



## Análisis de vulnerabilidad y riesgo climático del socioecosistema de manglar en Colombia

### Vulnerability and climate risk analysis of the mangrove socio-ecosystem in Colombia

Julio César Herrera Carmona<sup>1,2\*</sup>, Johanna Prüssmann Uribe<sup>1</sup>, Melissa Abud Hoyos<sup>1</sup> y Luis Alonso Zapata Padilla<sup>1</sup>

0000-0003-0446-3275

0009-0006-0700-5949

0000-0001-5055-5256

1. Fondo Mundial para la Naturaleza Colombia-WWF Colombia, Cali, Colombia

2. Departamento de Biología, Facultad de Ciencias Naturales y Exactas, Universidad del Valle, Cali, Colombia.

julio.cesar.herrera@correounivalle.edu.co\*, jprussmann@wwf.org.co, mabud@wwf.org.co, lazapata@wwf.org.co

\* Autor de correspondencia / Corresponding author

#### RESUMEN

Los manglares están expuestos a amenazas como el aumento del nivel del mar, la erosión costera, el aumento de la frecuencia e intensidad de eventos extremos, además de presiones socioeconómicas. Este estudio tuvo como objetivo realizar un análisis de vulnerabilidad y riesgo climático para el socioecosistema de manglar de Colombia. Se utilizaron 22 indicadores de amenaza, 8 de sensibilidad y 18 de capacidad adaptativa; mediante un análisis numérico multivariado se generaron los índices de vulnerabilidad y riesgo climático para los manglares del Pacífico y del Caribe de Colombia. Los manglares que presentaron mayor riesgo en el Caribe se ubicaron en los municipios de Manaure, Tubará y Puerto Escondido, mientras que en el Pacífico estas áreas de alto riesgo se ubicaron en la costa sur, en los municipios de Olaya Herrera, Francisco Pizarro y La Tola, y en la costa norte de Bahía Solano. Los indicadores de amenaza que capturaron la mayor variabilidad del análisis fueron: el aumento del nivel del mar, el cambio en la línea de costa, el cambio en la oferta hídrica, el cambio en la cobertura de manglares por cambio en la línea de costa, el cambio en la temperatura y la precipitación debido a El Niño y La Niña, y la huella humana. Estos resultados son un insumo para la gestión climática de los manglares en Colombia y contribuirán al Programa Nacional de Manglares. Asimismo, podrán contribuir al Plan Nacional de Restauración de Manglares, la Contribución Nacionalmente Determinada de Colombia (NDC), la Estrategia Climática de Largo Plazo de Colombia E2050, y los Planes Territoriales de Adaptación al Cambio Climático de los departamentos y municipios.

**PALABRAS CLAVE:** Cambio climático, Pacífico de Colombia, Caribe de Colombia, amenazas, adaptación.

#### ABSTRACT

The mangroves are exposed to threats such as sea level rise, coastal erosion, increase in the frequency and intensity of extreme events, in addition to socioeconomic pressures. This study aimed to carry out a vulnerability and risk climate analysis for the Colombian mangrove socioecosystem. 22 threat indicators, eight of sensitivity and 18 of adaptive capacity were used, and through multivariate numerical analysis, the vulnerability and climate risk indices for Colombian Pacific and Caribbean mangroves were generated. The mangroves that presented the highest risk in the Caribbean were located in the Manaure, Tubará and, Puerto Escondido municipalities, while in the Pacific these high-risk areas were located on the southern coast in the Olaya Herrera, Francisco Pizarro, and La Tola municipalities, and in the northern coast in the Bahía Solano municipality. The threat indicators that captured the greatest variability in the analysis were: sea level rise, change in the coastline, change in water supply, change in mangrove coverage due to change in the coastline, change in temperature and precipitation due to El Niño and La Niña, and human footprint. These results are input for climate management of mangroves in Colombia and will contribute to the National Mangrove Program. Likewise, it can contribute to the National Mangrove Restoration Plan, the Nationally Determined Contribution of Colombia (NDC), the Long-Term Climate Strategy of Colombia E 2050, and the Territorial Plans for Climate Change Adaptation of the states and municipalities.

**KEYWORDS:** Climate change, Colombian Pacific, Colombian Caribbean, threats, adaptation.

DOI: <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2024.53.2.1308>

Publicado por Invemar

Este es un manuscrito de acceso abierto bajo la licencia CC

Reconocimiento-No Comercial-Compartir Igual

Published by Invemar

This is an open Access article under the CC BY-NC-SA

## INTRODUCCIÓN

Los manglares son un ecosistema intermareal distribuido a lo largo de las costas tropicales y subtropicales del mundo, que proveen un amplio rango de servicios ecosistémicos (Giri *et al.*, 2011; Bunting *et al.*, 2022). Estos no se encuentran aislados, sino que está fuertemente relacionados con las dinámicas sociales y culturales de las comunidades locales, por lo que son considerados sistemas socio ecológicos o socioecosistemas (Dahdouh-Guebas *et al.*, 2021). Además de ser importantes escenarios con altos niveles de biodiversidad, los manglares estabilizan la línea de costa, reducen la erosión, promueven el mantenimiento de la biodiversidad, capturan carbono y protegen a las comunidades costeras, ya que pueden incrementar su capacidad adaptativa y pueden hacerlas más resilientes a los impactos del cambio climático (Spalding *et al.*, 2014). Los manglares también ayudan a mantener la seguridad alimentaria de las comunidades locales, ya que proveen hogar y sitios de reproducción para organismos marinos como peces, moluscos, cangrejos y camarones (Sandilyan y Kathiresan, 2012). El complejo hábitat tridimensional que crean los manglares sostiene la producción de pesquerías artesanales e industriales que son fuente de proteína e ingresos para las comunidades costeras (Unep-Nairobi Convention/Usaid/Wiomsa, 2020).

Además de las amenazas humanas que enfrenta el socioecosistema de manglar, entre las que se encuentran la sobreexplotación del bosque, la conversión de coberturas por actividades de gran escala como la agricultura, silvicultura, desarrollo humano e infraestructura, desviación de agua para irrigación, el establecimiento de estanques para acuicultura y expansión urbana, los manglares también están amenazados por el impacto del cambio climático (Ward *et al.*, 2016; Worthington *et al.* 2020). Entre los impactos del cambio climático que están afectando los manglares y exacerbando los impactos directos, se encuentran los cambios en temperatura, precipitación, incremento de tormentas, tasas de sedimentación y erosión costera, suministro de agua, incremento de patógenos e incremento en el nivel del mar (Alongi, 2015; Leal y Spalding, 2022).

Los bosques de manglar de Colombia cuentan con importantes reservorios de carbono (Leal y Spalding, 2022), con extensas coberturas en el Parque Nacional Natural Sanquianga (80000 ha de manglar), el cual está localizado en la región Pacífico, y alberga la más extensa área de manglar del país y de Suramérica (Parques Nacionales Naturales, 2018). Además de las amplias coberturas y del buen estado de conservación de los

## INTRODUCTION

Mangroves are intertidal ecosystems distributed along the tropical and subtropical coasts of the world, providing a wide range of ecosystem services (Giri *et al.*, 2011; Bunting *et al.*, 2022). These ecosystems are not isolated; they are strongly linked to the social and cultural dynamics of local communities, and are therefore regarded as socio-ecological systems, or socioecosystems (Dahdouh-Guebas *et al.*, 2021). In addition to being important settings with high levels of biodiversity, mangroves stabilize the coastline, reduce erosion, aid in maintaining biodiversity, capture carbon, and protect coastal communities, increasing their adaptive capacity and making them more resilient to the impacts of climate change (Spalding *et al.*, 2014). Mangroves also help to maintain the food security of local communities, as they provide living and breeding sites for marine organisms such as fish, mollusks, crabs, and shrimp (Sandilyan and Kathiresan, 2012). The complex three-dimensional habitat created by mangroves supports the production of both artisanal and industrial fisheries, which are sources of protein and income for coastal communities (Unep-Nairobi Convention/Usaid/Wiomsa, 2020).

In addition to the anthropic threats faced by mangrove socioecosystems (which include forest overexploitation; land cover conversion for large-scale activities such as agriculture, forestry, human development, and infrastructure; water diversion for irrigation; the establishment of aquaculture ponds; and urban expansion), mangroves are also threatened by the impact of climate change (Ward *et al.*, 2016; Worthington *et al.*, 2020). Among the impacts of climate change that affect mangroves and exacerbate other direct impacts are changes in temperature and precipitation; increased storm frequency, sedimentation rates, and coastal erosion; water supply issues; increased pathogens; and rising sea levels (Alongi, 2015; Leal and Spalding, 2022).

Colombia's mangrove forests contain significant carbon reserves (Leal and Spalding, 2022), with extensive coverages in the Sanquianga National Natural Park (80000 ha of mangrove), which is located in the Pacific region and features the largest mangrove area in the country and South America (Parques Nacionales Naturales, 2018). In addition to the extensive coverage and good conservation status of the mangroves of the Colombian Pacific (Spalding *et al.*, 2007), which have been described as the most luxuriant and wet on the continent (West, 1956), the tallest mangroves in

manglares del Pacífico de Colombia (Spalding *et al.*, 2007), los cuales han sido descritos como los más exuberantes y húmedos del continente americano (West, 1956), es posible encontrar en esta región los manglares más altos de América (Castellanos *et al.*, 2021) y del mundo (Simard *et al.*, 2023). En el Caribe de Colombia, la mayor extensión de manglar se asocia al sistema del delta del río Magdalena y la Ciénaga Grande de Santa Marta (39899 ha) (Rodríguez-Rodríguez *et al.* 2018). Es de resaltar el marcado contraste que hay entre las regiones biogeográficas del Pacífico y del Caribe de Colombia, en relación con las presiones y amenazas, principalmente las asociadas a cambios en el uso de la tierra, extracción de recursos, erosión costera y urbanización (Rodríguez-Rodríguez *et al.*, 2018; Blanco-Libreros y Ramírez-Ruíz, 2021), siendo la región del Caribe la que presenta mayores amenazas.

De acuerdo con Murillo-Sandoval *et al.* (2022), durante el período 1984 - 2000 las coberturas de manglar en Colombia disminuyeron un 14 % (48000 ha). A lo largo del Pacífico, la disminución se dio desde 2004, mientras que en el Caribe las coberturas de manglar disminuyeron entre 1984 - 1988 y después de 2012. Sin embargo, en este trabajo los únicos motores de cambio identificados estuvieron asociados a actividades humanas como la expansión agrícola y la construcción de carreteras, dejando de un lado factores asociados a los impactos del cambio del climático o de la variabilidad climática, como la erosión costera generada por el ascenso en el nivel del mar.

En Colombia los manglares no son sistemas aislados, ya que son el hogar de comunidades negras e indígenas, pescadores sin una asociación étnica en particular y de una gran cantidad de habitantes asociados a los manglares urbanos (Blanco-Libreros y Ramírez-Ruíz, 2021), de los que dependen en gran medida su seguridad alimentaria, ya que una característica común entre estas comunidades es el bajo nivel e ingresos y la capacidad limitada para adquirir bienes y servicios. Esta condición puede ser exacerbada por los impactos asociados al cambio climático. Aunque algunos trabajos han abordado la problemática de la degradación de los socioecosistemas de manglar por efectos antrópicos en Colombia (Botero y Salzwedel, 1999; Garcés-Ordoñez y Bayona, 2019; Garcés-Ordoñez *et al.*, 2023), y estos asumen que ese tipo de presiones pueden exacerbar los efectos adversos del cambio climático, estos no se enfocan en los impactos que pueden tener el cambio climático en el socioecosistema de manglar.

El carácter y la gravedad de los impactos por cambio climático no dependen sólo de las amenazas, que se espera

América (Castellanos *et al.*, 2021) and the world (Simard *et al.*, 2023) can be found in this region. In the Colombian Caribbean, the largest mangrove extension is associated with the Magdalena River delta system and the Ciénaga Grande de Santa Marta (39899 ha) (Rodríguez-Rodríguez *et al.*, 2018). It is worth highlighting the marked contrast between Colombia's Pacific and Caribbean biogeographical regions in terms of pressures and threats, mainly regarding those associated with changes in land use, resource extraction, coastal erosion, and urbanization (Rodríguez-Rodríguez *et al.*, 2018; Blanco-Libreros and Ramírez-Ruíz, 2021), with the Caribbean region facing greater threats.

According to Murillo-Sandoval *et al.* (2022), over the 1984 - 2000 period, mangrove cover in Colombia decreased by 14 % (48000 ha). In the Pacific, the decline started in 2004, while, in the Caribbean, mangrove cover decreased between 1984 and 1988 and after 2012. However, the only drivers of change identified in this work were associated with human activities such as agricultural expansion and road construction, leaving aside factors related to the impacts of climate change or climate variability, such as coastal erosion generated by rising sea levels.

In Colombia, mangroves are not isolated systems, as they are home to Agrocolombian and Amerindian, to fishermen without a specific ethnic association, and to a large number of residents associated with urban mangroves (Blanco-Libreros and Ramírez-Ruíz, 2021), whose food security largely depends on these systems, since a low income level and a limited capacity to acquire goods and services are among the common characteristics of these communities. These conditions can be exacerbated by the impacts associated with climate change. Although some studies have addressed the issue of mangrove socioecosystem degradation due to anthropogenic effects in Colombia (Botero and Salzwedel, 1999; Garcés-Ordoñez and Bayona, 2019; Garcés-Ordoñez *et al.*, 2023), assuming that such pressures can exacerbate the adverse effects of climate change, they do not focus on the impacts of climate change on mangrove socioecosystems.

The character and severity of climate change impacts depend not only on the threats, which are expected to intensify in future scenarios, but also involve exposure variables and the system's vulnerability to climate change (IPCC, 2022). Generally, exposure is a determining factor of risk, specific to the threat of climate change, whereas vulnerability results from a broad range of factors, such as socioeconomic conditions in the case of human systems,

se vean intensificadas en los escenarios futuros, sino también involucra las variables de exposición y la vulnerabilidad al cambio climático del sistema (IPCC, 2022). La exposición es generalmente un factor determinante del riesgo, siendo específico de la amenaza por cambio climático, mientras la vulnerabilidad resulta de una amplia gama de factores, como las condiciones socioeconómicas en el caso de los sistemas humanos, en donde se relacionan sensibilidad y capacidad adaptativa como variables. Desde el quinto informe de evaluación del Panel Intergubernamental de Cambio Climático (IPCC, 2014), se ha hecho énfasis en el manejo del riesgo climático, para facilitar la identificación de las estrategias de manejo necesarias en un contexto de incertidumbre agravado por el cambio climático. Este enfoque tiene la virtud de facilitar la comprensión del público y de los tomadores de decisión sobre las medidas que deben adoptar con relación al cambio climático (Ideam *et al.*, 2017).

Es necesario que los socioecosistemas de manglar del país se mantengan en un estado saludable que permita contribuir a las estrategias climáticas globales y nacionales, y a las metas de desarrollo sostenible, para que así jueguen un papel fundamental en la mitigación del cambio climático con el almacenamiento de carbono, salvaguarden la biodiversidad, reduzcan el riesgo de desastres y mantengan niveles de resiliencia óptimos para enfrentar el rápido calentamiento global. Los compromisos que tiene el país en materia de clima (mitigación y adaptación) no son ajenos a los manglares, ya que las metas de la Contribución Nacionalmente Determinada (NDC), incluyen soluciones basadas en la naturaleza para la protección del manglar y para su restauración, lo cual permitirá que el país avance en la gestión del cambio climático.

Dado que los impactos del cambio climático y la variabilidad climática pueden poner en riesgo el socioecosistema de manglar, los servicios ecosistémicos y los beneficios que proveen a las comunidades, los cuales son exacerbados por las presiones socioeconómicas, este trabajo busca realizar un análisis de vulnerabilidad y riesgo climático para los manglares de Colombia. El objetivo fue identificar las amenazas climáticas y condiciones de vulnerabilidad que definen el grado de riesgo del socioecosistema de manglar bajo condiciones de clima cambiante en el Pacífico y el Caribe colombianos, para así poder identificar las estrategias de adaptación y manejo adecuadas. Estos resultados constituyen una línea base para los instrumentos de política pública del país y para los planes territoriales de adaptación al cambio climático de los departamentos y los municipios, entre otros instrumentos de política pública.

where the variables of sensitivity and adaptive capacity are related. Since the fifth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC, 2014), climate risk management has been emphasized in order to facilitate the identification of necessary management strategies within a context of uncertainty intensified by climate change. This approach has the virtue of facilitating the understanding of the public and decision-makers about the measures to be adopted regarding climate change (Ideam *et al.*, 2017).

It is necessary for the country's mangrove socioecosystems to remain in a healthy state that allows contributing to global and national climate strategies and the sustainable development goals, so that they play a fundamental role in mitigating climate change through carbon storage while safeguarding biodiversity, reducing the risk of disasters, and maintaining optimal resilience levels to face rapid global warming. The country's commitments in terms of climate (mitigation and adaptation) do not exclude mangroves, as the goals of the Nationally Determined Contribution (NDC) include nature-based solutions for the protection of these ecosystems and their restoration, allowing the country to advance in climate change management.

Given that the impacts of climate change and climate variability can endanger mangrove socioecosystems and the ecosystem services and benefits they provide to communities, which is exacerbated by socioeconomic pressures, this work seeks to conduct a vulnerability and climate risk analysis for the mangroves of Colombia. The objective is to identify climate threats and vulnerability conditions to define the risk level of the mangrove socioecosystem under changing climate conditions in the Colombian Pacific and Caribbean, in order to identify adequate adaptation and management strategies. These results constitute a baseline for the country's public policy instruments and, among others, for the territorial climate change adaptation plans of departments and municipalities.

