

Tasas y factores impulsores socioecológicos de la pérdida de cobertura forestal de manglares en Honduras: una revisión sistemática

Marco Herminio Osorto-Nuñez^{1*}

INFORMACIÓN DEL ARTÍCULO

Historial del artículo:

Recibido 14 de noviembre de 2024

Aceptado 1 de julio de 2025

Publicado 22 de septiembre de 2025

READ IN ENGLISH:

<https://doi.org/10.7773/cm.v2025.3534>

AUTOR DE CORRESPONDENCIA

* E-mail: mh.osorto@ucenm.net

¹ Universidad Cristiana Evangélica Nuevo Milenio, Centro Regional Choluteca, 504-51101 Choluteca, Honduras.

RESUMEN. En Honduras, los bosques de manglar han experimentado una considerable disminución y, hasta el momento, no existe una síntesis que aborde la pérdida de cobertura forestal a nivel nacional y sus impulsores. Se llevó a cabo una revisión sistemática que se centró en analizar la pérdida de cobertura forestal en los manglares hondureños y los impulsores socioecológicos que han influido en ella a lo largo del tiempo utilizando las directrices de Elementos de Reportes Preferidos para Revisiones Sistemáticas y Metaanálisis (PRISMA, por sus siglas en inglés). La compilación de la literatura reveló que entre 1965 y 2024 se perdieron un total de 68,766.34 ha de cobertura forestal de manglares. Las zonas más afectadas por la deforestación fueron el litoral del Pacífico de Honduras (LPH), con una pérdida de 54,409.75 ha y una tasa anual del 1.51%, seguido por el litoral del Atlántico de Honduras (LAH), particularmente los departamentos de Cortés (pérdida: 1,377.83 ha; tasa anual: 2.62%) y Gracias a Dios (pérdida: 10,260.23 ha; tasa anual: 1.39%). La acuicultura y la agricultura se erigieron como los principales impulsores, especialmente en el LPH (Golfo de Fonseca). Por otro lado, el desarrollo urbano y la industrialización desempeñaron un papel predominante en el LAH. Además, los efectos del cambio climático, particularmente el aumento del nivel del mar, emergieron como impulsores clave que han resultado en pérdidas considerables de manglar en Cortés. Los hallazgos de esta revisión evidencian la importancia de investigar las variaciones nacionales y regionales en la pérdida de manglares en Honduras, así como sus causas subyacentes. Con esta información, se pueden diseñar medidas de conservación más efectivas y adaptadas a las circunstancias específicas de cada área para salvaguardar la sostenibilidad de estos valiosos ecosistemas.

Palabras clave: acuicultura, agricultura, cambio climático, desarrollo costero, factores impulsores, humedales costeros.

INTRODUCCIÓN

Los manglares establecen una conexión única entre los ecosistemas terrestres y marinos, albergando una biodiversidad rica en especies de flora y fauna que resultan fundamentales para el sustento de millones de personas por su importancia ecológica y económica (McKee et al. 2007, Bhowmik et al. 2022, Moore et al. 2022, Hamza et al. 2024). Estos ambientes costeros brindan beneficios ecológicos y sociales a lo largo de las costas tropicales y subtropicales (Lee et al. 2014, Canty et al. 2022, Moore et al. 2022). A pesar de su papel crucial en el mantenimiento de la biodiversidad costera y la provisión de servicios ecosistémicos esenciales, los manglares han sufrido una pérdida global alarmante, estimada en al menos el 35%

desde la década de 1960 debido a su fragilidad natural y a los impactos generados por la actividad humana (Valiela et al. 2001, Bryan-Brown et al. 2020, Moore et al. 2022). Esta pérdida de cobertura y la consiguiente fragmentación también han afectado sustancialmente la provisión de servicios ecosistémicos (Feller et al. 2017).

A nivel global, los manglares enfrentan diversas amenazas que abarcan desde impulsores naturales, como el cambio climático que engloba el aumento del nivel del mar y huracanes (Schaeffer-Novelli et al. 2016), hasta impulsores antropogénicos como la expansión de la acuicultura y la agricultura, la tala indiscriminada de madera, la extracción de sal, los asentamientos humanos y el desarrollo costero (Valiela et al. 2001, Canty et al. 2018). Estos impulsores tienen el potencial

Acceso abierto

En línea ISSN: 2395-9053

Verificado con Similarity Check impulsado por iThenticate

<https://doi.org/10.7773/cm.v2025.3534>



Este es un artículo de acceso abierto distribuido bajo los términos de [Creative Commons Attribution 4.0 International License \(CC BY 4.0\)](https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/), que permite compartir y adaptar el trabajo, siempre y cuando se dé el crédito apropiado a los autores originales y la fuente, proporcione un enlace a la licencia Creative Commons e indique si se realizaron cambios. Las figuras, tablas y otros elementos del artículo están incluidos en la licencia CC BY 4.0 del artículo, a menos que se indique lo contrario. Debe solicitar permiso al titular de los derechos de autor para utilizar material no cubierto por esta licencia. El título de la revista está protegido por derechos de autor propiedad de la Universidad Autónoma de Baja California, y el título y el logotipo de la revista no están sujetos a esta licencia.

de exacerbar la tasa de deforestación de los manglares, resultando en la pérdida de funciones críticas, como el ciclo de nutrientes, la protección costera y la provisión de hábitats para la biodiversidad, además de la liberación de grandes cantidades de CO₂ a la atmósfera debido a la descomposición de la materia orgánica (Lovelock et al. 2017, Alongi 2018).

Entre 1980 y 2005, se perdieron aproximadamente 3.6 millones de ha de manglar a nivel mundial, lo que representa el 20% de la cobertura global (FAO 2007). La cobertura actual de manglares se estima en 147,359 km² presentes en 108 países con pérdidas netas alrededor del 3.5% entre 1996-2020 (Spalding y Leal 2021, Bunting et al. 2022). Específicamente, Honduras ha sido uno de los países con altas pérdidas de cobertura de manglar (más de 20,000 ha; Carrasco y Caviedes 2014). En el litoral del Atlántico de Honduras (LAH), los principales impulsores de la deforestación de los manglares han sido los huracanes, la agricultura, la expansión urbana y la infraestructura turística (Cahoon et al. 2003, Fickert y Grüniger 2010, Recio et al. 2016, Flores-Marin 2017, Tuholske et al. 2017, ICF 2022). En el litoral del Pacífico de Honduras (LPH), la acuicultura ha sido el impulsor principal, así como la extracción de madera y la producción de sal (Stanley 1998, Chen et al. 2013, ICF 2022).

La destrucción de los manglares en Honduras ha tenido graves consecuencias, como la alteración de los patrones de drenaje, el aumento de la intrusión salina y el agotamiento de las poblaciones de peces en el LPH y LAH (Thornton et al. 2003, Recio et al. 2016, Maya-Jariego et al. 2023). Además, esta pérdida ha provocado la exposición de la costa a la erosión, las inundaciones y los daños causados por eventos extremos. Por ejemplo, las respuestas de los manglares a los huracanes ocurridos en las islas hondureñas de Roatán y Guanaja dieron como resultado la perturbación y alteración de los patrones de regeneración (Cahoon et al. 2003; Fickert 2018, 2020). Por otro lado, se ha indicado que la presencia de contaminantes afecta el suelo de los ecosistemas de manglar, limitando su desarrollo (Burgos-Bennett 2011, Davila-Chuga 2021). Este fenómeno se ha observado en los cultivos de Palma Africana (*Elaeis guineensis*), los cuales aportan compuestos químicos con elementos de fósforo y nitrógeno al medio ambiente. Además, la llegada de cruceros a las islas del Caribe conlleva la descarga de contaminantes que ocasiona alteraciones en los ecosistemas de manglar (Burgos-Bennett 2011, Doiron y Weissenberger 2014, Canty et al. 2018).

En el Golfo de Fonseca, los cambios del uso de suelo y los conflictos por la tierra han aumentado como resultado de la expansión de la camaronicultura y han generado problemas socioecológicos, tales como el deterioro de la calidad del agua, la degradación de la tierra, la desaparición de lagunas estacionales y la disminución de las poblaciones de peces (Dewalt et al. 1996, Stanley 1998, Stonich 1992, Acharya 2002). La camaronicultura, junto con el desarrollo demográfico, ha tenido efectos indirectos en los manglares, como las alteraciones hidrológicas provocadas por la construcción de carreteras, lo que ha modificado la mezcla de agua dulce y

salada (Dewalt et al. 1996). Respecto a lo anterior, los objetivos de este estudio fueron identificar los principales impulsores de la deforestación de los manglares de Honduras a partir de la literatura científica, analizar los cambios en la cobertura forestal histórica y evaluar el estado actual de los bosques de mangle.

MATERIALES Y MÉTODOS

Protocolo y fuentes de información

Para llevar a cabo esta revisión, se adoptaron las directrices establecidas en Elementos de Reportes Preferidos para Revisiones Sistemáticas y Metaanálisis (PRISMA, por sus siglas en inglés), destinadas a la documentación de revisiones sistemáticas de la literatura (Moher et al. 2009). Las fuentes principales utilizadas para la búsqueda fueron *Web of Science*; *Scopus*; *Directory of Open Access Journals* (DOAJ); Red de Revistas Científicas de América Latina y el Caribe, España y Portugal (REDALYC) y *Scientific Electronic Library Online* (SCIELO). Como complemento, se empleó *Google Scholar* para recopilar literatura gris, como tesis, informes técnicos y planes de manejo, la cual fue debidamente incorporada en la revisión. Cabe destacar que, siguiendo la recomendación de Pullin y Stewart (2006), la inclusión de este tipo de documentos en revisiones sistemáticas ayuda a reducir el sesgo de publicación. El periodo de búsqueda se extendió desde el 1 de enero de 1980 hasta el 30 de julio de 2024, con el objetivo de abarcar la mayor cantidad de evidencia disponible sobre los impulsores de la deforestación de manglares en Honduras. Durante este lapso, se recopilaron artículos originales, comentarios, libros, capítulos de libros, informes, reportes y planes de manejo relevantes para el estudio.

Criterios de elegibilidad

La categorización de los impulsores de deforestación de manglares en Honduras se realizó mediante un proceso sistemático fundamentado en un análisis exhaustivo de la literatura científica disponible. Este enfoque metodológico permitió identificar y clasificar los impulsores determinantes de la pérdida de cobertura manglar, utilizando como base criterios predefinidos y conjuntos temáticos de palabras clave. Los principales criterios de clasificación consideraron la naturaleza intrínseca de los impulsores, diferenciando entre aquellos de origen natural y los de carácter antropogénico.

El proceso de selección bibliográfica inicial identificó 105 fuentes relevantes, las cuales se filtraron aún más mediante la aplicación de 2 conjuntos específicos de palabras clave. Estos conjuntos de palabras se establecieron en clasificaciones definidas por Bhowmik et al. (2022) y Hagger et al. (2022) y con base en el conocimiento *a priori* sobre los principales impulsores de deforestación de manglares en Honduras.

En ese sentido, la identificación de los grupos principales de impulsores se basó en un enfoque sistémico que consideró

2 grandes categorías: impulsores de origen natural y antropogénico. El conjunto de impulsores naturales hace referencia a los impulsores originados en el entorno ambiental, aunque pueden verse influenciados por actividades humanas. Por el contrario, los impulsores antropogénicos se originan en acciones y procesos humanos y socioeconómicos.

El primer conjunto de palabras incluyó los impulsores naturales clasificados en 2 categorías principales: “Cambio Climático”, caracterizado por variaciones en el nivel del mar, regímenes de precipitación y patrones de temperatura, y “Ciclones Tropicales”, caracterizados por perturbaciones naturales abruptas, como los huracanes, que acontecen mayormente en la región del LAH. El segundo conjunto de palabras incluyó los impulsores antropogénicos, categorizados mediante un proceso jerárquico en 4 grupos fundamentales: (1) acuicultura y agricultura (camaronicultura, cultivos de Palma Africana y salitreras), (2) urbanización y desarrollo (expansión de asentamientos, infraestructura turística y extracción de madera), (3) industrialización y contaminación y (4) modificación del flujo hídrico (desviación de aguas, sedimentación y construcción de represas hidroeléctricas).

