) y se estableció

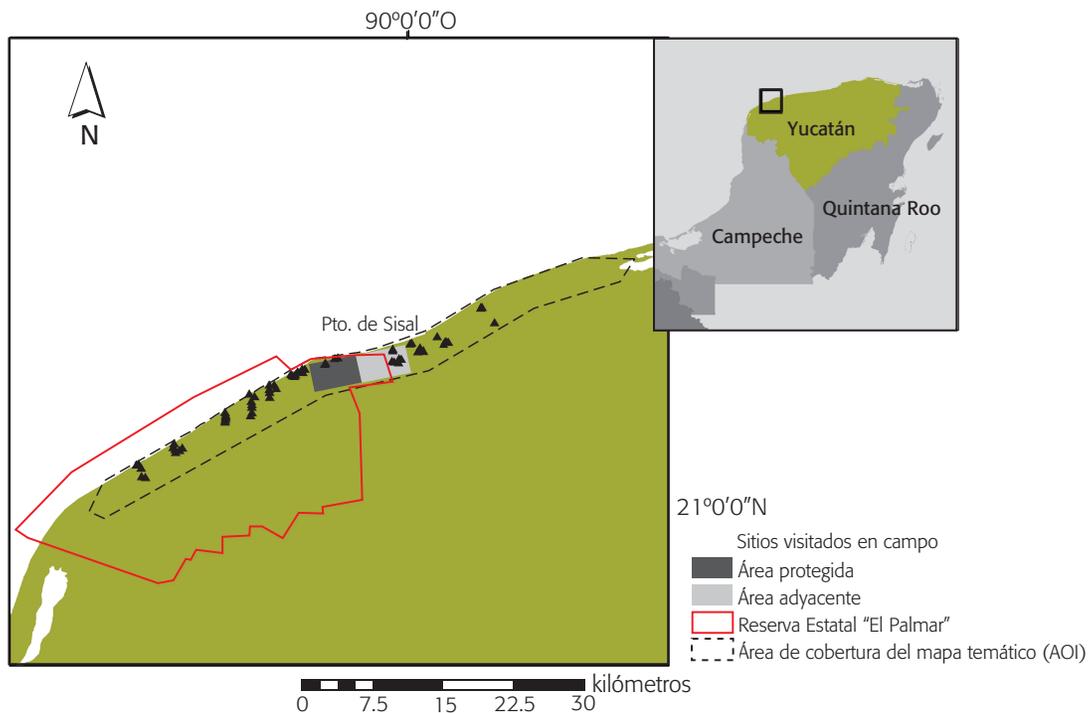


Figura 1. Recuadro, localización de la Reserva Estatal "El Palmar" en el Norte de la Península de Yucatán. Ubicación de sitios visitados en campo, poligonal del área protegida, área de cobertura del mapa temático construido y áreas de muestreo utilizadas para la comparación de las características del paisaje entre la reserva y el área adyacente.

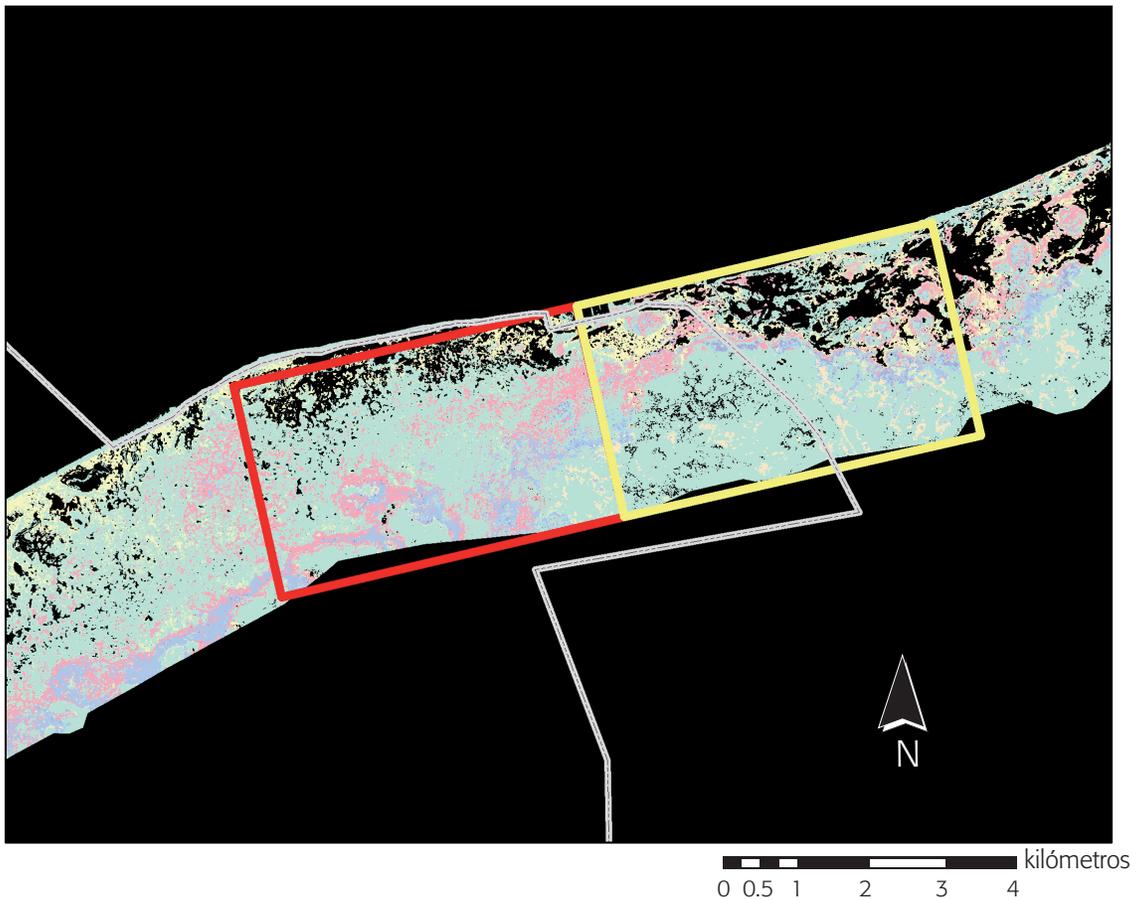
un cuadrante de 5 x 5 m (25 m²). En los cuadrantes se obtuvieron datos cuantitativos sobre el diámetro a la altura del pecho (DAP) de los troncos, densidad y riqueza específica, así como de la altura máxima del dosel (resolución 0.1 m) con un hipsómetro previamente calibrado (Cintron & Schaeffer, 1984; Green *et al.*, 1998). Los troncos que presentaban bifurcación por debajo de 1.3 m fueron considerados como individuos distintos (Cintron & Schaeffer, 1984).

