

Manglares urbanos en resistencia: el caso del sistema estuarino Urías-Infiernillo en Mazatlán, Sinaloa

Urban mangroves in resistance: the case of the Urias-Infiernillo estuarine system in Mazatlan, Sinaloa

Aimée Cervantes-Escobar^{1*}, Rafael Hernández-Guzmán², Arturo Ruiz-Luna³

^{1*} Facultad de Ciencias del Mar, Universidad Autónoma de Sinaloa/Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo. Mazatlán, Sinaloa, México. CP. 82000, Tel. 6699828656, acerva.a@gmail.com, aimee.cervantes@ciad.mx

² SECIHTI - Instituto de Investigaciones sobre los Recursos Naturales, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, México.

³ Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo, México.

*Autor de correspondencia

Resumen

Palabras clave:

Manglares, cambio
multitemporal, NDVI,
resiliencia,
teledetección.

Se analizó la extensión y condición vegetal de manglares en el sistema estuarino Urías-Infiernillo, Mazatlán, Sinaloa, mediante técnicas de percepción remota con imágenes satelitales (1990-2025). La cobertura se estimó por clasificación no supervisada y la condición mediante el índice de vegetación de diferencias normalizadas (NDVI), clasificado en cuatro tipos según distribución por cuartiles (Tipo 1: menor condición; Tipo 4: mejor condición). Los resultados mostraron una superficie promedio de 964 ha (± 62.9 ha), con mínimo de 876 ha (2000) y máximo de 1,082 ha (2020). Predominaron los Tipos 2 y 3 (condición intermedia). El Tipo 1 se distribuyó inicialmente en Infiernillo, expandiéndose posteriormente hacia los márgenes interiores de Urías, adyacentes a actividades acuícolas, agrícolas y urbanas. Los manglares mantuvieron superficie estable con fluctuaciones moderadas ($\sim 5\%$ de variabilidad), aunque presentaron reducciones considerables ($>5\%$) en 2000 y 2025. Los resultados evidencian la resistencia de estos manglares urbanos, pero alertan sobre su vulnerabilidad en zonas de contacto antropogénico.

Abstract

Keywords:

Mangroves,
multitemporal
change, NDVI,
resilience,
teledetection.

The extent and vegetation condition of mangroves in the Urias-Infiernillo estuarine system, Mazatlán, Sinaloa, were analyzed using remote sensing techniques with satellite images (1990-2025). Coverage was estimated through unsupervised classification and condition through the normalized difference vegetation index (NDVI), classified into four types according to quartile distribution (Type 1: poorest condition; Type 4: best condition). Results showed an average surface area of 964 ha (± 62.9 ha), with a minimum of 876 ha (2000) and maximum of 1,082 ha (2020). Types 2 and 3 (intermediate condition) predominated. Type 1 was initially distributed in Infiernillo, subsequently expanding toward the interior margins of Urias, adjacent to aquacultural, agricultural, and urban activities. The mangroves maintained stable surface area with moderate fluctuations ($\sim 5\%$ variability), although they showed considerable reductions ($>5\%$) in 2000 and 2025. The results demonstrate the resilience of these urban mangroves but warn of their vulnerability in areas of anthropogenic contact.

Recibido: 15 de agosto de 2025

Aceptado: 18 de mayo de 2026

Publicado: 23 de septiembre de 2026

Cómo citar: Cervantes-Escobar, A.; Hernández-Guzmán, R.; & Ruiz-Luna, A. (2026). Manglares urbanos en resistencia: el caso del sistema estuarino Urías-Infiernillo en Mazatlán, Sinaloa. *Acta Universitaria*, 36, e4765. doi. <http://doi.org/10.15174/au.2026.4765>

Introducción

Los humedales son ecosistemas caracterizados por la presencia de un sustrato cubierto o saturado de agua, de forma temporal o permanente, y por la presencia de vegetación adaptada a condiciones de inundación (Mitsch & Gosselink, 2015). A nivel internacional, son ampliamente reconocidos por su importancia ecológica, económica y social, ya que proporcionan gran diversidad de servicios ecosistémicos (SE), entendidos como las características, las funciones y los procesos ecológicos que contribuyen directa o indirectamente al bienestar humano (Costanza *et al.*, 2017).

Los humedales localizados al interior de las ciudades o en su periferia, denominados humedales urbanos (HU), son generalmente menos extensos y están sujetos a mayor estrés y degradación que aquellos que se encuentran en zonas no urbanizadas (Mazzotta *et al.*, 2019). En este tipo de ecosistemas, los SE de mayor importancia suelen ser los de regulación, particularmente referidos al clima y la moderación de eventos extremos. En el primer caso destaca la mitigación del efecto Isla de Calor Urbana (ICU), caracterizado por presentar temperaturas más altas en áreas urbanas con escasa vegetación, en comparación con áreas aledañas con cobertura vegetal o embalses. En el segundo caso, destaca su importancia en el control de inundaciones al absorber el exceso de agua o contenerla en su cuenca durante eventos de precipitación, servicio particularmente valioso en áreas urbanas con alta escorrentía y bajos niveles de filtración (Zedler & Leach, 1998; Boyer & Polasky, 2004).

Los HU también representan hábitats críticos para diversas especies de flora y fauna, y tienen un papel importante en la conservación de la biodiversidad local (Hassall & Anderson, 2015; Rojas *et al.*, 2022). Además, proporcionan gran variedad de beneficios ecológicos y sociales para la población que los utiliza con propósitos de esparcimiento, investigación y contemplación, entre otros (Ehrenfeld, 2000; Alikhani *et al.*, 2021).

Particularmente, en la zona costera existen diversos tipos de humedales entre los que destacan los esteros, lagunas, marismas y los manglares; estos últimos caracterizados por contar con estratos arbóreos y arbustivos en distintos niveles de desarrollo, localizados en el ecotono entre el ambiente marino y el terrestre, y adaptados a entornos intermareales a lo largo de las costas tropicales y subtropicales (Lugo & Snedaker, 1974). Los manglares son reconocidos por los distintos SE que ofrecen a las poblaciones locales, actuando como barreras naturales contra las tormentas y la erosión costera, así como por su alta productividad y, derivado de ella, su capacidad como sumidero de carbono, además de ofrecer hábitats a diversas especies, muchas de ellas de importancia comercial.

Como otras coberturas naturales, tanto los manglares como la mayoría de los humedales están sujetos a presiones por cambios de uso de suelo y otras alteraciones como las derivadas de modificaciones a los flujos de agua, sobreexplotación de los acuíferos, contaminación, desecación y construcción de infraestructura relacionada con el desarrollo de actividades económicas (Millenium Ecosystem Assessment [MEA], 2003; Peng *et al.*, 2013), así como la fragmentación por agricultura y ganadería (Newton *et al.*, 2020). Los manglares no han sido la excepción y, a pesar de su importancia, se les reconoce como uno de los ecosistemas tropicales más amenazados, con reporte de pérdida de cerca del 35% de superficie a nivel mundial durante las últimas dos décadas del siglo XX (Valiela *et al.*, 2001).

