

DINÁMICA DE LA COBERTURA DEL MANGLAR EN EL MUNICIPIO DE ALVARADO, VERACRUZ, MÉXICO USANDO UNA SERIE DE TIEMPO LARGA

DYNAMICS OF MANGROVE COVER IN THE MUNICIPALITY OF ALVARADO, VERACRUZ, MEXICO USING A LONG TIME SERIES

GILBERTO SILVA LÓPEZ¹,  MARÍA GUADALUPE RUIZ GÓMEZ² Y  JORGE ANTONIO GÓMEZ DÍAZ^{1*}

¹ Instituto de Investigaciones Biológicas, Universidad Veracruzana, Xalapa, México.

² Instituto de Biotecnología y Ecología Aplicada, Universidad Veracruzana, Xalapa, México.

*Author for correspondence: jorgogomez@uv.mx

Resumen

Antecedentes: Los manglares están en constante transformación por procesos ecológicos y antrópicos. El uso de imágenes de satélite a través de la teledetección ayuda a entender y estudiar la dinámica y los cambios espacio temporales de los manglares.

Pregunta: ¿Cuál es la dinámica de la cobertura del manglar en el municipio de Alvarado usando una serie de tiempo larga?

Descripción de datos: Todas las imágenes disponibles de Landsat.

Sitio y años de estudio: El municipio de Alvarado, Veracruz desde el año 1985 hasta el año 2021.

Métodos: Calculamos y estimamos el NDVI para todas las imágenes satelitales Landsat a una resolución espacial de 30 m. Identificamos los patrones en la dinámica del manglar con base en la trayectoria anual usando una serie de tiempo larga.

Resultados: El promedio anual del NDVI del manglar incrementó linealmente durante el período de estudio. El 50 % de la cobertura del manglar (118 km²) está conformada por áreas sin perturbación desde el inicio del período estudiado, acumulando entre 25 y 36 años sin cambio. Las áreas con mayor biomasa representan el 0.2 % de la cobertura del manglar en el municipio. Identificamos áreas con buena calidad en la cobertura del manglar los cuales son sitios prioritarios para la conservación.

Conclusiones: El municipio de Alvarado requiere urgentemente planes y acciones para conservar las zonas con mayor calidad de manglar que aún persisten. Estas zonas deberían protegerse por su importancia para la conservación de la biodiversidad y porque están amenazadas por la expansión urbana y agrícola.

Palabras clave: altura de dosel, biomasa, conservación, Google Earth Engine, humedal, Landsat.

Abstract

Background: Ecosystems are in constant transformation by ecological and anthropic processes. The use of satellite images through remote sensing helps to understand and study the dynamics and space-time changes of the vegetation.

Question: What are the dynamics of mangrove cover in the municipality of Alvarado, Veracruz, Mexico using a long time series?

Data description: All available Landsat images.

Study site and dates: The municipality of Alvarado, Veracruz from 1985 to 2021.

Methods: We compute and create NDVI composites for all Landsat satellite images at 30 m spatial resolution. We identify patterns in mangrove dynamics based on the annual trajectory of NDVI using a long time series.

Results: The annual average of the mangrove NDVI in the municipality of Alvarado increased linearly during the study period. 50 % of the mangrove cover of the study area (118 km²) is made up of areas where the mangrove cover has not been disturbed since the beginning of the period studied, accumulating between 25 and 36 years without change. The areas with the highest biomass represent only 0.2 % of the mangrove cover in the municipality. We identified areas with excellent quality mangrove cover, and priority conservation sites.

Conclusions: The municipality of Alvarado requires urgent plans and actions to create conservation initiatives. In addition, the areas with a higher quality of mangroves that remain in the municipality should be protected due to their importance for the conservation of biodiversity and because they are threatened by urban and agricultural expansion.

Keywords: canopy height, biomass, conservation, Google Earth Engine, wetland, Landsat.



La teledetección se ha constituido como una herramienta fundamental para analizar y evaluar la deforestación, el cambio de uso del suelo y el impacto del cambio climático en diferentes tipos de vegetación, entre ellos los manglares (Alongi & Mukhopadhyay 2015). Además, las imágenes de satélite ayudan en el seguimiento de la perturbación y la recuperación de la vegetación después de disturbios (Liu *et al.* 2021). Es decir, el análisis de la perturbación en la vegetación, a través del tiempo, no sólo permite conocer la recuperación de la vegetación, sino también la trayectoria de la sucesión ecológica (Walker *et al.* 2010). Asimismo, puede facilitar el rastreo de estos cambios en la biomasa y la distribución de especies, el ciclo de nutrientes, las emisiones de gases de efecto invernadero y la heterogeneidad del paisaje (Wunch *et al.* 2009, Liu *et al.* 2011, Nagendra *et al.* 2013, Chang *et al.* 2015).

En general, para realizar estos análisis se utilizan sensores remotos, como el Radiómetro Avanzado de Muy Alta Resolución (AVHRR, por sus siglas en inglés) (Cracknell 1997), el Espectroradiómetro de Imágenes de Resolución Moderada (MODIS, por sus siglas en inglés) (Pagano & Durham 1993) y las imágenes Landsat (Powers & Jetz 2019). Las imágenes Landsat, a pesar de su resolución (30 m por píxel), tienen un potencial para proporcionar detalles históricos que resultan útiles en el monitoreo y manejo de áreas perturbadas (Banskota *et al.* 2014, Pflugmacher *et al.* 2014, Schmidt *et al.* 2015). Por otra parte, una herramienta que permite procesar con rapidez y precisión grandes cantidades de imágenes satelitales es la plataforma Google Earth Engine (GEE), la cual ayuda a identificar dónde y cuándo se ha producido algún cambio en la vegetación terrestre a alta resolución (Gorelick *et al.* 2017). En GEE se almacenan décadas de imágenes históricas y conjuntos de datos científicos (Yu & Gong 2012). Esta plataforma nos permite acceder a la mayoría de los datos de Landsat y descargarlos en línea, incluyendo todas las imágenes de Landsat 1-5 Thematic Mapper (TM), Landsat 7 Enhanced Thematic Mapper (ETM +) y Landsat 8 Operational Land Imager (OLI) y Thermal Infrared Sensor (TIRS) (Patel *et al.* 2015).

Por lo tanto, GEE tiene un gran potencial para el análisis de series de tiempo largas, por ejemplo, se ha utilizado para analizar una serie de tiempo de Uso y Cobertura del Suelo (LULC, por sus siglas en inglés) de 45 años en Brasil (Fortin *et al.* 2020). En otro estudio, haciendo uso de todo el potencial temporal del archivo Landsat, generaron imágenes sintéticas a partir de Series de Tiempo Landsat (LTS, por sus siglas en inglés), las cuales ayudaron a mejorar la identificación de la perturbación y a monitorear el estado de la vegetación en áreas de gran extensión (Pasquarella *et al.* 2017).

En estos estudios, se ha empleado una amplia gama de algoritmos y técnicas para mapear la extensión y la gravedad de la perturbación. Una de las técnicas más utilizadas con este fin es el Índice de Vegetación Diferenciada Normalizada (NDVI) (Tucker 1979), el cual es un índice espectral de la fracción de la radiación fotosintética (Peng *et al.* 2018) que permite describir patrones de productividad primaria neta, mapear áreas perturbadas y evaluar la severidad de la perturbación (Pickell *et al.* 2016). Además, es usado para monitorear la recuperación de la vegetación, después de una perturbación (Lanorte *et al.* 2014).

En el presente estudio, utilizamos imágenes Landsat multitemporales para analizar la dinámica en la cobertura del manglar y los patrones de perturbación en el municipio de Alvarado, Veracruz. En este municipio se encuentra el complejo lagunar de Alvarado, el cual es un sitio Ramsar con ecosistemas representativos y diversos de la planicie costera del Golfo de México, tales como dunas costeras, palmares y grandes bosques de manglares. Además, es considerado como el sitio más importante para el manatí americano (*Trichechus manatus* L.) en Veracruz (Portilla-Ochoa 2003). El contorno de la laguna se encuentra poblado por manglares, predominando el mangle rojo (*Rhizophora mangle* L.), aunque se observan también mangle negro (*Avicennia germinans* L.) y mangle blanco (*Laguncularia racemosa* (L.) C.F.Gaertn.) (Portilla-Ochoa 2003), encontrándose las tres especies en la categoría de Amenazadas de acuerdo con la NOM-059 (SEMARNAT 2010). La relevancia de estudiar los manglares radica en que son bosques de importancia ecológica y económica ubicados en los trópicos (Alongi 2014). Son ecosistemas altamente productivos con tasas de producción primaria, patrones de asignación de carbono y tasas de flujo de carbono similares a las de los bosques tropicales perennifolios y los arrecifes de coral (Poungparn & Komiyama 2013, Alongi & Mukhopadhyay 2015).

Aunque los manglares ocupan solo el 0.5 % de la superficie costera mundial, contribuyen entre el 10 y el 15 % (24 Tg C año⁻¹) al almacenamiento de carbono en los sedimentos costeros y exportan entre el 10 y el 11 % del carbono terrestre en partículas al océano (Alongi 2014). Su contribución al secuestro de carbono se percibe como un medio

para la conservación, la restauración y una forma de ayudar a reducir las emisiones de gases de efecto invernadero (Herrera-Silveira *et al.* 2016, Smith *et al.* 2019). De preocupación inmediata son las pérdidas potenciales de carbono por la deforestación (90 - 970 Tg C año⁻¹), las cuales son mayores que las tasas de almacenamiento de carbono en estos ecosistemas (López-Portillo & Ezcurra 2002, Alongi 2014). Adicionalmente, la perturbación humana ha afectado a este tipo de vegetación alterando los ciclos ecológicos y fragmentando los remanentes de vegetación que aún persisten (López-Portillo & Ezcurra 2002, Alongi 2014, Herrera-Silveira *et al.* 2016).