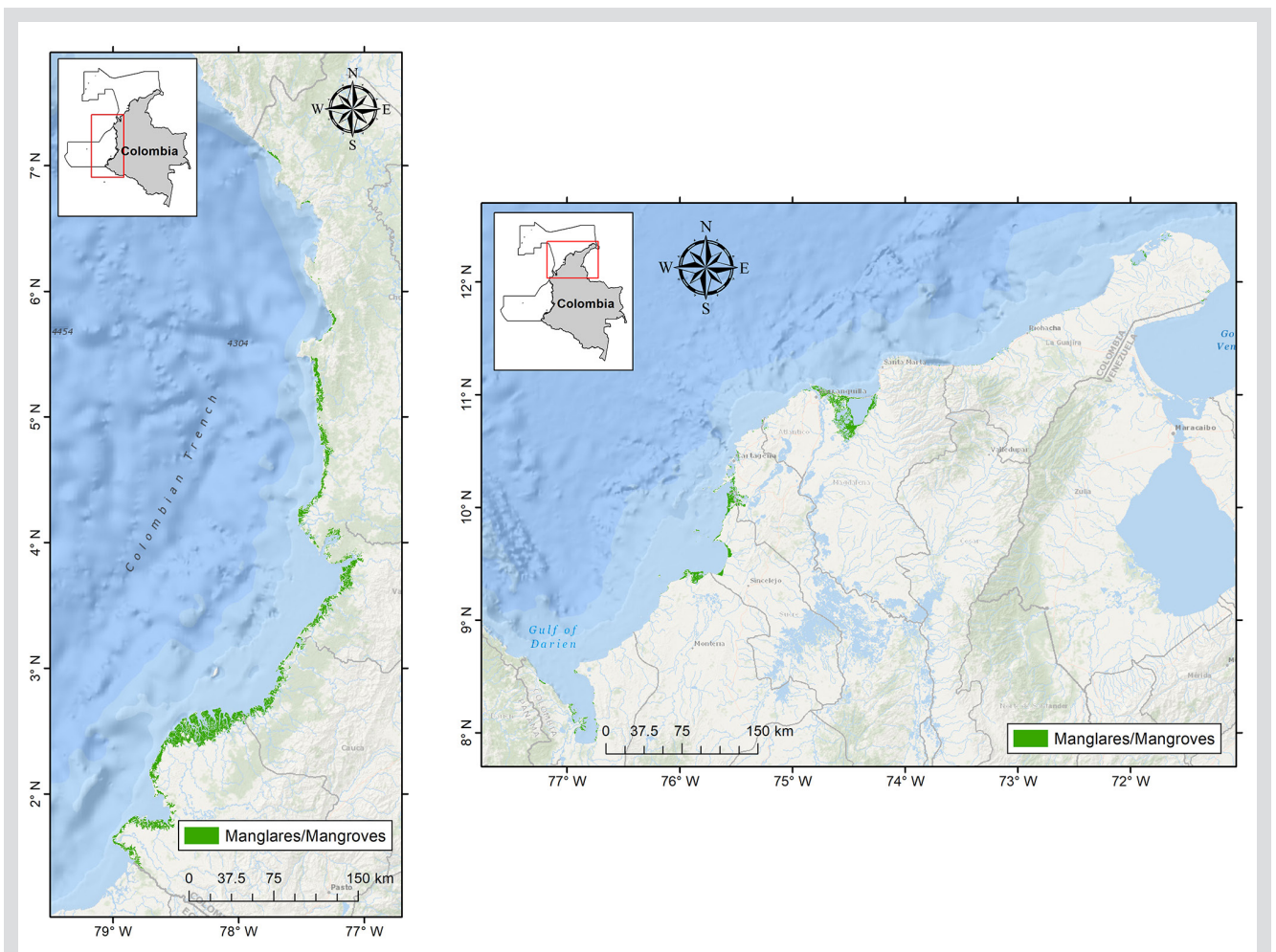


## ÁREA DE ESTUDIO

Colombia está localizado al norte de Suramérica y cuenta con costas en el océano Pacífico y el mar Caribe. En el país hay alrededor de 280 000 ha de manglar de las cuales 71 % se encuentran en el Pacífico y 29 % en el litoral Caribe, incluyendo los de la región insular oceánica de San Andrés y Providencia (<https://geovisorsigma.invemar.org.co/>) (Figura 1). El Pacífico de Colombia incluye las selvas húmedas de las tierras bajas del Complejo Ecorregional Chocó-Darién (CECH) (Olson y Dinerstein, 2002), el cual es una de las regiones del mundo con la más alta precipitación (Poveda y Mesa, 2000). Debido al doble paso de la Zona de Convergencia Inter Tropical (ZCIT) en la zona centro y norte predomina un ciclo de precipitación anual bimodal (Poveda *et al.*, 2007), mientras que hacia los extremos latitudinales (Ecuador y Panamá), es unimodal.

## STUDY AREA

Colombia is located in the north of South America and has coasts along the Pacific Ocean and the Caribbean Sea. In the country, there are approximately 280 000 ha of mangroves, out of which 71 % are in the Pacific and 29 % are along the Caribbean coast, including those in the oceanic insular region of San Andrés and Providencia (<https://geovisorsigma.invemar.org.co/>) (Figure 1). The Colombian Pacific includes the moist lowland forests of the Chocó-Darién Ecoregional Complex (CECH) (Olson and Dinerstein, 2002), one of the regions with the highest precipitation in the world (Poveda and Mesa, 2000). Due to the double passage of the Inter Tropical Convergence Zone (ITCZ), a bimodal annual precipitation cycle predominates in the central and northern areas (Poveda *et al.*, 2007). Meanwhile, towards the latitudinal extremes (Ecuador and Panama), this cycle is unimodal. In the bimodal



**Figura 1.** Área de estudio, y coberturas de manglar del Pacífico y del Caribe de Colombia. Las coberturas de manglar asociadas a la zona insular de San Andrés y Providencia no se encuentran en el mapa, debido a que no fueron incluidas en los análisis por vacíos de información.

**Figure 1.** Study area and mangrove cover of the Colombian Pacific and Caribbean. The mangrove cover associated with the insular zone of San Andrés and Providencia is not shown on the map, as it was not included the analyses due to information gaps.

En el ciclo bimodal los máximos de precipitación ocurren entre abril-mayo, y octubre-noviembre; y los mínimos entre diciembre-febrero, y junio-agosto (Poveda *et al.*, 2006). La variabilidad interanual asociada al ciclo El Niño Oscilación del Sur (ENOS) es otro ciclo importante en la región, el cual presenta una amplitud similar al ciclo anual (Fiedler y Talley, 2006). En el Caribe de Colombia el régimen climático es marcadamente bimodal con períodos lluviosos (agosto-noviembre) y secos (diciembre-febrero) interrumpidos por un período de transición (marzo-julio). A diferencia del Pacífico, donde la amplitud de marea puede llegar hasta cuatro metros, en el Caribe hay micromareas con una amplitud menor a 0.5 m. Así mismo hay unas marcadas diferencias en la estructura de los manglares entre el Pacífico y el Caribe, ya que estos últimos están menos desarrollados que los de la costa del Pacífico (Invemar, 2013).

## MATERIALES Y MÉTODOS

El análisis siguió la definición de vulnerabilidad y riesgo del Panel Intergubernamental de Cambio Climático (IPCC, 2022), donde la vulnerabilidad está en función de la sensibilidad y la capacidad adaptativa, y el riesgo está en función de la amenaza y la vulnerabilidad. Dado que el socioecosistema de manglar en Colombia no se encuentra aislado, sino que está fuertemente relacionado con las dinámicas sociales y culturales de las comunidades locales, se consideró al manglar como un socioecosistema con dos componentes para los cuales fueron identificados diferentes indicadores: el ecosistema de manglar y su biodiversidad, y las comunidades humanas asociadas al manglar y sus medios de vida.

El análisis de vulnerabilidad y riesgo se realizó para 46 municipios costeros de los dos litorales de Colombia con cobertura de manglar de acuerdo al Sistema de Información para la Gestión de los Manglares en Colombia (SigmaV8) (<https://geovisorsigma.invemar.org.co/>). En total se incluyeron en los análisis 30 municipios para el Caribe y 16 para el Pacífico. Aunque en el Caribe de Colombia se encuentran siete municipios con cobertura de manglar pero sin zona costera, estos no fueron incluidos en el análisis debido a que no contaban con los indicadores asociados a la zona litoral y oceánica de todas las unidades de análisis (*e.g.* cambio en la línea de costa, cambio de la temperatura superficial del mar, entre otros). Tampoco se incluyeron los manglares de San Andrés y Providencia, debido a que estos municipios no contaban con muchos de los indicadores socioeconómicos de las otras unidades.

cycle, maximum precipitation occurs between April and May and between October and November, and the minimum values are observed between December and February and between June and August (Poveda *et al.*, 2006). The interannual variability associated with the El Niño Southern Oscillation (ENSO) is another significant cycle in the region, exhibiting an amplitude similar to that of the annual cycle (Fiedler and Talley, 2006). In the Colombian Caribbean, the climate regime is distinctly bimodal, with rainy (August-November) and dry periods (December-February) interrupted by a transition period (March-July). Unlike the Pacific, where the tidal range can reach up to four meters, in the Caribbean, there are microtides with an amplitude of less than 0.5 m. Moreover, there are marked differences in mangrove structure between the Pacific and the Caribbean, as the latter are less developed than those on the Pacific coast (Invemar, 2013).

## MATERIALS AND METHODS

The analysis followed the Intergovernmental Panel on Climate Change's definition of *vulnerability* and *risk* (IPCC, 2022), where the former is a function of sensitivity and adaptive capacity, and the latter is a function of threat and vulnerability. Given that mangrove socioecosystems in Colombia are not isolated but strongly connected with the social and cultural dynamics of local communities, they were considered as a socioecosystem with two components, for which different indicators were identified. These components are the mangrove ecosystem and its biodiversity, and the human communities associated with mangroves and their livelihoods.

The vulnerability and risk analysis was conducted for 46 coastal municipalities with mangrove cover in the two littorals of Colombia, according to the Information System for the Management of Mangroves in Colombia (SigmaV8) (<https://geovisorsigma.invemar.org.co/>). In total, 30 municipalities in the Caribbean and 16 in the Pacific were included in the analysis. Although there are seven municipalities in the Colombian Caribbean with mangrove coverage but no coastal zone, these were not included in the analysis because they did not report the indicators associated with the coastal and oceanic zone of all analysis units (*e.g.*, changes in the coastline and changes in sea surface temperature, among others). The mangroves in San Andrés and Providencia were also excluded, because these municipalities did not have many of the socioeconomic indicators of the other units.

Después de un análisis interdisciplinario (equipos de gobernanza, biodiversidad y cambio climático de WWF Colombia), se priorizaron diferentes indicadores para amenaza, sensibilidad y capacidad adaptativa. En todos los casos se usaron fuentes de información oficiales y/o de entidades del estado. Se utilizaron 22 indicadores de amenaza (Tabla 1), ocho de sensibilidad (Tabla 2) y 18 indicadores de capacidad adaptativa (Tabla 3). La asignación de indicadores en cada dimensión (amenaza, sensibilidad y capacidad adaptativa) se realizó de acuerdo con la Tercera Comunicación Nacional de Cambio Climático (TCNCC) (Ideam *et al.*, 2017).

After an interdisciplinary analysis (involving governance, biodiversity, and climate change teams at WWF Colombia), different indicators regarding threats, sensitivity, and adaptive capacity were prioritized. In all cases, official information sources and/or data from state entities were used. 22 threat indicators (Table 1), eight sensitivity indicators (Table 2), and 18 adaptive capacity indicators (Table 3) were employed. The indicators in each dimension (threat, sensitivity and adaptive capacity) were assigned according to the Third National Communication on Climate Change (TCNCC) (Ideam *et al.*, 2017).

**Tabla 1.** Indicadores de amenaza usados en el análisis de vulnerabilidad y riesgo climático del socioecosistema de manglar.

**Table 1.** Threat indicators used in the vulnerability and climate risk analysis of the mangrove socioecosystem

| Indicador / Indicator   | Fuente / Sources   |
|---|--|
| Huella humana /<br>Human footprint  | Instituto Humboldt (Correa <i>et al.</i> , 2020) /<br>Humboldt Institute (Correa <i>et al.</i> , 2020)                 |
| Cambio en la oferta hídrica por cambio climático /<br>Change in the water supply due to climate change  | Estudio Nacional del Agua (Ideam, 2019) /<br>National Water Study (Ideam, 2019)  |
| Pérdida de área idónea de especies amenazadas /<br>Loss of suitable area for threatened species   | TCNCC (Ideam <i>et al.</i> , 2017)   |
| Cambio en la cobertura de manglar por cambio en la línea de costa (CLC) al 2040 /<br>Change in mangrove cover due to coastline changes (CLC) as of 2040 | TCNCC (Ideam <i>et al.</i> , 2017)   |
| Cambio en la cobertura de manglar por ascenso en el nivel del mar ANM /<br>Change in mangrove cover due to sea level rise (ANM)                         | TCNCC (Ideam <i>et al.</i> , 2017)   |
| Pérdida de área idónea para especies de manglar /<br>Loss of suitable area for mangrove species   | TCNCC (Ideam <i>et al.</i> , 2017)   |
| Porcentaje de población afectada por inundación causada por ANM /<br>Percentage of the population affected by flooding due to ANM                       | TCNCC (Ideam <i>et al.</i> , 2017)   |
| Cambio % precipitación (2040) /<br>Changes in the % precipitation (2040)  | Análisis propio a partir de los GCM de WorldClim/<br>Own analysis based on the WorldClim GCM<br>(Fick y Hijmans, 2017) |
| Cambio de temperatura (2040) /<br>Temperature change (2040)   | Análisis propio a partir de los GCM de WorldClim/<br>Own analysis based on the WorldClim GCM<br>(Fick y Hijmans, 2017) |
| Ascenso Nivel del Mar 2040 (ha) /<br>Sea level rise, 2040 (ha)  | TCNCC (INVEMAR, 2017)  |
| Cambio en línea de costa (CLC) 2040 (ha) /<br>Coastline change (CLC) 2040 (ha)  | TCNCC (INVEMAR, 2017)  |
| Cambio TSM-RCP60 - 2040 /<br>Change in TSM-RCP60 - 2040   | TCNCC (INVEMAR, 2017)  |
| Cambio de temperatura durante El Niño /<br>Temperature change during El Niño  | Series de tiempo Ideam (análisis propio) /<br>Ideam time series (own analysis)   |
| Cambio de temperatura durante La Niña /<br>Temperature change during La Niña  | Series de tiempo Ideam (análisis propio) /<br>Ideam time series (own analysis)   |
| Cambio % de precipitación durante El Niño /<br>Change in the % precipitation during El Niño   | Series de tiempo Ideam (análisis propio) /<br>Ideam time series (own analysis)   |

| Indicador / Indicator  | Fuente / Sources  |
|--|---|
| Cambio % de precipitación durante La Niña /<br>Change in the % precipitation during La Niña  | Series de tiempo Ideam (análisis propio) /<br>Ideam time series (own analysis)      |
| Porcentaje del área de la entidad territorial amenazada por fenómenos hidrometeorológicos /<br>Percentage of the territorial entity's area that is threatened by hydrometeorological phenomena | Terridata (Departamento Nacional de Planeación) /<br>(National Planning Department) |
| Cambio % territorios artificializados por ANM 2040 /<br>Change in the % of artificialized territories due to ANM, 2040   | Análisis propio / Own analysis<br>(Corine Land Cover 2017 vs. Invemar, 2017)        |
| Cambio % territorios agrícolas por ANM 2040 /<br>Change in the % of agricultural territories due to ANM, 2040  | Análisis propio / Own analysis<br>(Corine Land Cover 2017 vs. Invemar, 2017)        |
| Cambio % bosques y áreas seminaturales por ANM 2040 /<br>Change in the % of forests and seminatural areas due to ANM, 2040   | Análisis propio / Own analysis<br>(Corine Land Cover 2017 vs. Invemar, 2017)        |
| Cambio % áreas húmedas por ANM 2040 /<br>Change in the % of wet areas due to ANM, 2040   | Análisis propio / Own analysis<br>(Corine Land Cover 2017 vs. Invemar, 2017)        |
| Cambio % superficies de agua por ANM 2040 /<br>Change in the % of water surfaces due to ANM, 2040  | Análisis propio / Own analysis<br>(Corine Land Cover 2017 vs. Invemar, 2017)        |

Dado que los escenarios de la Tercera Comunicación Nacional de Cambio Climático (TCNCC) (Ideam *et al.*, 2017) se encuentran disponibles en formato vectorial y categorizados por rangos, estos no capturan adecuadamente la variabilidad de los cambios de temperatura y precipitación en los escenarios futuros. Adicionalmente, la TCNCC generó los escenarios con modelos multiensamble de los RCP (trayectorias de concentración representativas) y de los GCM (Modelos de Circulación Global), lo cual no es adecuado ya que además de mezclar la incertidumbre asociada a los GCM, no permite diferenciar las diferentes trayectorias de concentración de gases de efecto invernadero. Por lo tanto, fue necesario modelar los escenarios futuros de precipitación y temperatura para Colombia, a partir de los GCM del proyecto CMIP5, los cuales están disponibles en la plataforma WorldClim (<https://www.worldclim.org/>) (Fick y Hijmans, 2017). Los GCM del proyecto CMIP5 utilizados fueron los de mejor ajuste para Colombia de acuerdo con Arias *et al.* (2021). El escenario empleado fue el RCP 6.0 para el período 2040. Los cambios porcentuales de precipitación y el delta de temperatura fueron calculados en relación con el período de referencia 1970 - 2000 (Fick y Hijmans, 2017) (Tabla 1).

Los cambios porcentuales de precipitación y temperatura promedio durante eventos El Niño y La Niña (Tabla 1) fueron calculados con las series de tiempo de la normal climatológica de Ideam 1980 - 2010, para 307 estaciones de todo el territorio nacional. Las series de tiempo fueron obtenidas del sitio web del Ideam (<http://dhime>).

Given that the scenarios of the Third National Communication on Climate Change (TCNCC) (Ideam *et al.*, 2017) are available in vector format and are categorized by ranges, they do not adequately capture the variability of temperature and precipitation changes in future scenarios. Additionally, the TCNCC generated scenarios using multi-model ensembles of RCP (representative concentration pathways) and GCM (global circulation models), which is not suitable since, in addition to mixing the uncertainty associated with the GCM, it does not allow differentiating between the various greenhouse gas concentration trajectories. Therefore, it was necessary to model future scenarios regarding precipitation and temperature in Colombia by using the GCM of the CMIP5 project, which are available on the WorldClim platform (<https://www.worldclim.org/>) (Fick and Hijmans, 2017). The CMIP5 project GCM used were those best fitted for Colombia according to Arias *et al.* (2021). The scenario employed was RCP 6.0 for the 2040 period. The percent changes in precipitation and temperature delta were calculated relative to the 1970 - 2000 reference period (Fick and Hijmans, 2017) (Table 1).