En el caso de México, las estimaciones sobre la cobertura de manglar han variado de manera considerable, con altos niveles de incertidumbre en las evaluaciones (Ruiz-Luna *et al.*, 2008), planteándose por el Sistema de Monitoreo de Manglares de México (SMMM) un notable incremento de superficie (> 100,000 ha) entre las estimaciones generadas a nivel nacional entre 2005 y 2015, con respecto a las obtenidas en 2020 y 2025 (Cruz-López *et al.*, 2026). Sin embargo, para el mismo periodo, estos autores estimaron una reducción cercana al 15% en la zona costera del noroeste de México.

Dentro de esta región, la zona urbana de Mazatlán (ZUM), asentada en la planicie costera del sur de Sinaloa, se ha desarrollado en vecindad con diversos humedales con los que la población ha mantenido una estrecha relación. Sin embargo, dado el crecimiento urbano, orientado inicialmente sobre la franja costera y posteriormente dirigido hacia el interior, así como por el incremento de la densidad poblacional en el núcleo urbano, pasando de cerca de 300,000 habitantes en 1990, a poco menos de 500,000 habitantes en 2024 (s.f.)¹, se ha observado un claro impacto negativo sobre los humedales y otros ecosistemas costeros. Por ejemplo, las lagunas costeras La Escopama y El Sábalo, ambas al norte de la ciudad, redujeron su extensión a cerca del 50%, mientras que la cobertura de manglar estimada para la zona analizada pasó de 910 ha a 770 ha dentro del periodo de 1973 a 1997 (Ruiz-Luna & Berlanga-Robles, 2003). También el sistema estuarino Uriás-Infiernillo, objeto del presente análisis, ha sufrido cambios a través del tiempo, y las coberturas a su alrededor se han ido transformando en zonas agrícolas y urbanas, aunque la superficie acuática no cambió mucho en su extensión (Ruiz-Luna & Berlanga-Robles, 2003).

Actualmente los cambios se han acentuado, de acuerdo con el Programa Municipal de Ordenamiento Territorial y Desarrollo Urbano 2025 del Ayuntamiento de Mazatlán, se tiene proyectado un crecimiento de suelo urbano de más de 5,000 hectáreas para el año 2050 (Gobierno municipal de Mazatlán, Sinaloa, 2025), con lo que sumado a la extensión actual se alcanzaría una superficie cercana a las 15,000 ha. Por lo anterior, es necesario considerar los efectos que este crecimiento puede generar sobre la condición de sus HU, siendo necesario el monitoreo de estos ecosistemas, los manglares incluidos, para detectar posibles cambios y generar estrategias para su protección y óptimo manejo, recomendándose además documentar su estado actual antes de cualquier intervención.

Para tales propósitos, las técnicas de Percepción Remota (PR) han mostrado su eficacia para el estudio de ecosistemas costeros y su efectividad costo-beneficio (Mumby *et al.*, 1999). Considerando lo anterior, el presente trabajo busca a través de estas herramientas generar información acerca del estado actual en cuanto a extensión y calidad de la vegetación de los manglares del sistema Uriás-Infiernillo, que contribuya a optimizar la gestión de dichos ecosistemas, así como definir estrategias de conservación y manejo de uno de los humedales emblemáticos de la ciudad.

¹ <https://www.macro Trends.net/global-metrics/cities/21850/mazatlan/population>

Área de estudio

El área de estudio se localiza en el municipio de Mazatlán, en la localidad del mismo nombre, dentro del polígono definido por las coordenadas extremas 23.1° a 23.27° N y 106.24° a 106.52°, al sur del estado de Sinaloa, México. El clima predominante es de tipo cálido subhúmedo (García, 1998), ubicándose dentro de la Región Hidrológica RH 11 Río Presidio y en la subcuenca hidrográfica Mazatlán (INEGI, 2025a). La ZUM cubre una extensión de aproximadamente 10,000 ha (Instituto Municipal de Planeación del Municipio de Mazatlán, Sinaloa [IMPLAN], 2025) y, de acuerdo con el Censo de Población 2020, el municipio contaba con poco más de 500,000 habitantes, de los que aproximadamente el 88% correspondían a la población urbana (441,975 habitantes), con una proporción muy similar entre mujeres y hombres (INEGI, 2025b).

Los manglares considerados en este estudio se ubican al sur del núcleo urbanizado, en el sistema estuarino Urías-Infiernillo, complejo lagunar que está integrado por el estero del Infiernillo hacia el noroeste, siendo el elemento más aislado del sistema, así como por los esteros conocidos como Urías y La Sirena, al sur (Fig. 1). Además de su vecindad con la zona urbana, también limita con terrenos de propiedad comunal (Ejido Isla de la Piedra), la zona industrial y portuaria, así como coberturas agrícolas y áreas destinadas al cultivo de camarón, actividad que se provee de agua a partir de este sistema estuarino (Ruiz-Luna & Berlanga-Robles, 2003; Cearreta *et al.*, 2021).



Figura 1. Ubicación geográfica del área de estudio en Mazatlán, Sinaloa, México.

Fuente: Elaboración propia en ArcGIS 10.4.1.

Materiales y métodos

Se procesaron imágenes de satélite del área de estudio (path/row 31/44 WRS), provenientes del sensor TM de Landsat 5 para las fechas 1990, 1995, 2000 y 2010, así como del sensor OLI de Landsat 8 para las fechas 2015, 2020 y 2025. Para reducir la incertidumbre producida por las variaciones estacionales sobre el vigor vegetal, las imágenes fueron seleccionadas en los meses de abril y mayo, durante la época seca (Hernández-Guzmán *et al.*, 2019).

Para los análisis se utilizaron las bandas espectrales 1-5 y 7 de las imágenes Landsat 5 TM, y las bandas 2-7 de las imágenes Landsat 8 OLI, con resolución espacial de 30 m. Las imágenes Landsat fueron recortadas al área de estudio y se clasificaron de manera independiente, aplicando una técnica de clasificación no supervisada con el algoritmo K-means, que separa grupos o clases con afinidad espectral (Richards, 2013).

Una vez identificadas las clases espectrales correspondientes a la vegetación de manglar, estas fueron agregadas para conformar la clase "Manglar" y posteriormente convertidas a una imagen booleana (con valores de 0 y 1), donde 1 representa los valores de la clase Manglar y 0 el resto de los componentes en la imagen, utilizando distintas aplicaciones del programa Terrset v. 19.31. En todos los casos, se estimó la exactitud de la clasificación, por medio del módulo ERRMAT de Terrset, generando una imagen de referencia con puntos de prueba definidos por fotointerpretación de las imágenes en falso color con las bandas 4, 3, 2 para Landsat 5 y 5, 4, 3 para Landsat 8, en formato RGB (Rojo, verde y azul). El resultado fue aceptable cuando el valor de exactitud global fue $\geq 80\%$.

La imagen resultante de cada fecha fue utilizada como máscara para separar los valores de las bandas del rojo (R) y el infrarrojo cercano (IRc) en los píxeles identificados como manglar, a partir de un procedimiento algebraico (multiplicación) para los datos Landsat 5 (bandas 3 y 4) y Landsat 8 (bandas 4 y 5). Posteriormente, se procedió a estimar los valores del Índice de Vegetación de Diferencias Normalizadas (NDVI, por sus siglas en inglés). Este índice es clave para analizar la respuesta espectral de la vegetación, ya que funciona como un indicador de la concentración de clorofila y de biomasa vegetal. En esencia, el NDVI permite establecer el estado de salud de la vegetación (Rouse *et al.*, 1974). La expresión utilizada para calcular el NDVI se presenta a continuación:

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

Donde IRc corresponde a los valores de brillantez en la banda del infrarrojo cercano y R a los de la banda del rojo visible.