Para identificar los hábitat (clases) de manglar, considerados como asociaciones de especies de manglar descritas objetivamente en un entorno definido (Bunce *et al.*, 2013), los datos cuantitativos obtenidos se utilizaron para llevar a cabo un análisis jerárquico con el índice de similitud de Bray-Curtis y el método de agrupamiento ponderado al tamaño del clúster (Mumby & Harborne, 1999; Rioja-Nieto & Sheppard, 2008). De los sitios de entrenamiento visitados, 53 se agregaron al AOI mediante el método de siembra de píxeles (Green *et al.*, 2000) para generar el archivo de firmas espectrales y llevar a cabo una clasificación supervisada con el algoritmo de máxima verosimilitud. La precisión del mapa se evaluó mediante una matriz de error utilizando 20 sitios de entrenamiento no empleados para el proceso de clasificación (Story & Congalton, 1986; Congalton, 1991). El mapa obtenido se exportó a un entorno SIG para determinar el área, fragmentación y compactación del hábitat. ERDAS Imagine 2011 fue utilizado para llevar a cabo el pre-procesamiento de la escena, clasificación supervisada y cálculo de la precisión.

Selección de regiones de muestreo. En el entorno SIG, se comparó el área (m²), fragmentación (no. de parches) y compactación ($a \cdot p^{-2}$ de cada uno de los parches, donde a =área y p =perímetro) del bosque

de manglar mediante la selección de todos los parches dentro de un polígono rectangular de 13.9 km² dentro y fuera del ANP (Fig. 2). En adelante estas regiones son referidas como área dentro y fuera, respectivamente. Debido a que los parches localizados en la zona marginal entre las dos áreas comparadas se asignaron a una u otra en función de la región que contuviera la mayor área del parche, así como a diferencias en cobertura de manglar, el área dentro tuvo ~ 60 % menor área cubierta por manglar. Esto no afectó las comparaciones, dado el alto número de observaciones (> 8,000 parches) obtenidas para cada región. Sin embargo, para los análisis de área y compactación, se estandarizó a porcentaje del total de la región muestreada. El área considerada como fuera del ANP abarcó una sección de la poligonal del área protegida. Se decidió hacer esta partición ya que es a partir del límite Este del área dentro (Fig. 2), donde en la práctica se comienza con la regulación de las actividades dentro del ANP. El puerto de abrigo de Sisal (que funciona como una barrera "natural") y la caseta de acceso al ANP, se encuentran en este límite. Las regiones dentro y fuera son espacialmente adyacentes y presentan la misma orientación, por lo que se consideró que tenía características ambientales similares.

Fragmentación, área y compactación del hábitat dentro y fuera del área protegida. Se llevó a cabo un análisis de regresión entre la frecuencia y el área de los parches de manglar en la región muestreada dentro y fuera del ANP, respectivamente. Con estos datos se realizó una prueba de pendientes para determinar si la fragmentación presentaba el mismo patrón entre las áreas contrastadas (Brower *et al.*, 1998). Así mismo, se utilizó una prueba de chi-cuadrada para identificar diferencias en el número de parches del mismo tipo de hábitat de manglar dentro y fuera del ANP.



