

Escuela Agrícola Panamericana, Zamorano
Departamento de Ambiente y Desarrollo
Ingeniería en Ambiente y Desarrollo



Proyecto Especial de Graduación

**Implicaciones socioeconómicas en los servicios ecosistémicos de los
bosques de manglar en las costas Pacífico y Caribe de Honduras**

Estudiante

Catherin Lizeth Dávila Chugá

Asesores

José Fernando Tercero, M. Sc.

Victor Rivera Monroy, Ph.D.

Juan Carlos Flores, Ph. D.

Honduras, agosto 2021

Autoridades

TANYA MÜLLER GARCÍA

Rectora

ANA M. MAIER ACOSTA

Vicepresidenta y Decana Académica

ERIKA ALEJANDRA TENORIO MONCADA

Directora del Departamento de Ambiente y Desarrollo

HUGO ZAVALA MEMBREÑO

Secretario General

Agradecimientos

Agradezco, al Doctor Lenin Henríquez por su asesoramiento en el uso de sensores remotos durante todo el proceso de investigación, por brindarme conocimientos valiosos y nuevos, y por darme la oportunidad de trabajar con él.

Contenido

Índice de Cuadros.....	6
Índice de Figuras	7
Índice de Anexos.....	8
Resumen	13
Abstract.....	14
Introducción.....	15
Metodología.....	22
Área de Estudio.....	22
Zonas de vida en las Costas Caribe y Pacífico de Honduras.....	25
Departamentos de las Costas Caribe y Pacífico de Honduras donde se Distribuyen los Bosques de Mangle	26
Especies de Mangle en las Costas Caribe y Pacífico de Honduras	26
Enfoque de Estudio	27
Comparación de dos bases de datos sobre la áreas y vegetación de los bosques de mangle en Honduras.....	27
Análisis Cualitativo de los Efectos de las Principales Actividades Socioeconómicas en los Servicios Ecosistémicos de los Bosques de Mangle en Honduras	31
Análisis de la Información	32
Resultados y Discusión.....	35
Comparar dos bases de datos sobre la áreas y vegetación de los bosques de mangle en Honduras en el periodo del 2013 al 2021	35
Actividades Socioeconómicas en la Costa Caribe-Honduras, que generan la Pérdida de Área de los Bosques de Manglar	42

Actividades Socioeconómicas en la Costa Pacífico-Honduras Dentro del Golfo de Fonseca, que generan la Pérdida de Área de los Bosques de Manglar	50
Análisis de Índices de Vegetación (NDVI, NDWI, NDSI)	55
Análisis los Efectos de las Principales Actividades Socioeconómicas en los Servicios Ecosistémicos de los Bosques de Mangle en Honduras y como esto Afecta a la Sociedad.....	63
Costa Caribe	67
Costa Pacífico dentro de El Golfo de Fonseca.....	72
Mapa Conceptual de los Impactos de las Implicaciones Socioeconómicas de las Costas Pacífico y Caribe de Honduras en los Servicios Ecosistémicos de los Manglares	75
Conclusiones	77
Recomendaciones.....	78
Referencias.....	Error! Bookmark not defined.
Anexos.....	90

Índice de Cuadros

Cuadro 1 Metodología de la revisión de documentos usados en este estudio.....	33
Cuadro 2 Diferencia del área de manglar por departamento en Honduras.	36
Cuadro 3 Valores atípicos en los índices de vegetación por porcentajes de nubosidad.....	62
Cuadro 4 Diferencias y semejanzas de los índices de vegetación	63

Índice de Figuras

Figura 1 Mapa de ubicación y límites geográficos de Honduras	22
Figura 2 Mapa de las cuencas hidrográficas y la distribución de los humedales de manglares en las costas de Honduras.....	23
Figura 3 Mapa de los puntos de control (zonas con áreas de manglar) para los índices de vegetación (NDVI, NDWI y NDSI) en las costas Caribe y Pacífico de Honduras.	30
Figura 4 Áreas protegidas en Honduras y la diferencia del área de manglares del 2014 al 2019	42
Figura 5 Pérdida de manglar en el departamento de Cortés, Honduras del 2014-2019.....	44
Figura 6 Pérdida de manglar en el departamento de Atlántida, Honduras del 2014-2019.	46
Figura 7 Pérdida de manglar en el departamento de Colón, Honduras del 2014-2019.....	48
Figura 8 Pérdida de manglar en el departamento de Gracias a Dios, Honduras del 2014-2019.....	50
Figura 9 Pérdida de manglar en el Golfo de Fonseca, Honduras del 2014-2019.....	54
Figura 10 Mapa conceptual sobre las actividades socioeconómicas de las costas hondureñas y la afección a los servicios ecosistémicos del manglar.	76

Índice de Anexos

Anexo A Coordenadas de los puntos de control para el análisis de los índices de vegetación (NDVI, NDWI, NDSI), para las costas Caribe y Pacífico de Honduras	90
Anexo B Imágenes Landsat 8 del NDVI para la costa Caribe en el punto 1. Puerto Lempira, Gracias a Dios (15° 26' 17"N ^ 83° 50' 53"W)	91
Anexo C Imágenes Sentinel 2 del NDVI para la costa Caribe en el punto 1. Puerto Lempira, Gracias a Dios (15° 26' 17"N ^ 83° 50' 53"W)	92
Anexo D Imágenes Landsat 8 del NDVI para la costa Caribe en el punto 3. Laguna de Brus, Gracias a Dios (15° 46' 37"N ^ 84°32' 48"W)	92
Anexo E Imágenes Sentinel 2 del NDVI para la costa Caribe en el punto 3. Laguna de Brus, Gracias a Dios (15° 46' 37"N ^ 84°32' 48"W)	92
Anexo F Imágenes Landsat 8 del el NDVI para Costa Caribe en el punto 4. Puerto Castilla, Trujillo, Colón (16° 02' 02"N ^ 86° 00' 13"W).....	92
Anexo G Imágenes Landsat 8 del NDVI para Costa Caribe en el punto 4. Puerto Castilla, Trujillo, Colón (16° 02' 02"N ^ 86° 00' 13"W)	92
Anexo H Imágenes Landsat 8 del NDVI para la Costa Caribe en el punto 5. Nueva Armenia, Juticalpa, Atlántida (15° 49' 07" N ^ 86° 30' 25" W)	92
Anexo I Imágenes Sentinel 2 del NDVI para la Costa Caribe en el punto 5. Nueva Armenia, Juticalpa, Atlántida (15° 49' 07" N ^ 86° 30' 25" W)	92
Anexo J Imágenes Landsat 8 del NDVI para la Costa Caribe en el punto 7. Laguna Negra, Tela, Atlántida (15° 48' 07"N ^ 87° 25' 22"W)	92

Anexo K Imágenes Sentinel 2 del NDVI para la costa Caribe en el punto 7. Laguna Negra, Tela, Atlántida (15° 48' 07"N ^ 87° 25' 22"W).....	92
Anexo L Imágenes Landsat 8 del NDVI para la costa Caribe en el punto 9. La Curva, Puerto Cortés (15° 51' 39"N ^ 87° 53' 45"W).....	92
Anexo M Imágenes Sentinel 2 del NDVI para la Costa Caribe en el punto 9. La Curva, Puerto Cortés (15° 51' 39"N ^ 87° 53' 45"W).....	92
Anexo N Imágenes Landsat 8 del NDWI para la costa Caribe en el punto 1. Puerto Lempira, Gracias a Dios (15° 26' 17"N ^ 83° 50' 53"W).....	92
Anexo O Imágenes Sentinel 2 del NDWI para la costa Caribe en el punto 1. Puerto Lempira, Gracias a Dios (15° 26' 17"N ^ 83° 50' 53"W).....	92
Anexo P Imágenes Landsat 8 del NDWI para la costa Caribe en el punto 3. Laguna de Brus, Gracias a Dios (15° 46' 37"N ^ 84°32' 48"W).....	92
Anexo Q Imágenes Sentinel 2 del NDWI para la costa Caribe en el punto 3. Laguna de Brus, Gracias a Dios (15° 46' 37"N ^ 84°32' 48"W).....	92
Anexo R Imágenes Landsat 8 del NDWI para la costa Caribe en el punto 4. Puerto Castilla, Trujillo, Colón (16° 02' 02"N ^ 86° 00' 13"W).....	92
Anexo S Imágenes Sentinel 2 del NDWI para la costa Caribe en el punto 4. Puerto Castilla, Trujillo, Colón (16° 02' 02"N ^ 86° 00' 13"W).....	92
Anexo T Imágenes Landsat 8 del NDWI para la costa Caribe en el punto 7. Laguna Negra, Tela, Atlántida (15° 48' 07"N ^ 87° 25' 22"W).....	92
Anexo U Imágenes Sentinel 2 del NDWI para la costa Caribe en el punto 7. Laguna Negra, Tela, Atlántida (15° 48' 07"N ^ 87° 25' 22"W).....	92

Anexo V Imágenes Landsat 8 del NDWI para la costa Caribe en el punto 9. La Curva, Puerto Cortés (15° 51' 39"N ^ 87° 53' 45"W)	92
Anexo W Imágenes Sentinel 2 del NDWI para la costa Caribe en el punto 9. La Curva, Puerto Cortés (15° 51' 39"N ^ 87° 53' 45"W)	92
Anexo X Imágenes Landsat 8 del NDSI para la costa Caribe en el punto 1. Puerto Lempira, Gracias a Dios (15° 26' 17"N ^ 83° 50' 53"W)	92
Anexo Y Imágenes Sentinel 2 del NDSI para la costa Caribe en el punto 1. Puerto Lempira, Gracias a Dios (15° 26' 17"N ^ 83° 50' 53"W)	92
Anexo Z Imágenes Landsat 8 del NDSI para la costa Caribe en el punto 3. Laguna de Brus, Gracias a Dios (15° 46' 37"N ^ 84°32' 48"W)	92
Anexo AA Imágenes Sentinel 2 del NDSI para la costa Caribe en el punto 3. Laguna de Brus, Gracias a Dios (15° 46' 37"N ^ 84°32' 48"W)	92
Anexo BB Imágenes Landsat 8 del NDSI para la costa Caribe en el punto 4. Puerto Castilla, Trujillo, Colón (16° 02' 02"N ^ 86° 00' 13"W)	92
Anexo CC Imágenes Sentinel 2 del NDSI para la costa Caribe en el punto 4. Puerto Castilla, Trujillo, Colón (16° 02' 02"N ^ 86° 00' 13"W)	92
Anexo DD Imágenes Landsat 8 del NDSI para la costa Caribe en el punto 5. Nueva Armenia, Juticalpa, Atlántida (15° 49' 07" N ^ 86° 30' 25" W)	92
Anexo EE Imágenes Sentinel 2 del NDSI para la Costa Caribe en el punto 5. Nueva Armenia, Juticalpa, Atlántida (15° 49' 07" N ^ 86° 30' 25" W)	92
Anexo FF Imágenes Sentinel 2 del NDSI para la costa Caribe en el punto 6. Bella Vista, Esparta, Atlántida (15° 48' 38"N ^ 87° 13' 05"W)	92

Anexo GG Imágenes Landsat 8 del NDSI para la costa Caribe en el punto 7. Laguna Negra, Tela, Atlántida (15° 48' 07"N ^ 87° 25' 22"W)	92
Anexo HH Imágenes Sentinel 2 del NDSI para la costa Caribe en el punto 7. Laguna Negra, Tela, Atlántida (15° 48' 07"N ^ 87° 25' 22"W)	92
Anexo II Imágenes Landsat 8 del NDSI para la costa Caribe en el punto 8. Cocalito, Tela, Atlántida (15° 55' 00"N ^ 87° 37' 40"W).....	92
Anexo JJ Imágenes Landsat 8 del NDVI para el Golfo de Fonseca en el punto 2. Las Arenas, Choluteca, Honduras (13° 22' 27" N ^ 87° 25' 24" W)	92
Anexo KK Imágenes Sentinel 2 del NDVI para el Golfo de Fonseca en el punto 2. Las Arenas, Choluteca, Honduras (13° 22' 27" N ^ 87° 25' 24" W)	92
Anexo LL Imágenes Landsat 8 del NDVI para el Golfo de Fonseca en el punto 3. Tomasón, Choluteca, Honduras (13° 08' 22" N ^ 87° 22' 53" W)	92
Anexo MM Imágenes Landsat 8 del NDVI para el Golfo de Fonseca en el punto 5. Estero el Lucero, San Lorenzo, Valle, Honduras (13° 24' 32" N ^ 87° 47' 22" W).....	92
Anexo NN Imágenes sentinel 2 del NDVI para el Golfo de Fonseca en el punto 5. Estero el Lucero, San Lorenzo, Valle, Honduras (13° 24' 32" N ^ 87° 47' 22" W).....	92
Anexo OO Imágenes Landsat 8 del NDVI para el Golfo de Fonseca en el punto 6. Valle Nuevo, Valle, Honduras (13° 24' 41" N ^ 87° 45' 50" W)	92
Anexo PP	92
Anexo QQ Imágenes Sentinel 2 del NDWI para el Golfo de Fonseca en el punto 2. Las Arenas, Choluteca, Honduras (13° 22' 27" N ^ 87° 25' 24" W)	92

Anexo RR Imágenes Landsat 8 del NDWI para el Golfo de Fonseca en el punto 3. Tomasón, Choluteca, Honduras (13° 08' 22" N ^ 87° 22' 53" W)	92
Anexo SS Imágenes Sentinel 2 del NDWI para el Golfo de Fonseca en el punto 3. Tomasón, Choluteca, Honduras (13° 08' 22" N ^ 87° 22' 53" W)	92
Anexo TT Imágenes Sentinel del NDWI para el Golfo de Fonseca en el punto 4. San Lorenzo, Valle, Honduras (13° 26' 07" N ^ 87° 36' 19" W)	92
Anexo UU Imágenes Landsat 8 del NDWI para el Golfo de Fonseca en el punto 6. Valle Nuevo, Valle, Honduras (13° 24' 41" N ^ 87° 45' 50" W)	92
Anexo VV Imágenes Sentinel 2 del NDWI para el Golfo de Fonseca en el punto 6. Valle Nuevo, Valle, Honduras (13° 24' 41" N ^ 87° 45' 50" W)	92
Anexo WW Imágenes Sentinel 2 del NDSI para el Golfo de Fonseca en el punto 2. Las Arenas, Choluteca, Honduras (13° 22' 27" N ^ 87° 25' 24" W)	92
Anexo XX Imágenes Landsat 8 del NDSI para el Golfo de Fonseca en el punto 5. Estero el Lucero, San Lorenzo, Valle, Honduras (13° 24' 32" N ^ 87° 47' 22" W).....	92
Anexo YY Imágenes Sentinel 2 del NDSI para el Golfo de Fonseca en el punto 5. Estero el Lucero, San Lorenzo, Valle, Honduras (13° 24' 32" N ^ 87° 47' 22" W).....	92
Anexo ZZ Imágenes Landsat 8 del NDSI para el Golfo de Fonseca en el punto 6. Valle Nuevo, Valle, Honduras (13° 24' 41" N ^ 87° 45' 50" W)	92
Anexo AAA Imágenes Sentinel 2 del NDSI para el Golfo de Fonseca en el punto 6. Valle Nuevo, Valle, Honduras (13° 24' 41" N ^ 87° 45' 50" W)	92

Resumen

En Honduras el último cálculo de la cobertura de manglar fue de 51, 578 hectáreas de acuerdo con el Instituto de Conservación Forestal (ICF) en el 2014. En esta investigación se comparó la diferencia del área de manglares en las costas Pacífico y Caribe de Honduras, durante el período del año 2014 al 2019. En el cálculo se utilizó un mapa de cobertura forestal del ICF en el 2014 y un mapa del 2019 de la base de datos Dinámica Biogeoquímica del Centro de Archivo Activo Distribuido (ORNL DAAC) de la Administración Nacional de Aeronáutica y el Espacio (NASA). Se utilizaron 96 gráficas de series temporales del Sentinel 2 y Landsat 8 de la plataforma LandViwer para identificar el estado de la vegetación del mangle con base a índices de vegetación: índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI), índice de agua de diferencia normalizada (NDWI) e índice de diferencia normalizada de suelos (NDSI). Se revisaron publicaciones científicas y reportes (N=279) sobre las principales actividades socioeconómicas relacionadas con la diferencia de área de mangle y el impacto sobre los servicios ecosistémicos. Las principales actividades en la costa Caribe son cultivos de palma africana, ganadería y turismo, en cambio, en la costa Pacífico están la camaronicultura, producción de sal y la urbanización. Estas actividades representan la diferencia de 23, 467.73 hectáreas de manglar del 2014 al 2019 y los impactos negativos sobre los servicios ecosistémicos. En la costa Caribe los manglares tienen una mayor actividad fotosintética, en comparación al Golfo de Fonseca.

Palabras clave: Actividades socioeconómicas, cobertura de manglar, Golfo de Fonseca, sensores remotos, costa Caribe.

Abstract

In Honduras, the last calculation of mangrove cover was 51, 578 hectares according to the Forest Conservation Institute (ICF) in 2014. In this research, the difference in mangrove area on the Pacific and Caribbean coasts of Honduras was compared, during the period from 2014 to 2019. In the calculation, a map of forest cover from the ICF in 2014 and a map from 2019 from the Dynamic Biogeochemical database of the Distributed Active Archive Center (ORNL DAAC) of the Administration was used. National Aeronautics and Space (NASA). 96 time series graphs from Sentinel 2 and Landsat 8 from the LandViewer platform were used to identify the state of the mangrove vegetation based on vegetation indices: Normalized Difference Vegetation Index (NDVI), Normalized Difference Water Index (NDWI) and Normalized Soil Difference Index (NDSI). Scientific publications and reports (N=279) on the main socioeconomic activities related to the difference in mangrove area and the impact on ecosystem services were reviewed. The main activities on the Caribbean coast are African palm crops, livestock and tourism, on the other hand, on the Pacific coast there are shrimp farming, salt production and urbanization. These activities represent the difference of 23,467.73 hectares of mangrove from 2014 to 2019 and the negative impacts on ecosystem services. On the Caribbean coast, the mangroves have a higher photosynthetic activity, compared to the Gulf of Fonseca.

Keywords: Socio-economic activities, mangrove cover, Gulf of Fonseca, remote sensing, Caribbean coast.

Introducción

Los manglares se encuentran en las zonas tropicales y sub tropicales del planeta, en la zona intermareal de la línea costera, en condiciones de agua salda y agua dulce (Poveda Burgos y Avilés Almeida, 2018). El manglar es un bioma compuesto por árboles y arbustos adaptados a condiciones ambientales de estrés, como hipersalinad y la alta frecuencia de inundación (Lopez-Portillo y Ezcurra, 1989). Estas características convierten a los manglares en un complejo ecosistema y en uno de los más productivos e importantes a nivel mundial (Díaz Gaxiola y Jesús Manuel, 2011). Los bosques de mangle generan gran cantidad de materia orgánica en forma de hojarasca, flores, frutos, propágalos, madera y corteza, y es refugio de una de una gran cantidad de especies claves (Orihuela Belmonte et al., 2004). Los manglares son ecosistemas de importancia para los seres humanos y para el mantenimiento de la diversidad biológica en las costas, al proporcionar un hábitat para especies terrestres, marinas y costeras (Secretaría de Gobernación de México [SEGOB], 2018).

El área total de manglares a nivel global está distribuida a lo largo de las zonas costeras de más de 118 países y representan una extensión de 137,600 km² para el 2010, con una precisión general de 94% y con una probabilidad del 99% que el valor real, se encuentra entre el 93.6% (137,600 km²) (Bunting et al., 2018) y el 94.5% (150,000 km²) (Spalding et al., 2011) y utilizando 53,878 puntos de precisión en 20 sitios distribuidos a nivel mundial (Bunting et al., 2018). Los bosques de mangle representan menos del 1% de todos los bosques tropicales a nivel mundial y menos del 0.4 de todos los bosques. Utilizando las regiones geográficas de la Convención de Ramsar sobre humedales, Asia tiene la mayor proporción de manglares con el 38.7% del total mundial, mientras que América Latina y el Caribe tienen el 20.3%, África tiene el 20%, Oceanía el 11.9%, América del Norte tiene el 8.4% y los Territorios Europeos de Ultramar tienen 0.7% (Bunting et al., 2018). En las regiones de Centro América y Norte América, México cuenta con la mayor extensión de manglar (820,000 hectáreas), seguido de Panamá y Belice (170,000 y 76,000 hectáreas), mencionando que Honduras, ocupa el séptimo lugar con 78, 688 hectáreas en el año 2000 (Arrueta Antequera, 2008; FAO, 2007).

En la Evaluación de recursos forestales mundiales (FRA, 2020), se estima que 113 países poseen zonas de manglar, de un total de 14.79 millones de hectáreas, esto comparado con el año 2010, cinco países han perdido sus áreas de manglar (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), 2020). Del área de 14.79 millones de hectáreas, la mayor superficie se registró en Asia con 5.55 millones de hectáreas, seguido por África con 3.24 millones de hectáreas, América de Norte y Central con 2.57 millones de hectáreas y América del Sur con 2.13 millones de hectáreas (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), 2020). Oceanía registro la menor superficie de manglares con 1.30 millones de hectáreas (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), 2020).

A nivel mundial, se ha perdido entre el 20 y 35% del área de manglares desde aproximadamente 1980, representando la pérdida de 3,6 millones de hectáreas (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), 2003; Valiela et al., 2001). El área global de manglares disminuyó de 18.8 millones de hectáreas en el 1980 a 15.2 millones de hectáreas en el 2005 (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), 2008). Las áreas de manglares están desapareciendo a una tasa de aproximadamente 1% por año, también se mencionan otras estimaciones tan altas como 2 a 8% por año (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), 2003). Estas tasas pueden ser mayores que las tasas de pérdida de bosques húmedos tropicales de tierras altas (Valiela et al., 2001), y se espera que las tasas de explotación actuales continúen a menos que los bosques de manglares estén protegidos como un recurso valioso (Alongi, 2002). Mundialmente desde 1990 al 2020 la superficie de manglares ha disminuido 1.04 millones de hectáreas, de 47,000 hectáreas al año en el periodo del 1990 al 2000 a 21,000 hectáreas al año en los últimos 10 años (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), 2020).

El **Carbono azul** es el carbono que se almacena naturalmente en los ecosistemas marinos y costeros, además, es uno de los servicios ecosistémicos más utilizados actualmente en el desarrollo

de programas de mitigación como resultado del cambio climático (Ej. manglares, praderas marinas) (Marin Sánchez y Salazar Navarro, 2019). Los ecosistemas de carbono azul captura y almacena grandes cantidades de carbono Tg (Teragramos), Mg (Megagramos), Ton (Toneladas), etc. Estas cantidades se encuentran entre 235 y 245 Tg C año⁻¹, equivalente a la cuarta parte de las emisiones del sector mundial de transporte que se estiman en 1,000 Tg C año⁻¹ (Benavides, 2007; Donato et al., 2011; Gaxiola Castro et al., 2017). Entre los ecosistemas que forman parte del carbono azul se encuentran los bosques de mangle, ya que varios estudios en la región Indo-Pacífico demuestran que estos ecosistemas almacenan mayores concentraciones de carbono (~1,000 Mg C ha⁻¹), en comparación con los bosques tropicales (~230 Mg C ha⁻¹), bosques boreales (~350 Mg C ha⁻¹), y bosques templados (~349 Mg C ha⁻¹) (Donato et al., 2011). Las estimaciones de cuanto carbono almacenan los ecosistemas de manglar con relación al total de carbono almacenado por todos los ecosistemas de carbono azul, los manglares almacenan hasta tres veces más carbono. Sin embargo, es importante tomar en cuenta que los valores de carbono capturado y almacenado dependen del ecotipo de mangle, la región donde se encuentran, condiciones de estrés, criterios geomorfológicos e implicaciones socioeconómicas (López Calderón, 2014; Ramírez-Zavala et al., 2012).

Los ecosistemas de manglar proveen servicios ecosistémicos para permitir actividades productivas de relevancia económica, para sectores como la pesca, el turismo, o la agricultura y ganadería (SEGOB, 2018). Los manglares son hábitat de especies que son clave para los medios de vida locales o de alto valor comercial en las pesquerías. Los manglares también, son una barrera natural que protege a las comunidades costeras de eventos climáticos extremos (Ej. Huracanes, inundaciones, tormentas, tsunamis), estabilizan las costas y reducen la erosión del suelo (Whelan et al., 2008).

Los servicios ecosistémicos se dividen en cuatro categorías: provisión, regulación, soporte y culturales (Camacho-Valdez y Ruiz-Luna, 2012), ofreciendo múltiples beneficios a la sociedad. Los beneficios que ofrecen los de provisión son alimentos de animales salvajes (animales que viven libres

en la naturaleza), como cangrejo y pescado, también, incluye provisión de madera y fibra de árboles u otras plantas, agua para uso general, recursos genéticos y fármacos (Guerra-Cano et al., 2020; Gutting et al., 2021). Los servicios de regulación incluyen beneficios de hábitats que funcionan como viveros (lugar donde crecen y maduran especies) para poblaciones de especies, protección contra inundaciones, protección contra tormentas, purificación del aire, almacenamiento de CO₂, regulación climática, estabilización costera y control de tasas de erosión (Guerra-Cano et al., 2020; Gutting et al., 2021). Los servicios de soporte ofrecen beneficios como la biodiversidad, reciclamiento de nutrientes y formación del suelo (Guerra-Cano et al., 2020). Los beneficios culturales son turismo, identidad cultural, relaciones de educación, y relaciones existenciales o espirituales (Guerra-Cano et al., 2020; Gutting et al., 2021).

Por otro lado, en el caso de Honduras, los bosques de manglar se ubican en zonas aledañas a la línea costera, principalmente en las desembocaduras de los ríos, lagunas, esteros y suelo con relieve plano y fangoso (G. Rodríguez, 2017). Honduras tiene una extensión de 820 km de línea costera, la cual se distribuye en la costa Pacífico dentro del Golfo de Fonseca, con una extensión de 133 km y la costa norte con 671 km. La diferencia entre la extensión de línea costera de Honduras es de 538 km, donde la costa norte es la que tiene el lado de mayor longitud (Consejo Nacional de Inversiones [CNI], s.f).

En el 2010 Centroamérica tenía un área de 27, 939 km² de bosque de manglar, representando el 20.3% del total global (Bunting et al., 2018). En Honduras el Instituto de Conservación Forestal (ICF) en sus anuarios estadísticos forestales reportó una superficie total de 54,300 hectáreas en el año 2005, de las cuales 82% se localizaban en la costa Pacífico (Mairena y Hernández, 2005). En el 2008 Honduras tenía una extensión de 67,200 hectáreas de manglar (Arrueta Antequera, 2008). En 1997 Honduras tenía una superficie de 145,800 hectáreas de mangle, de las cuales 74,500 hectáreas estaban ubicadas en la costa Caribe (51%) y 71,300 en la costa Pacífico (48%) en las costas del Golfo de Fonseca (Mendieta Durón, 2013).

En la costa Pacífico el Golfo de Fonseca, registró en otros estudios tener áreas de 42,215 hectáreas en 1985, 37,788 hectáreas en 1992 y 35,375 hectáreas en 1999 (Castañeda-Moya et al., 2006; Rivera-Monroy et al., 2002). El último cálculo del área de manglar para Honduras reportado por el ICF fue de 51,578 hectáreas en el 2014 (Flores Marin, 2017; ICF; IPCC, 2014).

En Honduras las actividades socioeconómicas que afectan a los bosques de manglar en cada una de sus costas son diferentes, porque existen diferentes intereses y oportunidades de crecimiento y desarrollo económico (Haro Mota et al., 2017). En la costa Caribe las principales actividades socioeconómicas están representadas por los cultivos de palma africana que afectan los hábitats de manglar por el aporte químico (nitratos, fosfatos, antibióticos, otros) al suelo y a los cuerpos hídricos (Mendieta Durón, 2013).

Otras de las actividades socioeconómicas que se encuentran en la costa Caribe son la ganadería, que genera cambios en el uso de suelo por pastos; la demanda de madera para construcción o energía y la expansión demográfica costera, estas son actividades que afectan directamente la cobertura por la deforestación. Sin embargo, otras actividades como la sobreexplotación pesquera como resultado del incremento en el número de pescadores y el turismo afectan indirectamente sus servicios ecosistémicos.

La principal actividad socioeconómica en la costa Pacífico de Honduras es la acuicultura, especialmente por el cultivo de camarón blanco (*Litopenaeus vannamei*) (Dewalt et al., 1996). Esta actividad tiene una gran importancia para el Golfo de Fonseca, porque genera ingresos de hasta 200 millones de dólares, 27 mil empleos directos y 160 mil empleos indirectos, siendo esta muy importante para el desarrollo (Ingeniería Sin Fronteras Galicia [ISF], 2016). Sin embargo, a pesar de la importancia económica genera impactos significativos en pérdida de área de los bosques de manglar del Golfo de Fonseca, pues de las 2, 000 hectáreas que existían para el cultivo de camarón en 1985 se convirtieron en 24, 378 hectáreas en el 2011 (ISF, 2016). A medida el área de estanques para el cultivo de camarón aumenta, también, la diferencia de las áreas de bosque de manglar incrementa, pues de

las 107, 167 hectáreas existentes en 1985, solo se conservaron 78, 509 hectáreas en el 2011, representando una diferencia de 78, 401.83 hectáreas en 25 años (ISF, 2016). Entre otras actividades que afectan a los bosques de manglar de la costa Pacífico, se encuentran la demanda de madera para construcción o generación de energía, las actividades de las industrias salineras, la expansión demográfica costera y la sobrepesca artesanal (Dewalt et al., 1996; Mi Ambiente 2017, 2018).

Con el objetivo de garantizar la protección y restauración de los manglares existen numerosos y crecientes esfuerzos de instituciones público, privadas e internacionales (Bunting et al., 2018). Un requisito fundamental es la información sobre datos de distribución y condiciones actuales e históricos de los manglares (Bunting et al., 2018; Romañach et al., 2018). En análisis de la cobertura de manglares se utilizan datos de los sensores remotos Sentinel 2 y Landsat 8, que permiten el análisis de la información espectral, espacial y temporal sobre la cobertura vegetal (Veneros et al., 2020). Los sensores remotos Sentinel 2 presentan información del sitio de interés de estudio desde el año 2015, que a diferencia de los Landsat 8 presentan información desde el 2013 (Cervantes-Escobar et al., 2008). Los sensores remotos aplicados con el uso de índices de vegetación permiten minimizar la obtención de información incorrecta causada por propiedades ópticas como la reflectividad, el brillo del suelo, el tipo de sustrato, entre otros (Gilbert et al., 1997). Uno de los índices más usado para obtener información de la cobertura y condición de los bosques de manglar es el Índice de Vegetación Diferenciada Normalizada (NDVI por sus siglas en inglés), pues permite conocer las condiciones de la vegetación del sistema estudiado a través de la medición indirecta de la actividad fotosintética (clorofila relacionada con el pigmento verde en las plantas saludables) (Cervantes-Escobar et al., 2008).

A pesar de que actualmente los bosques de manglar se encuentran amenazados por actividades antropogénicas y efectos del cambio climático, este estudio se enfoca en el análisis de la diferencia de las áreas de los bosques de manglar por actividades socioeconómicas en las costas Pacífico y Caribe de Honduras. En este estudio se determinó el cambio del área de manglar en

Honduras desde los años 2014 al 2019 y la interpretación de tres índices de vegetación para conocer las condiciones de la vegetación de los manglares (Ej. actividad fotosintética, humedad) desde el año 2013 hasta la actualidad, ya que los datos del sensor remoto Landsat 8 proporciona información de los índices de vegetación desde el año 2013. Estos índices son: el índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI), el índice de agua de diferencia normalizada (NDWI) y índice de diferencia normalizada de suelos (NDSI). Además, se realizó una evaluación de cómo estos cambios en su extensión están asociados a las diferentes actividades en sus costas y su impacto en los servicios ecosistémicos. Para ello se revisarán diferentes documentos de publicaciones científicas y de documentos de literatura gris, como reportes, informes, noticias económicas, socioambientales y científicas de los bosques de manglar en Honduras y planes de manejo emitidos por instituciones del estado o alguna organización no gubernamental.

Para terminar, los objetivos de la presente investigación son, comparar dos bases de datos sobre la áreas y vegetación de los bosques de mangle en Honduras con sistemas de información geográfica y sensores remotos en el periodo del 2013 al 2021 y analizar los efectos de las principales actividades socioeconómicas sobre los servicios ecosistémicos de los bosques de mangle en Honduras y cómo esto afecta a la sociedad.

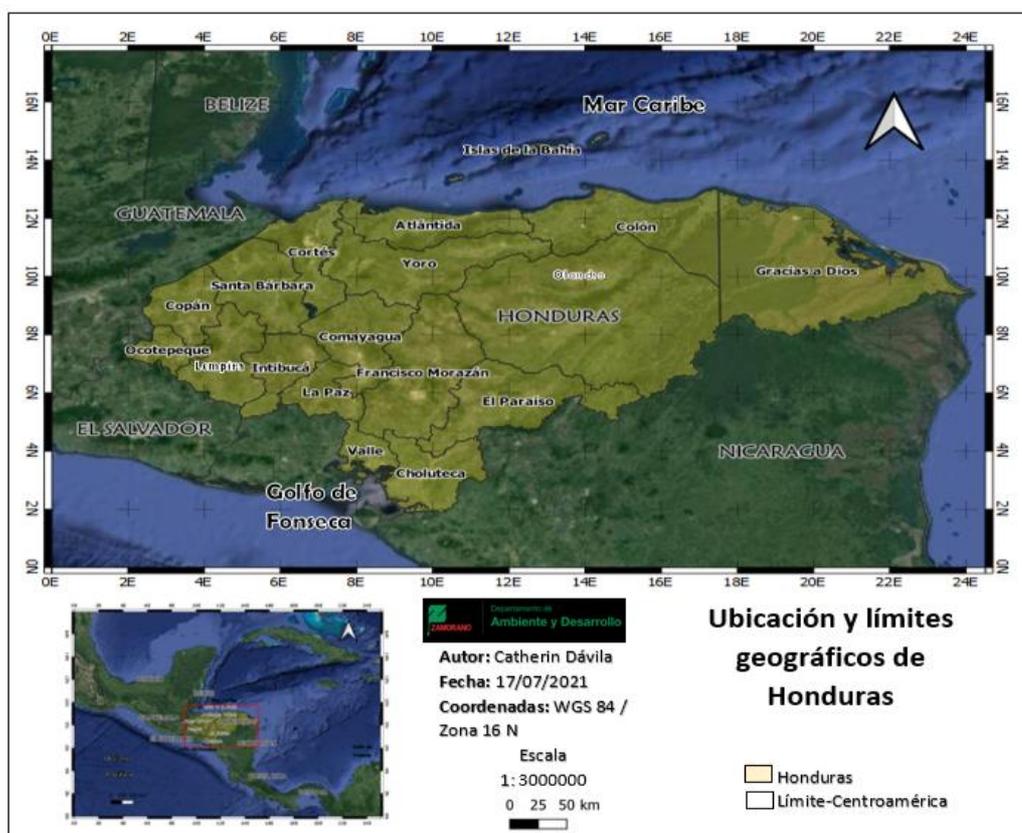
Metodología

Área de Estudio

Honduras se localiza geográficamente entre los 13° 33' 16" de latitud norte y entre los 83° 8' 89" de longitud oeste. Limita al norte y este con el mar Caribe, al sureste con Nicaragua, al sur con el Golfo de Fonseca y El Salvador y al oeste con Guatemala (Figura 1). Debido a su ubicación geográfica, Honduras esta entre dos regiones oceánicas; océano Pacífico y mar Caribe. Honduras tiene una extensión total de 112,492 km², y una extensión costera de aproximadamente 820 km (Capel Molina, 1994). La extensión litoral en el mar caribe es de 650 km mientras que en Pacífico la extensión es de 163 km (Figura 1) (CNI, s.ff; Ortega Quintana, 2011).

Figura 1

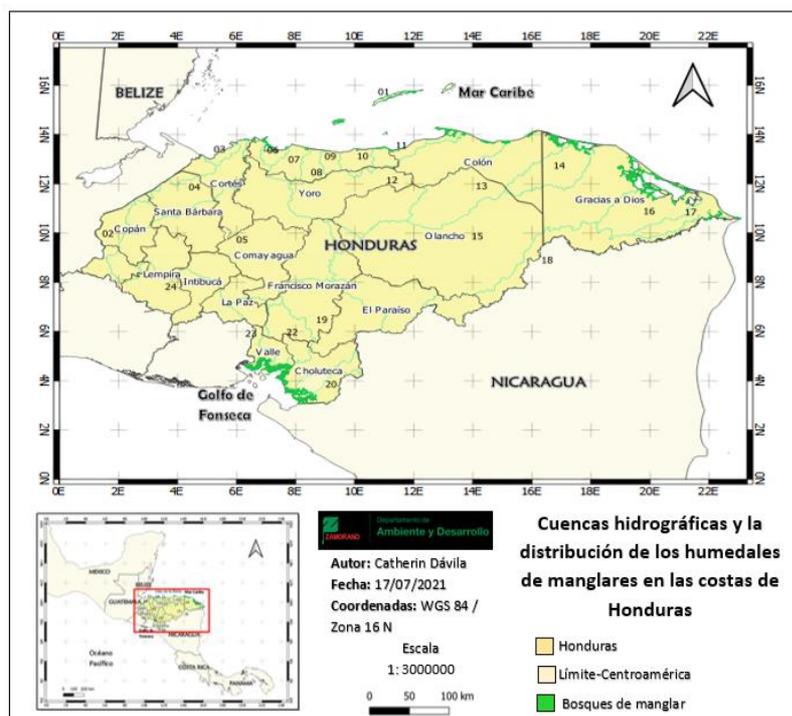
Mapa de ubicación y límites geográficos de Honduras



El sistema hidrográfico de Honduras, está formado por 21 cuencas hidrográficas que se originan en el interior del país y desembocan en las costas, de las vertientes del océano Pacífico y mar Caribe (Figura 2) (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), 2015). Los ríos que desembocan en la vertiente del Pacífico a través del Golfo de Fonseca, son cinco sistemas y representan el 17.28% del área de cuenca total. Mientras que, en la vertiente del Caribe, donde se localizan dieciséis sistemas representando el 82.72% del área de cuenca total (Asociación Mundial para el Agua [WGP], 2016; Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), 2015). La cuenca del Caribe tiene más cursos fluviales que el Pacífico. Los ríos más extensos que fluyen hacia el Caribe son el río Ulúa, el cuál drena la tercera parte del país, y los ríos Aguán y Sico, o río Tinto o Negro en la cuenca baja (McKay, 2008). Los ríos más caudalosos que fluyen hacia la vertiente del Pacífico a través del Golfo de Fonseca son el río Goascorán (1,200 millones m³/año) y el río Choluteca (3,032 millones m³/año) (WGP, 2016; McKay, 2008).