A la fecha no existen estudios que hayan evaluado y monitoreado la dinámica de la perturbación del manglar en Alvarado usando todas las imágenes Landsat disponibles, solo se han realizado trabajos que se centran en los efectos de la perturbación en los manglares en períodos de tiempo cortos (Rodríguez-Medina *et al.* 2017). El acceso a las imágenes de satélite Landsat es una oportunidad de mejorar la caracterización del área perturbada, identificar la gravedad y analizar la recuperación de la vegetación de forma remota. Por lo que los objetivos de este trabajo fueron analizar la dinámica en la cobertura del manglar y calcular el grado de perturbación en este tipo de vegetación en el municipio de Alvarado, utilizando imágenes de satélite Landsat desde el año 1985 hasta el 2021. Aunado a lo anterior, se identificaron zonas que históricamente se han mantenido inalteradas para proponerlas como sitios prioritarios para la preservación del manglar en mejor estado de conservación.

Materiales y métodos

Área de estudio. El municipio de Alvarado es una región portuaria ubicada en la planicie costera del centro de Veracruz, entre los paralelos 18° 33' y 19° 6' N y los meridianos -96° 7' y -95° 30' O, con una superficie de 840.63 km² ([Figura 1](#)). Este municipio tiene una baja densidad poblacional (63 hab / km²) donde predominan el cultivo de la caña de azúcar y la ganadería extensiva (Domínguez-Machin & Silva-López 2020). Lamentablemente, en las últimas décadas se ha generado una gran presión en sus ecosistemas, principalmente por el desarrollo de la economía del sector primario (siendo la ganadería una de las actividades más importantes) y por el desarrollo inmobiliario (sobre todo en la zona conurbada con el municipio de Veracruz). Por lo anterior, ha prevalecido el cambio de uso del suelo, con la conversión de la vegetación original a pastizales o a construcción urbana.

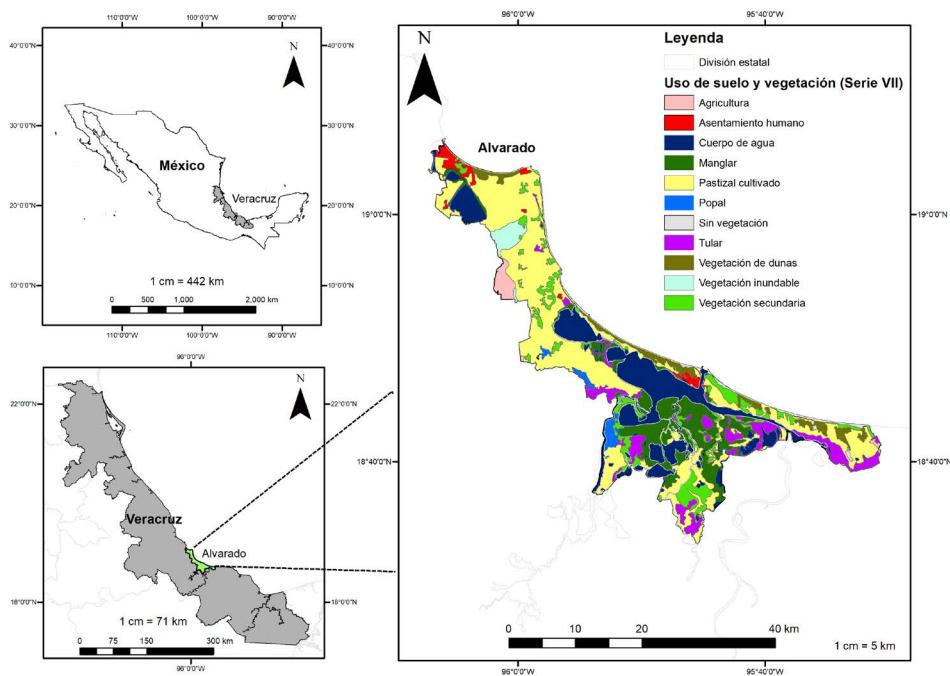


Figura 1. Área de estudio, municipio de Alvarado, Veracruz mostrando el uso del suelo y vegetación (Serie VII, INEGI 2021).

El municipio cuenta con un complejo sistema lagunar provocado por la desembocadura del río Papaloapan y el río Blanco al golfo de México, formando las lagunas Camaronera, Buen País, Alvarado y Tlalixcoyan, junto a muchas otras de menor tamaño. El municipio se encuentra en una de las regiones más biodiversas de Veracruz (Contreras-Espinosa 2010) y al presentar alta diversidad avifaunística, algunas zonas del municipio son parte del Área de Importancia para la Conservación de las Aves (AICA, Ramírez-Bastida *et al.* 2000). Además, aproximadamente el 70 % del municipio de Alvarado fue incluido como humedal de importancia internacional en el año 2004, en la Convención sobre los humedales Ramsar (Portilla-Ochoa *et al.* 2007).

Sin embargo, la falta de planificación y regulación de las actividades productivas y extractivas en el municipio han desencadenado diversos problemas de tipo ecológico (p. ej. fragmentación del hábitat y deterioro del manglar, Silva-López *et al.* 2012), económico (p. ej. pesquerías de baja productividad y falta de valoración de los recursos que ofrece el manglar) y social (p. ej. conflictos organizacionales entre cooperativas y el sector gubernamental, Portilla-Ochoa *et al.* 1998). La vegetación original del municipio está compuesta en su mayoría por manglar (*R. mangle*, *A. germinans* y *L. racemosa*), y en menor proporción por vegetación acuática de hidrófitas (tular y popal), vegetación de dunas costeras, selva baja inundable y bosque de encino tropical ([Figura 1](#)).

Datos y preprocesamiento de imágenes Landsat en Google Earth Engine. Se utilizaron todas las imágenes de reflectancia de superficie disponibles de Landsat 5, 7 y 8 del año 1985 al 2021. Las imágenes se corrigieron utilizando el Landsat Ecosystem Disturbance Adaptive Processing System (LEDAPS) (Schmidt *et al.* 2013), que es generado por Google y proporcionado por el Servicio Geológico de Estados Unidos (USGS, por sus siglas en inglés). Además, se utilizó la ruta de la huella de Landsat 024 fila 047 y el sistema de referencia mundial (WRS) -2, para mapear la dinámica de la cobertura del manglar.

Las imágenes del satélite Landsat 5 provienen del sensor TM con 7 bandas, las del satélite Landsat 7 provienen del sensor ETM que añade un canal pancromático (0.5 - 0.9 μ) a las bandas ya disponibles en el TM; por último, las imágenes del satélite Landsat 8 provienen del sensor OLI con 9 bandas. Las bandas de los satélites utilizados tienen una resolución de 30 m, por lo que se homogenizaron con las bandas de los satélites Landsat 7 y 8, a través de la función de armonización propuesta por Roy *et al.* (2016) que se encuentra en la implementación del algoritmo LandTrendr en GEE (Kennedy *et al.* 2018).

Para disminuir el error por la nubosidad, en la serie de tiempo larga de Landsat, se utilizó la banda “pixel_qa” que Landsat proporciona, la cual es una banda de puntuación de nubosidad que clasifica los píxeles según su nubosidad relativa. Para crear esta banda se combinan la temperatura, el brillo y el Índice Diferencial Normalizado de Nieve (NDSI, por sus siglas en inglés), con el fin de calcular una puntuación de nubosidad que va de 0 a 100 (Vermote *et al.* 2016). Posteriormente, ordenamos las imágenes, usando la función “sort(‘CLOUD_COVER’, true)” incorporada en GEE, para integrar al análisis las imágenes que presentaron una puntuación de nubosidad menor a 20, lo cual elimina el error por nubosidad en las imágenes Landsat. Por último, se hizo un recorte de las imágenes usando la máscara de cobertura del manglar del municipio de Alvarado obtenido del portal de la CONABIO, el cual tiene una extensión de 234 km².

Trayectoria interanual del NDVI. Se redujeron a una sola imagen anual, todas las imágenes limpias de nubes disponibles a lo largo de un año. Para esto se hizo una colección anual de imágenes de reflectancia superficial Landsat mediante la función “medoidMosaic”, del algoritmo LandTrendr en GEE (Kennedy *et al.* 2018). Posteriormente, se obtuvo el NDVI de cada imagen anual utilizando la siguiente fórmula:

$$NDVI = (R_{nir} - R_r) / (R_{nir} + R_r) \quad (1)$$

donde R_{nir} es la reflectancia calibrada de la parte superior de la atmósfera de la banda del infrarrojo cercano y R_r es la reflectancia calibrada de la parte superior de la atmósfera de la banda roja. Esta fórmula refleja la diferencia óptica en la vegetación entre las bandas visible e infrarroja cercana y el fondo del suelo. Los valores del NDVI varían entre -1 y 1 para diferentes tipos de cobertura terrestre (Running 1990).