The percent average precipitation and temperature changes during El Niño and La Niña events (Table 1) were calculated using the climatological normal time series from Ideam 1980 - 2010 for 307 stations across the national territory. The time series were obtained from the Ideam website (<http://dhime.Ideam.gov.co>). The definition of an



Ideam.gov.co). La definición de un período ENOS (El Niño Oscilación del Sur) se ajustó a la denominación operacional de El Niño/La Niña bajo el índice ONI de la “National Oceanic and Atmospheric Administration” (NOAA), la cual estableció que estos eventos son definidos como “un fenómeno en el Pacífico ecuatorial caracterizado por un incremento/disminución de la Temperatura Superficial del Mar (TSM) respecto al período base, en la región Niño 3.4, y más grande o igual en magnitud a (+/-) 0.5 °C, promediado por un período de tres meses consecutivos, y sostenido por cinco períodos” (Larkin y Harrison, 2005). Cuando el índice ONI estuvo en su fase cálida se identificó un período El Niño (EN), mientras que cuando el índice ONI estuvo en su fase fría se identificó un período La Niña (LN). Los periodos restantes fueron considerados neutros, y usados como referencia de línea base para calcular los cambios porcentuales de precipitación y temperatura durante cada evento (EN/LN).

El cambio porcentual de coberturas de la tierra (territorios artificializados y agrícolas, bosques y áreas seminaturales, áreas húmedas, y superficies de agua) (Tabla 1), fue estimado mediante el cruce de capas de las coberturas de la tierra de Colombia 2017 a escala 1:25.000 (<https://siac-datosabiertos-mads.hub.arcgis.com>), con el incremento proyectado del ascenso en el nivel del mar al 2040 (Invemar, 2017). El índice de huella humana (Tabla 1) fue usado como indicador de impacto antropogénico. Este fue calculado por Correa *et al.* (2020) considerando el uso de la tierra, la densidad de la población rural, la distancia a carreteras, la distancia a asentamientos urbanos, el índice de fragmentación, el índice de biomasa en relación a la biomasa original y el tiempo de intervención. Los indicadores de amenaza restantes (Tabla 1), fueron obtenidos de la TCNCC (Ideam *et al.*, 2017), del Estudio Nacional del Agua (ENA) (Ideam, 2019), de los indicadores del análisis de vulnerabilidad marino costera e insular ante el cambio climático de la TCNCC (Invemar, 2017), y de la base de datos Terridata del Departamento Nacional de Planeación (<https://terridata.dnp.gov.co/>). Los indicadores de sensibilidad (Tabla 2), fueron obtenidos del Estudio Nacional del Agua (ENA) (Ideam, 2019), de la TCNCC (Ideam *et al.*, 2017), y de la base de datos Terridata. Finalmente, los indicadores de capacidad adaptativa fueron obtenidos de la TCNCC (Ideam *et al.*, 2017), de la base de datos Terridata, del sistema de información para la gestión de los manglares Sigma (<http://sigma.invemar.org.co/>), y de la capa “Global Mangrove Distribution”, Aboveground Biomass, and Canopy Height”, disponible en el ORNL DAAC (Simard *et al.*, 2019).

ENSO (El Niño Southern Oscillation) period was adjusted to the operational designation of El Niño/La Niña under the ONI index by the National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA), which defined these events as “a phenomenon in the equatorial Pacific characterized by an increase/decrease in Sea Surface Temperature (SST) with respect to the base period, in the Niño 3.4 region, and equal or greater in magnitude to (+/-) 0.5 °C, averaged over a period of three consecutive months, and sustained for five periods” (Larkin and Harrison, 2005). When the ONI index was in its warm phase, an El Niño (EN) period was identified, while, when the ONI index was in its cold phase, a La Niña (LN) period was identified. The remaining periods were considered neutral and employed as the baseline reference to calculate the percent changes in precipitation and temperature during each event (EN/LN).

The percent change in land cover (artificialized and agricultural territories, forests and seminatural areas, wet areas, and water surfaces) (Table 1) was estimated by crossing layers of the 2017 land cover of Colombia at a 1:25.000 scale (<https://siac-datosabiertos-mads.hub.arcgis.com>), with the projected increase in sea level rise by 2040 (Invemar, 2017). The human footprint index (Table 1) was used as an indicator of anthropogenic impact. This index was calculated by Correa *et al.* (2020) while considering land use, rural population density, distance to roads, distance to urban settlements, the fragmentation index, the biomass index relative to the original biomass, and the time of intervention. The remaining threat indicators (Table 1) were obtained from the TCNCC (Ideam *et al.*, 2017), from the National Water Study (ENA) (Ideam, 2019), from the TCNCC’s indicators of the marine-coastal and insular vulnerability analysis regarding climate change (Invemar, 2017), and from the Terridata database of the National Planning Department (<https://terridata.dnp.gov.co/>). The sensitivity indicators (Table 2) were obtained from the National Water Study (ENA) (Ideam, 2019), from the TCNCC (Ideam *et al.*, 2017), and from the Terridata database. Finally, the adaptive capacity indicators were obtained from the TCNCC (Ideam *et al.*, 2017), from the Terridata database, from the information system for the management of mangroves (Sigma, <http://sigma.invemar.org.co/>), and from the layer Global Mangrove Distribution, Aboveground Biomass, and Canopy Height layer of the ORNL DAAC (Simard *et al.*, 2019).

**Tabla 2.** Indicadores de sensibilidad usados en el análisis de vulnerabilidad y riesgo climático del socioecosistema de manglar.

| Indicador / Indicator  | Fuente / Source   |
|--|---|
| Evaluación integrada recurso hídrico /<br>Integrated water resource assessment                               | ENA (Ideam, 2019)   |
| Oferta hídrica disponible (año seco) /<br>Available water supply (dry year)                                  | ENA (Ideam, 2019)   |
| Oferta hídrica disponible (año húmedo) /<br>Available water supply (wet year)                                | ENA (Ideam, 2019)   |
| Índice de regulación hídrica /<br>Water regulation index   | ENA (Ideam, 2019)   |
| Variabilidad de la oferta hídrica /<br>Water supply variability  | ENA (Ideam, 2019)   |
| Estado de salud y prioridad de restauración del manglar /<br>Mangrove health status and restoration priority | TCNCC (Ideam <i>et al.</i> , 2017)  |
| Déficit cuantitativo de vivienda /<br>Quantitative housing deficit   | Terridata (Departamento Nacional de Planeación) /<br>(National Planning Department) |
| Índice de pobreza multidimensional /<br>Multidimensional poverty index                                       | Terridata (Departamento Nacional de Planeación) /<br>(National Planning Department) |

**Table 2.** Sensitivity indicators used in the vulnerability and climate risk analysis of the mangrove socioecosystem

**Tabla 3.** Indicadores de capacidad adaptativa usados en el análisis de vulnerabilidad y riesgo climático del socioecosistema de manglar.

| Indicador / Indicator   | Fuente / Source   |
|---|---|
| Porcentaje de áreas de manglar con zonificación aprobada para su manejo y ordenamiento ambiental /<br>Percentage of mangrove areas with approved zoning for environmental management and planning | TCNCC (Ideam <i>et al.</i> , 2017)  |
| Asignación de recursos para el Programa de Enfermedades Transmitidas por Vectores–ETV /<br>Resource allocation for the Vector-Transmitted Diseases Program (ETV)                                  | TCNCC (Ideam <i>et al.</i> , 2017)  |
| Índice de desempeño integral municipal / Integral municipal performance index   | TCNCC (Ideam <i>et al.</i> , 2017)  |
| Respuesta a la ola invernal / Response to the winter wave   | TCNCC (Ideam <i>et al.</i> , 2017)  |
| Puntaje Sisben: Promedio–Rural disperso / Sisben score: average – dispersed rural   | Terridata (Departamento Nacional de Planeación) /<br>(National Planning Department) |
| Total de recursos asignados per cápita–SGR (Bienio) /<br>Total resources allocated per capita, SGR (biennium)   | Terridata (Departamento Nacional de Planeación) /<br>(National Planning Department) |
| Indicador de desempeño fiscal / Fiscal performance indicator  | Terridata (Departamento Nacional de Planeación) /<br>(National Planning Department) |
| Inversión–Agua potable y saneamiento básico (sin incluir proyectos de vis) /<br>Investment – drinking water and basic sanitation (not including VIS projects)                                     | Terridata (Departamento Nacional de Planeación) /<br>(National Planning Department) |
| Inversión–Ambiental / Investment – environmental  | Terridata (Departamento Nacional de Planeación) /<br>(National Planning Department) |
| Inversión–Prevención y atención de desastres /<br>Investment – disaster prevention and response   | Terridata (Departamento Nacional de Planeación) /<br>(National Planning Department) |
| Inversión–Desarrollo comunitario /<br>Investment – community development  | Terridata (Departamento Nacional de Planeación) /<br>(National Planning Department) |
| Porcentaje del área de la entidad territorial que hace parte del SINAP /<br>Percent area of the territorial entity that is part of SINAP  | Terridata (Departamento Nacional de Planeación) /<br>(National Planning Department) |
| Porcentaje del área de manglares /<br>Percentage of mangrove area   | SigmaV8 (Invemar)   |
| Resguardos indígenas (ha) /<br>Indigenous reserves (ha)   | Terridata (Departamento Nacional de Planeación) /<br>(National Planning Department) |

**Table 3.** Adaptive capacity indicators used in the vulnerability and climate risk analysis of the mangrove socioecosystem

| Indicador / Indicator  | Fuente / Source   |
|--|---|
| Consejos comunitarios (ha) /<br>Community councils (ha)                                      | Terridata (Departamento Nacional de Planeación) /<br>(National Planning Department) |
| Biomasa aérea del manglar (Mg ha-1) /<br>Mangrove aboveground biomass (Mg ha-1)              | Global Mangrove Distribution (Simard <i>et al.</i> , 2019)                          |
| Altura ponderada del área basal del manglar (m) /<br>Mangrove weighted basal area height (m) | Global Mangrove Distribution (Simard <i>et al.</i> , 2019)                          |
| Máxima altura del dosel del manglar (m) /<br>Maximum mangrove canopy height (m)              | Global Mangrove Distribution (Simard <i>et al.</i> , 2019)                          |

Para cada una de las dimensiones (amenaza, sensibilidad y capacidad adaptativa) se realizó un Análisis de Componentes Principales (ACP) en cada costa (Pacífico y Caribe). Inicialmente se realizó un análisis ACP que incluyó ambas costas, pero debido a las diferencias biogeográficas y socioeconómicas de las dos costas de Colombia, se evidenció la necesidad de realizar el análisis por separado para cada costa, lo cual permitió corroborar esas fuertes diferencias. En un ACP se obtienen componentes o combinaciones lineales de las variables originales que permiten simplificar el universo de estudio, concentrándose en los componentes que sintetizan la máxima varianza residual. Los objetivos de un ACP se pueden resumir en tres puntos: 1) generar nuevas variables que puedan expresar la información contenida en el conjunto de datos original, 2) reducir la dimensionalidad de los datos que se están tratando para realizar futuros análisis y 3) eliminar algunas variables que aportan poca información al análisis (Legendre y Legendre, 1998; Emery y Thompson, 2014). Este último punto fue uno de los criterios utilizados para priorizar los indicadores de cada dimensión (22 de amenaza, 8 de sensibilidad y 18 de capacidad adaptativa). A partir de la proporción de varianza explicada por cada CP, se seleccionaron los componentes que de manera acumulativa explicaban por lo menos 60 % de la varianza total de los datos. En todos los casos (amenaza, sensibilidad y capacidad adaptativa), esto ocurrió solo con dos componentes principales (CP). Los índices de amenaza, sensibilidad y capacidad adaptativa fueron obtenidos ponderando los subíndices de las unidades de muestreo (“scores” del ACP) por el aporte de variabilidad de cada CP. La vulnerabilidad fue calculada como la sensibilidad sobre la capacidad adaptativa ( $V = S/CA$ ), y el riesgo como la amenaza por la vulnerabilidad ( $R = A * V$ ) (Ideam *et al.*, 2017; IPCC, 2022). Finalmente, para facilitar la interpretación de la vulnerabilidad y el riesgo, los índices obtenidos fueron estandarizados a valores entre cero y uno, para cada costa y categorizados en cuatro categorías usando los cuartiles bajo, medio, alto y extremo.

Regarding each dimension (threats, sensitivity, and adaptive capacity), a principal components analysis (PCA) was conducted for each coast (Pacific and Caribbean). Initially, a PCA that included both coasts was conducted, but, due to the biogeographical and socioeconomic differences between these two regions of Colombia, we evidenced the need for a separate analysis of each coast, allowing to corroborate these significant differences. In a PCA, the components or linear combinations of the original variables are obtained, enabling the simplification of the study universe, focusing on the components that synthesize the maximum residual variance. The objectives of a PCA can be summarized in three points: 1) generating new variables that can express the information contained in the original dataset, 2) reducing the dimensionality of the handled data to perform future analyses, and 3) eliminating some variables that contribute little information to the analysis (Legendre and Legendre, 1998; Emery and Thompson, 2014). This last point was one of the criteria used to prioritize the indicators of each dimension (22 for threats, 8 for sensitivity, and 18 for adaptive capacity). Based on the proportion of variance explained by each principal component (PC), the components that cumulatively explained at least 60 % of the total variance of the data were selected. In all cases (threat, sensitivity, and adaptive capacity), this occurred with only two PC. The threat, sensitivity, and adaptive capacity indices were obtained by weighting the subindices of the sampling units (‘scores’ of the PCA) by the variability contribution of each PC. Vulnerability was calculated as sensitivity over adaptive capacity ( $V=S/CA$ ), and risk as threat by vulnerability ( $R=A * V$ ) (Ideam *et al.*, 2017; IPCC, 2022). Finally, to facilitate the interpretation of vulnerability and risk, the obtained indices were standardized to values between 0 and 1 for each coast and placed in four categories using the low, medium, high, and extreme quartiles.

## RESULTADOS

El Análisis de Componentes Principales (ACP), que incluyó las dos costas, permitió identificar que el índice de vulnerabilidad y riesgo promedio fue mayor para los manglares ubicados en los municipios del Caribe, en relación con los del Pacífico. En los manglares del Caribe, también se encontró en promedio, una mayor sensibilidad, una menor capacidad adaptativa y un mayor índice de amenaza (Tabla 4).

**Tabla 4.** Índices promedio de sensibilidad, capacidad adaptativa, vulnerabilidad, amenaza y riesgo para los manglares del Pacífico y Caribe de Colombia.

| Costa / Coast             | Sensibilidad / Sensitivity | Capacidad adaptativa / Adaptive capacity | Vulnerabilidad / Vulnerability | Amenaza / Threat | Riesgo / Risk |
|---------------------------|----------------------------|--|--------------------------------|------------------|---------------|
| <b>Caribe / Caribbean</b> | 0.74 ± 0.12                | 0.14 ± 0.10                              | 0.29 ± 0.16                    | 0.78 ± 0.19      | 0.25 ± 0.05   |
| <b>Pacífico / Pacific</b> | 0.27 ± 0.12                | 0.72 ± 0.20                              | 0.07 ± 0.01                    | 0.29 ± 0.12      | 0.04 ± 0.01   |

En el ACP para el Caribe de Colombia, los dos primeros CP extraídos para calcular los índices de amenaza, sensibilidad y capacidad adaptativa, de los cuales se derivaron los índices de vulnerabilidad y riesgo, capturaron 72.10 %, 85.19 % y 76.57 % de la variabilidad, respectivamente. Los indicadores de amenaza que presentaron la mayor correlación (> 0.60) con los CP fueron: cambio en la oferta hídrica por cambio climático, cambio de la Temperatura Superficial del Mar (TSM) en el escenario futuro (2040), ascenso en el nivel del mar en el escenario futuro (2040), cambio de la temperatura y la precipitación en el escenario futuro (2040), cambio de la temperatura durante eventos El Niño, pérdida de área idónea para especies amenazadas, porcentaje del área de la entidad territorial amenazada por fenómenos hidrometeorológicos y huella humana. Los indicadores de sensibilidad que tuvieron la mayor correlación (> 0.60) con los CP fueron: oferta hídrica disponible en año seco, índice de regulación hídrica, y estado de salud y prioridad de restauración del manglar. Los indicadores de capacidad adaptativa que presentaron la mayor correlación (> 0.60) con los CP fueron: porcentaje de áreas de manglar con zonificación aprobada para su manejo y ordenamiento ambiental, total de recursos asignados per cápita por el Sistema General de Regalías (SGR), porcentaje del área de manglares, biomasa aérea del manglar y área basal del manglar ponderada. Los mayores índices de amenaza para los manglares del Caribe (categoría “Extremo”), se encontraron entre el centro y el sur del litoral, en los municipios de Puerto Colombia, Juan de Acosta y Piojó (Atlántico), Tolú y Coveñas (Sucre), Puerto Escondido y Los Córdoba (Córdoba) (Figura 2) (Tabla 4).

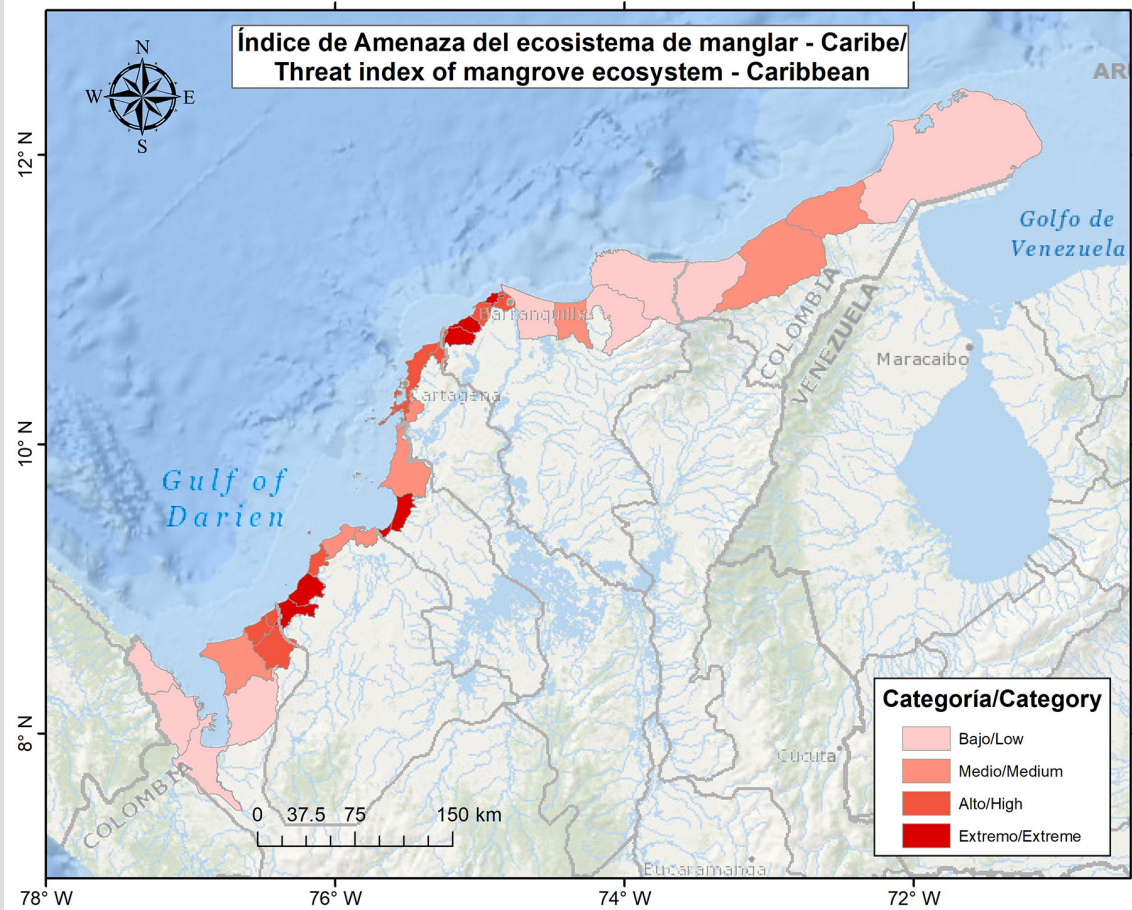
## RESULTS

The PCA, which included both coasts, allowed identifying that the average vulnerability and risk index was higher for mangroves located in the municipalities of the Caribbean when compared to those in the Pacific. On average, in the Caribbean mangroves, a higher sensitivity, a lower adaptive capacity, and a higher threat index were found (Table 4).