Asimismo, en el conjunto de palabras clave se emplearon términos tanto en español como en inglés, como “manglares” o “humedales costeros”, combinadas con términos de ubicación como “Honduras”, “Golfo de Fonseca”, “Pacífico”, “Caribe”, “Gracias a Dios”, “Colón”, “Cortés”, “Cayos Cochinos”, “Islas de la Bahía” y “Atlántida”, así como nombres de localidades específicas como “Útila”, “Roatán”, “Guanaja”, “La Mosquitia”, “Parque Nacional Jeannette Kawas”, “Barra de Cuero y Salado”, “Laguna de Bacalar”, “Cuyamel-Omoa”, “Laguna de Guaimoreto”, “Punta Izopo” y “Laguna de Karataska”.

Se incorporaron estudios y conjuntos de datos con información sobre los principales impulsores de la deforestación de los manglares en Honduras, así como datos referentes a la pérdida histórica y actual de cobertura. Aquellos artículos o documentos que no cumplieran con ninguno de los criterios de selección fueron excluidos de un análisis posterior. Específicamente, se descartaron los documentos que no estaban disponibles o accesibles, así como aquellos que no eran pertinentes para los objetivos de la investigación. Tras el proceso de selección manual, se logró la inclusión de 92 documentos que cumplieran con los criterios establecidos y que fueron considerados para un análisis detallado (Fig. 1).

Respecto a lo anterior, se realizó un análisis cualitativo exhaustivo de toda la documentación bibliográfica. Sin embargo, para el análisis cuantitativo de cobertura de manglares, solo 41 documentos proporcionaron datos espacialmente explícitos y metodológicamente consistentes para LAH y LPH. Se cuantificó el número de estudios que reportaron cada uno de los impulsores de cambio identificados, así como su distribución por grupos de impulsores, en las 7 localidades donde se encuentran los ecosistemas de manglar.

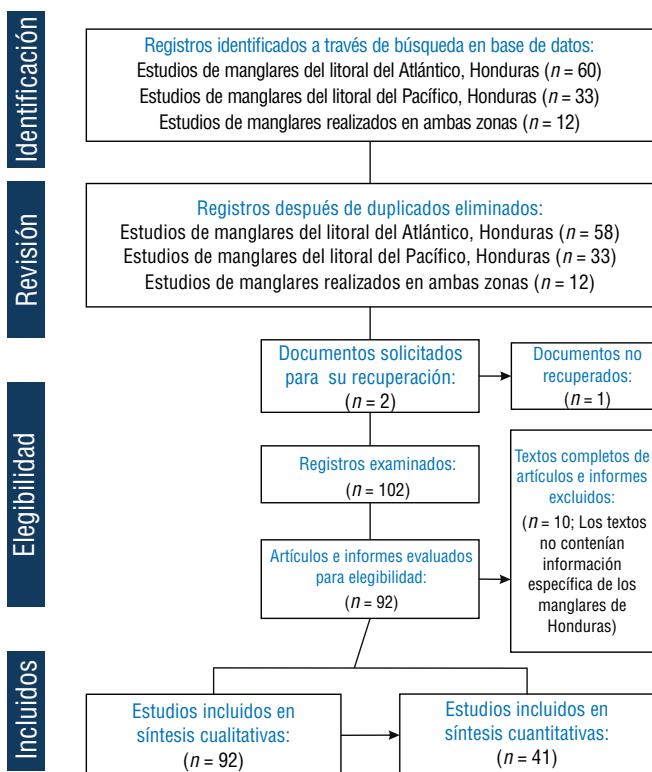


Figura 1. Diagrama de flujo basado en los lineamientos de Elementos de Reportes Preferidos para Revisiones Sistemáticas y Metaanálisis (PRISMA, por sus siglas en inglés) del proceso de selección de literatura en la revisión sistemática para identificar la pérdida de cobertura forestal y sus impulsores en los manglares de Honduras. Los estudios que incluían análisis cuantitativos fueron seleccionados del conjunto inicial de revisiones cualitativas.

Proceso de análisis de datos

Se analizaron las variaciones en la cobertura de manglares hondureños entre 1965 y 2024, basándose en 41 estudios que reportaron la cobertura en el LPH y LAH (Fig. 1). Se compararon los valores de superficie boscosa y se calcularon las modificaciones en la cobertura, determinando las pérdidas a nivel nacional. La tasa media anual de deforestación de los manglares se calculó empleando el modelo propuesto por la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO 1996), el cual cuantifica la variación porcentual anual en la cobertura de manglares al inicio de cada período analizado. Esta metodología, ampliamente utilizada en estudios de dinámica de ecosistemas forestales, se expresa mediante la siguiente ecuación:

$$Tasa\ anual\ (\%) = 1 - \left(\frac{S_2^{1/t}}{S_1} \right) 100, \quad (1)$$

donde t es el periodo de tiempo analizado, S_1 es la superficie de manglar inicial (más antigua) y S_2 es la superficie de manglar final (más actual).

Los periodos de tiempo analizados se determinaron mediante una exhaustiva revisión de la literatura científica disponible, extrayendo directamente los datos reportados en estudios previos. Para el LPH, el periodo de estudio abarcó desde 1965 hasta 2024 (59 años), mientras que para el LAH se consideró el intervalo entre 1985 y 2024 (39 años). Esta selección cronológica se basó en la disponibilidad de datos consistentes y comparables, garantizando así la fiabilidad de los análisis temporales realizados. La disparidad en la extensión de los periodos entre ambas regiones refleja diferencias en la cobertura histórica de los estudios sobre manglares en cada zona.

Para evaluar el cambio en la cobertura de los bosques de manglares y el estado de conservación de las especies asociadas a este ecosistema, se integraron y analizaron sistemáticamente datos provenientes de plataformas globales de referencia. La evaluación de la dinámica de cobertura se basó en los registros del *Global Mangrove Watch* (GMW 2025) y del geportal del Instituto de Conservación Forestal de Honduras (ICF 2024). Complementariamente, para evaluar la distribución y el estado de conservación de las especies características de este ecosistema, se consultó la Lista Roja de Especies Amenazadas de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) (IUCN 2025) y el conjunto de datos de distribución nativa de *Plants of the World Online* (POWO 2025).

Se cartografiaron los ecosistemas de manglar en 7 localidades de Honduras y se identificaron y categorizaron

los impulsores naturales y antropogénicos de la deforestación. Los mapas temáticos empleados en este estudio fueron generados mediante un proceso de clasificación sistemática diseñado específicamente para los objetivos del análisis. Las bases cartográficas utilizadas como insumo principal fueron obtenidas del geoportal oficial del Instituto Nacional de Conservación Forestal (ICF) utilizando Quantum GIS v. 3.16.10. Se documentó el número de investigaciones que abordan cada impulsor en las 7 localidades con ecosistemas de manglar (Tabla 1) y se determinaron las zonas geográficas en las que interactúan estos impulsores según la literatura. Finalmente, tanto los impulsores de origen natural como los antropogénicos fueron cartografiados a nivel nacional mediante el uso de un diagrama de dependencia de cuerdas.

RESULTADOS

Estudios de distribución espaciotemporal desarrollados para la pérdida de cobertura forestal de los manglares de Honduras

Inicialmente, se identificaron 105 documentos de acuerdo con los criterios de búsqueda establecidos; sin embargo, 10 de estos documentos fueron considerados inadecuados y se excluyeron del análisis final. Además, de la selección inicial de 105 documentos, 12 se excluyeron posteriormente porque no contenían información relevante al respecto y un documento no pudo ser recuperado debido a que no se permitió

Tabla 1. Impulsores naturales y antropogénicos de la deforestación de manglares el litoral del Pacífico de Honduras (LPH) y en el litoral del Atlántico de Honduras (LAH). Los valores se refieren al número de bibliografía revisada.

Localidad	Impulsores antropogénicos				Impulsores naturales	
	Acuicultura y agricultura	Urbanización y desarrollo	Industrialización y contaminación	Modificación del flujo	Cambio climático	Ciclones Tropicales
LPH						
Valle y Choluteca (Golfo de Fonseca)	44	11	7	8	3	6
LAH						
Cortés	12	13	8	7	5	5
Atlántida	12	12	7	9	6	5
Colón	6	9	8	7	4	5
Gracias a Dios	9	4	2	7	6	3
Islas de la Bahía	2	17	10	17	8	14
Cayos Cochinos	1	5	3	4	6	5
Total	86	71	45	59	38	43

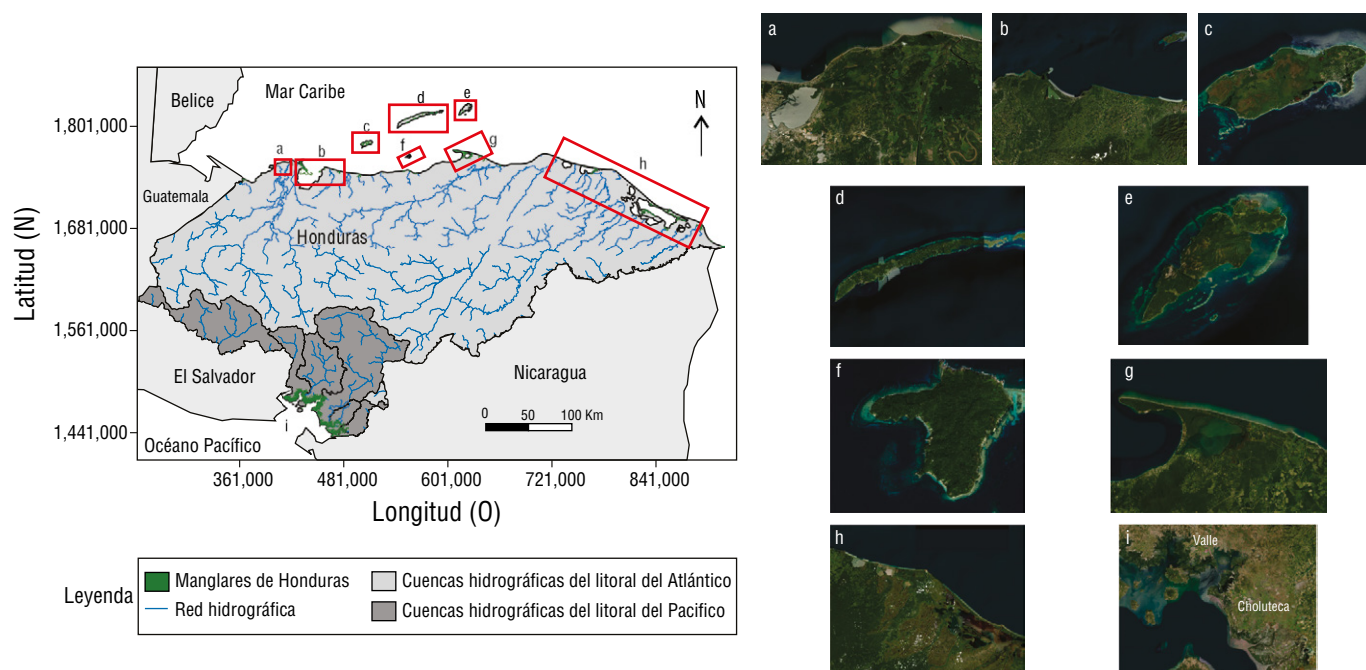


Figura 2. Distribución de los manglares en 7 localidades a lo largo del litoral del Pacífico de Honduras (LPH) y litoral del Atlántico de Honduras (LAH): Cortés (a), Atlántida (b), Útila (c), Roatán (d), Guanaja (e), Cayos Cochinos (f), Colón (g), Gracias a Dios (h) y Golfo de Fonseca (i) (Monserrate 2017).

la descarga, resultando en un total de 92 documentos que cumplieron con los requisitos (Fig. 1). Los datos relacionados con la pérdida de cobertura forestal de los manglares mostraron ser limitados, especialmente en la región del LAH (Cortés, Colón, Atlántida, Gracias a Dios y Cayos Cochinos). En cuanto a la investigación sobre las especies de mangle presentes en las 7 localidades de Honduras y su distribución actual, la revisión bibliográfica permitió documentar el estatus de conservación de 8 especies de manglares y su distribución diferencial entre las costas del país: 7 especies presentes en el LPH y 5 en el LAH (Tabla 2). Cabe destacar que únicamente un artículo mencionó la presencia de Mangle Piñuelo (*Pelliciera rhizophorae*) en Honduras, ya que en su mayoría la literatura previa no hacía referencia a la existencia de esta especie en el LAH, debido a que en el territorio hondureño fue desconocida hasta el 2018 (Sutherland y Pérez 2018).

