

# Evaluación del Impacto del huracán Lorena (2019) en el manglar del Archipiélago Espíritu Santo, México mediante imágenes Sentinel-2

Daniel A. Robles-Archundia<sup>1</sup>, Juan Manuel López-Vivas<sup>1</sup>, Karla León-Cisneros<sup>1</sup>,  
Francisco Vargas-Betancourt<sup>1</sup>, María Mónica Lara-Uc<sup>1</sup>,  
José Luis Hernández-Stefanoni<sup>2</sup>, Luis Ángel Hernández-Martínez<sup>3\*</sup>

<sup>1</sup> *Departamento Académico de Ciencias Marinas y Costeras, Laboratorio de Botánica Marina, Universidad Autónoma de Baja California Sur, Boulevard Forjadores S/N, Col. Universitario, La Paz 23080, B.C.S., México.*

<sup>2</sup> *Centro de Investigación Científica de Yucatán. Chuburná de Hidalgo, Mérida, Yucatán 97205, México*

<sup>3</sup> *Campo Experimental Todos Santos del Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias (INIFAP), Calle Agricultura No. 1555, La Paz 23070, B.C.S., México.*

**Resumen:** Los manglares son ecosistemas prioritarios para la conservación. Proveen diversos servicios ecosistémicos y son clave para el ciclo vital de muchas especies. Sin embargo, se encuentran amenazados por diversas actividades productivas y por fenómenos naturales como los huracanes, que impactan las costas causando daños en la vegetación. Monitorear los efectos del impacto de huracanes en las zonas de manglar es una tarea compleja, ya que son necesarios muchos recursos para acceder a los sitios devastados y para realizar evaluaciones en grandes superficies. Por ello, los datos de sensores remotos representan herramientas con un gran potencial para el estudio de las zonas más vulnerables. El objetivo principal de este estudio fue evaluar el impacto producido por el huracán Lorena que golpeó el archipiélago de Espíritu Santo, localizado en Baja California Sur, México, en el verano del año 2019. Se utilizaron imágenes del satélite Sentinel-2 tomadas antes (09/09/2019) y después (24/09/2019) del paso del huracán, con las cuales se calcularon cuatro índices de vegetación (IV) relacionados con la actividad fotosintética y el contenido de humedad del dosel. De igual forma, se calculó  $\Delta IV$  para cada índice, que representa la reducción proporcional del valor del IV después del impacto. Los resultados generales mostraron un incremento de los valores de los cuatro IV en el área de estudio, lo cual podría explicarse por la velocidad del viento relativamente baja y el aporte de agua por la precipitación asociada al huracán Lorena. Sin embargo, los IV utilizados tuvieron una respuesta diferenciada, lo que demuestra la importancia de utilizar más de un indicador en los estudios que evalúen el impacto de fenómenos naturales en la vegetación costera.

**Palabras clave:** conservación, índices de vegetación, islas, monitoreo, percepción remota.

## Assessment of the impact of Hurricane Lorena (2019) on the mangrove forest of Espíritu Santo archipelago, Mexico using Sentinel-2 imagery

**Abstract:** Mangrove ecosystems are a priority for conservation. They provide diverse ecosystem services and are key in the life cycle of many species. However, they are threatened by various productive activities and natural phenomena such as hurricanes, which impact the coasts causing damage to the vegetation. Monitoring the effects of hurricane impact on mangroves is a complex task since many resources are needed to access the devastated sites and conduct evaluations over large areas. Therefore, remote sensing products represent tools

**To cite this article:** Robles-Archundia, D.A., López-Vivas, J.M., León-Cisneros, K., Vargas-Betancourt, F., Lara-Uc, M.M., Hernández-Martínez, L.A., Hernández-Stefanoni, J.L. 2025. Assessment of the impact of Hurricane Lorena (2019) on the mangrove forest of Espíritu Santo archipelago, Mexico using Sentinel-2 imagery. *Revista de Teledetección*, 65, 21747. <https://doi.org/10.4995/raet.2025.21747>

\* *Corresponding author:* [hernandez.luis@inifap.gob.mx](mailto:hernandez.luis@inifap.gob.mx)

with great potential to assess the most vulnerable areas. In this study, the impact of Hurricane Lorena which hit the archipelago of Espiritu Santo, BCS, in the summer of 2019 was evaluated. Two Sentinel-2 satellite images taken before (09/09/2019) and after (09/24/2019) the hurricane passed were used. Four vegetation indices (VI) related to photosynthetic activity and canopy moisture content were calculated. In addition,  $\Delta VI$  was calculated for each index, which represents the proportional reduction of the VI value after the impact. The results showed a general increase in the values of the four VI throughout the study area. The category of hurricane Lorena, which confers a lower wind speed and the precipitation associated with this meteor, could explain the increase in the values of the VI. The differentiated response among the four VI shows the importance of using more than one indicator in studies assessing the impact of natural phenomena on coastal vegetation.

**Key words:** conservation, vegetation indices, islands, monitoring, remote sensing.

---

## 1. Introducción

Los manglares son ecosistemas clave para sostener la vida en la Tierra. En ellos ocurren procesos biológicos vitales como el nacimiento, reclutamiento y migración de organismos marinos juveniles a otros ecosistemas (Alongi, 1990). Funcionan como mecanismo de protección contra la erosión del suelo y el fuerte oleaje. Además, junto con otros ecosistemas costeros, representan uno de los biomas con mayor capacidad de almacenamiento de carbono, conocido como carbono azul (CCA, 2014). La humanidad se beneficia indirectamente de estos ecosistemas a partir de las pesquerías y el turismo (Baba *et al.*, 2013), y directamente por medio de la extracción de leña, madera, miel y medicamentos (Polidoro *et al.*, 2010).

A nivel global, las principales causas de deforestación o degradación de los manglares son la expansión de las áreas dedicadas a la producción acuícola y agrícola (Green y Hartley, 2000). Sin embargo, fenómenos naturales extremos, como los huracanes, son capaces de causar daños severos a estos ecosistemas (Tri *et al.*, 1998; Woodroffe y Grime, 1999; Pailing *et al.*, 2008). Los efectos más notables son la defoliación y la caída de árboles (Salazar, 2002). No obstante, la evaluación de este tipo de impactos resulta complejo por la extensión y limitada accesibilidad a los manglares (Cao *et al.*, 2018; Giri, 2016; Kamal *et al.*, 2015). Por ello, las técnicas de teledetección han ganado terreno en las últimas décadas (Zimudzi *et al.*, 2019).

El uso de imágenes satelitales como herramientas para el monitoreo de manglares ha permitido estimar su cobertura global (Kuthadi, 2005), monitorear su extensión y dinámica a nivel nacional

(Henning, 2013; Kuenzer *et al.*, 2011) o regional (FAO, 2007; Heumann, 2011), cartografiar la composición local de especies (Giri *et al.*, 2011; Spalding *et al.*, 2010) y estimar atributos biofísicos (Kanniah *et al.*, 2015; Valiela *et al.*, 2001). De igual forma, algunos estudios han utilizado técnicas de teledetección para evaluar el impacto de los huracanes (por ejemplo, Gang *et al.*, 2020; Svejkský *et al.*, 2020; Taillie *et al.*, 2020; Vizcaya-Martínez *et al.*, 2022).

En la actualidad, las imágenes de resolución media como Landsat y Sentinel-2, se encuentran entre las más utilizadas para el estudio de los manglares (Wang *et al.*, 2018) y se ha demostrado su utilidad en la evaluación del impacto de los huracanes (Svejkský *et al.*, 2020). De igual forma, un elemento común de algunos estudios es el uso del Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI, por sus siglas en inglés; Parker *et al.*, 2017; Svejkský *et al.*, 2020; Taillie *et al.*, 2020), calculado a partir de las bandas del rojo e infrarrojo cercano (NIR), que son sensibles al nivel de actividad fotosintética del dosel y comúnmente se utilizan como indicador del área foliar. Sin embargo, el NDVI presenta problemas de saturación debido a su sensibilidad a los efectos del suelo (Rodríguez-Veiga *et al.*, 2016). Para mitigar dichos efectos se han propuesto modificaciones que sustituyen la región espectral del rojo por el borde rojo, la cual es más sensible al contenido de clorofila y agua (Marini y Santamaría, 2019). De igual forma, se ha demostrado que los IV que utilizan las bandas en la región del SWIR y del borde rojo, detectan con mayor facilidad áreas afectadas por ráfagas de viento (Stych *et al.*, 2019).

Además de las características de las bandas, debe tomarse en cuenta que existe variabilidad espectral

de las diferentes especies de mangle, la cual depende de varios factores bioquímicos y estructurales. Por ejemplo, el contenido y composición de los pigmentos fotosintéticos (clorofila-a y clorofila-b) alteran la parte visible del espectro electromagnético (400-700 nm; Flores-de Santiago *et al.*, 2013). El contenido de nitrógeno (Zhang *et al.*, 2013), el contenido de humedad y la presencia de espacios con aire dentro de las hojas pueden alterar la respuesta espectral en la región del NIR (700-1300 nm) y del SWIR (1300-2500 nm; Danson, 1995). Por ello, en este estudio el análisis de la respuesta de los IV también se realizó a nivel de especie.

