



CENTRO AGRONÓMICO TROPICAL DE INVESTIGACIÓN Y ENSEÑANZA

ESCUELA DE POSGRADO

**Influencia del manglar en la reducción de inundaciones y erosión en la provincia
de Montecristi, República Dominicana**

**Tesis sometida a consideración de la División de Educación y el Programa de Posgrado
como requisito para optar al grado de**

MAGISTER SCIENTIAE

en Economía, Desarrollo y Cambio Climático

Albert Rafael Ortega Díaz

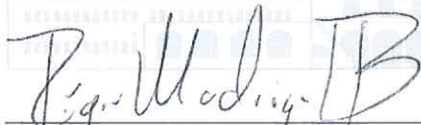
Turrialba – Costa Rica

2021

Esta tesis ha sido aceptada en su presente forma por la División de Educación y la Escuela de Posgrado del CATIE y aprobada por el Comité Consejero del estudiante, como requisito parcial para optar por el grado de

**MAGISTER SCIENTIAE EN ECONOMÍA, DESARROLLO Y
CAMBIO CLIMÁTICO**

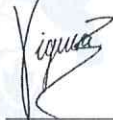
FIRMANTES:



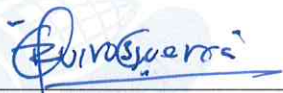
Róger Madrigal Ballesterero, Ph.D.
Director de tesis



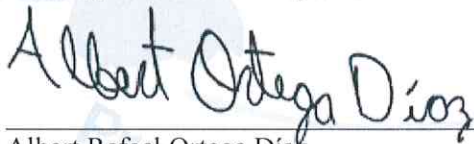
Miguel Cifuentes Jara, Ph.D.
Miembro Comité Consejero



Bárbara Viguera Moreno, M.Sc.
Miembro Comité Consejero



Roberto Quiroz Guerra, Ph.D.
Decano, Escuela de Posgrado



Albert Rafael Ortega Díaz
Candidato

Dedicatoria

A mis padres, Nancy Díaz y Adalberto Ortega, por todo lo que han hecho por mí, por siempre ser mi pilar de apoyo e impulsarme al camino que creen más correcto.

A mis hermanas, Aderlin Ortega y Paola Ortega, por su cariño y preocupación hacia mí en momentos tan difíciles.

A mis difuntos abuelos, Elsa y Lolo, que en paz descansen. Espero que mis logros los hagan llenar de orgullo.

Agradecimientos

A mi familia y parientes, por siempre apoyarme y creer en mí, por siempre impulsarme a tratar de sacar lo mejor de mí, por inculcarme buenos valores y motivarme a prepararme tanto en ámbitos personales como profesionales. Gracias por sus buenos consejos y por fungir como mi pilar en todo lo que he hecho.

Al Ministerio de Agricultura (MA), por ser parte de mi experiencia laboral y apoyarme parcialmente, mientras estuve cursando la maestría.

Al Centro Agronómico Tropical y Enseñanza (CATIE) y a todos sus maestros, por permitirme formar parte de su cuerpo estudiantil, por todos los conocimientos adquiridos y por brindarme una experiencia amena a pesar de estar en tiempos de pandemia.

Al Ministerio de Educación Superior, Ciencia y Tecnología (MESCYT) como mi institución becaria, por brindarme esta gran oportunidad de seguir preparándome profesionalmente.

A todos mis compañeros de maestría, especialmente a los de Economía, Desarrollo y Cambio Climático, por tornar mi estadía por el CATIE más amena, por tantos bonitos momentos y por hacerme sentir parte de una gran familia.

A Patricia Lamelas y Gabriela Sarmiento, por sacar de su tiempo y aportar mediante sus conocimientos al desarrollo de esta investigación, sin su apoyo hubiese sido imposible analizar los costos en este estudio.

A mis tutores y asesores de tesis, Róger Madrigal, Bárbara Viguera y Miguel Cifuentes, por apoyarme durante el transcurso del desarrollo de esta investigación, por brindar sus conocimientos técnicos e impulsarme a aprender, por tener la paciencia y sin saberlo lidiar conmigo en momentos difíciles de mi vida.

CONTENIDO

Dedicatoria	III
Agradecimientos	IV
1. Introducción	1
1.1 Revisión de literatura	3
2. Metodología	9
2.1 Área de estudio	9
2.2 Proceso metodológico.....	10
2.3 Índice de vulnerabilidad costera	10
2.4 Escenarios de cobertura de manglar	13
2.5 Comparación del índice de vulnerabilidad costera de los distintos escenarios ..	14
2.6 Priorización de áreas de conservación y restauración de manglar.....	15
2.7 Limitantes del modelo de vulnerabilidad costera de InVEST	16
2.8 Análisis de costos.....	16
2.9 Supuestos planteados en los escenarios y el análisis de sus costos	17
3. Resultados y discusión	18
3.1 Vulnerabilidad costera con la cobertura de manglar actual (Línea Base)	18
3.2 Índices de vulnerabilidad en los diferentes escenarios de cobertura de manglar	21
3.3 Identificación de áreas recomendadas para reforestar y conservar.....	22
3.3 Análisis de costo	23
3.3.1 Análisis de sensibilidad de los costos de restauración.....	24
4. Conclusiones	25
5. Literatura citada.....	27
6. Anexos.....	34

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1. Estudios donde se ha aplicado el Modelo de Vulnerabilidad Costera de InVEST.....	5
Cuadro 2. Costos de reforestación y restauración de manglares.....	8
Cuadro 3. Variables del modelo de vulnerabilidad costera de InVEST, insumos requeridos y su fuente de obtención.....	11
Cuadro 4. Ejemplo de clasificación de la exposición según las características de las variables biogeofísicas de la costa.....	12
Cuadro 5. Parámetros insertados al modelo.....	13
Cuadro 6. Cobertura de manglar en los distintos escenarios y cambios respecto a la LB..	14
Cuadro 7. Estructura del análisis para comparar la vulnerabilidad costera en los distintos escenarios de cobertura de manglar.....	15
Cuadro 8. Actividades que conlleva restaurar el manglar y su respectivo costo por ha.....	17
Cuadro 9. Distribución de vulnerabilidad costera en Montecristi bajo los distintos escenarios de cobertura de manglar.....	21
Cuadro 10. Costos totales de restaurar el manglar en los distintos escenarios.....	24
Cuadro 11. Salarios diarios utilizados para realizar el análisis de sensibilidad respecto a los costos de la mano de obra.....	25

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Mapa de ubicación del área de estudio. Zona costera de Montecristi, República Dominicana.....	9
Figura 2. Proceso metodológico.....	10
Figura 3. Mapa de la vulnerabilidad costera de Montecristi (actual).....	19
Figura 4. Media los valores asumidos por las variables tomadas en cuenta para medir la vulnerabilidad costera en la costa de Montecristi.....	20
Figura 5. Rol del manglar en la reducción de la vulnerabilidad en la LB (actual).....	20
Figura 6. Identificación de áreas recomendadas para forestar y conservar el manglar según su potencial de reducción de la vulnerabilidad.....	22
Figura 7. Análisis de sensibilidad del costo de restaurar o plantar una hectárea de manglar por la escala del proyecto.....	24
Figura 8. Análisis de sensibilidad del costo de restaurar o plantar una hectárea de manglar por el costo de la mano de obra.....	25

LISTA DE ABREVIATURAS Y ACRÓNIMOS

RD	República Dominicana
SE	Servicios ecostistémicos
PNUMA	Programa de las Naciones Unidas Para el Medio Ambiente
SEMARENA	Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales
MIMARENA	Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales
PIB	Producto Interno Bruto
BCRD	Banco Central de la República Dominicana
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
SIG	Sistemas de Información Geográfica
InVEST	Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs
IE	Índice de Exposición
HAZUS	Hazards United States
ARIES	Artificial Intelligence for Ecosystem Services
CERA	Coastal Emergency Risk Assessment
SLR	Sea Level Rise
LB	Línea Base
AbE	Adaptación basada en Ecosistemas
GEI	Gases de efecto invernadero
CEBSE	Centro para la Conservación y Ecodesarrollo de la Bahía de Samaná y su Entorno
SCBD	Secretariat of the Convention on Biological Diversity

Influencia del manglar en la reducción de inundaciones y erosión en la provincia de Montecristi, República Dominicana

Albert Ortega Díaz

Centro Agronomico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE)

albert.ortega@catie.ac.cr

Resumen

Integrar los manglares en el manejo del área costera permite contrarrestar la erosión y las inundaciones costeras. Estos son fenómenos que representan una amenaza para el bienestar de las comunidades costeras y la sostenibilidad de las actividades económicas que se realizan en estas zonas. En este estudio se determinó la influencia del manglar en la reducción de la vulnerabilidad de las costas en Montecristi, República Dominicana, se identificaron áreas a priorizar para conservar o establecer nuevo manglar según su potencial de reducción de la vulnerabilidad y se estimó el costo que colleva restaurar/reforestar el manglar. Para determinar la influencia del manglar en la vulnerabilidad costera, se emplea el modelo de vulnerabilidad costera de InVEST y se establecieron distintos escenarios de la cobertura del manglar que suponen aumentos, pérdidas y la no existencia del manglar. Los resultados no muestran una gran diferencia en la vulnerabilidad costera actual respecto a la vulnerabilidad costera en los escenarios planteados, a excepción del escenario que supone la no existencia del manglar, donde el porcentaje de costa con una vulnerabilidad alta aumenta de manera considerable. Lo anterior resalta la importancia del manglar como factor clave que incide positivamente en la minimización de la erosión y las inundaciones costeras. Asimismo, el modelo identifica zonas de la costa donde este efecto es mayor, en consideración de aspectos geomorfológicos del entorno. Por otro lado, se estimó que el costo de restaurar el manglar, ronda los USD 2,453 por ha. Nuestros resultados podrían ser de utilidad para los tomadores de decisiones, ya que otorgan criterios de dónde focalizar los esfuerzos de conservación y restauración del manglar en Montecristi.

Palabras clave: Servicios ecosistémicos, restauración, vulnerabilidad, protección costera, InVEST, adaptación basada en ecosistemas.

Abstract

To integrate the mangroves in the coastal management allows to counteract coastal erosion and floods, which are phenomena that represent a threat to the well-being of coastal communities and the sustainability of the economic activities carried out in these areas. In this study has been determined the influence of mangrove reducing the coastal vulnerability in Montecristi, Dominican Republic, areas to prioritized to conserve or establish new mangrove were identified according to their vulnerability reduction potencial and the cost of restoring / reforesting the mangrove was estimated. To determine the influence of the mangrove on coastal vulnerability, we used the InVEST coastal vulnerability model and established different scenarios of the mangrove cover that suppose increases, losses and the non-existence of the mangrove. Our results do not show a great difference in the current coastal vulnerability respect to coastal vulnerability in the raised scenarios, with the exception of the scenario that supposes the non-existence of the mangrove, where the percentage of coastal with high vulnerability increases considerably. These results highlight the positive role of mangroves to mitigate the effect of floods and erosion in the coastline. Furthermore, our model identifies key areas for the restoration and protection of mangroves, in attention to the geomorphological characteristics of the study site. The cost of restoring the mangrove was estimated to be around USD 2,453. Our results could be useful for decision makers because they provide criteria about where to intervene the mangrove that would provide greater protection to the coast in Montecristi.

Keywords: Ecosystem services, restoration, costs, coastal protection, InVEST, ecosystem-based adaptation.

Introducción

Las áreas costeras representan menos de un 10% de la superficie terrestre y poseen un poco más de un tercio de la población mundial (Zhang et al. 2021). Los ecosistemas costeros están constantemente expuestos a fenómenos como los huracanes, la erosión, la acción de las olas, el aumento del nivel del mar y el desarrollo costero insostenible (Kayte 2019). Estos fenómenos degradan los ecosistemas y por tanto, reducen los servicios brindados por estos, poniendo en riesgo el bienestar y los medios de vida de las comunidades costeras (Lau et al. 2019).

Los riesgos de desastres en las zonas costeras incrementarán con los efectos del cambio climático, incluso en los escenarios más optimistas de emisiones de Gases de Efecto Invernadero (GEI) se pronostica un incremento de la temperatura media global de 1.5°C para el año 2050 (IPCC 2021). Un escenario así traería consecuencias como el fortalecimiento de los huracanes y el aumento del nivel del mar, por consiguiente, el incremento de la severidad y frecuencia de las inundaciones en las costas bajas, la intensificación de la erosión en las playas arenosas y la intrusión de agua salada en los acuíferos cercanos a la costa (Hoegh-Guldberg et al. 2018, IPCC 2021). Las consecuencias que podría traer el aumento de 1.5°C en la temperatura media global amerita que se promuevan medidas de adaptación que además de reducir los riesgos climáticos, sean capaces de promover el desarrollo sostenible de la economía (Munang et al. 2013).

Una de las estrategias para contrarrestar los efectos del cambio climático (CC) podría ser integrar la biodiversidad y servicios ecosistémicos en los planes de adaptación (SE), dicho de otro modo, implementar medidas de la Adaptación basada en el Ecosistema (AbE) (SCBD 2009). En áreas costeras, la restauración y conservación de los manglares ha sido resaltada como una importante practica de AbE (Scarano 2017, SCBD 2009), esto debido a su capacidad de capturar Dióxido de Carbono (CO₂) y a su vez, brindar protección ante las olas, vientos y erosión (Bhaskaran 2017, Mcivor et al. 2012, Ruggiero et al. 1997).

Los manglares son bosques tropicales y subtropicales costeros que se ubican en la zona intermareal, y son considerados de vital importancia, debido al gran número de bienes y servicios que brindan a los seres humanos (Barbier 2017, Sandilyan y Kathiresan 2015). Pese a su importancia, los manglares son ecosistemas altamente amenazados y se estima una pérdida de alrededor del 35% (1980-2000) de su cobertura global (Barbier 2017). La principal causa de pérdida de cobertura de manglar se atribuye a las actividades humanas, entre ellas, el cambio en el uso de los suelos, la modificación del cauce de los ríos, el desarrollo costero descontrolado, la conversión a materia prima y en menor medida, a causas naturales que indirectamente podrían ser potenciadas por la actividad del hombre, como eventos climáticos extremos (ej. sequías, olas de calor, huracanes, inundaciones extremas) y erosión costera por efecto del oleaje (Numbere 2019, Paul et al. 2018, Goldberg et al. 2020).

Dentro de los países categorizado como altamente vulnerable a los efectos del cambio climático, se encuentra República Dominicana; esto debido a su tamaño, ubicación geográfica y su economía en vías de desarrollo basada en sectores vulnerables a los patrones climáticos (Martó et al. 2014). República Dominicana es un país caribeño que

forma parte de una pequeña isla compartida con Haití, llamada La Española. Por su posición geográfica, RD se ve expuesta a fenómenos hidrometeorológicos como tormentas y huracanes (Aide y Grau 2004, Pichler y Striessnig 2013). Entre los años 1980 y 2010, este país experimentó un promedio de 1.6 desastres naturales por año, teniendo pérdidas económicas anuales de USD\$84 millones.

Según el SEMARENA et al. (2004), bajo cualquiera de los escenarios del IPCC, en el país habrá un aumento del nivel del mar entre 12.71 (is92c) y 105.67 cm (is92f) para 2100. Esta situación agravará la erosión costera y sumergirá las costas bajas de la República Dominicana. Esto representaría pérdidas económicas graves, ya que para el país, el mantenimiento de las playas en buen estado es importante debido a que el turismo de sol y playa es la principal causa de visita extranjera y entre los años 2016-2020 el sector turismo aportó el 16% del PIB nacional (BCRD 2016, Mercado y Lassoie 2002). Según Wielgus et al. (2010) el potencial impacto económico de la erosión costera en RD entre los años 2010 y 2020 fue entre \$52 y \$100 millones en pérdidas de ingresos para el sector hotelero.

Dada la importancia de los ecosistemas de manglar, las autoridades de RD protegen los manglares de la deforestación y degradación mediante el decreto N° 531/90, así mismo, se declara de alto interés nacional la protección y rehabilitación de los manglares existentes mediante el Decreto N° 303/87. Por otro lado, dentro de los objetivos del Plan Nacional de Adaptación al Cambio Climático, está el gestionar un fondo para la recuperación de manglares, estuarios, arrecifes coralinos y otros ecosistemas costero-marinos, que contribuyan a aumentar la resiliencia ante los efectos del cambio climático (MIMARENA et al. 2016). No obstante, si se busca usar la cobertura de manglar como protección ante futuras inundaciones y la erosión, se debe conocer dónde el manglar tiene el mayor potencial de reducir la vulnerabilidad de la costa.