Polígono del ANP, áreas muestreadas y tipos de hábitat de manglar

- | | | | |
|--|-----------------------------|--|---|
| | Reserva Estatal "El Palmar" | | Parches de gran altura, con porcentaje alto de <i>Conocarpus erectus</i> y porcentaje medio de <i>Laguncularia racemosa</i> (100) |
| | Área dentro del ANP | | Parches de gran altura dominados por <i>Laguncularia racemosa</i> (60) |
| | Área fuera del ANP | | Parches de altura media, con porcentaje alto de <i>Laguncularia racemosa</i> y presencia de <i>Rhizophora mangle</i> (81) |
| | | | Parches de altura media, dominados por <i>Avicennia germinas</i> (56) |
| | | | Parches de baja altura, con porcentaje alto de <i>Avicennia germinas</i> y porcentaje medio de <i>Laguncularia racemosa</i> (50) |
| | | | Parches de altura media, con porcentaje medio de <i>Laguncularia racemosa</i> , porcentaje medio de <i>Rhizophora mangle</i> y porcentaje bajo de <i>Avicennia germinas</i> (5) |
| | | | Parches de altura media, con porcentaje alto de <i>Rhizophora mangle</i> y porcentaje bajo de <i>Avicennia germinas</i> (78) |
| | | | Parches de gran altura, con porcentaje alto de <i>Rhizophora mangle</i> y bajo porcentaje de <i>Conocarpus erectus</i> y <i>Avicennia germinas</i> (100) |
| | | | Parches de gran altura, con porcentaje alto de <i>Rhizophora mangle</i> y bajo porcentaje de <i>Laguncularia racemosa</i> (100) |
| | | | Parches de baja altura, con porcentaje alto de <i>Rhizophora mangle</i> y porcentaje medio de <i>Conocarpus erectus</i> (100) |
| | | | Sin datos |

Figura 2. Sección del mapa temático de los hábitat de manglar en la Reserva Estatal "El Palmar" y área adyacente. Entre paréntesis se presentan las precisiones de utilización de cada uno de los hábitat de manglar caracterizados. Una sección del área considerada como fuera del ANP (rectángulo amarillo) incluye parte de la poligonal del área protegida debido a que es a partir del borde Este del área considerada dentro (rectángulo rojo) donde en la práctica se comienza con la regulación de actividades dentro del ANP. En esta zona se localizan tanto el puerto de Abrigo de Sisal, que funciona como una barrera "natural", así como la caseta de control de acceso a la reserva.

El área y compactación de los parches de manglar no presentó una distribución normal ($p < 0.05$) y ninguna transformación modificó esta condición. Por lo tanto, se utilizó un análisis de Kruskal-Wallis con la prueba de comparación múltiple de Tukey no paramétrica (Zar, 1984), para identificar diferencias entre el mismo tipo de hábitat de manglar en ambas regiones.

Los análisis estadísticos se llevaron a cabo con S-plus 6.2., Matlab 7.6, Excel y Primer 6.0.

RESULTADOS

Mapa temático del hábitat. Considerando un nivel de similitud del 80% entre sitios de entrenamiento, edición contextual y similitud es-

pectral entre los hábitat de manglar, se obtuvo un mapa temático con 10 tipos de hábitat de manglar (Tabla 1, Fig. 2) con una precisión general del 70% y un coeficiente Kappa de 0.59.

Fragmentación. La relación entre el área y frecuencia de los parches, dentro y fuera del ANP, sigue un modelo potencial ($p < 0.05$). En general ambas regiones tienen más parches con áreas relativamente pequeñas, un menor número de tamaño medio y muy pocos parches con una alta extensión superficial (Fig. 3). El patrón de fragmentación general fue similar entre las regiones contrastadas ($p > 0.05$); sin embargo, la fragmentación entre los mismos hábitats de manglar (Fig. 4) dentro y fuera del ANP fue distinta ($X^2 = 530.187, p < 0.0001$). En el área dentro, las clases 3 (parches de altura media, con porcentaje alto de *L. racemosa* y presencia de *R. mangle*), 4 (parches de altura media, dominados

Tabla 1. Características principales de los hábitat de manglar utilizados para obtener el mapa temático. Intervalo de porcentaje de cobertura de especies: > 1 (presencia), $\geq 2 \leq 25$ (bajo), $> 25 \leq 50$ (medio), $> 50 \leq 75$ (alto), > 75 (dominado). Intervalo de alturas promedio: $> 1 \leq 5$ (bajo), $5 \leq 10$ (medio), > 10 (gran).

No. de Clase	Características principales de la clase
1	Parches de gran altura, con porcentaje alto de <i>Conocarpus erectus</i> y porcentaje medio de <i>Laguncularia racemosa</i> .
2	Parches de gran altura dominados por <i>Laguncularia racemosa</i> .
3	Parches de altura media, con porcentaje alto de <i>Laguncularia racemosa</i> y presencia de <i>Rhizophora mangle</i> .
4	Parches de altura media, dominados por <i>Avicennia germinans</i> .
5	Parches de baja altura, con porcentaje alto de <i>Avicennia germinans</i> y porcentaje medio de <i>Laguncularia racemosa</i> .
6	Parches de altura media, con porcentaje medio de <i>Laguncularia racemosa</i> , porcentaje medio de <i>Rhizophora mangle</i> y porcentaje bajo de <i>Avicennia germinans</i> .
7	Parches de altura media, con porcentaje alto de <i>Rhizophora mangle</i> y porcentaje bajo de <i>Avicennia germinans</i> .
8	Parches de gran altura, con porcentaje alto de <i>Rhizophora mangle</i> y bajo porcentaje de <i>Conocarpus erectus</i> y <i>Avicennia germinans</i> .
9	Parches de gran altura, con porcentaje alto de <i>Rhizophora mangle</i> y bajo porcentaje de <i>Laguncularia racemosa</i> .
10	Parches de baja altura, con porcentaje alto de <i>Rhizophora mangle</i> y porcentaje medio de <i>Conocarpus erectus</i> .