Los valores del NDVI tienen un rango de valores entre -1 y 1, pero únicamente los valores positivos son indicativos de vegetación. Dentro de este rango positivo, los valores más cercanos a 1 se asocian con una cubierta vegetal sana y densa (Berlanga-Robles & Ruiz-Luna, 2007; Huang *et al.*, 2021). Para identificar el umbral de valores de NDVI correspondientes a vegetación, se hizo una revisión de campo para la fecha más reciente y una valoración a través de la fotointerpretación, encontrando un valor mínimo de NDVI de 0.1 para la vegetación de manglar en el área de estudio. Este análisis se realizó para cada fecha, determinando los valores mínimo y máximo correspondientes a la vegetación de manglar.

Posteriormente, con la distribución de valores del NDVI por fecha, se obtuvieron los cuartiles, que permitieron asociar los resultados con cuatro categorías de manglar. Los valores por debajo del cuartil 1 (Q1) y por arriba del cuartil 3 (Q3) corresponden a los extremos, denominados Tipos 1 y 4, respectivamente, que representan escaso follaje y bajo contenido de clorofila en el primer caso, así como abundante follaje con alto contenido de clorofila para el Tipo 4 (Ruiz-Luna *et al.*, 2010). Los Tipos 2 y 3 están representados por los valores del NDVI situados entre Q1 y Q3, separados por el cuartil 2 (Q2) o mediana, que corresponden a valores intermedios tanto de follaje como de concentración estimada de clorofila. Una vez definidos los valores de los cuartiles, se reclasificaron las imágenes con valores de NDVI para obtener los datos de superficie de manglar por tipo para el sistema analizado y determinar posibles tendencias en el estado de la vegetación.

Finalmente, se llevó a cabo un análisis de detección de cambio a partir de las clasificaciones obtenidas de manglar para la fecha inicial (1990) y final (2025). Este análisis proporciona información de la dirección del cambio en la zona de estudio y provee información sobre las áreas donde se mantuvo la cobertura a lo largo del periodo de estudio o donde se detectó pérdida o ganancia de la misma (Hernández-Guzmán *et al.*, 2019). Todos los procedimientos mencionados anteriormente fueron llevados a cabo en el software TerrSet 2020 de Clark Labs (Eastman, 2020).

Resultados

Las estimaciones de superficie de manglar a partir de las imágenes analizadas indican un valor promedio de 964 ha, con mínimo de 876 ha en el año 2000 y máximo de 1,082 ha en 2020, con desviación estándar de 62.9 ha, lo que supone un coeficiente de variación del 6.5% para todo el periodo (Figura 2). De acuerdo con la secuencia obtenida, se observan fluctuaciones, con una disminución en la cobertura de manglar de aproximadamente 47 ha ($\approx 5\%$) en el periodo de 1995 al 2000, fecha a partir de la cual se da un incremento continuo hasta el 2020, cuando se estimó la mayor cobertura dentro del estudio, para concluir con una reducción de poco más de 100 ha ($>10\%$) en 2025, cuando a pesar de dicho déficit la cobertura estimada se mantuvo por arriba de los valores obtenidos entre 1990 y 2005.

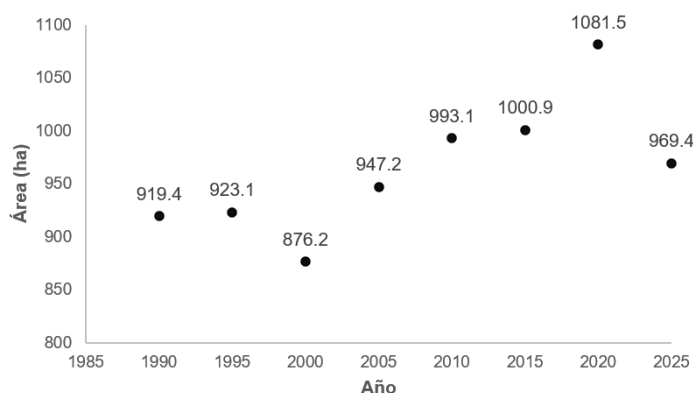


Figura 2. Superficie de manglar (ha) en el sistema estuarino Uñas-Infiernillo, para las diferentes fechas de estudio.

Fuente: Elaboración propia.

El incremento en la superficie de manglar se generó principalmente como un proceso de colonización, aunque para algunas fechas se manifestó como recuperación de áreas donde previamente existía este tipo de vegetación. Las ganancias se aprecian en áreas propiamente continentales (marismas), donde el desarrollo de infraestructura urbana ha sido marginal o inexistente, así como hacia el interior del cuerpo de agua, donde la profundidad ha sido lo suficientemente somera para permitir la ocupación del manglar (Figura 3).



Figura 3. Ejemplos de sitios con colonización o recuperación de cobertura de manglar en diferentes puntos del área de análisis. Las imágenes en la columna izquierda corresponden a 2005, mientras que la derecha corresponden a 2025. a) Pino Suárez, b) Astillero, c) Zona industrial - ITMAZ, d) Isla Cerezo.

Fuente: Elaboración propia.

La comparación entre las fechas extremas (1990 y 2025) permitió identificar 785 ha que se mantienen como manglar (Figura 4). De la misma manera se determinó que cerca de 135 ha se manifiestan como pérdida, mientras aproximadamente 184 ha se observan como ganancia entre ambas fechas, existiendo entonces un balance positivo cercano a 50 ha.

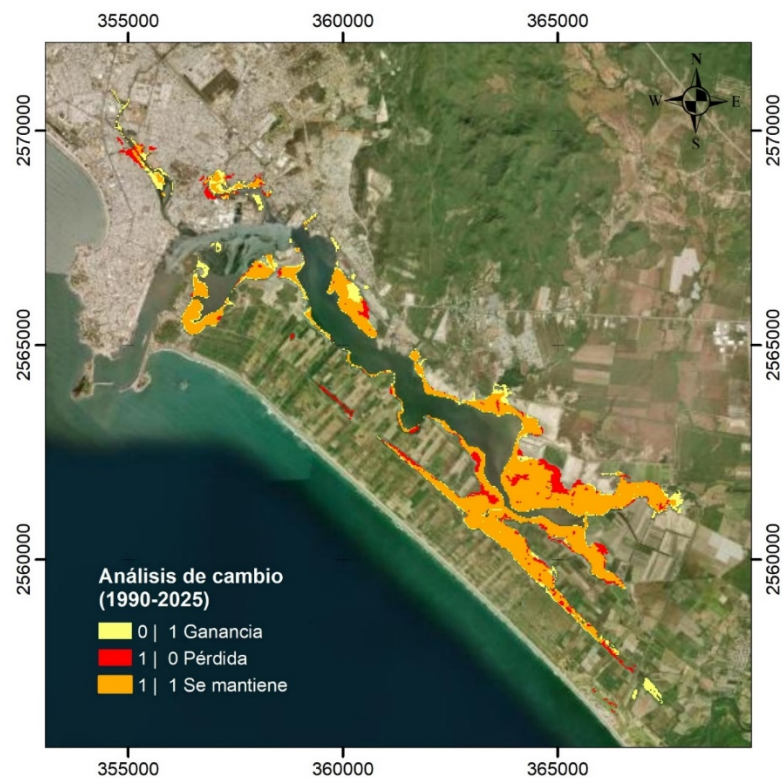


Figura 4. Mapa de cambio en la cobertura de manglar en el sistema Urias-Infiernillo, con ganancia, pérdida o presencia constante entre 1990 y 2025.