Dentro de la zona litoral de RD se encuentra Montecristi, el área de estudio de la presente investigación. Montecristi es una provincia localizada en la costa noroccidental del país, con altos índices de pobreza, susceptible a inundaciones y muy vulnerable ante los efectos del cambio climático PNUD (2016). Cabe destacar que por vulnerabilidad, se hace referencia a la incapacidad actual de un ente de afrontar los cambios o las presiones externas, como las condiciones cambiantes del clima (IPCC 2014).

En este estudio se pretende determinar la influencia del manglar en la reducción de la vulnerabilidad costera ante la erosión e inundación en Montecristi; identificar zonas a priorizar para plantar o conservar el manglar, según su potencial de brindar protección a la costa, y estimar el costo de intervenir la cobertura de manglar.

La información acerca de los costos de intervenir la cobertura de manglar y el posible impacto de las intervenciones en la vulnerabilidad costera permite a los tomadores de decisiones tener criterios más objetivos y confiables a la hora de planificar o crear políticas de manejo del área de costa (Montuschi 2017). A pesar de que en el país se han realizado análisis de riesgos y de vulnerabilidad ante desastres, en RD no existe literatura acerca de cómo los hábitats influyen en la vulnerabilidad de las costas.

1.1 Revisión de literatura

Los servicios ecosistémicos (SE) tienen una distribución espacial heterogénea a través de los paisajes y su flujo se ve afectado por alteraciones en los ecosistemas (García et al. 2016). Estudios como el de Mukherjee et al. (2014), resaltan que los ecosistemas de manglar tienen la facultad de brindar diversos SE, entre ellos el secuestro de carbono, la mejora de la productividad pesquera alrededor del manglar, el embellecimiento del paisaje, la biorremediación del agua, servir de indicador de riesgos ambientales, proporcionar madera, recursos farmacéuticos y brindar protección costera, siendo este último el SE analizado en esta investigación.

El manglar es uno de los ecosistemas marinos que proporciona el SE de protección costera, es decir, sirven como defensa natural de la costa frente a la erosión y las inundaciones provocadas por las olas y tormentas (Guisado-Pintado et al. 2016). La protección costera es un SE de suma importancia, porque contribuye a la mitigación de las posibles pérdidas económicas y de vidas que podrían provocar eventos como los huracanes, las inundaciones y la erosión costera (Das y Vincent 2009, Menéndez et al. 2018). Sin duda alguna, el manglar tiene un impacto en la reducción de la vulnerabilidad de las costas, no obstante, la importancia de este rol depende de las características geográficas de la costa, así como la frecuencia e intensidad de las amenazas costeras (Guisado-Pintado et al. 2016).

Para evaluar la vulnerabilidad de las costas, se pueden utilizar distintos enfoques, por una parte se encuentran los modelos basados en la medición de indicadores como el aumento del nivel de mar, la elevación y la población viviendo en el radio de influencia de inundaciones y erosión costera (Barbier 2015, Biondi y Guannel 2018). Estos modelos suelen ser complejos y arrojan resultados cuantitativos, a veces por cada indicador, otras veces de forma conjunta (Ramieri et al. 2011). Por otra parte, están los modelos basados en índices, donde se clasifica mediante rangos a las variables, que influyen en la vulnerabilidad de la costa (de Andrade et al. 2019, Gornitz 1991). Estos modelos, en cambio, son más utilizados y fáciles de interpretar, porque arrojan resultados cualitativos, generalmente, un número sin unidad métrica que resume todas las variables tomadas en cuenta (Ramieri et al. 2011).

Ambos métodos suelen auxiliarse de sistemas computacionales y de Sistemas de Información Geográfica (SIG) para realizar los cálculos y visualizar los resultados (Ramieri et al. 2011, Torresan et al. 2019). Dentro de los modelos que se han utilizado para evaluar el potencial del manglar en la reducción de la vulnerabilidad costera se encuentran HAZUS (Menéndez et al. 2018), ARIES (Bagstad et al. 2011), CERA (Tomiczek et al. 2018) y el Modelo de Vulnerabilidad Costera de InVEST. En esta investigación se utilizó el modelo de vulnerabilidad costera de InVEST, debido a que su empleo requiere menos experticia técnica en comparación a los modelos basados en resolución de procesos (medición de indicadores), requiere de baja capacidad de computación, la mayoría de datos que se necesitan para correr el modelo está disponible en bases de datos internacionales y el uso del modelo está ampliamente documentado (Narayan et al. 2016).

El modelo de vulnerabilidad costera de InVEST produce una estimación cualitativa de la exposición de la costa ante la erosión e inundación, en términos de un índice de

vulnerabilidad (Daily et al. 2018). Puesto que el índice de vulnerabilidad es estimado a partir de la exposición, dadas las características biogeofísicas de la costa, en este estudio se utiliza un concepto operacional de vulnerabilidad costera, que puede llegar a ser sustituible con exposición costera. El término de vulnerabilidad costera empleado en esta investigación, iría más acorde con el de Armenio et al. (2021), que la define como la susceptibilidad del área costera a ser influenciada por fenómenos como la inundación y la erosión.

El modelo de vulnerabilidad costera de InVEST se ha aplicado para elaborar mapas de riesgo ante la erosión e inundación de la costa, estimar cambios en la vulnerabilidad costera por el aumento del nivel del mar (Onat et al. 2018) o por intervenciones en los ecosistemas costeros (Jackson et al. 2020), y determinar dónde la conservación y restauración de hábitats tendrían el mayor potencial de proteger las comunidades (Arkema et al. 2013). El Cuadro 1 recoge algunos estudios previos que utilizan InVEST para evaluar la vulnerabilidad costera a distintas escalas y cambios en ésta. Como se puede observar, la vulnerabilidad costera depende de las características biogeofísicas presentes en la costa, y en la línea costera tanto los factores impulsores de la vulnerabilidad (olas, viento, aumento del nivel del mar), como aquellos que protegen la costa (altura, geomorfología, hábitats) se ven interconectados (Guisado-Pintado et al. 2016).

Cuadro 1. Estudios donde se ha aplicado el Modelo de Vulnerabilidad Costera de InVEST

Autor (año)	Lugar/ escala	Objetivo	Resultados
Silver et al. (2019)	Las Bahamas / Local	Identificar áreas donde los ecosistemas marinos y costeros (algas marinas, manglares, arrecifes de coral, matorrales, pino caribeño) proveen protección a las comunidades vulnerables, el rol que juegan los ecosistemas en la protección costera y el aumento de la importancia de este rol ante proyecciones de aumento del nivel del mar para los años 2040 y 2100.	Determinaron que, si desaparecen los hábitats costeros en Las Bahamas, la cantidad de segmentos de costas en la categoría de vulnerabilidad más alta se cuadruplicaría. Por otro lado, identificaron que los factores geomorfología (sustratos suaves), el potencial de marejada y la baja altitud sobre el nivel del mar son factores clave en las zonas con alta vulnerabilidad costera, en Las Bahamas.
Arkema et al. (2013)	Estados Unidos / Regional	Crear el primer mapa nacional de reducción de riesgo costero debido a la presencia de hábitats naturales (manglares y otros árboles y arbustos costeros, marismas, arrecifes de coral, dunas, bosques de algas, pastos marinos) en Estados Unidos.	Determinaron que el 67% de la costa de Estados Unidos está siendo protegida por hábitats costeros y que si los hábitats desaparecieran se duplicaría la extensión de área de costa altamente vulnerable ante tormentas y aumento del nivel del mar.
Bøgeberg et al. (2017)	Condados de Grays Harbor y Pacific, Estados Unidos / Local.	Crear una guía de cómo se podrían emplear los resultados de la evaluación de la vulnerabilidad costera en los Condados de Grays Harbor y Pacific, Estados Unidos.	Calcularon cambios de vulnerabilidad en la línea costera de los condados de Grays Harbor y Pacific. En escenarios donde los hábitats desaparecen sube el porcentaje de segmentos de costa en la categoría de vulnerabilidad más alta, en el Condado de Pacific se incrementa de 0% a 18% y en el Condado de Grays Harbor de 0% a 20%
Jackson et al. (2020)	Condados de Escambia y Santa Rosa, Estados Unidos / Local.	Determinar cambios en la vulnerabilidad costera bajo distintos escenarios de aumento del nivel del mar y manejos de hábitats (se protege y aumenta el área de hábitats, permanece igual, se reduce el área cubierta por hábitats)	Los resultados muestran como la exposición costera llega a variar según las políticas de manejo de hábitats. En el escenario donde se pierde área de hábitats costeros, los segmentos de costa en la categoría de vulnerabilidad muy alta se triplican, mientras que, en escenarios de aumento de la cubierta de hábitat, el porcentaje de costa en la categoría de vulnerabilidad

			baja se duplica respecto a su línea base (estado actual de los hábitats).
Sathiya et al. (2020)	Pantano de Vedaranyam, India / Local	Determinar variaciones en la vulnerabilidad costera ante la erosión e inundaciones, debido a cambios en los usos de suelo en la costa.	Sus modelaciones muestran un aumento en la vulnerabilidad costera, asociado al cambio de usos de suelo como manglares, dunas y marismas por actividades comerciales como salinas, granjas acuáticas y turismo. Identifican que la alta vulnerabilidad en Arroyo Serttaikadu se debe a la influencia de las mareas y un efecto acumulativo de las características biogeofísicas, dígase baja altitud, suelos de arena, no presencia de hábitats y alto potencial de marejada ciclónica. Por otro lado, la baja vulnerabilidad costera en sus otras áreas de estudio es atribuida a la presencia del manglar y bosques costeros
Onat et al. (2018)	Hawái / Local	Identificar cuáles parámetros ambientales son los que más afectan la vulnerabilidad costera en Hawái. Identificar las zonas costeras vulnerables y determinar vínculos entre la evaluación de la vulnerabilidad costera y la planificación del desarrollo.	Determinaron que la presencia de arrecifes en el fondo marino de las islas, tiene un importante rol en la reducción de la vulnerabilidad costera, debido a que reducen el nivel de las inundaciones. Por otro lado, identificaron que los factores que más afectan la vulnerabilidad costera en Hawái son la geomorfología (playas de arena y suelos blandos) y la alta exposición a la acción de las olas, esto porque los ambientes de olas altas son predominantes en todo el archipiélago de Hawái.

El planteamiento de escenarios del rol de los hábitats en la vulnerabilidad costera, ha sido utilizado por distintos autores para generar información que podría servir de apoyo a planificadores y tomadores de decisiones. Estos escenarios permiten definir donde se deberían enfocar los esfuerzos de proteger y restaurar los ecosistemas, en orden de reducir la vulnerabilidad costera (Hernández-Blanco et al. 2021, Bøgeberg et al. 2017, Jackson et al. 2020). Sin embargo, el costo de reforestar y restaurar manglares puede ser alto y varía (cuadro 2), según el nivel de degradación, el costo de mano de obra, el método de la restauración y la accesibilidad del área (McNally et al. 2011, Adame et al. 2015). Los costos de reforestación del manglar pueden estimarse de información de proyectos, resultados de discusiones de grupos focales y visitas de consulta a instituciones locales o gubernamentales (Tuan y Tinh 2013). En República Dominicana, el Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales (MIMARENA), además de algunas ONGs locales como el CEBSE y Fundación Verde Profundo, han llevado cabo acciones de restauración de manglar, sin embargo, no existe información sistematizada acerca de los costos de restauración de manglares realizados en el país.

El éxito de los proyectos de restauración de los ecosistemas de manglar, puede verse influenciado por los métodos o tipos de intervenciones realizadas. Por ejemplo, los proyectos donde se realiza solo reforestación de manglar en lugares que anteriormente había manglar, suelen ser menos exitosos que aquellos donde se realizan restauraciones hidrológicas (devolver el flujo de agua a un estado más natural, parecido al de antes de ser alterado por actividades antropogénicas), o sea, si las pérdidas se deben a problemas hidrológicos, la mera acción de reforestar no elimina la causa original de las pérdidas en la cobertura (Lewis 2001). La restauración hidrológica hace posible la restauración del manglar por sí mismo, no obstante, cuando esto no ocurre y/o se busca acelerar el proceso de la restauración, lo que se suele hacer es sembrar luego de hacer la restauración hidrológica, esta práctica se conoce como restauración natural asistida. Por otro lado, está el método de excavación y rellenado, este es el método de restauración más costoso porque conlleva uso de maquinaria para realizar grandes movimientos de tierra, con el fin de restaurar el paisaje físico y facilitar el flujo de la marea (Lewis 2001, Abbot y Marohasy 2014).

Debido a que la provisión de servicios ecosistémicos no es lineal en el espacio ni en el tiempo, la selección del área a restaurar o conservar es muy importante. Autores como Arkema et al. (2013) han priorizado áreas a conservar o restaurar luego de localizar dónde los ecosistemas costeros tienen el mayor potencial de proteger a las comunidades costeras; para ello se toma en cuenta la información demográfica del área de estudio y el valor de las propiedades que los ecosistemas protegen. Otros autores como Adame et al. (2015) recomiendan priorizar las áreas con base en los conocimientos ecológicos, económicos y las restricciones sociales, es decir, localizar dónde la restauración del manglar lograría que se maximice el suministro de algún SE de interés a un bajo costo. Por otro lado, autores como Bøgeberg et al. (2017) y Hernández-Blanco et al. (2021) han utilizado el modelo de vulnerabilidad costera de InVEST, específicamente la salida del rol de hábitats, para identificar donde el manglar tiene el mayor potencial de reducir la vulnerabilidad costera frente la erosión y la inundación. En esta investigación se empleó esta última metodología para detectar dónde los esfuerzos de restaurar o conservar el manglar generarían el mayor impacto en la reducción de la vulnerabilidad.

Cuadro 2. Costos de reforestación y restauración de manglares

Región/País	Tipo de intervención	Costo (US\$/ha) Actualizado a USD 2021	Caracterización	Fuente
Global	Reforestación	Entre 202 y 489	Se suele tener una baja tasa de éxito por no tomar en cuenta la tolerancia de los manglares a las inundaciones de la marea.	(Lewis 2001)
Global	Restauración hidrológica	Mínimo reportado 455	Con una planeación adecuada tienen una alta tasa de éxito. En caso de que se requiera plantar su costo podría duplicarse.	
Global	Excavación y rellenado	Hasta 436,893	Es muy costoso debido a los altos costos de movimientos de tierra a gran escala y puede no ser costo efectivo excepto en ciertos casos.	
Global	Promedio de varios métodos: Facilitación de recuperación natural a través de siembra de semillas, propágulos y plántulas, siembra de árboles pequeños, restauración hidrológica.	3,283	Promedio de costo de restauración de los diversos métodos. Destaca que es más barato restaurar en países en vías de desarrollo y que aquellos proyectos donde se facilita la restauración natural a través de plantación suelen tener mayor tasa de éxito.	(Bayraktarov et al. 2016)
Vietnam	Reforestación	1,678	Incluye plántulas y labores de preparación del terreno. La conservación del manglar costó USD\$17/ha por año y conlleva acciones como poda y vigilancia para evitar extracción ilegal de madera.	(Nguyen 2015)
México	Restauración hidrológica y reforestación.	6,320	Identificaron los lugares donde sería más costo-efectiva la restauración o conservación del manglar, los costos de restaurar el manglar por hectárea fueron determinados a partir de proyectos anteriormente realizados en la región.	(Adame et al. 2015).
Indonesia	Restauración hidrológica y restauración natural asistida	1,585	Los pobladores realizaron trabajo voluntario, por tanto, no se incluyen los costos de mano de obra. Crearon canales para restaurar el flujo del agua, seleccionaron propágulos y los sembraron en áreas adecuadas.	(Brown et al. 2014)
Kenia	Reforestación	1,147	Incluye preparación de terreno, colección de propágulos, costo de establecimiento y mantenimiento.	(Kairo et al. 2009)
Estados Unidos y el Caribe	Restauración hidrológica y reforestación mediante plántulas o propágulos.	Entre 2,403 y 7,209	Destaca que los costos de restaurar varían en función de los métodos utilizados, la densidad de siembra utilizada y el valor del material de siembra y mano de obra del lugar a intervenir.	(Flores-Verdugo et al. 2005)

Metodología

2.1 Área de estudio

El área de estudio se encuentra en toda la línea costera de la provincia de Montecristi, República Dominicana. Esta provincia forma parte de la Región del Cibao, en el Noroeste del país. Posee una superficie de 1,895.09 km², conformada por seis municipios: Montecristi, que es el municipio cabecero, Pepillo Salcedo, Castañuela, Villa Vásquez, Guayubín y Las Matas de Santa Cruz. El área de estudio abarca el litoral de esta provincia, entre la desembocadura del Río Masacre en la Bahía de Manzanillo y Punta Rucia (figura 1).