Por último, se creó un compuesto de imágenes anuales del NDVI, para calcular la Trayectoria interanual del NDVI en GEE. Los resultados de GEE se exportaron al software R v. 4.1.1 (R Core Team 2021) y se calculó el promedio del NDVI de los pixeles de toda el área de estudio. Se calculó la tasa de incremento del NDVI por año, realizando una regresión lineal entre el NDVI como variable dependiente y el tiempo como variable independiente. Se identificaron los cambios en la dinámica de la cobertura del manglar, utilizando los años donde hubo una modificación en la trayectoria anual del NDVI en la serie de tiempo larga. Posteriormente, se calculó el promedio del NDVI por década. Finalmente, se identificaron los cambios espaciales en la cobertura del manglar, considerando su dinámica y los datos sintéticos de la serie de tiempo del NDVI de Landsat.

Reclasificación del NDVI. Con el fin de evaluar la dinámica de la cobertura del manglar en el área de estudio, se reclasificaron todas las imágenes del NDVI, usando un umbral de corte de 0.6. Este umbral fue elegido debido a su buen desempeño para identificar pixeles con vegetación (p. ej. bosques y vegetación arbolada densa) y para discriminar pixeles con espacios abiertos y sin vegetación densa (Wan *et al.* 2019). Todos aquellos pixeles con un valor menor a 0.6 se clasificaron como “Sin manglar” y todos aquellos con un valor igual o mayor a 0.6 se clasificaron como “Con manglar”.

Usamos la fórmula (2) propuesta por Puyravaud (2003) para obtener la tasa anual de cambio forestal:

$$r = \frac{100}{t_2 - t_1} \ln \frac{A_2}{A_1} \quad (2)$$

donde A_1 y A_2 son el área cubierta por bosque natural en el momento t_1 y t_2 , respectivamente, y r es la tasa anual de cambio forestal.

Para conocer el cambio en la cobertura del manglar durante el periodo estudiado, se sumó cada imagen anual del NDVI reclasificada. Si en un pixel hubo un cambio en la clasificación “Con manglar” a “Sin manglar” se le asignó el valor de 0 en ese año. Al final se obtuvo un mapa con el número de años en que cada pixel no ha cambiado (edad del manglar), con valores que van desde 0 (sin manglar) hasta 37 (manglar sin ningún cambio en el periodo estudiado).

Variables de altura del dosel y biomasa. Se utilizaron los datos de altura del dosel forestal global, con resolución espacial de 30 m (Potapov *et al.* 2021). Esta variable fue creada mediante la integración de las mediciones de la estructura forestal, usando datos de imágenes Lidar de la Investigación de Dinámica de Ecosistemas Globales (GEDI, por sus siglas en inglés) y las LTS. El instrumento Lidar de GEDI, a bordo de la Estación Espacial Internacional, ha estado recopilando datos únicos sobre la estructura de la vegetación desde abril de 2019. El mapa de altura forestal global fue validado obteniendo buenas métricas (error cuadrático medio = 6.6 m, error absoluto medio = 4.45 m, R^2 = 0.62). Este mapa, creado con imágenes ópticas de series temporales, permite el análisis histórico multi-decenal y el seguimiento operativo de la altura del bosque y su dinámica.

Por otro lado, se utilizaron los datos de las reservas de carbono sobre la superficie de los bosques en México, a una resolución de 30 m (Cartus *et al.* 2014). Entre 2004 y 2007, la Comisión Nacional Forestal de México (CONAFOR) estableció una red de ~ 26,000 parcelas de inventario permanente en el marco de su programa de inventario nacional, el Inventario Nacional Forestal y de Suelos (INFyS). Con esa información, generaron un mapa continuo del carbono almacenado en la biomasa viva sobre el suelo, mediante un modelo entrenado con los datos de campo del INFyS. La validación usando un conjunto independiente de parcelas del INFyS resultó en un coeficiente de determinación de 0.5 con un error cuadrático medio de 14 tC / ha, en el caso de terreno plano.

Cálculo de la calidad de la cobertura del manglar. Las variables edad del bosque, altura del dosel y reservas de carbono se estandarizaron a la unidad utilizando la fórmula:

$$x' = \frac{x - \min(x)}{\max(x) - \min(x)} \quad (3)$$

donde x es el valor real y x' es el valor normalizado. La suma de las variables estandarizadas fue normalizada, usando la fórmula 3, para crear un índice llamado calidad de la cobertura del manglar. Este índice varía de 0 a 1, donde 1 representa manglar maduro (dosel alto y alta cantidad de biomasa) y 0 representa el extremo contrario, es decir, la carencia de manglar. Consideramos un valor del índice de 0.731 como umbral para identificar aquellos píxeles con mayor calidad de cobertura de manglar y que podrían representar áreas de alta prioridad para su conservación. Se presentan los resultados geográficamente explícitos.

Resultados

El promedio anual del NDVI manglar del municipio de Alvarado ha incrementado linealmente durante el periodo de estudio ($\beta = 0.004$, $P < 0.001$, $R^2_{\text{aju}} = 0.990$). Hay una caída leve en el NDVI promedio entre los años 1992 y 1993 y los años 2011 y 2012. El promedio del NDVI por década ha ido en aumento en el área de estudio ($\beta = 0.007$, $P < 0.001$, $R^2_{\text{aju}} = 0.981$, [Tabla 1](#)), con una tasa de incremento forestal de 1.1 % durante todo el periodo estudiado ([Tabla 1](#)). Sin embargo, existen zonas donde ha habido pérdida de cobertura del manglar recientemente, sobre todo en la zona norte (en la conurbación con el municipio de Veracruz, en la Laguna Mandinga grande y la Laguna Camaronera, [Figura 2](#)). En todo el municipio predomina la recuperación de la cobertura del manglar durante el periodo estudiado (manglares jóvenes, $\text{NDVI} < 0.6$), se observa en los mapas como a través del tiempo aumentan los valores de NDVI sobre todo en la Laguna de Alvarado ([Figura 2](#)).

Tabla 1. Cambio en la cobertura del manglar (NDVI promedio mayor a 0.6) en cada década estudiada en el municipio de Alvarado.

Década	km ²	Porcentaje	Ganancia (km ²)	Tasa anual de cambio forestal (%)
1980	118	50		
1990	136	58	18	1.4
2000	159	68	23	1.6
2010	173	74	14	0.8
2020	183	78	10	0.6
1980-2020			65	1.1

Dinámica de la cobertura del manglar. Las áreas sin cambio en la cobertura del manglar son las que mayor superficie ocupan en el municipio, observándose un aumento de estas en el periodo estudiado (de 107 a 169 km²), estas áreas se encuentran principalmente en la parte sur de todo el municipio ([Figura 3](#)). Considerando la superficie, en segundo lugar, se encuentran las áreas sin manglar, observándose un decremento en esta categoría (de 87 a 47 km²), estas áreas se encuentran sobre todo en la parte norte y sur del municipio. Las áreas que tuvieron un aumento en la cobertura del manglar disminuyeron durante el periodo estudiado (de 30 a 14 km²), estas zonas se encuentran dispersas por todo el municipio, aunque se observan unas aglomeraciones en el norte y sur del municipio. Por último, las áreas que presentaron pérdida en la cobertura del manglar se redujeron durante las primeras décadas estudiadas (11 km² en la primera década [Figura 3A](#), 4 km² en la segunda década [Figura 3B](#)), aumentaron entre los años 2000 y 2010 (10 km² [Figura 3C](#)) y disminuyeron en la última década (llegando a 3 km² [Figura 3D](#)). Estas áreas se concentran en el norte (especialmente en la conurbación con el municipio de Veracruz) y en el sur del municipio ([Figura 3](#)).

El 50 % de la cobertura del manglar del área de estudio (118 km²) está conformada por zonas en donde dicha cobertura no ha sido perturbada desde el inicio del periodo estudiado, acumulando entre 25 y 36 años sin cambio (color verde [Figura 4](#)). Sin embargo, el 36 % de la cobertura del manglar del municipio de Alvarado (85 km²) se compone de cobertura que ha sido perturbada recientemente (entre 0 y 12 años, color rojo [Figura 4](#)). El resto del

municipio se compone por cobertura del manglar con una edad entre 13 y 24 años sin perturbación (14 %, 32 km², color amarillo [Figura 4](#)).

Por otro lado, la mayoría de la cobertura del manglar en el municipio se encuentra ocupada por manglar que tiene entre 0 y 10 m de altura (53 % del área total), seguida por manglar que tiene entre 11 y 20 m de altura (37 %). En el municipio, aún existen zonas de manglar con una altura del dosel entre 21 y 29 m (10 %,) ubicadas principalmente al sur del municipio ([Figura 5A](#)).

La mayoría del manglar en el municipio se encuentra ocupado por zonas que contienen entre 1 y 20 tC / ha (aproximadamente 189 km²), seguido por áreas que contienen entre 21 y 40 tC /ha (45 km²). Mientras que, solo el 0.2 % del área de estudio (0.4 km²) almacena una alta cantidad de biomasa que representa entre 41 y 58 tC / ha ([Figura 5B](#)), estas zonas se ubican en el sur del municipio.