Fuente: Elaboración propia con el programa ArcGIS 10.4.1.

Finalmente, con respecto a la condición de la vegetación, los valores promedio y máximo del NDVI por fecha, siguieron una tendencia similar a la observada para la superficie estimada, con una reducción inicial del valor promedio, alcanzando el mínimo en el año 2000, para tener un repunte posterior, que alcanzó sus valores máximos (>0.6) en 2020 y 2025 (Figura 5). Los valores promedio del NDVI se situaron entre 0.36 y 0.63, mientras que los máximos anuales oscilaron entre 0.65 y 0.85, manteniendo ambos parámetros una alta correlación con la superficie anual estimada ($r \approx 0.9$).

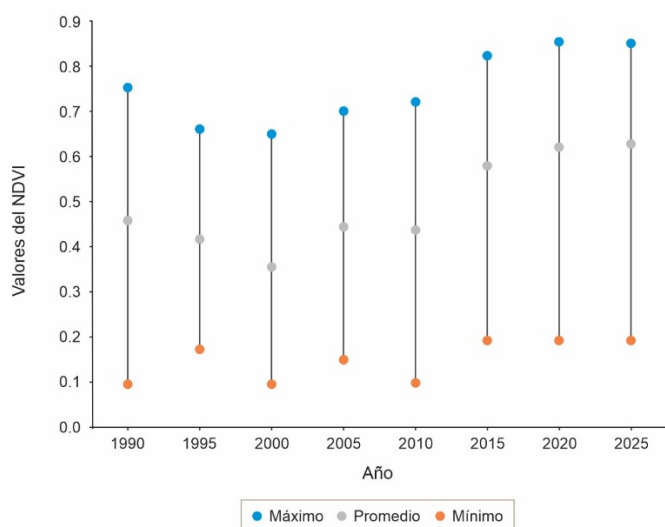


Figura 5. Valores promedio y extremos de NDVI para las fechas analizadas.

Fuente: Elaboración propia.

Cuando los valores del NDVI, representativos de la condición del manglar se organizaron por tipo, se observa de manera general que los manglares mejor representados en la serie analizada fueron los tipos 2 y 3, que corresponden a una condición intermedia en cuanto a la concentración de clorofila y abundancia de follaje. En 1990, el manglar Tipo 3 representó el 47% de la superficie, pero entre 1995 al 2010, el Tipo 2 fue el mejor representado, con una superficie que varió entre 37 y 44%. A partir del 2015, el Tipo 3 volvió a ser el de mayor representación, alcanzando cerca del 40% de la superficie total de manglar, incrementándose notablemente el área correspondiente al manglar con mejor condición vegetal (Tipo 4) hasta aproximarse al 35% del total (Figura 6).



Figura 6. Proporción (%) y superficie estimada (hectáreas, redondeado a la unidad más cercana) por tipos de manglar en el sistema estuarino Uñas-Infiernillo de 1990 a 2025.

Fuente: Elaboración propia.

Con respecto a la distribución espacial de los tipos de manglar en el sistema estuarino, se observa que, en las primeras etapas del análisis, el Tipo 1, representativo de la menor calidad en la vegetación, se encontraba principalmente en el estero del Infiernillo, la zona más urbanizada del sistema. Posteriormente, hasta el año 2000, este tipo de manglar también se asociaba con otras coberturas inducidas, particularmente acuicultura y agricultura. Esta distribución del manglar Tipo 1 se mantuvo en los años siguientes, aunque su superficie experimentó una disminución del 2015 hasta 2025 (Figura 7).

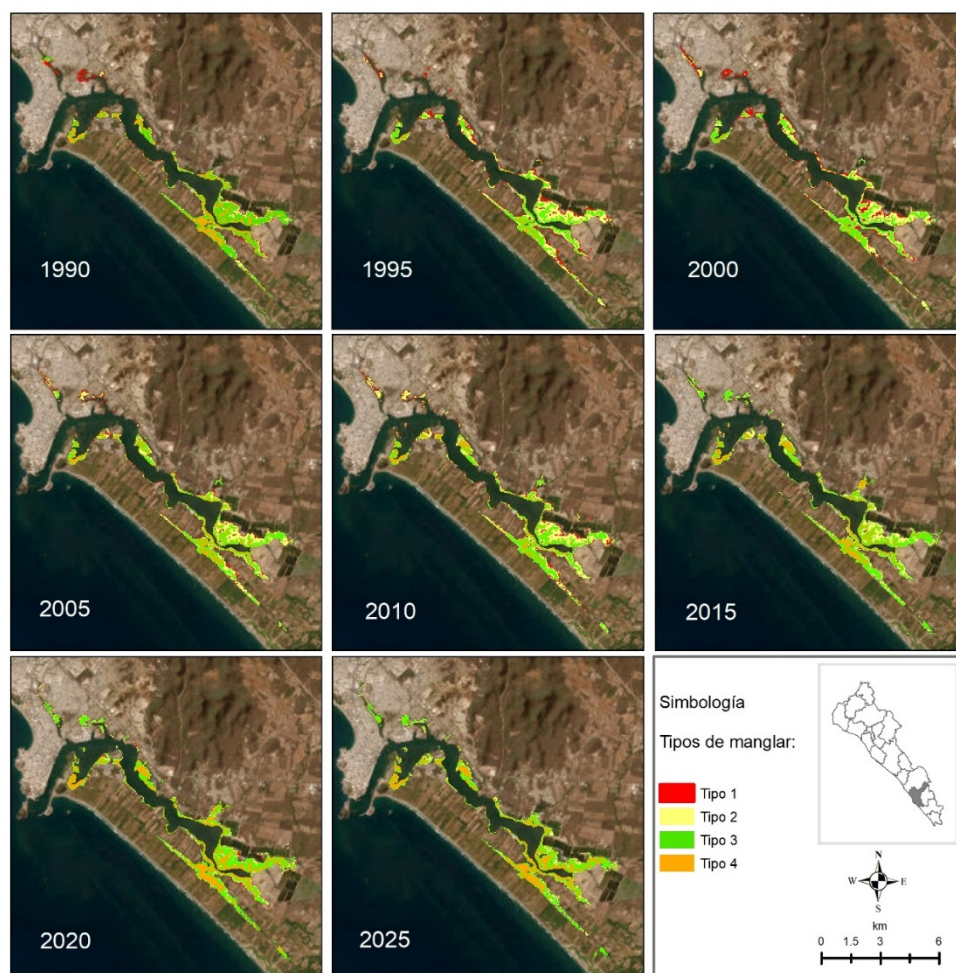


Figura 7. Distribución de los tipos de manglar para las diferentes fechas de análisis.

Fuente: Elaboración propia.

Discusión

A pesar de su importancia como ecosistemas vitales que sustentan al 40% de las especies del mundo y como filtros de agua de la naturaleza, los humedales están desapareciendo tres veces más rápido que los bosques (Davidson, 2014; Kundu *et al.*, 2024). En el caso de los HU, las principales amenazas están relacionadas con el desarrollo urbano e industrial, que los va cercando y absorbiendo, así como por otro tipo de actividades económicas como la agricultura y la acuicultura, que generan cambios de uso de suelo, modificando la hidrología local y poniendo en riesgo su existencia (Ruiz-Luna & Berlanga-Robles, 2003; Rojas *et al.*, 2019).