**Table 4.** Average sensitivity, adaptive capacity, vulnerability, threat, and risk indices for the Pacific and Caribbean mangroves of Colombia

In the PCA for the Colombian Caribbean, the first two PCs extracted to calculate the threat, sensitivity, and adaptive capacity indices, from which the vulnerability and risk indices were derived, captured 72.10 %, 85.19 %, and 76.57 % of the variability, respectively. The threat indicators that showed the highest correlation (> 0.60) with the PCs were the changes in water supply due to climate change, the changes in sea surface temperature (SST) in the future scenario (2040), the sea level rise in the future scenario (2040), the changes in temperature and precipitation in the future scenario (2040), the changes in temperature during El Niño events, the loss of suitable area for threatened species, the percentage of the territorial entity’s area that is threatened by hydrometeorological phenomena, and the human footprint. The sensitivity indicators that had the highest correlation (> 0.60) with the PCs were the water supply available in a dry year, the water regulation index, and the health status and restoration priority of the mangrove. The adaptive capacity indicators that showed the highest correlation (> 0.60) with the PCs were the percentage of mangrove areas with approved zoning for environmental management and planning, the total resources *per capita* allocated by the General System of Royalties (SGR), the percentage of mangrove area, the mangrove aboveground biomass, and the mangrove weighted basal area. The highest threat indices for the Caribbean mangroves (extreme category) were found between the center and south of the littoral, in the municipalities of Puerto Colombia, Juan de Acosta, and Piojó (Atlántico); in Tolú and Coveñas (Sucre); and in Puerto Escondido and Los Córdoba (Córdoba) (Figure 2, Table 4).





**Figura 2.** Índice de amenaza del socioecosistema de manglar del Caribe de Colombia.

**Figure 2.** Threat index for the mangrove socioecosystem in the Colombian Caribbean

Los manglares que presentaron la mayor vulnerabilidad (categoría Extremo), estuvieron asociados a los municipios de Manaure, Uribia y Riohacha (La Guajira), Tubará, Juan de Acosta, Barranquilla y Puerto Colombia (Atlántico), Puerto Escondido y Los Córdoba (Córdoba). Adicionalmente, los manglares de Dibulla, Ciénaga, Piojó, Santa Catalina, Cartagena de Indias, Moñitos, Arboletes, San Juan de Urabá y Necoclí tuvieron un índice de vulnerabilidad en la categoría Alto (Figura 3) (Tabla 4). En total 60 % de los municipios presentaron manglares con vulnerabilidad Extrema y Alta. De otro lado, los manglares que presentaron el mayor índice de riesgo se encontraron en los municipios de Manaure (La Guajira), Barranquilla, Puerto Colombia, Tubará y Juan de Acosta (Atlántico), Puerto Escondido y Los Córdoba (Córdoba) (Figura 4, Tabla 4). Siete municipios más presentaron un índice de riesgo Alto: Uribia, Riohacha, Piojó, Santa Catalina, Moñitos, Arboletes y San Juan de Urabá (Figura 4, Tabla 4). En total, 47 % de los municipios presentaron manglares con riesgo Extremo y Alto.

The mangroves exhibiting the highest vulnerability (extreme category) were associated with the municipalities of Manaure, Uribia, and Riohacha (La Guajira); Tubará, Juan de Acosta, Barranquilla, and Puerto Colombia (Atlántico); and Puerto Escondido and Los Córdoba (Córdoba). In addition, the mangroves in Dibulla, Ciénaga, Piojó, Santa Catalina, Cartagena de Indias, Moñitos, Arboletes, San Juan de Urabá, and Necoclí reported a vulnerability index in the high category (Figure 3, Table 4). In total, 60 % of the municipalities exhibited mangroves with extreme and high vulnerability. On the other hand, mangroves with the highest risk index were found in the municipalities of Manaure (La Guajira); Barranquilla, Puerto Colombia, Tubará, and Juan de Acosta (Atlántico); and Puerto Escondido and Los Córdoba (Córdoba) (Figure 4, Table 4). Seven additional municipalities exhibited a high risk index, *i.e.*, Uribia, Riohacha, Piojó, Santa Catalina, Moñitos, Arboletes, and San Juan de Urabá (Figure 4, Table 4). In total, 47 % of the municipalities showed mangroves with extreme and high risk.

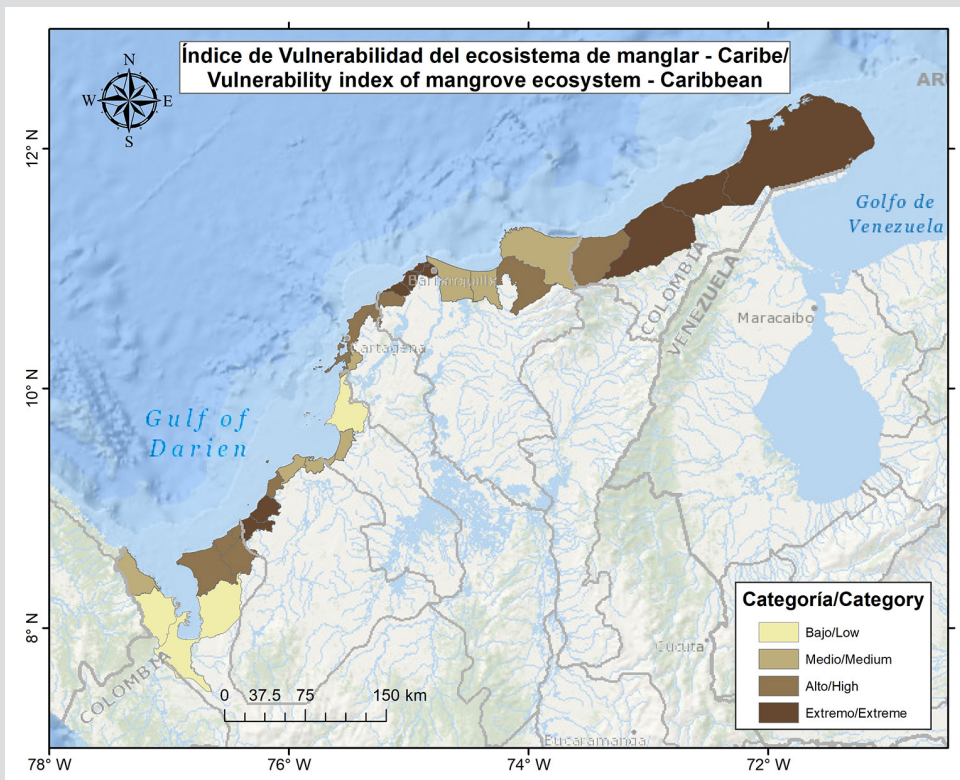


Figura 3. Índice de vulnerabilidad del socioecosistema de manglar del Caribe de Colombia.

Figure 3. Vulnerability index for the mangrove socioecosystem in the Colombian Caribbean.

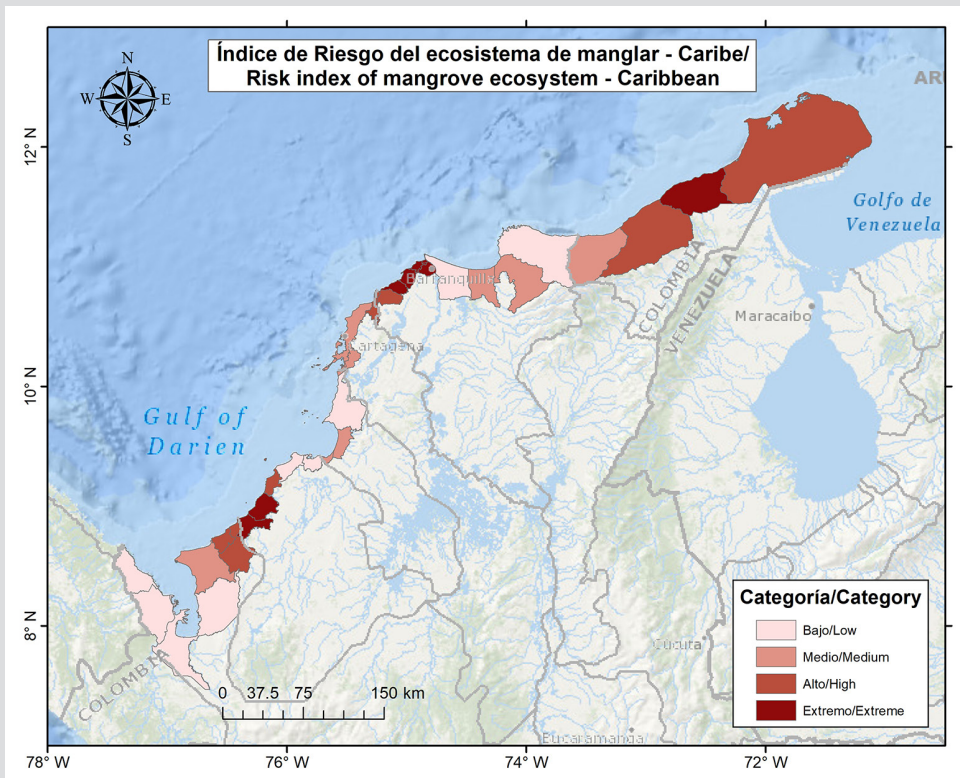


Figura 4. Índice de riesgo del socioecosistema de manglar del Caribe de Colombia.

Figure 4. Risk index for the mangrove socioecosystem in the Colombian Caribbean.



**Tabla 4.** Índices de amenaza, vulnerabilidad y riesgo del socioecosistema de manglar del Caribe de Colombia.

**Table 4.** Threat, vulnerability, and risk indices for the mangrove socioecosystem in the Colombian Caribbean.

| Departamento / Department | Municipio / Municipality | Amenaza / Threat | Vulnerabilidad / Vulnerability | Riesgo / Risk |
|---------------------------|--------------------------|------------------|--------------------------------|---------------|
| La Guajira                | Uribia                   | 0.19             | 0.51                           | 0.27          |
|                           | Manaure                  | 0.47             | 0.86                           | 0.62          |
|                           | Riohacha                 | 0.38             | 0.38                           | 0.26          |
|                           | Dibulla                  | 0.23             | 0.22                           | 0.12          |
| Magdalena                 | Santa Marta              | 0.29             | 0.05                           | 0.03          |
|                           | Ciénaga                  | 0.31             | 0.12                           | 0.08          |
|                           | Puebloviejo              | 0.46             | 0.06                           | 0.05          |
|                           | Sitionuevo               | 0.17             | 0.04                           | 0.01          |
| Atlántico                 | Barranquilla             | 0.83             | 0.40                           | 0.40          |
|                           | Puerto Colombia          | 0.97             | 0.35                           | 0.39          |
|                           | Tubará                   | 0.89             | 1.00                           | 1.00          |
|                           | Juan de Acosta           | 1.00             | 0.42                           | 0.47          |
|                           | Piojó                    | 0.89             | 0.34                           | 0.36          |
| Bolívar                   | Santa Catalina           | 0.79             | 0.30                           | 0.30          |
|                           | Cartagena de Indias      | 0.89             | 0.08                           | 0.11          |
|                           | Turbana                  | 0.77             | 0.06                           | 0.08          |
| Sucre                     | San Onofre               | 0.76             | 0.02                           | 0.04          |
|                           | Tolú                     | 1.00             | 0.04                           | 0.07          |
|                           | Coveñas                  | 1.00             | 0.03                           | 0.06          |
| Córdoba                   | San Antero               | 0.73             | 0.03                           | 0.05          |
|                           | San Bernardo del Viento  | 0.55             | 0.03                           | 0.04          |
|                           | Moñitos                  | 0.87             | 0.15                           | 0.17          |
|                           | Puerto Escondido         | 0.93             | 0.85                           | 0.87          |
|                           | Los Córdoba              | 0.93             | 0.40                           | 0.42          |
| Antioquia                 | Arboletes                | 0.87             | 0.22                           | 0.23          |
|                           | San Juan de Urabá        | 0.85             | 0.29                           | 0.30          |
|                           | Necoclí                  | 0.49             | 0.18                           | 0.14          |
|                           | Turbo                    | 0.23             | 0.03                           | 0.02          |
| Chocó                     | Unguía                   | 0.18             | 0.02                           | 0.01          |
|                           | Acandí                   | 0.17             | 0.04                           | 0.02          |

En el ACP para el Pacífico de Colombia, los dos primeros CP extraídos para calcular los índices de amenaza, sensibilidad y capacidad adaptativa, capturaron 77.55 %, 80.05 % y 71.17 % de la variabilidad, respectivamente. Los indicadores de amenaza que presentaron la mayor correlación (> 0.60) con los CP fueron: cambio en la oferta hídrica por cambio climático, cambio de la precipitación en el escenario futuro (2040), cambio de la temperatura durante eventos El Niño, cambio de la precipitación durante eventos La Niña y

In the PCA for the Pacific region of Colombia, the first two PCs extracted to calculate the threat, sensitivity, and adaptive capacity indices captured 77.55 %, 80.05 %, and 71.17 % of the variability, respectively. The threat indicators that showed the highest correlation (> 0.60) with the PCs were the changes in water supply due to climate change, the changes in precipitation in the future scenario (2050), the changes in temperature during El Niño events, the changes in precipitation during La Niña events, and



cambio en la cobertura de manglar por cambio en la línea de costa a 2040. Los indicadores de sensibilidad que tuvieron la mayor correlación ( $> 0.60$ ) con los CP fueron: evaluación integrada del recurso hídrico, oferta hídrica disponible en año seco, índice de regulación hídrica, y estado de salud y prioridad de restauración del manglar. Los indicadores de capacidad adaptativa que presentaron la mayor correlación ( $> 0.60$ ) con los CP fueron: índice de desempeño integral municipal, indicador de desempeño fiscal, porcentaje del área de manglares y biomasa aérea del manglar. Los mayores índices de amenaza para los manglares del Pacífico (categoría Extremo), se encontraron principalmente al sur del litoral, en los municipios de Santa Bárbara, Olaya Herrera, y Francisco Pizarro (Nariño), y también al norte, en el municipio de Bahía Solano (Chocó) (Figura 5) (Tabla 6).

the changes in mangrove cover due to coastline changes by 2040. The sensitivity indicators that had the highest correlation ( $> 0.60$ ) with the PCs were the integrated water resource assessment, the water supply available in a dry year, the water regulation index, and the mangrove health status and restoration priority. The adaptive capacity indicators that exhibited the highest correlation ( $> 0.60$ ) with the PCs were the integral municipal performance index, the fiscal performance indicator, the percentage of mangrove area, and the mangrove aboveground biomass. The highest threat indices for the Pacific mangroves (extreme category) were mainly found in the southern part of the littoral, in the municipalities of Santa Bárbara, Olaya Herrera, and Francisco Pizarro (Nariño); and also in the north, in the municipality of Bahía Solano (Chocó) (Figure 5, Table 6).

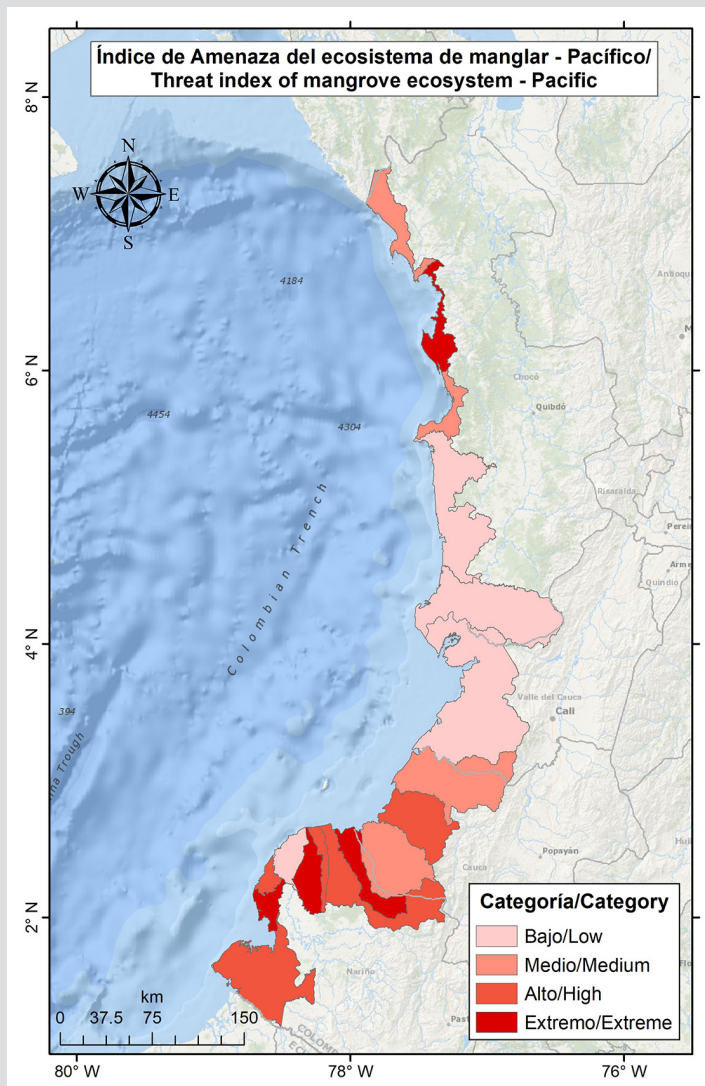


Figura 5. Índice de amenaza del socioecosistema de manglar del Pacífico de Colombia.