Según los criterios de la UICN, 5 de estas especies se clasificaron como especies de “preocupación menor”. Cabe destacar que el Mangle Rojo (*Rhizophora racemosa*), si bien no apareció registrado para Honduras en las bases de la UICN, estuvo documentado tanto en POWO como en estudios científicos previos (Jiménez 1987, Lizano et al. 2001, Castañeda-Moya et al. 2006). Por otro lado, el Mangle Zapatero (*Rhizophora harrisonii*) careció de evaluación en la UICN, aunque su presencia en el país se confirmó en POWO. Entre las especies amenazadas, 2 presentaron estatus de vulnerabilidad: el Mangle Bicolor (*Avicennia bicolor*) (presente en

el LPH) (Sanchez-Paez 2000, Castañeda-Moya et al. 2006) y *P. rhizophorae* (presente en LAH) (Sutherland y Pérez 2018).

Después de analizar detalladamente la distribución geográfica, con un enfoque en los impulsores de la deforestación de los manglares, se observó que la mayoría de los estudios de investigación se concentraron en 2 áreas principales: el Golfo de Fonseca ($n = 44$) en el LPH e Islas de la Bahía ($n = 33$) en el LAH. La elección de realizar investigaciones en el Golfo de Fonseca se ha debido principalmente a que esta región es el epicentro de la deforestación antropogénica de los manglares en Honduras.

Los estudios en Islas de la Bahía se han centrado en los cambios de uso del suelo debido a la urbanización, el desarrollo costero y los impactos del turismo. La abundancia de investigaciones en esta región se ha debido a que alberga el segundo arrecife de coral más grande del mundo, patrimonio de la UNESCO (Tuholske et al. 2015). La actividad de buceo, el desarrollo inmobiliario y la infraestructura turística han sido objeto de estudios enfocados en comprender sus efectos ambientales. Esto ha resaltado la creciente inquietud de la comunidad científica y los encargados de formular políticas en entender la función protectora que desempeñan los bosques de manglares y los arrecifes frente a los impactos del cambio climático y las actividades humanas (Cahoon et al. 2003; Lebigre et al. 2003; Canty 2007; McKee et al. 2007; Vanselow et al. 2007; Fickert y Grüniger 2010; Doiron y Weissenberger 2014; Tuholske et al. 2017; Fickert 2018, 2020). En cuanto a la distribución de los estudios en

Tabla 2. Número y distribución de las especies de manglares presentes en el litoral del Pacífico de Honduras (LPH) y en el litoral del Atlántico de Honduras (LAH). Las localidades de Valle y Choluteca son consideradas en conjunto como Golfo de Fonseca.

Familia	Especie	LPH		LAH				
		Valle y Choluteca (Golfo de Fonseca)	Gracias a Dios	Atlántida	Colón	Cortés	Islas de la Bahía	Cayos Cochinos
Rhizophoraceae	<i>Rhizophora mangle</i>	x	x	x	x	x	x	x
	<i>Rhizophora racemosa</i>	x						
	<i>Rhizophora harrisonii</i>	x						
Combretaceae	<i>Laguncularia racemosa</i>	x	x	x	x	x	x	x
	<i>Conocarpus erectus</i>	x	x	x	x	x	x	x
Acanthaceae	<i>Avicennia germinans</i>	x	x	x	x	x	x	x
	<i>Avicennia bicolor</i>	x						
Tetrameristaceae	<i>Pelliciera rhizophorae</i>		x					

Honduras, el 13% ($n = 12$) abarcó investigaciones en todas las localidades donde se encuentran los manglares (Fig. 3).

Pérdida de cobertura forestal histórica y actual de los bosques de manglar en Honduras

La pérdida de cobertura forestal en los manglares de Honduras ha superado más de 20,000 ha, con tasas de deforestación anual del 1.27%. Aproximadamente el 52% de los manglares que alguna vez existieron en Honduras han desaparecido. Se registró una marcada variabilidad en las tasas de deforestación a lo largo del LPH, con un impacto particularmente elevado en el Golfo de Fonseca (Fig. 4; Tabla 3). En esta región, la tasa de deforestación de manglares alcanzó el 1.51% anual, valor similar al observado en Gracias a Dios (1.39% anual), pero inferior al registrado en Cortés (2.62% anual).

Se identificaron los principales cambios en el uso de la tierra que, según la literatura, han llevado a la sustitución de los manglares. En el LPH, la camaronicultura y las salineras emergieron como los usos de tierra más importantes, junto con la presencia de otros tipos de cultivo y zonas urbanizadas. Por su parte, en el LAH, la conversión a la agricultura fue importante a escala regional. En Gracias a Dios, los cultivos agropecuarios y agroforestales ocuparon áreas considerables. En las localidades de Atlántida, Colón y Cortés, las plantaciones de Palma Africana abarcaron extensas zonas que, junto a las

áreas urbanas e industriales, dominaron el uso de la tierra. Es importante mencionar que, en estas localidades en particular, se encontró ubicadas numerosas centrales hidroeléctricas, las cuales han ocasionado retención de sedimentos y, por ende, erosión costera (Carrasco y Caviades 2014). En Islas de la Bahía, los cultivos también ocuparon grandes áreas, destacando especialmente en Útila. Las zonas urbanizadas fueron mayores en Roatán, donde se observó desarrollo costero por la industria del turismo (Fig. 5, 6).

Impulsores socioecológicos de la deforestación de manglares de Honduras

Los patrones espaciales de los impulsores naturales y antropogénicos variaron notablemente entre las regiones del LAH y LPH. En Islas de la Bahía, la deforestación se asoció principalmente al desarrollo turístico costero y a perturbaciones por huracanes (Fickert 2018, 2020), mientras que en la zona continental del LAH y en el LPH predominaron la acuicultura, la agricultura y la expansión urbana (Fig. 7). Estos hallazgos coincidieron con la literatura revisada, que señaló a las actividades humanas como los impulsores más determinantes en la pérdida de manglares. La interacción entre impulsores naturales y antropogénicos sugiere un escenario de retroalimentación negativa, donde las perturbaciones ambientales incrementan la susceptibilidad del ecosistema a presiones antrópicas, acelerando así su degradación.

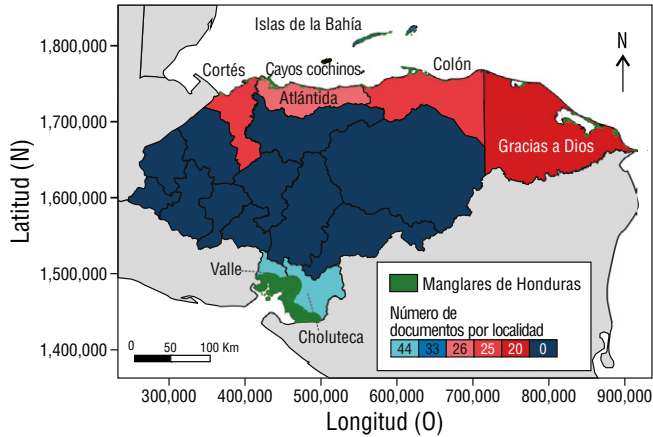


Figura 3. Distribución geográfica de los estudios de investigación asociados a nivel de localidad de los manglares hondureños.

DISCUSIÓN

Disminución de la cobertura de manglares de Honduras

La literatura sobre cambios en la cobertura de manglares en Honduras (41 estudios) abarcó 5 décadas para el LPH y 3 para el LAH, revelando una significativa huella humana. El 61% de los manglares se encontró en el LPH (Golfo de Fonseca), mientras que el 39% restante se distribuyó en el LAH (Cortés [1.19%], Atlántida [6.45%], Colón [5.12%], Gracias a Dios [22.42%] e Islas de la Bahía [3.79%]). El 62% de la literatura estudió las localidades del LAH, que experimentaron una pérdida de manglares del 38% sobre la cobertura histórica nacional (Carrasco et al. 2013a, Carrasco et al. 2013b, Rivera-Monroy et al. 2013, Carrasco y Caviedes 2014, Flores-Marin 2017, Tuholske et al. 2017, Davila-Chuga 2021, Flores-Bueso 2022, ICF 2022). Similar a lo reportado en el LPH, esta zona experimentó la mayor pérdida de manglares, con una disminución del 41% sobre la cobertura histórica, siendo la más alta a nivel nacional (Sanchez-Paez y Guevara-Mancera 2000, Wilburn-King 2008, Chen et al. 2013, Carrasco y Caviedes 2014, ICF 2022).

Los resultados revelaron una pérdida del 52.9% de los manglares de Honduras en las últimas décadas (~68,766 ha), con una tasa anual promedio de 1.27% (~1,166 ha·año⁻¹). Estas cifras superan el promedio global de pérdida anual de manglares (0.16-0.39%; Hamilton y Casey 2016), destacando a Honduras como un *hotspot* de deforestación. Del 52.9% de pérdida de manglar, el 79% corresponde a los manglares del Golfo de Fonseca en el LPH y el 21% restante a los manglares del LAH (Tabla 3). A nivel nacional, la cubierta de manglares se redujo en 54,409.75 ha en el LPH a una tasa de 922.19 ha·año⁻¹ y 14,356.59 ha en el LAH a una tasa de 368.11 ha·año⁻¹ (Tabla 3).

La pérdida de manglares en Honduras refleja una crisis ambiental más acelerada que en otros países tropicales.

Por ejemplo, en el Pacífico colombiano, la deforestación de manglares se ha calculado en una pérdida del 14% entre 1984-2020 (Murillo-Sandoval et al. 2022), mientras que en Honduras la pérdida fue del 52.9%. Esta discrepancia podría explicarse por la falta de políticas de conservación efectivas, como las implementadas en Brasil, donde el establecimiento de Áreas Protegidas ha mitigado las presiones que causan la deforestación de los manglares (Figueiroa et al. 2016, Medeiros et al. 2023). Los datos de Gracias a Dios (1.39% anual) también son preocupantes, ya que esta región alberga la segunda mayor extensión de manglares del país. En ese sentido, la degradación de los manglares se ha atribuido a la tala ilegal y la expansión ganadera (Burgos-Bennett 2011, Davila-Chuga 2021), problemas recurrentes en zonas con baja gobernanza ambiental (Material suplementario Figura S7).

En general, los principales impulsores de la pérdida de manglares en Honduras son antropogénicos: la acuicultura en el LPH y la agricultura e infraestructura en el LAH. El cambio climático y los eventos extremos también son factores importantes, especialmente en Cortés e Islas de la Bahía (Cahoon y Hensel 2002, Vanselow et al. 2007, Fickert y Grüniger 2010, Fickert 2018, Fickert 2020). La pérdida de área de manglares debido a actividades humanas implica una reducción en los servicios ecosistémicos específicos de cada localidad. Si la deforestación continúa a un ritmo acelerado, los impactos negativos en la biodiversidad y el suministro de servicios ambientales serán más notables.