Figura 2

Mapa de las cuencas hidrográficas y la distribución de los humedales de manglares en las costas de Honduras



Geomórficamente, el territorio hondureño está dividido en tres zonas: Planicie Costera del Norte, Planicie Costera del Sur, y Región Montañosa del nordeste al sureste del país dividiéndose en dos regiones montañosas oriental y occidental (Anderson y Devenish, 2009; Murillo de Martínez, 2013). Su geomorfología se ubica en tres Regiones Fisiográficas la Región Costanera del Caribe, Región Central y la Región de la Planicie Costanera (Murillo de Martínez, 2013). Comparativamente ambas costas tienen diferencias geomorfológicas, hacia el Suroeste de Honduras, en el Pacífico y donde convergen las placas Caribe y Cocos, formando la trinchera mesoamericana (gran cañón submarino en el Océano Pacífico que constituye el límite entre la Placa del Coco y la Placa Caribe); donde la placa Cocos es subducida al desliza debajo de la placa Caribe (Murillo de Martínez, 2013). Estas dos placas tectónicas originan la mayoría de los movimientos sísmicos que ocurren en Honduras.

En la costa norte hondureña en el mar Caribe se encuentran las Islas de la Bahía, Roatán en el Arrecife Mesoamericano, un sitio del Patrimonio Mundial de la Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura (UNESCO), a 50 km de Honduras (Martínez Ortiz, Arlen del Rosario y Bravo Moreno, 2013). La costa sur hondureña se encuentra en el mar Pacífico dentro de El Golfo de Fonseca que tiene una superficie aproximada de 5,776 km², localizados en el extremo Sur de los departamentos de Valle y Choluteca (Martínez Ortiz, Arlen del Rosario y Bravo Moreno, 2013).

Las tierras bajas del Caribe representan el 16.4% del territorio nacional, y son planicies angostas inundables que se extienden como ramales hacia el interior, siguiendo las depresiones entre las cordilleras (Murillo de Martínez, 2013). Esta región, tiene altas temperaturas de hasta 30° usando de acuerdo a las estaciones, precipitación pluvial varía entre 2, 800 y 3,000 mm año⁻¹, y los suelos de la costa Caribe son usados para sembrar cultivos de: banano, palma africana, caña de azúcar, ganadería extensiva y granos básicos; Ej.: Valle de Sula (Murillo de Martínez, 2013).

Las tierras bajas del Pacífico tienen baja precipitación pluvial entre 1,200 y 1,500 mm año⁻¹ con respecto a la costa Caribe, esto se debe a que la costa Caribe tiene una mayor cantidad de cuencas hidrográficas. La temperatura de la costa Pacífico está entre 23 y 37 °C. Las tierras bajas del Pacífico

ocupan 2% del territorio hondureño de 112, 492 km², abarcando la línea costera del Golfo de Fonseca, dominados por áreas con cobertura vegetal de ecosistemas de manglar, los cuales son claves para la actividad pesquera, la camaricultura y salineras, ya que estas actividades son los medios de vida de la población de las costas hondureñas (Murillo de Martínez, 2013). Además, los manglares son claves para mantener la diversidad biológica y se encuentran entre los ecosistemas estratégicos para mitigar el cambio climático (Murillo de Martínez, 2013; Tarté, 2013).

El Golfo de Fonseca es una bahía de origen tectónico con una hendidura costera, formada por movimientos de la tierra asociados con fallas y vulcanismo a lo largo de la costa del Pacífico (Castañeda-Moya et al., 2006; McKay, 2008). Las características geomorfológicas del golfo de Fonseca pueden estar clasificadas como un estuario tipo valle de río ahogado con extensos canales de marea interdisturbados, marismas y áreas de bajíos de tipo deltaico (Van Dor, 2017).

Zonas de vida en las Costas Caribe y Pacífico de Honduras

El termino zonas de vida se usa para describir áreas con similares comunidades de plantas y animales (Holdridge, 1987). En las costas Caribe y Pacífico de Honduras las zonas de vida están representadas por bosques latifoliados, bosques inundables, estuarios, manglares, humedales, lagunas costeras, campos de algas, campos de pasto marino, marisma costera, marisma salina, sugerencias (movimientos de aguas profundas), costa rocosa, costa con farellones, playa arenosa, dunas, arrecifes de borda, franja y en parche (Instituto Nacional de Conservación Forestal [ICF], 2011).

La costa Pacífico dentro del Golfo de Fonseca se ubica en el margen oriental de la placa tectónica del Caribe y es una plataforma continental angosta (ICF, 2011). La plataforma continental es la superficie de un fondo submarino próximo a la costa y con profundidades inferiores a 200 metros y su amplitud desde la costa es variable (Parker et al., 1997), en el caso de la costa Pacífico de Honduras es angosta (pocos metros de ancho). Honduras es el segundo país de Centroamérica que posee en la costa Caribe la plataforma continental más grande del Istmo (franja estrecha de tierra que une a través

del mas a dos áreas mayores de tierra) (J. J. Rodríguez y Windeboxhel, 1998), 820 km de 6,603 km (Agencia Central de Inteligencia [CIA], 2011). El ambiente marino costero del Golfo de Fonseca y la costa Caribe incluyen zonas de aguas superficiales o pelágicas y la bentónica o de estratos de fondo y sus respectivas subdivisiones (ICF, 2011; López, 2014; USAID, 2012).

Departamentos de las Costas Caribe y Pacífico de Honduras donde se Distribuyen los Bosques de Mangle

Las áreas de interés para este estudio se encuentran donde la cobertura vegetal se caracteriza por extensas áreas de bosques de mangle. En la costa Caribe de Honduras los bosques de mangle se encuentran en los departamentos de Cortés, Atlántida, Colón y Gracias a Dios. En la costa del Pacífico los bosques de mangle se encuentran en el Golfo de Fonseca comprendiendo los departamentos de Valle y Choluteca (ICF, 2011). En la costa Caribe los manglares se encuentran distribuidos en todos los departamentos, pero la mayor extensión se ubica en la Mosquitia en el departamento Gracias a Dios donde se encuentra en área más extensa de bosque de mangle (Arrueta Antequera, 2008). En cambio, en toda el Golfo de Fonseca las áreas de manglares son más extensas en toda la costa, mayor extensión en comparación a la costa Caribe de aproximadamente 70 km (Arrueta Antequera, 2008; Nuila Coto, 2012; Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), 2005).

Especies de Mangle en las Costas Caribe y Pacífico de Honduras

Las especies de mangle que se encuentran en la zona norte de Honduras son, *Avicennia bicolor*, *Avicennia germinans*, *Conocarpus erectus*, *Laguncularia racemosa* y *Rhizophora mangle*. En la zona sur se encuentran las especies ya mencionadas, además de, *Rhizophora racemosa* y *Rhizophora harrisonii* (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), 2005).

Enfoque de Estudio

Este estudio tiene un enfoque mixto, que comprende la recopilación, análisis y vinculación de datos cuantitativos y cualitativos en un mismo estudio. Esto está relacionado con el desarrollo de un marco conceptual a partir de la metodología de un enfoque de revisión que incluye: datos e información de sensores remotos y revisión bibliográfica disponible. Con la finalidad de generar información histórica y actualizada sobre los cambios en las áreas de bosque de mangle en Honduras y los posibles impactos de actividades socioeconómicas en el periodo de los años del 2014 al 2019.

Comparación de dos bases de datos sobre la áreas y vegetación de los bosques de mangle en Honduras

Para determinar la pérdida del área de manglares en Honduras, en este estudio se usó los Sistemas de Información Geográfica (SIG) (Orellana Díaz, 2012). SIG es una herramienta indispensable para el análisis de datos espaciales de un sitio de interés, ya que permite analizar y mostrar los resultados como una nueva capa de mapa (García, 2021). Para analizar los datos de la pérdida de manglar en Honduras se seleccionó el sistema de “Software” QGIS, de acceso libre que permite visualizar, capturar, analizar, modificar y compartir información geográfica (García, 2021; Palma Herrera, 2015). Los datos espaciales usados fueron vectorial y ráster, donde los vectorial presentaron información de atributos de los departamentos de Honduras (Ej. área, división política de los departamentos) y el mapa de los manglares de Honduras publicado por el ICF en el 2014 (Ej. área de manglares, distribución de los manglares) utilizando geometría como polígonos, polilíneas y puntos (QGIS 2.8, 2020). Los datos espaciales ráster presenta información que consta de una matriz de celdas (o píxeles) organizadas en filas y columnas (o cuadrícula) (Instituto de Investigación de Sistemas Ambientales [ESRI], 2020) del mapa de manglares de Honduras del 2019 obtenido de la base de datos Dinámica Biogeoquímica del Centro de Archivo Activo Distribuido (ORNL DAAC) de la NASA (Simard et al., 2019).

Para comparar el área de manglar en la costa Caribe y Pacífico de Honduras desde el 2014 hasta el 2019 se tiene convertir los mapas de manglares del 2014 y 2019 a un mismo formato de datos espaciales para poder realizar operaciones matemáticas entre los valores de los pixeles existente en el formato ráster (Mapping GIS, 2020). En este estudio se trabajó el cálculo de la diferencia en formato de documentos ráster, donde utilizando la calculadora ráster de QGIS se realizó la siguiente operación:

$$\textit{Diferencia de área de manglar 2014-2019} = \textit{mapa de cobertura de manglar 2019} - \textit{mapa de cobertura de manglar ICF2014}$$

Luego con ayuda de la caja de herramientas de QGIS se seleccionó el componente análisis ráster y luego se seleccionó el informe de valores únicos de la capa ráster para obtener el valor de la diferencia de área de manglar 2014-2019. El cálculo de la pérdida de manglar para la costa Pacífico y costa Caribe, se dividió por áreas específicas con la herramienta cortar ráster por extensión. La costa Pacífico se definió como una sola área representada por el Golfo de Fonseca, y la costa Caribe en cuatro zonas representadas por cada departamento (Córtes, Atlántida, Colón y Gracias a Dios). Para ello, se usó la capa ráster de la diferencia de área de manglar 2014-2019, y con ayuda de la herramienta cortar ráster por extensión, se seleccionó la zona de interés (departamentos de Córtes, Atlántida, Colón, Gracias a Dios y el Golfo de Fonseca, donde se distribuyen las áreas de manglar). Finalmente, se usó la misma herramienta de análisis ráster y el informe de valores únicos de la capa ráster.

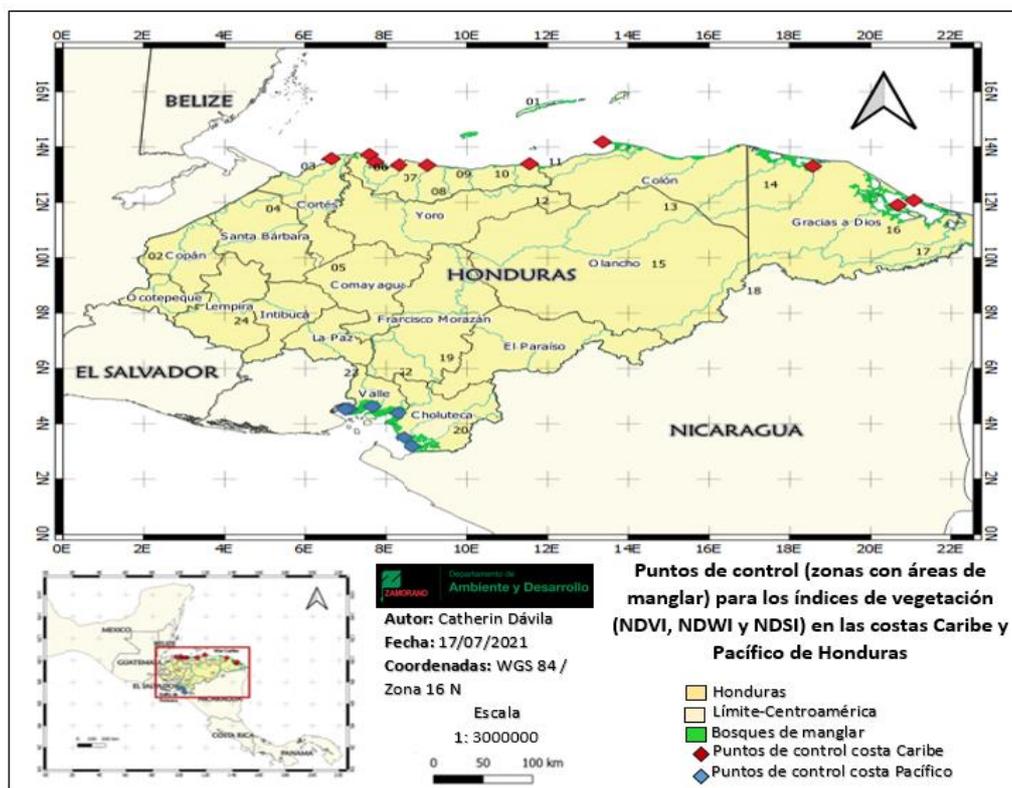
Para analizar cuáles son las causas de la diferencia de las áreas de manglares en Honduras, se realizó una revisión de literatura, enfocada en las diferentes actividades socioeconómicas que existen en los bosques de mangle. Las actividades se representaron impactos negativos principalmente por costa Pacífico y costa Caribe, seguido de la identificación de las mismas actividades por zona de interés que son donde se encuentra las áreas de manglar.

También se evaluó la actividad fotosintética de la cobertura vegetal del manglar, para comparar como las actividades socioeconómicas que impactan sobre estos ecosistemas. Para obtener esta información se seleccionaron 6 puntos de control para la costa Pacífico y 10 para la costa Caribe (Figura 3). En este estudio los puntos de control se definen como puntos de medida donde se captan áreas de manglar y la cantidad de puntos está representada por las zonas donde existe mayor pérdida del área de manglar, la actividad socioeconómica y si el manglar es de tipo alto o bajo. La información satelital, nos permite evaluar la actividad fotosintética con la combinación matemática de bandas con información espectral (Ej. IR banda de infrarrojo) o datos estadísticos de plataformas (Ej. Land Viwer) (Earth Observing System, 2020). En este estudio se seleccionó tres índices de vegetación, estos son: el índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI), el índice de agua de diferencia normalizada (NDWI) y índice de diferencia normalizada de suelos (NDSI). Un índice de vegetación es una combinación matemática de una o más bandas espectrales que aumenta el contraste entre la vegetación (que tiene alta reflectancia) y el suelo desnudo (Ej. Estructuras construidas por el hombre y otras), además de medir características de las plantas (Ej. biomasa, vigor, densidad) (Earth Observing System, 2020).

La información de estos índices se obtuvo de la plataforma Land Viwer que es una aplicación online creada por "EOS Data Analytics", que permite la visualización y descarga de imágenes procedentes de los satélites Landsat 7, Landsat 8, Sentinel 2 y Modis (Orduña, 2017). La plataforma Land Viwer proporciona información satelital y de sensores remotos de cualquier parte del mundo, en este estudio se usó la información obtenida de los satélites Landsat 8 y Sentinel 2 (Orduña, 2017). Las imágenes obtenidas de Landsat 8 nos proporcionaron información desde el 2013 y las Sentinel desde el 2015 (Earth Observing System, 2020; Orduña, 2017). Land Viwer también proporcionó la información de los 3 índices de vegetación seleccionados en este estudio: NDVI, NDWI y NDSI, a través de 96 gráficas de series temporales (Earth Observing System, 2020; Orduña, 2017).

Figura 3

Mapa de los puntos de control (zonas con áreas de manglar) para los índices de vegetación (NDVI, NDWI y NDSI) en las costas Caribe y Pacífico de Honduras



El NDVI ayuda a diferenciar otros tipos de cobertura terrestre y determinar su estado en general (Ej. cambios anormales en los procesos de crecimiento) (Earth Observing System, 2020). El NDWI refleja el contenido de humedad en plantas y suelos y se determina analógicamente con el NDVI. El NDSI es una medida de la magnitud relativa de la diferencia de reflectancia entre el rango visible del espectro (verde) y el infrarrojo de onda corta (SWIR), controlando la varianza de dos bandas, una en el infrarrojo cercano o en el infrarrojo de onda corta y otra en las partes visibles del espectro. Esto es útil para el mapeo de nieve y suelos desnudos (Earth Observing System, 2020). La obtención de información de estos índices de vegetación en plataforma LandViewer, permitió el análisis y evaluación de 96 gráficas en la serie de tiempo de los años 2013 al 2021.

El NDVI obtenido en las gráficas se evaluó utilizando una escala de valores que van desde -1 a +1, donde los valores negativos representan los espejos de agua, estructuras hechas por el hombre, rocas, nubes o nieve (Earth Observing System, 2020). En el análisis de las gráficas para el NDVI, un suelo desnudo representa valores de 0.1 a 0.2, y las plantas valores positivos entre 0.2 a 1. Para una correcta interpretación del NDVI, se tuvo en cuenta la estación, el tipo de planta (especie de mangle) y las peculiaridades regionales (geomorfología) (Earth Observing System, 2020).

En las gráficas, para el NDWI se evaluó utilizando el mismo rango de NDVI, de -1 a +1. Los valores altos corresponden a un alto contenido de agua en la planta y al recubrimiento de una gran parte de la planta (biomasa). Los valores bajos representan una vegetación con cobertura escasa. Los valores más altos de NDWI indican suficiente humedad, mientras que los valores más bajos indican condiciones de estrés hídrico.

En las gráficas para el NDSI se evaluó las mediciones de longitudes de onda de 0.66 y 1.6 mm, pues a 1.6 mm la nieve o suelo no es reflectante y a 0.66 es muy reflectante. Esto permite una distinción efectiva entre la reflectividad del suelo del manglar y la cobertura. En este estudio se utilizó un valor umbral de 0.3 (valor límite), donde valores mayores a este valor indican poca vegetación y mayor extensión de suelo desnudo.

Análisis Cualitativo de los Efectos de las Principales Actividades Socioeconómicas en los Servicios Ecosistémicos de los Bosques de Mangle en Honduras

La pérdida de los bosques de manglar afecta directa e indirectamente los medios de vida de las comunidades costeras por la pérdida de servicios ecosistémicos, a nivel económico, social, natural y cultural. En este estudio para identificar los servicios ecosistémicos que han sido afectados por la pérdida del área de manglar en Honduras en este estudio, se realizó una revisión de literatura. La información obtenida se analizó con una discusión analítica, al establecer la relación de las actividades socioeconómicas sobre los diferentes servicios ecosistémicos. Finalmente, se realizó un mapa

conceptual para establecer la relación de las actividades socioeconómicas con los efectos sobre los servicios ecosistémicos.

Análisis de la Información

Inicialmente se determinó la diferencia del área de manglares desde el año 2014 al 2019 (Ver en sección de resultados y discusión, cuadro 2). Una vez obtenido el dato sobre la diferencia del área de manglar en Honduras se realizó un cuadro para describir la diferencia del área de manglar por cada departamento de las costas Caribe y Pacífico de Honduras. También, se realizó una descripción sobre cual departamento tuvo el mayor valor en la diferencia de área de manglar en la costa Caribe y comparativamente con el del valor de la diferencia en la costa Pacífico.

Para analizar las actividades socioeconómicas que están afectando a los ecosistemas de manglar en cada una de las costas Pacífico y Caribe de Honduras, se realizó una búsqueda de información disponible en bases de datos. En la revisión de estos documentos también, se evaluó cómo las actividades socioeconómicas identificadas en la costa Caribe y Pacífico de Honduras impactan en el deterioro de los servicios ecosistémicos (SE) de los bosques de mangle, y como esto afecta a las comunidades hondureñas, sobre todo las que se localizan en las costas. Las bases de datos que se revisaron fueron ocho de acceso libre (“Scielo”, “Redalyc”, “Yale Environment 360”, DOAJ, CEPAL, PudMed, Agecon y Agris) y cinco bases de datos privadas (Angora, e-Libro, Oare, “Springerlink” y “Teal”) que proporciona la Universidad Zamorano. Se incluyó también bases de datos como “Google Scholar”. Debido a la falta de información sobre este tema para Honduras en revistas indexadas, se recopiló información de literatura gris, la cual incluye reportes, informes, noticias y planes de manejo de entidades privadas y gubernamentales.

La metodología para recopilar y revisar documentos se realizó por cada componente usando palabras claves en este estudio. La cantidad de documentos revisados fueron 279, de los cuales se usaron 191 en la discusión de esta investigación, esto representa el 68% de la información revisada

(Cuadro 1). A pesar que no todos los documentos se incluyeron en la discusión, todos fueron importantes en la comprensión de los componentes de este estudio.

Cuadro 1

Metodología de la revisión de documentos usados en este estudio

Componente	Palabras clave	N° de documentos revisados	N° de documentos
Datos generales de los ecosistemas de manglar	Distribución global, importancia, geomorfología, ecotipo, cambio climático, carbono azul. Condiciones ambientales de crecimiento,	47	26
Información satelital, sensores remotos y SIG	Espectro visible, NDVI, NDWI, NDSI, ráster, vectorial, Landsat 8, Sentinel 2	25	19
Diferencia del área de mangle	Centroamérica, pérdida de manglar en Honduras, diferencia por departamento, costa Caribe, costa Pacífico, Golfo de Fonseca, tasa anual de deforestación, áreas protegidas en Honduras,	28	24
Actividad fotosintética de los ecosistemas de manglar y Actividades socioeconómicas	Vegetación escasa, camaronicultura, agricultura, ganadería, cultivos de palma africana, granos básicos, aporte químico, actividad fotosintética, crecimiento, resiliencia, Productividad Primaria Neta (PPN)	70	58
Servicios ecosistémicos y sociedad	Impactos, valorización de los SE, ciclaje de nutrientes, protección costera, prevención de la erosión, captura y almacenamiento de carbono, hábitat de especies claves, fuente de energía, salud y bienestar, fuente de combustible, regulación del ciclo del agua, regulación del clima,	88	50
Información geográfica de Honduras y otros	Cuencas hidrográficas, temperatura, elevación, geografía, área, departamentos, ecosistemas naturales,	21	14
Total		279	191

En el análisis de los datos que se obtuvieron sobre la actividad fotosintética de los ecosistemas de manglar de las costas Caribe y Pacífico de Honduras del 2013 al 2021 se usó la interpretación de 3 índices espectrales de vegetación (NDVI, NDWI y NDSI). Para ello se analizó, evaluó y comparó 96 imágenes, de las cuales 48 son imágenes Sentinel 2 y 48 Landsat 8. Los índices fueron analizados

independientemente para cada una de las costas Caribe y Pacífico, luego se comparó los resultados de la actividad fotosintética del bosque de mangle entre las dos costas, y finalmente, se realizó un cuadro sobre las semejanzas y diferencias de los resultados para cada costa.

Resultados y Discusión

Comparar dos bases de datos sobre la áreas y vegetación de los bosques de mangle en Honduras en el periodo del 2013 al 2021

En la comparación de las bases de datos sobre las áreas de manglar en Honduras en los últimos cinco o seis años para la costa Pacífico y costa Caribe se obtuvo una diferencia promedio de 23,467 hectáreas. La mayor diferencia se registró para la zona Golfo de Fonseca en la costa Pacífico, con un valor de 19,391.18 hectáreas. Seguido del departamento Gracias a Dios en la costa Caribe con 2,808.49 hectáreas. La costa Caribe tuvo una diferencia promedio de área de manglar de 4,076.55 hectáreas (Cuadro 2). Los departamentos de Atlántida y Colón tuvieron valores similares la diferencia de la cobertura de manglar en la costa Caribe, 632.66 y 606.79 hectáreas respectivamente. El departamento de Cortés fue el que menos diferencia del área de manglar tuvo, su valor fue de 28.59 hectáreas (Cuadro 2).

El área de bosques de mangle en la costa Caribe y Pacífico de Honduras para el 2014 fue de 49,162.66 hectáreas y se redujo a 25,694.93 hectáreas, con una diferencia de 23,467.73 hectáreas que representan el 47.73% del área del 2014. En la costa Caribe el área de manglar en el 2014 era de 9,566.65 hectáreas y se reduce a 5,490.12 hectáreas, con una diferencia de 4,076.53 hectáreas que representan el 42.61% del área del 2014. En la costa Pacífico dentro de El Golfo de Fonseca el área de bosques de mangle en el 2014 era de 39,596.01 hectáreas y se redujo a 20,204.83 hectáreas, con una diferencia de 19,391.18 hectáreas que representan el 48.97% del área del 2014.

En este estudio se encontró que entre las costas Caribe y Pacífico de Honduras, es la costa Pacífico dentro del Golfo de Fonseca la que presenta una mayor diferencia promedio del área de bosques de mangle (48.97%). Sin embargo, entre ambas costas el departamento que presenta una mayor diferencia del área de manglar es Gracias a Dios, con más de la mitad del área de manglar en relación con él área del 2014 (66.54%).

Aunque los valores de la diferencia de área de manglar entre los años 2014 y 2019 son ilustrativos respecto al cambio, las metodologías de reconocimiento del área de manglar son diferentes, y no se está seguro respecto a si la magnitud reportada es correcta, por lo que se propone utilizar una escala cualitativa de comparación entre los años analizados, es así que se usarán colores para reportar la magnitud del cambio más que los valores encontrados (Cuadro 2). Además, se contrasta con los valores del área de manglares en el 2014 reportada por el Instituto Nacional de Conservación Forestal en Honduras (ICF) (Instituto Nacional de Estadísticas Honduras [INE], 2014), la cual fue de 51,970.84 hectáreas, en cambio en el 2019 el ICF reportó el área de manglares con un valor de 50,065.14 hectáreas (ICF, 2020).

Cuadro 2

Diferencia del área de manglar por departamento en Honduras

Departamento	Área de manglar (ha) en el 2014	Diferencia del Área de manglar (ha) del 2014-2019	Escala cualitativa de la magnitud de diferencia del área de manglar
Golfo de Fonseca	39,596.01	19,391.18	
Gracias a Dios	4,220.51	2,808.49	
Atlántida	2,039.23	632.66	
Colón	3,209.61	606.79	
Cortés	97.3	28.59	
Total	49,162.66	23,467.73	

El Instituto Forestal de Conservación (ICF) en su anuario forestal reportó una diferencia de área de bosque de mangle, donde los valores fueron de 86.40 hectáreas entre los años 2000 al 2006; 61.40 hectáreas del 2006 al 2012, y 1,047 hectáreas del 2012 al 2016. La diferencia del total del área de manglar del 2000 al 2016 fue de 1,194.80 hectáreas (ICF, 2020). El valor de este estudio fue evidentemente mayor, en comparación con el valor reportado por el ICF en la diferencia del área de manglar del 2000 al 2016. Sin embargo, la diferencia del 2000 al 2012 fue de 147.8 hectáreas, siendo este valor en 12 años y la diferencia del área de manglares en este estudio fue de 23,467.73 hectáreas

en 6 años (la mitad). Esto significa que hay un incremento en el consumo incontrolado de los recursos de los ecosistemas de manglar en Honduras.

El ICF presentó como principales causas de deforestación y degradación de los bosques de mangle, a las actividades socioeconómicas relacionadas con la ganadería, la agricultura a gran escala, la agricultura a pequeña escala, la camaronicultura, el turismo, la tala insostenible, las demandas de leña y carbón como fuente combustible y la expansión urbana (ICF, 2020). Las pérdidas totales de deforestación bruta de bosque de mangle en Honduras representan las 75 hectáreas/año (ICF, 2020). Este valor puede deberse al incremento de la presión humana y el actualmente el cambio climático sobre los ecosistemas, como los ecosistemas de manglar.

Los ecosistemas de manglar a pesar de su importancia, son de los ecosistemas más vulnerables a los efectos de las actividades humanas y el cambio climático (Yáñez-Arancibia et al., 1998). También, es importante tener en cuenta que en Centroamérica no ha existido un manejo adecuado de los datos sobre las áreas de bosques, en especial de los bosques de mangle (Mi Ambiente, 2017), que en Honduras representan solo el 1% (51,971.84 ha) de la cobertura boscosa (INE, 2014). Sin embargo, no se puede obviar que en este estudio se calculó la diferencia del área de manglar con Sistemas de Información Geográfica (SIG), donde se tiene muchas variables, en especial para el mapa del 2019 en formato ráster, ya que fue estimado con puntos de control, pero no se realizó validación de la información en campo. Además, Honduras es un país muy necesitado de tecnología para analizar los datos SIG o reportar un dato confiable en la diferencia del área de bosque de mangle. Por eso, para reducir la variabilidad se debe realizar un estudio que combine SIG, información satelital y verificaciones en campo.

En el caso de la costa Caribe, desde los años ochenta se dio una migración masiva de la población del interior del país hacia las zonas costeras, en especial de los departamentos de Yoro y Olancho hacia la Mosquitia (Secretaría de Recursos Naturales y Ambiente [SERNA], 2014). Esta población migrante en su mayoría eran ganaderos y agricultores (SERNA, 2014).

Los factores adversos hacia los manglares de la Costa Caribe, es el incremento de aportes químicos a cuerpos de agua que terminan en las desembocaduras de los ríos donde se encuentran los bosques de mangle, esto como consecuencia de la expansión de los cultivos de palma africana (*Elaeis guineensis*) (SERNA, 2014). El monocultivo de palma africana se ha desarrollado en los Valles de Sico, Aguán, aguas arriba del Patuca y el sector de Puerto Lempira (SERNA, 2014). Actualmente, aún existen presiones de empresas privadas en adquirir áreas para el cultivo de palma africana, en los sectores de Morocon y Ahuas, además, de la instalación de plantas procesadoras de aceite (SERNA, 2014).

En la costa Caribe uno de los departamentos donde la expansión de cultivos de palma africana ha sido significativa es en Tela, encontrando también dominancia de cultivos frutales, ganadería y turismo (Erazo y Vigroux, 2011). En Tela los cultivos de palma africana más predominante se encuentran cerca de dos cuencas, estas son San Alejo y en el valle del río Lean, teniendo también influencia sobre el río Tinto por la cantidad de químicos aportados (Erazo y Vigroux, 2011). Los cultivos de palma africana, también, son dominantes en Puerto Cortés, Choloma, El progreso, y sobre todo en San Pedro Sula (Erazo y Vigroux, 2011). Sin embargo, en la Costa Caribe también se identifican actividades de ganadería extensiva y agricultura de subsistencia, como los granos básicos (Erazo y Vigroux, 2011). Estas actividades, principalmente los cultivos de palma africana están afectado a los ecosistemas de manglar que se encuentran en la franja costera, pero principalmente en la Laguna de los Micos y la Mosquitia (Erazo y Vigroux, 2011).

La pérdida de los manglares de la costa Pacífico en el Golfo se debe principalmente a la tala para establecer granjas de camarón (Ortega Quintana, 2011). En el Golfo de Fonseca la actividad camaronera está representada por fincas productivas pequeñas y grandes. Las fincas relativamente pequeñas (< 14 hectáreas) ocupan el 7.1% del área agropecuaria, mientras las fincas mayores (359 hectáreas) ocupan el 32.7% del área agropecuaria (Comité para la Defensa y Desarrollo de la Flora y Fauna del Golfo de Fonseca [CODDEFFAGOLF], 2014; Secoira, 2001). Otras actividades que causan la

pérdida de los bosques de mangle en el Golfo de Fonseca son la producción de sal, la agricultura, la ganadería, la construcción de carreteras, urbanización e Infraestructura (CODDEFFAGOLF, 2014).

Los pobladores de las costas hondureñas, Caribe y Pacífico, basan sus medios de vida en la utilización directa e indirecta de beneficios ofrecidos por ecosistemas de manglar (SERNA, 2014). La utilización directa de los beneficios hace referencia a actividades como la pesca, la extracción de madera o leña, y la construcción de estanques para el cultivo de camarón, pero la utilización indirecta se relaciona con las actividades de ganadería, agricultura y turismo. Los ecosistemas de manglar proveen alimentos y recursos económicos a la población hondureña, mediante actividades de extracción tradicional, como utilización de subproductos del bosque, pesca artesanal y cacería (SERNA, 2014).

En esta investigación, también fue importante comparar la diferencia de las áreas de manglar en Honduras del 2014 al 2019, con las diferencias en las áreas de otros ecosistemas de Honduras, como los bosques de pino o los bosques latifoliados (Global Forest Watch, 2020). Honduras en el 2010 contaba con 7.22 millones de hectáreas de bosques naturales, representando el 67% de su territorio nacional (Global Forest Watch, 2020). En el 2020 la diferencia del área de manglar fue de 91.2 mil hectáreas, lo que equivale a 47.5 millones de toneladas de emisiones de CO₂. Honduras perdió una cobertura arbórea de 661 mil hectáreas que representan el 8.5 % de la cobertura existente en el 2020, esto representa un valor de 326 millones de toneladas de emisiones de CO₂ (Global Forest Watch, 2020).

La diferencia promedio de la cobertura boscosa en Honduras es de 23,303.56 hectáreas anuales. En Honduras otros ecosistemas boscosos representativos son los bosques latifoliados húmedos o deciduos y los bosques de conífera (ICF, 2020). La diferencia promedio anual de la cobertura boscosa en el período del 2000 al 2016 para el bosque latifoliado húmedo es de 17,407. 51 hectáreas, la del bosque latifoliado deciduo es de 3,186.77 hectáreas, la del bosque de conífera es de

2,634.61 hectáreas y para los bosques de mangle es de 74.68 hectáreas (Comisión Nacional de los Derechos Humanos [CONADEH], 2015).

Las áreas de bosque de pino afectadas por las plagas de gorgojo descortezador y enfermedades forestales representan una magnitud alarmante. Desde 1962 al 2019 las diferencias del área representan en 1'113,340.43 hectáreas de bosque de pino. En el 2019 se reportaron 1,831 brotes de gorgojo descortezador de pino, los cuales afectaron 826.72 hectáreas de bosque de conífera. Los departamentos que representaron una mayor afección por este fenómeno fueron El Paraíso con un 28%, Santa Bárbara con 21% y Francisco Morazán con 16%. Otro dato en la diferencia promedio de la cobertura forestal fue de 870 mil hectáreas, donde el bosque latifoliado presenta una diferencia promedio de 57 mil hectáreas que representa el 65.5% del total y el bosque de pino representa una pérdida promedio del 34.5% del total, esto en el periodo 1991 al 2008 (CONADEH, 2015).

Las pérdidas de las áreas de bosque de pino afectadas por las plagas de gorgojo descortezador y enfermedades forestales, representan una magnitud alarmante. Desde 1962 al 2019 las diferencias promedio del área representan en 1'113,340.43 hectáreas de bosque de pino. En el 2019 se reportaron 1,831 brotes de gorgojo descortezador de pino, los cuales afectaron 826.72 hectáreas de bosque de conífera. Los departamentos que representaron una mayor afección por este fenómeno fueron El Paraíso con un 28%, Santa Bárbara con 21% y Francisco Morazán con 16% (CONADEH, 2015). Estos ecosistemas en Honduras al igual que los bosques de manglar, representan varias implicaciones socioeconómicas, entre estas principalmente se encuentra la expansión de la frontera agrícola, seguido de la migración de la población hacia las zonas altas de los bosques de pinar, os desastres naturales, las contradicciones en las leyes en el manejo de estos ecosistemas y las concesiones de tierra en este tipo de ecosistemas (ICF, 2020).

El Sistema Nacional de Áreas Protegidas de Honduras (SINAPH) estableció que las áreas de manglar se encuentran más conservadas dentro de una reserva natural que en que una área donde

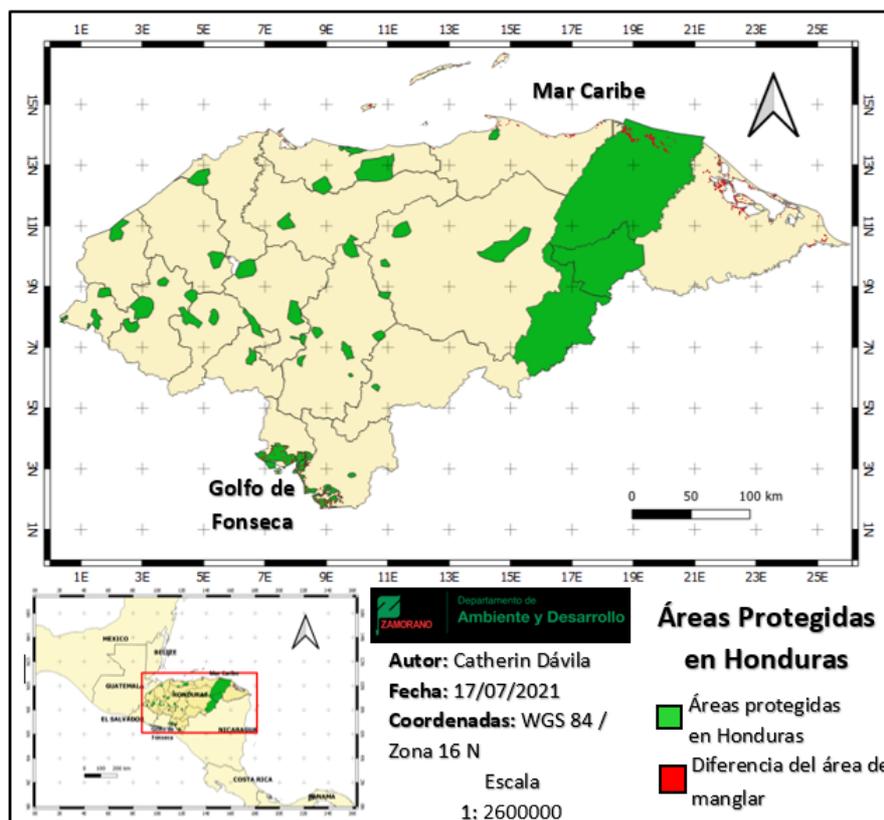
no exista protección, conservación o manejo de algún ecosistema (Administración Forestal del Estado [AFE-COHDEFOR], 2005). Desde el 1999 se cuenta con un reglamento establecido por el SINAPH y en 1994 se estableció como un componente legal e institucional. A pesar que Honduras cuenta con varias áreas protegidas, estas se encuentran representadas por problemáticas de deforestación, la falta de intervenciones institucionales, la deficiencia en la planificación y manejo de las áreas protegidas y las amenazas frecuentes son los conflictos de uso y tenencia de la tierra, la cacería y tala ilegal, la caficultura, la camaronicultura y los incendios forestales (AFE-COHDEFOR, 2005).

Las áreas protegidas de Honduras pertenecen al Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SINAPH), representando un área de 4'030,768.338 de hectáreas en 91 áreas protegidas (ICF, 2011). Honduras se encuentra entre dos regiones oceánicas, al sur con la costa Pacífico dentro del Golfo de Fonseca y norte con el mar Caribe en el océano Antártico (ICF, 2011). Honduras tiene una longitud costera de 1600 km con respecto a la suma de ambas costas, albergando 21 áreas protegidas marino costeras (ICF, 2011).