Figure 5. Threat index for the mangrove socioecosystem in the Colombian Pacific.



Los manglares que presentaron la mayor vulnerabilidad (categoría Extremo) estuvieron asociados a los municipios de Bahía Solano (Chocó), Buenaventura (Valle del Cauca), La Tola y Olaya Herrera (Nariño). Adicionalmente, los manglares de López, El Charco, Francisco Pizarro y Tumaco tuvieron un índice de vulnerabilidad en la categoría Alto (Figura 6) (Tabla 5). En total 50 % de los municipios presentaron manglares con vulnerabilidad en las categorías Extremo y Alto. Los manglares que presentaron el mayor riesgo se encontraron en los municipios de Bahía Solano (Chocó), La Tola, Olaya Herrera, y Francisco Pizarro (Nariño). Cinco municipios más presentaron un índice de riesgo Alto: Juradó, López, Santa Bárbara, El Charco y Tumaco (Figura 6, Tabla 5). En total, 56 % de los municipios presentaron manglares con riesgo en las categorías Extremo y Alto.

The mangroves that exhibited the highest vulnerability (extreme category) were associated with the municipalities of Bahía Solano (Chocó); Buenaventura (Valle del Cauca); and La Tola and Olaya Herrera (Nariño). In addition, the mangroves of López, El Charco, Francisco Pizarro, and Tumaco had a vulnerability index in the high category (Figure 6, Table 5). In total, 50 % of the municipalities exhibited mangroves with vulnerability in the extreme and high categories. The mangroves with the highest risk were found in the municipalities of Bahía Solano (Chocó) and La Tola, Olaya Herrera, and Francisco Pizarro (Nariño). Five additional municipalities exhibited a high risk index, *i.e.*, Juradó, López, Santa Bárbara, El Charco, and Tumaco (Figure 6, Table 5). In total, 56 % of the municipalities reported mangroves with risk indices in the extreme and high categories.

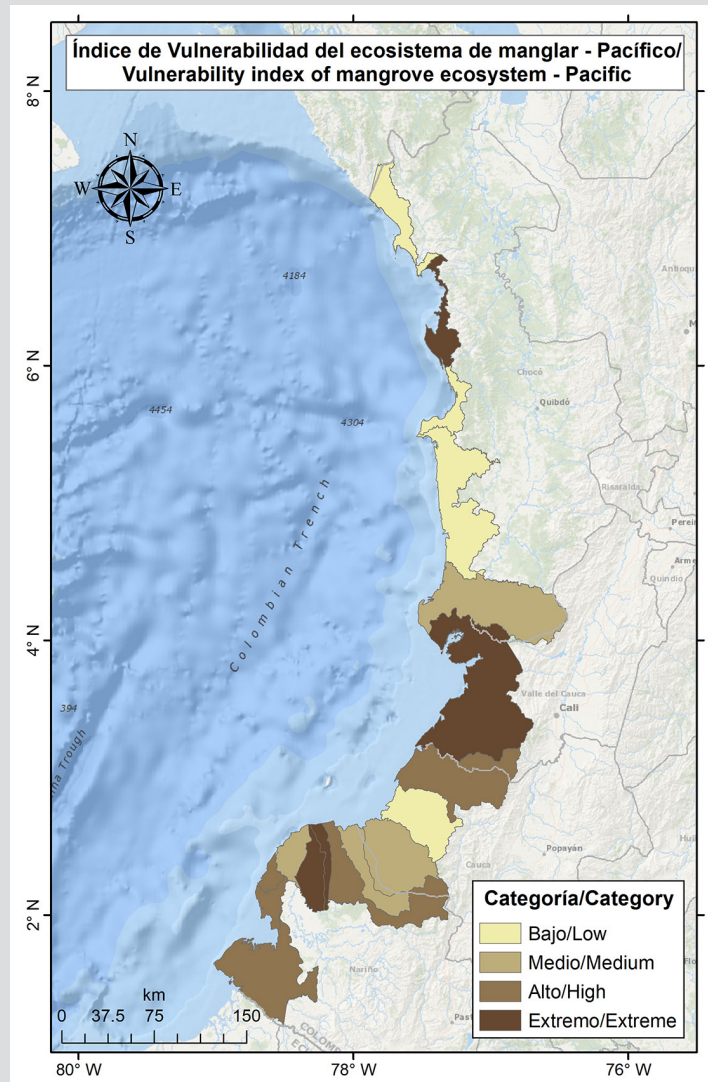


Figura 6. Índices de vulnerabilidad y riesgo del socioecosistema de manglar del Pacífico de Colombia.

Figure 6. Vulnerability and risk indices for the mangrove socioecosystem in the Colombian Pacific.

**Tabla 5.** Índices de amenaza, vulnerabilidad y riesgo del socioecosistema de manglar del Pacífico de Colombia.

| Departamento / Department | Municipio / Municipality | Amenaza / Threat | Vulnerabilidad / Vulnerability | Riesgo / Risk |
|---------------------------|--------------------------|------------------|--------------------------------|---------------|
| Chocó                     | Juradó                   | 0.38             | 0.22                           | 0.23          |
|                           | Bahía Solano             | 0.59             | 1.00                           | 1.00          |
|                           | Nuquí                    | 0.28             | 0.22                           | 0.18          |
|                           | Bajo Baudó               | 0.14             | 0.21                           | 0.12          |
|                           | El Litoral del San Juan  | 0.14             | 0.23                           | 0.12          |
| Valle del Cauca           | Buenaventura             | 0.14             | 0.84                           | 0.21          |
| Cauca                     | López                    | 0.31             | 0.46                           | 0.33          |
|                           | Timbiquí                 | 0.40             | 0.21                           | 0.23          |
|                           | Guapi                    | 0.37             | 0.22                           | 0.23          |
| Nariño                    | Santa Bárbara            | 0.60             | 0.32                           | 0.42          |
|                           | El Charco                | 0.53             | 0.47                           | 0.50          |
|                           | La Tola                  | 0.41             | 0.68                           | 0.56          |
|                           | Olaya Herrera            | 1.00             | 0.57                           | 0.97          |
|                           | Mosquera                 | 0.16             | 0.36                           | 0.19          |
|                           | Francisco Pizarro        | 0.69             | 0.47                           | 0.62          |
|                           | Tumaco                   | 0.42             | 0.51                           | 0.45          |

**Table 5.** Threat, vulnerability, and risk indices for the mangrove socioecosystem in the Colombian Pacific.

## DISCUSIÓN

Los manglares del Caribe de Colombia presentaron un mayor índice de riesgo que los del Pacífico y una mayor cantidad de amenazas climáticas que explicaron ese mayor riesgo, además del índice de huella humana que cuantifica los efectos antrópicos. Entre las amenazas climáticas fue posible encontrar unas en la escala estacional (*e.g.* porcentaje del área de la entidad territorial amenazada por fenómenos hidrometeorológicos), otras en la escala interanual (*e.g.* cambio de la temperatura durante eventos El Niño), otras asociadas a cambio climático (*e.g.* ascenso del nivel del mar y cambio en la oferta hídrica por cambio climático), además de las amenazas antropogénicas que pueden exacerbar las climáticas y aumentar los niveles de vulnerabilidad del socioecosistema.

Los humedales costeros del Caribe de Colombia, durante las últimas dos décadas, han tenido una disminución en la escorrentía y consecuentemente han presentado una disminución en el aporte de agua hacia los humedales costeros como los manglares (*e.g.* Ciénaga Grande de Santa Marta-CGSM, León-Atrato) (Ahlén *et al.*, 2021). De acuerdo al cambio de la oferta hídrica por cambio climático, esta tendencia se agudizará principalmente en los municipios de Puerto Colombia, Tubará, Juan de Acosta y Piojó, donde la reducción será de entre 38 - 45 %. Estos municipios del

## DISCUSSION

The mangroves in the Colombian Caribbean exhibited a higher risk index than those in the Pacific and a greater number of climatic threats that explained the increased risk, in addition to the human footprint index, which quantifies anthropogenic effects. Among the climatic threats, some were found on a seasonal scale (*e.g.*, the percentage of the territorial entity's area that is threatened by hydrometeorological phenomena), others on an interannual scale (*e.g.*, the change in temperature during El Niño events), and others associated with climate change (*e.g.*, sea level rise and changes in water supply due to climate change), as well as anthropogenic threats that can exacerbate climatic ones and increase the socioecosystem's vulnerability levels.

Over the last two decades, the coastal wetlands of the Colombian Caribbean have experienced a reduction in runoff, and, consequently, they have exhibited a decrease in the water supply to ecosystems such as mangroves (*e.g.*, Ciénaga Grande de Santa Marta, or CGSM; León-Atrato) (Ahlén *et al.*, 2021). According to the change in water supply due to climate change, this trend will mainly intensify in the municipalities of Puerto Colombia, Tubará, Juan de Acosta, and Piojó, where the reduction will be between 38 and 45 %. These municipalities of the department of

departamento de Atlántico, junto con Barranquilla, presentaron los manglares con el mayor índice de riesgo. Aunque la unidad de análisis fue municipal, se deben considerar también los efectos en la escala de cuenca. Por ejemplo, el río Magdalena, principal aportante de agua dulce a la CGSM, durante los eventos ENOS presenta una gran variabilidad en su caudal lo que a su vez repercute en la salinidad del sistema. Las dos fases, cálida El Niño y fría La Niña, pueden generar condiciones extremas que deterioran el manglar. Durante El Niño, se presenta un incremento de la salinidad a causa de la disminución de los flujos de agua dulce que ingresan al sistema lagunar, lo que genera una disminución en la densidad de plántulas y de propágulos (Invemar, 2018). De otro lado, durante períodos de menor salinidad, asociados por ejemplo a La Niña, se favorece la dispersión de especies de agua dulce y el deterioro de los bosques de manglar (Invemar, 2000). Aunque estos cambios pueden estar inducidos por un clima cambiante, asociado con el aumento de la temperatura y la evapotranspiración y una disminución de la humedad, hay un componente de la variabilidad que es explicado por los cambios en el uso de la tierra y otras presiones antropogénicas, lo cual es muy evidente en el Caribe de Colombia. Por ejemplo, en el caso de la CGSM, el represamiento y la irrigación de agua para cultivos, son factores importantes que explican el aumento de las tasas de salinidad y la degradación masiva de los manglares, lo cual también se ha evidenciado en otras áreas del Caribe (Jaramillo *et al.*, 2018).

Se espera que el cambio climático reduzca las precipitaciones anuales en el centro y norte del Caribe colombiano (Ideam *et al.*, 2017), lo que incrementará drásticamente el estrés hídrico en los humedales costeros. En el escenario futuro (2040), las mayores reducciones de precipitación en el Caribe de Colombia se encontrarán en Puerto Colombia y Barranquilla (Atlántico), Manaure (Guajira) y Sitionuevo (Magdalena). Los manglares asociados a estos municipios, a excepción de Sitionuevo, presentaron los mayores índices de riesgo del Caribe. Una disminución en la precipitación puede generar cambios negativos en los flujos de agua dulce, y por lo tanto generar una disminución en la productividad del manglar, crecimiento, sobrevivencia de semillas y cambios en la composición de especies asociadas, favoreciendo las especies más tolerantes a la sal (Ellison, 2010). Al disminuir la precipitación es probable que disminuya la cobertura del manglar, la diversidad y se generen planos hipersalinos sin vegetación (Snedaker, 1995; Lovelock *et al.*, 2016). Una reciente y extensa pérdida de manglares en el norte de Australia, por ejemplo, se ha relacionado con condiciones de sequía debidas al cambio climático (Duke *et al.*, 2017).

Atlántico, along with Barranquilla, reported the mangroves with the highest risk index. Although the analysis unit was municipal, the effects on the basin scale must also be considered. For example, the Magdalena River, the main contributor of freshwater to the CGSM, exhibits significant flow variability during ENSO events, which in turn affects the salinity of the system. The two phases (the warm El Niño and the cold La Niña) can create extreme conditions that deteriorate the mangrove. During El Niño, there is an increase in salinity due to the reduction of freshwater flows entering the lagoon system, which decreases the density of seedlings and propagules (Invemar, 2018). On the other hand, during periods of lower salinity, associated, for example, with La Niña, the dispersal of freshwater species and the deterioration of mangrove forests are favored (Invemar, 2000). Although these changes may be induced by a changing climate, associated with an increase in temperature and evapotranspiration and with a decrease in humidity, there is a component of variability that is explained by changes in land use and other anthropogenic pressures, which is very evident in the Colombian Caribbean. For example, in the case of the CGSM, the damming and irrigation of water for crops are important factors that explain the increase in salinity rates and the massive degradation of mangroves, which has also been evidenced in other areas of the Caribbean (Jaramillo *et al.*, 2018).

Climate change is expected to reduce annual precipitation in the central and northern regions of the Colombian Caribbean (Ideam *et al.*, 2017), which will drastically increase water stress in coastal wetlands. In a future scenario (2050), the greatest reductions in precipitation in the Colombian Caribbean will be found in Puerto Colombia and Barranquilla (Atlántico), Manaure (La Guajira), and Sitionuevo (Magdalena). The mangroves associated with these municipalities, except for Sitionuevo, exhibited the highest risk indices in the Caribbean. A decrease in precipitation can lead to negative changes in freshwater flows and therefore reduce mangrove productivity, growth, seed survival, and changes in the associated species composition, favoring those more tolerant to salinity (Ellison, 2010). As precipitation decreases, mangrove coverage and diversity are likely to decrease, generating hypersaline, unvegetated flats (Snedaker, 1995; Lovelock *et al.*, 2016). A recent and extensive loss of mangroves in northern Australia, for example, has been linked to drought conditions caused by climate change (Duke *et al.*, 2017). Conversely, in the areas surrounding the Sierra Nevada de Santa Marta in the Colombian Caribbean, an increase in

De otro lado, en las zonas circundantes a la Sierra Nevada de Santa Marta en el Caribe de Colombia se espera para 2040 un incremento de precipitación que oscilará entre 70 - 80 % (resultados del análisis a partir de los GCM de WorldClim; Fick y Hijmans, 2017). Esto incluye los manglares presentes en los municipios de Santa Marta y Ciénaga (Magdalena) y Dibulla (La Guajira). Un incremento en la precipitación puede favorecer el incremento del área de cobertura de manglar, la diversidad de las zonas de manglar y las tasas de crecimiento de manglar en algunas especies (Field, 1995).

Para el Caribe de Colombia, en un escenario futuro, las aguas costeras de los municipios Juan de Acosta, Tubará y Piojó (Atlántico) y Santa Catalina (Bolívar) tendrán un incremento de la TSM entre 0.6 - 0.8 °C. Dado que las zonas costeras y someras se verán afectadas por el incremento de la TSM, se espera que los manglares sean impactados por estos cambios, ya que pueden provocar un estrés térmico en la estructura de las raíces del manglar y en el establecimiento de semillas (Unesco, 1992) y, así mismo, afectar la fotosíntesis (Andrews *et al.*, 1984).

Aunque no fue un indicador evaluado, la intensificación de las tormentas en frecuencia e intensidad está fuertemente asociado con el incremento de la TSM debido al cambio climático (Trenberth, 2005). Esta intensificación representa una amenaza adicional para los manglares. Por ejemplo, los grandes impactos de las tormentas han resultado en una mortalidad masiva en manglares del Caribe en los últimos 50 años (Armentano *et al.*, 1995). En la última valoración realizada por “Global Mangrove Watch”, se identificó que grandes tormentas o huracanes (*e.g.* Ida, Sandy) ocasionaron pérdidas importantes en las coberturas de manglar. Aunque no es una problemática para todo el Caribe continental, si lo es para el Caribe insular (Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina) y para la alta Guajira, donde las coberturas de manglar son reducidas. Estas áreas presentan un nivel de riesgo similar, con entre 5 - 19 huracanes por 100 años y entre 10 - 29 tormentas tropicales por 100 años (<https://www.nhc.noaa.gov/>). Por ejemplo, en la isla de Providencia (Caribe insular de Colombia), después del paso de los huracanes Eta e Iota entre octubre y noviembre de 2020, se observó una pérdida de follaje en los bosques de manglar con porcentajes de individuos muertos hasta de 46.4 %, (Garcés-Ordoñez *et al.*, 2021; Invemar, 2021).

Algunos modelos han sugerido que el incremento en la intensidad de las tormentas y los huracanes provocarán una disminución en la altura promedio de los manglares (Ning *et al.*, 2003). Así mismo, los aumentos proyectados en

precipitation is expected by 2040, with values oscillating between 70 % and 80 % (as per the results from the analysis based on the GCM of WorldClim; Fick and Hijmans, 2017). This includes the mangroves in the municipalities of Santa Marta and Ciénaga (Magdalena) and Dibulla (La Guajira). An increase in precipitation may favor the expansion of the mangrove cover area, the diversity of mangrove zones, and the growth rates of some mangrove species (Field, 1995).

For the Colombian Caribbean, in a future scenario, the coastal waters of the municipalities of Juan de Acosta, Tubará, and Piojó (Atlántico) and Santa Catalina (Bolívar) will experience a 0.6 - 0.8 °C increase in SST. Since coastal and shallow areas are affected by increases in SST, mangroves are expected to be impacted by these changes, as they can cause thermal stress on the structure of mangrove roots and on seed establishment (Unesco, 1992), in addition to affecting photosynthesis (Andrews *et al.*, 1984).

Though not an evaluated indicator, the intensification of storms in terms of frequency and intensity is strongly associated with the increase in SST due to climate change (Trenberth, 2005). This intensification represents an additional threat to mangroves. For example, significant storm impacts have resulted in massive mangrove mortality in the Caribbean over the last 50 years (Armentano *et al.*, 1995). In the latest assessment carried out by Global Mangrove Watch, it was identified that major storms or hurricanes (*e.g.*, Ida, Sandy) caused significant losses in mangrove cover. Although this is not a problem for the entire continental Caribbean, it is indeed for the insular Caribbean (Archipelago of San Andrés, Providencia, and Santa Catalina) and for the upper Guajira, where mangrove cover are reduced. These areas exhibit a similar risk level, with 5 - 19 hurricanes for every 100 years, as well as 10 - 29 tropical storms (<https://www.nhc.noaa.gov/>). For instance, on the island of Providencia (insular Colombian Caribbean), after the passage of hurricanes Eta and Iota between October and November 2020, a loss of foliage in mangrove forests was observed, with percentages of dead individuals reaching 46.4 % (Garcés-Ordoñez *et al.*, 2021; Invemar, 2021).