Por otra parte, particularmente en zonas costeras tropicales y subtropicales, existe preocupación por los manglares, uno de los humedales de mayor importancia por los beneficios que aportan, señalados al inicio de este estudio, y que han sido impactados negativamente por actividades antrópicas y causas naturales, aunque gracias a las medidas de protección, esta cobertura vegetal muestra signos de recuperación (Leal & Spalding, 2024).

En México, en particular para Sinaloa, se han documentado cambios en la cobertura de humedales costeros, afectando mayormente a las marismas que, a partir de la última década del siglo pasado, representaron más del 70% de la cobertura subsidiaria para la construcción de granjas camaronícolas, reconocidas como humedal artificial (Berlanga-Robles *et al.*, 2011; Hernández-Guzmán *et al.*, 2021). Considerando únicamente a los manglares, los resultados del presente trabajo coinciden con la tendencia encontrada en el estado, donde se observan pérdidas de superficie entre 1995 y 2010, con un ligero aumento en fechas recientes (Hernández-Guzmán *et al.*, 2021).

Con relación a los HU y en específico sobre los manglares, Wei *et al.* (2024) proporcionan una detallada relación sobre algunos procesos de pérdida, transformación y recuperación de estos humedales, particularmente en Asia, en donde la intervención humana ha sido factor fundamental en la rehabilitación. En México, sin embargo, la mayoría de los estudios sobre la extensión y condición de los manglares se han realizado a nivel de ecosistema a escala estatal, regional y nacional, pero no se ha considerado el enfoque urbano en las evaluaciones, aunque hay algunas excepciones como es el caso de Holguin *et al.* (2006).

Como en otras localidades, para el sistema Uñas-Infiernillo existen estudios que aportan información acerca del estado trófico de la calidad del agua, inventarios de carbono azul en manglar, de los sedimentos y de la abundancia de microfósiles, análisis de disturbios antropogénicos a través de anélidos, entre otros (Aldana-Gutiérrez *et al.*, 2021; Cearreta *et al.*, 2021; Méndez, 2021); pero los análisis de la cobertura de manglar y su condición en el área de estudio son escasos. Entre ellos, Ruiz-Luna & Berlanga-Robles (2003) analizaron los cambios en las coberturas naturales con énfasis en los ecosistemas acuáticos costeros, relacionados con la ZUM, entre 1973 y 1997, generalizando los resultados para el área de estudio. Sobre la cobertura de manglar, identificaron una reducción del 15% durante el periodo estudiado, con algunas variaciones que parcialmente concuerdan con los resultados obtenidos en el presente estudio, considerando que las fechas analizadas no coinciden. Por su parte, Millán-Aguilar *et al.* (2020) reportan que los manglares del estero de Uñas tuvieron una tasa de cambio positiva (0.44%) durante el periodo 1990-2011, coincidiendo en lo general con lo descrito en el presente trabajo, aunque es relevante considerar que el año 2000 fue una de las dos fechas que presenta mayor pérdida de manglar en el área y dichos autores no incluyeron esta fecha en su análisis.

Por otra parte, además de la extensión de esta cobertura, no se analizaron otros parámetros indicativos de deterioro o recuperación de esta vegetación, tales como calidad de la vegetación, que puede ser estimada por medio del NDVI, índice que ha demostrado ser útil para medir propiedades de la vegetación como la biomasa, la concentración de clorofila y el estrés vegetal (Lawrence & Ripple, 1998; Pastor-Guzmán *et al.*, 2015; Chávez *et al.*, 2016). De igual manera, el NDVI ha sido aplicado como un indicador de la condición de los manglares en México, siendo el noroeste del país una de las regiones donde se ha utilizado con mayor frecuencia (Ruiz-Luna *et al.*, 2010; Alatorre *et al.*, 2016; Flores-Cárdenas *et al.*, 2018; Nepita-Villanueva *et al.*, 2019; Berlanga-Robes & Ruiz-Luna, 2020), aunque no necesariamente en asociación con centros urbanos. Entre otros, Ruiz-Luna y colaboradores (2010) analizaron cambios en la superficie y distribución de manglar en el noroeste de México, desde la década de 1970 al año 2005, utilizaron este índice como un proxy de la calidad de la vegetación, aplicando además distintas métricas del paisaje en su análisis. En dicho estudio, los autores incluyeron al sistema El Verde, al norte de la zona urbana de Mazatlán, con Uriás-Infiernillo, reportando un aumento de superficie de manglar para el conjunto de 1,500 a 1,900 ha dentro del periodo estudiado, aunque concluyen que en general hay estabilidad en la cobertura de manglar y que en buena medida los cambios pueden atribuirse a las limitaciones técnicas de las imágenes con mayor antigüedad. Considerando la vecindad del sistema Uriás-Infiernillo con la ZUM, el presente trabajo aporta información actualizada de los cambios en la superficie y de la calidad vegetal del manglar en los últimos 35 años, durante este periodo esta zona y su población han aumentado sensiblemente.

Adicionalmente, el presente estudio aporta información acerca de las tendencias en la distribución espacial de los diferentes tipos de manglar, resaltando una disminución reciente en el caso del manglar de Tipo 1, de menor vigor vegetal, asociado con la zona más urbanizada, colindante con el estero Infiernillo y en el canal de navegación del estero de Uriás. También destaca el resultado relativo a los dos tipos de mejor calidad vegetal (Tipos 3 y 4), que en combinación y desde 2015 dominan en la zona, con una cobertura >50% del total. Aunque el presente estudio no considera el análisis de las coberturas adyacentes, se infiere que dicha distribución podría derivarse del cambio de uso de suelo a microescala y de los efectos de las actividades locales que ya han sido reportados para el sitio (Ruiz-Luna & Berlanga-Robles, 2003; Beraud-Lozano *et al.*, 2009), considerando, además, que el cambio de uso de suelo para conversión agrícola, acuícola y con fines de urbanización, es reconocido como uno de los principales motores de la pérdida de manglar y otros humedales a nivel mundial (Valiela *et al.*, 2001; MEA, 2005; Friess *et al.*, 2019).

Paradójicamente, este efecto ha sido documentado por otros autores, quienes señalan impactos positivos derivados de la urbanización costera, en aproximadamente un tercio de la cobertura mundial de manglares (Wei *et al.*, 2024), debido a que altera el clima local y tiene efectos en el incremento del stock de carbono y en la colonización de dicha vegetación. También, Wigand y colaboradores (2021) mencionan que las aguas residuales de zonas urbanas y agrícolas pueden mejorar la fertilidad del suelo por el aporte de nutrientes y, en última instancia, afectar el almacenamiento de nitrógeno en los manglares periurbanos. Esto podría explicar los resultados encontrados en el presente estudio, aunado a la capacidad de resistencia a disturbios naturales y antropogénicos de los manglares, al poseer mecanismos de adaptación que les permiten responder a cambios ambientales. Por ejemplo, hay evidencias de que los manglares del Golfo de México están colonizando sitios más al norte de su distribución natural, como respuesta al cambio climático y sus efectos (Yáñez-Arancibia *et al.*, 2014).