Impulsores ambientales

Cambio climático

El 9% de la literatura identificó factores ambientales como impulsores de la disminución de manglares en Honduras, incluyendo la erosión costera, el aumento de salinidad,

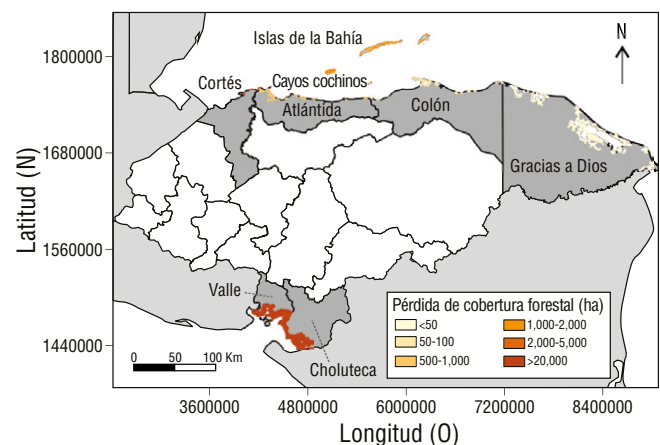


Figura 4. Pérdida de cobertura forestal histórica de los manglares hondureños por localidad. Las localidades de Valle y Choluteca son consideradas en conjunto como Golfo de Fonseca.

Tabla 3. Tasas de pérdida de cobertura forestal de los bosques de manglar en el litoral del Atlántico de Honduras (LAH) (1985-2024) y litoral del Pacífico de Honduras (LPH) (1965-2024).

Litoral	Región	Superficie histórica (ha)	Superficie actual (ha)	Áreas perdidas de manglares (ha)	Tasa de deforestación anual
LPH	Valle y Choluteca (Golfo de Fonseca)	91,800.00	37,390.25	54,409.75	1.51%
	Islas de la Bahía	2,874.00	2,318.72	555.28	0.54%
	Gracias a Dios	23,995.00	13,735.00	10,260.23	1.39%
LAH	Atlántida	4,464.91	3,950.11	514.80	0.31%
	Colón	4,782.00	3,134.00	1,648.45	1.05%
	Cortés	2,104.00	726.17	1,377.83	2.62%
	Total	130,019.91	61,253.57	68,766.34	1.27%

*Para los manglares de Cayos Cochinos no existe un estimado histórico y actual de la cobertura forestal. Solo se ha estimado una densidad de 1,140 árboles por hectárea García-Salgado et al. (2006) (Material suplementario Figura S6).

la acidificación oceánica, los cambios de temperatura, el aumento del nivel del mar y las variaciones en precipitaciones (Tabla 3). Estos factores, asociados al cambio climático, afectan el hidropérido, regeneración, crecimiento, composición y distribución espacial de los manglares (Field 1995). Por ejemplo, se ha encontrado que el aumento de temperatura incrementa el déficit de vapor de agua, reduciendo el crecimiento y supervivencia de los mangles (Adame et al. 2021). Además, el incremento del nivel del mar ha causado inundaciones y erosión, aumentando su vulnerabilidad. Por otro lado, se ha observado que la reducción en precipitaciones disminuye la fotosíntesis, productividad y reproducción, mientras que las altas precipitaciones causan inundaciones que depositan sedimentos, asfixiando los manglares. Estos cambios en sedimentación, turbidez y salinidad influyen notablemente en el crecimiento y distribución de los manglares, resaltando la compleja interacción entre factores climáticos y la salud de estos ecosistemas (Friess et al. 2022).

El aumento del nivel del mar se identificó como la amenaza principal para los manglares en Honduras. Estudios en Puerto Cortés y Puerto Castilla revelaron aumentos de $8.9 \text{ mm} \cdot \text{año}^{-1}$ y $3.2 \text{ mm} \cdot \text{año}^{-1}$, respectivamente, entre 1940-1970 (Aubrey et al. 1988, Ellison y Farnsworth 1996). Un estudio de USAID (2012) confirmó estos datos, mostrando incrementos de $9.2 \text{ mm} \cdot \text{año}^{-1}$ en Puerto Cortés (1945-1975) y $3.1 \text{ mm} \cdot \text{año}^{-1}$ en Puerto Castilla (1954-1970). En Cuyamel-Omoa, se observó una disminución del 80% en la cobertura de manglares debido

al impacto del oleaje (ICF 2012). Las áreas más afectadas fueron Trujillo (Colón), Brus Laguna (Gracias a Dios) e Islas de la Bahía, con aumento de erosión costera, excepto en Islas de la Bahía (USAID 2012, Carrasco et al. 2013a, b).

En estas localidades, a excepción de Islas de la Bahía, se ha registrado un aumento en la erosión costera (Carrasco y Caviedes 2014). En el Golfo de Fonseca, el nivel del mar ha aumentado aproximadamente 50 cm, dejando la costa vulnerable debido a la deforestación de manglares (Fig. 8) (Del Cid-Gómez y Cáceres 2017). Aunque no se ha cuantificado la pérdida de manglares por cambio climático en Honduras, es probable que sea notable, generando la necesidad de más investigación en esta área.

Ciclones tropicales

Los manglares hondureños son particularmente vulnerables a ciclones tropicales debido a su ubicación geográfica. Estos eventos afectan a los manglares mediante la deposición de sedimentos, daño por viento e inmersión (Krauss y Osland 2020). El 10% de la literatura mencionó el impacto de los huracanes, especialmente en Islas de la Bahía. Históricamente, 101 tormentas tropicales y huracanes han afectado Honduras. El huracán Mitch en 1998 fue particularmente devastador, causando pérdidas notables en los manglares de Trujillo, Colón. En Islas de la Bahía, especialmente en Roatán y Guanaja, se han observado rodales

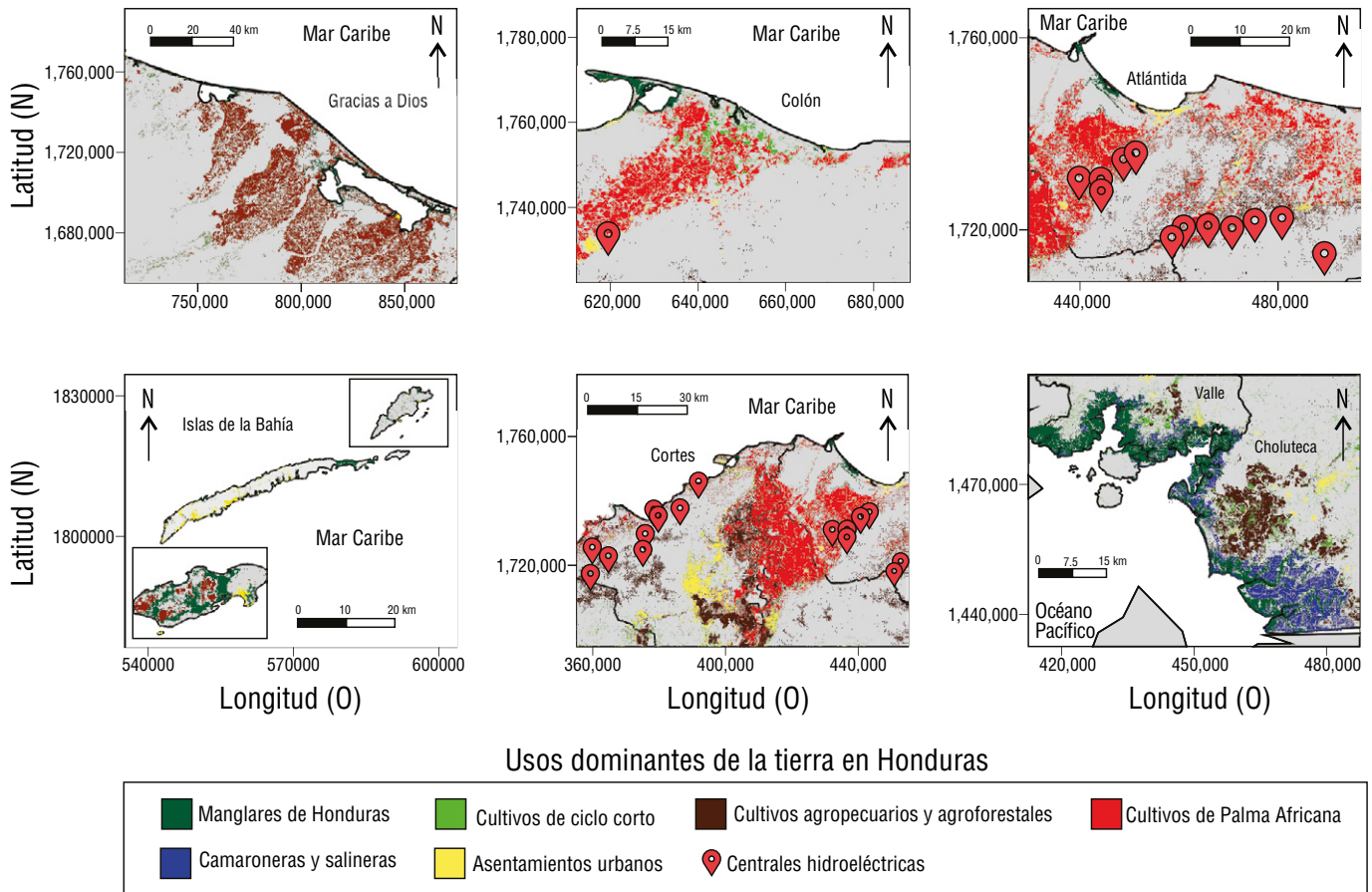


Figura 5. Usos dominantes de la tierra que han afectado las áreas de manglares del litoral del Pacífico de Honduras (LPH) y litoral del Atlántico de Honduras (LAH) en el 2024.

con alta mortalidad de árboles de mangle debido al colapso del sustrato por la descomposición de la turba de manglar (Doyle et al. 2002, Cahoon et al. 2003). El huracán Mitch redujo en un 37% los bosques de mangle en Roatán y en un 97% los de Guanaja, ilustrando el severo impacto de estos eventos en los ecosistemas de manglar (Material Suplementario Fig. S1) (Cahoon et al. 2003; Fickert 2018, 2020; Canty et al. 2022).

Aunque el huracán Mitch no impactó directamente el Golfo de Fonseca, los manglares sufrieron efectos por flujos de escombros y acumulación de sedimentos (McKee y McGinnis 2003). Algunos quedaron sepultados bajo capas de hasta 100 cm de sedimentos arrastrados desde la cuenca alta por las crecidas de los ríos (Cahoon y Hensel 2002). En la región central del golfo, hubo mortandad masiva de árboles, daños en el dosel y cambios en la elevación y propiedades del suelo (Cahoon et al. 2003, Hensel y Proffitt 2003, McKee y McGinnis 2003). En la región sur, una marejada ciclónica causó inundaciones y depósito de sedimentos (Rivera-Monroy et al. 2002). En general, se ha prestado poca atención a las consecuencias de los huracanes en los manglares, y no se ha cuantificado la reducción de cobertura forestal en LAH

y LPH. El aumento en la frecuencia de estos eventos podría limitar el tiempo de recuperación de los manglares, aumentando el riesgo de pérdidas permanentes.

Impulsores antropogénicos

Acuicultura y agricultura

La acuicultura y agricultura son los principales impulsores de la deforestación de manglares, con la acuicultura representando el 47% de la pérdida global de manglares en el siglo XX (Friess et al. 2019, Goldberg et al. 2020, Bhowmik et al. 2022). En el LPH, la expansión del cultivo de camarón y las salitreras ha sido la causa principal de pérdida de manglares desde 1965 hasta la actualidad. En 1973, se perdieron 2,132.5 ha de bosques densos debido a granjas camaroneras (Dewalt et al. 1996). Entre 1982 y 1992, la cría de camarones ocupó 11,515 ha, incluyendo 4,307 ha de manglares maduros, estresados o enanos (Ramirez 1994, Páez-Osuna 2001). Wilburn-King (2008) reportó una pérdida de 3,733 ha de manglares entre 1989 y 1998 debido a la producción de sal y camarones. Chen et al. (2013) indicaron

que aproximadamente el 11.9% de los manglares se perdieron entre 1985 y 2013, principalmente por la camaronicultura (Material Suplementario Fig. S2) (Recio et al. 2016, Son et al. 2017). Estos datos evidencian el impacto importante que las actividades humanas, como el cultivo de camarón, han tenido sobre la disminución de los bosques de manglares a lo largo del tiempo en el LPH. Además, se considera que muchas de sus zonas son particularmente susceptibles a los efectos del cambio climático y actividades humanas (Bhomia et al. 2016, Maya-Jariego et al. 2023).