Some models have suggested that an increase in the intensity of storms and hurricanes will cause a reduction in the average height of mangroves (Ning *et al.*, 2003). Furthermore, the projected increases in the frequency of flooding events (Church *et al.*, 2004), be it due to storms or changes in the mean sea level, could affect the health and composition of mangroves due to salinity, recruitment, and sediment balance changes (Gilman *et al.*, 2006). Storm



la frecuencia de eventos de inundación (Church *et al.*, 2004), ya sea por tormentas o por cambios en el nivel medio del mar, podrían afectar la salud y la composición de los manglares debido a cambios en la salinidad, reclutamiento y cambios en el balance de sedimentos (Gilman *et al.*, 2006). Las marejadas ciclónicas también pueden inundar los manglares y, cuando se combinan con el aumento del nivel del mar, pueden generar su destrucción. Las inundaciones causadas por el aumento de las precipitaciones, las tormentas o el aumento relativo del nivel del mar pueden resultar en una disminución de la productividad, la fotosíntesis, y la supervivencia. Por ejemplo, la inundación de lenticelas en las raíces aéreas puede causar una disminución en las concentraciones de oxígeno en el manglar resultando en la muerte (Ellison, 2010).

El incremento en el nivel del mar es el más grande desafío climático que enfrentan los ecosistemas de manglar (Field, 1995). Los registros geológicos indican que anteriores fluctuaciones del nivel del mar han creado crisis y oportunidades para las comunidades de manglar y han sobrevivido o se han expandido en varios refugios (Field, 1995). Los manglares pueden adaptarse al incremento del nivel del mar si este ocurre lo suficientemente lento (Ellison y Stoddart, 1991), si existe un espacio de expansión adecuado y si se cumplen otras condiciones ambientales. Su éxito dependerá en gran medida de la producción y acumulación de sedimentos. Si su tasa de sedimentación excede la tasa de incremento del nivel del mar, algunos manglares tendrán una ventaja adaptativa sobre otras comunidades que no tengan esa característica. De acuerdo con McKee y Vervaeke (2018), para evitar la inmersión durante el aumento del nivel del mar, los manglares pueden construir superficies de suelo verticales mediante la acumulación de sedimentos inorgánicos y materia orgánica y así no ser alterados por ese aumento. Sin embargo, McKee *et al.* (2021) encontraron que algunos manglares no podrán responder adaptativamente a las tasas de incremento del nivel del mar y resaltan qué para comprender estas dinámicas, las conclusiones no deben basarse solamente en los datos de acreción de la superficie, ya que esto puede conducir a una evaluación inexacta de la vulnerabilidad costera. Por lo tanto, todos los movimientos de la superficie de la tierra y el subsuelo deben considerarse para comprender las tendencias locales del nivel del mar y evaluar el riesgo de inmersión de los manglares.

Otra ventaja adaptativa de los manglares será su capacidad para migrar en dirección al continente donde la topografía, y la infraestructura asociada a carreteras, diques, cultivos y canales de navegación jugarán un papel fundamental,

surges can also flood mangroves and, when combined with a sea level rise, can lead to their destruction. The flooding caused by increases in precipitation, storms, or relative sea level rise can result in decreased productivity, photosynthesis, and survival. For instance, the flooding of lenticels in aerial roots can cause a decrease in oxygen concentrations within the mangrove ecosystem, resulting in death (Ellison, 2010).

The sea level rise is the most significant climatic challenge faced by mangrove ecosystems (Field, 1995). Geological records indicate that past sea level fluctuations have created crises and opportunities for mangrove communities, which have either survived or expanded into various refuges (Field, 1995). Mangroves can adapt to sea level increases if it occurs slowly enough (Ellison and Stoddart, 1991), if there is an adequate space for expansion, and if other environmental conditions are met. Their success largely depends on the sediment production and accumulation. If their sedimentation rate exceeds that of the sea level rise, some mangroves will have an adaptive advantage over other communities that lack this characteristic. According to McKee and Vervaeke (2018), to avoid submersion during sea level rise, mangroves can build vertical soil surfaces via the accumulation of inorganic sediments and organic matter, thus not being altered by the rise. However, McKee *et al.* (2021) found that some mangroves will not be able to adaptively respond to sea level rise rates and highlight that, in order to understand these dynamics, conclusions should not be based solely on surface accretion data, as this can lead to an inaccurate assessment of coastal vulnerability. Therefore, all movements of the land surface and subsoil must be considered to understand local sea level trends and to assess the risk of mangrove submersion.

Another adaptive advantage of mangroves will be their ability to migrate inland, where topography and the infrastructure associated with roads, dykes, crops, and navigation channels will play a crucial role, since they can hinder migration onto land. To understand the impact of rising sea levels on mangrove socioecosystems, the factors affecting the ecosystem balance must also be considered, such as the type of substrate, coastal erosion, tidal range, local tectonics, freshwater availability, sediments, and the salinity of both the water column and the soil.

As for sea level rise, climatic variability at the seasonal and interannual scales (*e.g.*, changes in precipitation and in the frequency and intensity of storms) must also

ya que pueden impedir la migración hacia tierra firme. Para entender el impacto del incremento del nivel del mar en el socioecosistema de manglar también se deben tener en cuenta los factores que afectan el balance ecosistémico, como el tipo de sustrato, erosión costera, rango mareal, tectónica local, disponibilidad de agua dulce, sedimento y la salinidad tanto de la columna de agua como del suelo.

En relación con el incremento en el nivel del mar también se debe considerar la variabilidad climática en la escala estacional e interanual (*e.g.* cambios en las precipitaciones y frecuencia e intensidad de tormentas), ya que puede exacerbar los factores que afectan la respuesta del manglar al incremento del nivel del mar. Aunque no todas las regiones de Colombia tendrán una tasa de incremento similar en el nivel del mar, los manglares que predominan en zonas de bajo relieve con poco aporte de sedimentos serán los más vulnerables. En contraste, los ecosistemas de manglar con amplio suministro de sedimentos y/o el espacio suficiente para moverse hacia el interior, probablemente sobrevivirán a las tasas proyectadas de aumento del nivel del mar (McLeod y Salm, 2006). Bajo este escenario, es más probable encontrar una mejor respuesta en los manglares del Pacífico que del Caribe.

Las especies de manglar han demostrado diferentes tolerancias a los cambios en el nivel del mar, la salinidad y las tormentas, por lo que son consideradas en conjunto como un ecosistema resiliente. La resiliencia debe ser entendida como la habilidad de un sistema para someterse, absorber y responder al cambio y la perturbación, mientras mantiene sus funciones (Carpenter *et al.*, 2001). Por lo tanto, mantener o incrementar la resiliencia en los planes de conservación del manglar, requerirá una comprensión de cómo los manglares responden a los cambios climáticos, de los factores que les ayudan a sobrevivir a estos cambios y, en consecuencia, qué manglares tienen una mayor capacidad adaptativa y por lo tanto mayores oportunidades para sobrevivir a estos cambios.

Entre los manglares del Pacífico, los ubicados en los municipios Olaya Herrera y La Tola presentaron una vulnerabilidad y un riesgo en la categoría Extremo. Estos manglares son de gran importancia porque gran parte de ellos están ubicados en el Parque Nacional Natural (PNN) Sanquianga, el cual alberga la más extensa área de manglar del Pacífico colombiano y de Suramérica (Parques Nacionales Naturales, 2018). Esta área ha sufrido grandes cambios en las últimas décadas debido a la desviación del río Patía hacia el río Sanquianga, la cual inició en 1972 e incrementó con el terremoto de 1979, lo que ocasionó que el estuario se convirtiera en un sistema deltaico costero (Restrepo y Kettner,

be considered, as it can exacerbate the factors that affect the mangrove's response to rising sea levels. Although not all regions of Colombia will experience a similar sea level rise rate, the mangroves in low-relief areas with little sediment input will be the most vulnerable. In contrast, mangrove ecosystems with a broad supply of sediments and/or sufficient space to move inland will likely survive the projected sea level rise rates (McLeod and Salm, 2006). Under this scenario, it is more likely to find a better response in Pacific mangroves than in those of the Caribbean.

Mangrove species have demonstrated varying tolerances to changes in sea level, salinity, and storms, which is why they are collectively regarded as a resilient ecosystem. Resilience should be understood as a system's ability to undergo, absorb, and respond to change and disturbance while maintaining its functions (Carpenter *et al.*, 2001). Therefore, maintaining or increasing resilience in mangrove conservation plans requires an understanding of how mangroves respond to climate changes, of the factors that help them to survive these changes, and, consequently, of which mangroves have a greater adaptive capacity and thus better chances to survive these changes.

Among the Pacific mangroves, those located in the municipalities of Olaya Herrera and La Tola exhibited vulnerability and risk levels in the extreme category. These mangroves are of great importance because many of them are located in the Sanquianga National Natural Park (NNP), which houses the largest mangrove area in the Colombian Pacific and South America (Parques Nacionales Naturales, 2018). This area has undergone significant changes in recent decades due to the diversion of the Patía River towards the Sanquianga River, which started in 1972 and increased with the earthquake of 1979, causing the estuary to become a coastal deltaic system (Restrepo and Kettner, 2012). Despite the severe changes undergone by the system, Perea-Ardila and Murillo-Sandoval (2022) found that, over a 21-year period (1996 - 2017), the mangroves of the Sanquianga NNP experienced a net gain of 243.97 ha, although, from 2007 to 2017, this value was only 118.71 ha. These gains may be associated with the colonization of new lands and the migration of sandbanks, favoring the colonization of new mangrove areas. On the other hand, during the same period (1996 - 2017), the mangrove cover of the Sanquianga NNP experienced losses of 122.30 ha, mainly at the mouth of Guascama, south of the protected area. According to Murillo-Sandoval *et al.* (2022), for the 1984 - 2020 period, losses in the protected area have amounted to 500 ha,

2012). A pesar de los fuertes cambios que ha sufrido el sistema, Perea-Ardila y Murillo-Sandoval (2022) encontraron que durante un período de 21 años (1996 - 2017) los manglares del PNN Sanquianga tuvieron una ganancia neta de 243.97 ha, aunque en el período 2007 - 2017, este valor solo fue de 118.71 ha. Estas ganancias estarían asociadas con la colonización de nuevos terrenos y con la migración de bancos de arena que han favorecido la colonización de nuevas áreas de manglar. De otro lado, en ese mismo período (1996 - 2017) las coberturas de manglar del PNN Sanquianga tuvieron pérdidas de 122.30 ha, localizadas principalmente sobre la bocana de Guascama, al sur del área protegida. De acuerdo con Murillo-Sandoval *et al.* (2022), para el período 1984 - 2020 las pérdidas en el área protegida han sido de 500 ha y estas se han registrado principalmente sobre la línea de costa. La fuerte descarga del río Patía a través del delta Patía-Sanquianga, estaría erosionando el borde costero y los bordes de los ríos, generando fuertes procesos de sedimentación que estarían ocasionando una reducción en las coberturas de manglar.

Dado que uno de los indicadores que capturó la mayor variabilidad de los análisis de vulnerabilidad y riesgo para el Pacífico de Colombia fue el cambio en la cobertura de manglar por cambios en la línea de costa al 2040, se esperaría que la tendencia de la erosión del borde costero en las localidades donde se ubicaron los manglares con el mayor riesgo, se mantenga o incremente en el futuro. De acuerdo con Bunting *et al.* (2022), de las causas naturales de pérdida de manglar, la erosión costera es la más común a nivel global. Sin embargo, algunos factores humanos pueden exacerbar los procesos de erosión en muchas áreas como, por ejemplo, la reducción o interrupción de suministros de sedimentos provenientes de los ríos o de la zona costera. Así mismo, el incremento en el nivel del mar ocasionado por el cambio climático puede exacerbar la erosión costera en el litoral y generar un retroceso en el borde costero (Giri y Long, 2016).

La variabilidad climática interanual, principalmente asociada al ciclo El Niño Oscilación del Sur (ENOS), tanto en su fase cálida (El Niño) como en su fase fría (La Niña), genera riesgos de impactos desfavorables para los sistemas humanos y naturales (Enfield, 2001). Uno de estos sistemas es el estuarino, al que se asocian grandes cinturones de manglar en el Pacífico y Caribe de Colombia. Según González y Correa (2001), en un estudio en el delta del Río San Juan, la precipitación y la descarga de los ríos y el incremento de los niveles del mar en una escala interanual, están asociados con el ciclo ENOS. El impacto directo de este tipo de eventos, produce grandes diferencias entre las descargas mínimas y máximas del río y

mainly recorded along the coastline. The strong discharge of the Patía River through the Patía-Sanquianga delta may be eroding the coastal and river edges, generating strong sedimentation processes that are causing a reduction in mangrove cover.

Given that one of the indicators that captured the most variability in the vulnerability and risk analyses for the Colombian Pacific was the change in mangrove cover due to coastline changes by 2040, the coastal edge erosion trend in the localities where the mangroves with the highest risk are located would be expected to continue or increase in the future. According to Bunting *et al.* (2022), among the natural causes of mangrove loss, coastal erosion is the most common worldwide. However, some human factors can exacerbate erosion processes in many areas, *e.g.*, the reduction or interruption of sediment supply from rivers or coastal areas. Additionally, the sea level rise caused by climate change can exacerbate coastal erosion in the littoral and lead to a retreat of the coastal edge (Giri and Long, 2016).

Interannual climatic variability, mainly associated with the El Niño Southern Oscillation (ENSO) cycle, in both its warm (El Niño) and cold (La Niña) phases, poses risks of unfavorable impacts for human and natural systems (Enfield, 2001). One example is the estuarine system, associated with large mangrove belts in the Colombian Pacific and Caribbean. According to González and Correa (2001) regarding a study in the San Juan River delta, precipitation, river discharge, and sea level rise on an interannual scale are associated with the ENSO cycle. The direct impact of these events produces significant differences between the minimum and maximum river discharges, and it causes regional sea level variations, with marked effects on the coastline of the delta (Restrepo and Kjerfve, 2000; Restrepo *et al.*, 2002). Sea level increases, according to Morton *et al.* (2000), could have been the cause for the flooding of El Choncho barrier island in 1998 and for the strong coastal erosion process that led to the retreat of the coastline, destroying natural coastal protection structures such as mangroves. However, it should be considered that the two ENSO phases (El Niño/La Niña) can affect mangroves differentially. During an El Niño event with scarce rainfall, high salinity and low freshwater inputs from rivers and rain can cause the loss of significant mangrove areas, particularly with areas of restricted tides and/or in dry regions (Hickey *et al.*, 2021), such as the Colombian Caribbean. On the other hand, during a La Niña event with a significant increase in rainfall, a greater contribution of freshwater and sediments can favor



genera variaciones regionales en el nivel del mar con marcados efectos en la línea de costa del delta (Restrepo y Kjerfve, 2000; Restrepo *et al.*, 2002). Los incrementos del nivel del mar, según Morton *et al.* (2000), pudieron ser la causa de la inundación de la isla de barrera de El Choncho durante 1998 y del fuerte proceso de erosión costera que causó un retroceso de la línea de costa, destruyendo estructuras de protección costera naturales como los manglares. Sin embargo, se debe considerar que las dos fases del ENOS (El Niño/La Niña) pueden afectar de manera diferencial a los manglares. Durante un evento El Niño, con escasas precipitaciones, la alta salinidad y los bajos aportes de agua dulce provenientes de los ríos y la lluvia, pueden provocar la pérdida de importantes áreas de manglar, particularmente en áreas de mareas restringidas y/o regiones secas (Hickey *et al.*, 2021), como el Caribe de Colombia. De otro lado, durante un evento La Niña, con un fuerte incremento en las precipitaciones, un mayor aporte de agua dulce y sedimentos puede favorecer el incremento de las coberturas. No obstante, una mayor cantidad de agua puede provocar una inundación excesiva de los manglares, lo que podría tener efectos similares a los de la inmersión en condiciones de aumento en el nivel del mar a largo plazo y conducir a la pérdida de las coberturas de manglar (Pelckmans *et al.*, 2024).

Los bosques de manglar no solamente están amenazados por factores climáticos sino también antropogénicos, lo cual fue evidente en el gran aporte a la variabilidad del conjunto de datos del índice de Huella humana para el Caribe de Colombia. En la métrica del cálculo de este indicador están considerados las siguientes variables: el uso de la tierra, la densidad de la población rural, la distancia a carreteras, la distancia a asentamientos urbanos, el índice de fragmentación, el índice de biomasa en relación a la biomasa original y el tiempo de intervención (Correa *et al.*, 2020). Aunque los manglares son sistemas dinámicos, lo cual se refleja en sus procesos de pérdidas y ganancias, en las últimas décadas las pérdidas generadas por factores antropogénicos han incrementado significativamente, y el Caribe y el Pacífico de Colombia no son la excepción. A esta fuerte presión antrópica se le deben sumar las presiones asociadas al cambio climático, ya que en el futuro cercano estas exacerbarán las presiones actuales lo que se constituirá como una fuerte amenaza para los ecosistemas de manglar (Giri *et al.*, 2011).

Garcés-Ordoñez *et al.* (2023) encontraron para la ciénaga de Mallorquín, en el Caribe de Colombia, que los principales factores de degradación de los manglares son los vertidos de aguas residuales, vertederos de basura no regulados, la tala de manglares y expansión urbana. Esos vertimientos

the increase in cover. Nevertheless, a greater amount of water can cause the excessive flooding of mangroves, which could have effects similar to those of immersion under conditions of long-term sea level rise and lead to the loss of mangrove cover (Pelckmans *et al.*, 2024).

Mangrove forests are threatened not only by climatic factors, but also by anthropogenic ones, which was evident in their significant contribution to the variability of the dataset of the human footprint index for the Colombian Caribbean. In the metric of this indicator's calculation, the following variables are considered: land use, rural population density, distance to roads, distance to urban settlements, the fragmentation index, the biomass index relative to the original biomass, and time of intervention (Correa *et al.*, 2020). Although mangroves are dynamic systems, which is reflected in their loss and gain processes, in recent decades, the losses caused by anthropogenic factors have significantly increased, and the Colombian Caribbean and Pacific are no exception. To this strong anthropogenic pressure, the pressures associated with climate change must be added, as they will exacerbate current pressures in the near future, constituting a significant threat to mangrove ecosystems (Giri *et al.*, 2011).