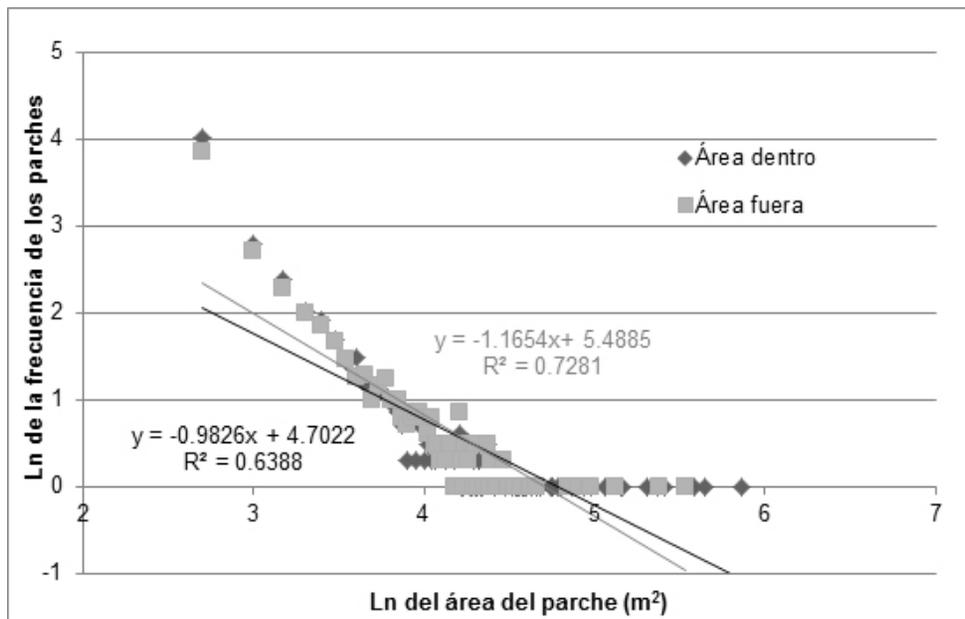


Figura 3. Relación entre el área de los parches y su frecuencia en incrementos de 500 m² en el área muestreada dentro y fuera del ANP El Palmar, Yucatán, respectivamente. Las líneas de tendencia representan una regresión potencial ($p < 0.0001$) para cada una de las regiones.

por *A. germinans*), 6 (parches de altura media, con porcentaje medio de *L. racemosa*, porcentaje medio de *R. mangle* y porcentaje bajo de *A. germinans*) y 7 (parches de altura media, con porcentaje alto de *R. mangle* y porcentaje bajo de *A. germinans*) presentaron una mayor fragmentación, mientras que en las clases 1 (parches de gran altura, con porcentaje alto de *C. erectus* y porcentaje medio de *L. racemosa*), 5 (parches de baja altura, con porcentaje alto de *A. germinans* y porcentaje medio de *L. racemosa*) y 8 (parches de gran altura, con porcentaje alto de *R. mangle* y bajo porcentaje de *C. erectus* y *A. germinans*) la fragmentación fue menor. Los parches correspondientes a la clase 2 (parches de gran altura dominados por *L. racemosa*) ocurren varias veces en el área fuera, pero no se encontraron en el área dentro y para la clase 10 (parches de baja altura, con porcentaje alto de *R. mangle* y porcentaje medio de *C. erectus*), sólo se encontró un parche en el área fuera (Fig. 4). Por lo tanto estas clases se consideraron distintas en relación a las características evaluadas en el paisaje. La clase 9 (parches de gran altura, con porcentaje alto de *R. mangle* y bajo porcentaje de *L. racemosa*) presentó un valor menor dentro del ANP (0.009% con respecto a 0.16 % en el área fuera), pero este valor correspondió a un solo parche en ambas regiones contrastadas.

Área y compactación. En el área dentro, la extensión de los parches correspondientes a las clases de manglar 5 y 6 fue mayor, mientras que las coberturas de las clases 1 y 7 fueron menores ($p < 0.05$). En particular, la clase 7 mostró una cobertura mucho mayor fuera del ANP (Fig. 5a). En relación a la compactación, la clase 7 presentó un mayor valor ($p < 0.05$) fuera del ANP (Fig. 5b). Las comparaciones entre los otros tipos de hábitat no presentaron diferencias significativas ($p > 0.05$).