En Honduras las tres principales regiones que fueron las causantes del 58% de la diferencia de cobertura arbórea del 2001 al 2020, fueron Olancho, Colón y Gracias a Dios (Global Forest Watch, 2020). Colón tiene una mayor diferencia en la cobertura de bosque con 395 mil hectáreas, seguido de Colón con 172 mil hectáreas y Gracias a Dios con 119 mil hectáreas (Global Forest Watch, 2020). El ICF reportó que, aunque las diferencias de cobertura boscosa en las áreas protegidas son menores que en las zonas que no se encuentran bajo un manejo y conservación (Bustillo, 2018). Sin embargo, es importante saber que a pesar que los bosques de Honduras se encuentran bajo conservación aún hace falta gestionar leyes o normas para conservación que permitan reducir las presiones socioeconómicas o de uso de los recursos naturales (Bustillo, 2018). En Honduras las tres reservas biológicas que más registran pérdidas son: el Corazón Biológico Centroamericano, que es la Reserva del Río Plátano, El Parque Nacional de Patuca y la Reserva Biológica Tawahka, entre los departamentos de Olancho y Gracias a Dios (Bustillo, 2018).

Figura 4

Áreas protegidas en Honduras y la diferencia del área de manglares del 2014 al 2019



Actividades Socioeconómicas en la Costa Caribe-Honduras, que generan la Pérdida de Área de los Bosques de Manglar

La costa caribe comprende los departamentos de Cortés, Atlántida, Colon y Gracias a Dios (Burgos Bennett, 2011). La pérdida del bosque de mangle en el Caribe hondureño, se debe principalmente a actividades económicas, estas son la expansión de los cultivos de palma africana, la ganadería, el desarrollo de infraestructura turística y la tala ilegal (Ibarra et al., 2018).

En los departamentos de Atlántida y Colón predomina los cultivos de palma africana y en el departamento de Gracias a Dios los cultivos de arroz, yuca y granos básicos (Bouroncle et al., 2014). Se estima que el área de cultivos de palma africana en la costa Caribe de Honduras creció 400 veces

más con respecto al año 1993, y se extendió a los departamentos de Cortés y Yoro, esto representó la disminución del 50% del área destinada para otros cultivos en estos departamentos (Bouroncle et al., 2014). En otros países, también se han reducido significativas áreas de manglar, como en la Guayana Francesa donde se han destruido bosques de manglar por el cultivo de arroz (Holguin y Bashan, 2007; Lacerda et al., 1993). Las actividades socioeconómicas que se relacionan con la pérdida de manglares en las costas Caribe de Honduras, se describen por cada departamento, estos son:

Departamento de Cortés.

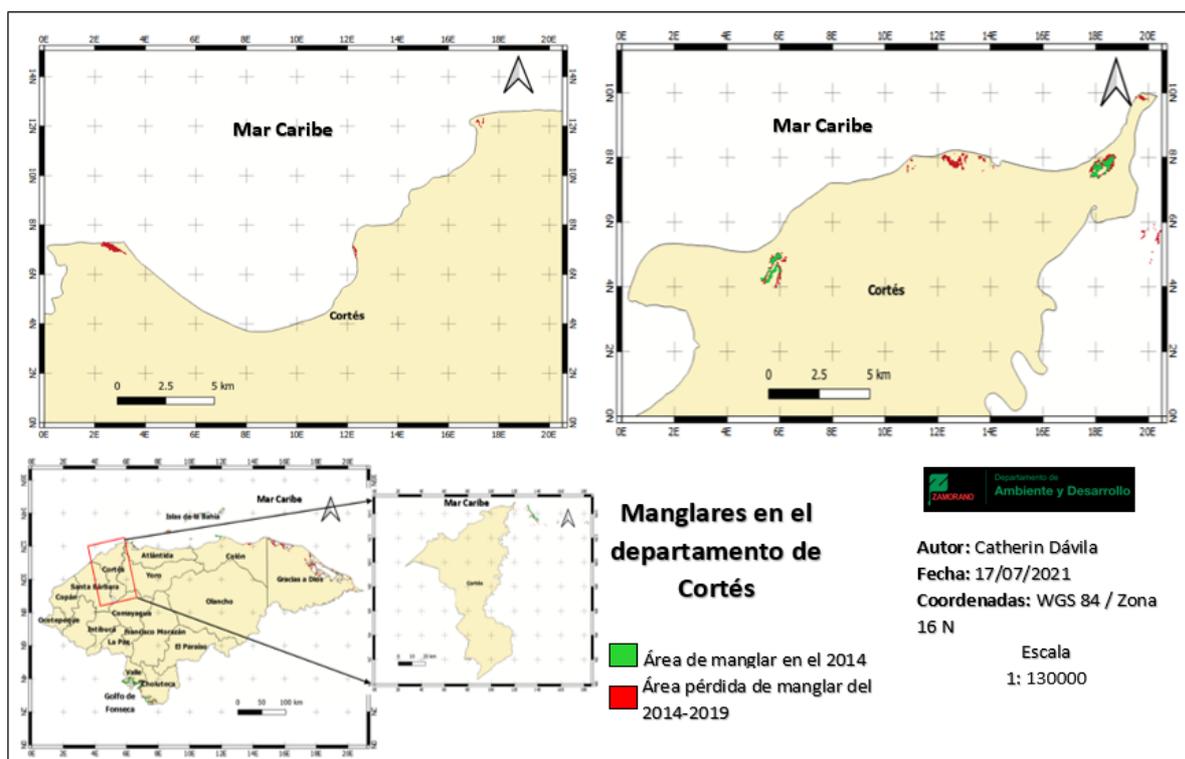
En el departamento de Cortés está dentro de las planicies costeras del Caribe, representando el 16.4% del territorio nacional. Las principales actividades socioeconómicas que impactan en la pérdida y deterioro de los bosques de manglar en departamento de Cortés son la actividad ganadera extensiva y la expansión agrícola de cultivos de banano, piña, caña de azúcar, cocos, arroz, yuca, entre otros (Municipalidad de Puerto Cortés [MPC], 2017; Ortíz Oseguera, 2014). Estas actividades se extienden con mayor extensión en las tierras altas, donde los periodos de anegamiento son más cortos que el de los humedales ubicados a menor altura (MPC, 2017). Las causas de estas actividades en Cortés, generan contaminantes como aguas residuales y residuos sólidos, que afectan al suelo de los ecosistemas de manglar y que son limitantes para su desarrollo.

Otros usos del mangle en Cortés es el uso como materia prima para construcción de viviendas y como combustible para cocción de alimentos (leña) (MPC, 2017). En Cortés, las demandas sobre los ecosistemas naturales no implican directamente en los recursos hídricos, sin embargo, los suelos a su alrededor son utilizados para la construcción de casas modificando, lo que afecta a la biodiversidad (MPC, 2017). Además, se generan acumulaciones de residuos sólidos y sitios para descargas residuales domésticas. En Cortés se realiza poca pesca artesanal pero no es de consumo humano por la contaminación que los pobladores atribuyen a los cuerpos de agua (MPC, 2017).

Estas actividades han representado la pérdida de 28.59 hectáreas de bosque de mangle en el departamento de Cortés – Honduras, en el periodo del 2014 al 2019. En la figura 4, se observa que la pérdida de bosque de mangle en Cortés es casi insignificante en comparación a otros departamentos de la costa Caribe o de la costa Pacífico. A pesar de la reducida área de manglar en Cortés, existen fuertes presiones en el recurso del 2014 al 2019, pues el área de manglares ha reducido en un 29.38%. En el 2014 el área de manglar en Cortés era de 97.30 hectáreas y en el 2019 se redujo a 68.71 hectáreas, con una diferencia de 28.59 hectáreas.

Figura 5

Pérdida de manglar en el departamento de Cortés, Honduras del 2014-2019



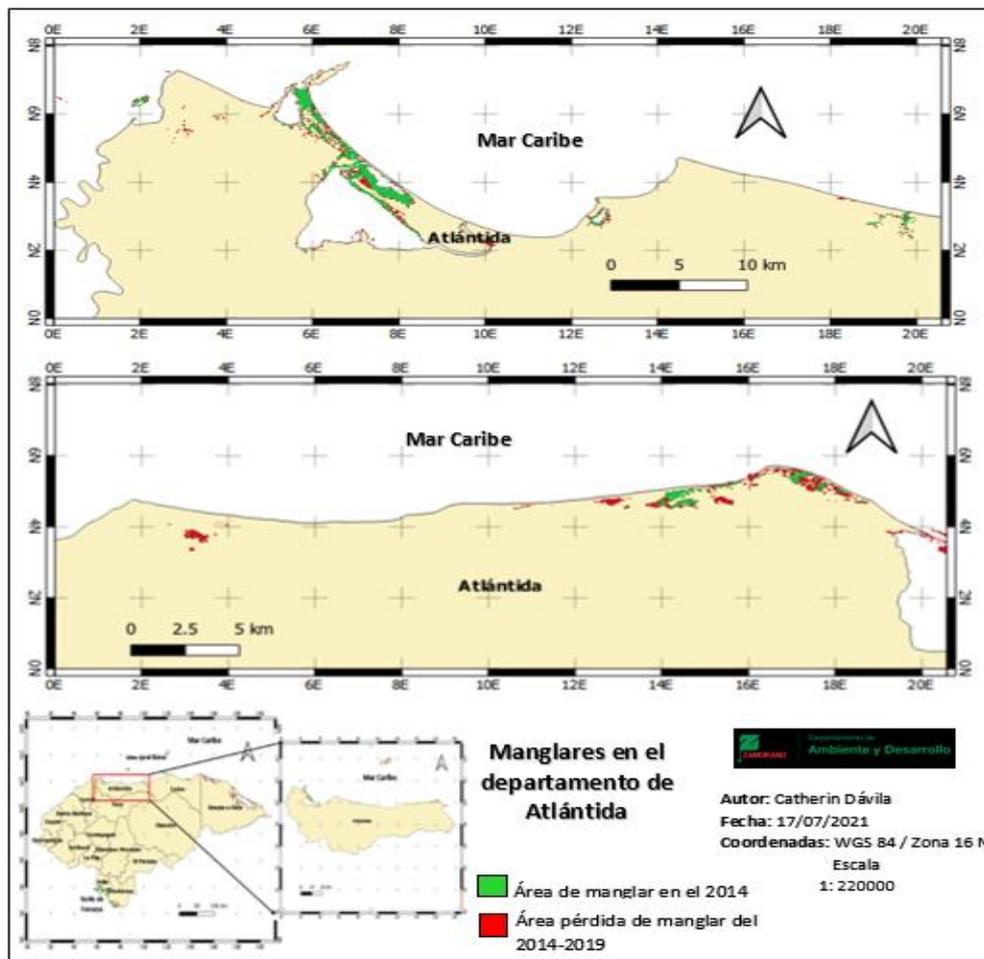
Departamento de Atlántida.

En el departamento de Atlántida – Honduras, las actividades socioeconómicas han generado la pérdida de 632.66 hectáreas de bosques de mangle, especialmente en Tela, La Ceiba y Juticalpa (Figura 5). Un ejemplo de la pérdida de área de bosque de manglar es el Refugio de Vida Silvestre Barras de Cuero y Salado (RVSBCS), ubicado en la costa Atlántida de Honduras. Las principales actividades socioeconómicas identificadas en el RVSBCS son la agricultura, ganadería y la introducción de la palma africana (Rojas Villeda, 2017). Estas actividades en el transcurso de los años han generado contaminación en los manglares y en las fuentes de agua, por el aporte químico de fertilizantes y abono orgánicos, incluido el aprovechamiento forestal (Rojas Villeda, 2017).

La pérdida de bosque de mangle en Atlántida es mayor que en los departamentos de Colón y Cortés (Figura 5). Los manglares en Atlántida en el 2014 ya tenían una significativa reducción de área en comparación a otros años, a pesar de la reducida área de manglar en el 2014 las tasas de deforestación en los bosques de mangle aún son altas. Esto respalda la hipótesis de que, si no se trabaja en la recuperación de estos ecosistemas, perderemos a los manglares a finales de esta década. A pesar de la reducida área de manglar en Atlántida, existen fuertes presiones en el recurso del 2014 al 2019, pues el área de manglares ha reducido en un 31.02%. En el 2014 el área de manglar en Cortés era de 2,039.23 hectáreas y en el 2019 se redujo a 1,406.57 hectáreas, con una diferencia promedio de 632.66 hectáreas (cuadro 2).

Figura 6

Pérdida de manglar en el departamento de Atlántida, Honduras del 2014-2019



Departamento de Colón.

La pérdida del área de manglar en el departamento de Colón se debe a la extensión de actividades socioeconómicas de ganadería y extensas áreas de cultivo de palma africana, desde Trujillo hasta el bajo Aguán (Burgos Bennett, 2011). Estos desarrollados agropecuarios están creando retos para la población, como la modificación de patrones de escorrentía y altos valores de agroquímicos y pesticidas para el control de plagas (Burgos Bennett, 2011). Estas actividades representan una fuerte

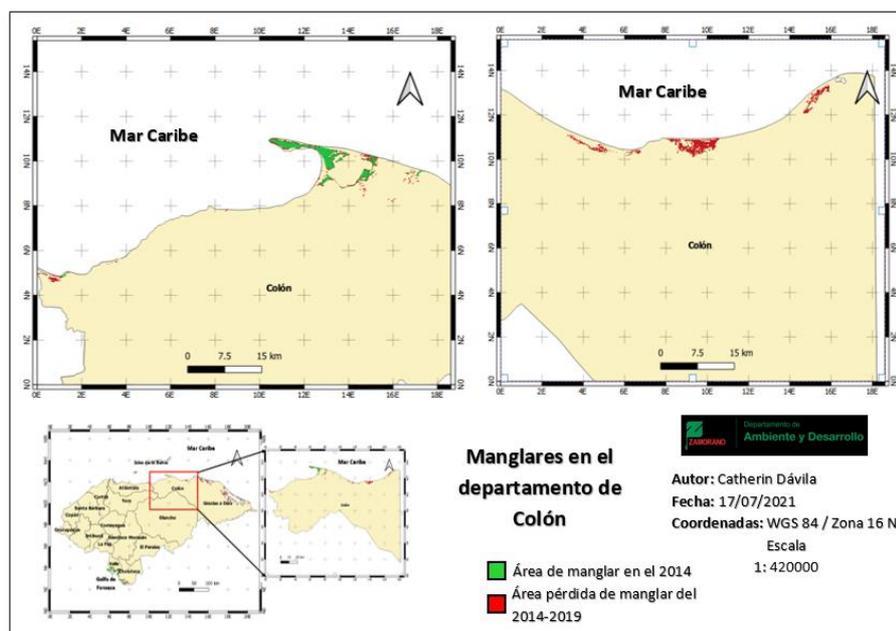
contaminación ambiental y desbordes, como resultado de la deforestación y degradación de ecosistemas costeros (Ej. manglares). Otro de los problemas evidentes en Colón es el turismo, que modifica los ecosistemas de manglar, dunas costeras, esteros y playas (Burgos Bennett, 2011). Otra actividad identificada en Colón es la minería, que para los ecosistemas de manglar ha representado una destrucción completa, especialmente por la sedimentación excesiva y la presencia de metales en suelo y agua, donde el resultado ha sido la pérdida de árboles de mangle y la productividad (Burgos Bennett, 2011).

En el departamento de Colón, en las comunidades de Santa Rosa de Aguán, Cuesta Larga, Barra del Aguán y Limón, las actividades socioeconómicas principales son la ganadería, la producción de granos básicos y los extensos cultivos de palma africana (SERNA, 2014). En la Laguna de Guaimoreto la principal actividad que se identificó es el turismo, y en punta Castilla las actividades principales se basan en el desarrollo de infraestructura portuaria (SERNA, 2014).

En el departamento de Colón las actividades socioeconómicas han representado como causa de la pérdida de 606.79 hectáreas de bosque de mangle del 2014 a 2019. La pérdida de manglar se encuentra con mayor relevancia en Trujillo, Limón y especialmente en Santa Rosa de Aguán. Colón en comparación con el departamento de Cortés tiene una mayor diferencia del área de manglar, pero la diferencia es menor que en el departamento de Atlántida y Gracias a Dios. En el 2014 el área de manglar en Colón era de 3,209.61 hectáreas, reduciendo a 2,602.82 hectáreas en el 2019, con una diferencia de 606.79 hectáreas que representa al 18.91% del área del 2014 (Figura 6). Evidenciando así, las fuertes presiones de las actividades socioeconómicas sobre estos ecosistemas de manglar en Colón.

Figura 7

Pérdida de manglar en el departamento de Colón, Honduras del 2014-2019



Departamento Gracias a Dios.

En Gracias a Dios las principales actividades socioeconómicas que afectan a los ecosistemas de manglares son la ganadería, la agricultura tecnificada, los cultivos de Palma Africana y la expansión urbana. La agricultura y ganadería se encuentra al interior de la costa Caribe, siendo más frecuentes a medida la elevación aumenta con respecto a la de la línea costera. Esto porque los cultivos son susceptibles a los altos valores de salinidad y la ganadería porque las condiciones no son las adecuadas para criar ganado debido a los suelos anegados. Pero estas actividades si tienen impactos sobre los bosques de manglar, por los aportes químicos. En los químicos que se aportan al manglar no solo se encuentran elementos de fósforo y nitrógeno, sino otros químicos, como sustancias tóxicas, antibióticos y otros (Bravo, 2003). A diferencia, de la expansión urbana que se concentra en la línea costera donde exista un mayor potencial turístico y aprovechamiento de productos marinos. Las actividades socioeconómicas contribuyen a la tala y erosión del suelo, convirtiéndose en amenazas

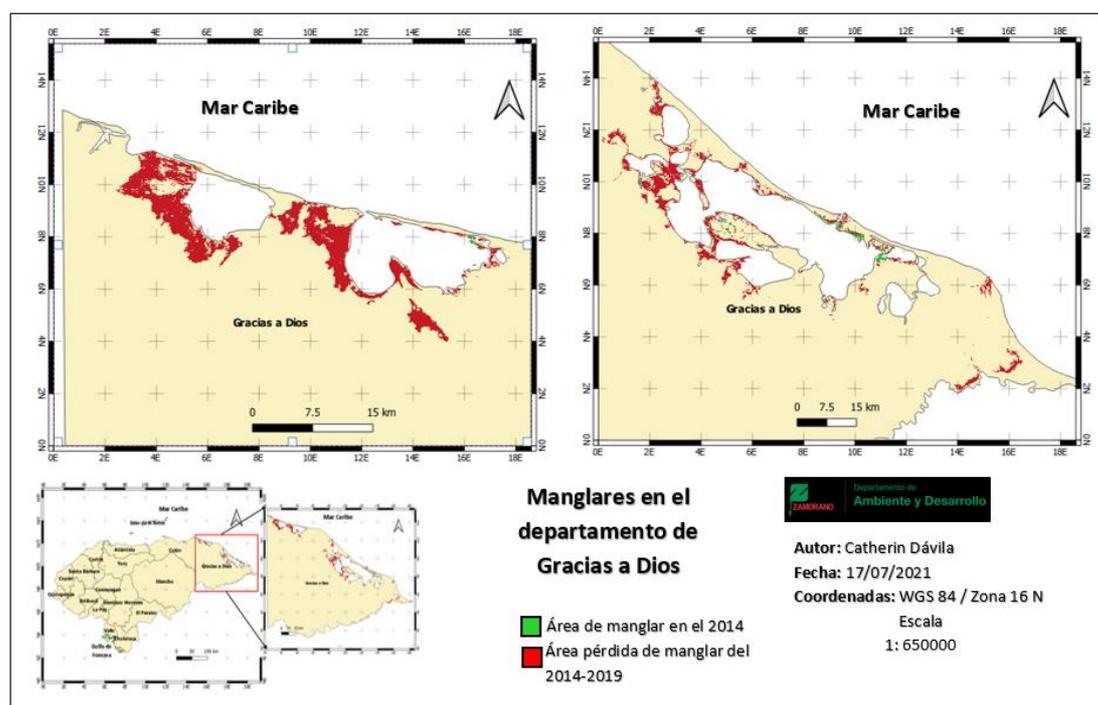
para los bosques de manglar. Varios municipios de los departamentos Colón y Gracias a Dios presentaron un estudio de las principales amenazas a los bosques de manglar en el 2017, donde seleccionaron los sistemas lagunares como zonas de interés. Estas lagunas fueron, Guaimoreto, Tocamacho, Bacalar, Ibans, Brus y Karataska, en ellas se identificaron cuáles eran las actividades socioeconómicas que afectan a los bosques de manglar. Las lagunas Guaimoreto, Tocamacho, Bacalar e Ibans, representaron como actividades de amenaza a los manglares a la agricultura y ganadería. Las lagunas Guaimoreto, Tocamacho y Bacalar presentaron como amenaza los cultivos de palma africana. La erosión se presentó en todas las lagunas y la tala en las lagunas Guaimoreto, Ibans y Karataska.

En el departamento de Gracias a Dios las actividades socioeconómicas han impactado significativamente en la diferencia de área de manglares, con un valor de 2,808.49 hectáreas de bosque de mangle (Figura 6). Gracias a Dios en comparación a los otros departamentos de la costa Caribe es el que representa una mayor diferencia del área de manglar del 2014 al 2019, pero sigue siendo menor a la diferencia del área de manglar en el Golfo de Fonseca. Los valores que representan la diferencia de las áreas de manglar en Gracias a Dios se encuentran especialmente en los sistemas lagunares, como la laguna Ibans, la laguna Brus y la Laguna de Caratasca-Puerto Lempira, y también, en las costas de la Mosquitia. Al igual que en el departamento de Colón la diferencia del área de manglar es más evidente, porque el área de manglar en el 2014 aún era significativa con respecto a los departamentos de Cortés y Atlántida. A pesar de la reducida área de manglar en Gracias, existen fuertes presiones en el recurso del 2014 al 2019, pues la diferencia del área de manglares es de 66.54%. En el 2014 el área de manglar en Cortés era de 4,220.51 hectáreas y en el 2019 se redujo a 1,412.02 hectáreas, con una diferencia de 2,808.49 hectáreas (Figura 7). La diferencia del área de

manglares en Gracias a Dios en comparación con los otros departamentos de la costa Caribe es mayor, porque representa más de la mitad del área de manglar en el 2014 (66.54 %).

Figura 8

Pérdida de manglar en el departamento de Gracias a Dios, Honduras del 2014-2019



Actividades Socioeconómicas en la Costa Pacífico-Honduras Dentro del Golfo de Fonseca, que generan la Pérdida de Área de los Bosques de Manglar

Los manglares en el Golfo de Fonseca es un humedal que cubre más de 70 mil hectáreas de esteros y bosques de manglar, en él se desarrollan generalmente el cultivo de camarón con base en un sistema productivo intensivo o semiintensivo, playones para la producción de sal, la construcción de carreteras, la urbanización e infraestructura, la ganadería y agricultura extensiva y de subsistencia (CODDEFFAGOLF, 2017), se encuentran en una menor escala de producción la actividad pesquera y la agricultura. Estas actividades generan en el Golfo de Fonseca una serie de impactos, relacionados con

la contaminación orgánica, la sedimentación, la deforestación, la erosión, la contaminación en el recurso hídrico, y otros (CODDEFFAGOLF, 2017). Los intereses económicos también han causado el desplazamiento de la población hondureña a las zonas costeras y el cierre al acceso de áreas de manglar usadas para la cosecha de mariscos, deforestación (leña para cocción) y otras actividades de subsistencia (M. Brown, 1998).

En la zona marino costera predomina la pesca en el mar abierto, en los playones, esteros o laguna, además, del cultivo de granos básicos como el maíz y frijol (CODDEFFAGOLF, 2017). También, existe una fuerte presión sobre los bosques de mangle para obtener leña como fuente de energía y madera para construcciones de viviendas, actividades de recreación, deportes acuáticos y turismo (CODDEFFAGOLF, 2017).

La erosión costera es otra de las amenazas para los bosques de mangle en la costa Pacífico de Honduras dentro del Golfo de Fonseca, como consecuencia de la actividad industrial del cultivo de camarón, la producción de caña de azúcar, la pesca comercial y la minería. Algunos estanques camaroneros están ubicados aguas arriba, donde el tiempo de recambio al océano Pacífico es mayor, y las cargas de sedimentos son altas. El suministro de alimentos para la crianza de camarones sin ningún control, aporta una mayor cantidad de materia orgánica que contribuye a la eutrofización (Dewalt et al., 1996).

Durante las últimas décadas el área de manglar en el Golfo de Fonseca ha marcado diferencias considerablemente debido a efectos del huracán Mitch (1999), tales como la erosión de la capa vegetal y la acumulación de sedimentos en los ríos (CODDEFFAGOLF, 2017; Rivera-Monroy et al., 2002). Desde el aspecto antropogénico la actividad socioeconómica a gran escala que ha afectado en mayor medida la diferencia del área de mangle en el Golfo de Fonseca es el cultivo de camarón, seguida de la sobrepesca y de la industria de la caña de azúcar (CODDEFFAGOLF, 2017).

Otra causa relacionada con la diferencia de manglares es el incremento demográfico acompañado de asentamientos dispersos en las fronteras costeras (CODDEFFAGOLF, 2017). En

Honduras el Golfo de Fonseca es el área principal para la producción de camarón, donde alrededor de 300 hectáreas de manglares y playones se reducen al año (CODDEFFAGOLF, 2017). La presión de los pequeños y medianos acuicultores que demandan concesiones al gobierno para instalarse en playones y manglares es significativa (CODDEFFAGOLF, 2017). El azolvamiento del Golfo Fonseca y el desvío de canales y esteros, también es un problema fundamental (CODDEFFAGOLF, 2017).

La actividad pesquera en el Golfo de Fonseca se desarrolla de manera estacional, donde los agricultores migran hacia la costa en verano para pescar crustáceos y peces, como una fuente de subsistencia (Sánchez y Marín, 2000). En la época lluviosa, la mayoría de estos pescadores temporales se dedican a cultivar la tierra y a la crianza de camarón (Sánchez y Marín, 2000). Otro de los casos son las familias que se dedican a la pesca de forma permanente, y que por lo general se localizan en los playones costeros (Sánchez y Marín, 2000). Es decir, que las amenazas a los bosques de manglar y otros ecosistemas costeros del Golfo de Fonseca en verano son la sobreexplotación pesquera y en invierno el aporte químico-orgánico por la agricultura y el cultivo de camarón, que dependiendo de la época del año las actividades incrementan.

La expansión descontrolada de las fincas camaroneras en el Golfo de Fonseca ha generado muchos conflictos, especialmente entre las empresas camaroneras, los pescadores artesanales y las comunidades locales. Según la población local y los pescadores artesanales, el crecimiento físico de la industria camaronera y su cosecha post larva, han causado fuertes impactos ambientales y sociales (S. Brown y Lugo, 1982).

La expansión de la industria camaronera también ha causado la tala de entre 2,100 y 4,300 hectáreas de bosque de mangle en 1995, la contaminación del agua y la alteración hidrológica por derivación del agua y el relleno de humedales (M. Brown, 1998). La calidad del agua es afectada por las descargas de agua residual de las granjas de camarones, las cuales están cargadas de fertilizantes y alimentos utilizados en la crianza de camarón (Sánchez y Marín, 2000). El crecimiento no controlado de la industria camaronera, la alta concentración de las fincas y el hecho de que esas fincas descargan

agua residual a los esteros afectando en la calidad del agua, donde esto podría ser causa de presencia y propagación de enfermedades (Loma-Ossorio et al., 2000).

La expansión de la industria camaronera también ha causado la tala de entre 2,100 y 4,300 hectáreas de bosque de mangle en 1995, la contaminación del agua y la alteración hidrológica por derivación del agua y el relleno de humedales (M. Brown, 1998). La calidad del agua es afectada por las descargas de agua residual de las granjas camarones, las cuales están cargadas de fertilizantes y alimentos utilizados en la crianza de camarón (Sánchez y Marín, 2000). El crecimiento no controlado de la industria camaronera, la alta concentración de las fincas y el hecho de que esas fincas descargan agua residual a los esteros afectando en la calidad del agua, donde esto podría ser causa de presencia y propagación de enfermedades (Loma-Ossorio et al., 2000).

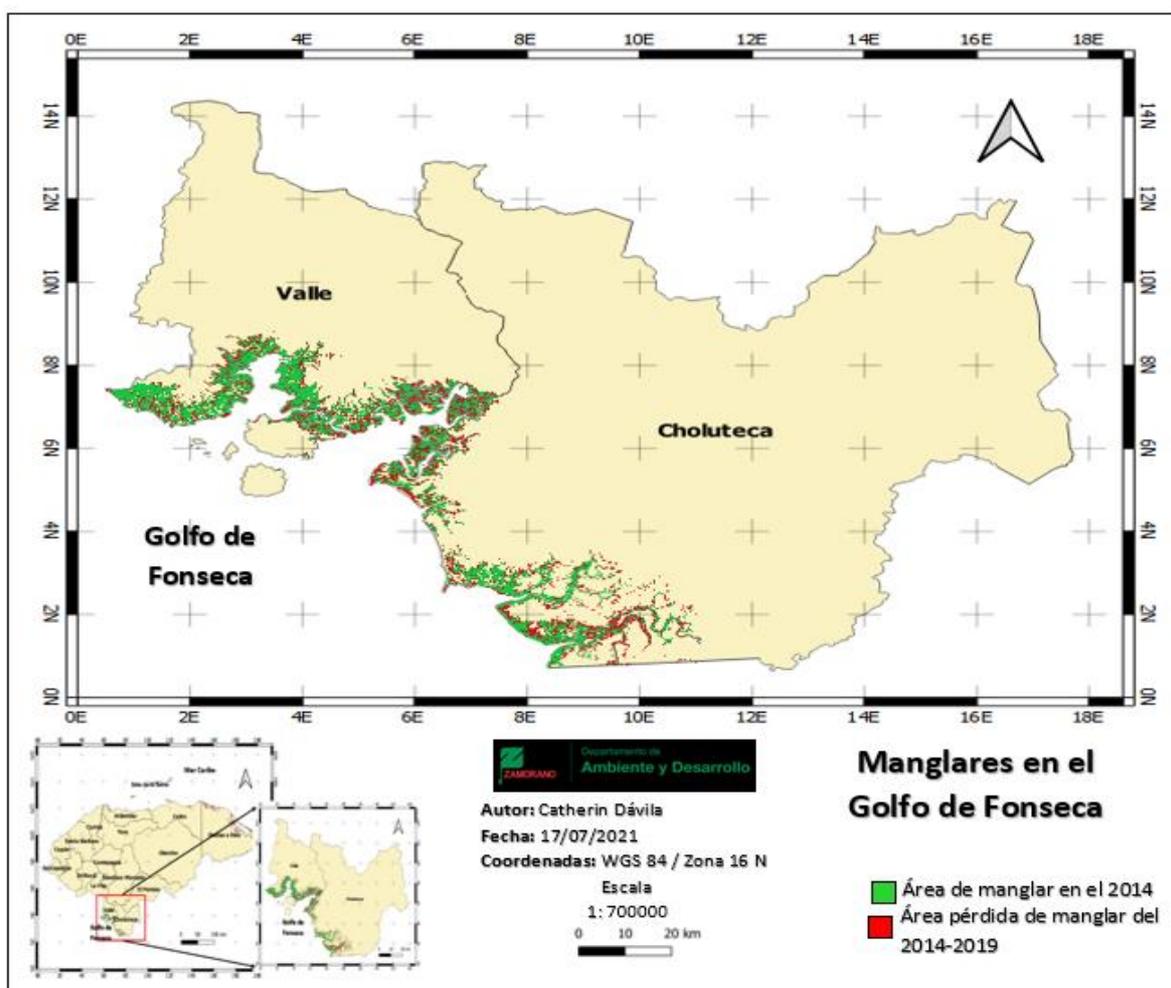
En otros países como Ecuador, también se ha presentado diferencia en la reducción de áreas de manglar debido a la construcción de estanques para el cultivo de camarón, y en algunos casos, se han eliminado más del 90% de las áreas de manglar, por ejemplo, la Bahía de Caraquez (twilley, 1997). En Panamá más de la mitad de bosque de manglar ha reducido por la acuicultura en los últimos treinta años. (Twilley, 1997).

En este estudio la costa Pacífico dentro del Golfo de Fonseca, representa la mayor diferencia del área de bosque de mangle en el país. El Golfo de Fonseca la diferencia de bosque de mangle en los años de estudio es de 19,291.18 hectáreas, siendo mucho mayor que la diferencia de área de mangle en todos los departamentos de la costa Caribe (Figura 8). Los manglares son la vegetación predominante del Golfo de Fonseca, comprendiendo los departamentos de Valle y Choluteca. La diferencia del área de bosque de mangle en el Golfo de Fonseca se debe a la relación directa entre las actividades socioeconómicas y los bosques de mangle. Siendo las principales actividades socioeconómicas, la camaronicultura, la producción de sal y la expansión urbana, las cuales necesitan deforestar las áreas de manglar para cumplir con sus propósitos.

A pesar de que el Golfo de Fonseca posee el área de manglar más extensa del país y que es considerado patrimonio nacional (Mi Ambiente, 2017), existen fuertes presiones socioeconómicas que han provocado una significativa diferencia en el área de manglar del 2014 al 2019. El área de bosque de mangle en el Golfo de Fonseca en el 2014 era de 39,596.01 hectáreas y se redujo a 20,204.83 hectáreas, con una diferencia de 19,391.18 hectáreas que representan 48.97 % del área del 2014.

Figura 9

Pérdida de manglar en el Golfo de Fonseca, Honduras del 2014-2019



Análisis de Índices de Vegetación (NDVI, NDWI, NDSI)

Costa Caribe.

En la evaluación de la actividad fotosintética de los ecosistemas de manglar en la costa Caribe de Honduras, a través del Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI) se ha obtenido resultados similares en cada uno de los 10 puntos seleccionados. En la observación de los datos Landsat 8 y Sentinel 2, se observó diferentes comportamientos en los años reportados por cada uno. En los datos Landsat 8 la variación se debe a datos de los años 2013, 2014, 2015, 2016 y 2020, donde el año 2013 y 2020 tuvieron un comportamiento más variable en la mayoría de los puntos (Anexos 2, 4, 6, 7,8, 10,12). En los datos Sentinel 2, la variabilidad se debe específicamente al año 2016 en todos los puntos (Anexos 3, 5, 9, 11, 13). Los valores de NDVI para los dos datos permanecieron en valores mayores a 0, exactamente en el rango de 0.5 a 0.8 (Anexos del 2 al 13). Estos valores indican que la vegetación corresponde a bosques templados y tropicales. Se muestra que la vegetación es bastante densa, pero no es posible saber con exactitud los valores de biomasa.

Los valores de NDVI mayores a 0.6 indica mayor densidad y presencia de hojas verdes, cuando los valores se encuentran entre 0.2 y 0.4 corresponden a zonas con escasa vegetación, y zonas con valores de 0.4 a 0.6 indican presencia de vegetación moderada (Earth Observing System, 2020).

Con la observación de los datos del NDVI podemos decir que los bosques de mangle de la Costa Caribe de Honduras tienen una mayor actividad fotosintética, que puede representar una vegetación verde. Sin embargo, estos valores de NDVI para la costa Caribe pueden deberse a que la presión socioeconómica sobre el mangle no es directa, y no está necesariamente relacionada con la deforestación. Esto porque las principales actividades de la costa Caribe son la ganadería, la agricultura tradicional y el cultivo de Palma Africana, que por el aporte químico puede beneficiar en cierto porcentaje a la vegetación de los manglares, sin embargo, hay otros factores que afectan indirectamente, eutrofización, incremento de sedimentos, erosión, y otras que están afectando a los

manglares. Los valores de NDVI en la costa Caribe también pueden deberse a que tiene mayor porcentaje de las vertientes hídricas del país, al establecer la relación que a mayor disponibilidad agua (ríos y precipitación) mayor cantidad de biomasa (Ej. hojas, flores, propágulos).

En la evaluación del contenido de humedad para los bosques de mangle de la costa Caribe en Honduras, a través de la interpretación de valores del Índice Diferencial de Agua Normalizado (NDWI) han permitido identificar valores menores a cero (Anexos del 14 al 23). Estos valores indican un contenido vegetal y cobertura escasa en los bosques de mangle en la costa Caribe. Este índice tiene una relación inversa al NDVI, observando que las imágenes del NDVI invertidas se pueden interpretar como NDWI.

Al igual que el NDVI, en los datos Landsat 8 la variabilidad se debe a los años 2014, 2015, 2016 y 2020, donde el año 2013 y 2020 tuvieron un comportamiento más variable en la mayoría de los puntos (Anexos 14, 16, 18, 20, 22). Al igual que los datos Sentinel 2 del NDVI, la variabilidad de los datos en el NDWI se debe específicamente al año 2016 en todos los puntos (Anexos 15, 17, 19, 21, 23). Los valores de NDWI para los dos datos permanecieron en valores menores a 0, exactamente en el rango de -0.7 a 0 (Anexos del 14 al 23). Estos valores indican que la vegetación está constantemente sometida a un estrés hídrico. Esto quiere decir que la vegetación del bosque de mangle es poco densa, sin embargo, se debe considerar que este índice es usado para ecosistemas terrestres y no a ecosistemas que se encuentran en condiciones anegadas como el mangle.

En la evaluación de la cobertura de áreas construidas y suelo desnudo en las áreas de los bosques de mangle de la costa Caribe de Honduras, a través del uso del índice de diferencia normalizada de suelos (NDSI), nos ha permitido identificar valores entre -0.4 y 0.6 (Anexos del 24 al 35). Estos valores nos indican que la cobertura de manglar no está nevada, pues el umbral se encuentra en valores mayores a 0.7. El NDSI destaca las áreas construidas y el suelo desnudo, dado que las superficies son más reflectivas en SWIR y en NIR (Lema Palaquibay, 2017). Las bandas espectrales que usa el NDSI permiten discriminar de mejor manera el tipo de suelo, para enfatizar

distintas cubiertas, con el NDSI se pudo evaluar que la cobertura de manglar no es completamente densa (Lema Palaquibay, 2017). Los valores de NDSI obtenidos son negativos en algunas partes del año, pues es donde el índice pudo detectar el suelo desnudo o con escasa vegetación. En algunas fechas de los años analizados los valores del NDSI son positivos, esto puede resultar de la presencia de las nubes, cuando se encontraba nuboso para el índice es difícil detectar el suelo. El efecto de la presencia de nubes puede estar asociado con el periodo de precipitaciones en la Costa Caribe. El NDSI tiene un comportamiento relacionado con el periodo lluvioso de Honduras, pues en la época seca los valores se encuentran menores a cero y en el invierno los valores suben, algunos alcanzan los 0.6 (Anexos del 24 al 35). La época lluviosa comprende los meses de mayo a octubre (Argeñal, 2010). Los meses más lluviosos son de mayo a junio, y de septiembre a octubre, pero hay un periodo de disminución de precipitaciones en julio y agosto, este fenómeno es conocido como canícula (Argeñal, 2010).