La península de Baja California es una región que anualmente es impactada por los ciclones tropicales que se forman en la cuenca del Pacífico nororiental durante los meses de verano y los registros de la región señalan la vulnerabilidad de los estuarios y abanicos de delta (Martínez-Gutiérrez y Mayer, 2004). En este estudio se emplearon imágenes satelitales Sentinel-2 con el objetivo de evaluar el impacto producido por el huracán Lorena (2019) en las coberturas de manglar del Parque Nacional Zona Marina Archipiélago de Espíritu Santo (PNZMAES), un sitio de alta relevancia ecológica y económica para la región. La respuesta de los IV se evaluó a nivel general (en toda la cobertura de manglar) y a nivel de especie. Sin embargo, debido a la falta de mapas de cobertura a nivel de especie, en este estudio se planteó como objetivo específico cartografiar las coberturas de las diferentes especies de mangle a través de clasificación supervisada de imágenes Sentinel-2. De igual forma, considerando que en el PNZMAES se han observado diferentes niveles de impacto en los parches de manglar distribuidos en la Isla, el impacto del Huracán Lorena se evaluó también a nivel de localidad, buscando que el análisis bajo ese enfoque pueda facilitar la implementación de acciones de restauración.

## 2. Materiales y métodos

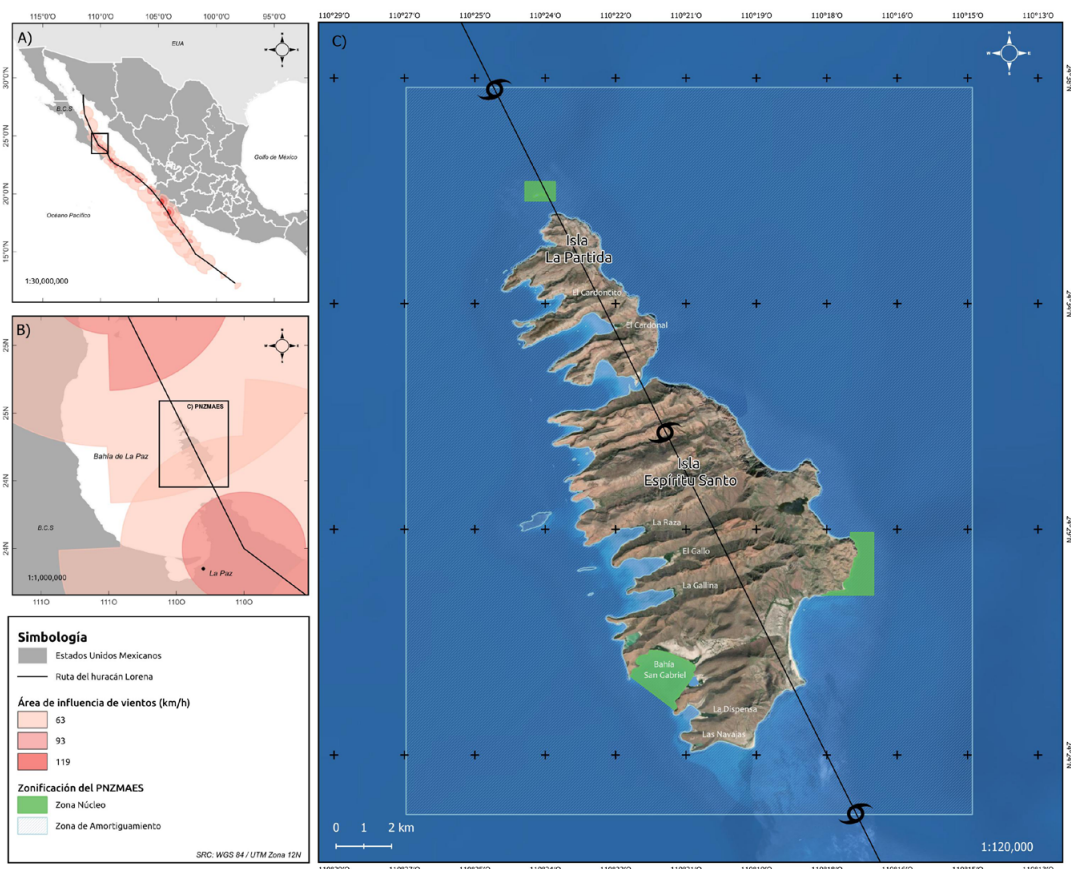
### 2.1. Área de estudio

El PNZMAES se localiza en el Golfo de California, a 25 km de la ciudad de La Paz, Baja California Sur, México. Se encuentra entre los 24° 24' y 24° 36' latitud Norte y los 110° 18' y 110° 27' longitud Oeste (SEMARNAT, 2014). El

complejo insular está conformado por dos grandes islas, La Partida, con un área de ~18 km<sup>2</sup> al norte y Espíritu Santo, con ~83 km<sup>2</sup> al Sur. Además, tres islotes (La Ballena, El Gallo y La Gallina) se encuentran frente al litoral occidental de Isla Espíritu Santo, así como otros promontorios rocosos que también forman parte del complejo (CONANP, 2000). En la costa oriental los perfiles son pronunciados y la terraza insular es corta, mientras que el litoral occidental muestra un perfil de pendiente suave y la terraza insular es larga (CICIMAR, 2000). De acuerdo con las condiciones ambientales mencionadas anteriormente y por localizarse al norte del Trópico de Cáncer en una región en donde predominan células de alta presión y también por presentar una evaporación anual de 2601,10 mm que excede la precipitación anual media de 159,50 mm, esta zona presenta un clima seco-árido o desértico, BW(h') hw(x') (García, 1973). En esta zona, el huracán Lorena impactó como categoría 1 el 21 de septiembre del 2019 (Figura 1). La parte occidental del PNZMAES presenta diferentes coberturas de manglar creando parches, donde habitan cuatro especies de mangle: *Avicennia germinans*, *Conocarpus erectus*, *Laguncularia racemosa* y *Rhizophora mangle* (SEMARNAT, 2014; Gutiérrez-Villagrán, 2022). *Conocarpus erectus* se presenta con una distribución restringida, por lo cual, no fue posible incluirla en este estudio.

### 2.2. Obtención de datos espaciales y procesamiento de imágenes de satélite

La ruta y características del huracán Lorena se obtuvieron del Centro Nacional de Huracanes (NHC, <https://www.nhc.noaa.gov/data/>) de la Administración Nacional Oceánica y Atmosférica (NOAA, por sus siglas en inglés). De acuerdo con esta descripción el huracán siguió una ruta al nor-noroeste, muy cerca de la costa sureste de Baja California Sur y tocó tierra a las 0300 UTC el 21 de septiembre cerca de la localidad de La Ventana, con vientos de 130 km/h. Ese mismo día, bajó su intensidad gradualmente y entre las 0600 y 1200 UTC, pasó por el PNZMAES con vientos de 112 km/h. El 22 de septiembre a las 0600 se convirtió en depresión tropical y finalmente se degradó a un área de baja presión a 93 km del norte de Guaymas, Sonora (CONAGUA, 2019a).



**Figura 1.** Localización geográfica del área de estudio y ruta del huracán Lorena en el Pacífico mexicano. A) macro-localización y ruta del huracán; B) acercamiento al PNZMAES y bahía de La Paz; C) imagen satelital y zonificación del PNZMAES. El área de influencia de los vientos se obtuvo del Centro Nacional de Huracanes (<https://www.nhc.noaa.gov/data/>) de la Administración Nacional Oceánica y Atmosférica.

Se obtuvieron dos imágenes del satélite Sentinel-2 de la Agencia Espacial Europea (ESA; <https://scihub.copernicus.eu>), de los días 09 y 24 de septiembre de 2019, antes y después del paso del huracán Lorena por el PNZMAES, ambas con una baja cobertura de nubes, 9,65 y 5,55%, respectivamente. Las imágenes se obtuvieron con el nivel de procesamiento 2A, que corresponde a una imagen corregida con valores de reflectividad de superficie (BOA, por sus siglas en inglés). El nivel de procesamiento 2A corrige la influencia atmosférica y topográfica. Cada producto de Nivel-2A está compuesto por mosaicos de 100×100 km en proyección UTM/WGS84. Posteriormente, para agilizar el procesamiento, las imágenes se recortaron al área de estudio utilizando el programa SNAP (*Sentinel Application Platform 5.0.0*). Finalmente, dado que las bandas

6, 7, 8A, 11 y 12 cuentan con una resolución de 20 m/píxel, se re-muestrearon a 10 m/píxel con la herramienta “*Resampling*” de SNAP, con el objetivo de utilizar todas las bandas con una resolución similar durante los análisis posteriores.