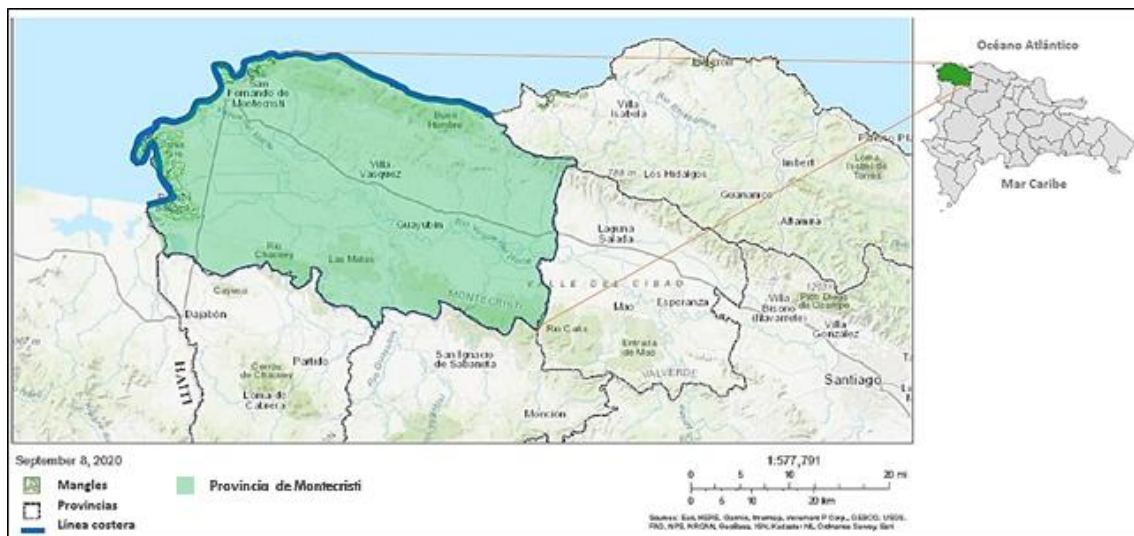


Figura 1. Mapa de ubicación del área de estudio. Zona costera de Montecristi, República Dominicana. Elaboración propia, 2020.

El clima de la provincia de Montecristi es semiárido; tiene una precipitación media anual de 700 mm y una temperatura promedio de 26.5 °C. En la zona se presenta un periodo de sequía que va desde mediados de enero a marzo (Veloz y Abreu 2013). El 31.58% de los suelos son considerados adecuados para cultivos, el 33.64% solo apto para arroz y un 34.78% solo son aptos para cultivos perennes, forestales y conservación de vida silvestre. Esta provincia tiene relevancia biológica, ya que posee 9 áreas protegidas (ONE 2010) y cuenta con 5660 ha de manglares, actualmente es donde se encuentra la mayor proporción de manglar de RD (Meyer et al. 2013). El turismo está concentrado en el municipio de Montecristi, sin embargo, toda el área costera posee potencial turístico; los lugares más concurridos por los visitantes son los Cayos Siete Hermanos y el Morro (Marcano 2021).

Según el último censo, realizado en el 2010, Montecristi cuenta con una población de 109,607 personas, tiene una densidad poblacional de 58.1 habitantes/km² (ONE 2012). En esta provincia el índice de pobreza es superior al promedio nacional, el índice de desarrollo humano es inferior al de la media nacional y alrededor de una cuarta parte de la economía provincial es originada por el sector agrícola (MEPyD 2017).

Montecristi es una provincia muy susceptible a inundaciones, principalmente en la boca del Río Yaque del Norte, por la acción conjunta de crecidas fluviales con las marejadas durante eventos meteorológicos extremos (Caffrey et al. 2013), según los registros

históricos existentes, además está expuesta a tsunamis. La mayor proporción de la línea de costa está conformada por arena-lodo y arena (Geraldés et al. 1997) y el terreno de esta provincia es prácticamente una planicie con ligeras colinas, ninguna pasando los 600 m.s.n.m. (Escuer 2004).

2.2 Proceso metodológico

Para el desarrollo de esta investigación fueron utilizados distintos escenarios de intervenciones en la cobertura de manglar para determinar cómo cambios en este ecosistema provocan alteraciones en la vulnerabilidad de la costa de Montecristi (figura 2). Para identificar estos cambios en la vulnerabilidad se utilizó el modelo de vulnerabilidad costera de InVEST. De igual modo, este modelo fue utilizado para identificar las zonas donde la restauración o conservación del manglar podrían tener un mayor potencial en la reducción de la vulnerabilidad de la costa.

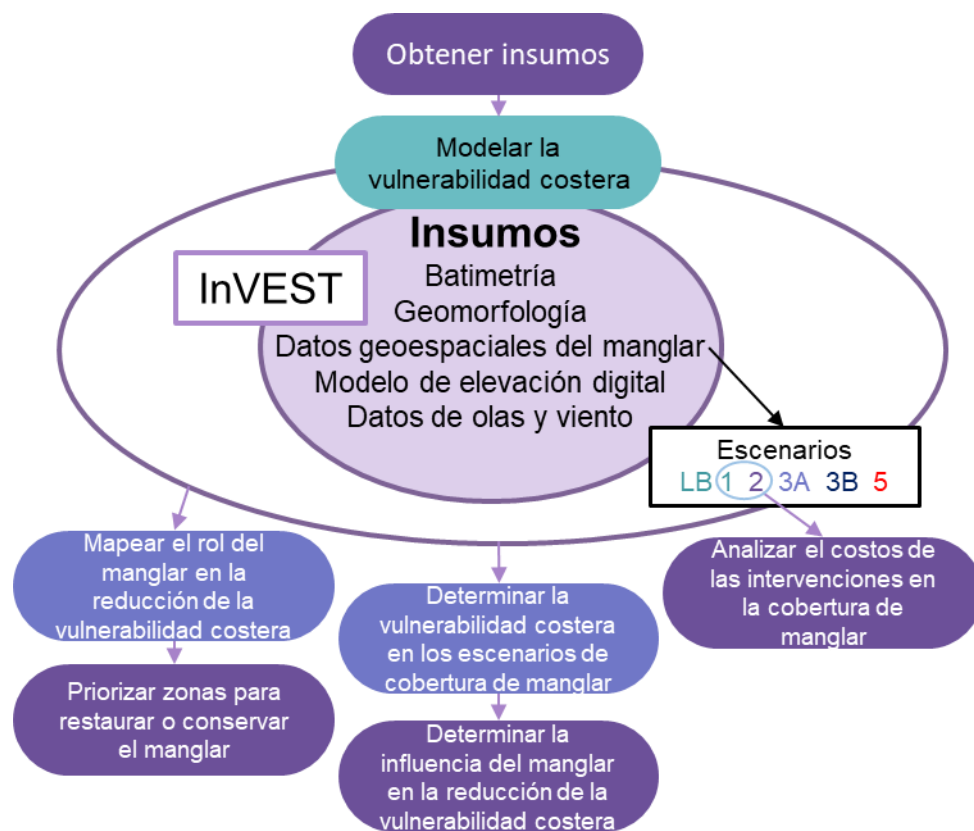


Figura 2. Proceso metodológico

2.3 Índice de vulnerabilidad costera

El modelo de vulnerabilidad costera de InVEST estima cualitativamente la exposición de la línea de costa en términos de un índice de vulnerabilidad. InVEST determina la vulnerabilidad de la costa a partir de 6 variables biogeofísicas (cuadro 3) del lugar. Estas incluyen el relieve, la exposición a las olas y vientos, la geomorfología, la presencia de hábitats y el potencial de marejadas ciclónicas. Tomando en cuenta estas variables, el modelo de InVEST diferencia las áreas de costa con una exposición alta con aquellas áreas de una exposición baja. Según la lógica del modelo, las zonas con una baja altitud,

compuestas por suelos blandos, expuestas a las olas y sin presencia de hábitats van a ser más vulnerable a la erosión e inundación que zonas altas, con suelos rocosos, presencia de hábitats y protegidos por promontorios ante las olas y vientos (Sharp et al. 2018). Los datos geoespaciales de las variables antes mencionadas fueron obtenidos a través de instituciones locales y bases de datos internacionales (cuadro 3).

Cuadro 3. Variables del modelo de vulnerabilidad costera de InVEST, insumos requeridos y su fuente de obtención.

Variable	Insumo	Fuente
Relieve	Modelo de Elevación Digital, a una resolución de 12.5m.	MIMARENA
Exposición a las olas	Capa vectorial (puntos) conteniente de datos históricos de los datos de la altura de las olas y la velocidad y dirección del viento.	WaveWatchIII (2005-2013)
Exposición al viento		
Potencial de marejada	Estimada por el modelo mediante una función entre la exposición al viento y la batimetría en las áreas cercanas a la costa. Resolución de la batimetría de 450m.	Batimetría (GEBCO, 2014) WaveWatchIII (2005-2013)
Geomorfología	Capa vectorial (línea) con la información geoespacial de geomorfología del área costera.	-Generado a través de una capa facilitada por el MIMARENA.
Hábitats naturales (Solo manglar)	Tablas de hábitats y capa shapefile con la información geoespacial de los manglares bajo los distintos escenarios de cobertura. La tabla de hábitats es un archivo .csv donde se indica el nivel y la distancia de protección que proporcional el manglar.	-La tabla de hábitats generada a partir las sugerencias del manual de InVEST. -Shapefiles obtenidos a través MIMARENA (2012), CATIE (2020) y generados por el investigador.

Después de introducir los insumos en el interfaz del modelo, InVEST calcula la vulnerabilidad de la costa combinando y clasificando las 6 variables biogeofísicas (cuadro 4) en un sistema de rangos que varían de 1 (exposición muy baja) al 5 (exposición muy alta). El IE índice de exposición es calculado a través de una media geométrica, donde cada una de las variables tiene el mismo peso.

$$IE = (R_{\text{Geomorfología}} R_{\text{Relieve}} R_{\text{Hábitats}} R_{\text{Exposición Viento}} R_{\text{Exposición Olas}} R_{\text{Marejada}})^{1/6}$$

Donde R_i representa la clasificación o rango de la i -ésima variable biogeofísica para el cálculo de IE.

Cuadro 4. Ejemplo de clasificación de la exposición según las características de las variables biogeofísicas de la costa.

Variable/Rango	muy baja	baja	moderada	alta	muy alta
	1	2	3	4	5
Geomorfología	Rocosa, acantilado alto, rompeolas	rompeolas pequeño, mamparos, Acantilado mediano	llanura pequeña, llanura aluvial	Playa de guijarros, lagunas	Playas de barrera, marismas, playas arenosas.
Relieve	Percentil 81 a 100	Percentil 61 a 80	Percentil 41 a 60	Percentil 21 a 40	Percentil 0 a 20
Hábitats Naturales (Solo manglar)	Arrecife de coral; mangle; bosque costero	Duna alta; pantano	Duna baja	Pastos marinos; quelpo	Sin hábitats.
Exposición a las olas	Percentil 0 a 20	Percentil 21 a 40	Percentil 41 a 60	Percentil 61 a 80	Percentil 81 a 100
Potencial de marejada ciclónica	Percentil 0 a 20	Percentil 21 a 40	Percentil 41 a 60	Percentil 61 a 80	Percentil 81 a 100

Fuente: Daily et al. (2018)

La variable geomorfología determinó la resistencia ante la erosión e inundación de un área de costa en función de su composición (Silver et al. 2019, Zhang et al. 2021). Se creó una capa de polilínea y se asignaron rangos a partir de las recomendaciones de la guía de usuario de InVEST (cuadro 4). La información de la composición de cada área de costa fue extraída de archivo vectorial facilitador por el MIMARENA.

El relieve es utilizado por el modelo para determinar cuáles zonas son más propensas a inundarse, las zonas con una mayor elevación sobre el nivel del mar son menos propensas a inundarse que aquellas con una menor elevación (Daily et al. 2018). El modelo asigna rangos de exposición a la elevación a partir de la elevación promedio de cada punto de costa (cuadro 4).

Los datos de olas y viento fueron extraídos del modelo WaveWatchIII. El manual de usuario en la web oficial de InVEST indica donde descargar estos datos globales que son producto de un análisis retroactivo de datos compilados durante 8 años (2005-2013) (Silver et al. 2019). Para determinar exposición ante olas y viento, InVEST utiliza el promedio del 10% de los datos de olas y vientos más fuertes registrados (Daily et al. 2018). No obstante, el modelo diferencia las olas oceánicas de aquellas olas que se forman localmente, y asigna un mayor peso en el aumento de la vulnerabilidad a las olas oceánicas (Sharp et al. 2018).

La marejada ciclónica (cuadro 4) es la elevación del nivel de mar debido al empuje del viento en condiciones de tormentas o huracanes a la superficie oceánica (Flather 2005). Para calcular el potencial de marejadas ciclónicas el modelo de vulnerabilidad costera utiliza los datos de viento y los contornos batimétricos. Mientras mayor sea la distancia en la que las aguas poco profundas tiene contacto con los vientos en condición de tormenta, mayor es el potencial de marejadas ciclónicas (Hopper y Meixler 2016, Sharp et al. 2018).

Además de los datos geoespaciales mencionados (Cuadro 3), el modelo requiere que le inserten parámetros (Cuadro 5), que quedan a criterio del usuario. Los valores de estos parámetros fueron asignados luego de realizar una revisión de literatura y recibir sugerencias de los moderadores en el foro de la comunidad de InVEST.

Cuadro 5. Parámetros insertados al modelo

Parámetro	Descripción	Valor Asignado	Fuente
Resolución	Distancia entre puntos de costa	250 metros	Silver et al. (2019), Jackson et al. (2020)
Radio promedio de elevación	Radio del círculo alrededor de cada punto de costa en el que se promedia la elevación respecto al nivel del mar.	2000 metros	(Silver et al. 2019)
Distancia máxima de alcance	Distancia utilizada por el modelo para determinar la exposición a olas y vientos. Con esta distancia determina cuales olas son oceánicas y cuales se generan localmente.	12,000 metros	(Daily et al. 2018)
Rango de protección y distancia de protección	Estos datos se insertan en archivo .csv de hábitats y sirven para instruir al modelo sobre la distancia y nivel de protección que otorgan los hábitats, en este caso el manglar.	Rango de protección: 1 Distancia de protección: 2000m	Sajjad et al. (2020), Silver et al. (2019)

2.4 Escenarios de cobertura de manglar

Para determinar cómo los cambios en la cobertura de manglar provocan alteraciones en la vulnerabilidad de la costa, se crean escenarios hipotéticos de la cobertura del manglar (cuadro 6) mediante el uso de SIG. Algunos de estos escenarios están asociados a intervenciones que buscan aumentar la cobertura de manglar, otros relacionados con pérdidas antropogénicas o causadas por fenómenos naturales y otro que supone la no existencia del ecosistema de manglar. Todos los escenarios planteados en esta investigación fueron validados mediante un taller virtual realizado con actores locales conocedores de los ecosistemas de manglar de la República Dominicana (anexo 1).

La línea base consiste en la cobertura del manglar de la provincia de Montecristi en el año 2020, estos datos fueron obtenidos de un mapa de uso de suelo generado por CATIE (2020), a partir de imágenes satelitales (Sentinel 2). Según esta fuente, en el 2020, había 5660 ha de manglar. La línea base fue utilizada para comparar el índice de vulnerabilidad costera bajo los distintos escenarios de cobertura.

El escenario 1 plantea una restauración del manglar a los mismos niveles que tenía en los años 80's, lo que conlleva un aumento de un 8.84% de la cobertura actual. Para determinar el área y la localización de la superficie de manglar existente en los 80's, se utilizó el programa Qgis y la herramienta Dztzaka classification con asistencia manual sobre imágenes satelitales de los satélites Landsat y Copernicus del 1985.

El escenario 2 consiste en que hipotéticamente se lleva a cabo un proyecto que pretende aumentar la cobertura del manglar, con el fin de reducir la vulnerabilidad de la costa. En este escenario se aumenta en 5% la cobertura de manglar, sin embargo, la siembra del nuevo manglar se realiza específicamente en zonas donde se concentran la mayor cantidad de puntos de costa con un índice de vulnerabilidad alta a media alta. Cabe

destacar que para determinar cuáles áreas de costa son las más vulnerables este escenario se auxilia de los resultados obtenidos en la línea base.