DISCUSIÓN

El establecimiento de ANP's, donde se implementan estrategias adecuadas de manejo, tiende a mantener la integridad del paisaje permitiendo el aumento del área y compactación, así como la disminución de

la fragmentación del hábitat de interés (Rioja-Nieto & Sheppard, 2008; Sims, 2013). En el caso de la Reserva Estatal "El Palmar", las diferencias encontradas en las características del paisaje contrastadas con el área adyacente, no indican un efecto claro de las estrategias utilizadas en el área protegida en la estructura del paisaje.

El patrón general de fragmentación en función de la frecuencia del tamaño de los parches en las áreas comparadas se ajustó a un modelo potencial. Esto coincide con observaciones obtenidas en otros ecosistemas costeros distribuidos en distintas regiones (Langmead & Sheppard, 2004; Purkis *et al.*, 2005; Rioja-Nieto & Sheppard, 2008). Así mismo, no se encontró una diferencia significativa ($p > 0.05$) al comparar la pendiente y ordenada al origen entre las áreas. Es decir, en ambas áreas, los tipos de hábitat de manglar tienen más parches con áreas relativamente pequeñas, un menor número de tamaño mediano y muy pocos parches con una extensión superficial grande.

Al comparar entre clases, en el área dentro, solamente tres clases (1, parches de gran altura, con porcentaje alto de *C. erectus* y porcentaje medio de *L. racemosa*) 5, (parches de baja altura, con porcentaje alto de *A. germinans* y porcentaje medio de *L. racemosa*) y 8 (parches de gran altura, con porcentaje alto de *R. mangle* y bajo porcentaje de *C. erectus* y *A. germinans*) presentaron una menor fragmentación, dos clases (5 y 6, parches de altura media, con porcentaje medio de *L. racemosa*, porcentaje medio de *R. mangle* y porcentaje bajo de *A. germinans*) una mayor área y no se observó algún tipo de hábitat de manglar con mayor compactación. Considerando el tiempo que tiene la reserva de haber sido establecida (~25 años), lo cual será suficiente para observar efectos positivos en las características evaluadas a escala de paisaje (Osland *et al.*, 2012), se esperaría observar mayores diferencias en el hábitat de manglar entre las áreas contrastadas. Lo anterior seguramente se debe a que las estrategias de manejo utilizadas en el área protegida están principalmente enfocadas al control de las actividades de caza de aves y no al mantenimiento y/o restauración del hábitat. Por lo tanto, las diferencias observadas probablemente es-

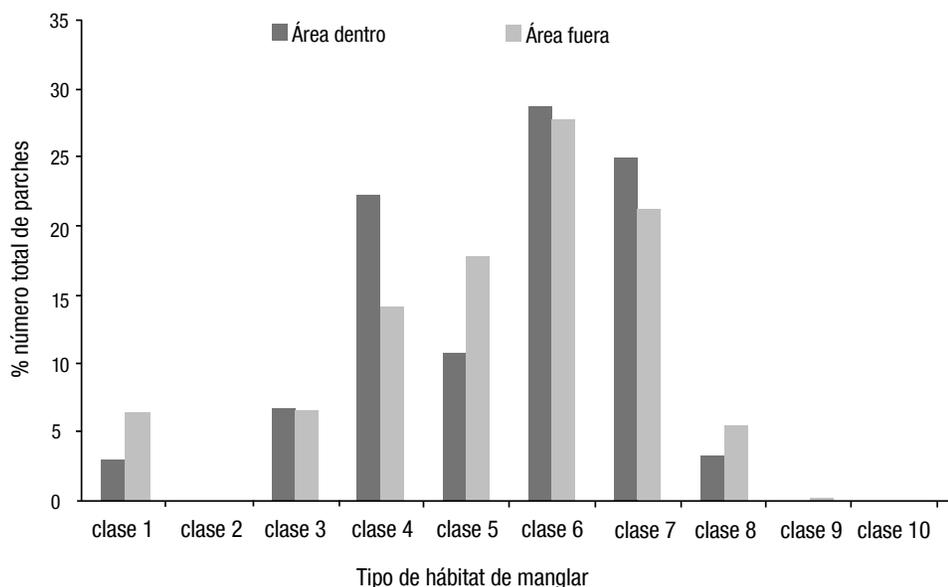
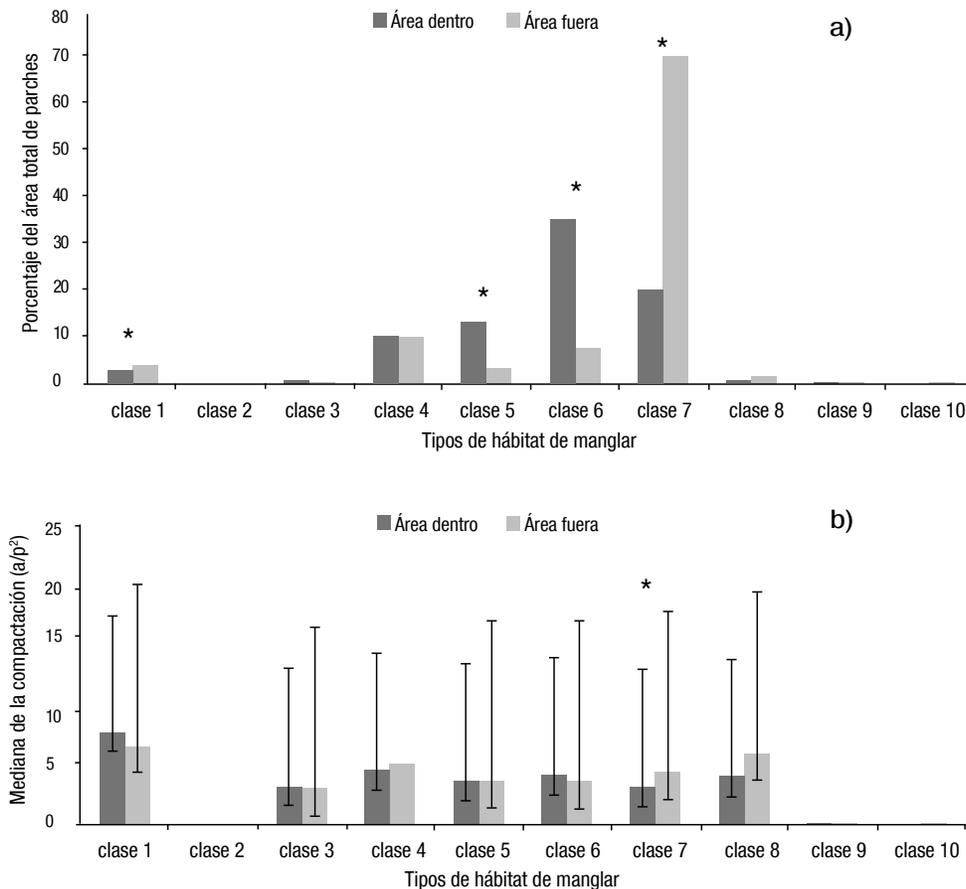