Lo anterior, resalta la complejidad de este tipo de vegetación y la variedad de respuestas que puede tener hacia los diversos estresores de cambio, por lo que su análisis, monitoreo y manejo debe ser continuo e integrador. Con esas consideraciones, este estudio indica que, pese a las presiones que existen en el área provocadas por las actividades económicas, la cobertura de manglar persiste y ha mantenido (con variaciones) su condición vegetal, al menos en el periodo de análisis.

Por lo anterior, vale la pena resaltar la importancia de la PR como herramienta valiosa para propósitos de monitoreo a distintas escalas, la cual ha permitido realizar estudios de calidad ambiental en paisajes urbanos, al ir mejorando su resolución temporal y espacial (Giacioia, 2018). En el presente estudio solo se emplearon imágenes de la serie Landsat dada la amplitud de su registro temporal y el mantenimiento de las características espectrales, con lo que es posible el análisis comparativo, aun cuando actualmente existen otras plataformas con mayor resolución espectral, temporal y espacial, que una vez que se incorporen a sistemas de seguimiento ambiental permitirán identificar zonas que requieren atención prioritaria para acciones de manejo.

En particular para los manglares y otros humedales urbanos la información que se derive de los sistemas de monitoreo puede ser utilizada para su conservación y, con ello, mantener los beneficios que de ellos se derivan incluyendo el disfrute de las áreas naturales para paseos, observación de la vida silvestre y educación ambiental, entre otros servicios ecosistémicos culturales que pueden ser aprovechados.

En ese sentido, en fechas recientes las autoridades municipales de Mazatlán han puesto énfasis a programas para apoyar tareas de limpieza en playas y manglares, así como en concientizar a la población sobre la importancia ambiental de estos últimos², y aunque se destaca la importancia de este tipo de acciones, el presupuesto asignado para la agenda ambiental apenas alcanza un 10% del total del presupuesto de egresos para el 2025 (según lo informado por el medio informativo independiente *Son playas*³), evidenciando la necesidad de incrementar los recursos para la protección de los HU y de las áreas verdes públicas, así como implementar acciones eficientes enfocadas a la conservación y restauración de estos ambientes, actividades en las cuales los sistemas de monitoreo, que implican un bajo costo de operación, pueden resultar de gran ayuda.

Es necesario promover alternativas de manejo que se fundamenten en información actualizada y que contengan esquemas técnicos y legales que promuevan la conservación de los recursos naturales fuera de áreas naturales protegidas (Peña-Azcona *et al.*, 2022), sin dejar de lado que es prioritario atender las causas de degradación ambiental través de la implementación de programas de manejo integral participativo del sistema.

Conclusiones

El análisis multitemporal (1990-2025) revela que, pese a las variaciones en la cobertura de manglar dentro del sistema Uriás-Infiernillo, este se ha mantenido relativamente estable alrededor del valor promedio (969 ha), con fluctuaciones máximas de aproximadamente 100 ha en las fechas de mayor variabilidad.

Aunque fueron observados dos periodos críticos, tanto en extensión como en vigor vegetal (2000 y 2025), que sugieren mayor fragilidad del ecosistema, no se identificaron las condiciones específicas que la promovieron, por lo que se requiere investigación exhaustiva para entender los detonantes que inciden en la pérdida o recuperación de los manglares.

² <https://www.noroeste.com.mx/mazatlan/alista-ecologia-municipal-el-programa-cuidemos-los-manglares-DB10440012>

³ <https://sonplayas.com/playas/presupuesto-municipal-para-medio-ambiente-en-mazatlan-sin-aumentos-significativos-en-2025/>

La condición vegetal intermedia de los manglares urbanos (Tipos 2 y 3) fue dominante en conjunto, sin embargo, pese a las presiones ambientales, no se manifestó una tendencia negativa, incluso se observa una mejora en los valores del NDVI con el tiempo, subrayando la capacidad de los manglares urbanos estudiados para recuperarse ante situaciones temporales adversas. Esta posible recuperación podría resultar no únicamente de las capacidades naturales de recuperación de los manglares, sino una condición asociada con el enriquecimiento de nutrientes urbanos y la influencia de factores climáticos.

Asimismo, la distribución del manglar con menor calidad vegetal concentrado en el estero Infiernillo al inicio del análisis y orientada posteriormente hacia los márgenes interiores de Urias, sugiere una respuesta de la vegetación a la creciente presión de actividades adyacentes al humedal, como la acuicultura, la agricultura y la urbanización.

Por lo anterior, se destaca la necesidad de implementar un programa de manejo integral, contando con la participación de los diferentes sectores sociales y productivos que inciden en la permanencia de estos ecosistemas, requiriéndose además la aplicación estricta de la normatividad en materia de conservación de manglares y de humedales en general.

Finalmente, se reitera la importancia de establecer un sistema de monitoreo que incorpore los avances tecnológicos como imágenes de satélite con mayor resolución espacial, plataformas de análisis espacial e implementación de sistemas de clasificación que disminuyan la incertidumbre en la estimación de la cobertura y posibiliten elaborar mejores estrategias de conservación y manejo.

Agradecimientos

Se agradece a la Secretaría de Ciencia, Humanidades, Tecnología e Innovación (SECIHTI) por el apoyo para la Estancia Posdoctoral Académica (3) 2022, la cual hace posible la presente investigación.

Conflictos de interés

Los autores declaran que no existen conflictos de interés.

Referencias

- Alatorre, L. C., Sánchez-Carrillo, S., Miramontes-Beltrán, S., Medina, R. J., Torres-Olave, M. E., Bravo, L. C., Wiebe, L. C., Granados, A., Adams, D. K., Sánchez, E., & Uc, M. (2016). Temporal changes of NDVI for qualitative environmental assessment of mangroves: shrimp farming impact on the health decline of the arid mangroves in the Gulf of California (1990–2010). *Journal of Arid Environments*, 125, 98–109. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2015.10.010>
- Aldana-Gutiérrez, G., Ruiz-Fernández, A. C., Pérez-Bernal, L. H., Flores-Verdugo, F., Cuellar-Martínez, T., & Sanchez-Cabeza, J. A. (2021). Flujos e inventarios de carbono azul en manglares asociados a una laguna costera antropizada. *Geofísica Internacional*, 60 (1), 13–30. <https://doi.org/10.22201/igeof.00167169p.2021.60.1.2011>
- Alikhani, S., Nummi, P., & Ojala, A. (2021). Urban Wetlands: A Review on Ecological and Cultural Values. *Water*, 13(22), 3301. <https://doi.org/10.3390/w13223301>
- Beraud-Lozano, J. L., Covantes-Rodríguez, C., & Beraud-Martínez, I. P. (2009). Vulnerabilidad socioambiental en Mazatlán, México. *Cuadernos Geográficos*, 45, 31–62. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=17111905003>
- Berlanga-Robles, C. A., & Ruiz-Luna, A. (2007). Análisis de las tendencias de cambio del bosque de mangle del sistema lagunar Teacapán-agua brava, México. Una aproximación con el uso de imágenes de satélite Landsat. *Universidad y Ciencia*, 23(1), 29–46. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=15423104>