Garcés-Ordoñez *et al.* (2023) found that, in the Mallorquín ciénaga in the Colombian Caribbean, the main mangrove degradation factors are the discharge of wastewater, unregulated garbage dumps, mangrove cutting, and urban expansion. Said discharges are impacting water and soil quality, while cutting and urban expansion have caused significant changes in the ecosystem, critically impacting the integrity of water, soil, and forests. Urban expansion is a threat that is particularly observed in the Caribbean, as it is the more developed of the two coasts of Colombia and boasts a greater number of population centers and inhabitants. For example, the most populous city in the Colombian Caribbean is Barranquilla, with an urban area of 154 km<sup>2</sup> and a population of 1.3 million, whereas Buenaventura, the main city on the Pacific coast, has an urban area of only 21.6 km<sup>2</sup> and a population of 323 000 (<https://www.dane.gov.co>). Urban expansion, along with the expansion of agricultural, livestock, and industrial frontiers in coastal areas, constitutes a serious threat to sensitive ecosystems like mangroves, as it not only implies a change in land use with consequent biodiversity degradation, but also occupies the areas that mangroves would require to expand in response to coastline changes and sea-level rises. According to Murillo-Sandoval *et al.* (2022), the transition



están impactando la calidad del agua y del suelo, mientras la tala y la expansión urbana han causado cambios significativos en el ecosistema, impactando críticamente la integridad del agua, el suelo y los bosques. La expansión urbana es una amenaza que se observa principalmente en el Caribe, debido a que, entre las dos costas de Colombia, es esta la más desarrollada y la que cuenta con un mayor número de centros poblados y de habitantes. Por ejemplo, la ciudad más poblada del Caribe de Colombia es Barranquilla con un área urbana de 154 km<sup>2</sup> y una población de 1.3 millones de habitantes, mientras que Buenaventura que es la principal ciudad del Pacífico cuenta apenas con un área urbana de 21.6 km<sup>2</sup> y una población de 323 000 habitantes (<https://www.dane.gov.co>). La expansión urbana junto con la de la frontera agrícola y agropecuaria e industrial en las zonas costeras, es una seria amenaza para ecosistemas tan sensibles como los manglares, ya que no solamente implica un cambio en el uso del suelo con una consecuente degradación de la biodiversidad, sino que también ocupa áreas que los manglares requerirían para su expansión ante cambios en la línea de costa e incrementos en el nivel del mar. De acuerdo con Murillo-Sandoval *et al.* (2022), la transición de manglares densos a otros tipos de vegetación, es la conversión más significativa que ha afectado las coberturas de manglares en Colombia.

Aunque en el Pacífico de Colombia, el índice de huella humana no fue uno de los principales indicadores que explicó el índice de riesgo, las actividades humanas como la minería de oro, la tala y la expansión del cultivo de coca, pueden afectar gravemente las coberturas de manglares. Según Kjerfve *et al.* (2001), es claro que los impactos antropogénicos asociados con el desarrollo costero tienen un importante efecto sinérgico para amplificar los impactos del cambio climático, principalmente los relacionados con la erosión costera. Como resultado de estas perturbaciones, las zonas estuarinas que, por ser un ecotono, albergan una gran diversidad, pueden llegar a experimentar notables cambios ecológicos.

Un aspecto importante transversal al riesgo climático de los manglares de Colombia está relacionado con la mitigación. Como todos los sistemas vegetales de la tierra, los manglares capturan carbono de la atmósfera y lo almacenan en la biomasa aérea (hojas, troncos y raíces) y en el suelo (carbono azul). Adicionalmente, las raíces del suelo pueden atrapar materia orgánica suspendida en el agua durante los flujos mareales, por lo que la cantidad de carbono almacenada en los ecosistemas de manglar puede ser hasta cuatro veces mayor a la que almacenan otros bosques, lo que hace de ellos aliados indispensables en la meta de lograr un mundo

from dense mangroves to other types of vegetation is the most significant conversion that has affected mangrove cover in Colombia.

Although, in the Colombian Pacific, the human footprint index was not one of the main indicators that explained the risk index, human activities such as gold mining, logging, and the expansion of coca cultivation can severely affect mangrove cover. According to Kjerfve *et al.* (2001), it is clear that anthropogenic impacts associated with coastal development have a significant synergistic effect on amplifying the impacts of climate change, mainly those related to coastal erosion. As a result of these disturbances, estuarine zones, which, being an ecotone, host a great diversity, can experience notable ecological changes.

A critical transversal aspect regarding the climate risk in Colombia's mangroves has to do with mitigation. Like all plant systems on Earth, mangroves capture carbon from the atmosphere and store it in aerial biomass (leaves, trunks, and roots) and in the soil (blue carbon). Additionally, soil roots can trap organic matter suspended in the water during tidal flows, which is why the amount of carbon stored in mangrove ecosystems can be up to four times greater than that stored by other forests, making them indispensable allies in the goal of achieving a carbon-neutral world (Lovelock and Reef, 2020). Globally, mangroves store approximately 6.23 ( $\pm 2.3$ ) gigatons of carbon, equivalent to 22.86 gigatons of CO<sub>2</sub>, and 87 % of this amount is found in the soil. At a global level, five countries hold 50 % of the total carbon stored in mangroves: Indonesia, Brazil, Nigeria, Australia, and Mexico. Colombia is in a second group with the Philippines and Madagascar, which, despite not having the largest mangrove extents, do have significant carbon concentrations (Leal and Spalding, 2022), in addition to the tallest mangroves in the world (Simard *et al.*, 2023). As for mitigation, the climate implications of mangrove loss, primarily in the long term, include a reduction in carbon storage in vegetation and soils (Macreadie *et al.*, 2021), as well as a reduction in the capacity to sequester carbon through photosynthesis and in the capture of material transported by rivers and coastal currents (Li *et al.*, 2018). An increase in CO<sub>2</sub> levels can generate greater photosynthetic activity and, therefore, an increase in mangrove growth rates (Lovelock, *et al.*, 2016). However, it has been found that this relationship occurs only at low salinities (Ball *et al.*, 1997), and thus a world enriched with CO<sub>2</sub> will not necessarily lead to mangrove cover growth. Therefore, it is necessary for these large amounts of carbon stored in mangroves

neutro en emisiones de carbono (Lovelock y Reef, 2020). Los manglares almacenan a nivel global 6.23 ( $\pm$  2.3) gigatoneladas de carbono, equivalentes a 22.86 gigatoneladas de CO<sub>2</sub> y 87 % de esa cantidad se encuentra en el suelo. A nivel global, cinco países mantienen 50 % del carbono total almacenado en los manglares. Estos son Indonesia, Brasil, Nigeria, Australia y México. Colombia se encuentra en un segundo grupo junto con Filipinas y Madagascar, que, a pesar de no tener las más grandes extensiones de manglar, si cuentan con importantes concentraciones de carbono (Leal y Spalding, 2022), además de tener los manglares más altos del mundo (Simard *et al.*, 2023). En relación a la mitigación, las implicaciones climáticas de la pérdida de manglar, principalmente a largo plazo, incluyen una reducción del almacenamiento de carbono en la vegetación y los suelos (Macreadie *et al.*, 2021) y una reducción en la capacidad para secuestrar carbono a través de la fotosíntesis y en la captura de material transportado por ríos y corrientes costeras (Li *et al.*, 2018). En cuanto al CO<sub>2</sub>, un incremento en sus niveles, puede generar una mayor actividad fotosintética y por lo tanto un incremento en las tasas de crecimiento del manglar (Lovelock, *et al.*, 2016). Sin embargo, se ha encontrado que esta relación ocurre solamente en bajas salinidades (Ball *et al.*, 1997), y así un mundo enriquecido con CO<sub>2</sub> no necesariamente generará un crecimiento de las coberturas de manglar. Por lo tanto, es necesario que estas grandes cantidades de carbono almacenadas en los manglares sean conservadas, de manera que se evite potenciales futuras emisiones de CO<sub>2</sub>, debido a la degradación del ecosistema o su desaparición. Para asegurar la sostenibilidad de los manglares será necesario realizar grandes esfuerzos para detener las pérdidas en las coberturas, restaurar las que tengan algún grado de deterioro e incrementar su protección. Retornar las áreas restaurables puede soportar el secuestro de carbono y asegurar el mantenimiento de importantes cantidades de carbono almacenados en la biomasa área y en el suelo.

## CONCLUSIONES

La estimación del riesgo climático para los socioecosistemas de manglar en Colombia, lo cual ha sido uno de los enfoques de este trabajo, facilita la identificación de las estrategias de adaptación y los sitios donde es urgente implementarlas, de manera que se pueda reducir el riesgo por cambio climático (IPCC, 2022). En el largo plazo la reducción de emisiones puede contribuir en algunos casos a disminuir los eventos climáticos extremos, pero dado que el cambio climático es un fenómeno global, esta reducción a escala local tendría una contribución poco significativa para

to be conserved, in order to prevent potential future CO<sub>2</sub> emissions due to ecosystem degradation or disappearance. To ensure the sustainability of mangroves, significant efforts will be necessary to stop cover losses, restore those with some degree of deterioration, and increase their protection. Recovering restorable areas can support carbon sequestration and ensure the maintenance of significant amounts of carbon stored in aerial biomass and in the soil.

## CONCLUSIONS

The assessment of climate risk for mangrove socioecosystems in Colombia, one of the focus points of this work, facilitates the identification of adaptation strategies and of the places where it is critical to implement them, in order to be able to reduce the risks associated with climate change (IPCC, 2022). In the long term, decreasing emissions can contribute, in some cases, to reducing extreme climatic events. However, given that climate change is a global phenomenon, this reduction, on the local scale, would make a contribution of little significance to reducing the risk due to climate change in the territory. Therefore, adaptation alternatives leading to risk reduction must be based on diminishing mangrove vulnerability and risk. They should place a special focus on Caribbean coastal mangroves, mainly those in the central area of the littoral in the department of Atlántico, as they reported the highest vulnerability and risk indices.

The reduction of risks and vulnerability may encompass a broad spectrum of actions that vary as needed, but it should generally be in line with the socioeconomic and sectorial development agenda of the country, some of these measures may be specific, *e.g.*, education regarding the risk due to climate change and its relationship with the risk of local climatic disasters or the improvement of early warning and response systems in the face of extreme climate events, or they could be as general as the implementation of restoration programs. The important thing is that the management of the risk due to climate change should be focused on reducing risk and vulnerability, as well as on increasing mangrove resilience against potential adverse impacts. Colombia harbors the greatest relatively intact mangrove extensions in the western hemisphere, and, for their conservation, constant monitoring is required in order to support management strategies considering hydrological, climatic, and socioeconomic factors. In this sense, these results constitute an input for climate management in the mangroves of Colombia, and they shall contribute to

la reducción del riesgo por cambio climático en ese territorio. Por lo tanto, las alternativas de adaptación conducentes a la reducción del riesgo deben estar basadas en la disminución de la vulnerabilidad y el riesgo de los manglares. Deben ser de especial atención los manglares de la costa Caribe, principalmente los del área centro del litoral en el departamento de Atlántico, debido a que presentaron los más altos índices de vulnerabilidad y riesgo.

La reducción de los riesgos y la vulnerabilidad puede abarcar un amplio espectro de acciones que varían según el caso, pero en general deben ser coincidentes con la agenda del desarrollo socioeconómico y sectorial del país. Algunas pueden ser específicas, como por ejemplo la educación sobre el riesgo por cambio climático y su relación con los riesgos de desastres climáticos locales, o la mejora de los sistemas de alerta temprana y respuesta a los eventos climáticos extremos, o tan generales como la implementación de programas de restauración. Lo importante es que la gestión del riesgo por cambio climático y la adaptación al cambio climático se debe centrar en la reducción del riesgo y la vulnerabilidad, y en aumentar la resiliencia de los manglares a sus potenciales impactos adversos. Colombia cuenta con las más grandes extensiones de manglar relativamente intactas del hemisferio occidental y para su conservación se requiere un seguimiento constante para apoyar estrategias de gestión que consideren factores hidrológicos, climáticos, y socioeconómicos. En este sentido, estos resultados son un insumo para la gestión climática de los manglares en Colombia y contribuirán al Programa Nacional de Manglares. Asimismo, podrán contribuir al Plan Nacional de Restauración de Manglares, la Contribución Nacionalmente Determinada de Colombia (NDC), la Estrategia Climática de Largo Plazo de Colombia E2050 y los Planes Territoriales de Adaptación al Cambio Climático de los departamentos y municipios.

## AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al equipo de conservación y gobernanza de WWF Colombia, en especial a María Campo, Jairo Gamboa y César Suárez, por su participación en el proceso de priorización de indicadores. A los asistentes del Taller de Manglares del XIX Seminario Nacional de Ciencias y Tecnologías del Mar Senalmar 2022, por sus valiosos aportes para mejorar los análisis. Estos resultados son parte del proyecto “Manglares para la Comunidad y el Clima”, financiado por la Fundación Bezos y ejecutado por WWF Colombia.

the National Mangrove Program. Likewise, they will be able to contribute to the National Mangrove Restoration Program, to the Nationally Determined Contribution (NDC) of Colombia, to the E2050 Long-Term Climate Strategy of Colombia, and to the departments and municipalities’ Territorial Plans of Adaptation to Climate Change.

## ACKNOWLEDGMENTS

The authors would like to thank the conservation and governance team of WWF Colombia, especially María Campo, Jairo Gamboa, and César Suárez, for their participation in the indicator prioritization process. They also thank the attendees of the Mangrove Workshop at the XIX National Seminar on Sciences and Technologies of the Sea (Senalmar 2022) for their valuable contributions to improving the analyses. These results are part of the project titled Mangroves for the community and climate, funded by the Bezos Earth Foundation and executed by WWF Colombia.

## BIBLIOGRAFÍA / LITERATURE CITED

- Áhlén, I., G. Vigouroux, G. Destouni, J. Pietroni, N. Ghajarnia, J. Anaya, J. Blanco, S. Borja, S. Chalov, K. P. Chun, N. Clerici, A. Desormeaux, P. Girard, O. Gorelits, A. Hansen, F. Jaramillo, Z. Kalantari, A. Labbaci, L. Licero-Villanueva, J. Livsey, G. Maneas, K.L. McCurley Pisarello, D. Moshir Pahlani, S. Palomino-Ángel, R. Price, C. Ricaurte-Villota, L. Fernanda Ricaurte, V. H. Rivera-Monroy, A. Rodríguez, E. Rodríguez, J. Salgado, B. Sannel, S. Seifollahi-Aghmiuni, M. Simard, Y. Sjöberg, P. Terskii, J. Thorslund, D.A. Zamora and J. Jarsjö. 2021. Hydro-climatic changes of wetlandscapes across the world. *Sci. Rep.*, 11, 2754. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-81137-3>
- Alongi, D. 2015. The impact of climate change on mangrove forests. *Curr. Clim. Change Rep.*, 1: 30–39. <https://doi.org/10.1007/s40641-015-0002-x>
- Andrews, T.J., B.F. Clough and G.J. Muller. 1984. Photosynthetic gas exchange and carbon isotope ratios of some mangroves in North Queensland. In: Teas, H.J. (Ed). *Physiology and management of mangroves. Tasks for vegetation science*, vol. 9. Springer, Dordrecht. [https://doi.org/10.1007/978-94-009-6572-0\\_2](https://doi.org/10.1007/978-94-009-6572-0_2)
- Arias, P., G. Ortega, L.D. Villegas and A. Martínez. 2021. Colombian climatology in CMIP5/CMIP6 models: Persistent biases and improvements. *Rev. Fac. Ing. Univ. Antioquia*, 100: 75-96. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=43068102007>
- Armentano, T.V., R.F. Doren, W.J. Platt and T. Mullins. 1995. Effects of hurricane Andrew on coastal and interior forests of southern Florida: Overview and synthesis. *J. Coast. Res., Spec. Iss.*, 21: 111-114. <http://www.jstor.org/stable/25736004>
- Ball, M.C., M.J. Cochrane and H.M. Rawson. 1997. Growth and water use of the mangroves *Rhizophora apiculata* and *R. stylosa* in response to salinity and humidity under ambient and elevated concentrations of atmospheric CO<sub>2</sub>. *Plant Cell Environ.*, 20: 1158-1166. <https://doi.org/10.1046/j.1365-3040.1997.d01-144.x>
- Blanco-Libreros, J.F. and K. Ramírez-Ruiz. 2021. Threatened mangroves in the Anthropocene: habitat fragmentation in urban coastscapes of *Pelliciera* spp. (Tetrameristaceae) in northern South America. *Front. Mar. Sci.* 8:670354. <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.670354>
- Botero, L. and H. Salzwedel. 1999. Rehabilitation of the Ciénaga Grande de Santa Marta, a mangrove-estuarine system in the Caribbean coast of Colombia. *Ocean Coast. Manag.*, 42(2–4): 243-256. [https://doi.org/10.1016/S0964-5691\(98\)00056-8](https://doi.org/10.1016/S0964-5691(98)00056-8)
- Bunting, P., A. Rosenqvist, L. Hilarides, R.M. Lucas, N. Thomas, T. Tadono, T.A. Worthington, M. Spalding, N.J. Murray and L. M. Rebelo. 2022. Global mangrove extent change 1996–2020: Global Mangrove Watch Version 3.0. *Remote Sens.*, 14: 3657. <https://doi.org/10.3390/rs14153657>
- Carpenter, S.R., B.H. Walker, J.M. Anderies and N. Abel. 2001. From metaphor to measurement: resilience of what to what? *Ecosystems*, 4: 765-781. <https://doi.org/10.1007/s10021-001-0045-9>
- Castellanos, G., E. Casella, H. Tavera, L.A. Zapata and M. Simard. 2021. Structural characteristics of the tallest mangrove forests of the American continent: A comparison of ground-based, drone and radar measurements. *Front. For. Glob. Change*, 4: 732468. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2021.732468>
- Church, J., J. Hunter, K. McInnes and N. White. 2004. Sea level rise and the frequency of extreme events around the Australian coastline. In *Coast to Coast '04 – Conf. Proc., Australia's Nat. Coast. Conf., Hobart, 19-23 April 2004*. 8 p.
- Correa, C.A., A. Etter, J. Díaz-Timte, S. Rodríguez, W. Ramírez and G. Corzo. 2020. Spatiotemporal evaluation of the human footprint in Colombia: Four decades of anthropic impact in highly biodiverse ecosystems. *Ecol. Indic.*, 117: 106630. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106630>
- Dahdouh-Guebas, F., J. Hugé, G.M.O. Abuchahla, S. Cannicci, L.P. Jayatissa, J.G. Kairo, S.K. Arachchilage, N. Koedam, T.W.G.F. Mafaziya, N. Mukherjee, M. Poti, N. Prabakaran, H.A. Ratsimbazafy, B. Satyanarayana, M. Thavanayagam, K.V. Velde and D. Wodehouse, 2021. Reconciling nature, people and policy in the mangrove social-ecological system through the adaptive cycle heuristic. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 248: 106942. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2020.106942>
- Duke, N.C., J.M. Kovacs, A.D. Griffiths, L. Preece, D.J.E Hill, P. Oosterzee, J. Mackenzie, H.S Morning and D. Burrows. 2017. Largescale dieback of mangroves in Australia's Gulf of Carpentaria: A severe ecosystem response, coincidental with an unusually extreme weather event. *Mar. Freshw. Res.*, 678: 1816–1829. <https://doi.org/10.1071/mf16322>
- Ellison, J. 2010. Vulnerability of Fiji's mangroves and associated coral reefs to climate change. A Review. Suva, Fiji, WWF South Pacific Office, 50 p. [https://awsassets.panda.org/downloads/review\\_of\\_fiji\\_s\\_mangroves\\_web\\_version.pdf](https://awsassets.panda.org/downloads/review_of_fiji_s_mangroves_web_version.pdf)
- Ellison, J.C. and D.R. Stoddart. 1991. Mangrove ecosystem collapse during predicted sea-level rise: Holocene analogues and implications. *J. Coast. Res.*, 7: 151-165. <https://journals.flvc.org/jcr/article/view/78431>
- Emery, W. J. and R.E. Thompson. 2014. *Data analysis methods in physical oceanography*. 3rd Edition. Amsterdam: Elsevier.
- Enfield, D.B. 2001. Evolution and historical perspective of the 1997–1998 El Niño–Southern Oscillation Event. *Bull. Mar. Sci.*, 69(1): 7-25. <https://www.ingentaconnect.com/contentone/umrsmas/bullmar/2001/00000069/00000001/art00003#>
- Fick, S.E. and R.J. Hijmans. 2017. WorldClim 2: new 1km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *Internat. J. Climat.*, 37(12): 4302-4315. <https://doi.org/10.1002/joc.5086>
- Field, C.D. 1995. Impacts of expected climate change on mangroves. *Hydrobiologia*, 295(1-3): 75-81. <https://doi.org/10.1007/BF00029113>
- Fiedler, P. and L. Talley. 2006. Hydrography of the eastern tropical Pacific: A review. *Prog. Ocean.*, 69: 143-180. <https://doi.org/10.1016/j.poccean.2006.03.008>
- Garcés-Ordóñez, O. y M. Bayona. 2019. Impactos de la contaminación por basura marina en el ecosistema de manglar de la Ciénaga Grande de Santa Marta Caribe colombiano. *Rev. Mar. Cost.*, 11(2): 145–165. <https://doi.org/10.15359/revmar.11-2.8>
- Garcés-Ordóñez, O., J.F. Saldarriaga-Vélez and L.F. Espinosa-Díaz. 2021. Marine litter pollution in mangrove forests from Providencia and Santa Catalina islands, after Hurricane IOTA path in the Colombian Caribbean. *Mar. Poll. Bull.*, 168: 112471. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112471>
- Garcés-Ordóñez, O., M. Ríos Mármol, L.J. Vivas-Aguas, L.F. Espinosa-Díaz, D. Romero-D' Achiardi and M. Canals. 2023. Degradation factors and their environmental impacts on the mangrove ecosystem of the Mallorquin Lagoon, Colombian Caribbean. *Wetlands*, 43: 85. <https://doi.org/10.1007/s13157-023-01731-1>