Figura 4. Número de parches estandarizado para cada tipo de hábitat de manglar en la región muestreada dentro y fuera del ANP El Palmar, Yucatán.



Figuras 5a-b. (a) Cobertura estandarizada de los distintos tipos de hábitat de manglar dentro y fuera del ANP El Palmar, Yucatán. (b) Mediana de la compactación de los distintos tipos de hábitat de manglar en las regiones contrastadas. Las líneas negras representan el cuartil superior e inferior para cada uno de los tipos de hábitat. * indica donde se encontró una diferencia significativa ($p < 0.05$).

tén más relacionadas con diferencias en condiciones locales como tipo de suelo, régimen hidrológico, régimen de mareas (Chapman, 1977; Field, 2000; López-Medellín *et al.*, 2011), procesos ecológicos y/o perturbaciones naturales (Adame *et al.*, 2012) y antropogénicas (Ruiz-Luna *et al.*, 2008), todas ellas características no evaluadas en este estudio.

Los parches de baja altura dominados por *A. germinans* (clase 5) dentro del ANP y los parches de altura media dominados por *R. mangle* (clase 7) fuera del ANP, presentaron una mayor área y menor fragmentación. Así mismo, la clase 7 presentó una mayor compactación entre las áreas contrastadas, por lo cual pudiera tener una mayor riqueza específica (Forman, 2006) y menor susceptibilidad a perturbaciones (Bogaert, *et al.*, 2000), con respecto a las otras clases. Estos tipos de hábitat de manglar, en conjunto con aquellos parches dominados por árboles de gran altura (clases 1, 2, 8 y 9), y por lo tanto naturalmente resilientes a las perturbaciones dada su persistencia, deben de tener especial consideración en futuras estrategias de manejo, ya que probablemente juegan un papel fundamental para mantener la función del ecosistema bajo condiciones ambientales cambiantes.

Los resultados que aquí se presentan resaltan la importancia de ajustar las medidas de manejo en la Reserva Estatal "El Palmar", de tal

manera que estas tengan un efecto positivo en la integridad del hábitat, lo cual a su vez permita la persistencia del ecosistema y los servicios ambientales asociados. Estas observaciones son relevantes considerando que actualmente se encuentra en revisión el plan de manejo del ANP, así como en proceso el establecimiento de una nueva ANP adyacente, con lo cual la mayor parte de la franja costera de la Península de Yucatán, región donde se ubica más de la mitad de los bosques de manglar del país, contará con algún esquema de protección. Este trabajo muestra la utilidad del uso de imágenes satelitales integradas a un SIG para el diseño y evaluación de áreas protegidas, herramientas que continúan demostrando ser las más efectivas para la conservación de la biodiversidad (Marton-Lefevre, 2014).

AGRADECIMIENTOS

Al proyecto No. 153599 del fondo SEP-CONACyT y el proyecto No. IA202011 IACOD-UNAM por los recursos otorgados y beca para JMR. De igual manera a la Secretaría de Desarrollo Urbano y Medio Ambiente del estado de Yucatán por el apoyo otorgado para la realización del trabajo de campo.