- Berlanga-Robles, C. A., & Ruiz-Luna, A. (2020). Assessing seasonal and long-term mangrove canopy variations in Sinaloa, northwest Mexico, based on time series of enhanced vegetation index (EVI) data. *Wetlands Ecology and Management*, 28(2), 229-249. <https://doi.org/10.1007/s11273-020-09709-0>
- Berlanga-Robles, C. A., Ruiz-Luna, A., Bocco, G., & Vekerdy, Z. (2011). Spatial analysis of the impact of shrimp culture on the coastal wetlands on the Northern coast of Sinaloa, Mexico. *Ocean & Coastal Management*, 54(7), 535-543. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2011.04.004>
- Boyer, T., & Polasky, S. (2004). Valuing urban wetlands: a review of non-market valuation studies. *Wetlands*, 24, 744-755. [https://doi.org/10.1672/0277-5212\(2004\)024\[0744:VUWARO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1672/0277-5212(2004)024[0744:VUWARO]2.0.CO;2)
- Cearreta, A., Machain-Castillo, M. L., Ruiz-Fernández, A. C., Sánchez-Cabeza, J. A., Serrato-De la Peña, J. L., Flores-Verdugo, F., & Pérez-Bernal, L. H. (2021). Características geoquímicas y micropaleontológicas de las marismas en el Estero de Uriás, Golfo de California, México. *Cuaternario y Geomorfología*, 35(1-2), 147-164. <https://doi.org/10.17735/cyg.v35i1-2.89190>
- Chávez, R. O., Clevers, J. G. P. W., Decuyper, M., De Bruin, S., & Herold, M. (2016). 50 years of water extraction in the Pampa del Tamarugal basin: Can *Prosopis tamarugo* trees survive in the hyper-arid Atacama Desert (Northern Chile)? *Journal of Arid Environments*, 124, 292-303. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2015.09.007>
- Costanza, R., De Groot, R., Braat, L., Kubiszewski, I., Fioramonti, L., Sutton, P., Farber, S., & Grasso, M. (2017). Twenty years of ecosystem services: How far have we come and how far do we still need to go?. *Ecosystem Services*, 28(Part A), 1-16. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.09.008>
- Cruz-López M. I., Rodríguez-Zúñiga M. T., Velázquez-Salazar, S., Troche-Souza, C., Villeda-Chávez, E., Alcántara-Maya, J. A., Valderrama-Landeros, L., & Vázquez-Balderas, B. (2026). *Manglares de México. Actualización y dinámica espacial 2025. Parte 1*. CONABIO. <https://bioteca.biodiversidad.gob.mx/janium/Documentos/18076.pdf>
- Davidson, N. C. (2014). How much wetland has the world lost? Long-term and recent trends in global wetland area. *Marine and Freshwater Research*, 65(10), 934-941. <https://doi.org/10.1071/MF14173>
- Eastman, J. R. (2020). TerrSet. Version 18.21. Clark Labs for Cartographic Technology and Geographic Analysis, Clark University, Worcester, MA, USA. <https://www.clarku.edu/centers/geospatial-analytics/terrset/>
- Ehrenfeld, J. G. (2000). Evaluating wetlands within an urban context. *Urban Ecosystems*, 4, 69-85. <https://doi.org/10.1023/A:1009543920370>
- Flores-Cárdenas, F., Millán-Aguilar, O., Díaz-Lara, L., Rodríguez-Arredondo, L., Hurtado-Oliva, M. A., & Manzano-Sarabia, M. (2018). Trends in the normalized difference vegetation index for mangrove areas in northwestern Mexico. *Journal of Coastal Research*, 34(4), 877-882. <https://www.jstor.org/stable/26455009>
- Friess, D. A., Rogers, K., Lovelock, C. E., Krauss, K. W., Hamilton, S. E., Lee, S. Y., Lucas, R., Primavera, J., Rajkaran, A., & Shi, S. (2019). The estate of the world's mangrove forest: past, present, and future. *Annual Review of Environment and Resources*, 44, 89-115. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-101718-033302>
- García, E. (1998). *Climas, escala 1: 1000000*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México. <http://geoportal.conabio.gob.mx/metadatos/doc/html/clima1mgw.html>
- Giacioia, G. (2018). La utilización de imágenes satelitales como herramienta para evaluar la relación entre la calidad ambiental y el arbolado público lineal. SI+ CAMPOS, XXXII jornadas de Investigación, 2418-2430. <https://publicacionescientificas.fadu.uba.ar/index.php/actas/article/view/626/877>
- Hassall, C., & Anderson, S. (2015). Stormwater ponds can contain comparable biodiversity to unmanaged wetlands in urban areas. *Hydrobiologia*, 745, 137-149. <https://doi.org/10.1007/s10750-014-2100-5>
- Hernández-Guzmán, R., Berlanga-Robles, C. A., Ruiz-Luna, A., & Suazo-Ortuño, I. (2021). Cambios en la extensión de los humedales costeros del estado de Sinaloa, México. En: Cervantes-Escobar, A., Hernández-Guzmán, R., Montijo-Galindo, A. (eds.). *Vulnerabilidad costera en el noroeste de México. Un enfoque multidisciplinario*. CIAD, pp. 147-164.
- Hernández-Guzmán, R., Ruiz-Luna, A., & González, C. (2019). Assessing and modeling the impact of land use and changes in land cover related to carbon storage in a western basin in Mexico. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, 13, 318-327. <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2018.12.005>