Con el índice de calidad de la cobertura del manglar, se lograron identificar áreas que cuentan con manglar maduro, dosel alto y gran cantidad de biomasa, estas se ubican en el sur del municipio. En general, el municipio tiene una cobertura del manglar con baja calidad, la cual está constituida por árboles en desarrollo de bajo dosel y poca biomasa ([Figura 6A](#)). Por último, los sitios prioritarios para la conservación de la cobertura del manglar en el municipio se encuentran ubicados al sur, representando un 3 % de la superficie total del municipio y 9 % del manglar (22 km², [Figura 6B](#)). Estos resultados pueden ser visualizados de manera interactiva en rpubs.com/jgomezd/veg_alv.

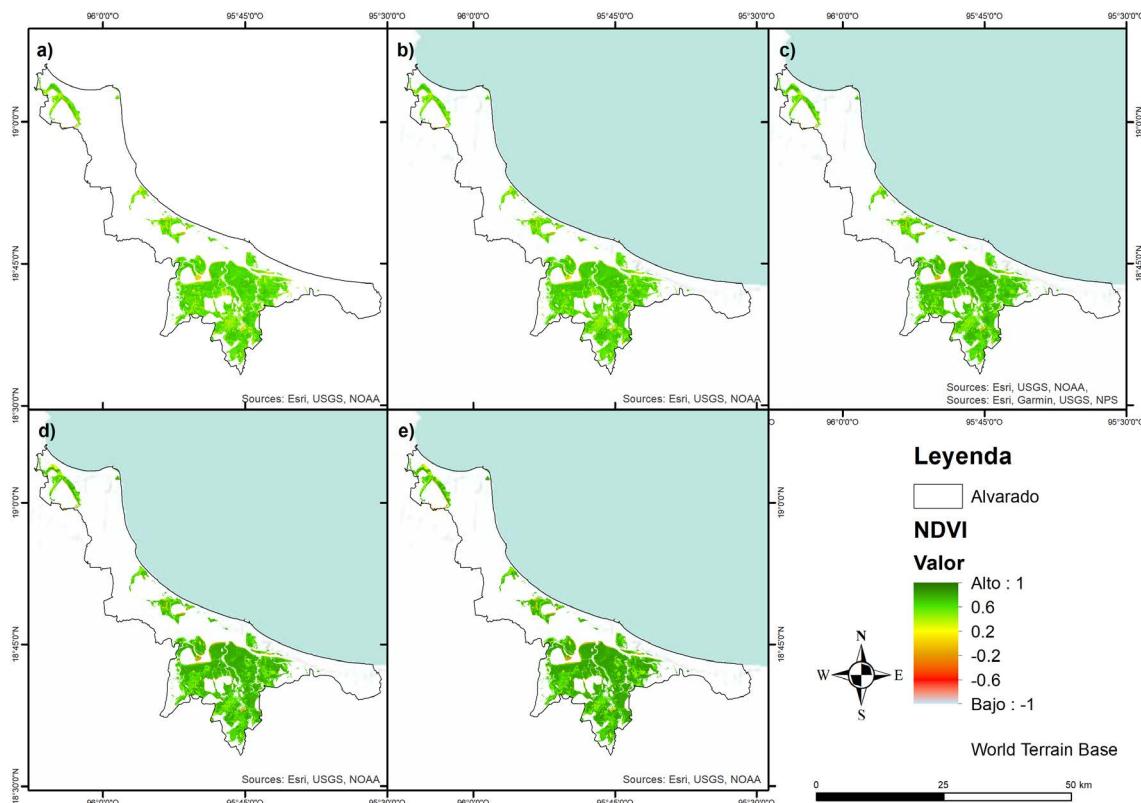


Figura 2. Promedio del NDVI del manglar en el municipio de Alvarado por décadas. Los colores representan el NDVI, los valores del NDVI varían entre -0.5 (representando agua y suelo descubierto, color rojo) y 1 (representando manglar denso, color verde).

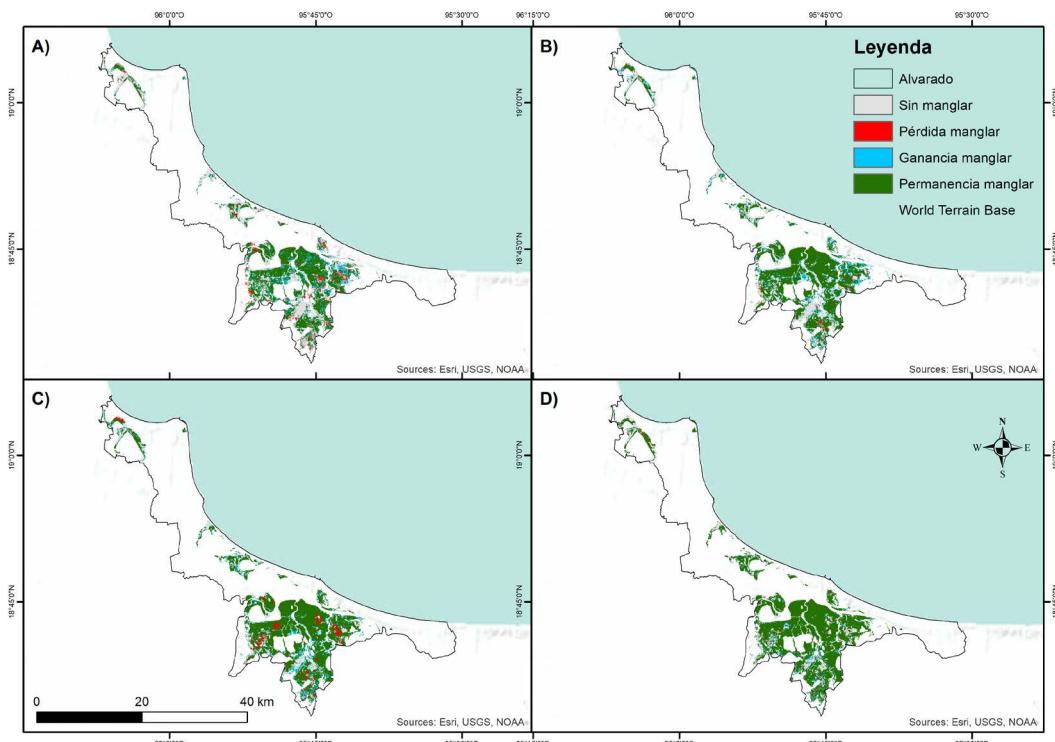


Figura 3. Dinámica de la cobertura del manglar en el municipio de Alvarado entre la década de 1980 y 1990 (A), 1990 y 2000 (B), 2000 y 2010 (C) y 2010 y 2020 (D). El color rojo representa pérdida en la cobertura de manglar, el azul ganancia en la cobertura del manglar y el verde representa la permanencia en la cobertura de manglar.

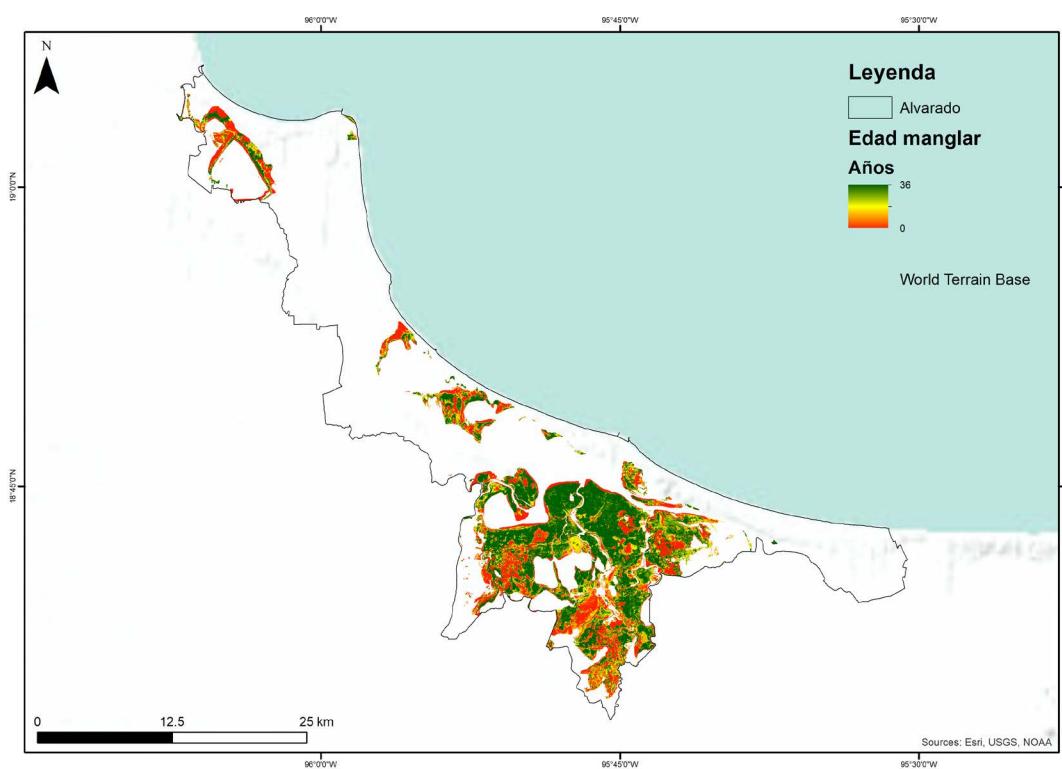


Figura 4. Edad de la cobertura del manglar en el municipio de Alvarado, Veracruz.