La intensificación agrícola ha contribuido a la pérdida de manglares en el LAH. En particular, las principales amenazas incluyeron el desarrollo de plantaciones de Palma Africana, el cambio de uso a pastizales y la agricultura, ocupando aproximadamente 140,000 ha, muchas de las cuales eran humedales (Carrasco y Caviedes 2014, Flores-Marin 2017, Davila-Chuga 2021). Un caso notable es La Másica, Atlántida, donde se perdió alrededor de 12 km² de humedales boscosos, incluidos manglares (Carrasco et al. 2013c). En la misma localidad, las actividades socioeconómicas han destruido más de 500 ha de manglares. En Colón, la expansión de la Palma Africana ha disminuido estos bosques, mientras que en Gracias a Dios y Cortés, la ganadería y la agricultura tecnificada también han impactado negativamente (Burgos-Bennett 2011, Davila-Chuga 2021). En contraste, el LPH ha sufrido menos daño por estas actividades, aunque la agricultura y acuicultura en cuencas medias y altas generan contaminantes que afectan el desarrollo de los ecosistemas de manglar (Osorto-Nuñez 2022, Osorto-Nuñez et al. 2023).

Industrialización y contaminación

La industrialización y la contaminación son factores clave en la pérdida de la cobertura de manglares (Zhang et al. 2014). Desde 1995, se han detectado plaguicidas organoclorados en el Río Choluteca (e.g., carbofurano y propiconazol),

que desemboca en el Golfo de Fonseca, evidenciando el daño causado por contaminantes químicos en los manglares (Kammerbauer y Moncada 1998, Meyer 1999, Osorto-Nuñez 2022, Maya-Jariego et al. 2023). En Islas de la Bahía, las descargas de materia orgánica de aguas industriales han promovido el crecimiento de algas verdes calcáreas, amenazando estos ecosistemas. Además, los cruceros que llegan a la región también han contribuido a la contaminación (Canty 2007, Carrasco et al. 2013d, Doiron y Weissenberger 2014). La industria minera en Colón ha causado destrucción de manglares debido a la sedimentación excesiva y la presencia de metales pesados en el agua y el suelo (Burgos-Bennett 2011). En el Valle de Sula, de las 380 industrias, aproximadamente 150 han generado efluentes problemáticos que contaminan los ríos Ulúa y Chamelecón con mercurio, plomo y arsénico (Marin y Hernandez 2002). Lamentablemente, la acumulación de metales, como cobre y zinc, se ha convertido en un impulsor global de la deforestación de manglares (Sruthi et al. 2016, Bhowmik et al. 2022).

Urbanización y desarrollo

El 37% de los estudios indicó que la urbanización y el desarrollo son factores clave en la deforestación de los manglares en Honduras. Actividades como la extracción de madera y la construcción de asentamientos, carreteras e infraestructuras turísticas han reducido notablemente la cobertura forestal. En Roatán, entre 1985 y 2015, la infraestructura hotelera y la expansión del aeropuerto aumentaron la superficie urbana en 982.8 ha, con 224.1 ha de manglares convertidas en zonas urbanas (Material Suplementario Fig. S3) (Carrasco et al. 2013d, Doiron y Weissenberger 2014, Tuholske et al. 2015, Tuholske et al. 2017). En Útila, el área urbana creció de 118 ha en 2014 a 231 ha en 2021, afectando los manglares del sur (Flores-Bueso 2022). En Tela, Atlántida, el desarrollo turístico ha generado presión adicional sobre los manglares (Stovall 2015). Además,

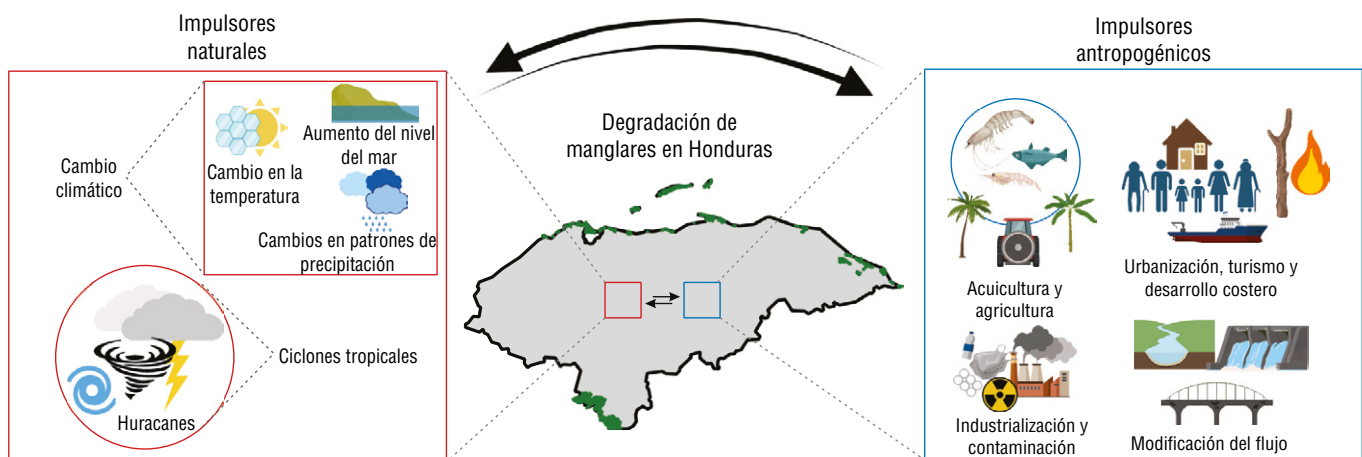


Figura 6. Grupo de impulsores naturales y antropogénicos identificados de la deforestación de manglares de Honduras.

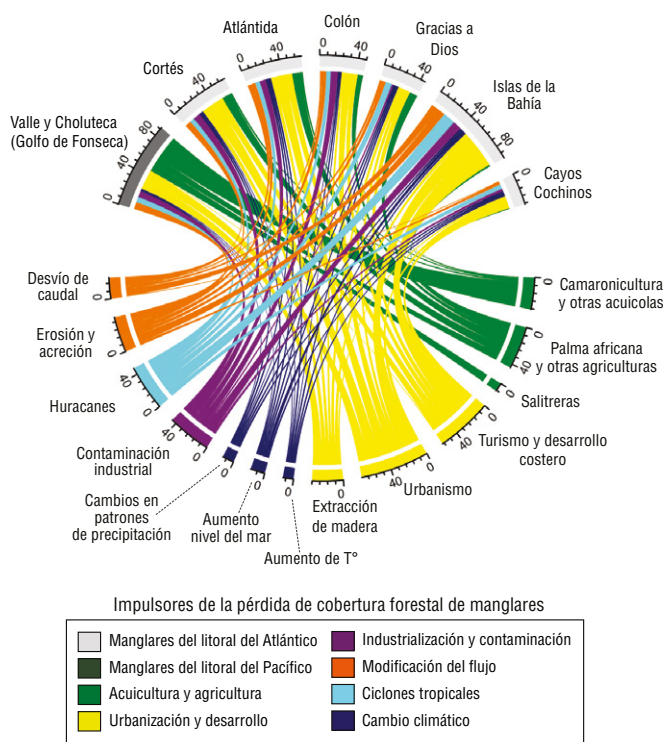


Figura 7. Diagrama de dependencia de cuerdas entre los grupos y subgrupos de los impulsores de la deforestación de manglares de Honduras. La escala muestra el número de estudios que indican la interacción entre el impulsor y la localidad.

el crecimiento poblacional y la infraestructura hotelera han fragmentado los humedales y alterado el régimen hidrológico, exacerbando la pérdida de estos ecosistemas vitales.

La extracción de madera de manglar ha tenido un impacto importante en la pérdida de cobertura forestal, especialmente en el Golfo de Fonseca, donde la leña y la corteza se utilizan como fuentes de energía (Alfaro-Trejos 2011, Maya-Jariego et al. 2023). El uso de manglares como leña entre 1983-1986 superó los $80,000 \text{ m}^3 \cdot \text{año}^{-1}$ a $120,000 \text{ m}^3 \cdot \text{año}^{-1}$ (Jiménez 1992). De 1983 a 1989, se extrajeron $34,200 \text{ m}^3$ de leña y $5,340 \text{ m}^3$ de madera, con un aumento en el consumo de $3,644 \text{ m}^3 \cdot \text{año}^{-1}$ a $4,212 \text{ m}^3 \cdot \text{año}^{-1}$ entre 1986 y 1995 (Jiménez 1999, Sanchez-Paez y Guevara-Mancera 2000, CONGESA 2001). Según Dewalt et al. (1996), esto representó la utilización de 250 a 350 ha anuales de manglares. En el Golfo de Fonseca, el 85% de los hogares dependieron de la leña como fuente de energía y para la construcción de viviendas (Material Suplementario Fig. S4). Además, industrias como panaderías y ladrilleras también emplean la leña como recurso principal. En Roatán, el Mangle Botoncillo (*Conocarpus erectus*) ha visto disminuida su frecuencia por la tala, que también se realiza en Cuyamel-Omoa para fines domésticos y comerciales, destacando el impacto de la extracción de madera en estos ecosistemas (ICF 2012, Carrasco y Caviedes 2014).

La expansión de asentamientos humanos y la urbanización han impactado notablemente los manglares en Honduras, especialmente en Útila (Material Suplementario Fig. S5). Así como en Atlántida, la contaminación del agua es un problema crítico en Útila, donde las aguas negras han aportado fósforo a los manglares (Carrasco et al. 2013d). En Colón, la acumulación de basura y residuos sólidos ha afectado gravemente estos ecosistemas (Burgos-Bennett 2011). En el Golfo de Fonseca, las descargas de aguas residuales y la acumulación de desechos sólidos han tenido efectos negativos en los manglares (Material Suplementario Fig. S4) (Maya-Jariego et al. 2023). En Cortés, los asentamientos cerca de la laguna de Los Micos han contaminado suelos y aguas superficiales (Carrasco et al. 2013b). De manera similar, en Islas de la Bahía, especialmente en Útila, la pérdida de manglares se ha debido a las aguas residuales, la tala y la acumulación de desechos por la expansión urbana (Carrasco et al. 2013d, Carrasco y Caviedes 2014). En Gracias a Dios, la urbanización ha contribuido a la tala y erosión del suelo, generando amenazas a los manglares (Davila-Chuga 2021). Estos factores evidencian cómo la urbanización ha puesto en peligro la integridad de los manglares hondureños.

Modificación del flujo

La modificación del flujo de caudal de agua en la cuenca alta ha demostrado disminuir la productividad de los manglares (Bhowmik et al. 2022). De acuerdo con proyecciones basadas en literatura científica previa, la construcción de represas en Honduras ha generado impactos negativos sobre los bosques de manglar, alterando su equilibrio ecológico. Entre las principales consecuencias se encuentran la retención de sedimentos y nutrientes, el aumento de la salinidad en zonas costeras y la intensificación de procesos de erosión (Morais y Pinheiro 2011). Por ejemplo, en Balfate, Colón, una represa ha alterado la morfología y la hidrodinámica del río, resultando en la retención de sedimentos (Carrasco y Caviedes 2014). En el Refugio de Vida Silvestre Barra de Cuero y Salado, se planea instalar proyectos hidroeléctricos en 11 ríos, lo que podría modificar el régimen hidrológico natural y disminuir la productividad primaria de los manglares (Carrasco et al. 2013c). La Represa Hidroeléctrica Patuca III, en Gracias a Dios, podría aumentar la salinidad de las lagunas al reducir el aporte de agua y sedimentos del Río Patuca, poniendo en riesgo los manglares (Carrasco y Colindres 2011, Carrasco et al. 2013a). En el Parque Nacional Jeannette Kawas, el régimen hidrológico ha cambiado en un 80% por la canalización y el drenaje de varios ríos, destacando la importancia de considerar estos efectos en la planificación de proyectos hidroeléctricos para preservar estos ecosistemas costeros.