Al igual que el NDVI y el NDWI, el NDSI en los datos Landsat 8 la variabilidad se debe a los años 2014, 2015, 2016 y 2020, donde el año 2013 y 2020 tuvieron un comportamiento más variable en la mayoría de los puntos (Anexos 24, 26, 28, 30, 33, 35). Al igual que los datos Sentinel 2 del NDVI y NDWI, la variabilidad de los datos en el NDSI se debe específicamente al año 2016 en todos los puntos (Anexos 25, 27, 29, 31, 32, 34). Esto puede ser porque el año 2016 fue el segundo año más seco de la historia, donde las lluvias fueron muy escasas (Arreguín-Cortés et al., 2020).

Costa Pacífico Dentro de El Golfo de Fonseca.

En la evaluación de la actividad fotosintética de los ecosistemas de manglar en la costa Pacífico en el Golfo de Fonseca, Honduras, a través del Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI) se ha obtenido resultados similares en cada uno de los 6 puntos seleccionados (Figura 2). En la observación de los datos Landsat 8 y Sentinel 2, se observó comportamientos similares. Aunque, en los datos Landsat 8 la variación se debe a datos de los años 2019 y 2020 (Anexos 36, 38, 39, 41), y en

los datos Sentinel 2 la variabilidad se debe al año 2016 (Anexos 37, 40). Los valores de NDVI para los dos datos permanecieron en valores mayores a 0, exactamente en el rango de 0.2 a 0.8, donde muy rara vez un punto alcanza los valores de 0.8 (Anexos del 36 al 41). Los valores del NDVI entre 0.2 y 0.3 representan arbustos y praderas, y valores más grandes de 0.6 a 0.8 indican que la vegetación corresponde a bosques templados y tropicales (Earth Observing System, 2020).

Los valores de NDVI comienzan a subir desde septiembre y vuelven a bajar desde finales de febrero o inicios de marzo, esto puede deberse a que el abril es un mes muy caliente y seco, donde puede existir más estrés hídrico y de septiembre a diciembre son los meses más lluviosos (Argeñal, 2010). Mientras más volúmenes de precipitación se registren, más actividad fotosintética presenta la vegetación y viceversa. Valores de NDVI mayores a 0.6 indica mayor densidad y presencia de hojas verdes, cuando los valores se encuentran entre 0.2 y 0.4 corresponden a zonas con escasa vegetación, y zonas con valores de 0.4 a 0.6 indican presencia de vegetación moderada (Earth Observing System, 2020).

Con la observación de los datos del NDVI se pudo decir que los bosques de mangle en el Golfo de Fonseca tienen una menor actividad fotosintética durante todo el año, y en algunos años o puntos se muestra que no llegan a valores de 0.6, para clarificarlos con buena actividad fotosintética y representativa de los bosques tropicales. Sin embargo, no se puede establecer con certeza la condición de la vegetación de los manglares en el Golfo de Fonseca, ya que esto también puede ser por el ecotipo de mangle, como el enano. Es importante hacer visitas a campo para poder validar los valores obtenidos con el NDVI.

Los valores de NDVI para el Golfo de Fonseca pueden deberse a la presión socioeconómica de la expansión de cultivos de camarón. Otras de las actividades que afectan a los ecosistemas de manglar en el Golfo de Fonseca son las industrias salineras, demanda de energía y combustible, construcción y expansión urbana. Estas actividades están relacionadas directamente con los manglares, ya que,

para construir piscinas para la crianza de camarón, salineras, uso de leña o madera, y la construcción de viviendas se debe deforestar áreas de manglar.

En la evaluación del contenido de humedad para los bosques de mangle de la costa Pacífico en el Golfo de Fonseca en Honduras, a través del uso del Índice Diferencial de Agua Normalizado (NDWI), permitió identificar valores menores a cero, exactamente en el rango de -0.6 a -0.1 (Anexos del 42 al 48). Los valores del índice NDWI para el Golfo de Fonseca son negativos al igual que los valores para la Costa Caribe. Estos valores indican un contenido vegetal y cobertura tienen una menor actividad fotosintética en los bosques de mangle en el Golfo de Fonseca en comparación a la costa Caribe. Este índice tiene una relación inversa al NDVI, observando que las imágenes del NDVI invertidas se pueden interpretar como NDWI. Al igual que el NDVI, los datos Landsat 8 (Anexos 42, 44, 47) y Sentinel 2 (Anexos 43, 45, 46, 48) para el Golfo de Fonseca son similares y no existe una fuerte variabilidad.

En la evaluación de la cobertura de áreas construidas y suelo desnudo en las áreas de los bosques de mangle del Golfo Fonseca en Honduras, a través del uso del índice de diferencia normalizada de suelos (NDSI), nos ha permitido encontrar valores entre -0.20 y 0.4 (Anexos del 49 al 53). Bajo el mismo análisis del NDSI en la costa Caribe, los valores de NDSI para el Golfo de Fonseca nos indican que la cobertura de manglar tiene menos actividad fotosintética porque los valores superan el umbral de 0.3 establecido en este estudio. En algunos puntos el NDSI es negativo, identificando el suelo desnudo y en otros puntos alcanza 0.4, pero aún son valores muy bajos para representar a un bosque actividad fotosintética aceptada para estos ecosistemas. En algunos puntos no hay incidencia fuerte de nubes o reflectividad del suelo, pues el umbral se encuentra en valores mayores a 0.3. El NDSI tiene una relación con el ciclo hidrológico del Golfo de Fonseca, por tener un clima caliente y menores vertientes hídricas (Argeñal, 2010). Al igual que el NDVI y el NDWI, el NDSI en los datos Landsat 8 (Anexos 50, 52) y los datos Sentinel 2 (Anexos 49, 51, 53) presentan valores similares, sin mucha variabilidad.

Síntesis de los Índices NDVI, NDWI y NDSI para las Costas Pacífico y Caribe de Honduras.

El NDVI se usó para poder diferenciar los manglares de otra cobertura vegetal, ya que los bosques de mangle representan solo el 1% (51,971.84 ha) de toda cobertura forestal de Honduras (INE, 2014). Los resultados obtenidos del NDVI nos permitieron establecer que la vegetación de los bosques de manglar de la costa Caribe es más densa que la costa Pacífico.

El NDWI se usó para conocer el contenido de humedad (agua) en las plantas y el suelo, estableciendo la relación, que a mayor contenido humedad la vegetación tiene mayor actividad fotosintética. En este estudio, se esperaba que los resultados sean parecidos a los NDVI, para poder establecer una relación de la actividad fotosintética en los bosques de mangle en Honduras. Sin embargo, los resultados obtenidos fueron negativos y con una relación inversa al NDVI. Esto pudo ser resultado de que el pixel (sistema de celdas), haya tenido una celda o celdas de valores bajos relacionados con la reflectividad del agua, y al hacer el promedio los valores del índice hayan sido negativos.

El NDSI se usó como un filtro para reducir los umbrales de nubes y la reflectividad del suelo debido a que los manglares se encuentran en zonas inundadas. La presencia de nubes o la reflectividad del agua producen importantes errores a la hora de interpretar coberturas vegetales densas (CEA López et al., 2006). Usando el umbral del 0.3 para el índice NDSI se discrimina sin ningún problema la superficie vegetal (CEA López et al., 2006). En este estudio el índice NDSI se puede interpretar con baja incidencia de la reflectancia del suelo cuando los valores están bajo del umbral (0.3) (CEA López et al., 2006) y cuando los valores llegan a superar el umbral puede ser respuesta de la alta reflectividad del suelo o algún efecto que genere el agua sobre el índice. Por este motivo, el uso del índice NDSI en este estudio no fue significativo, ya que se debería realizar otro estudio que explique cómo las condiciones en las que se encuentran los manglares influyen en los valores del índice.

Actualmente, los índices usados en este estudio están más relacionados a investigaciones sobre ecosistemas terrestres, sin embargo, en este estudio se usaron porque los manglares se

encuentran entre la interface de la parte terrestre y oceánica. El índice NDVI fue el que ayudo a comprender más la actividad fotosintética de los manglares en Honduras, ya que la mayoría de sus valores se encontraban entre 0.6 y 0.8, siendo valores característicos de coberturas densas. El análisis del NDVI permitió evaluar que la actividad fotosintética de los bosques de manglar en Honduras es aceptable, pero esto no quiere decir que no ha existido diferencias en las áreas de manglar.

Debido a la presencia de agua y a la fenología siempre verde de los manglares, fue posible discriminar muy bien los manglares de las otras categorías de cobertura de la tierra, es decir que el NDVI aplicado permitió diferenciar la cobertura de los manglares. Sin embargo, la confusión en los índices NDWI y NDSI, podrían darse por las partes más secas del manglar y en partes donde los manglares son más ralos (Lema Palaquibay, 2017).

En el análisis de los tres índices se tuvo valores atípicos, por lo que se seleccionó siete puntos con valores atípicos para los datos Sentinel 2 y siete para los datos Landsat 8. Para los datos Sentinel los puntos se seleccionaron del año 2016 por ser el más variable y en los datos Landsat 8 en el 2013. Se observa que los puntos seleccionados tienen porcentajes de nubosidad ≥ 20 (Cuadro 3), siendo esta variable la causante de los datos atípicos, que perjudican la interpretación de los índices NDVI, NDWI y NDSI. Entre menor el porcentaje de nubosidad mejor es la interpretación de la información disponible (Molano Rincón, 2020; Paula et al., 2018), en un estudio sobre la pérdida de cobertura vegetal con información satelital se usó imágenes con una nubosidad $<10\%$ (Mendoza Alfonso y Carrero Ovalle, 2020). Es por eso importante eliminar estos valores atípicos, sin embargo, la mayoría de los datos de los índices permanecen en los mismos rangos antes mencionados.

Cuadro 3

Valores atípicos en los índices de vegetación por porcentajes de nubosidad

Fecha de dato atípico	% de nubosidad
Datos atípicos de Sentinel 2	
19 mayo al 16 de junio del 2016	41
11 al 19 de junio del 2016	67
1 de septiembre al 2 de octubre del 2016	63
11 al 18 de mayo del 2016	37
3 al 11 de mayo del 2016	51
12 al 18 de febrero del 2016	20
24 de septiembre del 2016	70
Datos atípicos de Landsat 8	
19 mayo al 16 de junio/2016	69
11 al 19 de junio del 2016	58
1 de septiembre al 2 de octubre del 2016	58
11 al 18 de mayo del 2016	23
3 al 11 de mayo del 2016	23
12 al 18 de febrero del 2016	26
24 de septiembre del 2016	59

Comparación de los Índices de Vegetación para los Manglares entre las Costas Caribe y Pacífico de Honduras.

Para cumplir con el primer objetivo de estudio fue importante conocer la diferencia del área de manglar en Honduras, además, de identificar cuanto corresponde a la costa Caribe y cuanto a la costa Pacífico. Identificar cuáles han sido las causas de los valores de esa diferencia en el área total de los bosques de mangle en Honduras desde el enfoque de presión socioeconómica sobre el recurso natural de los manglares. Se identificó que las principales actividades socioeconómicas son diferentes para cada una de las costas hondureñas. Para entender el impacto de estas actividades socioeconómicas sobre la actividad fotosintética en los manglares se analizaron los datos de los índices de vegetación NDVI, NDWI y NDSI, de las imágenes Landsat 8 y Sentinel 2 (Cuadro 4).

Cuadro 4*Diferencias y semejanzas de los índices de vegetación*

Costa Caribe	Costa Pacífico (Golfo de Fonseca)
Los datos sentinel 2 y Landsat 8 reportaban años con diferentes comportamientos en su variabilidad.	Los datos sentinel 2 y Landsat 8 reportaban años con comportamientos en su variabilidad.
El NDVI tuvo valores en el rango de 0.6 a 0.8.	El NDVI tubo valores en el rango de 0.2 a 0.6.
El análisis del NDVI demostró que la vegetación era densa y saludable.	El análisis del NDVI demostró que la vegetación era menos saludable que en el caribe.
Los valores del NDVI reportaron resultados más similares en cada uno de los puntos de muestra.	Los valores del NDVI reportaron resultados más variables en cada uno de los puntos de muestra.
Los valores de NDWI se encuentran entre -0.6 a 0.	Los valores de NDWI se encuentran en un rango más pequeño, de -0.6 a -0.1.
Los valores de NDSI se encuentran entre -0.3 a 0.6.	Los valores de NDSI se encuentran entre -0.2 a 0.4.
Semejanzas de los índices de vegetación entre la costa Caribe y costa Pacífico	
Tanto en la costa Caribe como en la costa Pacífico los valores de NDVI fueron mayores a 0.	
Caribe como en la costa Pacífico los valores de NDWI fueron menores a 0.	
Los valores de NDSI no sobrepasan el umbral de 0.3.	

Análisis los Efectos de las Principales Actividades Socioeconómicas en los Servicios Ecosistémicos de los Bosques de Mangle en Honduras y como esto Afecta a la Sociedad

En los boques de manglar concierne un interés socioeconómico a nivel mundial al constituir la base de la economía de muchas regiones costeras y por aportar anualmente 1.6 billones de dólares estadounidenses en servicios ecosistémicos (Bolívar-Anillo et al., 2017). Entre los principales impactos antrópicos que afectan a los bosques de manglar, destacan la deforestación, la contaminación de vertidos de las camaroneras y aguas servidas, las alteraciones hidrológicas, el derrame de sustancias químicas, y la presencia de desechos sólidos (Bolívar-Anillo et al., 2017).

La deforestación está relacionada con el cambio de uso de suelo para granjas camaroneras, la agricultura o ganadería (Bolívar-Anillo et al., 2017). Otra causa de deforestación es la madera y leña, utilizadas para construir muebles, para cocinar y como fuente de energía (Bolívar-Anillo et al., 2017). Las pérdidas de manglar se deben principalmente a cambios en el uso del suelo, debido a la expansión

urbana, turística y de la expansión agropecuaria, relacionada con la agricultura, la acuicultura y la silvicultura (Bolívar-Anillo et al., 2017).

Los manglares proveen de material vegetal que es usado por la población para cocinar alimentos y construir cercas o viviendas (Cruz Portorreal y Pérez Montero, 2017). En todos los países Latinoamericanos la madera de mangle se utiliza como leña (Cruz Portorreal y Pérez Montero, 2017). La población en las costas hondureñas corta ramas de los árboles de mangle para cocinar y alimentar los hornos de carbón (Cruz Portorreal y Pérez Montero, 2017). En Honduras hasta 120, 000 m³ de madera de mangle se extraen anualmente (Holguin y Bashan, 2007). En otros países, como Nicaragua el 80% de hogares utilizan leña para cocinar y la mayoría de esta madera se extrae del mangle (Holguin y Bashan, 2007). En Nicaragua se calcula que la extracción legal de leña de mangle es de 9, 000 m³ anuales, también se extrae entre 4, 000 y 7, 000 m³ anuales para postes y 5, 000 m³ anuales para otros usos (Ej. Construcción de viviendas) (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), 2005). El Salvador, que cuenta solo con una superficie de manglar 350 km², se extraen 30, 000 m³ de madera de mangle cada año (Holguin y Bashan, 2007). Panamá es el principal abastecedor de taninos para América Latina, para ello extrae 400 toneladas por año de manglar (Holguin y Bashan, 2007; Lacerda et al., 1993).

Los manglares ofrecen productos forestales, como maderas y postes, donde los postes se usan para construir cercos para terrenos con ganado porcino y vacuno, parcelas agrícolas y para construcción de viviendas o muebles (SERNA, 2014). La especie de mangle más utilizada para la construcción de viviendas es *Rhizophora mangle*, aunque también se reconoce la dureza de la especie *Conocarpus erectus* (Cruz Portorreal y Pérez Montero, 2017). El uso del manglar como leña o madera ha tenido históricamente fuertes presiones, por lo que, se han reducido grandes áreas de mangle y representan el deterioro de una importante fuente de energía para las comunidades costeras y las familias en extrema pobreza.

La gestión de los bosques de mangle es muy importante y se debe realizar desde una perspectiva multidimensional (ambiental, social y económico) (Atwood et al., 2017; Carvajal Osés et al., 2019; Liu et al., 2012; Moriizumi et al., 2010), temporal (a corto y largo plazo) (Carvajal Osés et al., 2019; Nicholson et al., 2009), y es importante contar con el apoyo de modelos de sostenibilidad, como la evaluación de los servicios ecosistémicos (SE). Los servicios ecosistémicos comprenden todos los bienes y servicios proporcionados por los recursos naturales al bienestar de la sociedad (Carvajal Osés et al., 2019; Tuan Vo et al., 2012), por lo que la protección a los bosques de manglar no solo tiene repercusiones locales, sino regionales y globales (Carvajal Osés et al., 2019; Thur, 2010).

En Honduras se realizó una evaluación de los SE aportados por los bosques de manglar del Parque Nacional Blanca Jannette Kawas Fernández (PNJK), ubicado en los municipios de Tela y puesto Cortés (Flores Marín, 2017). En esta evaluación se realizó una valoración económica de los SE del manglar con ayuda del Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA) (Flores Marín, 2017). Los servicios ecosistémicos de los manglares de PNJK benefician a 3,000 personas por empleos directos y a casi 22,000 mil personas por beneficios derivados de toda el área protegida (Flores Marín, 2017; Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente [PNUMA], 2013). Los resultados incluyeron los beneficios ecosistémicos del agua con aportes de 3,500,000 USD a 67 empresas, 900 empleos directos y 400,000 turistas anuales; la producción agropecuaria aportó 800,000 USD con 1,500 empleos; la pesca aportó 3,000,000 USD con más de 350 empleos directos y fuente de proteína e ingreso económico para más de 7,000 personas; el turismo de naturaleza aportó 1,200,000 USD con 6,000 visitas de turistas al año y más de 180 empleos directos e indirectos; el secuestro de carbono fue valorado en 11,500,000 USD los 2,100,000 Mg CO₂ en todo el parque y protección costera se valoró en 794,000 USD en daños evitados a 3,000 hogares con un equivalente de 12,600 personas (Flores Marín, 2017).

Las actividades de protección y conservación de los bosques de mangle, derivan en beneficios ambientales, sociales y económicos. La importancia de los manglares para las costas hondureñas, es

evidente, porque según el índice Global de Riesgo Climático, Honduras es un país muy afectado por efectos severos del cambio climático, como sequías, el calentamiento de las aguas, las marejadas, la temperatura y la proliferación de enfermedades transmitidas por mosquitos (CODDEFFAGOLF, 2017). Los ecosistemas de manglar son importantes para la adaptación y mitigación al cambio climático, pero son ignorados por los esfuerzos de ordenamiento territorial, iniciativas estatales de desarrollo y esfuerzos de manejo y conservación. Pese a que los manglares son proveedores de múltiples servicios ecosistémicos indispensables para el bienestar de miles de familias, son muy vulnerables a las presiones de las actividades antrópicas y efectos del cambio climático.

Como principales servicios ecosistémicos de los manglares se encuentran el almacenamiento de carbono, la provisión de alimento, la protección de las costas ante eventos climáticos (huracanes, vientos, tsunamis, inundaciones y otros), y el turismo. Los productos ofrecidos por los manglares a la comunidad hondureña contribuyen a las pesquerías industriales y artesanales de en la costa Caribe y costa Pacífico dentro del Golfo de Fonseca, en la costa pacífico la actividad pesquera industrial se enfoca en la producción y venta de camarón. También, se encuentran actividades como el turismo, el aprovechamiento forestal, la recreación, la agricultura y el pastoreo.

Una franja de 100 m de manglar reduce la altura de las olas creadas por el viento y el oleaje entre 13 y 66% (SIGUA, 2012). Sin embargo, si la marejada es causada por una tormenta es necesario tener un área de manglar más extensa, de alrededor de 500 m para que reduzca la altura de las olas entre un 50 y 90% (SIGUA, 2012). El deterioro del servicio ecosistémico de protección costera por la pérdida de áreas de manglar, representa el incremento de vulnerabilidad tanto de la sociedad como de los ecosistemas que se benefician del manglar (Cruz Portorreal et al., 2013). En América Latina los estudios no se enfocan en los servicios ecosistémicos brindados por los manglares, sino en la valoración económica de los impactos de huracanes, tsunamis, tormentas tropicales y otros (Cruz Portorreal et al., 2013). Por ello, es importante realizar estudios enfocados a valorar los servicios ecosistémicos de los bosques de manglar, como un incentivo de protección.

En el caso de Honduras las actividades de camaronicultura se ubican en zonas donde predomina la vegetación de manglares y playones naturales (Mi Ambiente 2017, 2018). Los manglares son hábitats claves para mantener las poblaciones de peces y varias especies de mariscos como los camarones (Mi Ambiente 2017, 2018). En Guayaquil-Ecuador, durante los 80 y 90 el incremento descontrolado de la actividad de camaronicultura, represento una fuerte pérdida de biodiversidad (Poveda Burgos y Avilés Almeida, 2018).

Estas actividades afectan de manera indirecta y directa a los bosques de manglar en Honduras, marcando los significativos valores de la diferencia de las áreas de manglar o degradándolos hasta niveles donde su recuperación tiene altos costos de inversión en proyectos o planes de manejo. La pérdida y degradación de los bosques de manglar en Honduras representa el deterioro de los servicios ecosistémicos esenciales para las zonas costeras. La pérdida de los servicios ecosistémicos representa en el bienestar de las comunidades de las costas hondureñas, al incrementar la vulnerabilidad por la pérdida de la principal fuente de subsistencia. Los resultados obtenidos de la revisión de literatura en este estudio sobre el análisis de los efectos de las principales actividades socioeconómicas en los servicios ecosistémicos de los bosques de mangle en las costas Caribe y Pacífico de Honduras, son los siguientes:

Costa Caribe

En este estudio la costa Caribe comprende los departamentos de Cortés, Atlántida, Colón y Gracias a Dios, donde se ha identificado la diferencia de las áreas de bosque de mangle que generan el deterioro de los servicios ecosistémicos afectando a las comunidades costeras del caribe hondureño. En la costa Caribe las principales actividades socioeconómicas han generado el deterioro de los servicios ecosistémicos de protección costera, fuente de alimento, erosión costera, el valor turístico y cultural, regulación climática (captura y almacenamiento de carbono), regulación de la calidad del agua, regulación de los ciclos biogeoquímicos y la pérdida de biodiversidad.

En el departamento de Cortés la población se enfrenta a una fuerte problemática de inundaciones en sus viviendas durante la época lluviosa, tanto por el aumento de precipitaciones como por la subida de la marea (Mi Ambiente 2017, 2018). Esto ha sido efecto de la pérdida del servicio ecosistémico de protección, donde los manglares juegan un papel importante como barreras de protección (Tarté, 2013).

En el Refugio de Vida Silvestre Barras de Cuero y Salado (RVSBCS) en la costa Caribe de Honduras se reportaron daños a viviendas de la población por fenómenos naturales (viento e inundaciones) (Rojas Villeda, 2017). Los vientos representaron daños a las viviendas en un 63.69% y las inundaciones con 55.74% (Rojas Villeda, 2017). Los daños tuvieron un valor monetario anual de 15 millones de lempiras (794,000 USD) (Rojas Villeda, 2017).

En la región de la Mosquita en el Caribe hondureño, la población se enfrenta a problemas relacionado con la pérdida de manglares, al disminuir negativamente los medios de vida que afectan a la seguridad alimentaria. En el Parque Nacional Blanca Jeannette Kawas (PNBJK) en Honduras se estimó que 17 comunidades se encuentran afectadas por la reducción del bosque de mangle. En las 17 comunidades existían 420 pescadores que se beneficiaban del servicio ecosistémico de provisión de alimento por la actividad pesquera (PNUMA, 2013; Rojas Villeda, 2017). La actividad del PNBK alcanzó en el 2017 un promedio anual de 42.5 toneladas y su cálculo monetario fue de 56 millones de lempiras (2.9 millones USD) (Rojas Villeda, 2017). El servicio ecosistémico de provisión que ofrecen los manglares al proveer alimento beneficio a 7,000 personas aproximadamente (Rojas Villeda, 2017).

Los bosques de manglar proveen de alimento a la población, mediante actividades de extracción de peces, cangrejos, camarones y moluscos. Para la etnia Garífuna ubicados en la costa Caribe, la pesca representa su principal actividad de trabajo, generación de alimento e ingresos (SERNA, 2014). Es por ello, que la pérdida del servicio ecosistémico de la pesca ha afectado a las comunidades hondureñas, debido a la pérdida de alimento, la reducción de ingresos y el bienestar social, que está representado por los incrementos de pobreza y vulnerabilidad climática.

En el RVSBCS en la costa Caribe de Honduras se indicó que tienen un promedio anual de 80,000 visitantes con un ingreso total de 8 millones de lempiras anuales (Rojas Villeda, 2017). Donde la pérdida potencial del servicio ecosistémico del turismo represente la reducción de una fuente muy importante de ingresos para las comunidades hondureñas de la costa Caribe.

En la costa Caribe las principales pérdidas de bosque de mangle se deben a actividades de turismo y desarrollo comercial (Alves d'Acampora, 2018; Doiron y Weissenberger, 2014). El turismo es una fuente de ingresos y genera fuentes de empleo, pero la contaminación y degradación son evidentes. En la costa Caribe el impacto ambiental para la actividad turística se identifica con la presión en los recursos del manglar (sobreexplotación de especies comerciales y deportivas), contaminación del agua (descarga de aguas residuales sin tratamiento), e impactos físicos directos (construcción y mantenimiento de infraestructura) (Flores Mejia et al., 2010). El servicio ecosistémico del turismo es muy importante, porque posiciona a la costa Caribe como un destino atractivo para turistas y para generar fuentes de empleo, sin embargo, un aprovechamiento inadecuado del servicio impacta directamente en la actividad fotosintética de los ecosistemas de manglar y en los servicios ecosistémicos como del turismo, de los cuales se benefician las comunidades costeras del caribe hondureño.

El deterioro del servicio ecosistémico sobre el turismo y valor cultural, se debe a las presiones de uso y falta de educación ambiental sobre el manejo y conservación de los ecosistemas de manglar. Esto representa en la reducción de los de ingresos a las comunidades costeras y la pérdida de un ecosistema considerado patrimonio natural para el Honduras y en especial para algunas etnias, como los Garífunas de la Mosquitia (CODDEFFAGOLF, 2014).

En el RVSBCS en la costa Caribe de Honduras se estimó que el almacenamiento de carbono tiene valores de aproximadamente de $40.70 \text{ Mg C /ha}^{-1}$ (Rojas Villeda, 2017). La diferencia de las áreas de manglar y el deterioro de estos ecosistemas significa perder una importante fuente para almacenar carbono. Los bosques de manglar son ecosistemas reconocidos mundialmente por ser sistemas que

almacenan grandes cantidades de carbono (Vera Rivera, 2020). El negativo impacto en el servicio ecosistémico de captura de carbono provisto por los manglares representa en la reducción de una de las estrategias de adaptación al cambio climático para la costa Caribe. Ya que, los manglares capturan y almacenan el carbono de la atmósfera, regulando la temperatura (Tarté, 2013), que a altos niveles de CO₂ en la atmósfera la temperatura global puede elevarse, como vemos actualmente (Caballero et al., 2007).

Los manglares son muchas veces utilizados como basureros clandestinos, la basura doméstica ha invadido estos lugares, causando daños a las diferentes especies que habitan en los manglares (Hernandez Centeno et al., 2019). El principal problema de los plásticos es que organismos como los peces y las aves tienden a confundirlos con alimentos y mueren de intoxicación (Hernandez Centeno et al., 2019). Los manglares son ecosistemas que albergan una gran biodiversidad, por lo que, se consideran como uno de los cinco ecosistemas más productivos del mundo (Hernandez Centeno et al., 2019; Tarté, 2013).

Entre los servicios ecosistémicos de los manglares para la costa Caribe se encuentra la regulación de la calidad y contaminación del agua (Aguilar González, 2020). Los manglares purifican el agua y la mantienen fresca, pues son sistemas de tratamiento de residuos para reducir la contaminación (Hernández-Félix et al., 2017). Las corrientes que bajan al mar traen millones de partículas de sedimentos y basura, en especial cuando hay fuertes lluvias o deforestación (Tarté, 2013). Pero el incremento de desechos en los manglares de la costa Caribe ha provocado el deterioro de servicios ecosistémicos, como la pérdida de biodiversidad y la calidad de agua.

La cobertura vegetal de los manglares previene la erosión y garantiza la fertilidad del suelo mediante procesos biológicos naturales como la fijación de nitrógeno (Vera Andrade, 2018). La erosión es un factor clave en el proceso de la degradación, pérdida de la fertilidad y desertificación del suelo (Vera Andrade, 2018). Los manglares crecen en las llanuras litorales de deltas, las cuales se forman a partir de sedimentos fluviales que previenen la erosión (Lizano, 2015). Estos sedimentos son

transportados por ríos y arroyos hacia el mar, depositándose en la desembocadura de los ríos justo donde se encuentran los manglares (Lizano, 2015). Los manglares tienen una gran importancia, pues en la boca de los ríos estos ecosistemas capturan gran parte de esos sedimentos, evitando que lleguen al mar y afecten a otros ecosistemas como los arrecifes de coral localizados a pocos metros de la línea costera del Caribe (Tarté, 2013). Los manglares también, regulan el flujo de agua salada, al evitar que esta llegue a depositarse tierra adentro, siendo un factor de deterioro de la calidad del suelo y haciéndolos no aptos para actividades agropecuarias o forestales a medida incrementa la concentración de sal (Tarté, 2013).

La comunidad científica internacional ha declarado que la mayoría de los bordes costeros mundiales están en estado de erosión y un 70% de las playas de arena están retrocediendo (Cooper et al., 2008; Dickson et al., 2007; Lizano, 2015; Mokrech et al., 2008). La erosión costera es mayor actualmente por la pérdida de manglares, esto también representa el incremento de sedimentos que llegan al mar y afecta a los arrecifes de coral y pastos marinos presentes en la plataforma continental del Caribe hondureño (Baéz Barrientos, 2009). Los incrementos en las tasas de erosión en la costa Caribe están ligadas a las presiones antrópicas como la deforestación de manglares para urbanización e infraestructura turística, entre otras, pero también se encuentran las presiones del cambio climático como el incremento del nivel del mar, el incremento de fenómenos naturales como El Niño, las tormentas tropicales, los tsunamis y huracanes (Lizano, 2013).

En el agua y sedimentos de estos ecosistemas de manglar prevalece las altas concentraciones de carbonato de sodio y un potencial de hidrogeno (pH) alcalino, lo que proporciona un ambiente único para una diversidad de bacterias haloalcalifílicas y aqueas (Ramírez Lozada y Rojas Villamil, 2011). La microbiota de los ecosistemas de manglar está compuesta por microorganismos terrestres, marinos y de agua dulce, por lo que se debe tener en cuenta que todos cumplen funciones importantes, entre ellas se encuentra el flujo de energía y nutrientes, facilitar los ciclos de carbono,

azufre, nitrógeno y fósforo, así como, promover el crecimiento de las plantas (Ramírez Lozada y Rojas Villamil, 2011).

Las concentraciones elevadas de nitrógeno por las actividades agrícolas como los cultivos de palma africana, son una limitante para el crecimiento y reproducción de los manglares de la costa Caribe, (Ray et al., 2014) estudio los ecosistemas de manglar en la India, basados en los ciclos biogeoquímicos del nitrógeno. En estos estudios las bacterias juegan un papel importante en la fijación del nitrógeno (Ramírez Lozada y Rojas Villamil, 2011). El nitrógeno total presente en los manglares proviene en su mayoría de la caída de material orgánico y la fijación de nitrógeno en la biomasa. Los ecosistemas de manglar también son importantes en la regulación del ciclo del carbono, al capturarlo y almacenarlo, permitiendo la regulación del clima (Donato, 2011). Las perturbaciones en las áreas de manglar, pueden influir en la disminución del carbono almacenado, contribuyendo así al cambio climático (Ramírez Lozada y Rojas Villamil, 2011). En los ecosistemas de manglar hay una correlación positiva entre el nitrógeno inorgánico total y el carbono orgánico presente en los sedimentos, lo que indica que la regulación del nitrógeno es realizada por procesos *in situ* (Ramírez Lozada y Rojas Villamil, 2011).

Costa Pacífico dentro de El Golfo de Fonseca

En Honduras en el Golfo de Fonseca se encuentra la mayor área de bosques de mangle, aproximadamente el 80% del área total de manglares del país en el 2019 (Mi Ambiente 2017, 2018; Simard et al., 2019). Siendo un ecosistema con una biodiversidad rica y variada, pero que con el paso del tiempo se ha deteriorado afectando los procesos de desarrollo de las diferentes especies. El deterioro de los ecosistemas de manglar en el Golfo de Fonseca se debe principalmente a actividades socioeconómicas de camaronicultura y producción de sal, al impedir el desplazamiento de varias especies nativas y migratorias por los corredores naturales (CODDEFFAGOLF, 2014).

En los últimos cinco años las empresas camaroneras han explotado las áreas de manglar con el objetivo de construir playones albinos (paisaje libre de vegetación) para producción de sal y la construcción de lagunas para el cultivo de camarón, esto sin considerar los daños ambientales y las consecuencias para la población costera del Pacífico (Benessaiah, 2008; CODDEFFAGOLF, 2014, 2020). El Golfo de Fonseca posee la mayor área de camaroneras y salineras, más de 24,000 hectáreas, donde 22,800 hectáreas son camaroneras y 1,200 hectáreas son salitrales, esto en el año 2014 (Mi Ambiente 2017, 2018).

La expansión de la actividad de camaronicultura ha afectado a las especies de mangle en Honduras, estas son: *Rhizophora mangle*, *Rhizophora racemosa*, *Avicennia germinans*, *Avicennia bicolor*, *Conocarpus erecta* y *Laguncularia racemosa* (ICF, 2011; Mi Ambiente 2017, 2018). Además, ha afectado a especies de fauna, como la tortuga golfina (*Lepidochelys olivacea*), tortuga baula (*Dermochelys coriacea*), tortuga carey (*Eretmochelys imbricata*), casco de burro (*Grandiarca grandis*), curiles (*Polymesoda placans*) y larvas de camarón (*Penaeus* spp.), entre otras especies de interés ecológico y comercial (ICF, 2011; Mi Ambiente 2017, 2018). Las pérdidas del área de manglar en Honduras, representan significativas pérdidas de biodiversidad, afectando también a especies, como el manatí, las iguanas, tortugas, y en especial aves acuáticas (Herrera et al., 2007). Según, la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN), actualmente el manatí caribeño se encuentra en peligro de amenaza (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN, 2015), o el pato Laysan que se encuentra en estado crítico de amenaza (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza [IUCN], 2018).

La camaronicultura es la actividad socioeconómica más importante para el Golfo de Fonseca, pero esta actividad ha generado injusticia social en las comunidades costeras del Pacífico (Benessaiah, 2008). En los problemas de injusticia social encontramos a la población vulnerable, quienes sufren de por los reducidos ingresos económicos que incrementan los niveles de pobreza (ISF, 2016). La camaronicultura ha generado también, contaminación, hambre, vulnerabilidad e incumplimiento de

derechos. Realmente, quienes se benefician de la actividad de camaricultura son las grandes compañías (ISF, 2016). Por ello, los pescadores y mariscadores artesanales de la costa Pacífico se encuentran con la única opción de unirse a las industrias que han robado el territorio (CODDEFFAGOLF, 2017; ISF, 2016).

En el Golfo de Fonseca los manglares han sido explotados para la obtención de diferentes productos y subproductos (Asociación Nacional de Acuacultores de Honduras [andha], 2020; CODDEFFAGOLF, 2014). La explotación de manglares en el Golfo de Fonseca inicio con la utilización de la corteza como materia prima para la extracción de taninos (sustancias orgánicas que servían para convertir las pieles crudas de animales en cuero) (CODDEFFAGOLF, 2014). En menor escala de explotación esta la madera para la construcción de viviendas y cercas (postes) (CODDEFFAGOLF, 2014, 2017).

La diferencia de las áreas de los bosques de manglar en el Golfo de Fonseca representa en el deterioro de los servicios ecosistémicos y en la calidad de vida de las comunidades vulnerables. La diferencia de las áreas de los ecosistemas de manglar significa perder especies claves en los ecosistemas y especies de alto valor comercial, perder sitios de anidamiento para aves y zonas de alimentación. Además, de perder un ecosistema que regula el clima al capturar y almacenar altos valores de carbono de la atmósfera, como una estrategia de mitigación al cambio climático. Perder una fuente de protección de las costas de la erosión y de fenómenos naturales como el oleaje, el incremento del nivel del mar y desastres causados por tormentas tropicales, tsunamis, huracanes y otros. Dejar de contar con los servicios ecosistémicos de los bosques de manglar para el Golfo de Fonseca significa, incrementos de pobreza, hambre, vulnerabilidad al cambio climático, incremento de enfermedades, entre otros aspectos que generaran una gran repercusión económica, donde Honduras no dispone de los suficientes recursos para hacer frente a estos problemas. Sí, no se toman medidas legales que sean justamente aplicadas a estas zonas vulnerables (ISF, 2016), las actividades socioeconómicas en el Golfo el Fonseca continúan volviendo precaria la situación económica de las

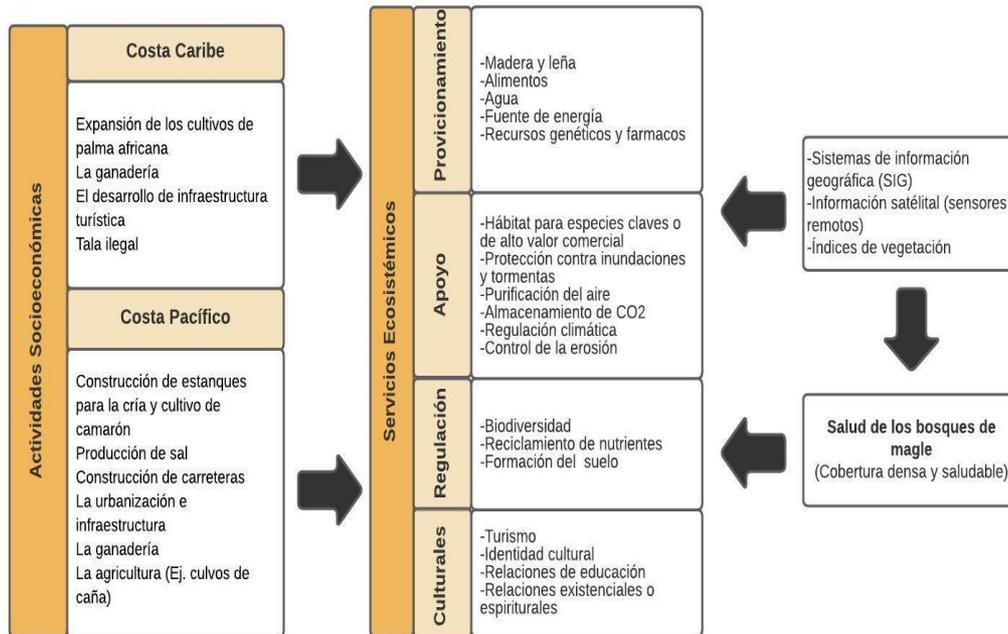
comunidades, por no tener fuentes de empleo, espacio para sus propios cultivos a nivel comunitario, escaso alimento e incremento de vulnerabilidad climática.