### 2.3. Clasificación de coberturas de manglar

La clasificación supervisada se llevó a cabo utilizando una imagen Sentinel-2 adquirida el 19 de septiembre del 2019. Además de la cobertura de las tres especies de mangle, se clasificó la cobertura de manglar perturbado, suelo desnudo, cuerpos de agua, otro tipo de suelo (arena y rocas) y otra vegetación (matorrales y vegetación de dunas). Para entrenar y validar la clasificación, se digitalizaron áreas con cada clase de cobertura a partir de visitas de verificación y fotointerpretación de imágenes



aéreas de alta resolución tomadas con un vehículo aéreo no tripulado (3 cm/píxel). Cada área de entrenamiento consistió en un polígono de cobertura homogénea, el cual se digitalizó a partir de los puntos de verificación y las imágenes de alta resolución. Se utilizó una muestra total de 197 áreas de entrenamiento, de las cuales, 70 correspondieron a coberturas de mangle (*R. mangle*=33, *L. racemosa*=22 y *A. germinans*=15) y el resto a las otras clases de cobertura del suelo (manglar perturbado=7, suelo desnudo=25, cuerpos de agua=35, otro tipo de suelo=28 y otra vegetación=32). Posteriormente, la muestra se dividió en dos conjuntos de datos: entrenamiento (75%) y validación (25%). La clasificación supervisada se llevó a cabo en el complemento SCP (*Semi-Automatic Classification Plugin*; Congedo, 2021) de QGIS Desktop 3.16.4, donde se probaron tres algoritmos de clasificación: 1) Distancia mínima, el cual clasifica la imagen asignando a cada píxel la clase con el centroide más cercano en el espacio, basado en la distancia euclidiana; 2) “*Spectral Angle Mapper*” (Parámetros: umbral=0,1), que mide el ángulo entre el vector espectral de un píxel y los vectores de las clases de referencia, asignando la clase del píxel a la clase con el ángulo más pequeño; y 3) *Random forest*, el cual se utilizó con los siguientes parámetros: número de árboles (ntree)=100, número mínimo a dividir (mtry)=2. El algoritmo de *Random forest* utiliza múltiples árboles de decisión construidos con subconjuntos aleatorios de datos, que permiten mejorar la precisión y reducir el sobreajuste. Los resultados se evaluaron mediante el índice de kappa, la precisión general y la matriz de confusión de la clasificación.

## 2.4. Índices de vegetación

En el presente estudio, no se aplicaron modificaciones al NDVI para reducir los problemas de saturación, en su lugar, se optó por utilizar, además del NDVI, los Índices de Infrarrojo de Diferencia Normalizada (NDII y NDII2), los cuales sustituyen la banda del canal rojo e incorporan las bandas del Infrarrojo de Onda Corta (SWIR-1 y SWIR-2), mientras que el Índice de Borde Rojo de Clorofila Invertido (IRECI), incorpora las bandas del borde rojo 1 y 2. Incluir dichas bandas puede contribuir a evitar la saturación de la banda del canal rojo.

Los IV se calcularon utilizando las fórmulas que se muestran en la Tabla 1. El NDVI, es el IV más conocido y utilizado para monitorear cubiertas vegetales como los manglares (Mckinnon y Hoff, 2017; Valderrama-Landeros *et al.*, 2017). Proporciona un valor adimensional entre -1 y 1. Por lo general, las copas de los árboles densos y vigorosos exhiben valores superiores a 0,5, los arbustos y praderas con escaso vigor vegetal están en el intervalo de 0,2 a 0,3, los suelos desnudos de 0,1 a 0 y las nubes y agua presentan valores <0 (Pettorelli *et al.*, 2011).

El NDII es sensible a los cambios de contenido de agua en la copa de plantas y presenta valores entre -1 y 1, los cuales aumentan con el contenido de agua en las hojas. La vegetación verde oscila entre los valores 0,02-0,6. Las aplicaciones más comunes de este índice son el monitoreo del dosel forestal y la detección de vegetación con estrés hídrico (Wang *et al.*, 2013). El NDII2, tiene objetivos similares, pero sustituye la banda del borde rojo B11, por la banda B12.

**Tabla 1.** Índices de vegetación utilizados y su expresión matemática a partir de las bandas de Sentinel-2.

Índice	Expresión matemática	Referencia
NDVI	$NDVI = \frac{(B8 - B4)}{(B8 + B4)}$	Rouse (1973)
NDII	$NDII = \frac{(B8A - B11)}{(B8A + B11)}$	Hardisky <i>et al.</i> (1983)
NDII2	$NDII2 = \frac{(B8A - B12)}{(B8A + B12)}$	
IRECI	$IRECI = \frac{(B8A - B4)}{(B5 / B6)}$	Frampton <i>et al.</i> (2013)

B4 es la banda roja (0,665 µm), B8 es la banda del infrarrojo cercano (0,842 µm), B8A corresponde al borde rojo (0,865 µm), B5 y B6 son las bandas del borde rojo (0,705 y 0,740 µm, respectivamente) y B11 y B12 son las bandas del infrarrojo de onda corta (1,610 y 2,190 µm; ESA, 2015).

El IRECI se puede utilizar como un indicador del contenido de clorofila de la copa de árboles (Bhattarai *et al.*, 2020) y el crecimiento de la vegetación (Fang *et al.*, 2017). Este índice utiliza la reflectancia entre 0,705  $\mu\text{m}$  y 0,740  $\mu\text{m}$  de las bandas de borde del rojo y los valores máximos y mínimos de reflectancia entre 0,665  $\mu\text{m}$  y 0,783  $\mu\text{m}$  de las bandas del rojo e infrarrojo, respectivamente, lo que evita la saturación de la banda roja. Este índice proporciona un valor adimensional entre 0- $\infty$  (Frampton *et al.*, 2013).

Todos los IV se calcularon utilizando la herramienta “Band maths” en SNAP. Posteriormente, utilizando QGIS Desktop 3.16.4 con GRASS 7.85, se obtuvo el centroide de cada pixel de la imagen clasificada con las coberturas a nivel de especies y, posteriormente, utilizando la posición de cada punto, se extrajeron los valores de los IV en las imágenes obtenidas antes y después del paso del huracán. De esta manera, se obtuvo una base de datos con los valores de los píxeles correspondientes a las coberturas de las tres especies de mangle.

## 2.5. Análisis estadísticos

Debido a que los datos no cumplieron con los supuestos de normalidad y homocedasticidad, se aplicaron pruebas no paramétricas de Kruskal-Wallis. Para identificar si el impacto del huracán fue diferente entre las especies de mangle, como un paso previo, se evaluó si existieron diferencias significativas en los valores de los IV a nivel de especie en cada fecha por separado. Posteriormente, se repitió la misma prueba estadística para determinar si existieron diferencias estadísticamente significativas entre ambas fechas de estudio (antes vs después del paso del huracán) tanto a nivel de especie, como a nivel de localidad para la cobertura general de manglar (es decir, sin diferenciar entre especies). Finalmente, se utilizó la prueba de rangos de Mann-Whitney-Wilcoxon para comparar entre pares de grupos e identificar qué especies presentaron diferencias. Todos los análisis estadísticos se realizaron en RStudio (versión 1.41717).

## 2.6. Análisis del impacto del huracán

Para cartografiar el impacto producido por el huracán Lorena en las especies de manglar del PNZMAES se calculó  $\Delta IV$  normalizado para cada índice, que representa la reducción proporcional

del valor del IV después del impacto (Gang *et al.*, 2020). Los  $\Delta IV$  se calcularon como:

$$\Delta IV = \frac{(IV_{posterior} - IV_{anterior})}{IV_{anterior}}$$

Donde  $IV_{posterior}$  representa el valor del IV después del impacto y  $IV_{anterior}$  el valor del IV antes del impacto del huracán. Los valores negativos indican una reducción en los valores de los IV y, por lo tanto, se puede utilizar para identificar las zonas de manglar que presentaron daños debido al paso de un huracán (Gang *et al.*, 2020).

## 3. Resultados

### 3.1. Clasificación de coberturas de manglar

El algoritmo con la mayor precisión general fue *Spectral Angle Mapper*, seguido de Distancia mínima y *Random forest* (Precisión general=96, 93 y 84 % y kappa general=0,92, 0,84 y 0,69, respectivamente). Sin embargo, en la clasificación de la cobertura a nivel de especie, la mayor precisión se logró con el algoritmo de Distancia Mínima, el cual obtuvo mejores resultados en dos de las tres especies de mangle (kappa=0,64, 0,79 y 0,71 para *R. mangle*, *L. racemosa* y *A. germinans*, respectivamente; Tabla 2). La matriz de confusión se presenta en la Tabla 3 y el mapa de coberturas se muestra en la Figura 2.

De acuerdo con los resultados de la clasificación supervisada, *R. mangle* es la especie dominante en el área analizada con 20,71 ha, seguido de *L. racemosa* y *A. germinans* con 17,65 ha y 16,23 ha, respectivamente. Con respecto a la cobertura de manglar, con independencia de la especie, la localidad de San Gabriel tiene una superficie de 17,27 ha, seguida de El Gallo y La Gallina, con 9,95 y 8,29 ha, respectivamente. Las localidades con la menor presencia de manglar fueron El Mezteño, El Cadoncito y Las Navajas, con 500, 1600 y 9400 m<sup>2</sup>, respectivamente.

### 3.2. Impacto del huracán Lorena

Se observaron diferencias estadísticas significativas ( $p \leq 0,05$ ) del valor asociado a cada IV entre las tres especies de mangle, para ambas imágenes

**Tabla 2.** Resultados de la clasificación supervisada de coberturas de manglar a nivel de especie utilizando diferentes algoritmos de clasificación.