En general, nuestro estudio, basado en una síntesis de literatura científica, presenta un valor intermedio. Las diferencias podrían reflejar variaciones en los años de referencia, ya que los estudios no son completamente simultáneos, o en la delimitación espacial de las áreas evaluadas. Por ejemplo, el



Figura 8. Impacto del aumento del nivel del mar en la infraestructura costera de Cedeño, litoral del Pacífico de Honduras (LPH). Restos de infraestructura sumergida por el aumento del nivel del mar (a) y erosión costera etiquetada en rojo y negocios locales destruidos por el aumento del nivel del mar (b).

ICF (2024) podría haber incorporado zonas de restauración reciente no contabilizadas en el GMW, cuya versión 3.0 data de 2022. Asimismo, la heterogeneidad en las definiciones operativas de “manglar” como la inclusión o exclusión de salitrales asociados introduce variabilidad.

Las discrepancias de la cobertura actual de manglares (61,253.57 ha) con respecto al de GMW (60,564 ha) y del Instituto de Conservación Forestal de Honduras (ICF) (61,639 ha) también pueden atribuirse a factores metodológicos, tecnológicos y temporales. En primer lugar, el Sistema de Información para la Gestión y Monitoreo Forestal (SIGMOF 2024) menciona que la cobertura forestal para el año 2024 se estimó con una precisión declarada del 92% y un margen de error del 8%, utilizando datos multifuente de los satélites Sentinel-1 (radar) y Sentinel-2 (óptico). Este enfoque, que combina sensores ópticos y de radar, ha permitido una clasificación más robusta frente a condiciones climáticas adversas (e.g., nubosidad), lo que podría explicar su estimación ligeramente superior.

Por su parte, el GMW emplea datos de Radar de Apertura Sintética (SAR) de banda L, desarrollados bajo la iniciativa Kyoto & Carbon de JAXA. Esta tecnología, destaca por su sensibilidad a la biomasa leñosa y su capacidad para monitorear manglares en zonas con cobertura nubosa frecuente (Lucas et al. 2014). No obstante, como señalan Bunting et al. (2018), esta tecnología presenta limitaciones inherentes en la discriminación de manglares frente a otras coberturas vegetales leñosas (especialmente bosques terrestres y plantaciones) en los márgenes continentales, lo que puede generar errores de comisión en la clasificación. Además, el GMW utiliza un umbral de cobertura de copa del 10% para definir “manglar”, mientras que el ICF podría aplicar

criterios más inclusivos, como la inclusión de áreas en regeneración.

La versión 2.0 de GMW (Bunting et al. 2019), considerada actualmente el estándar de referencia global por su resolución espacial (25 m) y actualización temporal, optimizó su metodología mediante la integración de datos ópticos de Landsat para mejorar la precisión en la delimitación de la extensión manglar. Sin embargo, como demuestran Thomas et al. (2014, 2018), los sensores SAR de banda L, aunque óptimos para detectar cambios temporales, presentan capacidades limitadas para clasificar con precisión la extensión absoluta, particularmente en regiones con gradientes ecotonales complejos. Esta limitación técnica se suma a los desafíos globales documentados en los conjuntos de datos de manglares que incluyen: (1) áreas no mapeadas debido a fallas en sensores (e.g., error de línea de escaneo en Landsat 7 ETM+), (2) disponibilidad temporal desigual de imágenes y (3) interferencia por nubosidad persistente (Spalding 2010, Giri et al. 2011, Bunting et al. 2018).

La discrepancia de los resultados, aunque con pocas diferencias en las coberturas con los de GMW v. 2.0 (2020) e ICF (2024) podría atribuirse a las diferencias en los algoritmos de clasificación y la variabilidad en la calidad de los datos de entrada que utilizan los distintos estudios encontrados en esta investigación. Esta incertidumbre requiere la necesidad de implementar protocolos estandarizados que integren tecnologías complementarias para mejorar la precisión en escalas locales. Los hallazgos presentados en este estudio enfatizan que, aunque GMW representa un avance significativo en el monitoreo global de manglares, su aplicación para estudios a escala nacional requiere validaciones *in situ* y ajustes metodológicos específicos que consideren las particularidades biogeográficas de cada región.

CONCLUSIONES

Esta revisión proporciona una síntesis de los impulsores de la pérdida de cobertura forestal de los manglares en Honduras. La disminución del 52.9% de la cobertura de manglares en Honduras durante las últimas décadas superó notablemente el promedio global de deforestación, lo que posiciona al país como un punto crítico de pérdida de manglares. Esta severa retracción, con una tasa anual promedio de 1.27%, ha sido impulsada por una compleja interacción de factores, en la que las presiones antropogénicas emergen como los principales catalizadores en ambos litorales. Específicamente, la expansión de la acuicultura en el LPH (Golfo de Fonseca) y, paralelamente, en el LAH, los ciclones tropicales, la intensificación agrícola y el desarrollo de infraestructura representan las amenazas más importantes.

Es fundamental implementar medidas estrictas de monitoreo y conservación, las cuales deben centrarse en las áreas más afectadas, al tiempo que se priorizan investigaciones exhaustivas en regiones con déficit de datos, como Gracias a Dios y Cayos Cochinos, con el fin de establecer una línea base precisa sobre la extensión y el estado de sus manglares. Al cuantificar las tasas de pérdida y dilucidar los impulsores socioecológicos de la deforestación, esta primera síntesis sienta las bases para futuras investigaciones que empleen metodologías avanzadas de teledetección y modelos predictivos. Estos enfoques, que permiten un monitoreo más preciso y dinámico de la cobertura de manglares, en combinación con la percepción remota multispectral de alta resolución y el muestreo sistemático de campo, reducirán los márgenes de error actuales y generarán información robusta necesaria para la gestión sostenible de estos ecosistemas críticos. En última instancia, la integración de políticas de conservación robustas con una gobernanza ambiental efectiva será fundamental para mitigar los impactos antropogénicos y naturales, asegurando la resiliencia y la provisión continua de los servicios ecosistémicos que estos ecosistemas críticos otorgan a las comunidades costeras y a la biodiversidad del país.

DECLARACIONES FINALES

Material suplementario

El material suplementario de este trabajo se puede descargar desde: <https://www.cienciasmarinas.com.mx/index.php/cmarias/article/view/3534/420421216>.

Agradecimientos

Agradecemos a Alexandra Bonilla por su valiosa asistencia durante las visitas de campo en los manglares de la zona del Golfo de Fonseca, a Jorge Funez por su apoyo en la captura de fotografías, a María Fernanda Flores-Bueso por su colaboración con las imágenes de los manglares en Útila y a los revisores que ayudaron sustancialmente a mejorar el manuscrito.

Agradecemos al Mesoamerican Reef Fund (MAR Fund) por su apoyo financiero para la traducción de este artículo.

Fondos

Este trabajo recibió financiamiento para la traducción de este artículo por MAR Fund.

Conflicto de intereses

El autor declara no tener ningún conflicto de intereses.

Disponibilidad de datos

Se pueden obtener los datos para este estudio a través del autor correspondiente bajo petición razonable.

Contribuciones de Autor

Conceptualización: MHON; Curación de datos: MHON; Análisis de datos: MHON; Adquisición de financiación: MHON; Investigación: MHON; Metodología: MHON; Administración de proyecto: MHON; Recursos: MHON; Software: MHON; Supervisión: MHON; Validación: MHON; Visualización: MHON; Redacción–borrador original: MHON; Redacción–revisión y edición: MHON.

Uso de herramientas de IA

El autor no utilizó herramienta de inteligencia artificial en este trabajo.

REFERENCIAS

- Acharya G. 2002. Life at the margins: the social, economic and ecological importance of mangroves. *Mad Bosq*. 8:53-60.
- Adame MF, Reef R, Santini NS, Najera E, Turschwell MP, Hayes MA, Masque P, Lovelock CE. 2021. Mangroves in arid regions: ecology, threats, and opportunities. *Estuar Coast Shelf Sci*. 248:106796. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2020.106796>.
- Alfaro-Trejos S. 2011. Cobertura y uso de la tierra en el ecosistema de mangle y zona ecotonal del corredor del mangle, desde la Bahía de Jiquilisco, El Salvador, hasta el Estero Padre Ramos, Jiquilillo, Nicaragua. *Rev Geogr Amér Cent*. 2:1-19.
- Alongi DM. 2018. Impact of global change on nutrient dynamics in mangrove forests. *Forests*. 9(10):596. <https://doi.org/10.3390/f9100596>
- Aubrey DG, Emery KO, Uchupi E. 1988. Changing coastal levels of South America and the Caribbean region from tide-gauge records. *Tectonophysics*. 154(3/4):269-284. [https://doi.org/10.1016/0040-1951\(88\)90108-4](https://doi.org/10.1016/0040-1951(88)90108-4)
- Bhomia RK, Kauffman JB, McFadden TN. 2016. Ecosystem carbon stocks of mangrove forests along the Pacific and Caribbean coasts of Honduras. *Wetlands Ecol Manag*. 24(2):187-201. <https://doi.org/10.1007/s11273-016-9483-1>
- Bhowmik AK, Padmanaban R, Cabral P, Romeiras MM. 2022. Global mangrove deforestation and its interacting social-ecological drivers: a systematic review and synthesis.