Mapa Conceptual de los Impactos de las Implicaciones Socioeconómicas de las Costas Pacífico y Caribe de Honduras en los Servicios Ecosistémicos de los Manglares

Con la finalidad de tener un mejor entendimiento en como las diferentes actividades socioeconómicas de las costas hondureñas afectan en el deterioro de los servicios ecosistémicos se elaboró un mapa conceptual. En este se especifica cuáles son las principales actividades de la costa Caribe y costa Pacífico de Honduras, y como estas afectan a los diferentes servicios ecosistémicos en las cuatro categorías de clasificación (Figura 10). Tomando en cuenta, también estrategias para evaluar los estados actuales de la vegetación de los manglares en Honduras. Estas estrategias son los sistemas de información geográfica (SIG), los sensores remotos y los índices de vegetación (Figura 10). Estas estrategias permiten identificar las dinámicas o estados de diferentes sitios de interés, sin estar presentes (Earth Observing System, 2020).

Figura 10

Mapa conceptual sobre las actividades socioeconómicas de las costas hondureñas y la afición a los servicios ecosistémicos del manglar



Conclusiones

La diferencia promedio del área total de manglar en las costas hondureñas fue de 23,467.73 hectáreas en el periodo del 2014 al 2019, donde 4,076.53 hectáreas fueron de la costa Caribe y 19,391.18 hectáreas para la costa Pacífico, dentro del Golfo de Fonseca.

Los valores de NDVI de los bosques de manglar en la costa Caribe y Pacífico se encontraron entre el rango de 0.6 y 0.8, pero la diferencia de estos valores se debe a que varios valores del NDVI para la costa Pacífico se encuentran cercanos a cero. Esto representó que los bosques de manglar de la costa Caribe tienen una mejor actividad fotosintética en comparación a la costa Pacífico.

Las principales actividades socioeconómicas de la costa Caribe y Pacífico de Honduras que se relacionan con la diferencia promedio de las áreas de manglares del 2014 al 2019 son diferentes. Las actividades de la costa Caribe son la expansión de los cultivos de palma africana, la ganadería, el desarrollo de infraestructura turística y la tala ilegal, y de la costa Pacífico son la construcción de estanques para la cría y cultivo de camarón, la producción de sal, la construcción de carreteras, la urbanización e infraestructura, la ganadería y agricultura (Ej. Cultivos de caña de azúcar).

Los principales servicios ecosistémicos afectados por la pérdida de área de manglar en Honduras, son la disminución de especies de valor comercial para la actividad pesquera, las fuentes de alimento y energía, el almacenamiento de carbono para mitigar el cambio climático, la protección costera y el valor turístico y cultural.

Recomendaciones

Identificar las leyes y normas presentes en Honduras para el manejo y conservación de los bosques de manglar.

Comparar las actividades socioeconómicas, la pérdida de los servicios ecosistémicos y el sistema legislativo para el manejo y conservación de los bosques de mangle en Honduras con otros países centroamericanos.

Identificar cuál de las costas hondureñas (Caribe o Pacífico) ha tenido más intervención sobre financiamiento y gestión por parte de instituciones privadas, públicas e internacionales para su conservación.

Evaluar la actividad fotosintética de los bosques de manglar en Honduras con análisis en campo, para comprobar si la información obtenida con el índice de vegetación NDVI es correcta y saber si la aplicación del NDVI a estos ecosistemas es efectiva.

Referencias

- Administración Forestal del Estado. (2005). *Estado de la gestión de áreas compartidas en Honduras*. <https://cutt.ly/gQCvkkk>
- Agencia Central de Inteligencia. (2011). *The World Factbook 2011*. U.S. Government Printing Office. <https://cutt.ly/BQCvEyT>
- Aguilar González, B. (2020). *Valoración Económica de Bienes y Servicios Ecosistémicos para el Proyecto Manglar Vivo. Parte 2: Reporte de Consultoría para la Agencia del Medio Ambiente- CITMA, La Habana, Cuba. Fundación Neotrópica*. (núm. 2). La Habana, Cuba. <https://cutt.ly/sQCvNi5>
- Alongi, D. M. (2002). Estado actual y futuro de los manglares del mundo. *Environmental Conservation*, 29(3), 331–349. <https://doi.org/10.1017/S0376892902000231>
- Alves d’Acampora, B. H. (2018). *La conectividad ecológica en los paisajes de manglares de la región metropolitana de Florianópolis, costa Sur de Brasil* [Tesis, E.T.S. Arquitectura, Brasil]. CrossRef. <https://cutt.ly/0QCbRhL>
- Anderson, D. L. y Devenish, C. (2009). *Áreas importantes para la conservación de aves en américa, caso de Honduras*. <https://cutt.ly/fQCbBOP>
- Argeñal, F. J. (2010). *Variabilidad Climática y Cambio Climático en Honduras*. Honduras. <https://cutt.ly/IQCnaaM>
- Arreguín-Cortés, F. I., López-Pérez, M. y Cervantes-Jaimes, C. E. (2020). Los retos del agua en México. *Tecnología y ciencias del agua*, 11(2), 341–371. <https://doi.org/10.24850/j-tyca-2020-02-10>
- Arrueta Antequera, L. D. (2008). *Estudio del ecosistema de manglar (Rhizophora mangle) a partir de los cambios de uso de suelo en Útila, Honduras* [Tesis]. Universidad Zamorano, Honduras. <https://cutt.ly/HQCnYeY>
- Asociación Mundial para el Agua. (2016). *Situación de los recursos hídricos en Centroamérica. Honduras*. <https://cutt.ly/sQCnX4F>
- Asociación Nacional de Acuicultores de Honduras. (2020). *Golfo de Fonseca*. <https://cutt.ly/CQCb6rf>
- Atwood, T. B., Connolly, R. M., Almahasheer, H., Carnell, P. E., Duarte, C. M., Ewers Lewis, C. J., Irigoien, X., Kelleway, J. J., Lavery, P. S., Macreadie, P. I., Serrano, O., Sanders, C. J., Santos, I., Steven, A. D. L. y Lovelock, C. E. (2017). Global patterns in mangrove soil carbon stocks and losses. *Nature Climate Change*, 7(7), 523–528. <https://doi.org/10.1038/nclimate3326>
- Baéz Barrientos, P. C. (2009). *Destrucción y contaminación de ecosistema del manglar por parte de personas que lo utilizan para el cultivo de camarón y producción de sal* [Tesis, Universidad de San Carlos de Guatemala, Guatemala]. RIS. <https://cutt.ly/5QBzZaq>

- Benavides, T. E. (2007). *Uso del recurso agua y manglares en el estero de Puerto Hondo, provincia de Guayas-Ecuador* [Tesis, Universidad Internacional de Andalucía, Sevilla, España]. dspace.unia.es. <http://dspace.unia.es/handle/10334/69>
- Benessaiah, K. (2008). *Mangroves, shrimp farming and coastal livelihoods in the Estero Real, Gulf of Fonseca, Nicaragua* [Tesis]. McGill University, Montreal, Quebec.
- Bolívar-Anillo, H. J., Anfuso, G., Chacón Abarca, S., Badillo Romero, M. D., Villate Daza, D. A., Serrano, M. C. y Sánchez Moreno, H. (2017). Natural Processes and Human Actuations: Impacts on Mangrove Forests of South America. *Revista COSTAS*, 2(1), 211–232. <https://doi.org/10.26359/costas.1802>
- Bouroncle, C., Imbach, P., Läderach, P., Rodríguez, B., Medellín, C. y Fung, E. (2014). *La agricultura de Honduras y el cambio climático:¿ Dónde están las prioridades para la adaptación?* https://www.cac.int/sites/default/files/an%c3%a1lisis_de_vulnerabilidad_honduras.pdf
- Bravo, E. (2003). *Caso 2: La industria camaronera en el Ecuador*. Ecuador. <http://historic.edualter.org/material/sobirania/enlace7.pdf>
- Brown, M. (1998). *Mini casos sobre asuntos clave de manejo y grupos de interesados relacionados con el Golfo de Fonseca: Consulta participativa sobre las brechas en la aplicación de políticas que afectan las áreas protegidas y los recursos costero-marinos en Centroamérica*. https://pdf.usaid.gov/pdf_docs/pnacg290.pdf
- Brown, S. y Lugo, A. E. (1982). The Storage and Production of Organic Matter in Tropical Forests and Their Role in the Global Carbon Cycle. *Biotropica*, 14(3), 161. <https://doi.org/10.2307/2388024>
- Bunting, P., Rosenqvist, A., Lucas, R., Rebelo, L.-M., Hilarides, L., Thomas, N., Hardy, A., Itoh, T., Shimada, M. y Finlayson, C. (2018). The Global Mangrove Watch—A New 2010 Global Baseline of Mangrove Extent. *Remote Sensing*, 10(10), 1669. <https://doi.org/10.3390/rs10101669>
- Burgos Bennett, E. (2011). *Revisión general de los humedales marino – costeros del área de La Bahía de Trujillo – Guaimoreto – Aguan; Colon, Honduras* [Tesis]. The Nature Conservancy (TNC), Trujillo, Colón, Honduras. <https://cutt.ly/7Q2dZHi>
- Bustillo, Y. (2018). *Honduras ha perdido más de 1.6 millones de hectáreas de bosque*. <https://cutt.ly/6Q2dV26>
- Caballero, M., Lozano, S. y Ortega, B. (2007). Efecto invernadero, calentamiento global y cambio climático: una perspectiva desde las ciencias de la tierra. *Revista Digital Universitaria*, 8(10), 2–12. <https://cutt.ly/0Q2d940> (Universidad Autónoma de México).
- Camacho-Valdez, V. y Ruiz-Luna, A [A.] (2012). Marco conceptual y clasificación de los servicios ecosistémicos. *Revista Bio Ciencias*, 1(4). <https://doi.org/10.15741/revbio.01.04.02>

- Capel Molina, J. J. (1994). Aspectos geográficos de la pluviometría de Honduras. *Papeles de Geografía*(20), 9–26. <https://cutt.ly/5Q2fgj6>
- Carvajal Oses, M., Herrera Ulloa, A., Valdés Rodríguez, B. y Campos Rodríguez, R. (2019). Manglares y sus Servicios Ecosistémicos: hacia un Desarrollo Sostenible. *Gestión Y Ambiente*, 22(2), 277–290. <https://doi.org/10.15446/ga.v22n2.80639>
- Castañeda-Moya, E., Rivera-Monroy, V. H. y Twilley, R. R. (2006). Mangrove zonation in the dry life zone of the Gulf of Fonseca, Honduras. *Estuaries and Coasts*, 29(5), 751–764.
- CEA López, C., Rosello, C. y Pons Fernández, X. (2006). *Mejoras en la determinación de la cubierta nival mediante imágenes Landsat y Modis* [Tesis]. Departamento de Geografía. Universitat Autònoma de Barcelona, Cerdanyola del Vallés, 08193 Barcelona. <https://cutt.ly/sQ2fRrU>
- Cervantes-Escobar, A [Aimee], Ruiz-Luna, A [Arturo] y Berlanga-Robles, C. A. (2008). *Evaluación de la condición de los sistemas de manglar en el noroeste de México* [Tesis]. Universidad Internacional de Andalucía, Sinaloa, México. <https://cutt.ly/LQ9BHjL>
- Comisión Nacional de los Derechos Humanos. (2015). *Los incendios forestales en Honduras y su impacto sobre los derechos humanos de los habitantes*. Tegucigalpa, Honduras, Centroamérica. <https://cutt.ly/NQ9N2UF>
- Comité para la Defensa y Desarrollo de la Flora y Fauna del Golfo de Fonseca. (2014). *Aprendamos sobre el bosque de manglar de Golfo de Fonseca Honduras* (<https://cutt.ly/wQ91i13>). Honduras. <https://cutt.ly/wQ91i13>
- Comité para la Defensa y Desarrollo de la Flora y Fauna del Golfo de Fonseca. (2017). *Estudio de caso de la iniciativa ecuatorial: Soluciones locales de desarrollo sostenible para las personas, la naturaleza y las comunidades resilientes*. <https://cutt.ly/YQ90RdF>
- Comité para la Defensa y Desarrollo de la Flora y Fauna del Golfo de Fonseca. (2020). *Reforestación de manglar en el Golfo de Fonseca - Coddeffagolf*. <https://cutt.ly/gQ90V5E>
- Consejo Nacional de Inversiones. (s.ff). *Fronteras, Honduras*. <https://cni.hn/conexiones-de-honduras/>
- Cooper, M. J. P., Beevers, M. D. y Oppenheimer, M. (2008). The potential impacts of sea level rise on the coastal region of New Jersey, USA. *Climatic Change*, 90(4), 475–492. <https://doi.org/10.1007/s10584-008-9422-0>
- Cruz Portorreal, Y., Mesa Mesa, L. y Pérez Bolaños, J. (2013). Valorización del papel de los ecosistemas de manglar como franja protectora en el ecosistema Bahía tras el paso del huracán Sandy. *Ciencias En Su PC*, 1(1), 1–10. <https://cutt.ly/eQ92iKu>
- Cruz Portorreal, Y. y Pérez Montero, O. (2017). Evaluación de impactos a la salud del manglar en el municipio Guamá, Santiago de Cuba, Cuba. *Madera Y Bosques*, 23(1), 23. <https://doi.org/10.21829/myb.2017.2311517>

- Dewalt, B. R., Vergne, P. y Hardin, M. (1996). Shrim Aquaculture development and the Environment-people mangroves and fisheries on the Gulf of Fonseca, Honduras. *World Development*, 24(7), 1193–1208.
- Díaz Gaxiola y Jesús Manuel (2011). Una revisión sobre los manglares: características, problemáticas y su marco jurídico. Importancia de los manglares, el daño de los efectos antropogénicos y su marco jurídico: caso sistema lagunar de Topolobampo. *Ra Ximhai*, 7(3), 335–369.
- Dickson, M. E., Walkden, M. J. A. y Hall, J. W. (2007). Systemic impacts of climate change on an eroding coastal region over the twenty-first century. *Climatic Change*, 84(2), 141–166. <https://doi.org/10.1007/s10584-006-9200-9>
- Doiron, S. y Weissenberger, S. (2014). Sustainable dive tourism: Social and environmental impacts — The case of Roatan, Honduras. *Tourism Management Perspectives*, 10, 19–26. <https://doi.org/10.1016/j.tmp.2013.12.003>
- Donato, D. C., Kauffman, J. B., Murdiyarsa, D., Kurnianto, S., Stidham, M. y Kanninen, M. (2011). Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. *Nature Geoscience*, 4(5), 293–297. <https://doi.org/10.1038/ngeo1123>
- Earth Observing System. (2020). *NDVI: Preguntas Frecuentes Para Conocer Mejor El Uso De Index*. <https://eos.com/es/blog/ndvi-preguntas-frecuentes/>
- Erazo, B. y Vigroux, P. (2011). *Línea base de las áreas protegidas en Tela, Honduras*. Tela, Honduras. <https://cutt.ly/0Q92KJz>
- Flores Marín, A. F. (2017). *Optimización espacial para la restauración ecológica de manglares en el parque Nacional Blanca Jeannette Kawas Fernández, Honduras* [Tesis de maestría, CATIE, Turrialba, Costa Rica]. 201.207.189.89. <http://201.207.189.89/handle/11554/8614>
- Flores Mejía, M., Aguirre Vallejo, A., Flores Hernández, M. y Guardado Govea, X. (2010). El impacto que produce el sector turismo en los manglares de las costas mexicanas. *Centro De Estudios Tecnológicos*, 77, 33–38. <https://cutt.ly/nQ99eFS>
- García, P. (2021). *¿Qué es un SIG, GIS o Sistema de Información Geográfica?* <https://cutt.ly/nQ99eFS>
- Gaxiola Castro, G., Hernández Ayón, J. M., Lara Lara, J. R., Sosa Ávalos, R. y Cepeda Morales, J. A. (2017). Importancia del Intercambio y Reservorios de Carbono en los Mares y Costas Mexicanas. *Elementos Para Políticas Pública*, 1(1), 13–76.
- Gilbert, M., González Piqueras, J. y García-Haro, J. (1997). Acerca de los Índices de Vegetación. *Revista De Teledetección*, 1(8).
- Global Forest Watch. (2020). *Cobertura Forestal en Honduras*. www.globalforestwatch.org

- Guerra-Cano, L., Guerra-Martínez, F., Ulsía Urrea Mariño y Romero, D. (2020). *¿Cuál es el valor económico del manglar ante el cambio climático?* <https://cutt.ly/PQ93mey>
- Gutting, R., Syrbe, R.-U., Grunewald, K., Mehlig, U., Helfer, V. y Zimmer, M. (2021). The Benefits of Combining Global and Local Data—A Showcase for Valuation and Mapping of Mangrove Climate Regulation and Food Provisioning Services within a Protected Area in Pará, North Brazil. *Land*, 10(4), 432. <https://doi.org/10.3390/land10040432>
- Haro Mota, R. de, Marceleño Flores, S., Bojórquez Serrano, J. I. y González, O. N. (2017). Las desigualdades socioeconómicas entre los municipios de Nayarit, México. *Revista Mexicana De Ciencias Políticas Y Sociales*, 62(230), 117–154. [https://doi.org/10.1016/S0185-1918\(17\)30019-3](https://doi.org/10.1016/S0185-1918(17)30019-3)
- Hernandez Centeno, L., Fox Cuthbert, K. y Rivas Suazo, E. (2019). Afectaciones antropogénicas al ecosistema manglar en la zona costera de la comunidad de Pearl Lagon, municipio Laguna de Perlas. *Revista Universitaria Del Caribe*, 22(1), 36–41. <https://doi.org/10.5377/ruc.v22i1.8416>
- Hernández-Félix, L., Molina-Rosales, D. y Agraz-Hernández, C. (2017). Servicios ecosistémicos y estrategias de conservación en el manglar de Isla Arena. *Revista De Agricultura, Sociedad Y Desarrollo*, 14(3), 427–449. <http://www.scielo.org.mx/pdf/asd/v14n3/1870-5472-asd-14-03-00427.pdf>
- Herrera, N., Komar, O. y Ibarra Portillo, R. (2007). *Evaluación de las poblaciones de aves acuáticas y su estado de conservación en El Salvador*. San Salvador, El Salvador. Bird Life; Salva Natura. <https://cutt.ly/8Q73fLT>
- Holdridge, L. R. (1987). *Ecología basada en zonas de vida*. Agroamerica.
- Holguin, G. y Bashan, Y. (Eds.). (2007). *La importancia de los manglares y su microbiología para el sostenimiento de las pesquerías costeras*. (Ferrera-Cerrato, R; Alarcon, A, 239-253). Editorial Trillas, Mexico. <https://cutt.ly/iQ98FII>
- Ibarra, E., Milewski, J. y Mejía Martínez, A. (2018). *De Manglares, Pueblos y Pesca en la Moskitia*. <https://cutt.ly/TQ966BL>
- Ingeniería Sin Fronteras Galicia. (2016). *El manglar en el Golfo de Fonseca: amenazas para un ecosistema clave en la soberanía alimentaria de la zona*. <https://cutt.ly/XQ9805F>
- Instituto de Investigación de Sistemas Ambientales. (2020). *¿Qué son los datos raster?* <https://cutt.ly/LQ3wQSA>
- Instituto Nacional de Conservación Forestal. (2011). *Áreas Marinas y Costeras del Sistema Nacional de Áreas Protegidas de Honduras*. <https://cutt.ly/cQ3wNm9>
- Instituto Nacional de Conservación Forestal. (2020). *Anuario estadístico Forestal de Honduras, 2019 (3 ra ed.)*. Centro de Información y Patrimonio Forestal, Unidad Estadística Forestal (3). Honduras. <https://cutt.ly/nQ3w9Ib>

- Instituto Nacional de Estadísticas Honduras. (2014). *Cobertura Forestal 2014-2018*. <https://cutt.ly/rQ3eyAS>
- Lacerda, L., Polania, Vannucci, M., Echevarria, J., Sarabia, J., Bodero, A., Alvarez-Leon, L., D'Croz, L., Mainardi, V., Padrón, C. y Llorente, S. (1993). Ecosistemas de manglar de América Latina y África. Parte I: America Latina. *Actual Biol*, 36(100), 47–57. <https://cutt.ly/CQ3eT8k>
- Lema Palaquibay, L. F. (2017). *Estimación del índice de calidad ambiental urbana a partir de imágenes satélite en la ciudad de Riobamba, provincia de Chimborazo* [Tesis]. Escuela Superior Politécnica del Chimborazo, Riobamba, Ecuador. <https://cutt.ly/PQ3g9QM>
- Liu, J., Schulz, H., Brandl, S., Miehtke, H., Huwe, B. y Glaser, B. (2012). Short-term effect of biochar and compost on soil fertility and water status of a Dystric Cambisol in NE Germany under field conditions. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 175(5), 698–707. <https://doi.org/10.1002/jpln.201100172>
- Lizano, O. G. (2013). Erosión en las playas de Costa Rica, incluyendo la Isla del Coco. *InterSedes*, 14(27), 6–27. <https://doi.org/10.15517/isucr.v14i27.10405>
- Lizano, O. G. (2015). La dinámica oceanográfica frente al Humedal Nacional Térraba-Sierpe y su relación con la muerte del manglar. *Revista De Biología Tropical*, 29–46. <https://doi.org/10.15517/rbt.v63i1.23092>
- Loma-Ossorio, E. de, Jené Petschen, X., Castillo Fonseca, R. y Ganoza Solano, V. (2000). *Estudio de la industria agroalimentaria en Honduras*. Honduras. Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura (IICA). <https://cutt.ly/zQ3hpbF>
- López, E. (2014). *El estudio de los recursos marinos y costeros en Honduras*. <https://cutt.ly/SQ3hQYA>
- López Calderón, J. M. (2014). *Bahía Magdalena, almejas e implicaciones del cambio climático* [Tesis, Universidad Autónoma de Baja California, La Paz, Baja California del Sur]. RIS. <https://cutt.ly/EQ73kvh>
- Lopez-Portillo, J. y Ezcurra, E. (1989). Respuesta de tres manglares a la salinidad en dos geoformas. *Functional Ecology*, 3(3), 355–361. <https://www.jstor.org/stable/2389376>
- Mairena, R. y Hernández, M. (2005). *Informe Nacional Honduras*. <https://silo.tips/download/informe-nacional-honduras>
- Mapping GIS. (2020). *Cómo utilizar la calculadora raster con una máscara en QGIS: Atención al cliente*. <https://cutt.ly/TQ3hLs4>
- Marin Sánchez, O. y Salazar Navarro, K. (2019). *Captura del Carbono Azul Mediante La Grama Salada (Distichlis spicata (L.) Greene) en El Refugio de Vida Silvestre Los Pantanos De Villa* [tesis, Universidad Nacional Tecnológica de Lima Sur]. repositorio.untels.edu.pe. <https://cutt.ly/6Q3h0gz>

- Martínez Ortiz, Arlen del Rosario y Bravo Moreno, J. R. (2013). Evaluación de potenciales impactos y reducción de la vulnerabilidad de la pesca y la acuicultura al cambio climático en el Golfo de Fonseca: El Salvador, Honduras y Nicaragua. *FAO Actas de Pesca y Acuicultura*(29). <http://repositorio.uca.edu.ni/1108/>
- McKay, A. A. (2008). *Geografía de la región centroamericana*. Coordinación Educativa y Cultural Centroamericana, CECC/SICA (Vol. 33).
- Mendieta Durón, M. R. (2013). *Potencialidad del Sector Forestal como Facilitador del Desarrollo Humano Sostenible* [Tesis]. Universidad Nacional Autónoma de Honduras. <https://cutt.ly/PQ3jjwv>
- Mendoza Alfonso, H. F. y Carrero Ovalle, L. P. (2020). *Determinación De La Pérdida De Cobertura Vegetal A Través De Un Análisis Multitemporal En La Finca La Esperanza Ubicada En El Municipio De Carcasí – Santander* [Tesis, Universidad de Cundinamarca]. repositorio.ucundinamarca.edu.co. <https://cutt.ly/GQ3jNzq>
- Mi Ambiente. (2017). *Tipología de bosques de Honduras*. <http://sigmof.icf.gob.hn/downloads/Protocolo-4.Tipologa-de-Bosques-de-Honduras.pdf>
- Mi Ambiente 2017. (2018). *Estrategia de Biodiversidad Nacional de Honduras*. Honduras. Dirección General de Biodiversidad. <http://extwprlegs1.fao.org/docs/pdf/hon176426.pdf>
- Mokrech, M., Nicholls, R. J., Richards, J. A., Henriques, C., Holman, I. P. y Shackley, S. (2008). Regional impact assessment of flooding under future climate and socio-economic scenarios for East Anglia and North West England. *Climatic Change*, 90(1-2), 31–55. <https://doi.org/10.1007/s10584-008-9449-2>
- Molano Rincón, N. R. (2020). *Identificación de cultivos ilícitos a través de procedimiento de imágenes y visualización de resultados por medio de aplicación web* [Tesis, Universidad de Salamanca, España]. gredos.usal.es. <https://gredos.usal.es/handle/10366/143968>
- Moriizumi, Y., Matsui, N. y Hondo, H. (2010). Evaluación simplificada de la sostenibilidad del ciclo de vida de la gestión de manglares: un caso de plantación en tierras baldías en Tailandia. *Producción Más Limpia*, 18(16), 1629–1638.
- Municipalidad de Puerto Cortés. (2017). *Sistemas de humedales en el municipio de Puerto Cortés: Línea Base: diagnóstico biofísico*. Puerto Cortés, Honduras. <https://cutt.ly/CQ3kuA4>
- Murillo de Martínez, I. (2013). *Características Geomorfológicas de Honduras - Nacer en Honduras*. <https://cutt.ly/gQ3kX59>
- Nicholson, E., Mace, G. M., Armsworth, P. R., Atkinson, G., Buckle, S., Clements, T., Ewers, R. M., Fa, J. E., Gardner, T. A., Gibbons, J., Grenyer, R., Metcalfe, R., Mourato, S., Muûls, M., Osborn, D., Reuman, D. C., Watson, C. y Milner-Gulland, E. J. (2009). Priority research areas for ecosystem services in a changing world. *Journal of Applied Ecology*, 46(6), 1139–1144. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2009.01716.x>

- Nuila Coto, R. W. (2012). *Conociendo algunos bosques de manglar en el Caribe de Honduras*. <https://cutt.ly/fQ3lrqw>
- Orduña, F. (2017). *Composición online de imágenes de satélite con Land Viwer*. <https://cutt.ly/XQ3lgSb>
- Orellana Díaz, O. (2012). *Estimación del carbono almacenado en la zona núcleo del Parque Nacional Montaña Celaque (PNMC) Honduras, utilizando la teledetección y sistemas de información geográfica* [Tesis, Escuela Nacional de Ciencias Forestales ESNACIFOR, Siguatepeque, Comayagua, Honduras]. RIS. <https://cutt.ly/yQ3l3Fj>
- Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO). (2003). *Estado y tendencias en la extensión del área de manglares en todo el mundo: Documento de trabajo de evaluación de recursos forestales núm. 63*. Roma. <http://www.fao.org/3/j1533e/j1533e00.htm>
- Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO). (2005). *Evaluación de los recursos forestales mundiales 2005: Estudio temático sobre los manglares*. Roma, Italia. Departamento de Montes. <https://cutt.ly/LQ3zteG>
- Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO). (2008). *Descripción de los manglares-Honduras: Ordenación de los manglares*. <https://cutt.ly/3Q3zdzQ>
- Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO). (2015). *Perfil de país, Honduras*. <http://www.fao.org/3/ca0420es/CA0420ES.pdf>
- Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO). (2020). *El estado de los bosques del mundo 2020: Los bosques, la biodiversidad y las personas*.
- Orihuela Belmonte, D. E., Tovilla Hernández, C., M. Vester, H. F. y Álvarez Legorreta, T. (2004). Flujo de materia en un manglar de la costa de Chiapas, México. *Madera Y Bosques*, 10(2), 45–61. <https://doi.org/10.21829/myb.2004.1031266>
- Ortega Quintana, M. (2011). *Caracterización del mangle rojo (Rhizophora mangle) bajo diferentes presiones en dos sitios de Honduras* [Tesis]. Zamorano, Honduras. <https://cutt.ly/4Q3xFVz>
- Ortiz Oseguera, B. J. (2014). *Recorrido turístico educativo en la zona Garífuna de Puerto Cortés* [Tesis, Universidad Nacional Autónoma de Honduras, Tegucigalpa, Honduras]. RIS. <https://cutt.ly/sQ3xZkd>
- Palma Herrera, J. L. (2015). Sistemas de Información Geográfica (SIG) y Metodologías de Evaluación Multicriterio (EMC) en la búsqueda de escenarios alternativos para el mejoramiento socio-espacial de áreas urbanas populares de la ciudad de Comayagua. *Revista De Ciencias Especiales*, 8(2), 452–468. <https://www.camjol.info/index.php/ce/article/view/2092/1889>
- Parker, G., Paterlini, M. C. y Violante, R. (1997). *El fondo marino*. Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP): Mar del Plata. <https://aquadocs.org/handle/1834/1720>

- Paula, P. A., Zambrano, L. y Paula, P. (2018). Análisis Multitemporal de los cambios de la vegetación, en la Reserva de Producción de Fauna Chimborazo como consecuencia del cambio climático. *Enfoque UTE*, 9(2), 125–137. <https://doi.org/10.29019/enfoqueute.v9n2.252>
- Poveda Burgos, G. y Avilés Almeida, P. (2018). Manglares de la ciudad de Guayaquil. *Revista DELOS Desarrollo Local Sostenible* (31). <https://www.eumed.net/rev/delos/31/guido-poveda3.html>
- Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente. (2013). *Valoración de los servicios ecosistémicos del Parque Nacional Jeannette Kawas - Integrando los beneficios de la naturaleza en la gestión de áreas protegidas y en el desarrollo de Honduras*. Tegucigalpa, Honduras, 147p. <https://cutt.ly/HQ3csmb>
- QGIS 2.8. (2020). *Datos vectoriales*. <https://cutt.ly/xQ3ccuM>
- Ramírez Lozada, D. y Rojas Villamil, N. (2011). *Influencia de la comunidad bacteriana en los ciclos biogeoquímicos del carbono y el nitrógeno en el ecosistema de manglar* [Tesis]. Universidad Colegio Mayor de Cundinamarca. <https://repositorio.unicolmayor.edu.co/handle/unicolmayor/257>
- Ramírez-Zavala, J. R. [Jaime Renán], Cervantes-Escobar, A. [Aimée] y Ramírez-Zavala, J. R. [Joel Raymundo] (2012). El ambiente biofísico de marismas nacionales, Sinaloa y criterios básicos para la gestión de su integridad ecológica. *Revista De Congreso Internacional UNACH*, 1(2), 53–115. <https://cutt.ly/SQ3clHh>
- Ray, R., Majumder, N., Das, S., Chowdhury, C. y Jana, T. K. (2014). Biogeochemical cycle of nitrogen in a tropical mangrove ecosystem, east coast of India. *Marine Chemistry*, 167, 33–43. <https://doi.org/10.1016/j.marchem.2014.04.007>
- Rivera-Monroy, V. H., Twilley, R. R. y Castaneda, E. (2002). Hurricane Mitch: integrative management and rehabilitation of mangrove resources to develop sustainable shrimp mariculture in the Gulf of Fonseca, Honduras. *Science for a Changing World*, 3(177), 2–120. <https://doi.org/10.3133/ofr03177>
- Rodríguez, G. (2017). *Honduras: El mangle, la joya natural más bella del sur*. <https://cutt.ly/aQ3vP3x>
- Rodríguez, J. J. y Windeboxhel, N. J. (1998). *Análisis regional de la situación de la zona marina costera centroamericana*. <https://cutt.ly/bQ3bwmp>
- Rojas Villeda, H. R. (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* [Tesis]. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE), Turrialba, Costa Rica. <https://cutt.ly/FQ3btYl>
- Romañach, S. S., DeAngelis, D. L., Koh, H. L., Li, Y., Teh, S. Y., Raja Barizan, R. S. y Zhai, L. (2018). Conservation and restoration of mangroves: Global status, perspectives, and prognosis. *Ocean & Coastal Management*, 154, 72–82. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2018.01.009>

- Sánchez, J. y Marín, M. (2000). *Proyecto conservación de manglares, Centroamérica*. Honduras. <https://rsis Ramsar.org/RISapp/files/RISrep/NI1136RIS.pdf>
- Secoira, F. (2001). *Corredor Biológico, Golfo de Fonseca*. Guatemala. PROARCA/Costas. <https://cutt.ly/eQ3b5i4>
- Secretaría de Gobernación de México. (2018). *DOF - Diario Oficial de la Federación, Que establece las especificaciones para la preservación, conservación, aprovechamiento sustentable y restauración de los humedales costeros en zonas de manglar*. <https://cutt.ly/VQ3nwZD>
- Secretaría de Recursos Naturales y Ambiente. (2014). *Inventario nacional de humedales de la República de Honduras*. Honduras. USAID. <https://cutt.ly/bQ3ny9Y>
- Simard, M., Fatoyinbo, L., Smetanka, C., Rivera-Monroy, V. H., Castañeda-Moya, E., Thomas, N. y van der Stocken, T. (2019). Mangrove canopy height globally related to precipitation, temperature and cyclone frequency. *Nature Geoscience*, 12(1), 40–45. <https://doi.org/10.1038/s41561-018-0279-1>
- Spalding, M., Kainuma, M. y Collins, L. (2011). *World atlas of mangroves*. Taylor and Francis. <http://gbv.ebib.com/patron/FullRecord.aspx?p=585447>
- Tarté, A. (2013). *Manglares de Panamá- Importancia, Mejores Prácticas y Regulaciones Vigentes* (núm. 978-9962-651-86-4). Autoridad Nacional del Ambiente y Autoridad de los Recursos Acuáticos de Panamá; Panamá. <https://aquadocs.org/handle/1834/8043>
- Thur, S. M. (2010). User fees as sustainable financing mechanisms for marine protected areas: An application to the Bonaire National Marine Park. *Marine Policy*, 34(1), 63–69. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2009.04.008>
- Tuan Vo, Q., Kuenzer, C., Vo, Q. M., Moder, F. y Oppelt, N. (2012). Review of valuation methods for mangrove ecosystem services. *Ecological Indicators*, 23, 431–446. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.04.022>
- Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza. (2018). *IUCN Red List of Threatened Species, Pato Laysan en categoría CR*. <https://www.iucnredlist.org/species/22680203/130697270>
- Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN). (2015). *IUCN Red List of Threatened Species, Manatí Caribeño en categoría EN*. <https://www.iucnredlist.org/species/22105/9359161>
- USAID. (2012). *Estrategias de adaptación para zonas marino-costeras presentes a los impactos del cambio climático en el Caribe de Belice, Guatemala y Honduras*. <http://ingles.marfund.org/wp-content/uploads/2015/02/6.pdf>
- Valiela, I., Bowen, J. L. y York, J. K. (2001). Bosques de manglares: uno de los principales entornos tropicales amenazados del mundo: al menos el 35% del área de bosques de manglares se ha perdido en las últimas dos décadas. *BioScience*, 51(10), 807–815.