Los escenarios 3A y 3B son escenarios que suponen una pérdida del 25% de la cobertura actual del manglar, estas pérdidas se deben a la influencia de actividades antropogénicas y en ninguno de ellos se llevan a cabo actividades para disminuir o contrarrestar estas pérdidas. En el escenario 3A las pérdidas son causadas por la influencia de la actividad salinera, por lo que las pérdidas se encuentran en las zonas de manglar adyacentes a las salineras. En cambio, en el escenario 3B las pérdidas son relacionadas a la actividad agrícola, por lo que las pérdidas se localizan en áreas de manglar cercanas a canales o suelos de uso agrícola. Cabe decir que debido a la localización de las salineras y los terrenos de uso agrícola las pérdidas en estos escenarios se originan de tierra adentro hacia la costa.

Puesto que RD es un país que está expuesto al paso de los huracanes y que existen antecedentes de afecciones del manglar por el paso de huracanes en el país, el escenario 4 supone pérdidas del 25% de la cobertura respecto a la cobertura actual debido al paso de un huracán. Dichas pérdidas suelen tener un patrón heterogéneo, por esto, la localización de las pérdidas en este escenario fue tomada al azar utilizando la herramienta puntos aleatorios dentro de polígonos de Qgis. (Sherman et al. 2001).

El escenario 5 supone la no existencia de manglar. Este escenario no pretende reflejar proyecciones de pérdidas futuras, ni justificar cómo se podría llegar a una situación donde no existe el manglar, más bien, este escenario fue utilizado para estimar el rol del manglar en la reducción de la vulnerabilidad costera.

Cuadro 6. Cobertura de manglar en los distintos escenarios y cambios respecto a la LB.

No.	Escenario de Cobertura	Cobertura de manglar final	Cambio en la cobertura de manglar (%) [anual]	Cambio en la cobertura de manglar (por año)	Detalles
1	Incremento de la cobertura actual al nivel de los 80's	6160 ha	+8.84% [1.77%]	500.27 ha (100.05 ha)	Recuperar la cobertura de manglar al estado en el que estaba en los años 80's
2	Incremento de la cobertura mediante acciones de restauración +5%	5943 ha	+5% [1%]	283.00 ha (56.60 ha)	El aumento de cobertura se enfoca en las áreas más vulnerables
3A	Pérdida del 25% de la cobertura de manglar por actividad salinera	4245 ha	-25% [-5%]	-1415.01 ha (-283.00 ha)	Las pérdidas se localizan en zonas aledañas a las salineras
3B	Pérdida del 25% de la cobertura de manglar por actividad agrícola	4245 ha	-25% [-5%]	-1415.01 ha (-283.00 ha)	Las pérdidas se localizan en zonas cercanas a canales de uso agrícola y/o cercanos a terrenos de uso agropecuario.
4	Pérdida del 25% por el paso de un huracán	4245 ha	-25% [NA]	-1415.01 ha (NA)	Las pérdidas se localizan en parches distribuidos aleatoriamente por toda la superficie de manglar
5	No existencia del manglar	0 ha	-100% [NA]	NA	No existe la cobertura de manglar.

2.5 Comparación del índice de vulnerabilidad costera de los distintos escenarios

Para comparar la vulnerabilidad en los distintos escenarios de cobertura de manglar, se utiliza la metodología planteada por Bøgeberg et al. (2017), la cual consiste en calcular

los cambios porcentuales de puntos de costa en las categorías de vulnerabilidad de los escenarios comparados (anexo 2). Para hacer esto posible, primero, se calcula el porcentaje puntos de costa en 5 categorías de vulnerabilidad, donde cada categoría posee rangos con una misma amplitud de clase (Cuadro 7).

Cuadro 7. Estructura del análisis para comparar la vulnerabilidad costera en los distintos escenarios de cobertura de manglar.

Rango de vulnerabilidad	Categoría de vulnerabilidad	Línea costera con la cobertura de manglar actual (%)	Línea costera con la cobertura de manglar de los 80's (%)	Cambios
1.49 - 2.07	Baja	19.06%	19.06%	0.00%
2.07 - 2.66	Medio baja	25.67%	26.12%	+0.45%
2.66 - 3.25	Media	30.04%	29.93%	-0.11%
3.25 - 3.84	Media alta	19.28%	19.62%	+0.34%
3.84 - 4.42	Alta	5.94%	5.27%	-0.67%

Fuente: Elaboración propia siguiendo la metodología utilizada por Bøgeberg et al. (2017).

2.6 Priorización de áreas de conservación y restauración de manglar

Usando SIG se trazó una franja de manglar que recorre toda el área de costa analizada, por tanto, supone que el 100% de la línea costera está bajo algún grado de la protección del manglar. Este escenario extra fue utilizado para identificar zonas donde el manglar podría tener un mayor potencial en la reducción de la vulnerabilidad costera dadas características geomorfológicas de cada punto de costa analizado.

El rol del manglar fue calculado mediante InVEST, contrastando la vulnerabilidad costera en presencia del manglar con la vulnerabilidad costera sin presencia del manglar (Bøgeberg et al. 2017, Sharp et al. 2018). Con el rol del manglar fue creado un índice similar al de vulnerabilidad costera, sin embargo, solo con tres categorías (bajo, medio y alto). Dado que para determinar el rol reduciendo la vulnerabilidad costera, se utiliza un escenario que supone la presencia de manglar en toda la línea de costa, se utilizó el siguiente criterio para seleccionar las áreas a priorizar para plantar o conservar manglar: si en la actualidad existe manglar en una zona y se determinó que juega rol de medio a alto reduciendo la vulnerabilidad costera, entonces se identificó como área priorizada para conservar el manglar, del mismo modo, si en ese lugar no existe manglar, entonces fue recomendado para priorizada para plantar manglar.

Se utilizó una capa de amortiguación o influencia sobre los puntos de costa donde se detectó que el manglar tenía un rol de medio a alto en la reducción de la vulnerabilidad costera, esto para conocer el área del manglar que InVEST detectó que estaba influenciando en la reducción de la vulnerabilidad costera. La realización de este ejercicio fue necesario porque los resultados de InVEST son lineales, de tal modo que no consideran ni proporcionan áreas.

Por otro lado, se debe considerar que estas áreas fueron priorizadas considerando el potencial rol del manglar de brindar protección costera ante la erosión e inundación, sin tomar en cuenta otros SE, ni limitantes de tipo edáfico, legal, etc., que impidan la incorporación de manglar en otras áreas. También es importante mencionar que el

manglar es protegido por la ley de la RD mediante los decretos N° 531/90 y N° 303/87, en esa misma línea, puesto que el manglar funge de hábitat para varias especies y brindan una gran cantidad de bienes y servicios, lo ideal sería conservar la totalidad de su cobertura (Carugati et al. 2018).

2.7 Limitantes del modelo de vulnerabilidad costera de InVEST

El modelo no arroja resultados cuantitativos de la exposición costera, simplifica las complejas interacciones que suceden en los ecosistemas en una media geométrica donde todos los factores tienen el mismo peso, y no interactúan entre sí (ej. En el modelo, la acción del viento tiene el mismo peso sobre un terreno rocoso que sobre una playa arenosa). Por otro lado, InVEST asume que los hábitats protegen zonas con geomorfologías rocosas, desinflando la vulnerabilidad artificialmente. Este modelo es lineal y solo toma en cuenta la presencia o no de los hábitats y no cantidad, ni la calidad de los mismos. A esto se le suma que InVEST simplifica los datos de ola y viento usando solo el 90avo percentil, eso quiere decir que no toma en cuenta procesos progresivos como el incremento del nivel del mar o el efecto continuo del oleaje (Daily et al. 2018, Sharp et al. 2018). Otra limitante del modelo es que los resultados son relativos y están sujetos a la zona donde se realiza el análisis, lo que imposibilita realizar comparaciones directas con otros estudios. Adicionalmente, en esta investigación solo se han utilizado datos de manglar como hábitat, sin incluir otro tipo de hábitats naturales que contribuyen a reducir la erosión costera como arrecifes de coral u otros.

2.8 Análisis de costos

Se estimó el costo de restaurar y/o plantar el manglar en los escenarios 1 y 2. La información acerca de las actividades y el número de jornales que conlleva restaurar el manglar fue establecida según Rojas-Villeda (2017) con modificaciones sugeridas según el criterio y experiencia de Sarmiento (2021)¹ (Coordinadora de Programas en CEBSE). Para analizar los costos, se trataron las prácticas de plantar y restaurar el manglar como iguales, en cambio, en el texto empleamos los terminos de restaurar y plantar nuevo manglar para diferenciar si el esfuerzo es de establecer el manglar se propone en zonas donde previamente existía manglar y desapareció o zonas donde nunca ha existido presencia de manglar.

Las actividades de restaurar el manglar fueron clasificadas en aquellas que representan un costo fijo, que son las que no dependen de la cantidad de hectáreas de manglar a restaurar y aquellas que representan un costo variable, es decir que dependen directamente de la cantidad de hectáreas de manglar a restaurar (Cuadro 8). Cabe destacar que los montos estipulados y los requerimientos de mano de obra en esta investigación son los que manejan actualmente en el CEBSE.

¹ Sarmiento, G. 3 sep. 2021. Actividades y costos asociados a la restauración del manglar (correo electrónico). Samaná, República Dominicana, CEBSE.

Cuadro 8. Actividades que conlleva restaurar el manglar y su respectivo costo por ha.

Costos de restaurar el manglar por hectárea					
Costo Fijo					
Actividad	No. Jornales	Días	Costo	RD\$	USD\$
Establecimiento de vivero de manglar	-	-	-	\$750,000.00	\$13,220.52
Trabajo de vivero	5	1432	\$500.00	\$3,580,000.00	\$63,105.94
Subtotal				\$4,330,000.00	\$76,326.46
Costo Variable					
Actividad	No. Jornales	Días	Costo	RD\$	USD\$
Recolección de propágulos	3	2.39	\$1,000.00	\$7,170.00	\$126.39
Acondicionamiento de lugar	10	7	\$1,000.00	\$70,000.00	\$1,233.92
Plantación en las áreas seleccionadas	10	5	\$1,000.00	\$50,000.00	\$881.37
Subtotal				\$127,170.00	\$2,241.67
Costo Total					

Nota: Costo total = Costos fijos + (Costos variable x Número de hectáreas a restaurar)

Dentro de los costos fijos están el establecimiento del vivero y el salario de los trabajadores del vivero. Según Sarmiento (2021), el establecer un vivero cuesta RD\$750,000 y esta labor es realizada por una empresa externa al CEBSE. Por otro lado, según sus sugerencias asumimos que en el vivero trabajan 5 personas y se les paga RD\$500 el día, estas personas trabajan bajo la modalidad contrato durante todo el periodo del análisis de la intervención, lo que equivale a 1432 días de trabajo (5 años, 23.86 días al mes).

Dentro de los costos variables, está la recolección de propágulos, el acondicionamiento del lugar y la plantación de las áreas seleccionadas, todos estos son trabajos se realizan directamente en el terreno y se paga a RD\$1000 el día de trabajo. Una sola persona puede llegar a recoger alrededor de 5000 propágulos en 5 horas (en condiciones desfavorables) y se requieren 57,500 propágulos por hectárea a plantar de manglar (5 propágulos por m²), tomado en cuenta el 15% de mortalidad de los mismos. El acondicionamiento del lugar a plantar conlleva la limpieza y apertura de canales en los lugares que lo precisen, a 10 personas realizar esta labor tomaría alrededor 7 días por hectárea, mientras que plantar una hectárea de manglar les tomaría aproximadamente 5 días (Sarmiento, 2021).

Para probar la sensibilidad del costo promedio estimado de restaurar o plantar una hectárea de manglar, variamos los parámetros o supuestos asociados a los costos de la mano de obra y la escala de los proyectos (número de hectáreas a restaurar o plantar), manteniendo los demás supuestos invariables.

2.9 Supuestos planteados en los escenarios y el análisis de sus costos

1. El plazo de análisis de los escenarios es de 5 años.
2. La tasa de deforestación durante el periodo de análisis es de 0%, es decir, que no existe ninguna causa, ni grado de deforestación en ninguno de los escenarios, exceptuando porcentajes de deforestación previamente establecidos en los escenarios que suponen pérdidas por actividades salineras, agrícolas y por el paso de un huracán.

3. Todo el trabajo que implica la restauración o reforestación del manglar es realizada por jornales a los que se le desembolsa un pago, es decir, no existe trabajo voluntario.
4. En los escenarios de pérdidas de cobertura no se llevan a cabo ningún tipo de actividad para ralentizar o detener la deforestación, es decir, se llega al porcentaje de pérdidas anteriormente establecido.
5. Los costos de las herramientas de trabajo como picos, palas, machetes y demás, no están siendo contemplados en el costo de reforestar el manglar.
6. Los costos administrativos, logísticos, pagos de consultorías y costos de transacción no son tomados en cuenta en los costos de restaurar el manglar.

Resultados y discusión

3.1 Vulnerabilidad costera con la cobertura de manglar actual (Línea Base)

El modelo de vulnerabilidad costera indica que actualmente un 19.6% y 25.57% de la línea costera de Montecristi se encuentra dentro de las categorías de vulnerabilidad baja y media baja respectivamente, mientras que el resto de la línea costera se encuentra clasificada dentro de las categorías media (30.04%), media alta (19.28%) y alta (5.94%). Cabe destacar que actualmente el manglar provee protección a un 72.76% de la costa de Montecristi, sin embargo, los hábitats tienen un límite en la cantidad de protección costera que pueden otorgar y existen otros factores como la exposición a vientos y olas, el relieve y la geomorfología que influyen en la vulnerabilidad de la costa (Ruckelshaus et al. 2016, Hernández-Blanco et al. 2021).

La mayor parte de parte de la costa con una vulnerabilidad costera baja se encuentra al este de Montecristi, en la Bahía de Manzanillo, entre Pepillo Salcedo a Punta Eposa (Figura 3). La baja exposición costera, es decir, la baja susceptibilidad de la costa a ser afectada por la erosión e inundación en esta zona, se atribuye a que la bahía y la gran cantidad de manglar perteneciente al Parque Nacional Manglares de Estero Balsa fungen como protector de la costa ante el accionar de las olas. Otras zonas con una baja vulnerabilidad costera son el Morro, debido a su elevación sobre el nivel del mar y geomorfología rocosa, y Playa Buen Hombre, por estar protegida por manglares y cayos de arena adyacentes. Estos resultados van acorde con lo descrito por Onat et al. (2018), que detalla que zonas altas con suelos rocosos, presencia de hábitats y playas de bolsillo (protegidas por la bahía) suelen tener una baja vulnerabilidad costera, esto debido a que por su naturaleza son poco susceptible a la erosión o están protegidos ante la acción de las olas y vientos.

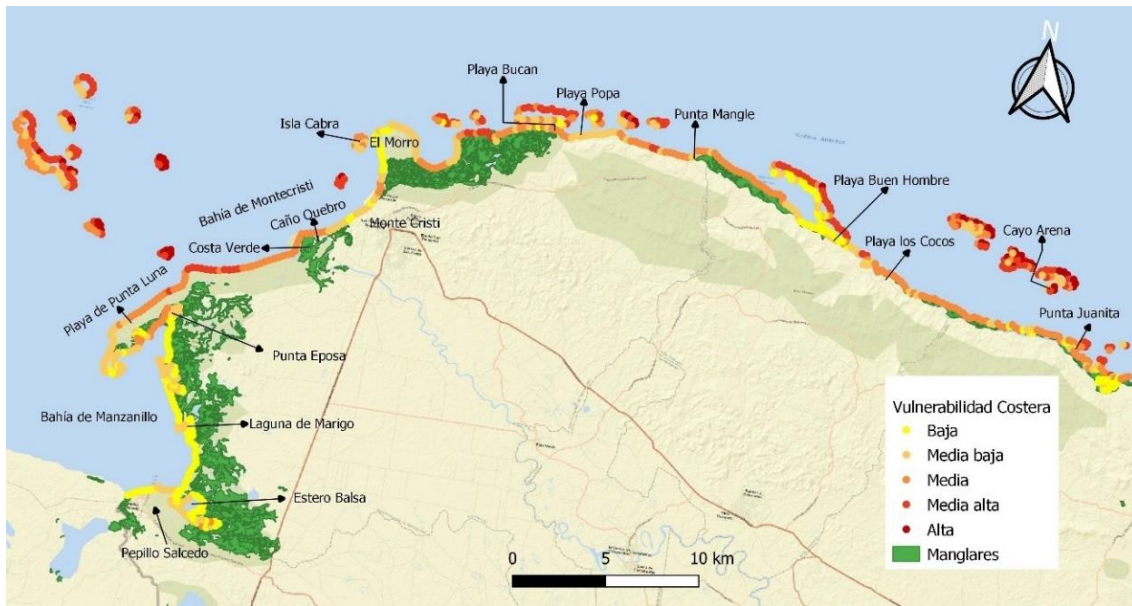


Figura 3. Mapa de la vulnerabilidad costera de Montecristi (actual).