Clase	Valor de kappa por algoritmo de clasificación		
	Distancia mínima	<i>Spectral Angle Mapper</i>	<i>Random forest</i>
<i>R. mangle</i>	0,640	0,530	0,583
<i>L. racemosa</i>	0,790	0,676	0,697
<i>A. germinans</i>	0,714	0,764	0,767
Otra vegetación	0,131	0,513	0,071
Manglar perturbado	0,811	1,000	0,033
Sin vegetación	0,318	0,589	1,000
Otro tipo de suelo	0,995	0,998	0,978
Cuerpos de agua	0,999	0,998	1,000
Precisión general %	93,083	96,927	84,814
Kappa general	0,842	0,929	0,691

**Tabla 3.** Matriz de confusión con Distancia Mínima de la clasificación de cobertura de manglar a nivel de especie.

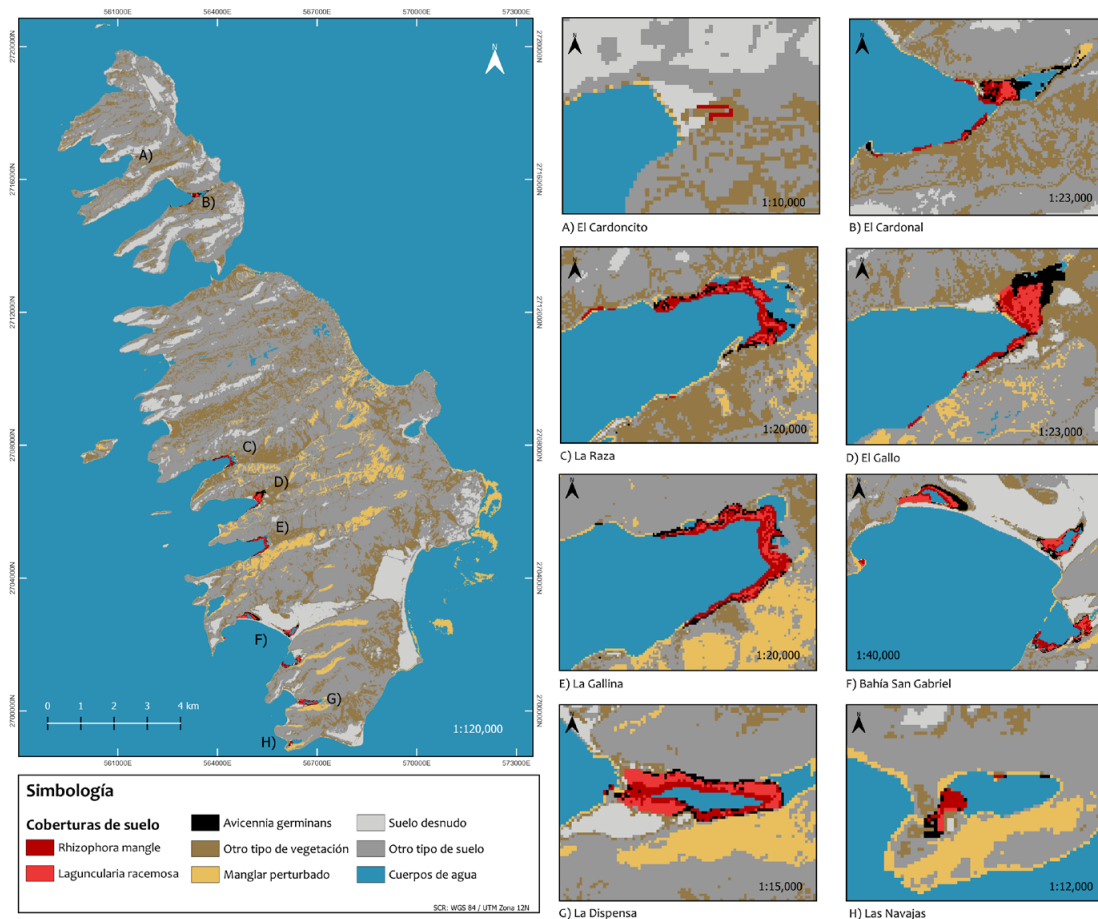
Clase	<i>R. mangle</i>	<i>L. racemosa</i>	<i>A. germinans</i>	Otro tipo de vegetación	Manglar perturbado	Sin vegetación	Otro tipo de suelo	Cuerpos de agua
<i>R. mangle</i>	0,0003	0,0002	0	0	0	0	0	0
<i>L. racemosa</i>	0,0001	0,0004	0	0	0	0	0	0
<i>A. germinans</i>	0,0001	0,0001	0,0005	0	0	0	0	0
Otro tipo de vegetación	0	0	0	0,0069	0	0	0,043	0
Manglar perturbado	0,0002	0	0	0	0,0144	0	0,0031	0
Sin vegetación	0	0	0	0	0	0,0104	0,0215	0
Otro tipo de suelo	0	0	0	0,0006	0	0,0001	0,179	0
Cuerpos de agua	0	0	0	0	0,0001	0	0	0,7191
Total	0,0007	0,0007	0,0005	0,0075	0,0145	0,0105	0,2467	0,7191
Precisión del productor (%)	43,11	54,36	94,83	91,99	99,25	99,12	72,58	100,00
Precisión del usuario (%)	64,00	79,01	71,43	13,74	81,33	32,52	99,62	99,97

analizadas, por separado, y referentes a la fecha previa y posterior al impacto del huracán. Sin embargo, la prueba Wilcoxon Mann Whitney indicó similitudes entre *R. mangle* y *L. racemosa* en los valores de NDVI y NDII en ambas fechas analizadas. De igual forma, en los valores de NDII2 no existieron diferencias significativas entre *R. mangle* y *L. racemosa* en la fecha posterior al impacto del huracán (Tabla 4).

La comparación de las diferencias entre fechas (antes vs. después de paso del huracán) de los valores de los cuatro IV mostraron diferencias estadísticas significativas ( $p \leq 0,05$ ), sin embargo, a pesar del impacto del huracán Lorena, la tendencia general mostró un incremento en el valor de los IV

(Figura 3). Se observaron los mismos resultados a nivel de localidad (Figura 4).

Los resultados del análisis del impacto del huracán (ΔIV) mostraron un incremento casi generalizado en los valores de los cuatro IV (ΔNDVI, ΔIRECI, ΔNDII y ΔNDII2; Figura 5), con algunas disminuciones puntuales. Al analizar las superficies afectadas a nivel de localidad, se identificó que La Gallina y el Cardonal tuvieron coberturas de manglar impactado negativamente, con aproximadamente 1,40 ha (IRECI), 1,84 ha (NDII), 1,32 ha (NDII2) y 0,24 ha (NDVI), siendo *R. mangle* y *A. germinans* las especies potencialmente más afectadas.



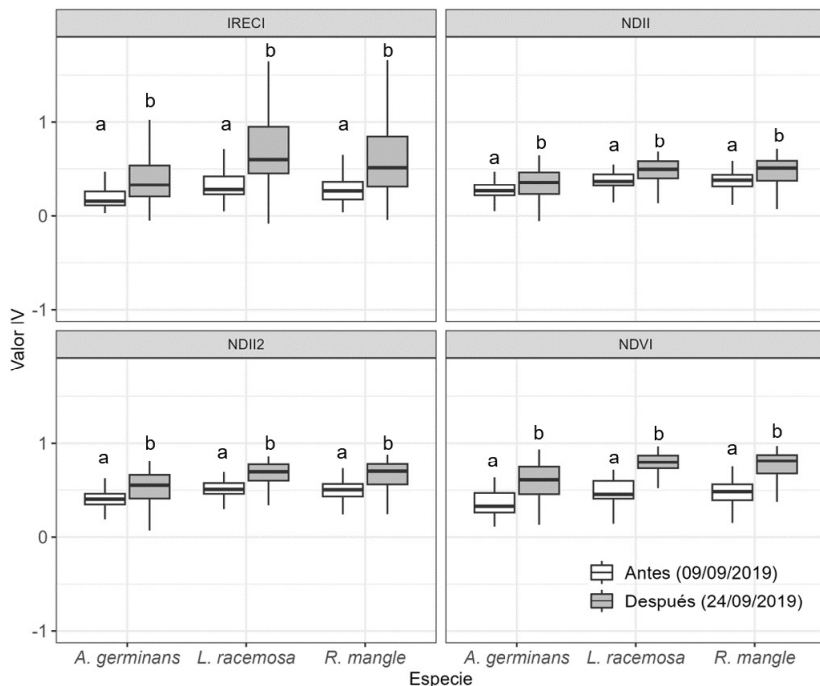
**Figura 2.** Mapa de coberturas del suelo en el PNZMAES obtenido con la clasificación supervisada de imágenes Sentinel-2 y el algoritmo de Distancia mínima.

**Tabla 4.** Estadísticos descriptivos de los IV para las tres especies de mangle antes y después del impacto del huracán Lorena.