- Van Dor, J. (2017). *Conteo trinacional de aves playeras en el Golfo de Fonseca, enero 2017: Informe final*, Manomet Inc. Golfo de Fonseca, Honduras. <https://cutt.ly/wQ3nhBr>
- Veneros, J., García, L., Morales, E., Gómez, V., Torres, M. y López-Morales, F. (2020). Aplicación de sensores remotos para el análisis de cobertura vegetal y cuerpos de agua. *Idesia (Arica)*, 38(4), 99–107. <https://doi.org/10.4067/s0718-34292020000400099>
- Vera Andrade, E. A. (2018). *Evaluación y análisis de los cambios de cobertura vegetal del manglar del Refugio de Vida Silvestre Manglares Estuario Río Esmeraldas* [tesis]. Ecuador-PUCESE-Escuela de Gestión Ambiental, Ecuador. <https://repositorio.pucese.edu.ec/handle/123456789/1737>
- Vera Rivera, J. D. (2020). *Cuantificación del carbono almacenado en el manglar del acuerdo de uso sustentable y custodia en Puerto Libertad, provincia del Guayas, Ecuador* [Tesis]. Ecuador, Universidad de Guayaquil. <http://repositorio.ug.edu.ec/handle/redug/48748>
- Whelan, C. J., Wenny, D. G. y Marquis, R. J. (2008). Ecosystem services provided by birds. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1134, 25–60. <https://doi.org/10.1196/annals.1439.003>
- Yáñez-Arancibia, A., Twilley, R. R. y Lara-Domínguez, A. L. (1998). Los ecosistemas de manglar frente al cambio climático global. *Madera y Bosques*, 4(2), 3–19. <https://doi.org/10.21829/myb.1998.421356>

Anexos

Anexo A

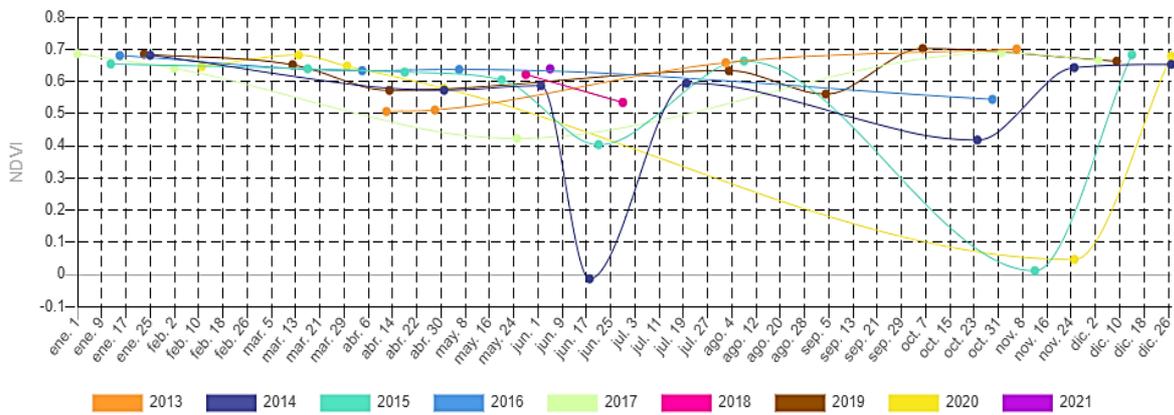
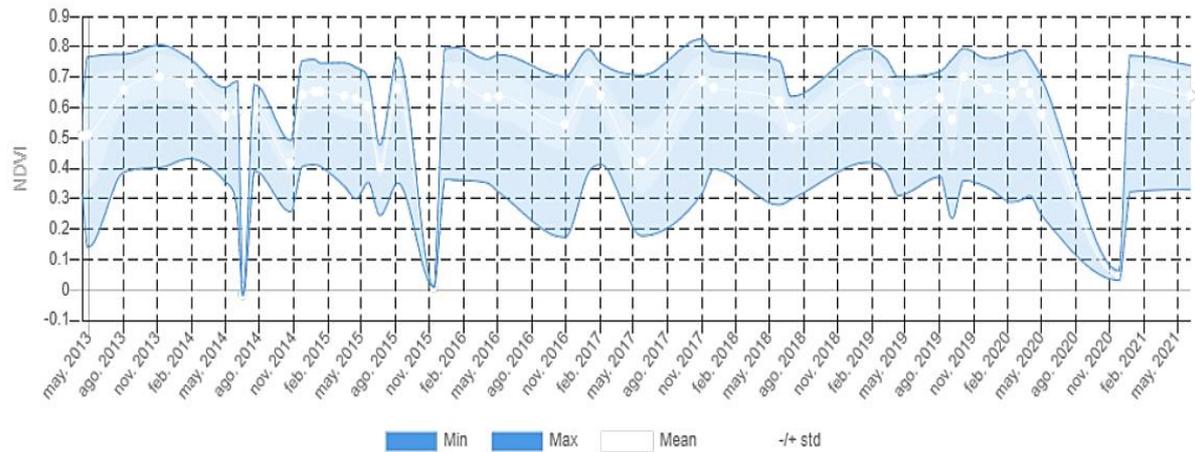
Coordenadas de los puntos de control para el análisis de los índices de vegetación (NDVI, NDWI, NDSI), para las costas Caribe y Pacífico de Honduras

# punto	Y	X
Coordenadas Costa Caribe		
1	15° 26' 17"	83° 50' 53"
2	15° 23' 35"	83° 57' 36"
3	15° 46' 37"	84° 32' 48"
4	16° 02' 02"	86° 00' 13"
5	15° 49' 07"	86° 30' 25"
6	15° 48' 38"	87° 13' 05"
7	15° 48' 07"	87° 25' 22"
8	15° 55' 00"	87° 37' 40"
9	15° 51' 39"	87° 53' 45"
10	15° 52' 19"	87° 35' 00"
Coordenadas Costa Pacifico		
1	13° 03' 21"	87° 19' 20"
2	13° 08' 27"	87° 25' 24"
3	13° 08' 22"	87° 22' 53"
4	13° 26' 07"	87° 36' 19"
5	13° 24' 32"	87° 47' 22"
6	13° 24' 41"	87° 45' 50"

Anexo B

Imágenes Landsat 8 del NDVI para la costa Caribe en el punto 1. Puerto Lempira, Gracias a Dios (15°

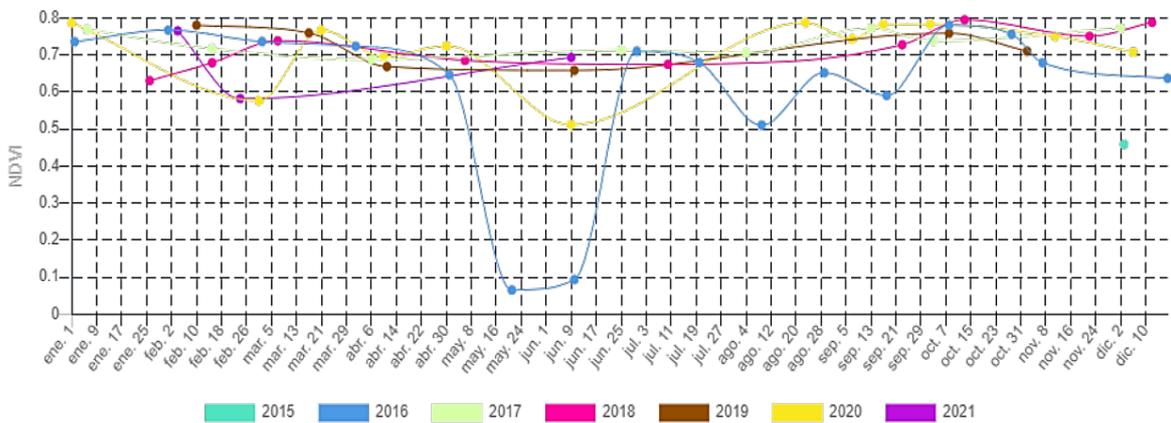
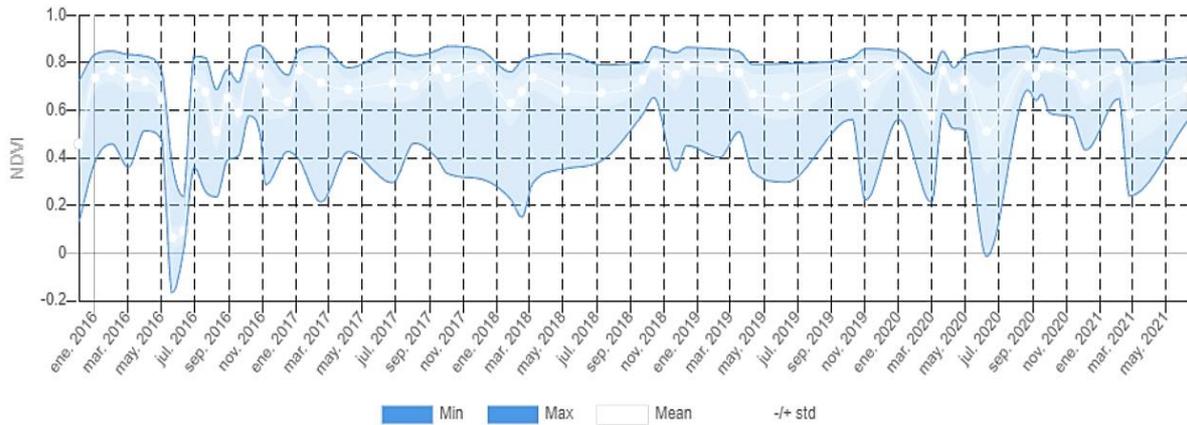
26' 17"N ^ 83° 50' 53"W)



Anexo C

Imágenes Sentinel 2 del NDVI para la costa Caribe en el punto 1. Puerto Lempira, Gracias a Dios (15°

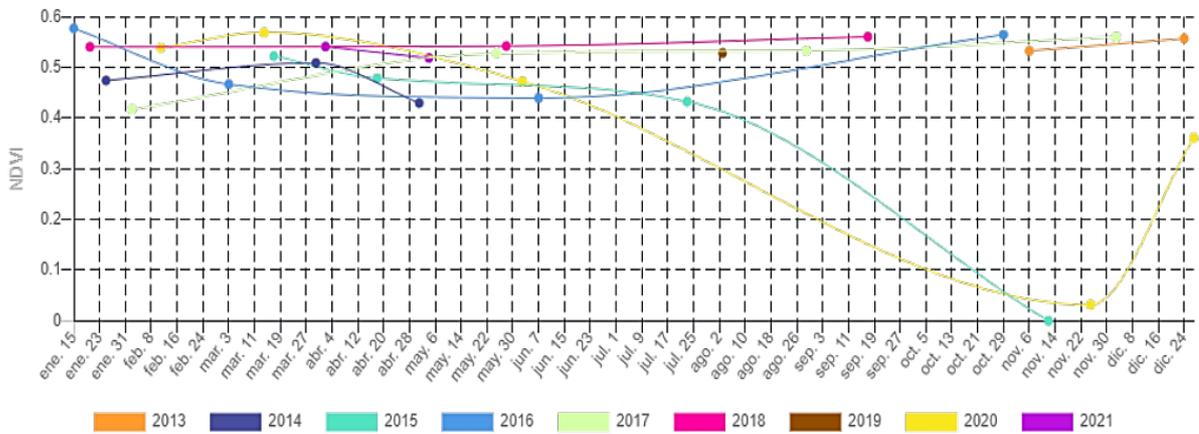
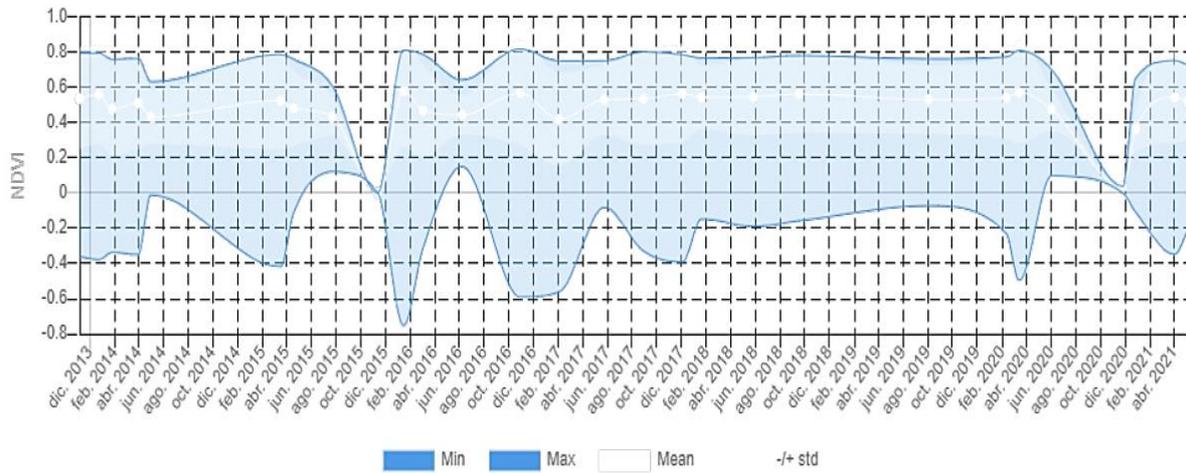
26' 17"N ^ 83° 50' 53"W)



Anexo D

Imágenes Landsat 8 del NDVI para la costa Caribe en el punto 3. Laguna de Brus, Gracias a Dios (15°

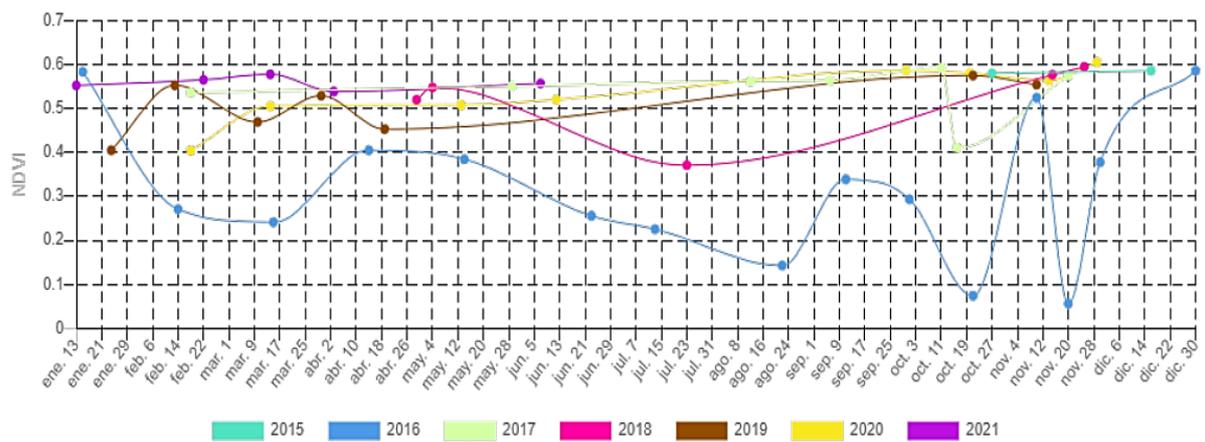
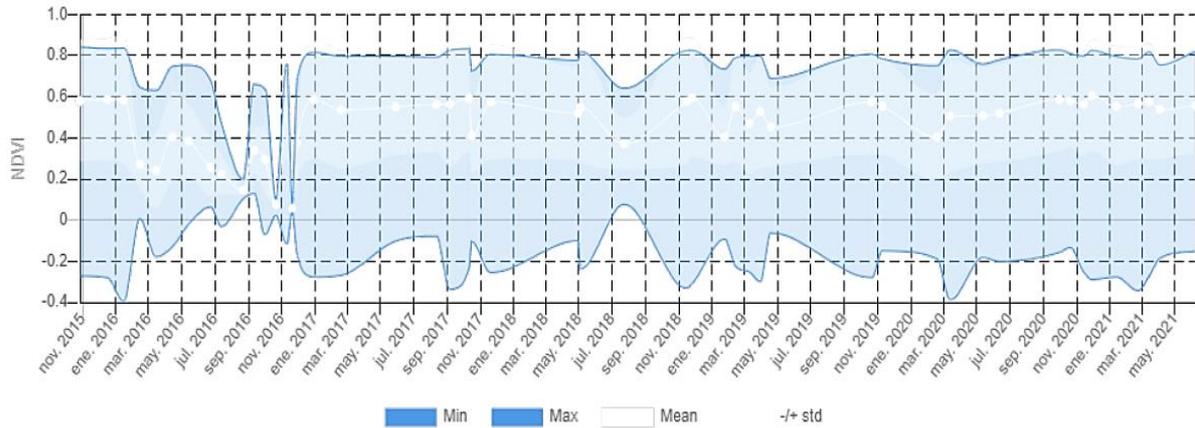
46' 37"N ^ 84°32' 48"W)



Anexo E

Imágenes Sentinel 2 del NDVI para la costa Caribe en el punto 3. Laguna de Brus, Gracias a Dios (15°

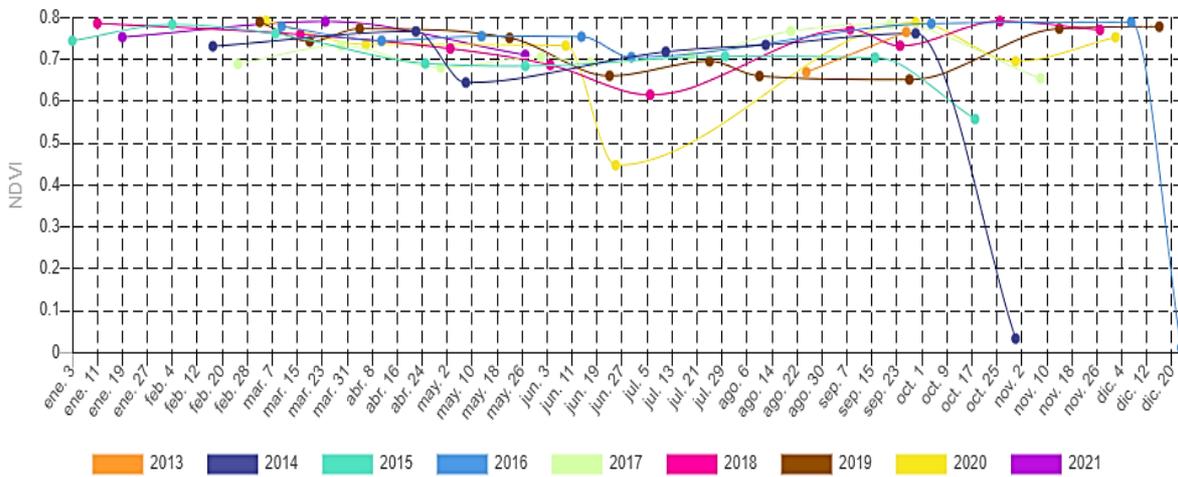
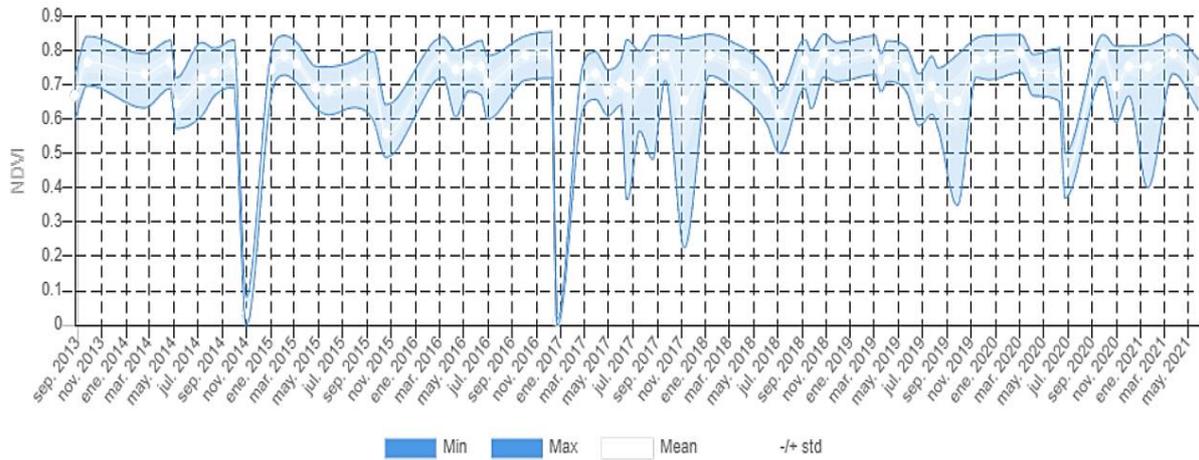
46' 37"N ^ 84°32' 48"W)



Anexo F

Imágenes Landsat 8 del el NDVI para Costa Caribe en el punto 4. Puerto Castilla, Trujillo, Colón (16°

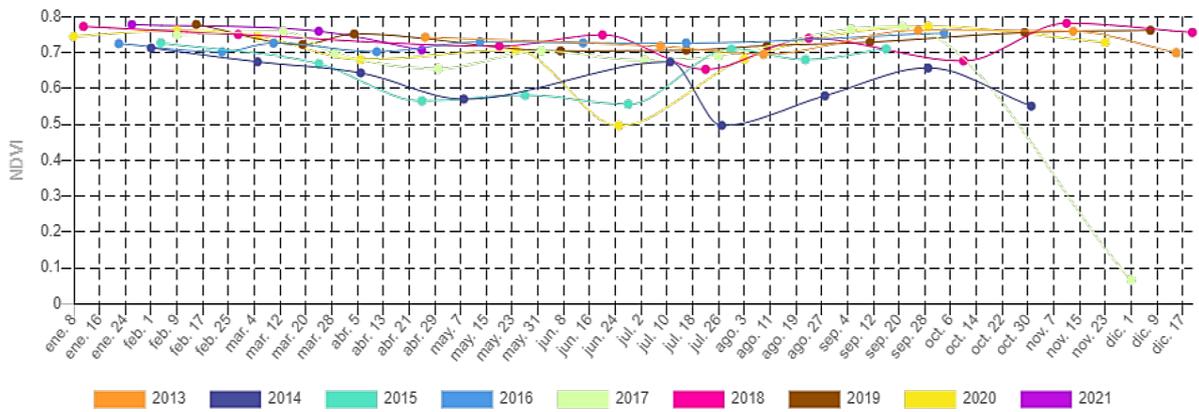
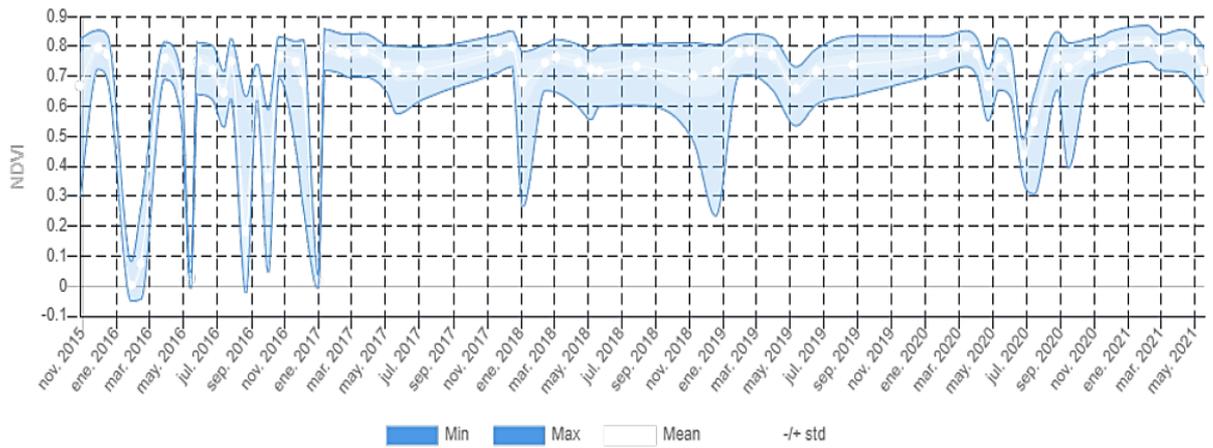
02' 02"N ^ 86° 00' 13"W)



Anexo G

Imágenes Landsat 8 del NDVI para Costa Caribe en el punto 4. Puerto Castilla, Trujillo, Colón (16° 02'

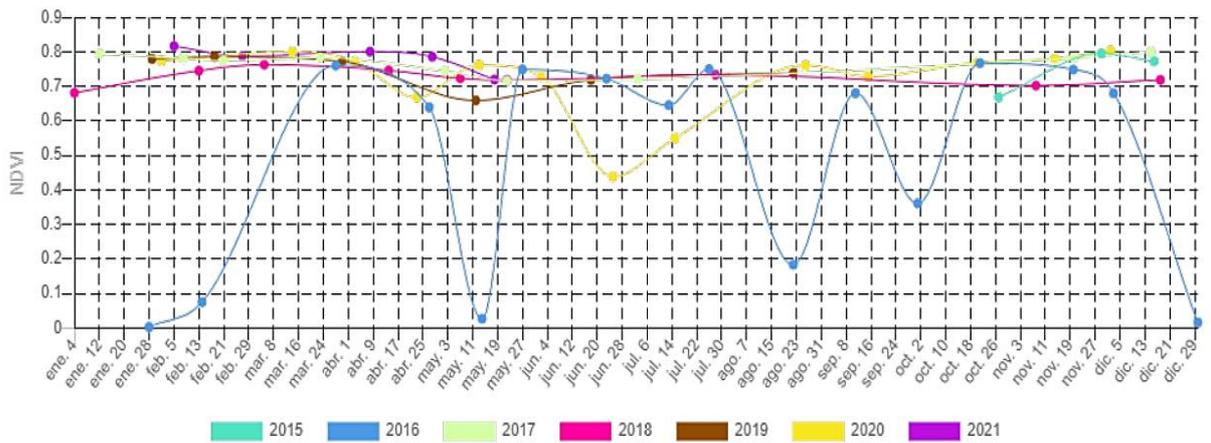
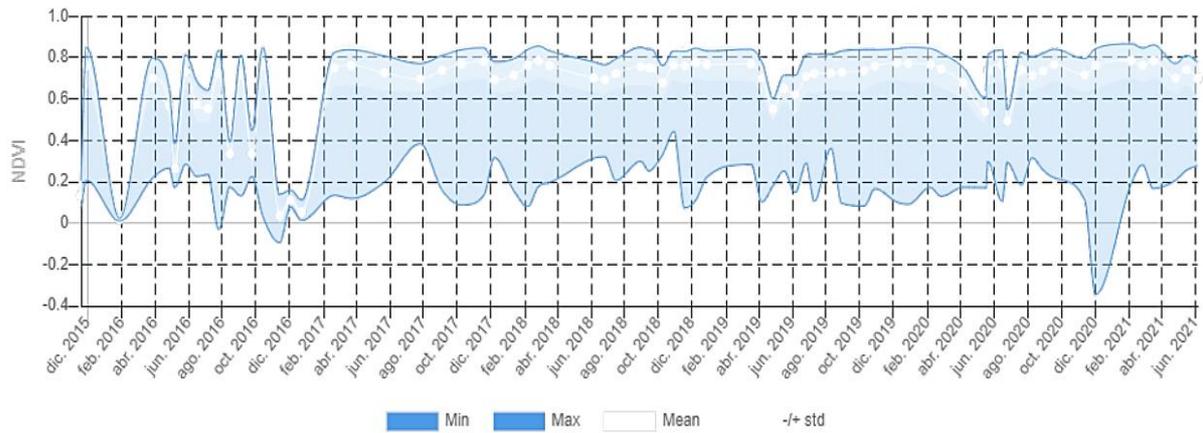
02"N ^ 86° 00' 13"W)



Anexo H

Imágenes Landsat 8 del NDVI para la Costa Caribe en el punto 5. Nueva Armenia, Juticalpa, Atlántida

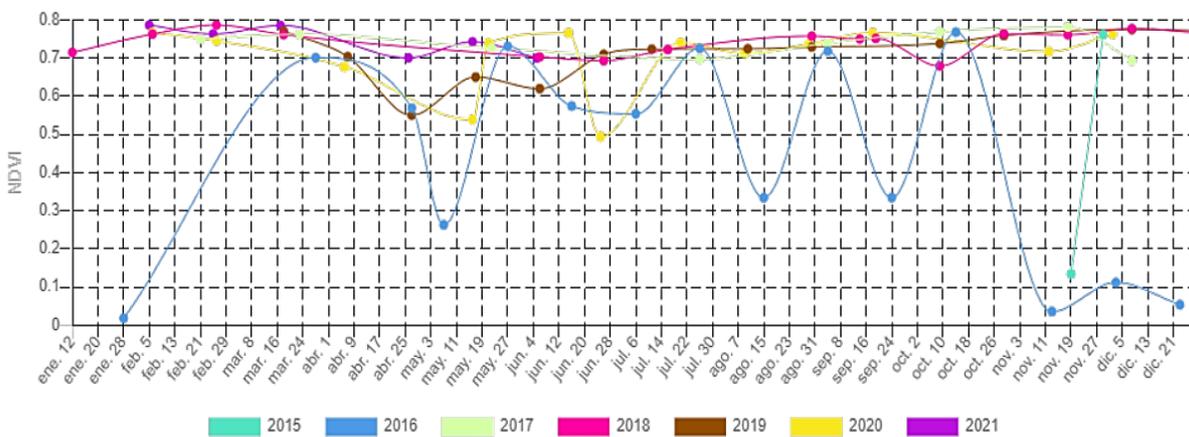
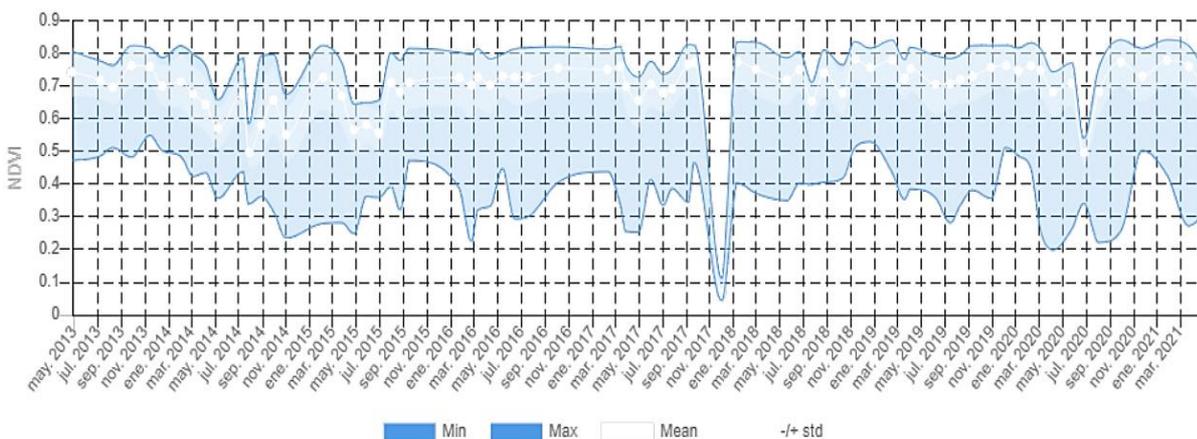
(15° 49' 07" N ^ 86° 30' 25" W)



Anexo I

Imágenes Sentinel 2 del NDVI para la Costa Caribe en el punto 5. Nueva Armenia, Juticalpa, Atlántida

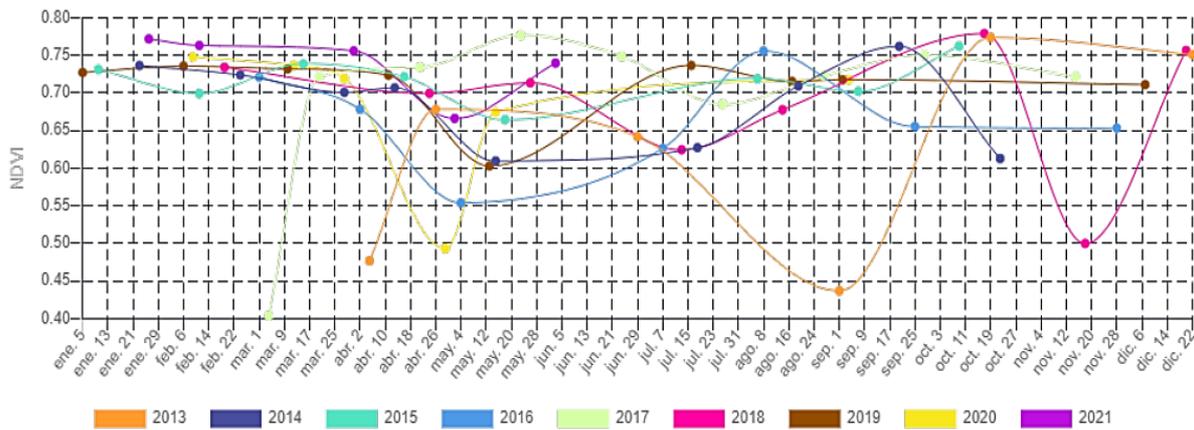
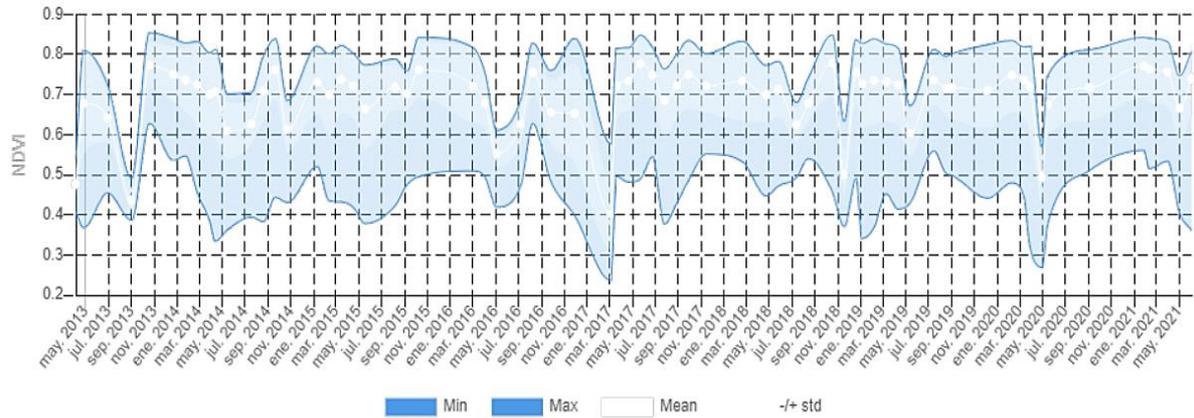
(15° 49' 07" N ^ 86° 30' 25" W)



Anexo J

Imágenes Landsat 8 del NDVI para la Costa Caribe en el punto 7. Laguna Negra, Tela, Atlántida (15°

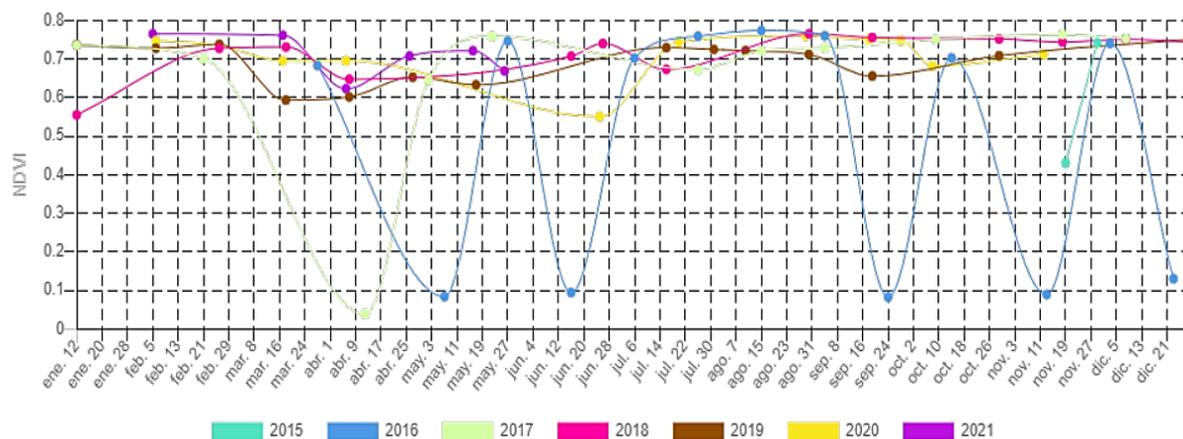
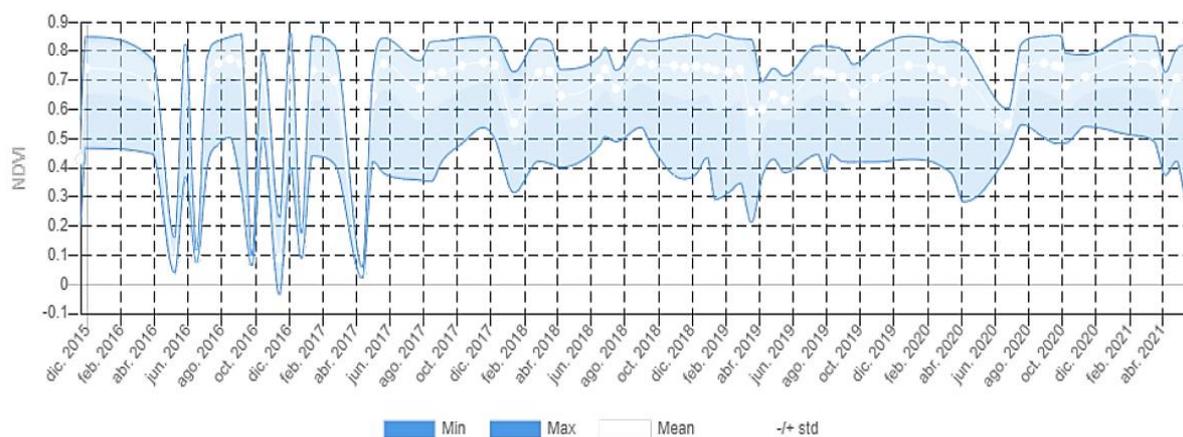
48' 07"N ^ 87° 25' 22"W)



Anexo K

Imágenes Sentinel 2 del NDVI para la costa Caribe en el punto 7. Laguna Negra, Tela, Atlántida (15°

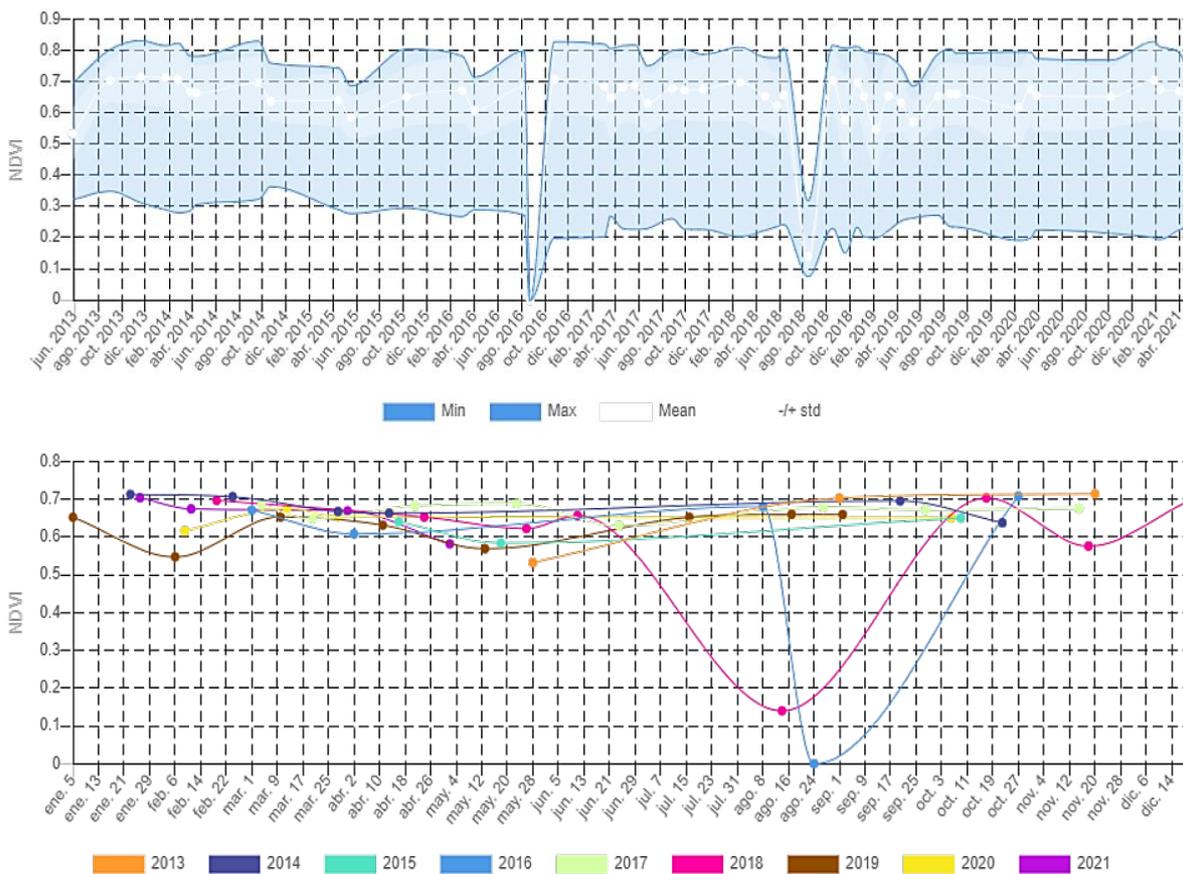
48' 07"N ^ 87° 25' 22"W)



Anexo L

Imágenes Landsat 8 del NDVI para la costa Caribe en el punto 9. La Curva, Puerto Cortés (15° 51'