Discusión

Dinámica de la cobertura del manglar. Las variaciones interanuales del NDVI dentro del área de estudio son evidentes. El 50 % de la cobertura del manglar en el municipio es joven (entre 0 y 24 años), como consecuencia de la transición forestal. Aunque múltiples factores pueden explicar el proceso, en particular el abandono de las tierras agrícolas, por las altas tasas de emigración a Estados Unidos de América, podría ser uno de los más importantes (Tuirán 2002, López-Barrera *et al.* 2014). Asimismo, dentro del municipio de Alvarado se ha registrado que un considerable porcentaje de agricultores ha abandonado la actividad agrícola, debido a la implementación de los acuerdos de libre comercio del TLCAN durante la última década (López-Barrera *et al.* 2014). Existe una relación entre los procesos de abandono, crecimiento de bosque secundario y recuperación del manglar, que se refleja en la disminución de la tasa de pérdida de manglar. De manera similar, la recuperación de la vegetación se ha observado principalmente en bosques templados y de mayor altitud, en el centro del estado de Veracruz (Gómez-Díaz *et al.* 2018), por fenómenos sociales similares a los que ocurren en el área de estudio.

El marco de transición forestal considera el abandono de tierras como una oportunidad para la conservación de la biodiversidad (Rudel *et al.* 2005). Según Hosonuma *et al.* (2012), México se encuentra en la Fase 3 del modelo (transición tardía), donde por el momento no se experimenta una renovación forestal neta. Una gran proporción de los bosques, en los países que se encuentran en la última fase de transición, siguen degradados (Hosonuma *et al.* 2012), lo que ocurre en Alvarado.

Algunos impulsores de la degradación del manglar que se registran en el área son la extracción de madera, la tala y los incendios descontrolados, los cuales son los principales en América Latina y México (Hosonuma *et al.* 2012, Kolb *et al.* 2013, Ellis *et al.* 2017). Observamos que en el área aún se presentan procesos de deforestación en el manglar, debido a la expansión de la ganadería con la consecuente creación de pastizales. Además, Gómez-Díaz *et al.* (2018) encontraron que las tierras bajas del centro de Veracruz tienen la mayor proporción de bosque convertido. Lo cual se corrobora en nuestra área de estudio, siendo estas zonas las más utilizadas para la ganadería, el desarrollo inmobiliario y la agricultura.

Validación y comparación con otros estudios. Los resultados de la pérdida y ganancia de la cobertura del manglar en Alvarado son precisos, cuando se comparan con imágenes históricas de alta resolución. Estos resultados demuestran que las imágenes de teledetección a largo plazo pueden detectar la dinámica del uso del suelo, en áreas con intensa actividad humana. Gómez-Díaz *et al.* (2018) analizaron el cambio en la cobertura forestal en el centro de Veracruz, en el período de 1993 al 2014 utilizando imágenes Landsat, encontrando que el área cubierta por bosques remanentes disminuyó un 57 %. También mostraron que la tasa de cambio anual, de la cubierta forestal neta de 1993 al 2000, fue de -0.44 %, desde entonces, la cubierta forestal aumentó a una tasa del 0.11 % entre los años 2000 y 2014. Estos resultados son similares a lo observado en nuestra tendencia anual, donde hubo un decremento en el NDVI promedio del municipio entre los años 1992 y 1993, mostrando una gradual recuperación desde entonces.

De acuerdo con la CONABIO (2016), en un análisis realizado entre el 2010 y 2015, existen zonas de pérdida y ganancia de manglar al sur y al norte de la laguna de Alvarado y la laguna Pajarillos. Estos patrones son semejantes a los encontrados en este estudio, donde incluso el índice de calidad de la cobertura del manglar muestra que esta área ha sufrido una perturbación. Asimismo, Versañez-Vences (2018) documentó patrones similares en la misma zona de estudio durante el período de 1985 al 2015.

También se ha demostrado la eficacia de utilizar series temporales largas con imágenes Landsat y GEE en humedales costeros de China (2,798 imágenes ETM+/OLI) (Wang *et al.* 2020). La dinámica interanual de dichos humedales, durante las últimas tres décadas, siguió un patrón similar a lo encontrado en el municipio de Alvarado: un período estable durante los años 1986 -1992, un período creciente durante 1993 - 2001 y un período decreciente durante 2002 - 2016. Al igual que en nuestro estudio, las actividades humanas desempeñaron un papel importante en el cambio de área, la erosión y la expansión de las planicies intermareales en China. Los impactos antrópicos comenzaron a pequeña escala durante 1986 y 1990. Sin embargo, en décadas recientes el aumento en la población y la presión para cubrir la demanda de recursos, han disminuido la cobertura de las planicies intermareales. Este parece ser un patrón común al expandirse el crecimiento urbano en zonas planas y costeras (Cissell *et al.* 2018, Pinheiro 2020, Wang *et al.* 2020).

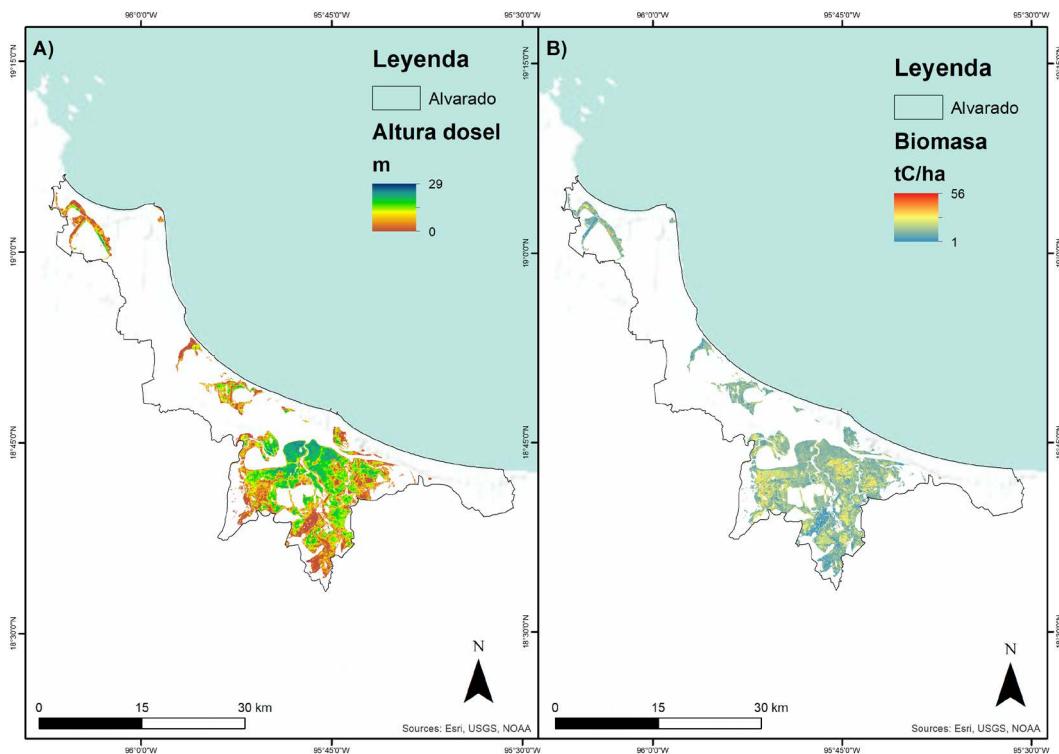


Figura 5. A) Altura del dosel y B) Biomasa aérea del manglar en el municipio de Alvarado.

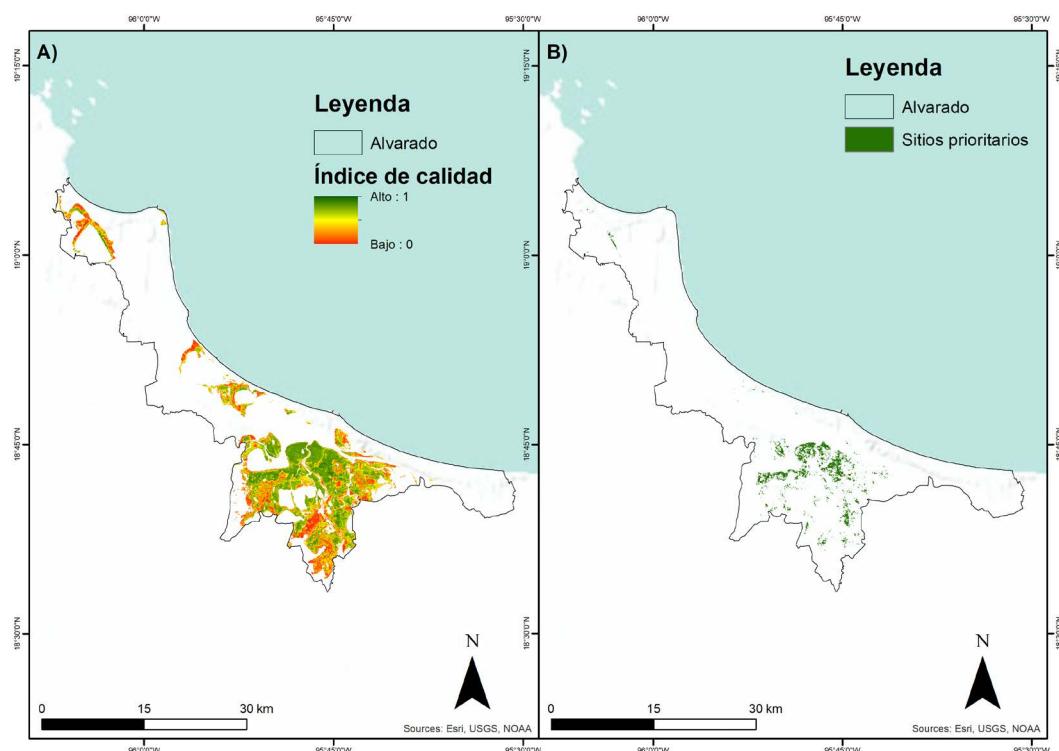


Figura 6. A) Índice de calidad de la cobertura de manglar utilizando edad del manglar, altura del dosel y biomasa; y B) Sitios prioritarios para la conservación del manglar en el municipio de Alvarado, Veracruz.