REFERENCIAS

- ABURTO-OROPEZA, O., E. EZCURRA, G. DANEMANN, V. VALDEZ & J. MURRAY. 2008. Mangroves in the Gulf of California increase fishery yields. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 105 (30): 10456-10459.
- ABURTO-OROPEZA, O., B. ERISMAN, G. R. GALLAND, I. MASCAREÑAS-OSORIO, E. SALA & E. EZCURRA. 2011. Large Recovery of Fish Biomass in a No-Take Marine Reserve. *PLoS ONE* 6 (8): e23601.
- ACOSTA-VELÁZQUEZ, J. & M. RODRÍGUEZ ZÚÑIGA. 2007. *Los manglares de México: estado actual y establecimiento de un programa de monitoreo a largo plazo: 1ra. Etapa*. Comisión Nacional para el para el Conocimiento y uso de la Biodiversidad. México. 70 p.
- ADAME, M. F., A. ZALDÍVAR-JIMENEZ, C. TEUTLI, J. P. CAAMAL, M. T. ANDUEZA, H. LÓPEZ-ADAME, R. CANO, H. A. HERNÁNDEZ-ARANA, R. TORRES-LARA & J. A. HERRERA-SILVEIRA. 2012. Drivers of Mangrove Litterfall within a Karstic Region Affected by Frequent Hurricanes. *Biotropica* 45 (2): 147-154.
- ASHRAF, S., L. GRABYN & B. J. HICKS. 2012. Image data fusion for the remote sensing of freshwater environments. *Applied Geography* 32: 619-628.
- BOGAERT, J., R. ROSSEAU, P. VAN HECKE, & I. IMPENS. 2000. Alternative área-perimeter ratios for measurement of 2D shape compactness of hábitats. *Applied Mathematics and Computation* 111: 71-85.
- BROWER, J. E., J. H. ZAR & C. N. VON ENDE. 1998. *Field and Laboratory Methods for General Ecology*. 4th ed. McGraw-Hill. USA. 273 p.
- BUNCE, R. G. H., M. M. B. BOGERS, D. EVANS, L. HALADA, R. H. G. JONGMAN, C. A. MUCHER, B. BAUCH, G. DE BLUST, T. W. PARR & L. OLSVIG-WHITTAKER. 2013. The significance of habitats as indicators of biodiversity and their links to species. *Ecological Indicators*: 19-25.
- CINTRON, G. & Y. SCHAEFFER. 1984. *Methods for studying mangrove structure*. UNESCO, Paris. pp. 91-113.
- CONABIO (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad). 2009. *Manglares de México: Extensión y distribución*. 2a ed. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México. 99 p.
- CONGALTON, R. G. 1991. A Review of Assessing the Accuracy of Classifications of Remotely Sensed Data. *Remote Sensing of Environment* 37: 35-46.
- COSTANZA, R., R. D'ARGE, R. GROTT, S. FARBER, M. GRASSO, B. HANNON, K. LIMBURG, S. NAEEM, R. O'NEILL, J. PARUELO, R. G. RASKIN & P. SUTTON. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387: 253-260.
- CHAPMAN, V. J. 1977. *Mangrove Vegetation*. Cramer-Verlag. Berlin. 444 p.
- ERDAS. 2014. *Manual de usuario*. Intergraph. EUA.
- ESBAH, H., B. DENIZ, B. KARA & B. KESGIN. 2010. Analyzing landscape changes in the Bafa Lake Nature Park of Turkey using remote sensing and landscape structure metrics. *Environmental Monitoring and Assessment* 165: 617-632.
- FAO (Food and Agriculture Organization). 2007. *The World's mangroves 1980-2005*. FAO Forestry Paper 153. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, p. 77.
- FIELD, C. D. 2000. Mangroves, *In*: Sheppard, C. (Ed.). *Seas at the Millennium an Environmental Evaluation*. Elsevier Science Ltd. Netherlands, pp. 17-32.
- FORMAN, R. T. T. 2006. *Land Mosaics*. Cambridge University Press, UK. 632 p.
- GREEN, E., P. J. MUMBY, A. J. EDWARDS, C. D. CLARK & A. C. ELLIS. 1998. The Assessment of Mangrove Areas using High Resolution Multispectral Airborne Imagery. *Journal of Coastal Research* 14 (2): 433-443.
- GREEN, E. P., P. J. MUMBY, A. J. EDWARDS & C. D. CLARK. 2000. *Remote Sensing Handbook for Tropical Coastal Management*. United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization, Paris. 316 p.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2010. *Censo de Población y vivienda*. disponible en línea en: http://www.inegi.org.mx/sistemas/consulta_resultados/iter2010.aspx?c=27329&s=est (consultado el 16 de octubre de 2013).
- LANGMEAD, O. & C. SHEPPARD. 2004. Coral reef community dynamics and disturbance: a simulation model. *Ecological Modelling* 175: 271-290.
- LESTER, S. E., B. S. HALPERN, K. GRORUD-COLVERT, J. LUBCHENCO, B. I. RUTTENBERG, S. D. GAINES, S. AIRAMÉ & R. R. WARNER. 2009. Biological effects within no-take marine reserves: a global synthesis. *Marine Ecology Progress Series* 384: 33-46.
- LÓPEZ-MEDELIN, X., E. EZCURRA, C. GONZÁLEZ-ABRAHM, J. HAK, L. S. SANTIAGO & J. O. SICKMAN. 2011. Oceanographic anomalies and sea level rise drive mangroves inland in the Pacific coast of Mexico. *Journal of Vegetation Science* 22 (1): 143-151.
- MARTON-LEFEVRE, J. 2014. Planet at the crossroads. *Science* 346 (6209): 525.
- MUMBY, P. J., A. J. EDWARDS, E. ARIAS-GONZÁLEZ, K. C. LINDENMAN, P. G. BLACKWELL, A. GALL, M. I. GORCZYNSKA, A. R. HARBORNE, C. L. PESCOD, H. RENKEN, C. C. C. WABNITZ & G. LLEWELLYN. 2004. Mangroves enhance the biomass of coral reef fish communities in the Caribbean. *Nature* 427: 533-536.
- MUMBY, P. J. & A. R. HARBORNE. 1999. Development of a systematic classification scheme of marine habitats to facilitate regional management and mapping of Caribbean coral reefs. *Biological Conservation* 88: 155-163.
- ODUM, W. E. & E. J. HEALD. 1972. Trophic Analysis of an estuarine mangrove community. *Bulletin of Marine Science* 22: 671-738.
- OSLAND, M. J., A. C. SPIVAK, J. A. NESTLERODE, J. M. LESSMAN, A. E. ALMARIO, P. T. HEITMULLER, M. J. RUSSELL, K. W. KRAUSS, F. ALVAREZ, D. D. DANTIN, J. E. HARVEY, A. S. FROM, N. CORMIER & C. L. STAGG. 2012. Ecosystem development after mangrove wetland creation: plant-soil change across a 20-year chronosequence. *Ecosystems* 15: 848-866.
- PURKIS, S. J., B. M. RIEGL & S. ANDRÉFOUËT. 2005. Remote sensing of geomorphology and facies patterns on a modern carbonate ramp