Los puntos con un índice de vulnerabilidad costera mayor se encuentran en los cayos y pequeñas islas adyacentes a la costa de Montecristi. Esto debido a las características geográficas que estas poseen, es decir, estar conformados por arena, tener una altura baja respecto al nivel del mar, estar expuestas a olas oceánicas y no poseer hábitats que le proporcionen protección. Estos resultados son consistentes con lo descrito por Arkema et al. (2013), que resalta que regiones con una mayor vulnerabilidad costera son las que suelen tener un mayor porcentaje de áreas de costas con bajo relieve y sustratos suaves como playa y deltas.

La contribución de los factores que afectan la vulnerabilidad costera varía geográficamente. Sin embargo, el análisis del promedio de los valores que asumen estos factores a través de los puntos de costa permite conocer cuál fue la variable más determinante de la vulnerabilidad costera. Gran parte de la vulnerabilidad costera de Montecristi se debe a su geomorfología (figura 4), mejor dicho, debido a que la mayor parte del suelo de la costa de Montecristi está conformada por lodo-arena y arena, que son suelos blandos sensibles a la erosión e inundación. Así como en Montecristi en otros lugares como en las Bahamas (Silver et al. 2019), Hawai (Onat et al. 2018) e Italia (Pantusa et al. 2018), la geomorfología ha sido un factor determinante en el aumento de la exposición costera ante la erosión e inundación.

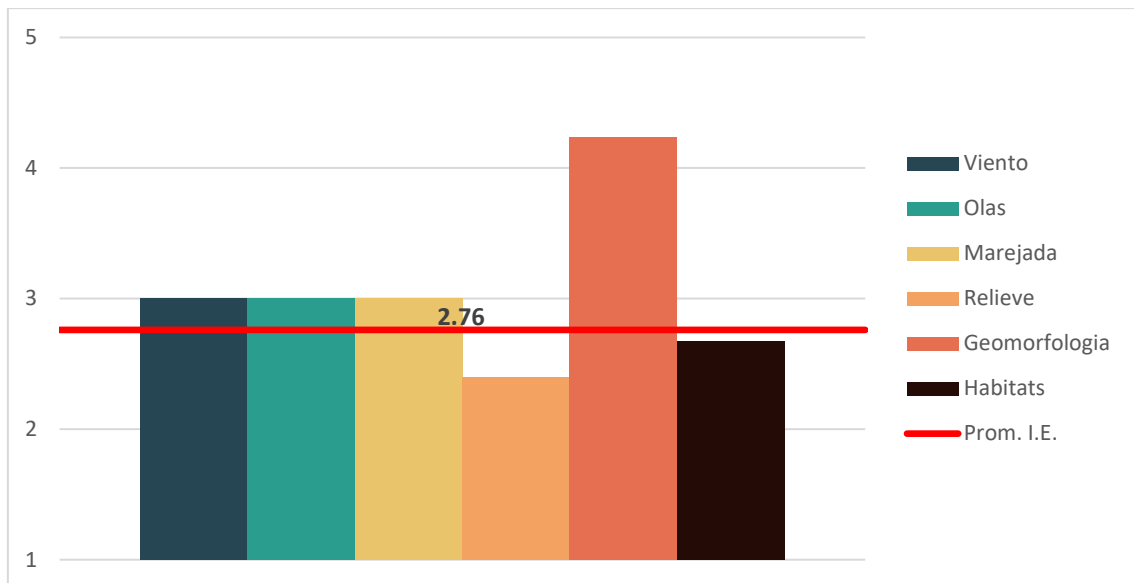


Figura 4. Media los valores asumidos por las variables tomadas en cuenta para medir la vulnerabilidad costera en la costa de Montecristi.

En general, la costa de Montecristi posee características convenientes que la protegen de la erosión e inundación, por ejemplo, una gran parte de su costa está conformada por bahías (Bahía de Montecristi, Bahía de Manzanillo, Bahía de Icaquitos), hay presencia de manglar en una gran porción de la costa y posee muchos cayos e islas adyacentes. Los promontorios en las bahías, al igual que los cayos e islas adyacentes funcionan de escudo e impiden el paso de olas oceánicas (Onat et al. 2018). Por otro lado, el manglar juega un papel importante protegiendo la costa, en la mayor proporción de la costa de Montecristi, el manglar tiene un rol de medio a alto en la reducción de vulnerabilidad (figura 5).



Figura 5. Rol del manglar en la reducción de la vulnerabilidad en la LB (actual).

Cabe resaltar que la inexistencia de capas batimétricas y datos locales de la exposición a vientos y olas en la República Dominicana motivó a acceder a bases de datos internacionales, que si bien son datos muy útiles, no suelen ser tan precisos como aquellos que se generalizan localmente.

3.2 Índices de vulnerabilidad en los diferentes escenarios de cobertura de manglar

El índice de vulnerabilidad tanto en la línea base como en los distintos escenarios de cobertura se mantuvo entre 1.49 y 4.42. Bajo los diferentes escenarios de cobertura se obtuvieron índices de vulnerabilidad costera muy similares a la línea base (cuadro 9, anexos 2 a 4), exceptuando el escenario donde no existe el manglar (escenario 5). Si se comparan los índices de vulnerabilidad de la línea base con este escenario, se puede observar un desplazamiento del porcentaje de puntos de costa catalogados con una vulnerabilidad baja a categorías con un grado superior de vulnerabilidad (cuadro 9), lo que pone en evidencia la importancia de la presencia de manglar en la reducción de la vulnerabilidad costera.

Nuestros resultados difieren a los encontrados por Jackson et al. (2020) en los condados de Escambia y Santa Rosa, Estados Unidos y Sathiya et al. (2020) en el pantano de Veraranyam, India. A diferencia del nuestro, estos autores emplearon InVEST y encontraron diferencias notables entre los índices de vulnerabilidad costera en sus líneas base y sus escenarios donde se degradan los hábitats costeros o cambia la cobertura y uso de suelos en el área de costa. Esto podría deberse a la forma en la que el modelo calcula la vulnerabilidad de la costa y los patrones de pérdida de hábitats o patrones de cambio de los usos de suelos. Los mapas de Sathiya et al. (2020) muestran cambios de usos de suelos y pérdidas de hábitats en grandes extensiones muy cercanas a la línea costera, mientras que nuestros escenarios de pérdidas de extensiones contiguas en cobertura de manglar suponen pérdidas que se originan de tierra adentro hacia la línea de costa.

Cuadro 9. Distribución de vulnerabilidad costera en Montecristi bajo los distintos escenarios de cobertura de manglar.

Escala de vulnerabilidad		LB	Escenario 1	Escenario 2	Escenario 3A	Escenario 3B	Escenario 4	Escenario 5
Rango	Categoría	Porcentajes de puntos de costa						
1.49 - 2.07	Baja	19.06%	19.06%	19.28%	19.06%	19.06%	18.95%	3.81%
2.07 - 2.66	Media baja	25.67%	26.12%	26.23%	25.22%	25.67%	24.78%	26.79%
2.66 - 3.25	Media	30.04%	29.93%	30.72%	29.71%	30.04%	30.61%	21.64%
3.25 - 3.84	Media alta	19.28%	19.62%	18.72%	19.51%	19.28%	19.51%	32.29%
3.84 - 4.42	Alta	5.94%	5.27%	5.04%	6.50%	5.94%	6.17%	15.47%
% de costa bajo la protección del manglar		72.76%	74.22%	76.12%	70.85%	72.76%	70.85%	0.00%

Puesto que un gran porcentaje de la costa de Montecristi se está viendo beneficiada por la protección brindada por los manglares (cuadro 9), en el escenario que supone la no existencia del manglar la vulnerabilidad costera aumenta drásticamente, el porcentaje de costa en una categoría de vulnerabilidad alta sube de 5.9% a 15.5%, en comparación con la línea base el porcentaje de costa en la vulnerabilidad alta serían 2.6 veces mayor. Este comportamiento en la vulnerabilidad costera es consistente con el de las modelaciones realizadas por Arkema et al. (2013), Bøgeberg et al. (2017), Silver et al. (2019) y Jackson et al. (2020), donde dependiendo de las características biogeofísicas de las costas en escenarios donde desaparecen los hábitats llegan a duplicarse y hasta cuadruplicarse la cantidad de puntos de costa en las categorías de vulnerabilidad más altas versus escenario donde sí hay presencia de hábitats.

3.3 Identificación de áreas recomendadas para reforestar y conservar.

Se realizó un ejercicio que supone que el 100% de la extensión de la línea de costa está protegida por manglar, a partir de esto se realizó un mapa (figura 6) del potencial rol del manglar en la reducción de la vulnerabilidad costera ante erosión e inundación. Este índice del rol manglar permite tener una visión más clara de donde la presencia del manglar tiene el potencial de brindar mayores beneficios en términos de protección costera, a su vez, tomando en cuenta la exposición a los demás factores biogeofísicos mencionados en la sección de metodología.



Figura 6. Identificación de áreas recomendadas para forestar y conservar el manglar según su potencial de reducción de la vulnerabilidad. Elaboración propia, 2020.

Se identificaron 3844.55 ha donde se recomienda conservar la cobertura de manglar debido al nivel de protección que actualmente proporcionan a la costa (color amarillo en la figura 6), como se puede observar, la mayor proporción de costa zonas se encuentran en el Parque Nacional el Morro con 2502.67 ha (65.10% del área color amarillo). Por otro lado, entre Playa Punta Luna y Costa Verde se identificó un área de 564.79 ha donde se recomienda plantar manglar (color naranja en la figura 6) por el alto potencial que tendría en la reducción de la exposición ante la erosión e inundación.

Los resultados obtenidos permiten identificar las mejores localizaciones donde se puede llegar a reducir la vulnerabilidad costera aplicando medidas basadas en los ecosistemas (Arkema et al. 2013, Bøgeberg et al. 2017). Estos resultados podrían llegar a ser aún más interesante si se complementan con resultados de otros modelos de vulnerabilidad que brinden métricas de que tanto puede el manglar disipar la altura de las olas o reducir la erosión, es decir, modelos basados en medición de indicadores o resolución de procesos. Esto permitiría conocer los límites del manglar brindando este SE y saber si se debería emplear o combinar con otro tipo de medida de adaptación para lograr el nivel de protección deseado (Ruckelshaus et al. 2016).

3.3 Análisis de costo

A través del promedio de los costos de llevar a cabo los escenarios 1 y 2, se estimó que el costo de restaurar una hectárea de manglar ronda los USD\$2453, no obstante, este puede diferir en función de la escala del proyecto de restauración, el método de restauración a emplear y el valor de la mano de obra en el lugar donde se realice/lleve a cabo el proyecto (Bayraktarov et al. 2016, Lewis 2001). Los costos reportados en la literatura de restaurar una hectárea de manglar son muy variados. Según Bayraktarov et al. (2016) el promedio global ronda los USD\$3,283, otros costos han sido reportados por país o región a través del mundo, en Vietnam se estimaron costos de USD\$1,678 (Nguyen 2015), en México de USD\$6,320 (Adame et al. 2015), en Indonesia de USD\$1,585 (Brown et al. 2014), en Kenia USD\$1,147 (Kairo et al. 2009) y en Estados Unidos y el Caribe entre USD\$2,403 y USD\$7,209. Cabe destacar que todos los costos reportados en la literatura fueron actualizados al valor del dólar en el 2021 utilizando el índice de deflación del PIB.

Los costos por hectárea estimados de restaurar el manglar en esta investigación se encuentran dentro de los reportado en la literatura, por ello la estimación presentada aquí se podría considerar realista, sin embargo, se sospecha que hay una sobrevaloración de la misma. Esto porque en esta investigación se asume que se contrata una empresa externa para establecer el vivero del manglar y que esta acción tiene un costo de USD\$13,220.52, el establecimiento del vivero podría realizarse sin contratar una empresa externa, comprando los materiales y herramientas requeridos, y usando la mano de obra local, Rojas-Villeda (2017) reporta que el costo de establecer un vivero con mano de obra local es de solo USD\$723,03 en Honduras.

Otra opción a tomar en cuenta, es la de promover la regeneración natural del manglar a través de la restauración de hidrológica, sin establecer viveros y sin plantar manglar manualmente. Autores como Lewis (2001) y Fickert (2020) sugieren que la siembra manglar debe considerarse como una última alternativa solo si la regeneración natural falla. Los proyectos donde se emplea la restauración hidrológica suelen tener mayor tasa de éxito (supervivencia del manglar), costar hasta la mitad de aquellos donde se acude a la viverización y siembra, y la composición de especie que se obtiene suele ser más diversa (Lewis 2001, Global Nature Fund 2015).

Por otro lado, existe una sobrestimación en nuestra estimación, ya que, según nuestros supuestos, se asume que no existe mano de obra voluntaria en el desarrollo de las actividades de restauración del manglar. En los proyectos de restauración de manglar suelen haber voluntarios, principalmente en países en vías de desarrollo, esta una de la mayores razones por las que la restauración de manglar suele ser más económica que la restauración de otros ecosistemas costero-marinos (Bayraktarov et al. 2016).

Dado que el escenario 1 supone restaurar 500.27 ha de manglar y el escenario 2 supone plantar 283 ha a un costo promedio de USD\$2,453 por ha, si se compara el costo total que conllevaría llevar a cabo cada escenario, la opción más costo efectiva llevar a cabo el escenario 2 (cuadro 10), esto tomando en cuenta el nivel de protección extra que obtenidos en estos escenarios a partir de la LB (cuadro 9).

Llevar a cabo el escenario 1 conlleva un desembolso de USD\$1,227,066.63 para conseguir 1.46% extra de línea costera bajo la protección del manglar (cuadro 9), mientras que el escenario 2 supone un desembolso de USD\$694,144.87 para conseguir un 3.36% de costa extra bajo la protección del manglar (cuadro 9). Esto demuestra que intervenciones de menor magnitud y menores costos en localizaciones estratégicas pueden generar mayores beneficios que intervenciones de una mayor magnitud. Por otro lado, si bien es cierto que en estos escenarios se obtienen un extra de protección, la vulnerabilidad costera es muy similar a la línea base en ambos escenarios, por lo que conservar el manglar podría resultar una medida más acertada y según Nguyen (2015) menos costosa que restaurar la cobertura de manglar.

Cuadro 10. Costos totales de restaurar el manglar en los distintos escenarios.

Costo total de llevar a cabo los escenarios		
Moneda / Escenario	Escenario 1	Escenario 2
RD\$	\$69,611,489.79	\$39,378,838.65
USD\$	\$1,227,066.63	\$694,144.87

3.3.1 Análisis de sensibilidad de los costos de restauración

En esta investigación, el costo de restaurar o plantar una hectárea de manglar es sensible a la escala de los proyectos, esto debido a que asumimos que existen costos fijos como el de establecer el vivero y contrataciones fijas durante todo el periodo de análisis de las intervenciones (trabajadores del vivero). Estos costos fijos se distribuyen en cada una de las hectáreas a restaurar y crean una economía en escala. Los costos por hectárea asociados a estas intervenciones son mucho más sensibles a variar cuando se comparan proyectos que suponen intervenciones de pequeñas escalas y en una menor magnitud cuando se comparan proyectos que suponen grandes cantidades de terreno a intervenir.



Figura 7. Análisis de sensibilidad del costo de restaurar o plantar una hectárea de manglar por la escala del proyecto.

Por otro lado, los costos de restaurar o plantar una hectárea de manglar son muy sensibles al costo de la mano de obra del lugar a restaurar (figura 8), lo que podría llegar a suponer

una fuente de variación importante del costo estimado respecto a la realidad, esto tomando en cuenta que los costos utilizados en esta investigación son los que se manejan en la provincia de Samaná (al NE del país) y no propiamente de Montecristi. Lo ideal sería adaptar este análisis con los costos de mano de obra en Montecristi, considerando también integrar los costos de las herramientas, materiales, logísticas y costos de transacción de llevar a cabo la restauración.