Pinheiro (2020) cuantificó los cambios en la superficie cubierta por los manglares, en los años 2005, 2016 y 2019, a través de imágenes de satélite Landsat y analizó el impacto ambiental de las actividades antropogénicas. Este autor determinó que los bosques de manglar se redujeron aproximadamente en un 18 % entre 2005 - 2016, siendo sustituidos en su mayoría por cubiertas “Urbanas”, mientras que entre 2016 y 2019 hubo un incremento del 2.08 % de estos ecosistemas. Él atribuyó como causa principal de decrecimiento, las actividades antrópicas asociadas a proyectos turísticos (Pinheiro 2020). En el caso del municipio de Alvarado, la reducción en la cobertura del manglar se debe al aumento en las actividades antropogénicas tales como la expansión urbana.

Cissell *et al.* (2018) realizaron la clasificación no supervisada de datos satelitales Landsat, de 1999 y 2016, para mapear y cuantificar los cambios en la cubierta forestal de manglares, a lo largo de la costa de Campeche. Ellos encontraron una disminución del 14 % en el área de manglares y un aumento del 19 % en la extensión urbana de la ciudad de Campeche durante este periodo. La disminución de los manglares se concentró en las franjas costeras. Gran parte de la degradación se debió a la alteración de los flujos de agua de los canales de los manglares, debido a los proyectos de construcción de carreteras, así como al aumento de la presión indirecta de la población en expansión de Campeche. El corredor costero de manglares de Campeche está protegido como Reserva de la Biosfera por la UNESCO, sin embargo, su proximidad al centro urbano y el crecimiento de la ciudad lo hace vulnerable a los impulsores directos e indirectos de la degradación de los manglares, lo cual también ocurre en el municipio de Alvarado, donde la pérdida de cobertura del manglar se concentró en las zonas conurbadas.

Implementación de series de tiempo largas en GEE. La composición promedio del NDVI integrada con los datos de imagen disponibles en un año determinado, puede simplificar el procesamiento de datos, lo que resulta en un algoritmo más eficiente. Aunque el procedimiento de máscara de nube se utilizó antes del análisis del NDVI, algunas nubes residuales y neblina en las imágenes podrían afectar la precisión de la teledetección. Sin embargo, como demostramos en este estudio, reducir las imágenes disponibles de un año a una sola imagen anual puede mejorar la precisión y reducir el impacto de las nubes (Huang *et al.* 2017). Otros factores que podrían afectar los cambios reportados en el NDVI son la variabilidad en los valores de reflectancia, debido a la heterogeneidad del paisaje y por la influencia de la estacionalidad climática. Esto se pudo controlar debido a que la zona de estudio es homogénea en cuanto al tipo de vegetación (manglar) y la cobertura dominante (pastizal). Además, la mayoría de las imágenes utilizadas en este estudio fueron de la estación seca (debido a su baja cobertura de nubes). También cabe mencionar que en este estudio solo utilizamos el NDVI, el cual es recomendado en los análisis de detección de cambios de tendencia a largo plazo (Forkel *et al.* 2013). En un futuro próximo se podría considerar una comparación entre diferentes índices.

La computación en la nube, con los datos de Landsat archivados en GEE, tiene muchas ventajas en el mapeo a gran escala y de series de tiempo largas, como el monitoreo de la tala de vegetación leñosa y la detección de la extensión de los asentamientos humanos (Huang *et al.* 2017). Asimismo, es fácil integrar series de tiempo del NDVI estacionales para mejorar la precisión de la clasificación de la vegetación, disminuyendo el error entre las sombras de las nubes y el agua, además de reducir la confusión entre los diferentes tipos de vegetación.

A medida que se integren más algoritmos de aprendizaje automático y datos de teledetección a la plataforma de GEE y al catálogo de datos, se espera que la extracción de información de teledetección se simplifique aún más. Mientras tanto, la falta de funcionalidad requiere la descarga de datos para el procesamiento local adicional y la carga de datos a GEE. Las limitaciones de ancho de banda pueden hacer que este proceso sea lento y difícil de manejar. La capacidad para materializar o leer productos de datos intermedios, hacia o desde el almacenamiento basado en la nube, podría aumentar la capacidad de usar otras herramientas informáticas basadas en la nube (por ejemplo, Compute Engine) en lugar de Earth Engine, disminuyendo la necesidad de procesamiento local y la transferencia de datos intensiva en ancho de banda.

Nuestros resultados resaltan la importancia de la teledetección para un monitoreo ambiental consistente y verdadero, en comparación con las estadísticas publicadas oficialmente. Las imágenes de mayor resolución, como los datos de Sentinel-2 y ZY-3, pueden reducir la confusión dentro de la vegetación y mejorar la precisión de la clasificación (Huang *et al.* 2017). Por ejemplo, la mayor parte de la ganancia en cobertura del manglar se detectó

al sur del municipio, precisamente en áreas donde se han desarrollado programas de reforestación (Lucio-Palacio *et al.* 2014).

Implicaciones para la conservación. El manglar de este municipio cumple múltiples beneficios; como la estabilización de los ecosistemas de humedales, la prevención de la erosión y la protección a zonas pobladas adyacentes (absorbiendo los impactos de las marejadas ciclónicas durante fenómenos meteorológicos extremos, como en los huracanes). Por lo que de acuerdo con Pérez-Vega & Ortiz-Pérez (2002), la pérdida de la cobertura del manglar incrementa los gastos máximos hidrométricos, en las subcuencas del margen derecho del río Papaloapan. Además, de acuerdo con Brena-Zepeda *et al.* (2012), la pérdida de manglar maduro representa una amenaza a la sustentabilidad y a la biodiversidad del área estudiada. Lamentablemente, la superficie destinada para agricultura y ganadería ha ocupado terrenos que antes fueron áreas con manglares, propiciando la transformación de la vegetación original a pastizal inducido (Brena-Zepeda *et al.* 2012).

La mayoría de los sitios prioritarios para la conservación del manglar y la biodiversidad se encuentran fragmentados, sobre todo en la zona norte del municipio, mientras que en la zona sur se encuentra un continuo de cobertura del manglar con buena conectividad. Estos sitios se han conservado principalmente por ser de difícil acceso, la dificultad para establecer pastizales o ganado (por las características ecológicas de este tipo de vegetación) y por la protección de las especies de manglar mediante las leyes mexicanas (Silva-López *et al.* 2022). Lo anterior, reafuerza la importancia de preservar estos últimos relictos de manglar original con buena calidad mediante el decreto de un Área Natural Protegida (ANP).

El 70 % de la extensión del municipio de Alvarado se encuentra protegido por el Convenio de Ramsar, sin embargo, la vegetación en muchas zonas se encuentra altamente transformada. El humedal de Alvarado, al ser un sitio Ramsar, tiene reconocimiento internacional, lamentablemente, la conservación de esta área no se encuentra regulada en la práctica por la leyes nacionales, estatales o municipales, por lo que existe un vacío legal que ha permitido el cambio de uso de suelo, con la consiguiente deforestación y fragmentación de la vegetación original. Por ejemplo, de acuerdo con Vázquez-Lule (2008), la laguna de Alvarado tuvo un cambio en la cobertura del manglar pasando de 195 km² en 1973 a 138 km² en 2006 con una tasa de deforestación anual del 1.04 %. Por lo anterior, es importante proteger mediante otro mecanismo (ANP de nivel federal o estatal) las áreas con cobertura de manglar más extensas que aún quedan en el municipio, debido a su importancia para la conservación de la diversidad de flora y fauna, en particular, porque están amenazadas por la expansión urbana y agrícola.

Muchos de los sitios prioritarios para la conservación tienen una valiosa integración de atributos ecológicos, como el aislamiento producido por el cordón de dunas costeras que forman una pequeña cuenca en la que quedan inmersos los manglares, el encontrarse en una zona de transición con las selvas bajas de la región de Los Tuxtlas, la vegetación acuática característica de la cuenca del Papaloapan, y la riqueza de especies de su fauna de peces, anfibios, reptiles, aves y mamíferos, conformando alrededor de 400 taxones (León *et al.* 2007). Lamentablemente, nuestros análisis muestran que esta zona ha sido altamente impactada por el cambio de uso de suelo, por lo que urgentes programas de restauración y conservación en esta área.

Agradecimientos

Los autores agradecen al Instituto de Investigaciones Biológicas de la Universidad Veracruzana por las facilidades prestadas para realizar este manuscrito. También, agradecemos a dos revisores anónimos y al editor de sección quienes contribuyeron a mejorar este manuscrito.