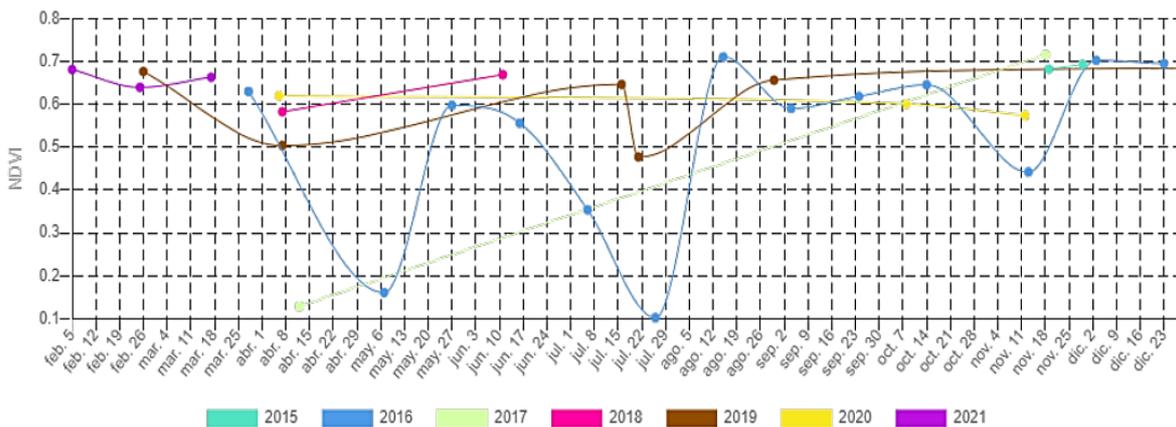
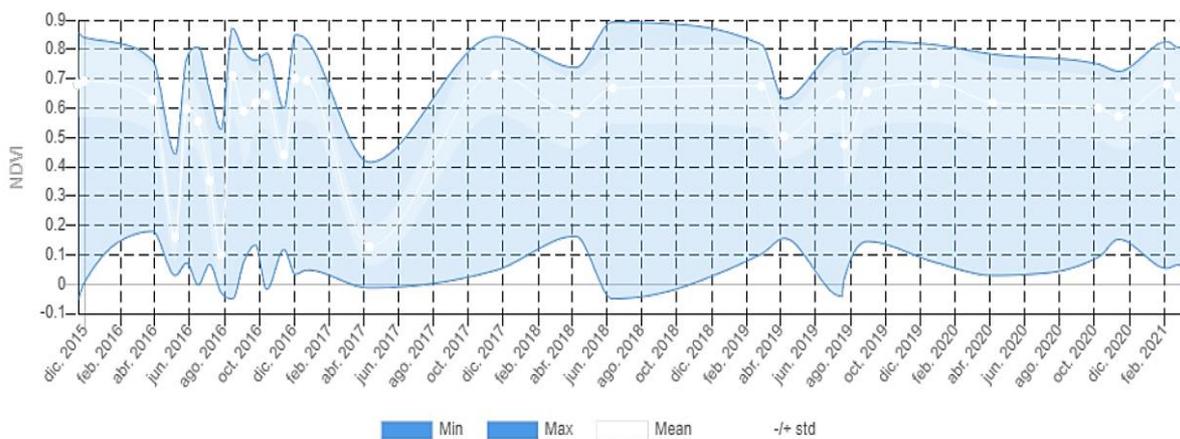
39"N ^ 87° 53' 45"W)



Anexo M

Imágenes Sentinel 2 del NDVI para la Costa Caribe en el punto 9. La Curva, Puerto Cortés (15° 51'

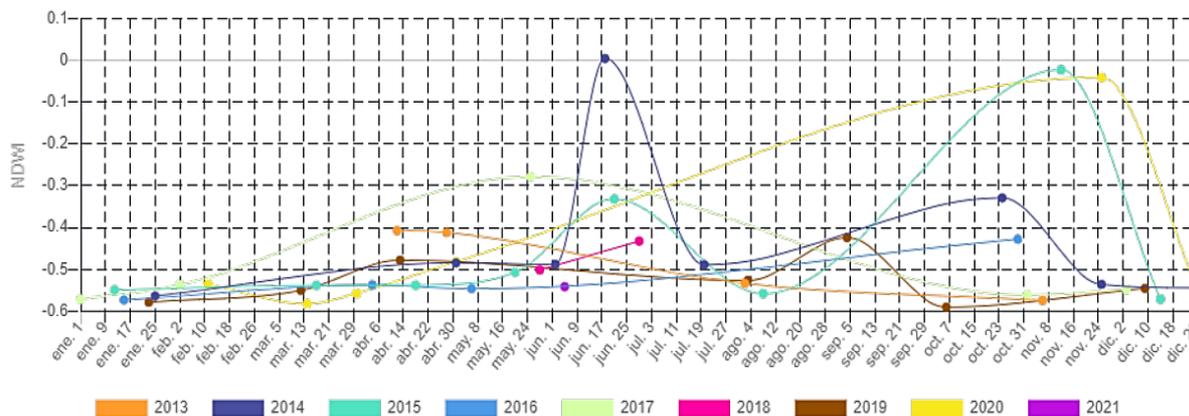
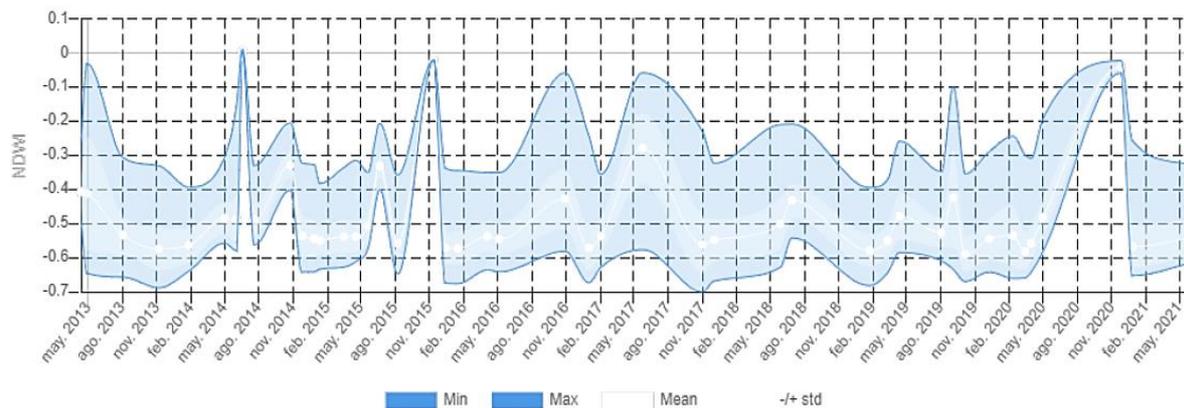
39"N ^ 87° 53' 45"W)



Anexo N

Imágenes Landsat 8 del NDWI para la costa Caribe en el punto 1. Puerto Lempira, Gracias a Dios (15°

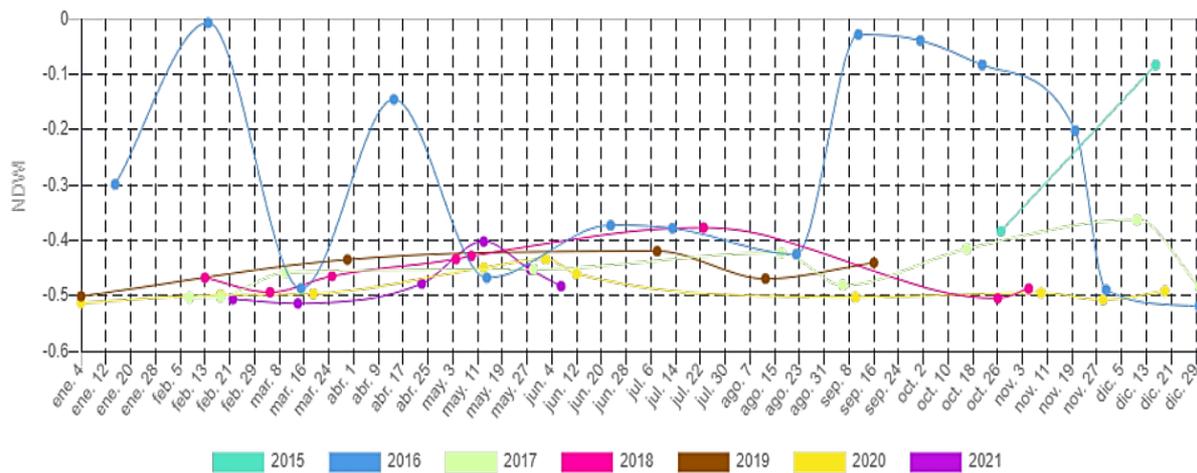
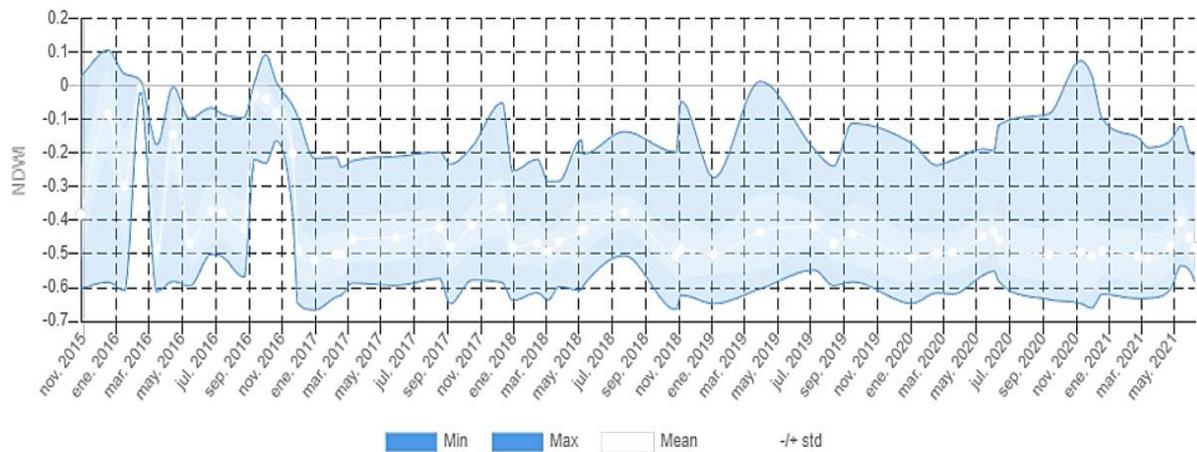
26' 17"N ^ 83° 50' 53"W)



Anexo O

Imágenes Sentinel 2 del NDWI para la costa Caribe en el punto 1. Puerto Lempira, Gracias a Dios (15°

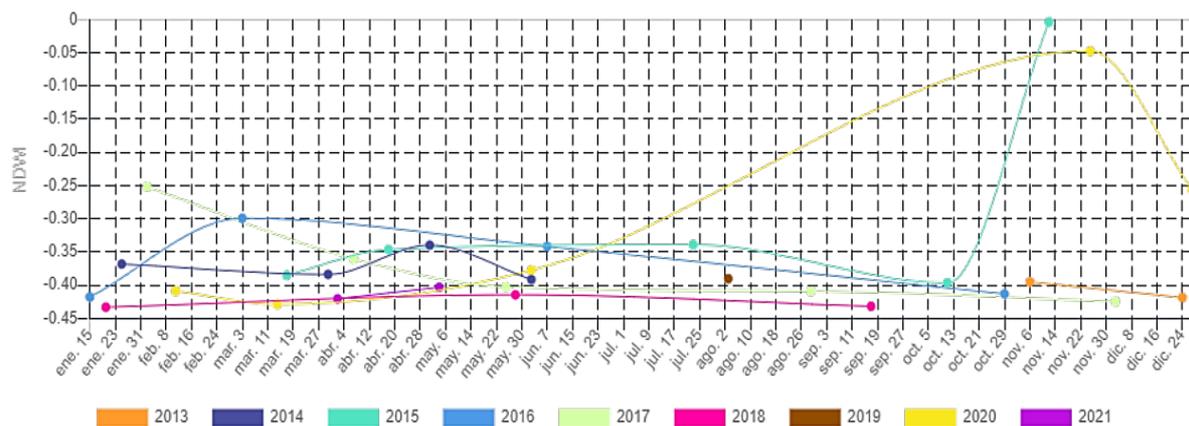
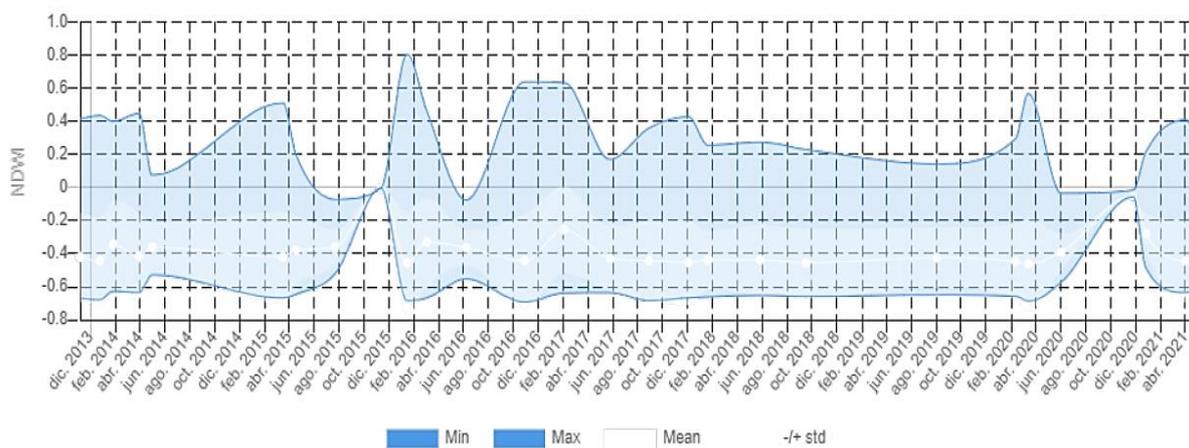
26' 17"N ^ 83° 50' 53"W)



Anexo P

Imágenes Landsat 8 del NDWI para la costa Caribe en el punto 3. Laguna de Brus, Gracias a Dios (15°

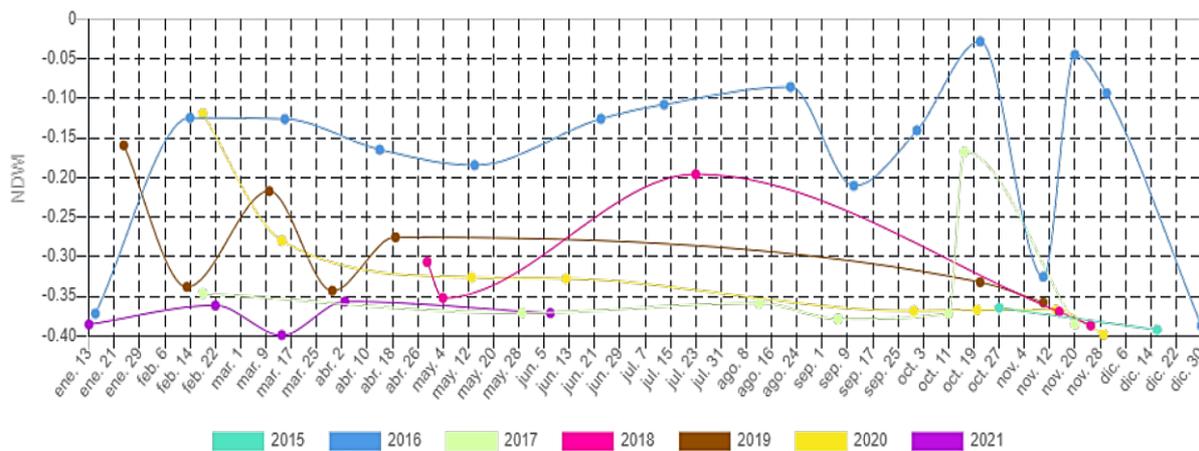
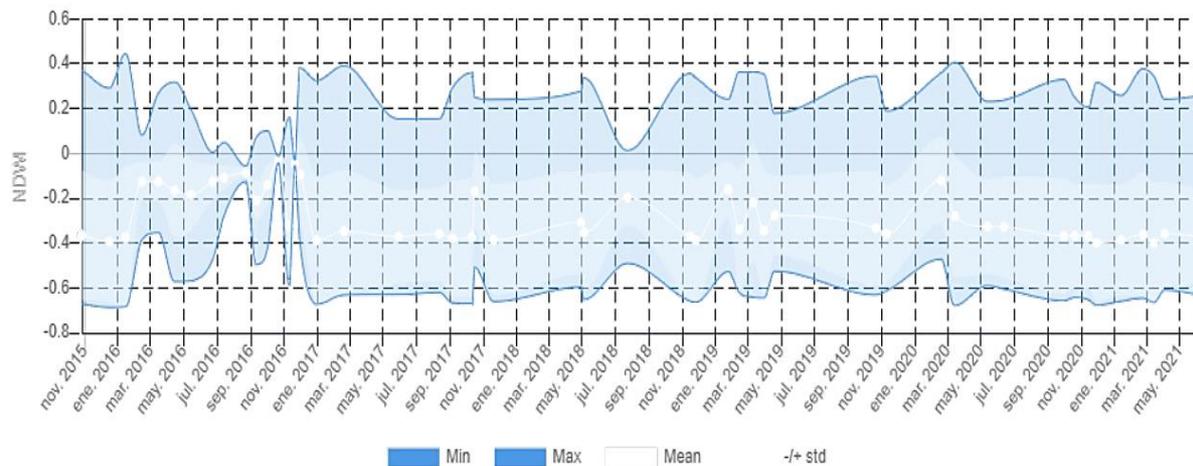
46' 37"N ^ 84°32' 48"W)



Anexo Q

Imágenes Sentinel 2 del NDWI para la costa Caribe en el punto 3. Laguna de Brus, Gracias a Dios (15°

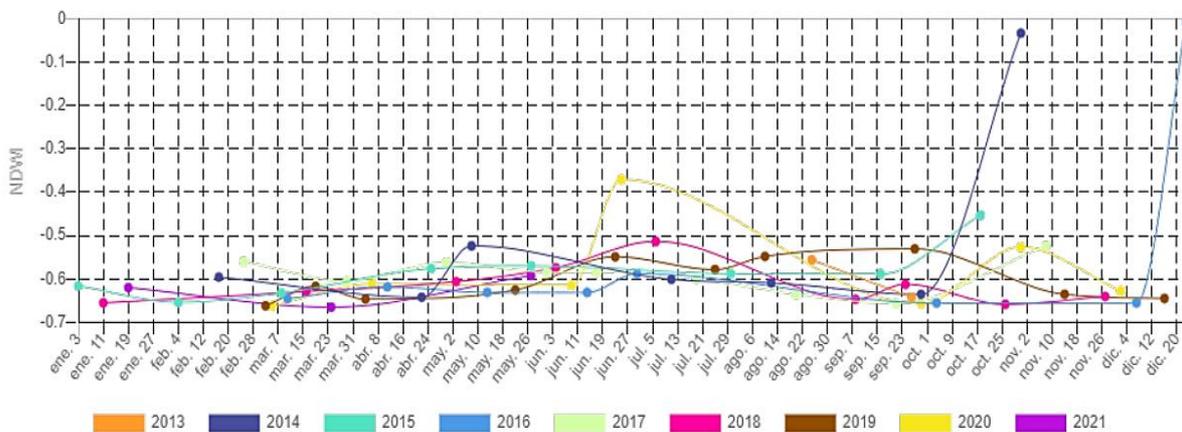
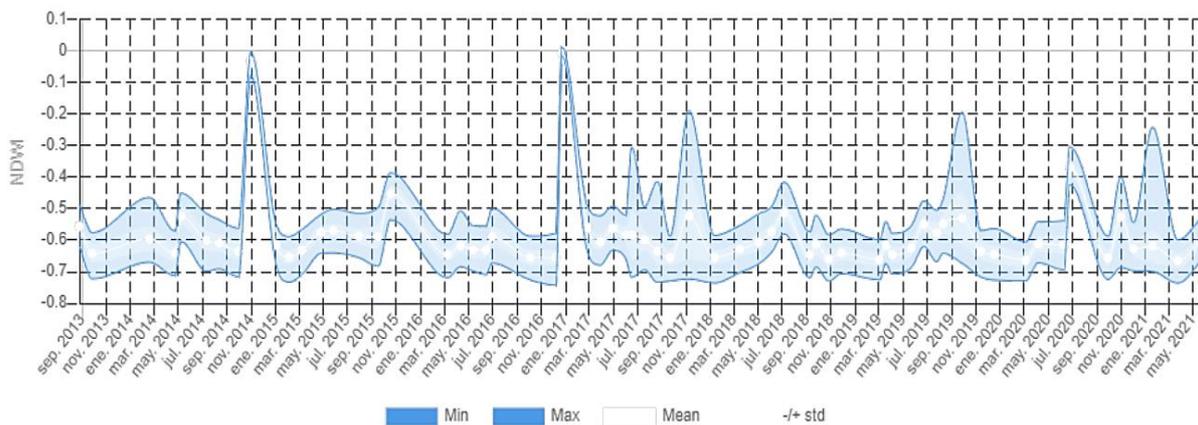
46' 37"N ^ 84°32' 48"W)



Anexo R

Imágenes Landsat 8 del NDWI para la costa Caribe en el punto 4. Puerto Castilla, Trujillo, Colón (16°

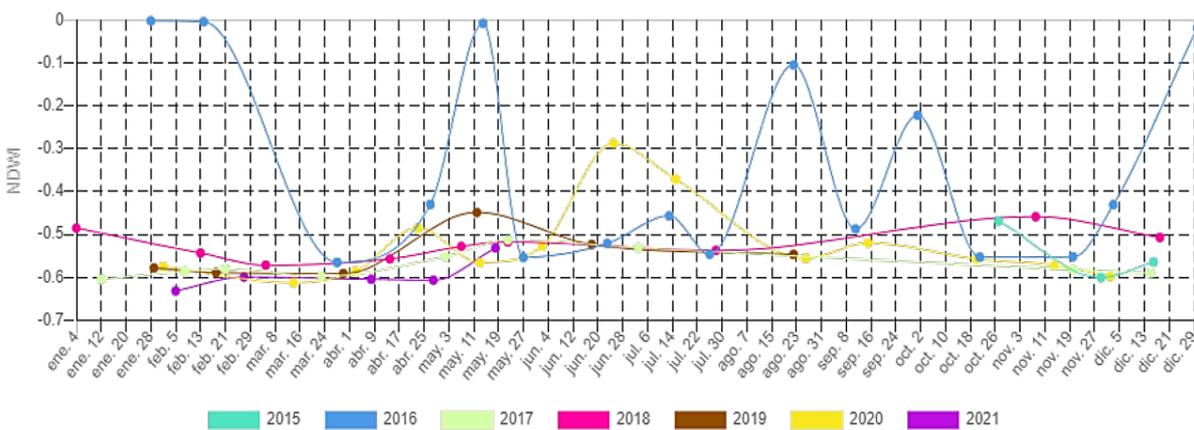
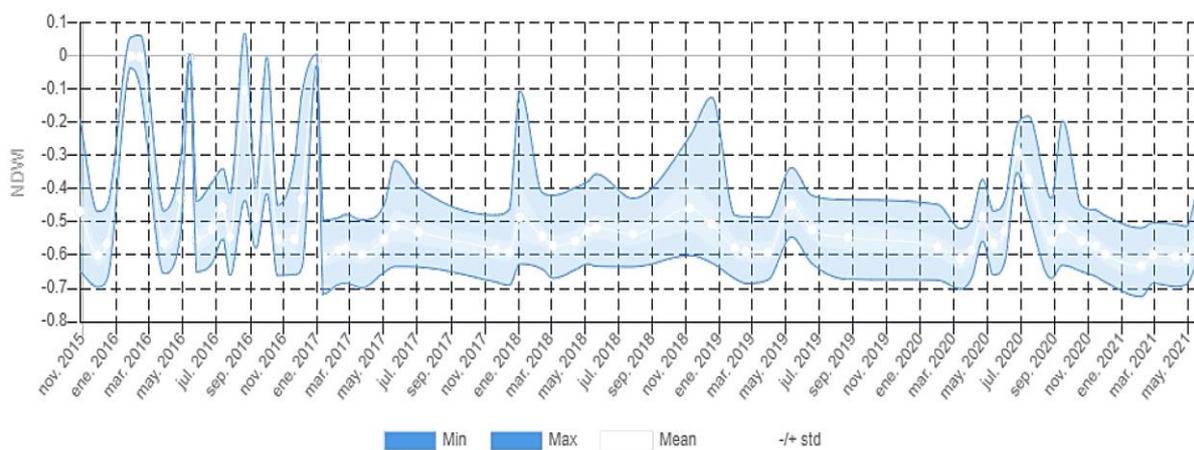
02' 02"N ^ 86° 00' 13"W)



Anexo S

Imágenes Sentinel 2 del NDWI para la costa Caribe en el punto 4. Puerto Castilla, Trujillo, Colón (16°

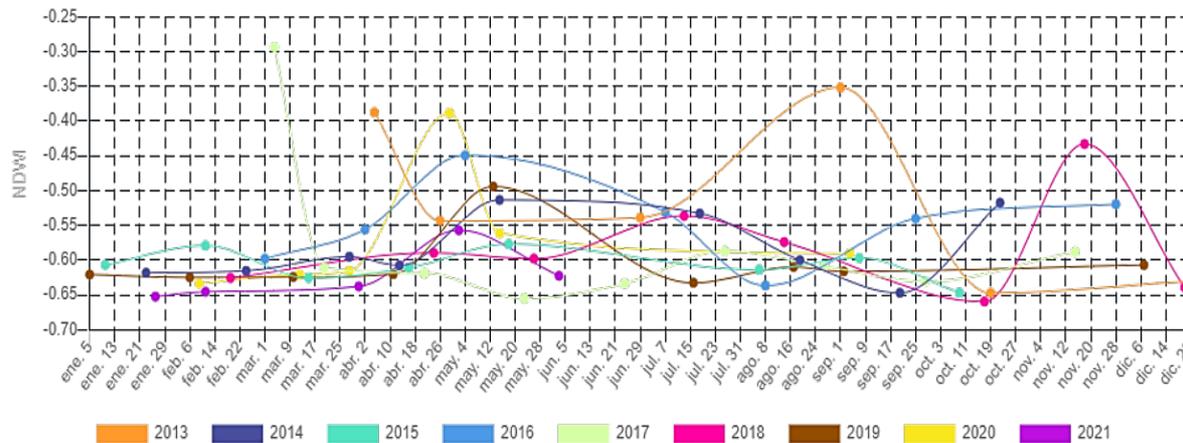
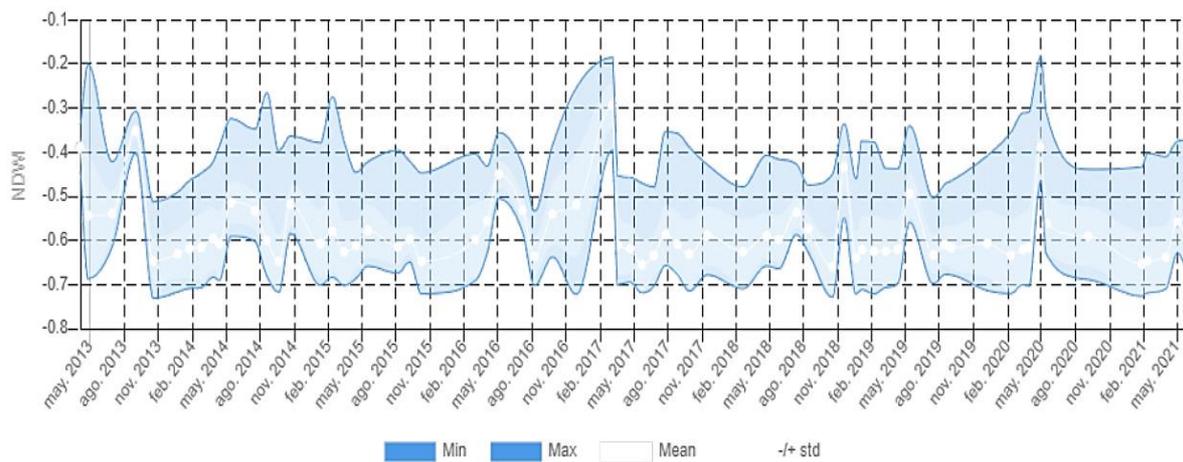
02' 02"N ^ 86° 00' 13"W)



Anexo T

Imágenes Landsat 8 del NDWI para la costa Caribe en el punto 7. Laguna Negra, Tela, Atlántida (15°

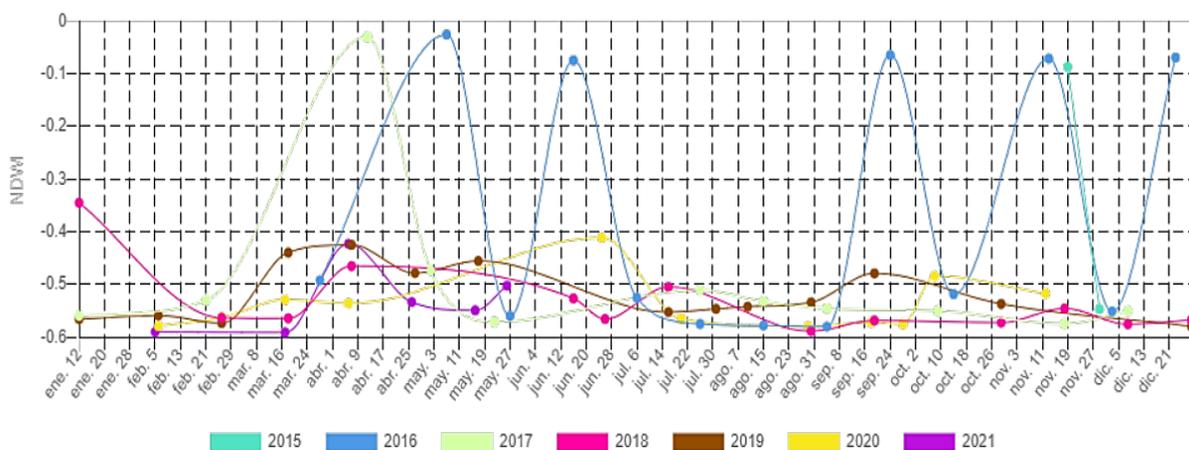
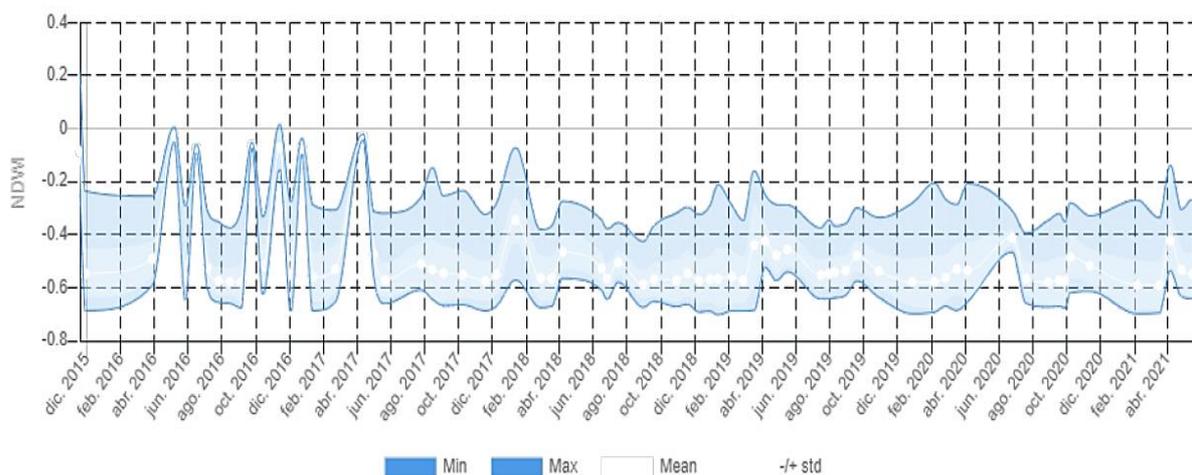
48' 07"N ^ 87° 25' 22"W)



Anexo U

Imágenes Sentinel 2 del NDWI para la costa Caribe en el punto 7. Laguna Negra, Tela, Atlántida (15°

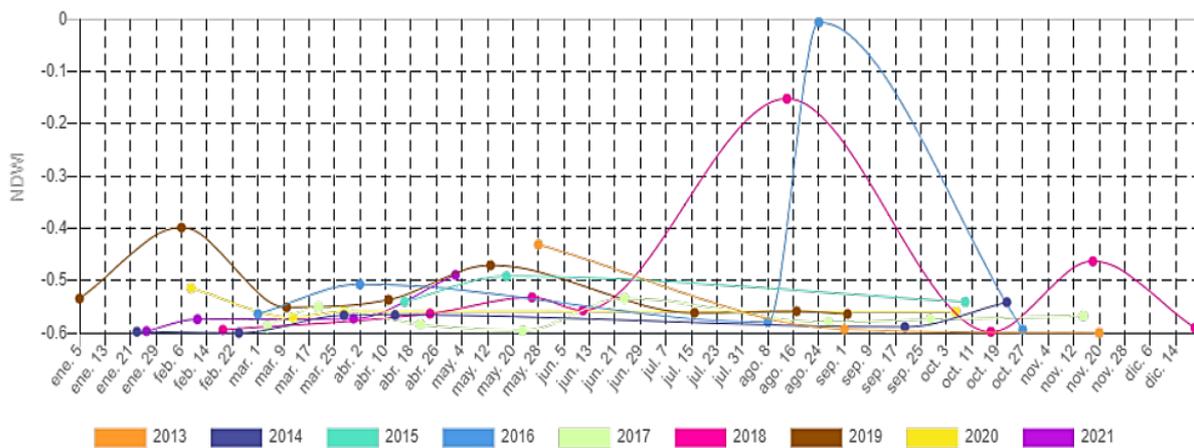
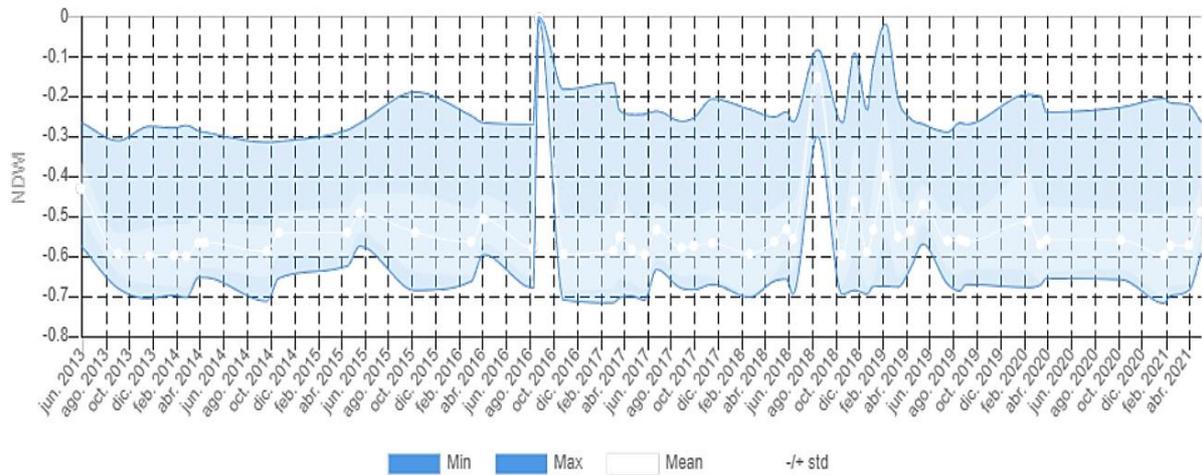
48' 07"N ^ 87° 25' 22"W)



Anexo V

Imágenes Landsat 8 del NDWI para la costa Caribe en el punto 9. La Curva, Puerto Cortés (15° 51'

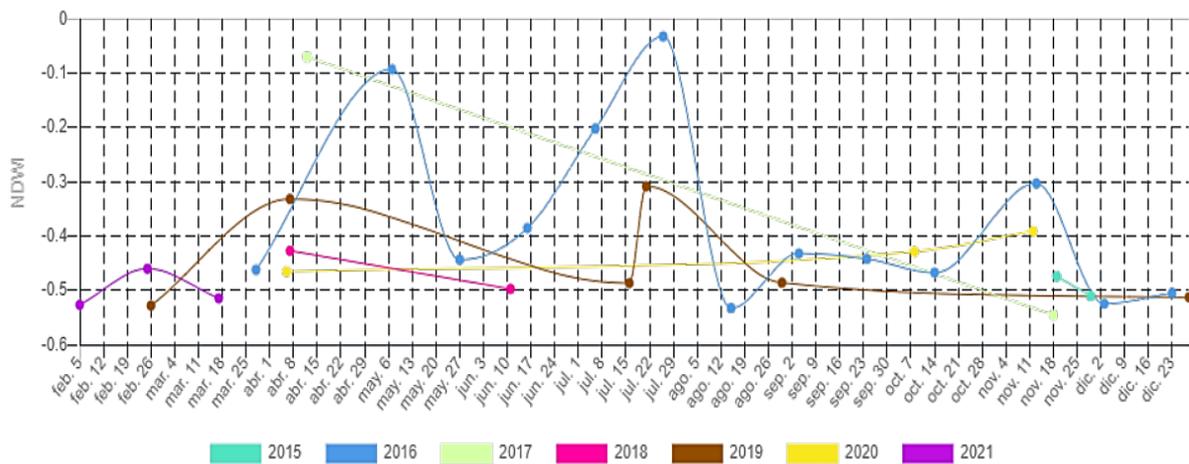
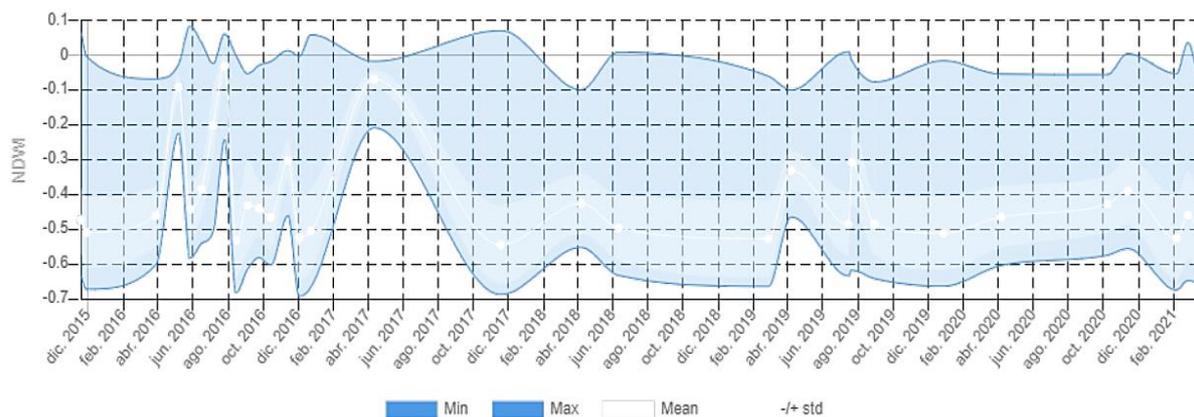
39"N ^ 87° 53' 45"W)



Anexo W

Imágenes Sentinel 2 del NDWI para la costa Caribe en el punto 9. La Curva, Puerto Cortés (15° 51'