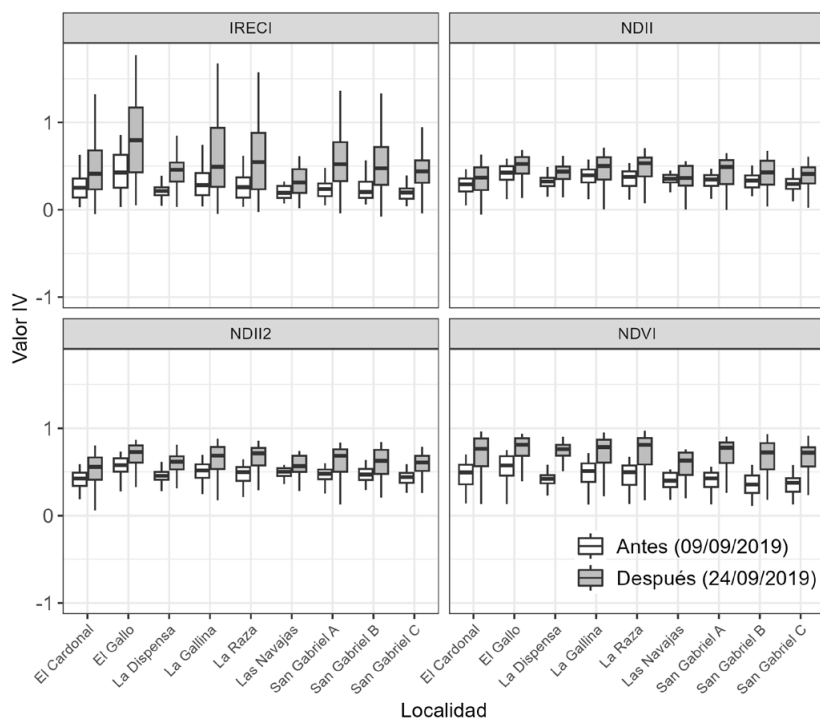
	IRECI $\bar{x} \pm EE$ (min - max)	NDII $\bar{x} \pm EE$ (min - max)	NDII2 $\bar{x} \pm EE$ (min - max)	NDVI $\bar{x} \pm EE$ (min - max)
Previo al impacto del huracán (09/09/2019)				
<i>R. mangle</i>	0,63±0,0084 (0,012-1,363)*a	0,48±0,0035 (0,023-0,665)*a	0,67±0,0035 (0,179-0,841)*a	0,47±0,0029 (0,125-0,751)*a
<i>L. racemosa</i>	0,44±0,0083 (0,001-1,283)*b	0,42±0,0045 (0,038-0,680)*a	0,61±0,0043 (0,248-0,839)*b	0,48±0,0030 (0,110-0,715)*a
<i>A. germinans</i>	0,39±0,0069 (0,003-1,108)*c	0,40±0,0040 (0,091-0,625)*b	0,58±0,0044 (0,211-0,813)*c	0,35±0,0031 (0,110-0,635)*b
Posterior al impacto del huracán (24/09/2019)				
<i>R. mangle</i>	0,86±0,0107 (0,047-1,772)*a	0,52±0,0033 (0,056-0,706)*a	0,72±0,0033 (0,185-0,867)*a	0,74±0,0037 (0,025-0,970)*a
<i>L. racemosa</i>	0,62±0,0110 (0,058-1,673)*b	0,46±0,0043 (0,080-0,711)*a	0,65±0,0043 (0,259-0,880)*a	0,76±0,0033 (0,070-0,967)*a
<i>A. germinans</i>	0,58±0,0083 (0,018-1,361)*c	0,48±0,0033 (0,163-0,673)*b	0,67±0,0034 (0,330-0,843)*b	0,59±0,0043 (0,130-0,934)*b

$\bar{x}$  = media; EE = error estándar; min = mínimo; max = máximo; \* = IV con diferencias significativas entre las especies de mangle para cada fecha de acuerdo con la prueba de Kruskal-wallis ( $p < 0,05$ ); las letras a, b y c indican las especies con diferencias entre sí a partir de la prueba de Wilcoxon Mann Whitney ( $p < 0,05$ ).

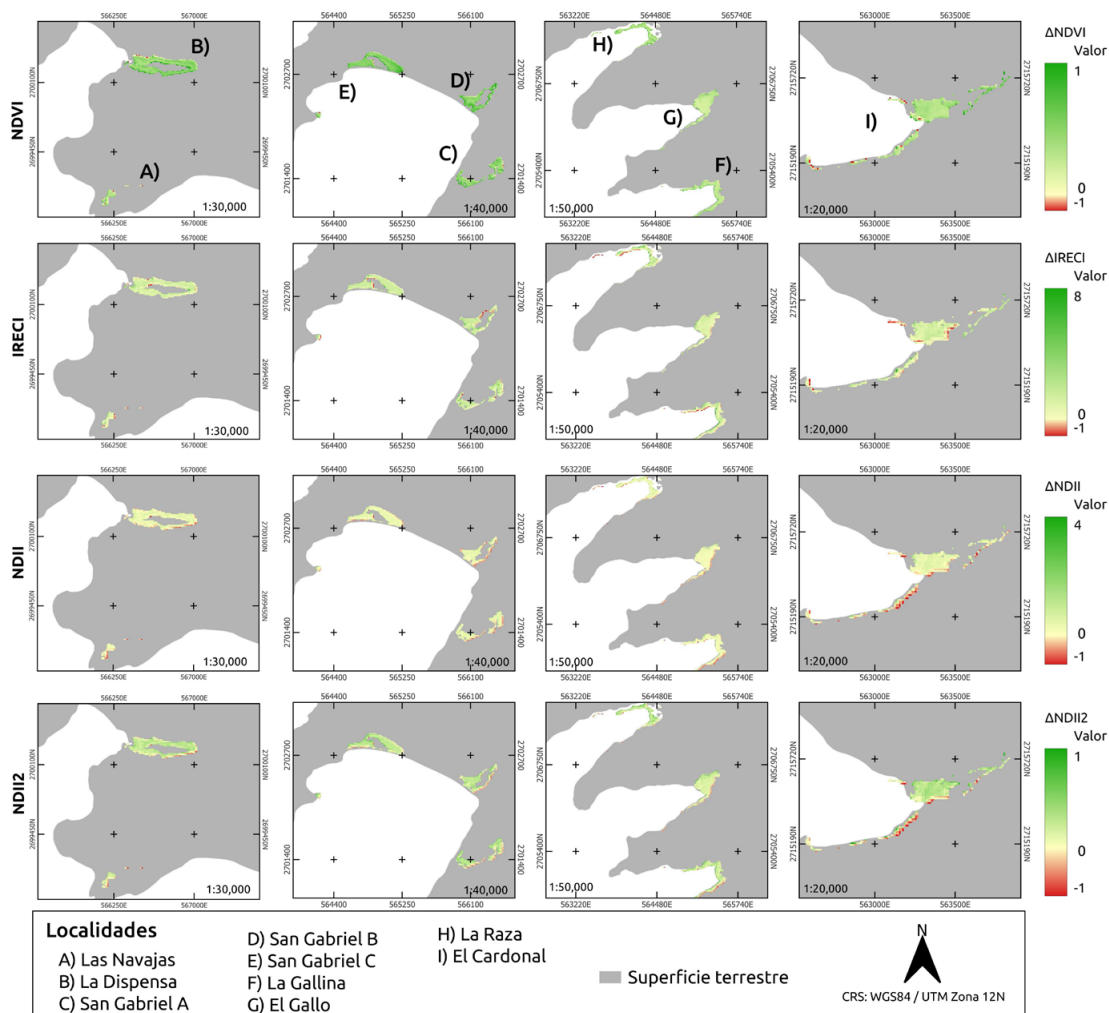




**Figura 3.** Diagramas de caja de los IV por especie calculados antes (09/09/2019) y después (24/09/2019) del impacto del huracán Lorena en los manglares del PNZMAES. Las letras (a - b) señalan los grupos que presentaron diferencias significativas de acuerdo con la prueba de Kruskal-wallis ( $p \leq 0,05$ ). Cada diagrama de caja representa el 25-75% de los datos (rectángulo), la mediana (línea horizontal en cada rectángulo) y los valores mínimos y máximos (línea vertical).



**Figura 4.** Diagramas de caja de los IV por localidad calculados antes (09/09/2019) y después (24/09/2019) del impacto del huracán Lorena en los manglares del PNZMAES.



**Figura 5.** Distribución espacial de  $\Delta$ NDVI,  $\Delta$ IRECI,  $\Delta$ NDII y  $\Delta$ NDI2 en las especies de mangle del PNZMAES. Los valores cercanos a cero muestran cambios menores en el valor de los IV, mientras que los tonos de rojo indican disminución del valor del IV y los tonos verdes indican incrementos. Se observa que en el área de estudio predominaron los incrementos en los valores de los IV en todas las localidades. Con disminuciones puntuales en algunas localidades como El Cardonal.

La zona núcleo del parque nacional, compuesta por tres parches de manglar (San Gabriel A, B y C), también presentó un impacto negativo en 1,17 ha (IRECI), 3,3 ha (NDII), 2,41 ha (NDI2) y 0,11 ha (NDVI). En esa zona, las especies con mayor afectación aparente fueron *R. mangle*, *A. germinans* y *L. racemosa*. A nivel general, las especies con la mayor cobertura de áreas afectadas negativamente fueron *R. mangle* con 2,86 ha (IRECI) y *A. germinans* con 4,17 ha (NDII).