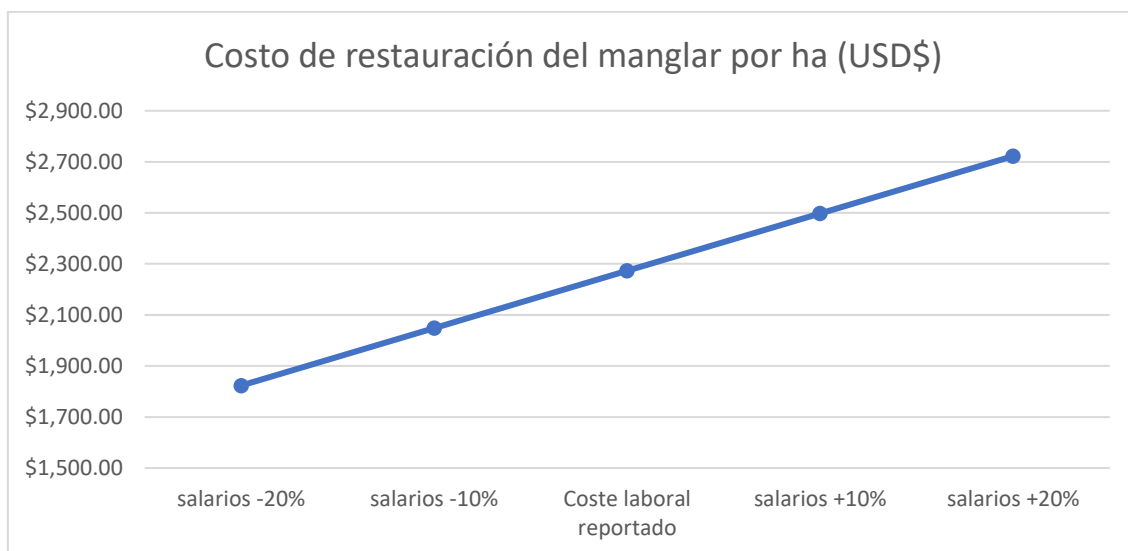


Figura 8. Análisis de sensibilidad del costo de restaurar o plantar una hectárea de manglar por el costo de la mano de obra.

Cabe destacar que en el análisis de sensibilidad realizado al costo de la mano de obra se asumió que se restauraban 500.27 hectáreas de manglar, el único parámetro alterado fue el costo de la mano de obra (cuadro 11).

Cuadro 11. Salarios diarios utilizados para realizar el análisis de sensibilidad respecto a los costos de la mano de obra.

Actividad/Salarios	Salarios -20%	Salarios -10%	Coste laboral Reportado	Salarios +10%	Salarios +20%
Trabajos de vivero	\$400.00	\$450.00	\$500.00	\$550.00	\$600.00
Recolección de propágulos	\$800.00	\$900.00	\$1,000.00	\$1,100.00	\$1,200.00
Acondicionamiento de lugar	\$800.00	\$900.00	\$1,000.00	\$1,100.00	\$1,200.00
Plantación de áreas seleccionadas	\$800.00	\$900.00	\$1,000.00	\$1,100.00	\$1,200.00

Conclusiones

El manglar es un ecosistema costero-marino con la capacidad de proteger la costa ante inundaciones y la erosión, por tanto, la conservación y restauración de este ecosistema puede considerarse como una práctica valiosa en la reducción de los riesgos costeros. En la línea costera de Montecristi, el manglar juega un importante rol en la reducción de la vulnerabilidad costera. En particular el 72.76% de la costa de Montecristi está siendo beneficiada en algún grado por la protección costera que brinda el ecosistema de manglar. Sin la presencia del manglar, la vulnerabilidad sería mucho más alta que en la actualidad. Lo anterior es válido pese a que Montecristi tiene una exposición a las olas oceánicas

relativamente baja, porque gran parte de la costa está conformada por bahías, islas y cayos, que son estructuras que funcionan como un escudo de la costa ante el accionar de las olas.

Los puntos de mayor vulnerabilidad costera en Montecristi se presentan en los cayos e islas adyacentes debido a las características biogeofísicas que estos poseen, ya que están conformados por arena, una baja altitud sobre el nivel del mar y están expuestos ante las olas oceánicas. Esta situación es preocupante porque su desaparición o la alteración de su superficie podría afectar el potencial turístico de la provincia de Montecristi.

En función a las características geofísicas de la costa (exposición a olas y viento, geomorfología, altura sobre el nivel del mar, potencial de marejada ciclónica), se identifican sitios donde las prácticas de plantar o conservar el manglar serían más efectivas para reducir la vulnerabilidad costera. En este sentido, fueron identificadas 3844.55 ha donde se recomienda priorizar la conservación del manglar. La mayor proporción de esta área se encuentra en el Parque Nacional El Morro con 2502.67 ha. Por otro lado, identificamos 564.79 ha entre Playa de Punta Luna y Costa Verde donde se recomienda plantar manglar debido al potencial que tendría en la reducción de la vulnerabilidad costera.

Montecristi es una de las zonas del país con la tasa más bajas de deforestación del manglar (Meyer et al. 2013), por ello, la conservación de la cobertura manglar puede resultar menos costosa que restaurarlo (Nguyen 2015). En este sentido, se sugiere enfocar los esfuerzos en la conservación del manglar, y restaurar solo donde sea necesario, principalmente en aquellas zonas bajas con sustratos suaves y expuestas a las olas oceánicas.

Nuestros resultados muestran que el costo de restaurar el manglar es sensible a la escala de la restauración y al costo de la mano del lugar. Nuestras estimaciones para la zona de Montecristi están en línea con los costos reportados en E.U. y el Caribe (Flores-Verdugo et al. 2005). No obstante, el costo de restaurar el manglar por hectárea podría reducirse si se recurre a la regeneración natural a través de la limpieza de canales y se deja a un lado la viverización y la siembra manual del manglar (Lewis 2001, Global Nature Fund 2015).

Literatura citada

- Abbot, J; Marohasy, J. 2014. The excavation and cultivation in containers of mature grey mangroves, *Avicennia marina*. *Wetlands Ecology and Management* 22(6):641-646.
- Adame, MF; Hermoso, V; Perhans, K; Lovelock, CE; Herrera-Silveira, JA. 2015. Selecting cost-effective areas for restoration of ecosystem services. *Conservation Biology* 29(2):493-502.
- Aide, TM; Grau, HR. 2004. Globalization, Migration, and Latin America Ecosystems. *science* 305(September):1915-1916.
- de Andrade, TS; Sousa, PHG de O; Siegle, E. 2019. Vulnerability to beach erosion based on a coastal processes approach. (en línea). *Applied Geography* 102(November 2018):12-19. Disponible en <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2018.11.003>
- Arkema, K; Guannel, G; Verutes, G; Wood, S; Guerry, A; Ruckelshaus, M; Kareiva, P; Lacayo, M; Silver, J. 2013. Coastal habitats shield people and property from sea-level rise and storms. *Nature Climate Change* 3(10):913-918.
- Armenio, E; Mossa, M; Petrillo, AF. 2021. Coastal vulnerability analysis to support strategies for tackling COVID-19 infection. (en línea). *Ocean and Coastal Management* 211:105731. Disponible en <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2021.105731>
- Bagstad, KJ; Villa, F; Johnson, GW; Voigt, B. 2011. ARIES (Artificial Intelligence for Ecosystem Services): A guide to models and data, version 1.0. Aries report series n.1 :122.
- Barbier, EB. 2015. Valuing the storm protection service of estuarine and coastal ecosystems. (en línea). *Ecosystem Services* 11:32-38. Disponible en <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.06.010>
- Barbier, EB. 2017. Marine ecosystem services. (en línea). *Current Biology* 27(11):R507-R510. Disponible en <http://dx.doi.org/10.1016/j.cub.2017.03.020>
- Bayraktarov, E; Saunders, MI; Abdullah, S; Mills, M; Behr, J; Possingham, HP; Mumby, PJ; Lovelock, CE. 2016. The cost and feasibility of marine coastal restoration. *Ecological Applications* 26(4):1055-1074.
- BCRD. 2016. Encuesta de Opinión Actitud y Motivación a Extranjeros No Residentes 2015. (en línea). Santo Domingo, s.e. 104 p. Disponible en <https://cdn.bancentral.gov.do/documents/mig/publicaciones/encturi/encturi2015-12.pdf>
- Bhaskaran, PK. 2017. Wave attenuation in presence of mangroves : A sensitivity study for varying bottom slopes. :s.p.
- Biondi, EL; Guannel, G. 2018. Practical tools for quantitative analysis of coastal vulnerability and sea level rise impacts—application in a Caribbean island and assessment of the 1.5 °C threshold. *Regional Environmental Change* 18(8):2227-2236.

- Bøgeberg, M; Robertson, J; Toft, J. 2017. Using Coastal Vulnerability Assessment Results for the Shorelines of Pacific and Grays Harbor Counties. (en línea). Washington, s.e. 27 p. Disponible en https://www.conservationgateway.org/ConservationPractices/Marine/crr/library/Documents/Coastal Vulnerability Guidance.FINAL.April2017_v6.pdf
- Brown, B; Fadillah, R; Nurdin, Y; Soulsby, I; Ahmad, R. 2014. CASE STUDY: Community based ecological mangrove rehabilitation (CBEMR) in Indonesia from small (12-33 ha) to medium scales (400 ha) with pathways for adoption at larger scales (> 5000 ha). *Sapiens* 7:s.p.
- Caffrey, P; Kindberg, L; Stone, C; Torres, R; Meier, G. 2013. Dominican Republic Climate Change Vulnerability Assessment Report. Usaid (September):s.p.
- Carugati, L; Gatto, B; Rastelli, E; Lo Martire, M; Coral, C; Greco, S; Danovaro, R. 2018. Impact of mangrove forests degradation on biodiversity and ecosystem functioning. (en línea). *Scientific Reports* 8(1):1-11. Disponible en <http://dx.doi.org/10.1038/s41598-018-31683-0>
- CATIE. 2020. Mapa de Uso y Cobertura del Suelo de Montecristi, República Dominicana. Turrialba, Costa Rica, s.e. s.p.
- Daily, G; Kareiva, P; Ricketts, T; Polasky, S; Foley, J; Ruckelshaus, M; Guerry, A; Arkem, K; Guannel, G; CK, K; Papenfus, M; Toft, J; Verutes, G; Bernhardt, J; Qi, A; Davies, J; Tallis, H; Polasky, S; Plummer, M; Levin, P; Labiosa, B; Chan, F; Gelfenbaum, G; Ruggiero, P; Punt, A; McField, M; Halpern, B; Lester, S; Pinsky, M; Beck, M; Gold, B; Chan, K; Marsik, M; Wood, S; Sutherland, D; Day, A; Loucks, L; Warner, T; Head, K; Bedard, R; Regetz, J; Holland, D; Samhour, J. 2018. InVEST User's Guide. Integrated Valuation of Ecosystem Services and tradeoffs. (en línea). Natural Capital Project :112. Disponible en http://naturalcapitalproject.stanford.edu/pubs/InVEST_2.0beta_Users_Guide.pdf
- Das, S; Vincent, JR. 2009. Mangroves protected villages and reduced death toll during Indian super cyclone. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 106(18):7357-7360.
- Escuer, J. 2004. Mapa geomorfológico y de procesos activos susceptibles de constituir riesgo geológico de la República Dominicana: Monte Cristi. (en línea). Santo Domingo, s.e. s.p. Disponible en http://repo.sgn.gob.do/memogmf100/MGmf_5875_MonteCristi.pdf
- Fickert, T. 2020. To plant or not to plant, that is the question: Reforestation vs. natural regeneration of hurricane-disturbed mangrove forests in Guanaja (Honduras). *Forests* 11(10):1-17.
- Flather, RA. 2005. Storm surge. *Economist* 376(8444):87.
- Flores-Verdugo, F; Agraz-Hernández, C; Benítez-Pardo, D. 2005. Creación y restauración de ecosistemas de maglar: Principios Básicos. (December 2014):s.p.
- García, LR; Curetti, G; Garegnani, G; Grilli, G; Pastorella, F; Paletto, A. 2016. La valoración de los servicios ecosistémicos en los ecosistemas forestales: Un caso de estudio en Los Alpes Italianos. *Bosque* 37(1):41-52.

- Geraldes, F; Vega, M; Pugibet, E; Ramírez, H; Rosado, G; Mateo, C; Montilla, T; Hernández, S. 1997. Caracterización costero marina del litoral de la provincia de Montecristi, República Dominicana proyecto CIBIMA/GEF-PNUD/ONAPLAN. :36.
- Global Nature Fund. 2015. Mangrove Restoration Guide. (en línea). :s.p. Disponible en https://www.globalnature.org/bausteine.net/f/8281/GNF_Mangrove_Handbook_2015.pdf%3Ffd%3D0#:~:text=Traditional mangrove rehabilitation follows the,efforts can have limited results.
- Goldberg, L; Lagomasino, D; Thomas, N; Fatoyinbo, T. 2020. Global declines in human-driven mangrove loss. *Global Change Biology* 26(10):5844-5855.
- Gornitz, V. 1991. Global coastal hazards from future sea level rise. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 89(4):379-398.
- Guisado-Pintado, E; Navas, F; Malvárez, G. 2016. Ecosystem services and their benefits as coastal protection in highly urbanised environments. *Journal of Coastal Research* 1(75):1097-1101.
- Hernández-Blanco, M; Costanza, R; Cifuentes-Jara, M. 2021. Economic valuation of the ecosystem services provided by the mangroves of the Gulf of Nicoya using a hybrid methodology. *Ecosystem Services* 49(March):s.p.
- Hoegh-Guldberg, O; Jacob, D; Taylor, M. 2018. Impacts of 1.5°C of Global Warming on Natural and Human Systems. (en línea). Special Report, Intergovernmental Panel on Climate Change (ISBN 978-92-9169-151-7):175-181. Disponible en http://report.ipcc.ch/sr15/pdf/sr15_chapter3.pdf
- Hopper, T; Meixler, MS. 2016. Modeling coastal vulnerability through space and time. *PLoS ONE* 11(10):1-18.
- IPCC. 2014. Glosario IPCC Cambio climático 2014 - Impactos, adaptación y vulnerabilidad. *Cambio climático 2014 - Impactos, adaptación y vulnerabilidad* :179-200.
- IPCC. 2021. Summary for Policymakers. In: *Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.* (en línea). s.l., s.e. 433-440 p. Disponible en https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg1/downloads/report/IPCC_AR6_WGI_Citation.pdf
- Jackson, CA; Schmutz, P; Harwell, MC; Littles, CJ. 2020. The ecosystem service of property protection and exposure to environmental stressors in the Gulf of Mexico. (en línea). *Ocean and Coastal Management* 184(September 2019):105017. Disponible en <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2019.105017>
- Kairo, JG; Wanjiru, C; Ochiewo, J. 2009. Net pay: Economic analysis of a replanted mangrove plantation in Kenya. *Journal of Sustainable Forestry* 28(3-5):395-414.
- Kayte, SN. 2019. A Review Paper on Coastal Hazard. (January 2016):s.p.
- Lau, JD; Hicks, CC; Gurney, GG; Cinner, JE. 2019. What matters to whom and why?