Literatura citada

Alongi DM. 2014. Carbon cycling and storage in mangrove forests. *Annual Review of Marine Science* 6: 195-219.
DOI: <https://doi.org/10.1146/annurev-marine-010213-135020>

Alongi DM, Mukhopadhyay SK. 2015. Contribution of mangroves to coastal carbon cycling in low latitude seas. *Agricultural and Forest Meteorology* **213**: 266-272. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2014.10.005>

Banskota A, Kayastha N, Falkowski MJ, Wulder MA, Froese RE, White JC. 2014. Forest monitoring using Landsat time series data: A review. *Canadian Journal of Remote Sensing* **40**: 362-384. DOI: <https://doi.org/10.1080/07038992.2014.987376>

Brena-Zepeda JE, Castillo-Romano C, Castillo-Campos G, Pale-Pale J, Moreno-Casasola P. 2012. Inventario y caracterización de humedales en la cuenca del río Papaloapan, México. *Tecnología y Ciencias del Agua* **3**: 131-139.

Cartus O, Kellndorfer J, Walker W, Franco C, Bishop J, Santos L, Fuentes JMM. 2014. A national, detailed map of forest aboveground carbon stocks in Mexico. *Remote Sensing* **6**: 5559-5588. DOI: <https://doi.org/10.3390/rs6065559>

Chang NB, Imen S, Vannah B. 2015. Remote sensing for monitoring surface water quality status and ecosystem state in relation to the nutrient cycle: a 40-year perspective. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* **45**: 101-166. DOI: <https://doi.org/10.1080/10643389.2013.829981>

Cissell JR, Delgado AM, Sweetman BM, Steinberg MK. 2018. Monitoring mangrove forest dynamics in Campeche, Mexico, using Landsat satellite data. *Remote Sensing Applications: Society and Environment* **9**: 60-68. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2017.12.001>

CONABIO [Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad]. 2016. Cambios de la superficie de los manglares en México (2010-2015). Escala 1:50000. México

Contreras-Espinosa F. 2010. *Los Ecosistemas Costeros Mexicanos: Una Actualización*. México, DF: Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa. ISBN: 978-607-4773-90-3

Cracknell AP. 1997. *The Advanced very high-resolution radiometer*. UK, London: Taylor & Francis. ISBN: 0-7484-0209-8

Domínguez-Machin ME, Silva-López G. 2020. Consumo de plantas por el ganado vacuno en una zona de manglar espartal de Alvarado, Veracruz, México. *Forest Veracruzana* **22**: 7-11.

Ellis EA, Romero Montero JA, Hernández Gómez IU, Porter-Bolland L, Ellis PW. 2017. Private property and Menonites are major drivers of forest cover loss in central Yucatan Peninsula, Mexico. *Land Use Policy* **69**: 474-484. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.09.048>

Forkel M, Carvalhais N, Verbesselt J, Mahecha MD, Neigh CS, Reichstein M. 2013. Trend change detection in NDVI time series: Effects of inter-annual variability and methodology. *Remote Sensing* **5**: 2113-2144. DOI: <https://doi.org/10.3390/rs5052113>

Fortin JA, Cardille JA, Perez E. 2020. Multi-sensor detection of forest-cover change across 45 years in Mato Grosso, Brazil. *Remote Sensing of Environment* **238**: 111266. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.111266>

Gómez-Díaz JA, Brast K, Degener J, Krömer T, Ellis E, Heitkamp F, Gerold G. 2018. Long-term changes in forest cover in central Veracruz, Mexico (1993-2014). *Tropical Conservation Science* **11**: 1940082918771089. DOI: <https://doi.org/10.1177/1940082918771089>

Gorelick N, Hancher M, Dixon M, Ilyushchenko S, Thau D, Moore R. 2017. Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. *Remote Sensing of Environment* **202**: 18-27. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.06.031>

Herrera-Silveira JA, Camacho Rico A, Pech E, Pech M, Ramírez Ramírez J, Teutli Hernández C. 2016. Dinámica del carbono (almacenes y flujos) en manglares de México. *Terra Latinoamericana* **34**: 61-72.

Hosonuma N, Herold M, De Sy V, De Fries RS, Brockhaus M, Verchot L, Angelsen A, Romijn E. 2012. An assessment of deforestation and forest degradation drivers in developing countries. *Environmental Research Letters* **7**: 044009. DOI: <https://doi.org/10.1088/1748-9326/7/4/044009>

Huang H, Chen Y, Clinton N, Wang J, Wang X, Liu C, Gong P, Yang J, Bai Y, Zheng Y, Zhu Z. 2017. Mapping major land cover dynamics in Beijing using all Landsat images in Google Earth Engine. *Remote Sensing of Environment* **202**: 166-176. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.02.021>

INEGI [Instituto Nacional de Estadística y Geografía]. 2021. Conjunto de Datos Vectoriales de Uso de Suelo y Vegetación. Escala 1:250 000, Serie VII. Conjunto Nacional, escala: 1:250 000. Edición: 1. Aguascalientes, México: Instituto Nacional de Estadística y Geografía.

Kennedy RE, Yang Z, Gorelick N, Braaten J, Cavalcante L, Cohen WB, Healey S. 2018. Implementation of the LandTrendr algorithm on Google Earth Engine. *Remote Sensing* **10**: 691. DOI: <https://doi.org/10.3390/rs10050691>

Kolb M, Mas JF, Galicia L. 2013. Evaluating drivers of land-use change and transition potential models in a complex landscape in Southern Mexico. *International Journal of Geographical Information Science* **27**: 1804-1827. DOI: <https://doi.org/10.1080/13658816.2013.770517>

Lanorte A, Lasaponara R, Lovallo M, Telesca L. 2014. Fisher–Shannon information plane analysis of SPOT/VEGETATION normalized difference vegetation index (NDVI) time series to characterize vegetation recovery after fire disturbance. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* **26**: 441-446. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jag.2013.05.008>

León GA, De la Torre MA, Vigil LGS. 2007. El manejo de los humedales de la Laguna La Popotera: su importancia para la conservación de la biodiversidad y el desarrollo regional. In: Halffter G, Guevara S, Melic A, eds. *Hacia una cultura de conservación de la diversidad biológica*. España, Zaragoza: Sociedad Entomológica Aragonesa, SEA, pp. 207-221. ISBN: 978-84-935872-0-8

Liu S, Bond-Lamberty B, Hicke JA, Vargas R, Zhao S, Chen J, Edburg SL, Hu Y, Liu J, McGuire AD, Xiao J, Keane R, Yuan W, Tang J, Luo Y, Potter C, Oeding J. 2011. Simulating the impacts of disturbances on forest carbon cycling in North America: Processes, data, models, and challenges. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* **116**: 1-22. DOI: <https://doi.org/10.1029/2010JG001585>

Liu M, Liu X, Wu L, Tang Y, Li Y, Zhang Y, Ye L, Zhang B. 2021. Establishing forest resilience indicators in the hilly red soil region of southern China from vegetation greenness and landscape metrics using dense Landsat time series. *Ecological Indicators* **121**: 106985. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106985>

López-Barrera F, Manson RH, Landgrave R. 2014. Identifying deforestation attractors and patterns of fragmentation for seasonally dry tropical forest in central Veracruz, Mexico. *Land Use Policy* **41**: 274-283. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2014.06.004>

López-Portillo J, Ezcurra E. 2002. Los manglares de México: una revisión. *Madera y Bosques* **8**: 27-51. DOI: <https://doi.org/10.21829/myb.2002.801290>

Lucio-Palacio CR, Santos OT, Cruz Nava A. 2014. *Las arañas del suelo en la restauración de manglares del Sistema Lagunar de Alvarado, Veracruz*. IV Congreso Latinoamericano de Aracnología. Veracruz, Mexico: PRONATURA A.C. <https://doi.org/10.13140/2.1.4784.1922> (accesed December 28, 2021).

Nagendra H, Lucas R, Honrado JP, Jongman RH, Tarantino C, Adamo M, Mairotta P. 2013. Remote sensing for conservation monitoring: Assessing protected areas, habitat extent, habitat condition, species diversity, and threats. *Ecological Indicators* **33**: 45-59. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.09.014>

Pagano TS, Durham RM. 1993. Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS). Moderate resolution imaging spectroradiometer (MODIS). *Sensor Systems for the Early Earth Observing System Platforms* **1939**: 2-17. DOI: <https://doi.org/10.1117/12.152835>

Pasquarella VJ, Bradley BA, Woodcock CE. 2017. Near-real-time monitoring of insect defoliation using Landsat time series. *Forests* **8**: 275. DOI: <https://doi.org/10.3390/f8080275>

Patel NN, Angiuli E, Gamba P, Gaughan A, Lisini G, Stevens FR, Tatem AJ, Trianni G. 2015. Multitemporal settlement and population mapping from Landsat using Google Earth Engine. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* **35**: 199-208. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jag.2014.09.005>

Peng D, Zhang H, Yu L, Wu M, Wang F, Huang W, Liu L, Sun R, Li C, Wang D, Xu F. 2018. Assessing spectral indices to estimate the fraction of photosynthetically active radiation absorbed by the vegetation canopy. *International Journal of Remote Sensing* **39**: 8022-8040. DOI: <https://doi.org/10.1080/01431161.2018.1479795>

Pérez-Vega A, Ortiz-Pérez MA. 2002. Cambio de la cubierta vegetal y vulnerabilidad a la inundación en el curso bajo del río Papaloapan, Veracruz. *Investigaciones Geográficas* **48**: 90-105.