#### 4. Discusión

En el análisis realizado en cada fecha por separado, se observó que las tres especies de mangle difieren significativamente en los valores de cada uno de los IV. Esto podría ser resultado de las variaciones en estructura, composición de la comunidad y sus etapas fenológicas (Behera et al., 2021). Por ejemplo, las hojas de *R. mangle* están caracterizadas por presentar una cutícula más gruesa y una mayor cantidad de células en la epidermis adaxial, esto causa que sus valores de reflectancia sean mayores que los de *L. racemosa* y *A. germinans* (Lucena et al., 2011). Otro factor

que debe considerarse, es que en las regiones áridas se presentan dos condiciones fisionómicas principales: la comunidad tipo borde (localizada a lo largo de canales de marea y considerada saludable) y la comunidad tipo cuenca (distribuida en zonas donde el intercambio de agua es mínimo o nulo; Monroy-Torres *et al.*, 2015). En la bahía de La Paz, *R. mangle* generalmente forma comunidades tipo borde, *A. germinans* forma comunidades tipo cuenca y *L. racemosa* se presenta de manera mixta a lo largo de un gradiente de elevación (Ochoa-Gómez *et al.*, 2018). Esto también podría explicar las diferencias encontradas entre las especies, ya que las comunidades de manglar de tipo cuenca tienden a presentar huecos en el dosel, por lo que exhiben una mayor variabilidad en la composición química de las hojas (Flores-de Santiago *et al.*, 2012), mientras que las comunidades de tipo borde presentan en su mayoría un dosel cerrado, haciendo que su variabilidad espectral sea menor (Flores-de Santiago *et al.*, 2012).

Tras el paso del huracán Lorena, la imagen satelital del 24 de septiembre permitió registrar un aumento generalizado en los cuatro IV, tanto en las tres especies de mangle como en todas las localidades de estudio (Figuras 3 y 4). Esto puede ser resultado de distintos factores. Uno de ellos es la intensidad del huracán (categoría 1 en la escala de Saffir-Simpson), con vientos máximos sostenidos de 120 km/h y rachas de 150 km/h (CONAGUA, 2019b). Si bien, estas características pueden ocasionar defoliación y la caída de ramas (Schott *et al.*, 2019), otros estudios en la región han reportado que éstas condiciones pueden causar una recuperación o regeneración de la cobertura vegetal debido a las lluvias de tormenta (Shiba-Reyes *et al.*, 2021).

Las lluvias asociadas al huracán Lorena alcanzaron los 80 mm (Huffman *et al.*, 2016) y representaron la primera lluvia en el área de estudio durante el mes de septiembre. Esto podría explicar el aumento generalizado en los valores de los IV al incidir en el desarrollo foliar, ocasionando el reverdecimiento característico de la vegetación de zonas áridas después de una lluvia intensa.

Pese a que el huracán Lorena no tuvo un impacto generalizado en el área de estudio, las localidades de La Gallina, El Cardonal y Bahía San Gabriel (zona núcleo) presentaron coberturas impactadas negativamente con presencia de *R. mangle* y

*A. germinans*. Esto coincide con otras evaluaciones, como la del huracán Irma (2017), en donde se registró a estas especies como las más afectadas (Svejkovsky *et al.*, 2020). Se ha reportado que la sedimentación parcial o total de los neumatóforos en *A. germinans* ocasionada por los fuertes vientos y marejada pueden causar su muerte por asfíxia (Ellison, 1999).

Otras evidencias muestran que la resistencia al impacto de ciclones depende también de variables estructurales como la altura, el diámetro del tallo y la cantidad de tallos que presentan los individuos afectados (Halder *et al.*, 2021; Chavez *et al.*, 2023), por ello, la resistencia puede variar entre especies. Por ejemplo, Kovacs *et al.*, (2001) indicaron que *Rhizophora* sp. es más resistente a los impactos de huracanes que *Avicennia* sp., sin embargo, otros estudios no han hallado diferencias significativas entre estos géneros (Sherman *et al.*, 2001; Smith *et al.*, 2009). El contraste en los resultados obtenidos en la evaluación del impacto de huracanes a nivel de especie también puede atribuirse a las diferencias en las condiciones del rodal (Imbert, 2018) u otros factores como la exposición a la escorrentía, el nivel de inundación, las condiciones ambientales y la topografía en determinadas áreas (Chapman *et al.*, 2008), variables que no se analizaron en el presente estudio.

Es importante resaltar que la zona núcleo del PNZMAES presentó la mayor superficie con valores negativos de  $\Delta IV$ . Esto podría deberse a su localización al sur de la isla, la cual recibió el impacto inicial del huracán. Asimismo, la morfología de la zona núcleo, que se caracteriza por playas abiertas con pendiente suave, pudo favorecer que los vientos ocasionaran más daños en la vegetación, a diferencia de las localidades más al norte de la isla, que presentan playas cerradas. Esto resalta la necesidad de implementar acciones de monitoreo en la zona núcleo del PNZMAES dada su importancia económica y ecológica para la región.

En este estudio, de acuerdo con la evaluación de cambios a través de  $\Delta VI$ ,  $\Delta NDII$  fue el que mostró la mayor reducción en las tres especies de mangle después del impacto del huracán Lorena. Estos resultados podrían explicarse a partir de experimentos que se han realizado en condiciones de laboratorio, en donde se ha comprobado que las hojas de *R. mangle* en condiciones de estrés

presentan una reflectancia mayor en la región del SWIR, provocando que las diferencias entre vegetación saludable y estresada sean mayores en el NDII que en el NDVI (Wang y Sousa, 2009). Aunque el uso de las bandas de borde rojo y SWIR para el cálculo de IV pueda ofrecer resultados más precisos que el NDVI, es necesario contar con datos de campo para validar la relación de variables fenológicas y estructurales estimadas con sensores remotos (Frampton, *et al.*, 2013).

En este estudio se muestra que los resultados en la evaluación del impacto de un huracán pueden presentar variaciones en relación con el IV utilizado. Lo cual, coincide con otros estudios realizados en manglares de México (Vizcaya-Martínez *et al.*, 2022). Si bien, esto puede deberse a que su sensibilidad está determinada por los rangos espectrales que emplean las bandas con las que se calculan, con base en lo aquí expuesto, también deben tomarse en cuenta otros factores como la especie predominante en el parche, las características estructurales de la comunidad y las condiciones topográficas (Chapman *et al.*, 2008).

Actualmente los productos satelitales de libre acceso como los de la misión Sentinel-2 pueden ofrecer resultados confiables a bajo costo. Sin embargo, debe señalarse la necesidad de llevar a cabo verificaciones de campo que permitan validar los resultados obtenidos de la evaluación del impacto de huracanes mediante técnicas de teledetección. De igual forma, es necesario implementar otro tipo de tecnologías que han demostrado su utilidad para monitorear los daños causados por huracanes en la vegetación costera, como son los vehículos aéreos no tripulados (Vizcaya-Martínez *et al.*, 2022) o las nubes de puntos obtenidas con sensores LiDAR (Chavez *et al.*, 2023; Kim *et al.*, 2024).

## 5. Conclusiones

Los resultados obtenidos en este estudio mostraron un incremento generalizado en los valores de los cuatro IV después del paso del huracán Lorena, esto podría asociarse a su nivel de intensidad (categoría 1), que le confirió una capacidad menor para ocasionar daños significativos. De igual forma, las lluvias asociadas a este meteoro pudieron promover el desarrollo foliar y el reverdecimiento de la vegetación en esta región árida. Las especies *R. mangle* y *A. germinans* fueron las

más afectadas por el impacto del huracán, lo cual podría deberse a distintos factores como su ubicación, estado de madurez y condición del rodal. Finalmente, el  $\Delta$ NDII mostró la mayor reducción de valores en las tres especies después del paso del huracán. El uso de diferentes IV para la detección de cambios, muestra las ventajas que presentan las bandas de borde rojo y SWIR. Sin embargo, es necesario contar con datos de campo para validar la relación entre los valores que adoptan los IV y los cambios en las comunidades de manglar ante una posible afectación. Lo anterior, constituye un área de oportunidad para este estudio y se recomienda que, en el futuro, los estudios que involucren la evaluación de impactos en el PNZMAES mediante percepción remota incluyan verificaciones de campo posteriores al evento de perturbación. A nivel local, los resultados que aquí se presentan permitieron apreciar la respuesta de diferentes IV en tres especies de mangle, lo cual muestra el potencial de Sentinel-2 para el estudio del impacto de estos fenómenos a nivel de especie y para monitorear el estado general de los manglares del PNZMAES.