- Sustainability. 14(8):4433.
<https://doi.org/10.3390/su14084433>.
- Bryan-Brown DN, Connolly RM, Richards DR, Adame F, Friess DA, Brown CJ. 2020. Global trends in mangrove forest fragmentation. *Sci Rep*. 10(1):1-8.
<https://doi.org/10.1038/s41598-020-63880-1>
- Bunting P, Rosenqvist A, Lucas R, Rebelo L-M, Hilarides L, Thomas N, Hardy A, Itoh T, Shimada M, Finlayson C. 2018. The Global Mangrove Watch—a new 2010 global baseline of mangrove extent. *Remote Sens*. 10:1669.
<https://doi.org/10.3390/rs10101669>
- Bunting P, Rosenqvist A, Lucas R, Rebelo L-M, Hilarides L, Thomas N, Hardy A, Itoh T, Shimada M, Finlayson M. 2019. Global Mangrove Watch (1996–2016), version 2.0. Zenodo.
<https://doi.org/10.5281/zenodo.5658808>
- Bunting P, Rosenqvist A, Hilarides L, Lucas RM, Thomas N, Tadono T, Worthington TA, Spalding M, Murray NJ, Rebelo L-M. 2022. Global change in mangrove extent 1996–2020: Global Mangrove Watch, version 3.0. *Remote Sens*. 14(15):3657.
- Burgos-Bennett E. 2011. Revisión General de los Humedales Marino–Costeros del Área de La Bahía de Trujillo–Guaimoreto–Aguan; Colón, Honduras. Trujillo (Honduras): Fundación Calentura Guaimoreto/The Nature Conservancy. Technical report. 71 p.
- Cahoon DR, Hensel P. 2002. Hurricane Mitch: A Regional Perspective on Mangrove Damage, Recovery, and Sustainability. Reston (USA): United States Geological Survey. Technical report, No. 2003-183. 31 p.
- Cahoon DR, Hensel P, Rybczyk J, McKee KL, Proffitt CE, Perez BC. 2003. Mass tree mortality leads to mangrove peat collapse at Bay Islands, Honduras, after Hurricane Mitch. *J Ecol*. 91(6):1093-1105.
<https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.2003.00841.x>
- Canty SWJ. 2007. Positive and Negative Impacts of Dive Tourism: The Case Study of Utila, Honduras [dissertation]. [Suiza]: Lunds Universitet. 41 p. https://www.lumes.lu.se/sites/lumes.lu.se/files/steven_canty.pdf
- Canty SWJ, Preziosi R, Rowntree JK. 2018. Dichotomy of mangrove management: a review of research and policy in the Mesoamerican reef region. *Ocean Coast Manag*. 157:40-49.
<https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2018.02.011>
- Canty SWJ, Kennedy JP, Fox G, Matterson K, González VL, Núñez-Vallecillo ML, Preziosi RF, Rowntree JK. 2022. Mangrove diversity is more than fringe deep. *Sci Rep*. 12(1):1-10.
<https://doi.org/10.1038/s41598-022-05847-y>
- Carrasco JC, Colindres I. 2011. Plan de manejo del sistema lagunar de Karataska. Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo. Karataska (Honduras): Comité de Gobernanza Pesquera del Sistema Lagunar de Karataska. Management Plan. 75 p.
- Carrasco JC, Portillo H, Estuardo S, Lara K. 2013a. Plan de Conservación de la Reserva del Hombre y la Biósfera del Río Plátano: Basado en Análisis de Amenazas, Situación y del Impacto del Cambio Climático, y Definición de Metas y Estrategias. Tegucigalpa (Honduras): Instituto Nacional de Conservación y Desarrollo Forestal, Áreas Protegidas y Vida Silvestre/United States Agency for International Development ProParque. Technical report. 86 p.
- Carrasco JC, Secaira E, Lara K. 2013b. Plan de Conservación del Parque Nacional Blanca Jeannette Kawas Fernández: Basado en Análisis de Amenazas, Situación y del Impacto del Cambio Climático, y Definición de Metas y Estrategias. Tegucigalpa (Honduras): Instituto Nacional de Conservación y Desarrollo Forestal, Áreas Protegidas y Vida Silvestre/United States Agency for International Development ProParque. Technical report. 55 p.
- Carrasco JC, Stuardo S, Lara K. 2013c. Plan de Conservación del Refugio de Vida Silvestre Barras de Cuero y Salado: Basado en Análisis de Amenazas, Situación y del Impacto del Cambio Climático, y Definición de Metas y Estrategias. Tegucigalpa (Honduras): Instituto Nacional de Conservación y Desarrollo Forestal, Áreas Protegidas y Vida Silvestre/United States Agency for International Development ProParque/Fundación Acero y Hierro, Minería, Industria, Fundación. Technical Report. 49 p.
- Carrasco JC, Secaira E, Lara K. 2013d. Plan de Conservación del Parque Nacional Marino Islas de la Bahía: Basado en Análisis de Amenazas, Situación y del Impacto del Cambio Climático, y Definición de Metas y Estrategias. Tegucigalpa (Honduras): Instituto Nacional de Conservación y Desarrollo Forestal, Áreas Protegidas y Vida Silvestre/United States Agency for International Development ProParque. Technical report. 55 p.
- Carrasco JC, Caviedes V. 2014. Diagnóstico de los Ecosistemas Marino-Costeros y de Agua Dulce de Honduras: Basado en Análisis de Viabilidad, Amenazas y Situación. Tegucigalpa (Honduras): Instituto Nacional de Conservación y Desarrollo Forestal, Áreas Protegidas y Vida Silvestre/United States Agency for International Development ProParque. 102 p.
- Castañeda-Moya E, Rivera-Monroy VH, Twilley RR. 2006. Mangrove zonation in the dry life zone of the Gulf of Fonseca, Honduras. *Estu Coast*. 29(5):751-764.
<https://doi.org/10.1007/BF02786526>
- Chen CF, Son NT, Chang N, Chen CR, Chang LY, Valdez M, Centeno G, Thompson CA, Aceituno JL. 2013. Multi-decadal mangrove forest change detection and prediction in Honduras, Central America, with landsat imagery and a markov Chain Model. *Remote Sens*. 5(12):6408-6426.
<https://doi.org/10.3390/rs5126408>
- [CONGESA] Consultores en Gestión ambiental. 2001. Valoración económica de los manglares del Golfo de Fonseca, Honduras. Choluteca (Honduras): PROMANGLE AFE-COHDEFOR/OIMT. Technical report. 137 p.
- Davila-Chuga CL. 2021. Implicaciones Socioeconómicas en los Servicios Ecosistémicos de los Bosques de Manglar en las Costas Pacífico y Caribe de Honduras [dissertation]. [Honduras]: Universidad de Zamorano. 142 p.
- Del Cid-Gómez JA, Cáceres JD. 2017. Variación de la línea de costa en la aldea de Cedeño, y cartografía de amenaza ante marejadas y ascenso del nivel del mar. *Port Cienc*. 13:87-102.
<https://doi.org/10.5377/pc.v13i0.5969>
- Dewalt BR, Vergne P, Hardin M. 1996. Shrimp aquaculture development and the environment: people, mangroves and fisheries on the Gulf of Fonseca, Honduras. *World Dev*. 24(7):1193-1208.
[https://doi.org/10.1016/0305-750X\(96\)00033-2](https://doi.org/10.1016/0305-750X(96)00033-2)
- Doiron S, Weissenberger S. 2014. Sustainable dive tourism: Social and environmental impacts. The case of Roatan, Honduras. *Tour Manag Perspect*. 10:19-26.
<https://doi.org/10.1016/j.tmp.2013.12.003>
- Doyle TW, Michot TC, Roetker F, Sullivan J, Melder M, Handley B, Balmat J. 2002. Hurricane Mitch: Landscape Analysis of Damaged Forest Resources of the Bay Islands and Caribbean Coast of Honduras. Reston (USA): United States Geological Survey. Technical report. 12 p.
- Ellison AM, Farnsworth EJ. 1996. Anthropogenic disturbance of caribbean mangrove ecosystems: past impacts, present trends, and future predictions. *Biotropica*. 28(4):549-565.
- [FAO] Food and Agriculture Organization of the United Nations. 2007. The World's Mangroves 1980-2005. Rome (Italy): FAO. Technical report. 78 p. <http://www.fao.org/3/a1427e/a1427e00.pdf>
- [FAO] Food and Agriculture Organization of the United Nations. 1996. Forest Resources Assessment 1990: Survey of Tropical Forest Cover and Study of Change Processes. Rome (Italy): FAO. Forestry Paper, no. 130. 152 p.
- Feller IC, Friess DA, Krauss KW, Lewis RR. 2017. The state of the world's mangroves in the 21st century under climate change.

- Hydrobiologia. 803(1):1-12.
<https://doi.org/10.1007/s10750-017-3331-z>
- Fickert T, Grüninger F. 2010. Floristic zonation, vegetation structure, and plant diversity patterns within a Caribbean mangrove and swamp forest on the Bay Island of Utila (Honduras). *Ecotropica*. 16(2):73-92.
- Fickert T. 2018. Better resilient than resistant—regeneration dynamics of storm-disturbed mangrove forests on the bay island of Guanaja (Honduras) during the first two decades after Hurricane Mitch (October 1998). *Diversity*. 10(1):8.
<https://doi.org/10.3390/d10010008>
- Fickert T. 2020. To plant or not to plant, that is the question: reforestation vs. natural regeneration of hurricane-disturbed mangrove forests in Guanaja (Honduras). *Forests*. 11(10):1068.
<https://doi.org/10.3390/f11101068>
- Field CD. 1995. Impact of expected climate change on mangroves. *Hydrobiologia*. 295(1-3):75-81.
<https://doi.org/10.1007/BF00029113>
- Figueiroa AC, Brasil G, Pellin A, Scherer MEG. 2016. Evaluación de la efectividad de la integración de las unidades de conservación marino-costera federales en Santa Catarina. *Desarro Medio Ambient*. 38:361-375.
<https://doi.org/10.5380/dma.v38i0.46974>
- Flores-Marin AF. 2017. Optimización espacial para la restauración ecológica de manglares en el Parque Nacional Blanca Jeannette Kawas Fernández, Honduras [dissertation]. [Costa Rica]: Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza. 83 p. <https://repositorio.catie.ac.cr/handle/11554/8614>
- Flores-Bueso MF. 2022. Estructura poblacional, condición corporal de la iguana de cola espinosa de Útila (*Ctenosaura bakeri*) y análisis del cambio de cobertura de manglar en Útila, Islas de la Bahía, Honduras [dissertation]. [Honduras]: Universidad Nacional de Costa Rica. 71 p.
- Friess DA, Rogers K, Lovelock CE, Krauss KW, Hamilton SE, Lee SY, Lucas R, Primavera J, Rajkaran A, Shi S. 2019. The state of the world's mangrove forests: past, present, and future. *Annu Rev Environ Resour*. 44:89-115.
<https://doi.org/10.1146/annurev-environ-101718-033302>
- Friess DA, Adame MF, Adams JB, Lovelock CE. 2022. Mangrove forests under climate change in a 2°C world. *WIREs Clim. Change*. 13(4):e792.
<https://doi.org/10.1002/wcc.792>
- Giri C, Ochieng E, Tieszen LL, Zhu Z, Singh A, Loveland T, Masek J, Duke N. 2011. Status and distribution of mangrove forests of the world using earth observation satellite data. *Glob Ecol Biogeogr*. 20:154-159.
<https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2010.00584.x>
- Goldberg L, Lagomasino D, Thomas N, Fatoyinbo T. 2020. Global declines in human-driven mangrove loss. *Glob Chang Biol*. 26(10):5844-5855.
<https://doi.org/10.1111/gcb.15275>
- Hagger V, Worthington TA, Lovelock CE, Adame MF, Amano T, Brown BM, Friess DA, Landis E, Mumby PJ, Morrison TH, et al. 2022. Drivers of global mangrove loss and gain in social-ecological systems. *Nat Comm*. 13:6373.
<https://doi.org/10.1038/s41467-022-33962-x>
- Hamilton SE, Casey D. 2016. Creation of a high spatio-temporal resolution global database of continuous mangrove forest cover for the 21st century (CGMFC-21). *Glob Ecol Biogeogr*. 25(6):729-738.
<https://doi.org/10.1111/gcb.12449>
- Hamza AJ, Esteves LS, Cvitanović M, Kairo JG. 2024. Global patterns of mangrove resource utilization: a systematic review. *Front Sustain Resour Manag*. 3:1395724.
<https://doi.org/10.3389/fsrma.2024.1395724>
- Hensel P, Proffitt E. 2003. Hurricane Mitch: Acute Impacts on Mangrove Forest Structure and an Evaluation of Recovery Trajectories. Reston (USA): United States Geological Survey. Technical report, no. 2003-182. 77 p.
- [ICF] Instituto Nacional de Conservación y Desarrollo Forestal, Áreas Protegidas y Vida Silvestre. 2012. Plan de Manejo Parque Nacional Cuyamel-Omoa. Tegucigalpa (Honduras): ICF. Management plan. 179 p.
- [ICF] Instituto Nacional de Conservación y Desarrollo Forestal, Áreas Protegidas y Vida Silvestre. 2022. Actual ecosistemas de manglar en Honduras. Tegucigalpa (Honduras): ICF. Technical report. 79 p.
- [ICF] Instituto Nacional de Conservación y Desarrollo Forestal, Áreas Protegidas y Vida Silvestre. 2024. Mapa de Cobertura Forestal 2024: Geoportal del Sector Forestal de Honduras; [accessed 2025 May 30]. <https://geoportal.icf.gob.hn/geoportal/main>
- Jiménez JA. 1987. A clarification on the existence of *Rhizophora* species along the Pacific coast of Central America. *Brenesia*. 28:25-32.
- Jiménez JA. 1992. Mangrove Forests of the Pacific Coast of Central America. In: Seeliger U (ed.), *Coastal Plant Communities of Latin America*. Cambridge (USA): Academic Press. p. 259-267.
- Jiménez JA. 1999. El Manejo de los Manglares en el Pacífico de Centroamérica: Usos Tradicionales y Potenciales. In: Yañez-Arancibia AA, Lara-Dominguez L (eds.), *Ecosistemas de Manglar en América Tropical*. Xalapa (Mexico): Instituto de Ecología A.C. p. 275-290.
- Kammerbauer J, Moncada J. 1998. Pesticide residue assessment in three selected agricultural production systems in the Choluteca River Basin of Honduras. *Environ Poll*. 103(2-3):171-181.
[https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(98\)00125-0](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(98)00125-0)
- Krauss KW, Osland MJ. 2020. Tropical cyclones and the organization of mangrove forests: a review. *Ann Bot*. 125(2):213-234.
<https://doi.org/10.1093/aob/mcz161>
- Lebigre JM, Portillo P, Thompson W. 2003. Quel avenir pour les mangroves de l'archipel de la Bahía (Honduras)? In: Hequette A (ed.), *Actes du Colloque. Espace littoral en mutation. Côte d'Opale (France): Commission de Géographie de la Mer et des Littoraux—Université du Littoral*. p. 63-71.
- Lee SY, Primavera JH, Dahdouh-Guebas F, Mckee K, Bosire JO, Cannicci S, Diele K, Fromard F, Koedam N, Marchand C, et al. 2014. Ecological role and services of tropical mangrove ecosystems: a reassessment. *Glob Ecol Biogeogr*. 23(7):726-743.
<https://doi.org/10.1111/gcb.12155>
- Lizano OG, Amador JA, Soto R. 2001. Caracterización de manglares de Centroamérica con sensores remotos. *Rev Biol Trop*. 49(S2):331-340.
- Lovelock CE, Feller IC, Reef R, Hickey S, Ball MC. 2017. Mangrove dieback during fluctuating sea levels. *Sci Rep*. 7(1):1-8.
<https://doi.org/10.1038/s41598-017-01927-6>
- Lucas R, Rebelo L-M, Fatoyinbo L, Rosenqvist A, Itoh T, Shimada M, Simard M, Souza-Filho PW, Thomas N, Trettin C, et al. 2014. Contribution of L-band SAR to systematic global mangrove monitoring. *Mar Freshwater Res*. 65:589-603.
<https://doi.org/10.1071/MF13177>
- Marin M, Hernandez GI. 2002. La contaminación marina en Honduras. Tegucigalpa (Honduras): MAR Fund. Technical report. 22 p.
- Maya-Jariego I, Holgado D, Castillo AC, Florido del Corral D, Gómez Mestres S. 2023. Children's interaction with ecosystem services in a mangrove forest: perceptions of fisherfolks on the involvement of minors in fishing activities in the Gulf of Fonseca in Honduras. *Ocean Coast Manag*. 236:106502.
<https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2023.106502>
- McKee KL, McGinnis T. 2003. Hurricane Mitch: Effects on Mangrove Soil Characteristics and Root Contributions to Soil