- (Arabian Gulf, Dubai, U.A.E.). *Journal of Sedimentary Research* 75: 861-876.
- RAMÍREZ, G., J. LÓPEZ & D. OCAÑA. 1998. Mangrove vegetation assessment in the Santiago River Mouth, Mexico by means of supervised classification using Landsat TM imagery. *Forest Ecology and Management* 105: 217-229.
- SHABAN, M. A. Y O. DIKSHIT. 2002. Evaluation of the merging of SPOT multispectral and panchromatic data for classification of an urban environment. *International Journal of Remote Sensing*. 23:249-262.
- RAMSAR (Convención sobre los humedales de importancia internacional), disponible en línea: http://www.ramsar.org/cda/es/ramsar-documents-list-anno-mexico/main/ramsar/1-31-218%5E16517_4000_2 (consultado, octubre de 2013).
- RIOJA-NIETO, R. & C. SHEPPARD. 2008. Effects of management strategies on the landscape ecology of a Marine Protected Area. *Ocean & Coastal Management* 51 (5): 397-404.
- ROBERTS, C. M., J. A. BOHNSACK, F. GELL & J. P. HAWKINS. 2001. Effects of marine reserves on adjacent fisheries. *Science* 294: 1920-1923.
- RUIZ-LUNA, A., J. ACOSTA-VELÁZQUEZ & C. A. BERLANGA-ROBLES. 2008. On the reliability of the data of the extent of mangroves: A case study in Mexico. *Ocean & Coastal Management* 51: 342-351.
- SALE, P. F., R. K. COWEN, B. S. DANILOWICZ, G. P. JONES, J. P. KRITZER, K. C. LINDEMAN, S. PLANES, N. V. C. POLUNIN, G. R. RUSS, Y. J. SADOWY & R. S. STENECK. 2006. Critical science gaps impede use of no-take fishery reserves. *Trends in Ecology and Evolution* 20 (2): 74-80.
- SCHOWENGERDT, R. A. 2007. *Remote Sensing Models and Methods for Image Processing*. 3rd ed. Elsevier, Inc., USA. 515 p.
- SEDUMA (Secretaría de Desarrollo Urbano y Medio Ambiente de Yucatán). 2006. *Programa de Manejo Reserva Estatal el Palmar*. Gobierno del Estado de Yucatán, 149 p.
- SIMS, K. R. E. 2013. Do Protected Areas Reduce Forest Fragmentation? A microlandscapes Approach. *Environmental and Resource Economics* 10.1007/s10640-013-9707-2.
- STORY, M. & R. G. CONGALTON. 1986. Accuracy assessment: A user's perspective. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* 52: 397-399.
- TEH, L. C. L., L. S. L. TEH & T. J. PITCHER. 2012. A tool for site prioritization of marine protected areas under data poor conditions. *Marine Policy* 36: 1290-1300.
- WOODROFFE, C. 1992. Mangrove sediments and geomorphology, *In*: Robertson, A. I., Alongi, D. M. (Eds.). *Coastal and Estuarine Studies*. American Geophysical Union, Washington, DC, pp. 7-41.
- ZAR, J. H., 1984. *Biostatistical Analysis*. 2nd ed. Prentice-Hall, USA. 718 p.

Recibido: 02 de marzo de 2014.

Aceptado: 06 de marzo de 2015.