- Understanding the importance of coastal ecosystem services in developing coastal communities. (en línea). *Ecosystem Services* 35(June 2018):219-230. Disponible en <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2018.12.012>
- Lewis, RR. 2001. Mangrove Restoration - Costs and Benefits of Successful Ecological Restoration. (en línea). *Mangrove Valuation Workshop* :18. Disponible en <http://www.fao.org/forestry/10560-0fe87b898806287615fceb95a76f613cf.pdf>
- Marcano, J. 2021. Monte Cristi. (En línea, sitio web). Consultado 19 sep. 2021. Disponible en https://mipais.jmarcano.com/geografia/geografia-nacional/provincias/prov_montecristi/ (Geografía Nacional,).
- Marto, R; Alvarez, L; Suarez, D. 2014. Building Resilience and Reducing Emissions: LAC Small Island Development States. (en línea). (November):s.p. Disponible en <https://publications.iadb.org/handle/11319/6713?locale-attribute=en>
- Mcivor, A; Spencer, T; Möller, I. 2012. *Storm Surge Reduction by Mangroves*. Cambridge, s.e. 35 p.
- McNally, R; Mcewin, A; Holland, T. 2011. The Potential for Mangrove Carbon Projects in Viet Nam. (en línea). :51. Disponible en https://www.researchgate.net/publication/265105452_The_Potential_for_Mangrove_Carbon_Projects_in_Viet_Nam_The_Potential_for_Mangrove_Carbon_Projects_in_Viet_Nam
- Menéndez, P; Losada, IJ; Beck, MW; Torres-Ortega, S; Espejo, A; Narayan, S; Díaz-Simal, P; Lange, GM. 2018. Valuing the protection services of mangroves at national scale: The Philippines. (en línea). *Ecosystem Services* 34(March):24-36. Disponible en <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2018.09.005>
- MEPyD. 2017. Plan para el desarrollo económico local de la Montecristi. (en línea). s.l., s.e. 84 p. Disponible en [http://mepyd.gob.do/wp-content/uploads/drive/DIGEDES/Planes para el Desarrollo Economico Local Provinciales y Regionales/MONTECRISTI - IMPRENTA %5BCC%5D \(1\).pdf](http://mepyd.gob.do/wp-content/uploads/drive/DIGEDES/Planes para el Desarrollo Economico Local Provinciales y Regionales/MONTECRISTI - IMPRENTA %5BCC%5D (1).pdf)
- Mercado, L; Lassoie, JP. 2002. Assessing tourists' preferences for recreational and environmental management programs central to the sustainable development of a tourism area in the Dominican Republic. *Environment, Development and Sustainability* 4(3):253-278.
- Meyer, K; Byrd, S; Hamilton, S. 2013. Mangrove deforestation in the Dominican Republic, 1969 to 2012. (en línea). *ISME/GLOMIS Electronic Journal* 11(1):1-4. Disponible en http://www.gломis.com/ej/pdf/EJ_11-1.pdf
- MIMARENA; GEF; PNUD. 2016. Plan Nacional de Adaptación para el Cambio Climático en la República Dominicana 2015-2030 (PNACC RD). Santo Domingo, s.e. 81 p.
- Montuschi, E. 2017. Using science, making policy: what should we worry about? (en línea). *European Journal for Philosophy of Science* 7(1):57-78. Disponible en <http://dx.doi.org/10.1007/s13194-016-0143-3>
- Mukherjee, N; Sutherland, WJ; Dicks, L; Hugé, J; Koedam, N; Dahdouh-Guebas, F. 2014. Ecosystem service valuations of mangrove ecosystems to inform decision

making and future valuation exercises. PLoS ONE 9(9):1-9.

- Munang, R; Thiaw, I; Alverson, K; Mumba, M; Liu, J; Rivington, M. 2013. Climate change and Ecosystem-based Adaptation: A new pragmatic approach to buffering climate change impacts. (en línea). *Current Opinion in Environmental Sustainability* 5(1):67-71. Disponible en <http://dx.doi.org/10.1016/j.cosust.2012.12.001>
- Narayan, S; Rittelmeyer, P; Cruz, S. 2016. *Managing Coasts with Natural Solutions Guidelines for Measuring and Valuing the Coastal*. (January):s.p.
- Nguyen, NH. 2015. Cost-benefit Analysis of Climate Adaptation : A Case Study of Mangrove Conservation and Reforestation in Ca Mau Province , Vietnam. (en línea). *Journal of Mekong Societies* 11(May 2017):43. Disponible en https://www.researchgate.net/publication/316889713_Cost-Benefit_Analysis_Of_Climate_Adaptation_A_Case_Study_Of_Mangrove_Conservation_And_Reforestation_In_Ca_Mau_Province_Vietnam
- Numbere, A. 2019. Mangrove Habitat Loss and the Need for the Establishment of Conservation and Protected Areas in the Niger Delta, Nigeria. *Habitats of the World: Biodiversity and Threats [Working Title]* :1-15.
- Onat, Y; Francis, OP; Kim, K. 2018. Vulnerability assessment and adaptation to sea level rise in high-wave environments: A case study on O’ahu, Hawai’i. (en línea). *Ocean and Coastal Management* 157(February):147-159. Disponible en <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2018.02.021>
- Onat, Y; Marchant, M; Francis, OP; Kim, K. 2018. Coastal exposure of the Hawaiian Islands using GIS-based index modeling. (en línea). *Ocean and Coastal Management* 163(June):113-129. Disponible en <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2018.06.003>
- ONE. 2010. Monte Cristi. (En línea, sitio web). Consultado 11 nov. 2020. Disponible en <https://www.one.gob.do/provinciales-y-municipales/perfiles-estadisticos-provinciales-2014> (Perfil Estadístico Pronvica Monte Cristi,).
- ONE. 2012. IX Censo Nacional de Población y Vivienda 2010: Informe General. (en línea). s.l., s.e. 284 p. Disponible en https://dominicanrepublic.unfpa.org/sites/default/files/pub-pdf/ENI-2017_FinalWeb.pdf
- Pantusa, D; D’Alessandro, F; Riefolo, L; Principato, F; Tomasicchio, GR. 2018. Application of a coastal vulnerability index. A case study along the Apulian Coastline, Italy. *Water (Switzerland)* 10(9):1-16.
- Paul, AK; Kamila, A; Ray, R. 2018. Natural threats and impacts to mangroves within the coastal fringing forests of India. s.l., s.e. 105-140 p.
- Pichler, A; Striessnig, E. 2013. Differential vulnerability to hurricanes in Cuba, Haiti, and the Dominican Republic: The contribution of education. *Ecology and Society* 18(3):s.p.
- PNUD. 2016. Plan de recuperación por las inundaciones del 2016 en la provincia de monte cristi. (en línea). :s.p. Disponible en

https://reliefweb.int/sites/reliefweb.int/files/resources/pnud_do_inundacionesMC2016.pdf

- Ramieri, E; Hartley, A; Office, M; Barbanti, A; National, I; Santos, FD. 2011. Methods for assessing coastal vulnerability to climate change ETC CCA Technical Paper 1 / 2011. (January):s.p.
- Rojas-Villeda, H. 2017. Costos y beneficios por la restauración del manglar: estudio de caso en el Refugio de Vida Silvestre Barras de Cuero y Salado, departamento de Atlántida, Honduras. (en línea). s.l., Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza. 52 p. Disponible en http://201.207.189.89/bitstream/handle/11554/8678/Costos_y_beneficios_por_la_restauracion.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Ruckelshaus, MH; Guannel, G; Arkema, K; Verutes, G; Griffin, R; Guerry, A; Silver, J; Faries, J; Brenner, J; Rosenthal, A. 2016. Evaluating the Benefits of Green Infrastructure for Coastal Areas: Location, Location, Location. (en línea). Coastal Management 44(5):504-516. Disponible en <http://dx.doi.org/10.1080/08920753.2016.1208882>
- Ruggiero, P; Kaminsky, GM; Komar, PD; Mcdougal, WG. 1997. Extreme Waves and Coastal Erosion in the Pacific Northwest. :947-961.
- Sajjad, M; Chan, JCL; Lin, N. 2020. Incorporating natural habitats into coastal risk assessment frameworks. (en línea). Environmental Science and Policy 106(December 2019):99-110. Disponible en <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2020.01.004>
- Sandilyan, S; Kathiresan, K. 2015. Mangroves as bioshield: An undisputable fact. (en línea). Ocean and Coastal Management 103(January 2012):94-96. Disponible en <http://dx.doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2014.11.011>
- Sathiya, VP; Rajakumari, S; Ramesh, R. 2020. Coastal vulnerability assessment of Vedaranyam swamp coast based on land use and shoreline dynamics. (en línea). Natural Hazards 100(2):829-842. Disponible en <https://doi.org/10.1007/s11069-019-03844-5>
- Scarano, FR. 2017. Ecosystem-based adaptation to climate change: concept, scalability and a role for conservation science. (en línea). Perspectives in Ecology and Conservation 15(2):65-73. Disponible en <http://dx.doi.org/10.1016/j.pecon.2017.05.003>
- SCBD. 2009. Connecting Biodiversity and Climate Change Mitigation and Adaptation. (en línea). Montreal, s.e. s.p. Disponible en <https://www.cbd.int/doc/publications/ahteg-brochure-en.pdf>
- SEMARENA; PNUD; GEF. 2004. Primera comunicación nacional. (en línea). Santo Domingo, s.e. 162 p. Disponible en https://unfccc.int/sites/default/files/resource/Dominican_Republic_INC_Spanish.pdf
- Sharp, R; Tallis, HT; Ricketts, T; Guerry, AD; Wood, SA; Chaplin-Kramer, R; Nelson, E; Ennaanay, D; Wolny, S; Olwero, N; Vigerstol, K; Pennington, D; Mendoza, G;

- Aukema, J; Foster, J; Forrest, J; Cameron, D; Arkema, K; Lonsdorf, E; Kennedy, C; Verutes, G; Kim, CK; Guannel, G; Papenfus, M; Toft, J; Marsik, M; Bernhardt, J; Griffin, R; Glowinski, K; Chaumont, N; Perelman, A; Lacayo, M; Mandle, L; Hamel, P; Vogl, AL; Rogers, L; Bierbower, W; Denu, D; Douglass, J. 2018. InVEST User Guide, Release +VERSION+. Multilevel Governance of Global Environmental Change: Perspectives from Science, Sociology and the Law 1(2):7-8.
- Sherman, RE; Fahey, TJ; Martinez, P. 2001. Hurricane impacts on a mangrove forest in the Dominican Republic: Damage patterns and early recovery. *Biotropica* 33(3):393-408.
- Silver, J; Arkema, K; Griffin, R; Lashley, B; Lemay, M; Maldonado, S; Moultrie, S; Ruckelshaus, M; Schill, S; Thomas, A; Wyatt, K; Verutes, G. 2019. Advancing coastal risk reduction science and implementation by accounting for climate, ecosystems, and people. *Frontiers in Marine Science* 6(SEP):1-19.
- Tomiczek, T; Webbmartin, B; Scyphers, S; Oâ€™Donnell, K; Furman, K. 2018. Interconnectivities Between Hazard, Damage, and Shoreline Type: Lessons Learned From Hurricane Irmaâ€™S Impact on the Florida Keys. *Coastal Engineering Proceedings* (36):82.
- Torresan, S; Furlan, E; Dal Barco, M-K; Critto, A. 2019. Tools and methods for assessing coastal vulnerability to climate change – Part. 1 s.l., s.e. s.p.
- Tuan, TH; Tinh, BD. 2013. Cost–benefit analysis of mangrove restoration in Thi Nai Lagoon, Quy Nhon City, Vietnam. (en línea). *Asian Cities Climate Resilience* 4(June 2014):s.p. Disponible en <http://pubs.iied.org/pdfs/10644IIED.pdf>
- Veloz, D; Abreu, L. 2013. Evaluación de las lagunas costeras en la provincia de Montecristi. (en línea). s.l., s.e. 23 p. Disponible en <http://dx.doi.org/10.1016/j.jsames.2011.03.003> <https://doi.org/10.1016/j.gr.2017.08.001> <http://dx.doi.org/10.1016/j.precamres.2014.12.018> <http://dx.doi.org/10.1016/j.precamres.2011.08.005> <http://dx.doi.org/10.1080/00206814.2014.902757> <http://dx.doi.org/10.1016/j.jsames.2011.03.003>
- Wielgus, J; Cooper, E; Torres, R; Lauretta, B. 2010. Capital Costero : República Dominicana Estudios de caso sobre el valor económico de los ecosistemas costeros en la República Dominicana. (en línea). Washington, DC, s.e. 51 p. Disponible en http://pdf.wri.org/working_papers/coastal_capital_dominican_republic_es.pdf
- Zhang, Y; Wu, T; Arkema, KK; Han, B; Lu, F; Ruckelshaus, M; Ouyang, Z. 2021. Coastal vulnerability to climate change in China’s Bohai Economic Rim. (en línea). *Environment International* 147:106359. Disponible en <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106359>

Anexos

Anexo 1. Información del taller de validación de los escenarios de cobertura de manglar.

Objetivo: validar los escenarios propuesto, verificar su plausibilidad y obtener propuestas de ajustes acorde a las experiencias previas de los especialistas en el taller.

Fecha: viernes 06 de agosto del 2021

Lista de participantes:

	Nombre	Cargo/Función	Institución
1	Albert Ortega	Estudiante de maestría	CATIE
2	Bárbara Viguera	Especialista en Adaptación. Proyecto MPD	CATIE
3	Brenda Figuerero	Economista ambiental. Proyecto MPD	CATIE
4	Cristiana de la Rosa	Encargada del programa de Restauración de ecosistemas costeros y marinos	MIMARENA
5	Enrique Pugibet	Coordinador Nacional Proyecto MPD	CATIE
6	Guillermo Villalona	Miembro del equipo técnico	Proyecto Ocoa Bay
7	Jeison Gomes	Estudiante de maestría	CATIE
8	José Alarcón	Catedrático / Especialista en gestión ambiental	UASD
9	Luis Almánzar	Catedrático / Investigador del Centro de Biología Marina	UASD
10	Miguel Cifuentes	Coordinador General. Proyecto MPD	CATIE
11	Naty Pantaleón	Consultora Ambiental	-
12	Patricia Lamelas	Directora	CEBSE
13	Róger Madrigal	Economista ambiental. Proyecto MPD	CATIE
14	Someria Zambrano	Geógrafa	Red Arrecifal Dominicana
15	Venecia Álvarez	Especialista en servicios ecosistémicos y manglares	Panel de Expertos Multidisciplinarios de Caribe

Anexo 2. Comparación de la vulnerabilidad costera, distintos escenarios vs línea base.

Comparación de Vulnerabilidad Costera, LB vs Escenario 1				
Rango de vulnerabilidad	Categoría de vulnerabilidad	Línea base	Escenario 1	Cambios
1.4867 - 2.0743	Baja	19.06%	19.06%	0.00%
2.0743 - 2.6618	Media baja	25.67%	26.12%	+0.45%
2.6618 - 3.2493	Media	30.04%	29.93%	-0.11%
3.2493 - 3.8368	Media alta	19.28%	19.62%	+0.34%
3.8368 - 4.4243	Alta	5.94%	5.27%	-0.67%

Comparación de Vulnerabilidad Costera, LB vs Escenario 2				
Rango de vulnerabilidad	Categoría de vulnerabilidad	Línea base	Escenario 2	Cambios
1.4867 - 2.0743	Baja	19.06%	19.28%	+0.22%
2.0743 - 2.6618	Media baja	25.67%	26.23%	+0.56%
2.6618 - 3.2493	Media	30.04%	30.72%	+0.67%
3.2493 - 3.8368	Media alta	19.28%	18.72%	-0.56%
3.8368 - 4.4243	Alta	5.94%	5.04%	-0.90%