## Referencias

- Alongi, D.M. 1990. Effect of mangrove detrital outwelling on nutrient regeneration and oxygen fluxes in coastal sediments of the central Great Barrier Reef lagoon. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 31(5), 581-598. [https://doi.org/10.1016/0272-7714\(90\)90014-1](https://doi.org/10.1016/0272-7714(90)90014-1)
- Baba, S., Chan, H. T., Aksornkoe, S. 2013. *Useful products from mangrove and other coastal plants*. Yokohama, Japan: International Society for Mangrove Ecosystems (ISME), and International Tropical Timber Organization (ITTO).
- Behera, M., D., Barnwal, S., Paramanik, S., Das, P., Bhatyacharya, B.K., Jagadish, B., Roy, P.S., Ghosh, S.M., Behera, S. K. 2021. Species-level classification and mapping of a mangrove forest using Random forest - utilization of AVIRIS-NG and Sentinel data. *Remote Sensing*, 13(11), 2027. <https://doi.org/10.3390/rs13112027>
- Bhattarai, R., Rahimzadeh-Bajgiran, P., Weiskittel, A., MacLean, D. A. 2020. Sentinel-2 based prediction of spruce budworm defoliation using red-edge spectral vegetation indices. *Remote Sensing Letters*, 11(8), 777-786. <https://doi.org/10.1080/2150704X.2020.1767824>

- Cao, J., Leng, W., Liu, K., Liu, L., He, Z., Zhu, Y. 2018. Object-based mangrove species classification using unmanned aerial vehicle hyperspectral images and digital surface models. *Remote Sensing*, 10(1), 89. <https://doi.org/10.3390/rs10010089>
- Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas (CICIMAR). 2000. Estudio justificativo previo: Propuesta de declaración Área Marina Protegida, Complejo Insular de Espíritu Santo, Documento de la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas.
- Chapman, E. L., Chambers, J. Q., Ribbeck, K. F., Baker, D. B., Tobler, M. A., Zeng, H., White, D. A. 2008. Hurricane Katrina impacts on forest trees of Louisiana's Pearl River basin. *Forest Ecology and Management*, 256(5), 883-889. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.05.057>
- Chavez, S., Wdowinski, S., Lagomasino, D., Castañeda-Moya, E., Fatoyinbo, T., Moyer, R. P., Smoak, J. M. 2023. Estimating Structural Damage to Mangrove Forests Using Airborne Lidar Imagery: Case Study of Damage Induced by the 2017 Hurricane Irma to Mangroves in the Florida Everglades, USA. *Sensors*, 23(15). <https://doi.org/10.3390/s23156669>
- Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP). 2000. *Programa de manejo del Área de protección de flora y fauna Islas del Golfo de California, México.*, Ciudad de México: CONANP.
- Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). 2019a. Ciclones Tropicales 2019. Consultado en enero del 2020, desde: <https://smn.conagua.gob.mx/tools/DATA/Ciclones%20Tropicales/Resumenes/2019.pdf>
- Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). 2019b. Reporte del clima en México 2019. Consultado en enero del 2020, desde: <https://smn.conagua.gob.mx/tools/DATA/Climatolog%C3%ADa/Diagn%C3%B3stico%20Atmosf%C3%A9rico/Reporte%20del%20Clima%20en%20M%C3%A9xico/RC-Septiembre19.pdf>
- Comisión para la Cooperación Ambiental (CCA). 2014. *El carbono azul en América del Norte.* Montreal: Comisión para la Cooperación Ambiental.
- Congedo, L. 2021. Semi-Automatic Classification Plugin: A Python tool for the download and processing of remote sensing images in QGIS. *Journal of Open Source Software*, 6(64), 3172. <https://doi.org/10.21105/joss.03172>
- Danson, F. M. 1995. Developments in the remote sensing of forest canopy structure. In Danson, F. M., Plummer, S. E., (eds), *Advances in environmental remote sensing.* Chichester: John Wiley.
- Ellison, J. C. 1999. Impacts of sediment burial on mangroves. *Marine Pollution Bulletin*, 37(8-12), 420-426. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(98\)00122-2](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(98)00122-2)
- European Space Agency. 2015. Sentinel-2 User Handbook. ESA Standard Document. Fecha 24/07/2015 Issue 1 Rev 2.
- Fang, C., Wang, L., Xu, H. 2017. A comparative study of different red edge indices for remote sensing detection of urban grassland health status. *Journal of Geo-information Science*, 19(10), 1382-1392. <https://doi.org/10.3724/SP.J.1047.2017.01382>
- Flores-de-Santiago, F., Kovacs, J. M., Flores-Verdugo, F. 2012. Seasonal changes in leaf chlorophyll a content and morphology in a sub-tropical mangrove forest of the Mexican Pacific. *Marine Ecology Progress Series*, 444, 57-68. <https://doi.org/10.3354/meps09474>
- Flores-de-Santiago, F., Kovacs, J. M., Flores-Verdugo, F. 2013. The influence of seasonality in estimating mangrove leaf chlorophyll-a content from hyperspectral data. *Wetlands Ecology Management*, 21(3), 193-207. <https://doi.org/10.1007/s11273-013-9290-x>
- Frampton, W. J., Dash, J., Watmough, G., Milton, E. J. 2013. Evaluating the capabilities of Sentinel-2 for quantitative estimation of biophysical variables in vegetation. *ISPRS journal of photogrammetry and remote sensing*, 82, 83-92. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2013.04.007>
- Gang, C., Pan, S., Tian, H., Wang, Z., Xu, R., Bian, Z., Pan, N., Yao, Y., Shi, H. 2020. Satellite observations of forest resilience to hurricanes along the northern Gulf of Mexico. *Forest ecology and management*, 472, 118243. <http://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118243>.
- García, E. 1973. *Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köpen, (para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana).* México: Dirección General de Publicaciones.
- Giri, C. 2016. Observation and monitoring of mangrove forests using remote sensing: opportunities and challenges. *Remote Sensing*. 8(783), 1-8. <https://doi.org/10.3390/rs8090783>.
- Giri, C., Ochieng, E., Tieszen, L. L., Zhu, Z., Singh, A., Loveland, T., Masek, J., Duke, N. 2011. Status and distribution of mangrove forests of the world using earth observation satellite data. *Global Ecology and Biogeography*, 20, 154-159. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2010.00584.x>



- Green, D., Hartley, S. 2000. Integrating photointerpretation and GIS for vegetation mapping: some issues of error. In *Vegetation Mapping: from Patch to Planet*, R. Alexander, Millington, A. C. (ed.), Wiley, 2000: 103-134.
- Gutiérrez-Villagrán, D. 2022. *Caracterización de cuatro áreas de manglar mediante fotografías aéreas de VANT, en La Paz, Baja California Sur*. La Paz, B.C.S., México: Universidad Autónoma de Baja California Sur.
- Halder, N. K., Merchant, A., Misbahuzzaman, K., Wagner, S., Mukul, S. A. 2021. Why some trees are more vulnerable during catastrophic cyclone events in the Sundarbans mangrove forest of Bangladesh? *Forest Ecology and Management*, 490, 119117. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119117>
- Hardisky, M.A., Smart, R.M., Klemas, V. 1983. Seasonal spectral characteristics and aboveground biomass of the tidal marsh plant. *Spartina-Alterniflora Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 49(1), 85-92.
- Henning, S. 2013. Exploring the benefits active and passive spaceborne system. *Earth imaging journal*. Consultado el 18 de julio de 2020 desde: <http://ejournal.com/print/articles/exploring-the-benefits-of-active-vs-passive-spaceborne-systems>.
- Heumann, B. 2011. An object-based classification of man- groves using a hybrid decision tree—Support vector machine approach. *Remote Sensing*, 3, 2440–2460. <https://doi.org/10.3390/rs3112440>
- Huffman, G. J., Bolvin, D. T., Nelkin, E. J., Adler, R. F. 2016, TRMM (TMPA) Precipitation L3 1 day 0.25 degree x 0.25 degree V7, Edited by Andrey Savtchenko, Goddard Earth Sciences Data and Information Services Center (GES DISC), Accessed: September, 2020, 10.5067/TRMM/TMPA/DAY/7
- Imbert, D. 2018. Hurricane disturbance and forest dynamics in east Caribbean mangroves. *Ecosphere*, 9. <https://doi.org/10.1002/ecs2.2231>
- Kamal, M., Phinn, S., Johansen, K. 2015. Object-based approach for multi-scale mangrove composition mapping using multi-resolution image datasets. *Remote Sensing*, 7, 4753–4783. <https://doi.org/10.3390/rs70404753>
- Kanniah, K. D., Sheikhi, A., Cracknell, A. P., Goh, H. C., Tan, K. P., Ho, C. S., Rasli, F.N. 2015. Satellite images for monitoring mangrove cover changes in a fast growing economic region in southern peninsular Malaysia. *Remote Sensing*, 7, 14360–14385. <https://doi.org/10.3390/rs71114360>
- Kovacs, J. M., Blanco-Correa, M., Flores-Verdugo, F. 2001. A logistic regression model of hurricane impacts in a mangrove forest of the Mexican Pacific. *Journal of Coastal Research*, 17(1), 30-37. <http://www.jstor.org/stable/4300147>
- Kim, J., Popescu, S. C., Lopez, R. R., Wu, X. Ben, Silvy, N. J. 2024. Assessing hurricane impact on vegetation and endangered deer habitat using airborne lidar and multispectral images. *Global Ecology and Conservation*, 53(May), e03007. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2024.e03007>
- Kuenzer, C., Bluemel, A., Gebhardt, S., Vo, T., Dech, S. 2011. Remote Sensing of Mangrove Ecosystems: A Review. *Remote Sensing*, 3, 878-928. <http://doi.org/10.3390/rs3050878>
- Kuthadi, S. 2005. *Detection of objects from high-resolution satellite images*. Phd Dissertation, University of Minnesota: USA. 67 pp.
- Lucena, I., Maciel, V. E., Silva, J. G., Galvêncio, J. D., Pimentel, R. M. 2011. Leaf structure of mangrove species to understand the spectral responses. *Remote Sensing*, 3, 878-928. <http://doi.org/10.5935/2237-2202.20110002>
- Marini, F., Santamaría, M. 2019. Evaluación de índices verdes convencionales e índices del “borde rojo” en la discriminación de cultivos a nivel regional. *Revista Electrónica de Geografía Austral*, 0718-7130, 15.
- Martínez-Gutiérrez, G., Mayer, L. 2004. Huracanes en Baja California, México, y sus implicaciones en la sedimentación en el Golfo de California. *GEOS*, 24, 57-64.
- McKinnon, T., Hoff, P. 2017. Comparing RGB-based vegetation indices with NDVI for drone based agricultural sensing. *Agribotix. Com*, 21(17), 1-8.
- Monroy-Torres, M., Flores-Verdugo, F., Flores-de-Santiago, F. 2015. Growth of three subtropical mangrove species in response to varying hydroperiod in an experimental tank. *Ciencias Marinas*, 40(4), 263–275. <https://doi.org/10.7773/cm.v40i4.2455>
- Ochoa-Gómez, J. G., Serviere-Zaragoza, E., Lluch-Cota, D. B., Rivera-Monroy, V. H., Oechel, W., Troyo-Diéguez, E., Lluch-Cota, S. E. 2018. Structural complexity and biomass of arid zone mangroves in the southwestern Gulf of California: Key factors that influence fish assemblages. *Journal of Coastal Research*, 34(4), 979-986. <https://doi.org/10.2112/JCOASTRES-D-16-00220.1>
- Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), 2007. *The World's Mangroves 1980-2005*. Rome: FAO.