- Stabilization. Reston (USA): United States Geological Survey. Technical report, no. 2003-178. 58. p.
- McKee KL, Cahoon DR, Feller IC. 2007. Caribbean mangroves adjust to rising sea level through biotic controls on change in soil elevation. *Global Ecol Biogeogr.* 16(5):545-556. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2007.00317.x>
- Medeiros IS, Santos SS, Rebelo VA, Almeida IC, Veloso TMG, Almeida NV, Borges JCG. 2023. Effectiveness of federal protected areas in the preservation of mangrove forests on the coast of the state of Paraíba, Brazil. *An Acad Bras Cienc.* 95(1):e20211079. <https://doi.org/10.1590/0001-3765202320211079>
- Meyer DE. 1999. Presence of pesticide residues in water, sediment and biological samples taken from aquatic environments in Honduras. Vienna (Austria): International Atomic Energy Agency. p. 23-28.
- Moher D, Liberati A, Tetzlaff J, Altman D. 2009. Preferred reporting items for systematic reviews and meta-analyses: the PRISMA statement. *PLoS Med.* 6(7):e1000097. <https://doi.org/10.1371/journal.pmed.1000097>
- Monserrate F, Valencia J, Leverón S, Pineda J, Cartagena C. 2017. Generación de los Mapas Oficiales de Cuencas, Subcuencas y Microcuencas para el Territorio Hondureño (Memoria Técnica). Tegucigalpa (Honduras): United States Agency for International Development, Centro Internacional de Agricultura Tropical, Dirección General de Recursos Hídricos. Technical report. 26 p.
- Moore AC, Hierro L, Mir N, Stewart T. 2022. Mangrove cultural services and values: current status and knowledge gaps. *People Nat.* 4:1083-1097. <https://doi.org/10.1002/pan3.10375>
- Morais J, Pinheiro L. 2011. The effect of semi-aridity and damming on sedimentary dynamics in estuaries-northeastern region of Brazil. *J Coast Res.* 64:1540-1544.
- Murillo-Sandoval PJ, Fatoyinbo L, Simard M. 2022. Mangroves cover change trajectories 1984-2020: the gradual decrease of mangroves in Colombia. *Front Mar Sci.* 9:892946. <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.892946>
- Osorto-Núñez MH. 2022. Los modelos de cambio climático futuro como predictores de la reducción del área de distribución de dos especies de ciclidos endémicos de Honduras. *Biol Acuát.* 38:e028-e028. <https://doi.org/10.24215/16684869e028>
- Osorto-Núñez MH, Rodríguez DM, Rodríguez VM. 2023. Evaluación de la calidad de agua mediante un análisis multivariante en los esteros del Golfo de Fonseca, Honduras. *Bol Invest Mar Cost.* 52(1):65-92. <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2023.52.1.1181>
- Páez-Osuna F. 2001. The environmental impact of shrimp aquaculture: causes, effects, and mitigating alternatives. *Environ Manag.* 28(1):131-140. <https://doi.org/10.1007/s002670010212>
- Pullin AS, Stewart GB. 2006. Guidelines for systematic review in conservation and environmental management. *Conserv Biol.* 20(6):1647-1656. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00485.x>
- Ramirez XA. 1994. CODDEFFAGOLF: Los defensores de los manglares del Golfo de Fonseca, Honduras. *Rev Forest Centroamericana.* 9:27-32.
- Recio ME, Kuper J, Vallejo M, Sommerville M, Jhaveri N. 2016. Central America mangroves, tenure, and REDD+ assessment. Washington (USA): United States Agency for International Development Tenure and Global Climate Change Program. Technical report. 28 p.
- Rivera-Monroy VH, Twilley RR, Castaneda E. 2002. Hurricane Mitch: Integrative Management and Rehabilitation of Mangrove Resources to Develop Sustainable Shrimp Mariculture in the Gulf of Fonseca, Honduras. Reston (USA): United States Geological Survey. Technical report. 120 p.
- Rivera-Monroy VH, Castañeda-Moya E, Carrasco JC, Caviedes V, Simard M. 2013. Análisis de Carbono Orgánico Total en Manglares del Parque Nacional Jeannette Kawas. Nairobi (Kenya): Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA). Technical report. 31 p.
- Sanchez-Paez H, Guevara-Mancera OA. 2000. Diagnóstico y Zonificación Preliminar de los Bosques de Mangle del Golfo de Fonseca, Honduras. Choluteca (Honduras): PROMANGLE/AFE-COHDEFOR/OIMT. Technical report. 149 p.
- Schaeffer-Novelli Y, Soriano-Sierra EJ, Do Vale CC, Bernini E, Rovai AS, Pinheiro MA, Schmidt AJ, De Almeida R, Coelho Júnior C, et al. 2016. Climate changes in mangrove forests and salt marshes. *Brazil J Oceanogr.* 64(2):37-52.
- [SIGMOF] Sistema de Información para la Gestión y Monitoreo Forestal. 2024. Cobertura y Uso de la Tierra, Honduras 2024: SIGMOF; [accessed 2025 Jun 8]. <https://sigmof.icf.gov.hn/cobertura-y-uso-de-la-tierra-2024>
- Son NT, Chen CF, Chen CR. 2017. Mapping mangrove density from rapideye data in Central America. *Open Geosci.* 9(1):211-220. <https://doi.org/10.1515/geo-2017-0018>
- Spalding M. 2010. *World Atlas of Mangroves*. London (UK): Routledge. 336 p. <https://doi.org/10.4324/9781849776608>
- Spalding M, Leal M. 2021. *The State of the World's Mangroves 2021*. Global Mangrove Alliance. 198 p.
- Sruthi P, Shackira AM, Puthur JT. 2016. Heavy metal detoxification mechanisms in halophytes: an overview. *Wetlands Ecol Manag.* 25(2):129-148. <https://doi.org/10.1007/s11273-016-9513-z>
- Stanley DL. 1998. Explaining persistent conflict among resource users: the case of Honduran mariculture. *Soc Nat Res.* 11(3):267-278. <https://doi.org/10.1080/08941929809381079>
- Stonich SC. 1992. Struggling with Honduran poverty: the environmental consequences of natural resource-based development and rural transformations. *World Dev.* 20(3):385-399. [https://doi.org/10.1016/0305-750X\(92\)90031-P](https://doi.org/10.1016/0305-750X(92)90031-P)
- Stovall K. 2015. Carbon Storage, Forest Structure, and Fish Biodiversity Across Human-Impacted Mangrove Ecosystems in Tela Bay, Honduras [dissertation]. New Jersey (USA): Princeton University. 67 p.
- Sutherland CH, Pérez HI. 2018. La familia Tetrameristaceae descubierta en Honduras. *Ceiba.* 55(1):69-70.
- Thomas N, Lucas R, Itoh T, Simard M, Fatoyinbo L, Bunting P, Rosenqvist A. 2014. An approach to monitoring mangrove extents through time-series comparison of JERS-1 SAR and ALOS PALSAR data. *Wetl Ecol Manag.* 23:3-17. <https://doi.org/10.1007/s11273-014-9370-6>
- Thomas N, Bunting P, Lucas R, Hardy A, Rosenqvist A, Fatoyinbo T. 2018. Mapping mangrove extent and change: a globally applicable approach. *Remote Sens.* 10:1466. <https://doi.org/10.3390/rs10091466>
- Thornton C, Shanahan M, Williams J. 2003. From wetlands to wastelands: impacts of shrimp farming. *Wetl Sci Pract.* 20(1):48-53. [https://doi.org/10.1672/0732-9393\(2003\)020\[0048:FWTWIO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1672/0732-9393(2003)020[0048:FWTWIO]2.0.CO;2)
- Tuholske C, Lopéz-Carr D, Roberts D. 2015. Anthropogenic impacts on Roatán, Honduras: years of land-cover and land-use change. *Plurimondi.* 16(16):179-190. <http://plurimondi.poliba.it/index.php/Plurimondi/article/view/71>
- Tuholske C, Tane Z, López-Carr D, Roberts D, Cassels S. 2017. Thirty years of land use/cover change in the Caribbean: Assessing the relationship between urbanization and mangrove

- loss in Roatán, Honduras. *Appl Geogr.* 88:84-93.
<https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2017.08.018>
- [USAID] Agencia de los Estados Unidos para el Desarrollo Internacional. 2012. Análisis de Vulnerabilidad al Cambio Climático del Caribe de Belice, Guatemala y Honduras. Programa Regional de USAID para el Manejo de Recursos Acuáticos y Alternativas Económicas. San Salvador (El Salvador): United States Agency for International Development/ Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza/The Nature Conservancy. Technical report. 87 p.
- Valiela I, Bowen JL, Joanna Y. 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)
- Vanselow K, Kolb M, Fickert T. 2007. Destruction and regeneration of terrestrial, littoral and marine ecosystems on the Island of Guanaja, Honduras, seven years after Hurricane Mitch. *Erdkunde.* 61:358-371.
- Wilburn-King M. 2008. Political ecology of mangroves in southern Honduras: the emergence and evolution of environmental conflict in the Gulf of Fonseca 1973–2006 [dissertation]. [United Kingdom]: University of Cambridge. 375 p.
- Zhang Z, Xu XR, Sun, YX, Yu S, Shen YS, Peng, JX. 2014. Heavy metal and organic contaminants in mangrove ecosystems of China: a review. *Environ Sci Poll Res.* 21(20):11938-11950.
<https://doi.org/10.1007/s11356-014-3100-8>