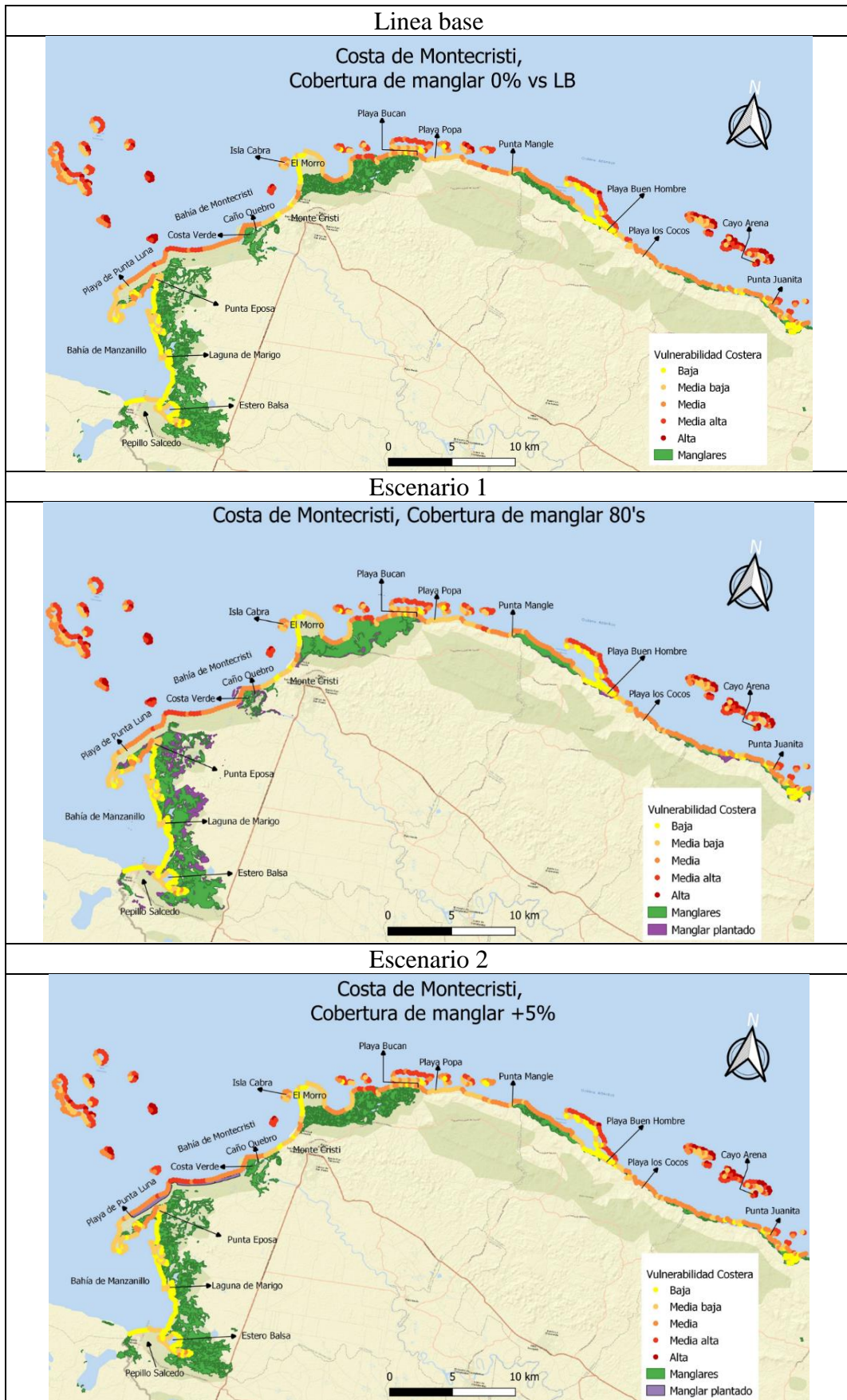
Comparación de Vulnerabilidad Costera, LB vs Escenario 3A				
Rango de vulnerabilidad	Categoría de vulnerabilidad	Línea base	Escenario 3A	Cambios
1.4867 - 2.0743	Baja	19.06%	19.06%	+0.00%
2.0743 - 2.6618	Media baja	25.67%	26.12%	-0.45%
2.6618 - 3.2493	Media	30.04%	29.93%	-0.34%
3.2493 - 3.8368	Media alta	19.28%	19.62%	+0.22%
3.8368 - 4.4243	Alta	5.94%	5.27%	+0.56%

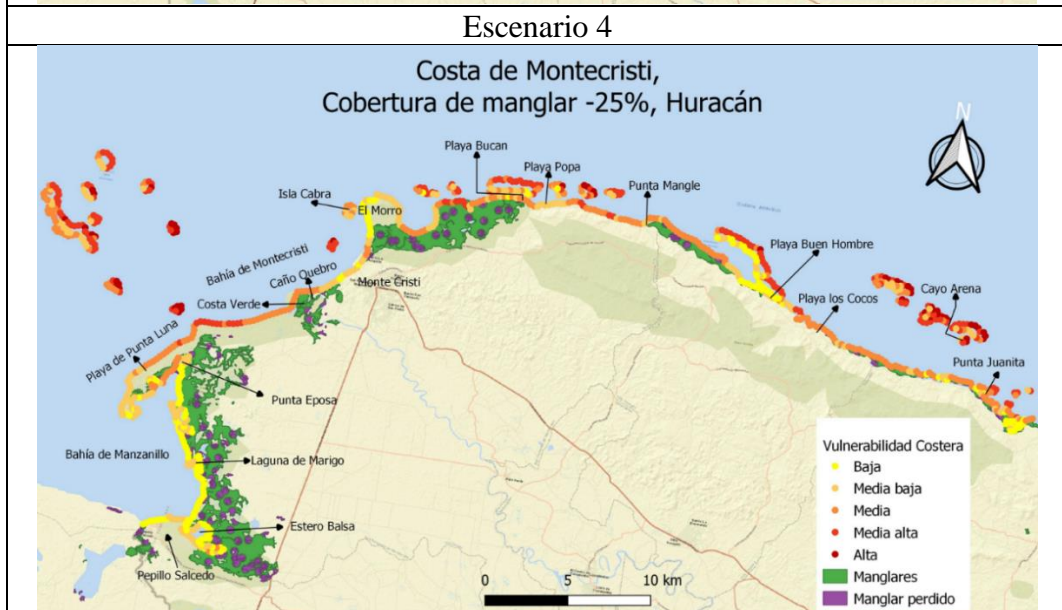
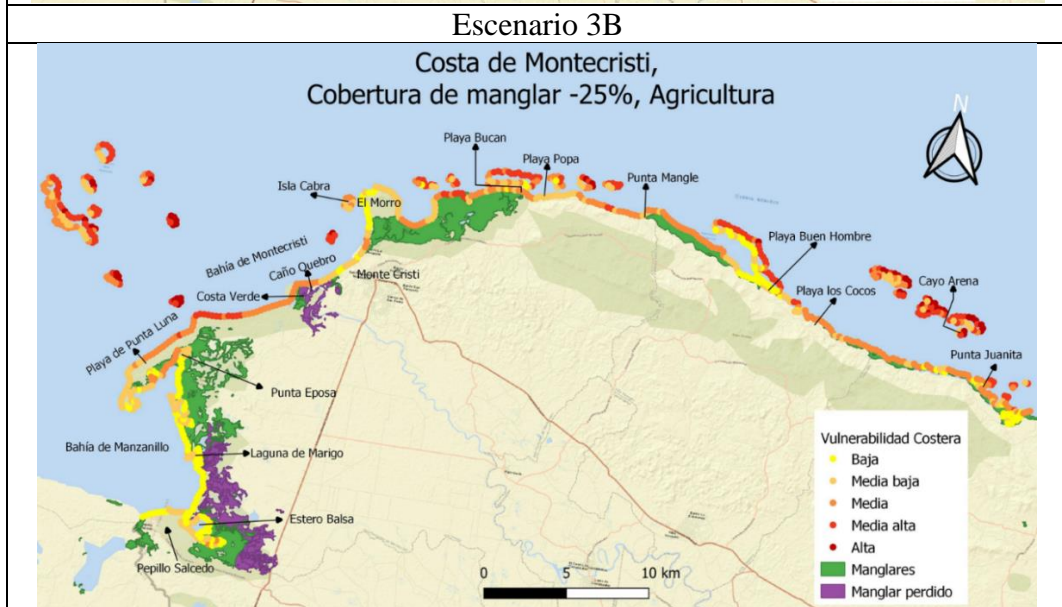
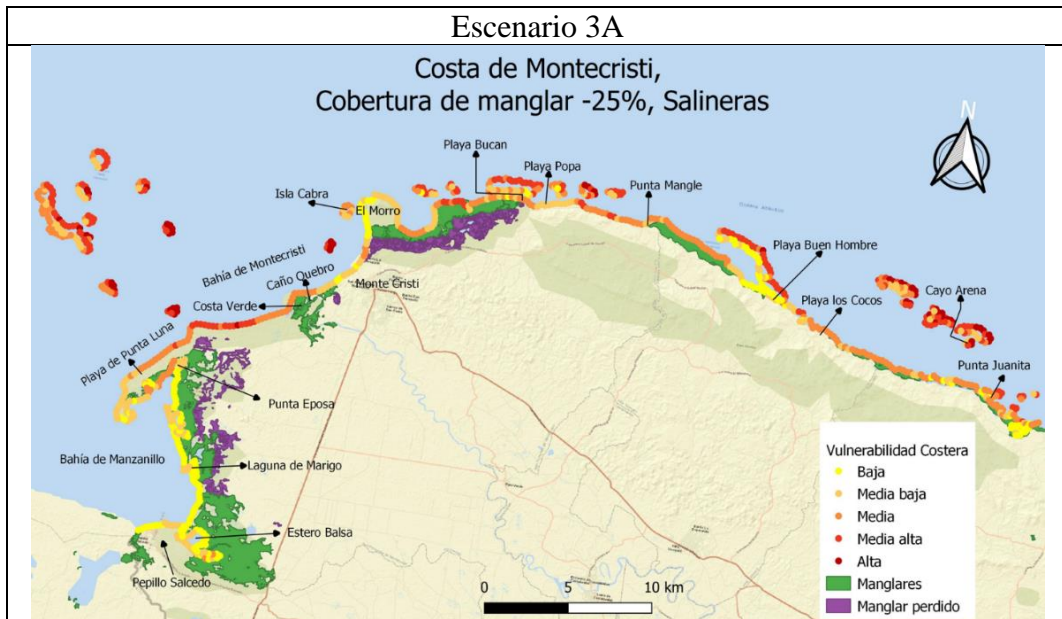
Comparación de Vulnerabilidad Costera, LB vs Escenario 3B				
Rango de vulnerabilidad	Categoría de vulnerabilidad	Línea base	Escenario 3B	Cambios
1.4867 - 2.0743	Baja	19.06%	19.06%	0.00%
2.0743 - 2.6618	Media baja	25.67%	26.12%	0.00%
2.6618 - 3.2493	Media	30.04%	29.93%	0.00%
3.2493 - 3.8368	Media alta	19.28%	19.62%	0.00%
3.8368 - 4.4243	Alta	5.94%	5.27%	0.00%

Comparación de Vulnerabilidad Costera, LB vs Escenario 4				
Rango de vulnerabilidad	Categoría de vulnerabilidad	Línea base	Escenario 4	Cambios
1.4867 - 2.0743	Baja	19.06%	19.06%	-0.11%
2.0743 - 2.6618	Media baja	25.67%	26.12%	-0.90%
2.6618 - 3.2493	Media	30.04%	29.93%	+0.56%
3.2493 - 3.8368	Media alta	19.28%	19.62%	+0.22%
3.8368 - 4.4243	Alta	5.94%	5.27%	+0.22%

Comparación de Vulnerabilidad Costera, LB vs Escenario 5				
Rango de vulnerabilidad	Categoría de vulnerabilidad	Línea base	Escenario 5	Cambios
1.4867 - 2.0743	Baja	19.06%	3.81%	-15.25%
2.0743 - 2.6618	Media baja	25.67%	26.79%	+1.12%
2.6618 - 3.2493	Media	30.04%	21.64%	-8.41%
3.2493 - 3.8368	Media alta	19.28%	32.29%	+13.00%
3.8368 - 4.4243	Alta	5.94%	15.47%	+9.53%

Anexo 3. Mapas de la vulnerabilidad costera bajo los distintos escenarios de cobertura de manglar en Montecristi, República Dominicana



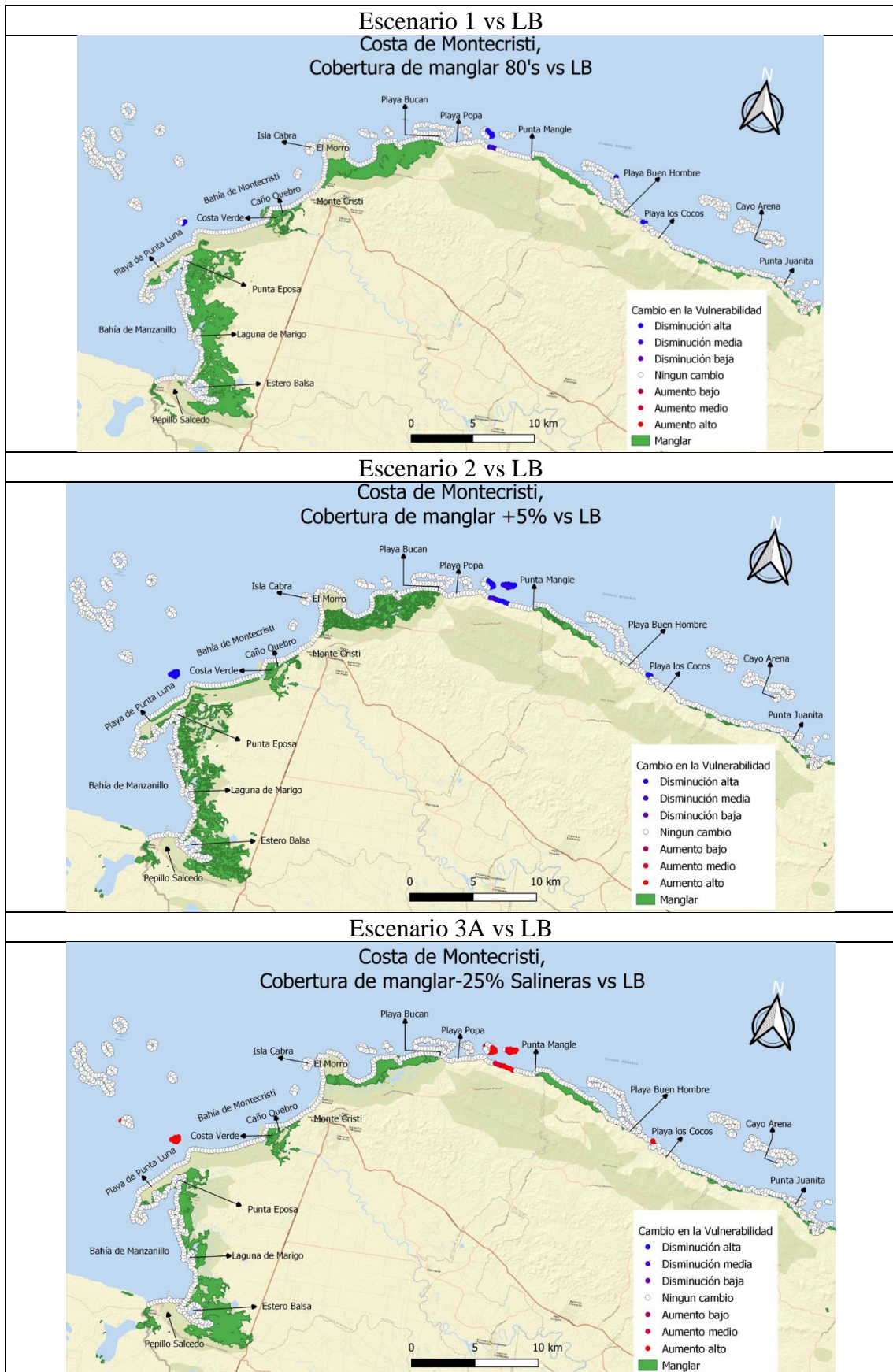


Escenario 5

Costa de Montecristi,
Cobertura de manglar 0%



Anexos 4. Localización de las diferencias en la vulnerabilidad costera de los escenarios vs LB.



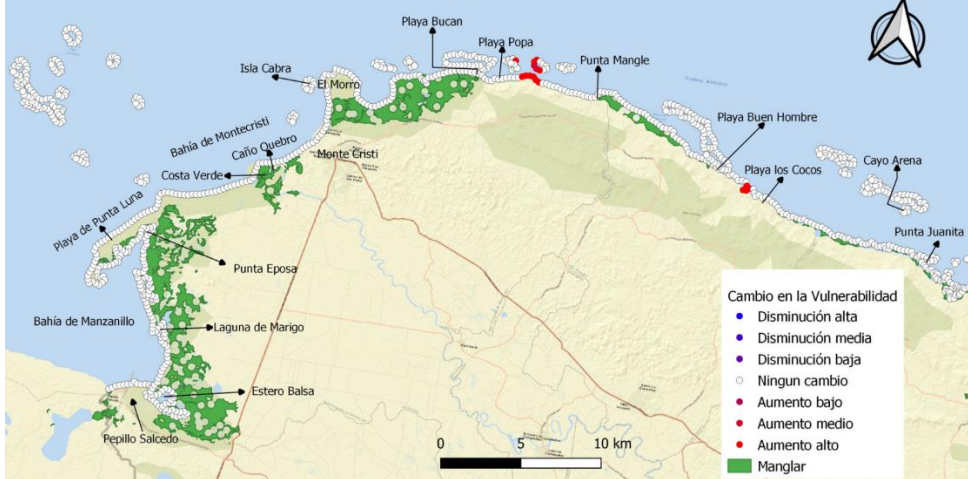
Escenario 3B vs LB

Costa de Montecristi,
Cobertura de manglar-25% Agricultura vs LB



Escenario 4 vs LB

Costa de Montecristi,
Cobertura de manglar-25% Huracán vs LB



Escenario 5 vs LB

Costa de Montecristi,
Cobertura de manglar 0% vs LB