- Pailing, E. I., Kobryn, H. T., Humphreys, G. 2008. Assessing the extent of mangroves change caused by cyclone Vance in the eastern Exmouth Gulf, northern Australia. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 77, 603-613. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2007.10.019>
- Parker, G. G., Martínez-Yrizar, A., Álvarez-Yépiz, J. C., Maass, M., Araiza, S.E. 2017. Effects of hurricane disturbance on a tropical dry forest canopy in western Mexico. *Forest Ecology and Management*, 426, 39-52. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.11.037>
- Pettorelli, N., Ryan, S., Mueller, T., Bunnefeld, N., Jedrzejewska, B., Lima, M., Kausrud, K. 2011. The Normalized Difference Vegetation Index (NDVI): unforeseen successes in animal ecology. *Climate Research*, 46, 15-27. <https://doi.org/10.3354/cr00936>
- Polidoro, B. A., Carpenter K. E., Collins, L., Duke, N. C., Ellison, A. M., Ellison, J.C. 2010. The loss of species: mangrove extinction risk and geographic areas of global concern. *PLoS One*, 5(4), Pe10095. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0010095>
- Rodríguez-Veiga, P., Saatchi, S., Tansey, K., Balzter, H. 2016. Magnitude, spatial distribution and uncertainty of forest biomass stocks in Mexico. *Remote Sensing of Environment*, 183, 265-281. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2016.06.004>
- Rouse, J.W., Hass, R.H., Schell, J.A., Deering, D.W. 1973. Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS. En: *Proceedings of the Third ERTS Symposium, NASA. Goddard Space Flight Center 3d ERTS-1 Symp.*, Vol. 1, Sect. A.
- Salazar, S. I. 2002. Huracanes y biodiversidad costera tropical. *Revista de Biología Tropical*, 50(2), 415-428. <https://revistas.ucr.ac.cr/index.php/rbt/article/view/16421/15937>
- Schott, T., Landsea, C., Hafele, G., Lorens, J., Taylor, A., Thurm, H., Ward, B., Willis, M., Zaleski, W. 2019. The Saffir-Simpson Hurricane Wind Scale. *National Hurricane Center And Central Pacific Hurricane Center*. 17 de abril de 2024 de <https://www.nhc.noaa.gov/aboutsshws.php>.
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). 2014. *Programa de Manejo Parque Nacional exclusivamente la Zona Marina del Archipiélago Espíritu Santo*. México, D. F.: SEMARNAT.
- Sherman, R. E., Fahey, T. J., Martinez, P. 2001. Hurricane impacts on a mangrove forest in the Dominican Republic: Damage patterns and early recovery. *Biotropica*, 33(3), 393-408. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2001.tb00194.x>
- Shiba-Reyes, M., Troyo, E., Martínez-Rincón, R., Breceda, A. 2021. Impacts of tropical hurricanes on the vegetation cover of the lower basin and estuary of San José del Cabo, Baja California Sur, Mexico. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales*, 27(1). <https://doi.org/10.5154/r.rchscfa.2020.03.011>
- Smith, T. J., Anderson, G. H., Balentine, K., Tiling, G., Ward, G. A., Whelan, K. R. 2009. Cumulative impacts of hurricanes on Florida mangrove ecosystems: sediment deposition, storm surges and vegetation. *Wetlands*, 29(1), 24-34. <https://doi.org/10.1672/08-40.1>
- Spalding, M., Kainuma, M., Collins, L. 2010. World atlas of mangroves. A collaborative project of ITTO, ISME, FAO, UNEP-WCMC, UNESCO-MAB, UNU-INWEH and TNC. London (UK): Earthscan, London. <https://doi.org/10.34892/w2ew-m835>
- Stych, P., Lastovicka, J., Hladky, R., Paluba, D. 2019. Evaluation of the influence of disturbances on forest vegetation using the time series of landsat data: a comparison study of the low Tatras and Sumava national parks. *ISPRS International Journal of Geo-Information*, 8(2), 71. <https://doi.org/10.3390/ijgi8020071>
- Svejkovsky, J., Ogurcak, D. E., Ross, M. S., Arkowitz, A. 2020. Satellite Image-Based Time Series Observations of Vegetation Response to Hurricane Irma in the Lower Florida Keys. *Estuaries and Coasts*, 43(5), 1058-1069. <https://doi.org/10.1007/s12237-020-00701-8>
- Taillie, P., Román-Cuesta, R. M., Lagomasino, D., Cifuentes, M., Fatoyinbo, L., Ott, L., Poulter, B. 2020. Widespread mangrove damage resulting from the 2017 Atlantic Mega Hurricane Season. *Environmental Research Letters*, 15. <http://doi.org/10.1088/1748-9326/ab82cf>
- Tri, N. H., Adger, W. N., Kelly, P. M. 1998. Natural resource management in mitigating climate impacts: the example of mangrove restoration in Vietnam. *Global Environmental Change*, 8(1), 49-61. [https://doi.org/10.1016/S0959-3780\(97\)00023-X](https://doi.org/10.1016/S0959-3780(97)00023-X)
- Valderrama-Landeros, L. H., Rodríguez-Zúñiga, M. T., Troche-Souza, C., Velázquez-Salazar, S., Villeda-Chávez, E., Alcántara-Maya, J. A., Vázquez-Balderas B., Cruz-López M. I., Ressler, R. 2017. Manglares de México: actualización y exploración de los datos del sistema de monitoreo 1970/1980-2015. Ciudad de México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.

- Valiela, I., Bowen, J. L., York, J. K. 2001. Mangrove Forests: One of the World's Threatened Major Tropical Environments. *Bioscience*, 51(10), 807-815. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2001\)051\[0807:MFOOTW\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051[0807:MFOOTW]2.0.CO;2)
- Vizcaya-Martínez, D. A., Flores-de-Santiago, F., Valderrama-Landeros, L., Serrano, D., Rodríguez-Sobreyra, R., Álvarez-Sánchez, L. F., Flores-Verdugo, F. 2022. Monitoring detailed mangrove hurricane damage and early recovery using multisource remote sensing data. *Journal of Environmental Management*, 320(August). <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.115830>
- Wang, D., Wan, B., Qiu, P., Su, Y., Guo, Q., Wang, R., Sun, F., Wu, X. 2018. Evaluating the Performance of Sentinel-2, Landsat 8 and Pléiades-1 in Mapping Mangrove Extent and Species. *Remote Sensing*, 10, 14-68. <http://doi.org/https://doi.org/10.3390/rs10091468>
- Wang, L. E., Sousa, W. P. 2009. Distinguishing mangrove species with laboratory measurements of hyperspectral leaf reflectance. *International Journal of Remote Sensing*, 30(5), 1267-1281. <https://doi.org/10.1080/01431160802474014>
- Wang, L., Raymond, E., Qu, J. J., Hao, X., Daughtry, C. S. 2013. Remote sensing of fuel moisture content from ratios of narrow-band vegetation water and dry-matter indices. *Remote Sensing of Environment*, 129, 103-110. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2012.10.027>
- Woodroffe, C. D., Grime, D. 1999. Storm impact and evolution of a mangrove-fringed chenier plain, Shoal Bay, Darwin, Australia. *Marine Geology*, 159, 303-321. [https://doi.org/10.1016/S0025-3227\(99\)00006-7](https://doi.org/10.1016/S0025-3227(99)00006-7)
- Zhang, C., Kovacs, J. M., Wachowiak, M. P., Flores-Verdugo, F. 2013. Relationship between hyperspectral measurements and mangrove leaf nitrogen concentrations. *Remote Sensing*, 5(2): 891-908. <https://doi.org/10.3390/rs5020891>
- Zimudzi, E., Sanders, I., Rollings, N., Omlin, C. W. 2019. Remote sensing of mangroves using unmanned aerial vehicles: current state and future directions. *Journal of Spatial Science*, 66(2), 195-212. <https://doi.org/10.1080/14498596.2019.1627252>