Pflugmacher D, Cohen WB, Kennedy RE, Yang Z. 2014. Using Landsat-derived disturbance and recovery history and lidar to map forest biomass dynamics. *Remote Sensing of Environment* **151**: 124-137. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2013.05.033>

Pickell PD, Hermosilla T, Frazier RJ, Coops NC, Wulder MA. 2016. Forest recovery trends derived from Landsat time series for North American boreal forests. *International Journal of Remote Sensing* **37**: 138-149. DOI: <https://doi.org/10.1080/2150704X.2015.1126375>

Pinheiro HE. 2020. *Cuantificación de los cambios en la superficie cubierta por los manglares de Cancún mediante imágenes Landsat en el periodo 2005 a 2019*. BSc Thesis. Universidad de Concepción.

Portilla-Ochoa EP. 2003. *Sistema Lagunar Alvarado. Ficha Informativa de los Humedales de Ramsar (FIR)*. Switzerland, Gland: Ramsar Sites Information Service. <https://rsis.ramsar.org/RISapp/files/RISrep/MX1355RIS.pdf> (Accessed December 28, 2021).

Portilla-Ochoa EP, Julio BEC, Hernández AIS, Eusebio AJ, Guzmán CYN. 2007. Fortalecimiento de capacidades locales para la conservación del sitio Ramsar “Sistema Lagunar de Alvarado”, Veracruz, México. In: Halffter G, Guevara S, Melic A, eds. *Hacia una cultura de conservación de la diversidad biológica*. España, Zaragoza: Sociedad Entomológica Aragonesa, SEA, pp. 255-262. ISBN: 978-84-935872-0-8

Portilla-Ochoa E, Silva-López G, García Campos H, Ramírez Salazar M. 1998. Paisajes amenazados en el complejo lagunar de Alvarado. In: Silva-López G, Vargas Montero G, Velasco Toro J, eds. *De padre río y madre mar*. México, Veracruz: Editora del Gobierno del Estado de Veracruz-Llave, pp. 257-263. ISBN: 970-626-1850

Potapov P, Li X, Hernández-Serna A, Tyukavina A, Hansen MC, Kommareddy A, Pickens A, Turubanova S, Tang H, Edibaldo Silva C, Armston J, Dubayah R, Blair JB, Hofton M. 2021. Mapping global forest canopy height through integration of GEDI and Landsat data. *Remote Sensing of Environment* **253**: 112165. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2020.112165>

Poungparn S, Komiyama A. 2013. Net ecosystem productivity studies in mangrove forests. *Reviews in Agricultural Science* **1**: 61-64. DOI: <https://doi.org/10.7831/ras.1.61>

Powers RP, Jetz W. 2019. Global habitat loss and extinction risk of terrestrial vertebrates under future land-use-change scenarios. *Nature Climate Change* **9**: 323-329. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41558-019-0406-z>

Puyravaud JP. 2003 Standardizing the calculation of the annual rate of deforestation. *Forest Ecology and Management* **177**: 593-596. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(02\)00335-3](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00335-3)

R Core Team. 2021. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>

Ramírez-Bastida PA, De Sucre-Medrano DE, Varona G, Cruz CO. 2000. AICA 41 Humedales de Alvarado. In: Arizmendi MC, Márquez VL, eds. *Base de Datos de las AICAS*. México: Sociedad para el Estudio y Conservación de las Aves en México A.C., Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Fondo Mexicano para la Conservación de la Naturaleza, A.C. y Comisión para la Cooperación Ambiental. <http://www.conabio.gob.mx> (Accessed December 10, 2021).

Rodríguez-Medina K, Moreno-Casasola P, Yáñez-Arenas C. 2017. Efecto de la ganadería y la variación estacional sobre la composición florística y la biomasa vegetal en los humedales de la costa centro oeste del Golfo de México. *Acta Botanica Mexicana* **119**: 79-99. DOI: <https://doi.org/10.21829/abm119.2017.1233>

Roy DP, Kovalskyy V, Zhang HK, Vermote EF, Yan L, Kumar SS, Egorov A. 2016. Characterization of Landsat-7 to Landsat-8 reflective wavelength and normalized difference vegetation index continuity. *Remote sensing of Environment* **185**: 57-70. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2015.12.024>

Rudel TK, Coomes OT, Moran E, Achard F, Angelsen A, Xu J, Lambin E. 2005. Forest transitions: Towards a global understanding of land use change. *Global Environmental Change* **15**: 23-31. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2004.11.001>

Running SW. 1990. Estimating terrestrial primary productivity by combining remote sensing and ecosystem simulation. In: Hobbs RJ, Harold AM, eds. *Remote sensing of biosphere functioning*. USA, New York: Springer, pp. 65-86. ISBN: 978-1-4612-3302-2

Schmidt GL, Jenkerson C, Masek JG, Vermote E, Gao F. 2013. Landsat Ecosystem Disturbance Adaptive Processing System (LEDAPS) algorithm description. *US Geological Survey*. <https://doi.org/10.3133/ofr20131057> (Accessed December 28, 2021).

Schmidt M, Lucas R, Bunting P, Verbesselt J, Armston J. 2015. Multi-resolution time series imagery for forest dis-

turbance and regrowth monitoring in Queensland, Australia. *Remote Sensing of Environment* **158**: 156-168. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2014.11.015>

SEMARNAT [Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales]. 2010. Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010, Protección ambiental - Especies nativas de México de flora y fauna silvestres - Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio - Lista de especies en riesgo. *Diario Oficial de la Federación*. 2da Sección, 30 de diciembre de 2010.

Silva-López G, Ramírez-Salazar M, Camelo-Vidal JF, Abarca-Arenas LG, Fracon-López J, Gutiérrez-Mendieta F. 2022. El manglar en Veracruz, México: una evaluación en el espacio municipal. In: Silva-López G, Ramírez-Salazar M, eds. *Geografía y conservación: conceptos e investigaciones*. Xalapa, México: Universidad Veracruzana, pp. 351-379. ISBN: 978-607-502-9979. DOI:

Silva-López G, Rodríguez-Juárez FI, Solís-Garcés G, Abarca-Arenas LG, Franco-López J, Gutiérrez-Mendieta F, Martínez AJ. 2012. Habitat loss and fragmentation in landscapes of the Ramsar site Alvarado lagoon system, Mexico. In: Thangadurai D, Buso CM, Abarca LG, Jayalaban S, eds. *Frontiers in Biodiversity Studies*. India: I K International Publishing House, pp. 258-290. ISBN: 938-114-1525

Smith P, Adams J, Beerling DJ, Beringer T, Calvin KV, Fuss S, Griscom B, Hagemann N, Kamann C, Kraxner F, Minx JC, Popp A, Renforth P, Vicente Vicente JL, Keesstra S. 2019. Land-management options for greenhouse gas removal and their impacts on ecosystem services and the sustainable development goals. *Annual Review of Environment and Resources* **44**: 255-286. DOI: <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-101718-033129>

Tucker CJ. 1979. Red and photographic infrared linear combinations for monitoring vegetation. *Remote Sensing of Environment* **8**: 127-150. DOI: [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(79\)90013-0](https://doi.org/10.1016/0034-4257(79)90013-0)

Tuirán R. 2002 Migración, remesas y desarrollo. In: Consejo Nacional de Población, ed. *La situación demográfica de México 2002*. México, Ciudad de México: Consejo Nacional de Población, pp. 77-88. ISBN: 970-628-677-2

Vázquez-Lule AD. 2008. *Estructura vegetal e impacto antrópico en los manglares del Sistema Lagunar de Alvarado, Veracruz, México*. BSc Thesis. Universidad Nacional Autónoma de México.

Vermote E, Justice C, Claverie M, Franch B. 2016. Preliminary analysis of the performance of the Landsat 8/OLI land surface reflectance product. *Remote Sensing of Environment* **185**: 46-56. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2016.04.008>

Versañez-Vences M. 2018. *Generación de compuestos de imágenes LANDSAT para la clasificación de la cobertura de suelo en Alvarado Veracruz*. MSc Thesis. Universidad Nacional Autónoma de México.

Walker LR, Wardle DA, Bardgett RD, Clarkson BD. 2010. The use of chronosequences in studies of ecological succession and soil development. *Journal of Ecology* **98**: 725-736. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2010.01664.x>

Wan H, Shao Y, Campbell JB, Deng X. 2019. Mapping annual urban change using time series Landsat and NLCD. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* **85**: 715-724. DOI: <https://doi.org/10.14358/PERS.85.10.715>

Wang X, Xiao X, Zou Z, Hou L, Qin Y, Dong J, Doughty RB, Chen B, Zhang X, Chen Y, Ma J, Zhao B, Li B. 2020. Mapping coastal wetlands of China using time series Landsat images in 2018 and Google Earth Engine. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* **163**: 312-326. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2020.03.014>

Wunch D, Wennberg PO, Toon GC, Keppel-Aleks G, Yavin YG. 2009. Emissions of greenhouse gases from a North American megacity. *Geophysical Research Letters* **36**: 1-5. DOI: <https://doi.org/10.1029/2009GL039825>

Yu L, Gong P. 2012. Google Earth as a virtual globe tool for Earth science applications at the global scale: progress and perspectives. *International Journal of Remote Sensing* **33**: 3966-86. DOI: <https://doi.org/10.1080/01431161.2011.636081>

Editor de sección: Numa Pavón

Contribuciones de los autores: GSL, escritura del artículo; MGRG, análisis de datos y escritura del artículo; JAGD, desarrollo de la metodología, análisis de datos y escritura del artículo.