- Gilman, E., H. Van Lavieren, J. Ellison, V. Jungblut, E. Adler, L. Wilson, F. Areki, G. Brighthouse, J. Bungitak, E. Dus, M. Henry, M. Kilman, E. Matthews, I. Sauni Jr., N. Teariki-Ruatu, S. Tukia and K. Yuknavage. 2006. Pacific island mangroves in a changing climate and rising sea. Unep Regional Seas Reports and Studies No. 179. Nairobi, Kenya. <https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/11812/rsrs179.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Giri, C. and J. Long. 2016. Is the geographic range of mangrove forests in the conterminous United States really expanding? *Sensors*, 16(12): 2010. <https://doi.org/10.3390/s16122010>
- Giri, C., E. Ochieng, L.L. Tieszen, Z. Shu, A. Singh, T. Loveland, J. Masek and N. Duke. 2011. Status and distribution of mangrove forests of the world using earth observation satellite data. *Global Ecol. Biogeogr.*, 20: 154-159. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2010.00584.x>
- González J.L. and I.D. Correa. 2001. Late Holocene evidence of coseismic subsidence on the San Juan Delta, Pacific coast of Colombia. *J. Coast. Res.*, 17(2): 459-467. <http://www.jstor.org/stable/4300196>
- Hickey, S.M., B. Radford, J.N. Callow, S.R. Phinn, C.M. Duarte and C.E. Lovelock. 2021. ENSO feedback drives variations in dieback at a marginal mangrove site. *Sci. Rep.*, 11: 8130. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-87341-5>
- Ideam. 2019. Estudio nacional del agua 2018. Bogotá. 452 p.
- Ideam, PNUD, MADS, DNP, Cancillería. 2017. Tercera comunicación nacional de Colombia a la Convención Marco De Las Naciones Unidas Sobre Cambio Climático (CMNUCC). Bogotá.
- Invemar. 2000. Monitoreo de las condiciones ambientales y los cambios estructurales y funcionales de las comunidades vegetales y de recursos pesqueros durante la rehabilitación de la Ciénaga Grande de Santa Marta: Un enfoque de manejo adaptativo. Inf. Téc. Final 2001. Min. Medio Amb.–Banco Interam. Des.–Invemar, Santa Marta.
- Invemar. 2013. Informe del estado de los ambientes y recursos marinos y costeros en Colombia: Año 2012. Ser. Publ. Per., 8.
- Invemar. 2017. Elaboración del análisis de vulnerabilidad marino costera e insular ante el cambio climático para el país. Inf. Téc. Final – 001. 256 p. [https://alfresco.invemar.org.co/share/s/JtV002-EQ4KQUxh4\\_4S81w](https://alfresco.invemar.org.co/share/s/JtV002-EQ4KQUxh4_4S81w)
- Invemar. 2018. Monitoreo de las condiciones ambientales y los cambios estructurales y funcionales de las comunidades vegetales y de los recursos pesqueros durante la rehabilitación de la Ciénaga Grande de Santa Marta. Inf. Téc. Final 2018, Vol. 17. Santa Marta. 178 p.
- Invemar. 2021. Informe del estado de los ambientes y recursos marinos y costeros en Colombia, 2020. Ser. Publ. Per., 3. <https://www.invemar.org.co/documents/10182/0/Informe+del+estado+de+los+ambientes+marinos+y+costeros+2020/2bc6da3c-71ae-4271-a9a9-38130e8c7951>
- IPCC. 2014. Climate Change 2014: Synthesis Report. Contr. Working Groups I, II and III, Fifth Assess. Rep. Intergov. Panel Clim. Change. Pachauri, R.K. and L.A. Meyer (Eds) IPCC, Geneva. 151 p. <https://www.ipcc.ch/report/ar5/syr>
- IPCC. 2022. Climate change 2022: Impacts, adaptation and vulnerability. Contr. Working Group II, Sixth Assess. Rep. Intergov. Panel Clim. Change. Pörtner, H.-O., D.C. Roberts, M. Tignor, E.S. Poloczanska, K. Mintenbeck, A. Alegria, M. Craig, S. Langsdorf, S. Löschke, V. Möller, A. Okem, B. Rama (Eds). Cambridge Univ.. Cambridge, UK. 3056 p. <https://doi.org/10.1017/9781009325844>
- Jaramillo, F., L. Licero, I. Ahlen, S. Manzoni, J.A. Rodríguez-Rodríguez, A. Guittard, A. Hylin, J. Bolaños, J. Jawitz, S. Wdowinski, O. Martínez and L.F. Espinosa. 2018. Effects of hydroclimatic change and rehabilitation activities on salinity and mangroves in the Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia. *Wetlands*, 38: 55–767. <https://doi.org/10.1007/s13157-018-1024-7>
- Kjerfve, B., U. Seeliger and L.D. De Lacerda. 2001. A summary of natural and human-induced variables in coastal marine ecosystems of Latin America. In: Seeliger, U. and B. Kjerfve (Eds). *Coastal marine ecosystems of Latin America*. Ecol. Stud., 144. Springer, Berlin, [https://doi.org/10.1007/978-3-662-04482-7\\_24](https://doi.org/10.1007/978-3-662-04482-7_24)
- Larkin, N.K. and D.E. Harrison. 2005. Global seasonal temperature and precipitation anomalies during El Niño autumn and winter. *Geophys. Res. Lett.*, 32: L13705. <https://doi.org/10.1029/2005GL022860>
- Leal, M. and M. Spalding (Eds). 2022. The state of the world's mangroves 2022. Global Mangrove Alliance.
- Legendre, P. and L. Legendre. 1998. Numerical ecology. Second Edition. Elsevier, Amsterdam.
- Li, S., P. Chen, J. Huang, M. Hsueh, L. Hsieh, C. Lee and H. Lin. 2018. Factors regulating carbon sinks in mangrove ecosystems. *Glob. Chang. Biol.*, 24: 4195–4210. <https://doi.org/10.1111/gcb.14322>
- Lovelock, C. and R. Reef. 2020. Variable impacts of climate change on blue carbon. *One Earth*, 3: 195-211. <https://doi.org/10.1016/j.oneear.2020.07.010>
- Lovelock, C., K. Krauss, M. Osland, R. Reef and M. Ball. 2016. The physiology of mangrove trees with changing climate. In: Goldstein, G. and L. Santiago (Eds). *Tropical tree physiology*. Vol. 6. Springer, Cham. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-27422-5\\_7](https://doi.org/10.1007/978-3-319-27422-5_7)
- Macreadie, P.I., M.D.P. Costa, T.B. Atwood, D.A. Friess, J.J. Kelleway, H. Kennedy, C.E. Lovelock, O. Serrano and C.M. Duarte. 2021. Blue carbon as a natural climate solution. *Nat. Rev. Earth Environ.*, 2: 826–839. <https://doi.org/10.1038/s43017-021-00224-1>
- McKee, K. and W.C. Vervaeke. 2018. Will fluctuations in salt marsh–mangrove dominance alter vulnerability of a subtropical wetland to sea-level rise?. *Glob. Change Biol.*, 24: 1224–1238. <https://doi.org/10.1111/gcb.13945>
- McKee, K.L., K.W. Krauss and D.R. Cahoon. 2021. Does geomorphology determine vulnerability of mangrove coasts to sea-level rise? In: Sidik, F. and D.A. Fries (Eds). *Dynamic sedimentary environments of mangrove coasts*. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-816437-2.00005-7>
- McLeod, E. and R. Salm. 2006. Managing mangroves for resilience to climate change. IUCN, Gland, Switzerland. 64 p. <https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/2006-041.pdf>
- Morton, R.A., J.L. González, G.I. López and I.D. Correa. 2000. Frequent non-storm washover of barrier islands, Pacific coast of Colombia. *J. Coast. Res.*, 16(1): 82-87. <http://www.jstor.org/stable/4300013>
- Murillo-Sandoval, P., L. Fatoyinbo and M. Simard. 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>

- Ning, Z.H., R.E. Turner, T. Doyle and K.K. Abdollahi. 2003. Integrated assessment of the climate change impacts on the Gulf Coast region. Gulf Coast Climate Change Assess. Council. (GCRCC) and Louis. State Univ. Graphic Serv. 236 p. <https://www.cakex.org/documents/integrated-assessment-climate-change-impacts-gulf-coast-region>
- Olson, D.M. and E. Dinerstein. 2002. The global 200: priority ecoregions for global conservation. *Ann. Missouri Bot. Gard.*, 89: 199–224. <https://doi.org/10.2307/3298564>
- Parques Nacionales Naturales. 2018. Actualización plan de manejo Parque Nacional Natural Sanquianga 2018-2023. Parques Nacionales Naturales de Colombia. <https://www.parquesnacionales.gov.co/wp-content/uploads/2020/10/plan-de-manejo-pnn-sanquianga.pdf>
- Pelckmans, I., J.P. Belliard, O. Gourgue, L.E. Domínguez-Granda and S. Temmerman. 2024. Mangroves as nature-based mitigation for ENSO-driven compound flood risks in a river delta. *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 28: 1463–1476. <https://doi.org/10.5194/hess-28-1463-2024>
- Perea-Ardila, M. y P. Murillo-Sandoval. 2022. La ganancia de manglar y sus implicaciones en el reservorio de carbono del Parque Nacional Natural Sanquianga en Colombia. *Ecosistemas*, 31(3): 2386. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2386>
- Poveda, G. and O.J. Mesa. 2000. On the existence of Lloró (the rainiest locality on Earth): enhanced ocean-atmosphere-land interaction by a low-level jet. *Geophys. Res. Lett.*, 27: 1675–1678. <https://doi.org/10.1029/1999GL006091>
- Poveda, G., P. Waylen and R. Pulwarty. 2006. Annual and inter-annual variability of the present climate in northern South America and southern Mesoamerica. *Palaeogeogr. Palaeoclimatol. Pal.*, 234: 3–27. <https://doi.org/10.1016/j.palaeo.2005.10.031>
- Poveda, G., J. Vélez, O.J. Mesa, A. Cuartas, J. Barco, R. Mantilla, J.F. Mejía, C. Hoyos, J. Ramírez, L. Ceballos, M. Zuluaga, P. Arias, B. Botero, M. Montoya, J.D. Giraldo and D. Quevedo. 2007. Linking long-term water balances and statistical scaling to estimate river flows along the drainage network of Colombia. *J. Hyd. Eng.* 12:4–13. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)1084-0699\(2007\)12:1\(4\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)1084-0699(2007)12:1(4))
- Restrepo, J.D. and A. Kettner. 2012. Human induced discharge diversion in a tropical delta and its environmental implications: The Patía River, Colombia. *J. Hydrol.*, 424–425: 124–142. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.12.037>
- Restrepo, J.D. and B. Kjerfve. 2000. Water discharge and sediment load from the western slopes of the Colombian Andes with focus on Rio San Juan. *J. Geol.*, 108(1): 17–33. <https://doi.org/10.1086/314390>
- Restrepo, J.D., B. Kjerfve, I.D. Correa and J. González. 2002. Morphodynamics of a high discharge tropical delta, San Juan River, Pacific coast of Colombia. *Mar. Geol.*, 192(4): 355–381. [https://doi.org/10.1016/S0025-3227\(02\)00579-0](https://doi.org/10.1016/S0025-3227(02)00579-0)
- Rodríguez-Rodríguez, J.A., P.C. Sierra-Correa, M.C. Gómez-Cubillos and L.V. Villanueva. 2018. Mangroves of Colombia. In: Finlayson, C., G. Milton, R. Prentice and N. Davidson (Eds). *The wetland book*. Springer, Dordrecht. [https://doi.org/10.1007/978-94-007-4001-3\\_280](https://doi.org/10.1007/978-94-007-4001-3_280)
- Sandilyan, S. and K. Kathiresan. 2012. Mangrove conservation: A global perspective. *Biodivers. Conserv.*, 21: 3523–3542. <https://doi.org/10.1007/s10531-012-0388-x>
- Simard, M., T. Fatoyinbo, C. Smetanka, V.H. Rivera-Monroy, E. Castaneda, N. Thomas and T. Van der stocken. 2019. Global mangrove distribution, aboveground biomass, and canopy height. ORNL DAAC, Oak Ridge, USA. <https://doi.org/10.3334/ORNLDAAC/1665>
- Simard, M., T. Fatoyinbo, N. Thomas, A. Stovall, A. Parra, M.W. Denbina and I. Hajnsek. 2023. A global map of mangrove canopy height with a spatial resolution of 12-meters. ORNL DAAC, Oak Ridge, USA. <https://doi.org/10.3334/ORNLDAAC/2251>
- Snedaker, S.C. 1995. Mangroves and climate change in the Florida and Caribbean region: scenarios and hypotheses. *Hydrobiologia*, 295: 43–49. <https://doi.org/10.1007/BF00029109>
- Spalding, M. D., H.E. Fox, G.R. Allen, N. Davidson, Z.A. Ferdaña, M. Finlayson, B.S. Halpern, M.A. Jorge, A. Lombana, S.A. Lourie, K.D. Martin, E. McManus, J. Molnar, C.A. Recchia and J. Robertson. 2007. Marine ecoregions of the world: a bioregionalization of coastal and shelf areas. *Bioscience*, 57: 573–583. <https://doi.org/10.1641/B570707>
- Spalding, M., A. McIvor, F.H. Tonneijck, S. Tol and P. van Eijk. 2014. Mangroves for coastal defence. Guidelines for coastal managers & policy makers. Wetlands International, The Nature Conservancy. 42 p. <https://www.nature.org/media/oceansandcoasts/mangroves-for-coastal-defence.pdf>
- Trenberth, K. 2005. Uncertainty in hurricanes and global warming. *Science*, 308: 1753–1754. <https://www.science.org/doi/10.1126/science.1112551>
- Unep-Nairobi Convention/Usaid/Wiomsa. 2020. Guidelines on mangrove ecosystem restoration for the Western Indian Ocean Region. Unep, Nairobi, 71 p. <https://www.nairobiconvention.org/CHM%20Documents/WIOSAP/guidelines/GuidelinesonMangroveRestorationForTheWIO.pdf>
- UNESCO. 1992. Coastal systems studies and sustainable development. Report COMAR Inter. Scient. Conf. UNESCO, Paris, 21–25 May 1991. 276 p. <https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000112571>
- Ward, R., D. Friess, R. Day and R. Mackenzie. 2016. Impacts of climate change on mangrove ecosystems: a region by region overview. *Ecosyst. Health Sustain.*, 2(4): e01211. <https://doi.org/10.1002/ehs2.1211>
- West, R.C. 1956. Mangrove swamps of the Pacific coast of Colombia. *Ann. Assoc. Am. Geogr.*, 46: 98–121. <https://doi.org/10.1111/j.1467-8306.1956.tb01498.x>
- Worthington, T.A., D.A. Andradi-brown, R. Bhargava, C. Buelow, P. Bunting, C. Duncan, L. Fatoyinbo, D.A. Fries, L. Goldberg, L. Hilarides, D. Lagomasino, E. Landis, K. Longley-Wood, C. E. Lovelock, N. J. Murray, S. Narayan, A. Rosenqvist, M. Sievers, M. Simard, N. Thomas, P. Van Eijk, C. Zganjar and M. Spalding. 2020. Harnessing big data to support the conservation and rehabilitation of mangrove forests globally. *One Earth*, 2(5): 429–443. <https://doi.org/10.1016/j.oneear.2020.04.018>