- Holguin, G., Gonzalez-Zamorano, P., De-Bashan, L. E., Mendoza, R., Amador, E., & Bashan, Y. (2006). Mangrove health in an arid environment encroached by urban development—a case study. *Science of the Total Environment*, 363(1-3), 260-274. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.05.026>
- Huang, S., Tang, L., Hupy, J. P., Wang, Y., & Shao, G. (2021). A commentary review on the use of normalized difference vegetation index (NDVI) in the era of popular remote sensing. *Journal of Forestry Research*, 32, 1-6. <https://doi.org/10.1007/s11676-020-01155-1>
- Instituto Municipal de Planeación del Municipio de Mazatlán, Sinaloa (IMPLAN). (2025). Programa municipal de ordenamiento territorial y desarrollo urbano de Mazatlán, Sinaloa. Síntesis ejecutiva. S.f. https://www.implanmazatlan.mx/assets/docs/PMOTDU/2._Si%CC%81ntesis_Ejecutiva_PMOTDU_Mazatl%C3%A1n_Sinaloa.pdf
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). (2025b). *México en Cifras*. <https://www.inegi.org.mx/app/areasgeograficas/#collapse-Resumen>
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). (2025a). Simulador de Flujos de Agua de Cuencas Hidrográficas, recuperado el 7 de julio, 2025. https://antares.inegi.org.mx/analisis/red_hidro/siatl/
- Kundu, S., Kundu, B., Kumar, N., & Mahato, S. (2024). Wetland degradation and its impacts on livelihoods and sustainable development goals: an overview. *Sustainable Production and Consumption*, 48, 419-434. <https://doi.org/10.1016/j.spc.2024.05.024>
- Lawrence, R. L., & Ripple, W. J. (1998). Comparisons among vegetation indices and bandwise regression in a highly disturbed, heterogeneous landscape: Mount St. Helens, Washington. *Remote Sensing of Environmental*, 64(1), 91-102. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(97\)00171-5](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(97)00171-5)
- Leal, M., & Spalding, M. D. (2024). The state of the world's mangroves 2024. *Global Mangrove Alliance*, 136 pp. <https://doi.org/10.5479/10088/119867>
- Lugo, A. E., & Snedaker, S. C. (1974). The ecology of mangroves. *Annual review of ecology and systematics*, 5, 39-64. https://mangleblanco.wordpress.com/wp-content/uploads/2017/08/lugo-snedaker-1974-ecology-of-mangroves_ares.pdf
- Mazzotta, M., Bousquin, J., Berry, W., Ojo, C., McKinney, R., Hyckha, K., & Gottschalk, C. (2019). Evaluating the ecosystem services and benefits of wetland restoration by use of the rapid benefit indicators approach. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 15(1), 148-159. <https://doi.org/10.1002/ieam.4101>
- Méndez, N. (2021). Assessing anthropogenic disturbance in stero de Urias coastal lagoon through the lens of annelid distribution. *Bulletin of Marine Science*, 97(1), 89-104. <https://doi.org/10.5343/bms.2020.0035>
- Millán-Aguilar, O., Nettel-Hernanz, A., Hurtado-Oliva, M. A., Dodd, R. S., Flores-Cárdenas, F., & Manzano-Sarabia, M. (2020). Landscape Metrics and Conservation Status of Five Mangrove Wetlands in the Eastern Gulf of California Margin. *Journal of Coastal Research*, 36(1), 94-102. <https://doi.org/10.2112/JCOASTRES-D-18-00060.1>
- Millenium Ecosystem Assessment (MEA). (2003). *Ecosystem and human wellbeing: a framework for assessment*. Island Press. Washington. D.C.
- Millennium Ecosystem Assessment (MEA). (2005). *Ecosystems and human well-being: wetlands and water Synthesis*. World Resources Institute, Washington, D.C.
- Mitsch, W. J., & Gosselink, J. G. (2015). *Wetlands*, John Wiley & Sons, Inc.
- Mumby, P. J., Green, E. P., Edwards, A. J., & Clark, C. D. (1999). The cost-effectiveness of remote sensing for tropical coastal resources assessment and management. *Journal of Environmental Management*, 55(3), 157-166. <https://doi.org/10.1006/jema.1998.0255>
- Nepita-Villanueva, M. R., Berlanga-Robles, C. A., Ruiz-Luna, A., & Morales-Barcenas, J. H. (2019). Spatio-temporal mangrove canopy variation (2001-2016) assessed using the MODIS enhanced vegetation index (EVI). *Journal of Coastal Conservation*, 23, 589-597. <https://doi.org/10.1007/s11852-019-00689-9>
- Newton, A., Icely, J., Cristina, S., Perillo, G. M. E., Turner, R. E., Ashan, D., Cragg, S., Luo, Y., Tu, C., Li, Y., Zhang, H., Ramesh, R., Forbes, D. L., Solidoro, C., Béjaoui, B., Gao, S., Pastres, R., Kelsey, H., Taillie, D., Nhan, N., Brito, A. C., de Lima, R., & Kuenzer, C. (2020). Anthropogenic, direct pressures on coastal wetlands. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 8, 1-29. <https://doi.org/10.3389/fevo.2020.00144>

- Pastor-Guzmán, J., Atkinson, P. M., Dash, J., & Rioja-Nieto, R. (2015). Spatiotemporal variation in mangrove chlorophyll concentration using Landsat 8. *Remote Sensing*, 7(11), 14530-14558. <https://doi.org/10.3390/rs71114530>
- Peng, Y., Chen, G., Li, S., Liu, Y., & Pernetta, J. C. (2013). Use of degraded coastal wetland in an integrated mangrove-aquaculture system: a case study from the South China Sea. *Ocean and Coastal Management*, 85, 209-213. <http://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2013.04.008>
- Peña-Azcona, I., Ortega-Argueta, A., García-Barrios, R., & Elizondo, C. (2022). Áreas de conservación voluntaria en México: alcances y desafíos. *Revista de Ciencias Ambientales*, 56(2), 122-147. <https://doi.org/10.15359/rca.56-2.7>
- Richards, J. A. (2013). *Remote Sensing Digital Image Analysis. An Introduction*. Springer-Verlag, Berlin. <https://doi.org/10.1007/978-3-642-30062-2>
- Rojas, C., Munizaga, J., Rojas, O., Martínez, C., & Pino, J. (2019). Urban development versus wetland loss in a coastal Latin American city: Lessons for sustainable land use planning. *Land Use Policy*, 80, 47-56. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.09.036>
- Rojas, C., Sepúlveda, E., Jorquera, F., Munizaga, J., & Pino, J. (2022). Accessibility disturbances to the biodiversity of urban wetlands due to built environment. *City and Environment Interactions*, 13, 100076. <https://doi.org/10.1016/j.cacint.2021.100076>
- Rouse, J. W. J., Haas, R. H., Schell, J. A., & Deering, D. W. (1974). Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS. *Third Earth Resources Technology Satellite-1 Symposium*. Volume 1.
- Ruiz-Luna, A., Acosta-Velázquez, J., & Berlanga-Robles, C. A. (2008). On the reliability of the data of the extent of mangroves: A case study in Mexico. *Ocean and Coastal Management*, 51(4), 342-351. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2007.08.004>
- Ruiz-Luna, A., & Berlanga-Robles, C. A. (2003). Land use, land cover changes and coastal lagoon surface reduction associated with urban growth in northwest Mexico. *Landscape Ecology*, 18, 159-171. <https://doi.org/10.1023/A:1024461215456>
- Ruiz-Luna, A., Cervantes-Escobar, A., & Berlanga-Robles, C. (2010). Assessing distribution patterns, extent, and current condition of northwest Mexico mangroves. *Wetlands*, 30, 717-723. <https://doi.org/10.1007/s13157-010-0082-2>
- Valiela, I., Bowen, J. L., & York, J. K. (2001). Mangrove forests: One of the world's threatened major tropical environments. *BioScience*, 51(10), 807-815. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2001\)051\[0807:mfootw\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051[0807:mfootw]2.0.co;2)
- Wei, S., Zhang, H., Xu, Z., Lin, G., Lin, Y., Liang, X., Ling, J., Shan, A. K., Lin, H., Zhou, Y., & Gong, P. (2024). Coastal urbanization may indirectly positively impact growth of mangrove forests. *Communications Earth & Environment*, 5, 608. <https://doi.org/10.1038/s43247-024-01776-y>
- Wigand, C., Oczkowski, A. J., Branoff, B. L., Eagle, M., Hanson, A., Martin, R. M., Balogh, S., Miller, K. M., Huertas, E., Loffredo, J., & Watson, E. B. (2021). Recent Nitrogen storage and accumulation rates in mangrove soils exceed historic rates in the urbanized San Juan Bay estuary (Puerto Rico, United States). *Frontiers in Forests and Global Change*, 4, 765896. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2021.765896>
- Yáñez-Arancibia, A., Day, J. W., Twilley, R. R., & Day, R. H. (2014). Manglares: ecosistema centinela frente al cambio climático, Golfo de México. *Madera y Bosques*, 20, 39-75. <https://myb.ojs.inacol.mx/index.php/myb/article/view/147/198>
- Zedler, J. B., & Leach, M. K. (1998). Managing urban wetlands for multiple use: research, restoration, and recreation. *Urban Ecosystems*, 2(4), 189-204. <https://doi.org/10.1023/A:1009528505009>