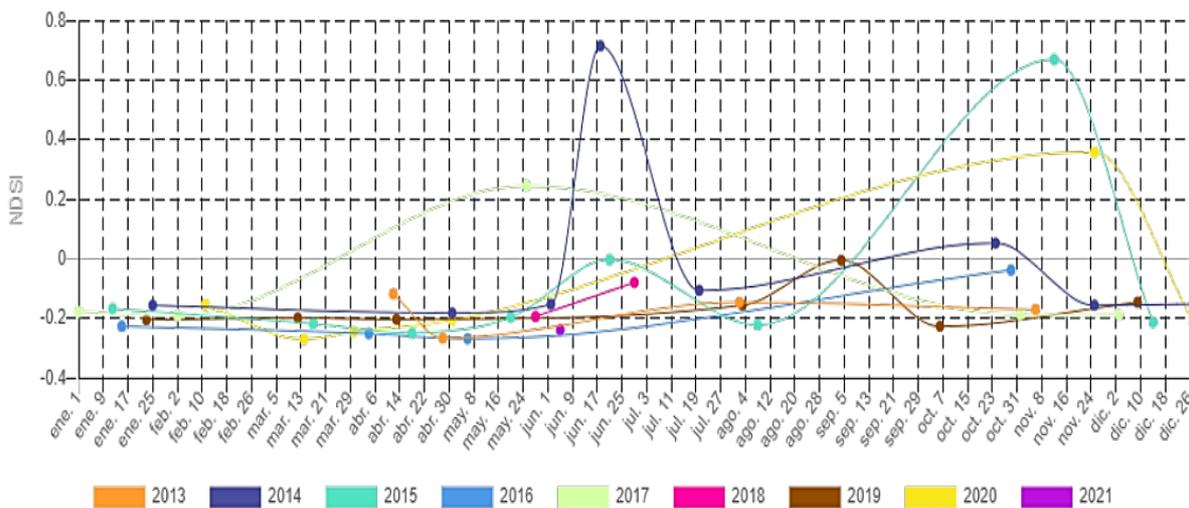
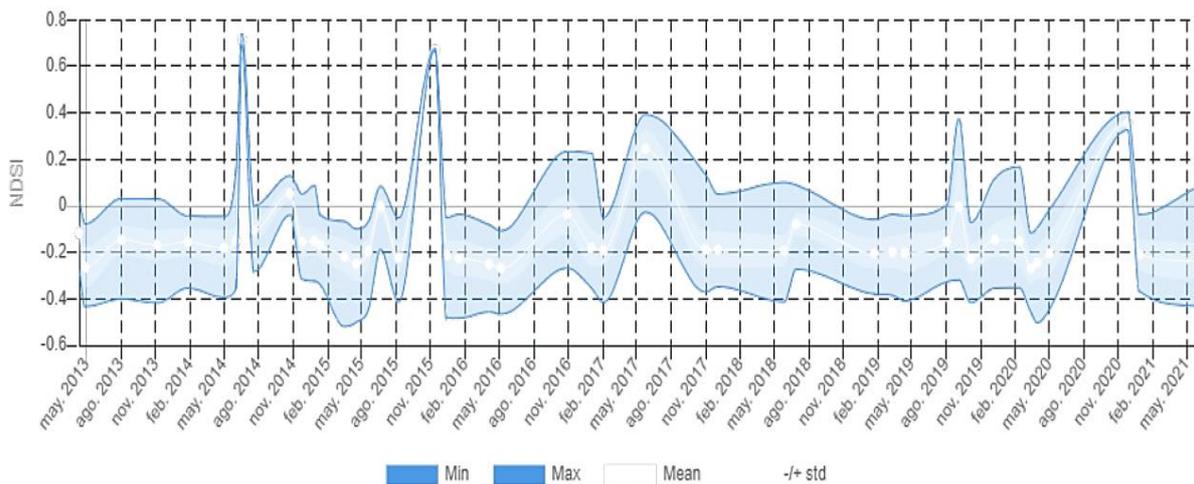
39"N ^ 87° 53' 45"W)



Anexo X

Imágenes Landsat 8 del NDSI para la costa Caribe en el punto 1. Puerto Lempira, Gracias a Dios (15°

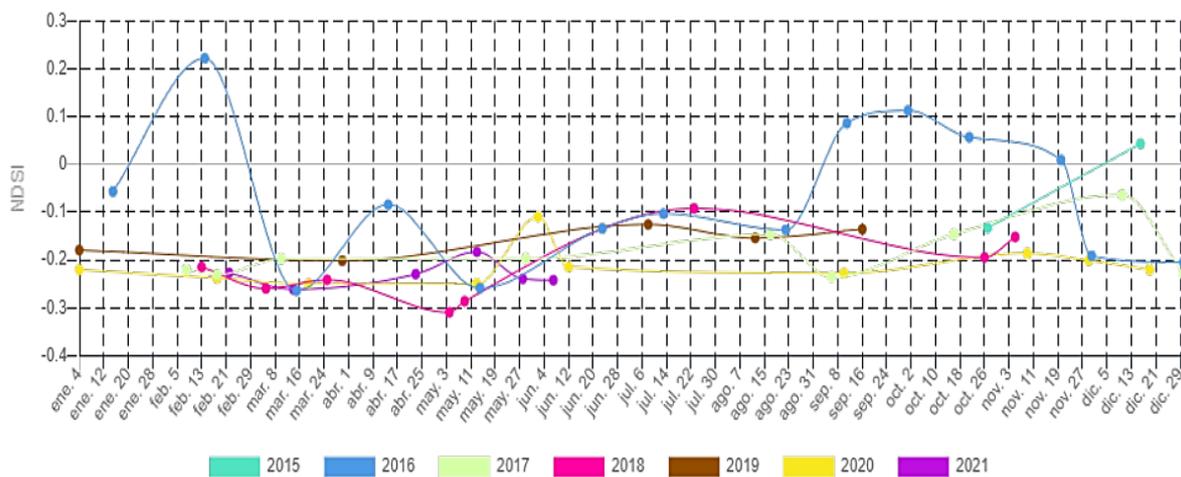
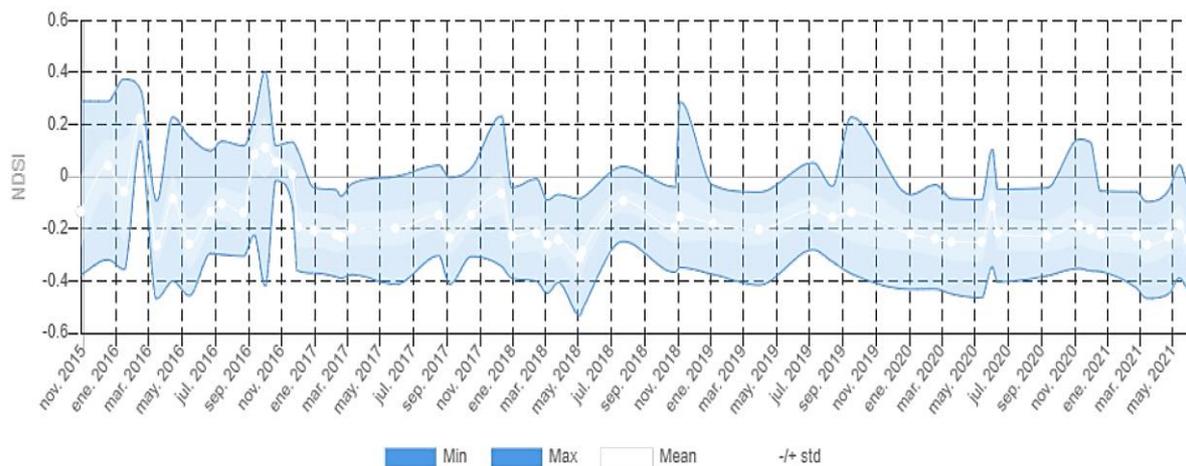
26' 17"N ^ 83° 50' 53"W)



Anexo Y

Imágenes Sentinel 2 del NDSI para la costa Caribe en el punto 1. Puerto Lempira, Gracias a Dios (15°

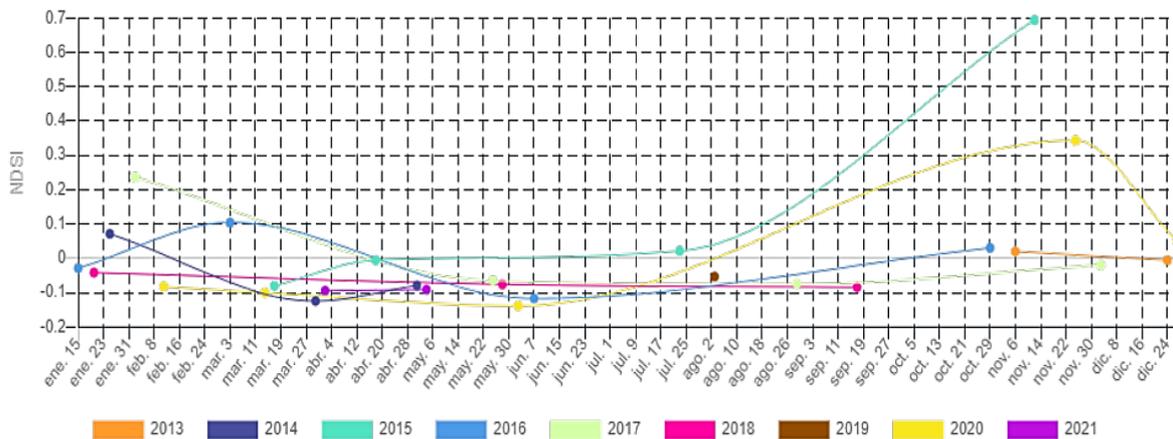
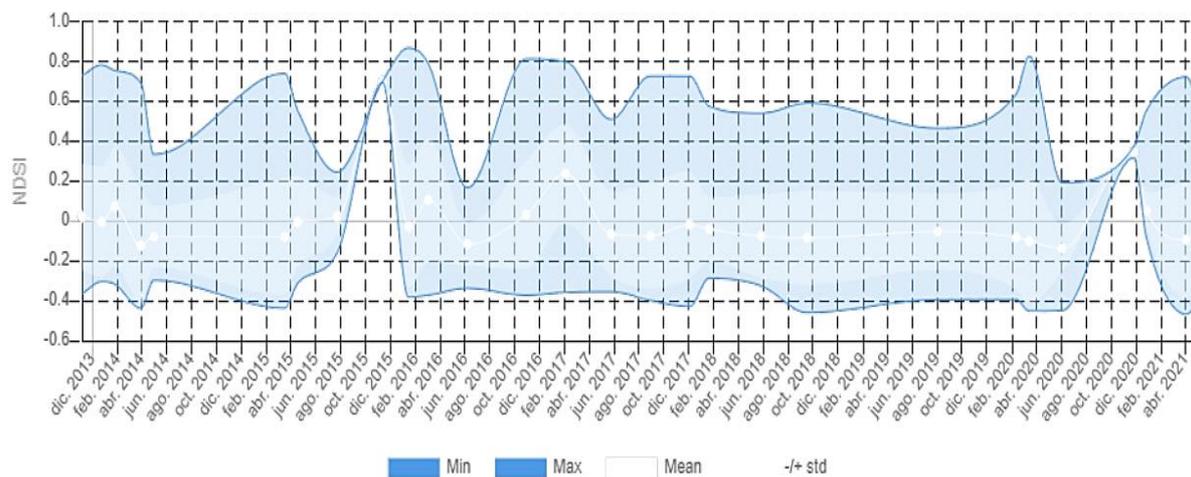
26' 17"N ^ 83° 50' 53"W)



Anexo Z

Imágenes Landsat 8 del NDSI para la costa Caribe en el punto 3. Laguna de Brus, Gracias a Dios (15°

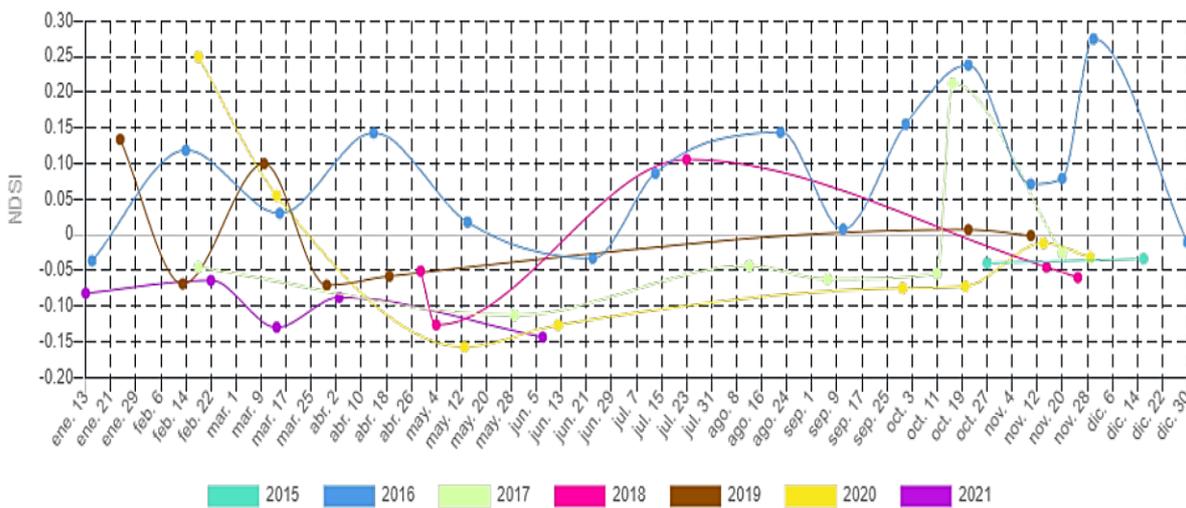
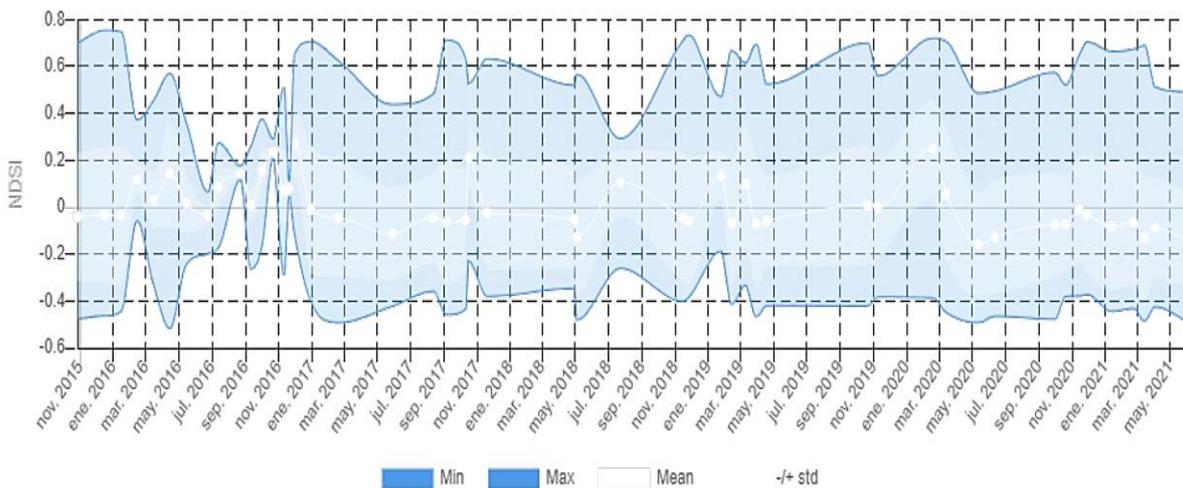
46' 37"N ^ 84°32' 48"W)



Anexo AA

Imágenes Sentinel 2 del NDSI para la costa Caribe en el punto 3. Laguna de Brus, Gracias a Dios (15°

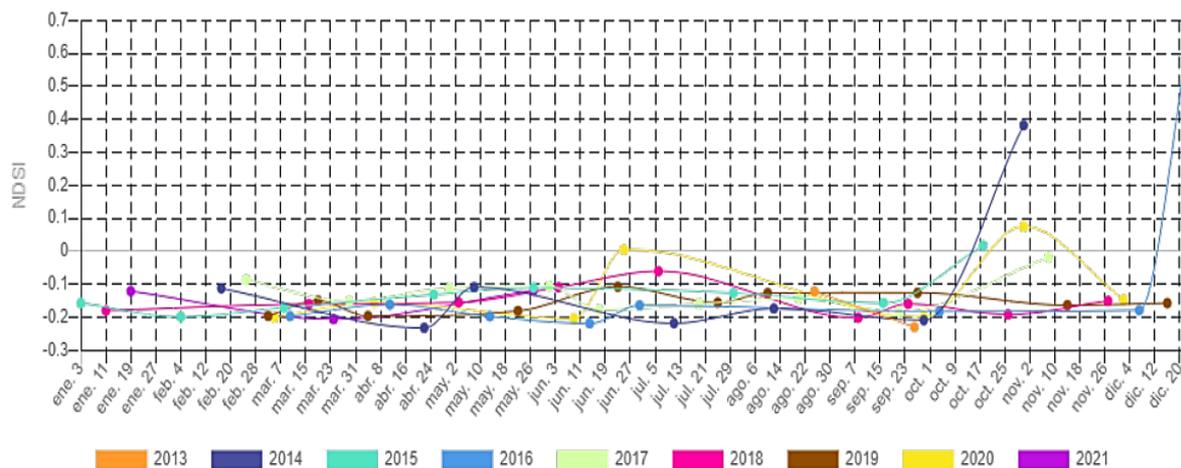
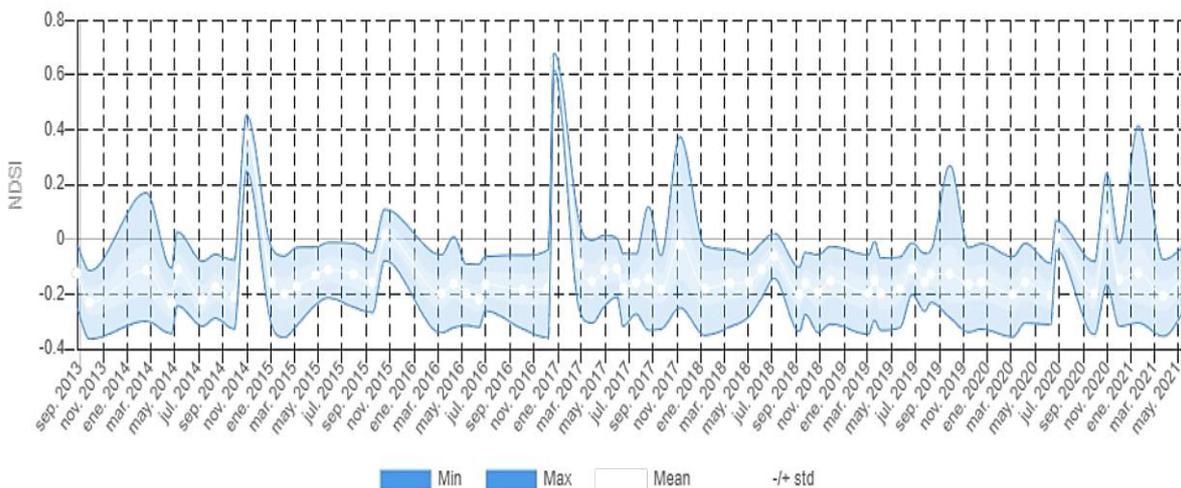
46' 37"N ^ 84°32' 48"W)



Anexo BB

Imágenes Landsat 8 del NDSI para la costa Caribe en el punto 4. Puerto Castilla, Trujillo, Colón (16°

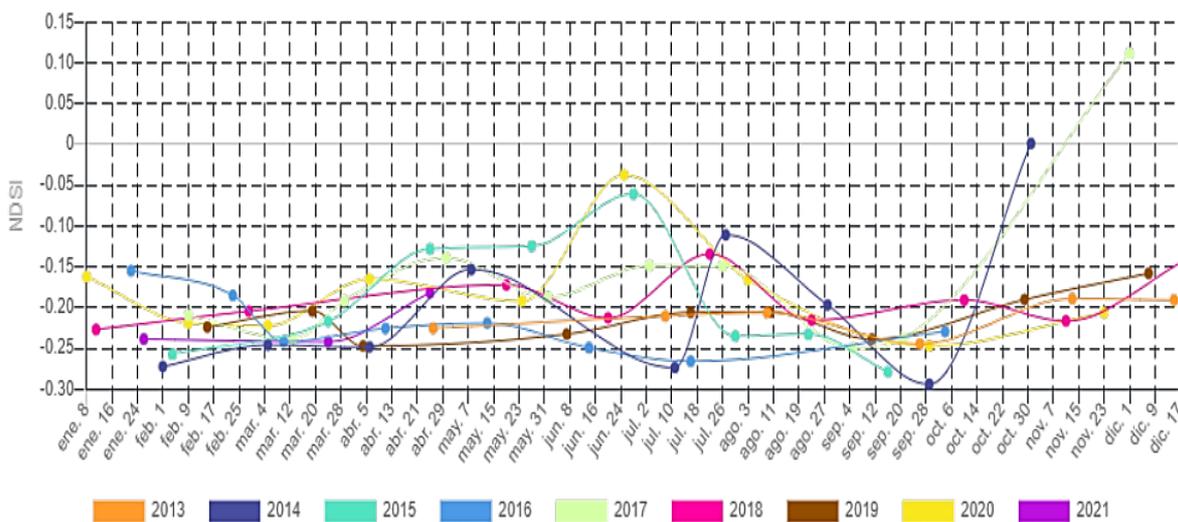
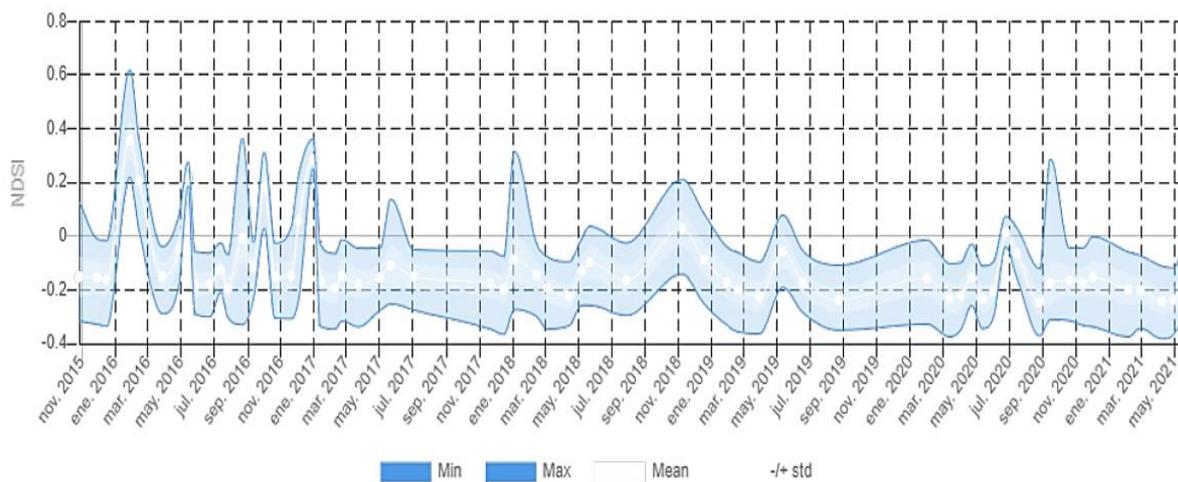
02' 02"N ^ 86° 00' 13"W)



Anexo CC

Imágenes Sentinel 2 del NDSI para la costa Caribe en el punto 4. Puerto Castilla, Trujillo, Colón (16°

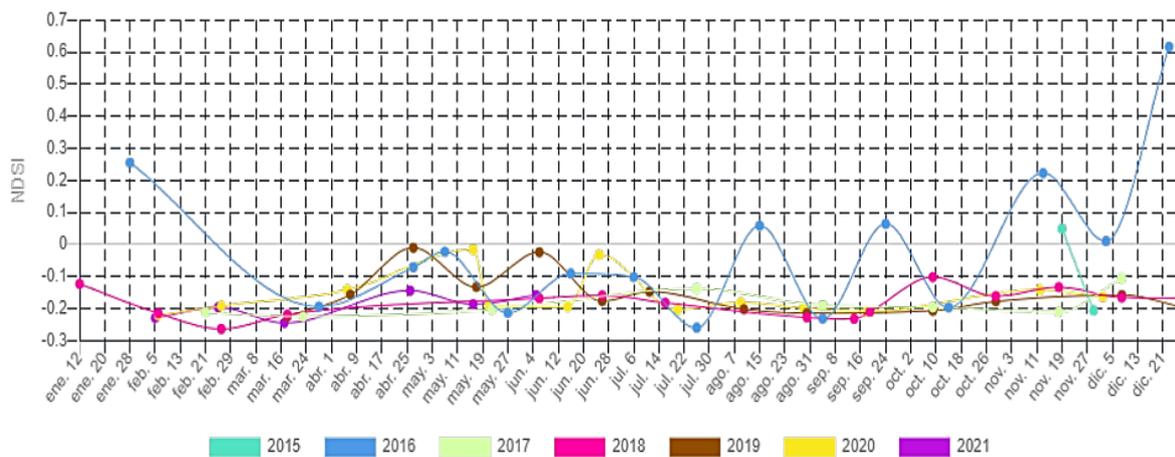
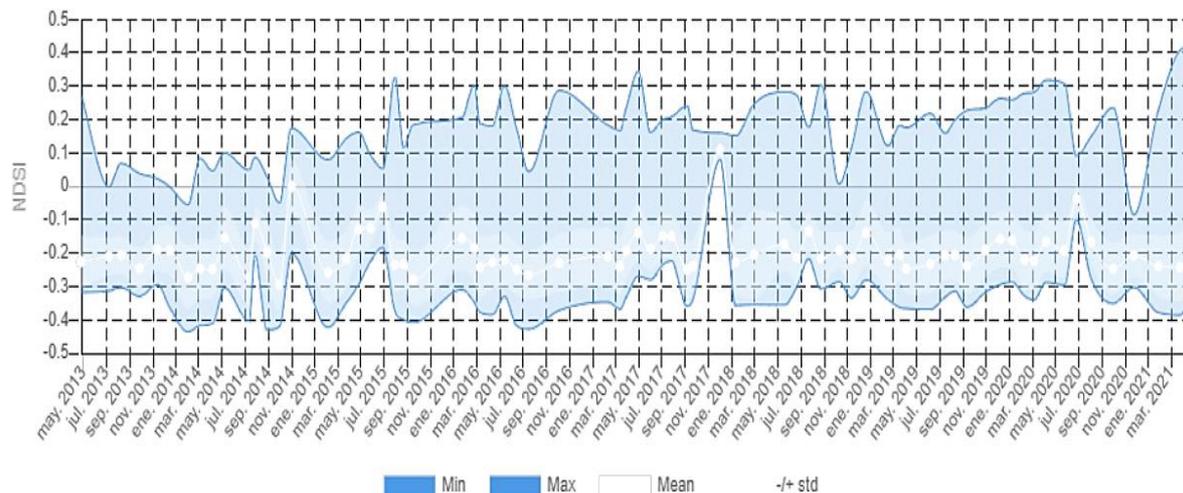
02' 02"N ^ 86° 00' 13"W)



Anexo DD

Imágenes Landsat 8 del NDSI para la costa Caribe en el punto 5. Nueva Armenia, Juticalpa, Atlántida

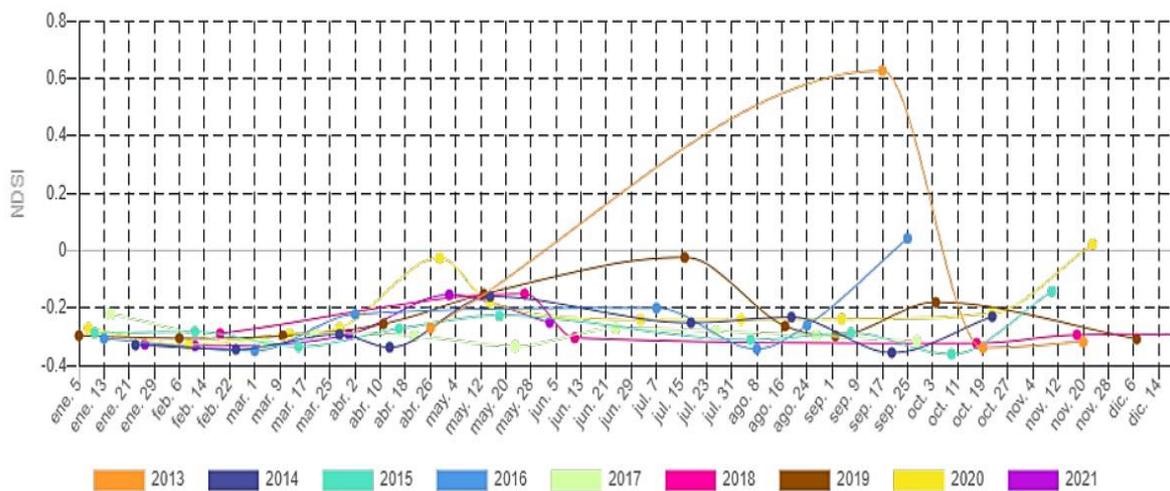
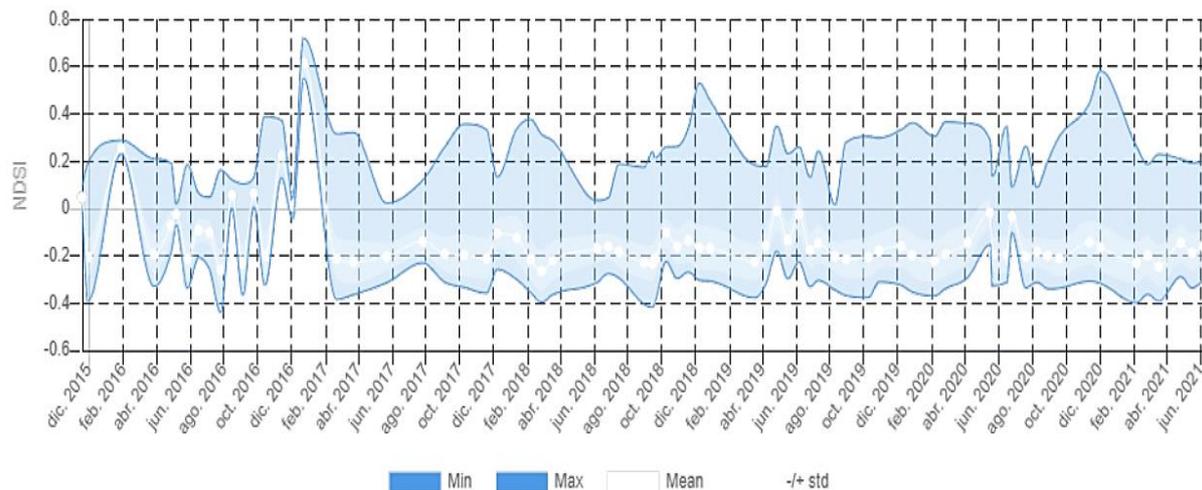
(15° 49' 07" N ^ 86° 30' 25" W)



Anexo EE

Imágenes Sentinel 2 del NDSI para la Costa Caribe en el punto 5. Nueva Armenia, Juticalpa, Atlántida

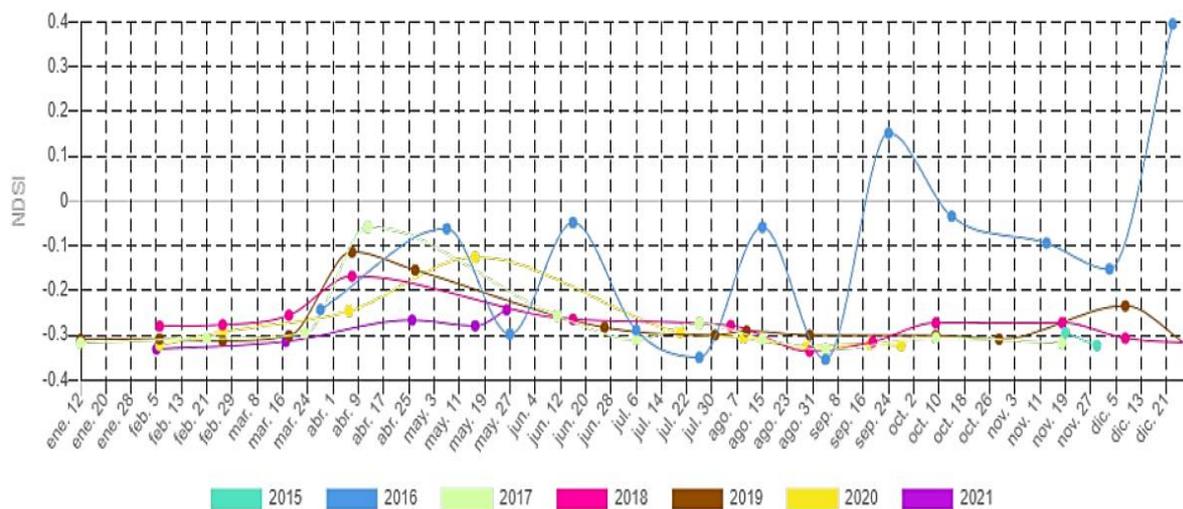
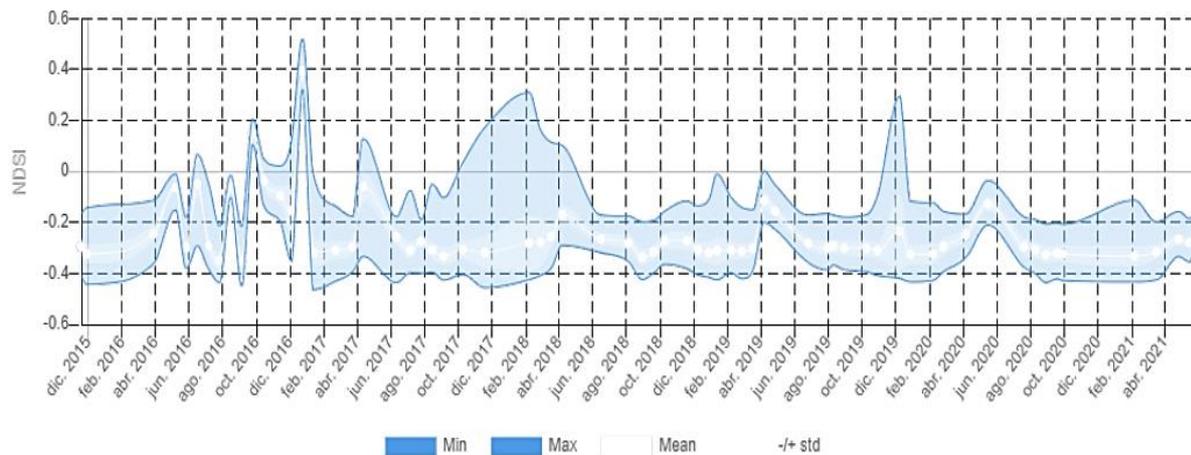
(15° 49' 07" N ^ 86° 30' 25" W)



Anexo FF

Imágenes Sentinel 2 del NDSI para la costa Caribe en el punto 6. Bella Vista, Esparta, Atlántida (15°

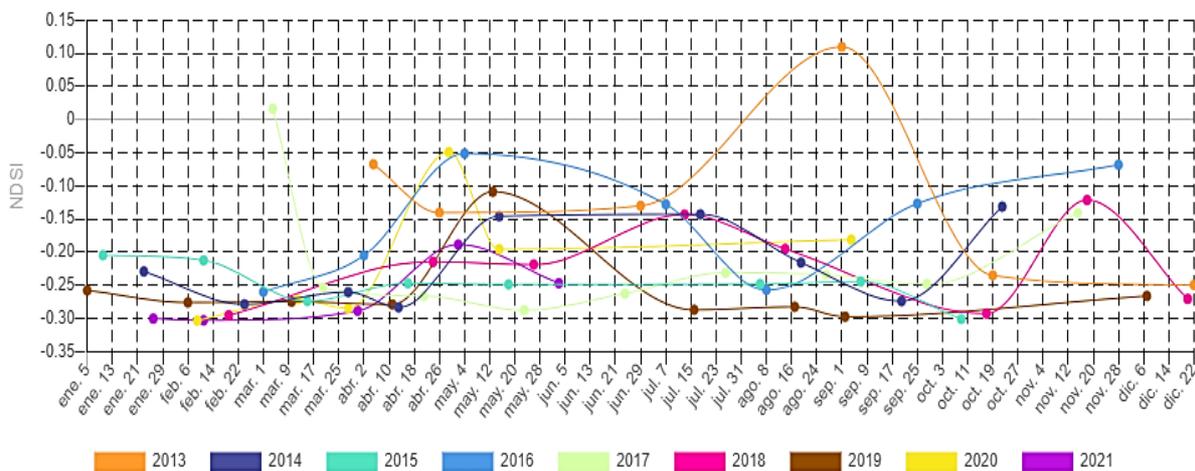
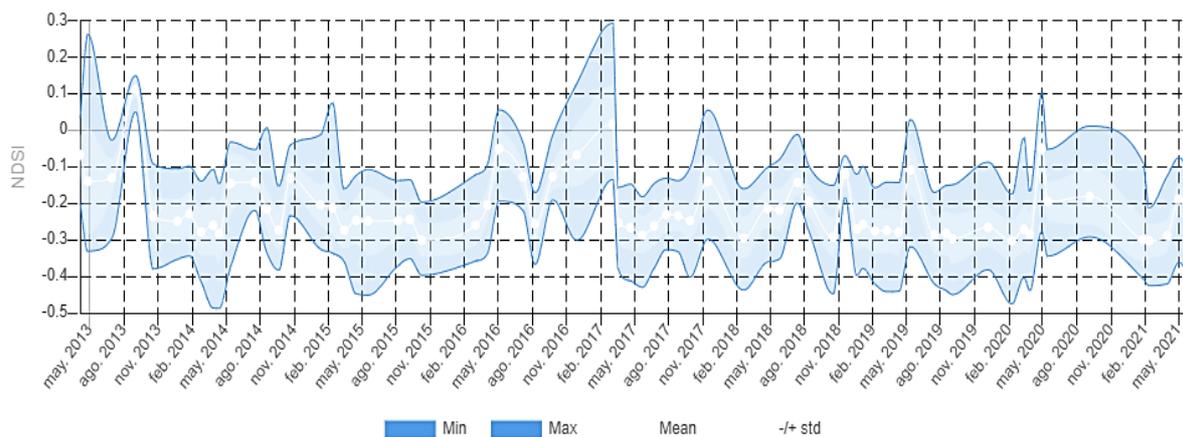
48' 38"N ^ 87° 13' 05"W)



Anexo GG

Imágenes Landsat 8 del NDSI para la costa Caribe en el punto 7. Laguna Negra, Tela, Atlántida (15°

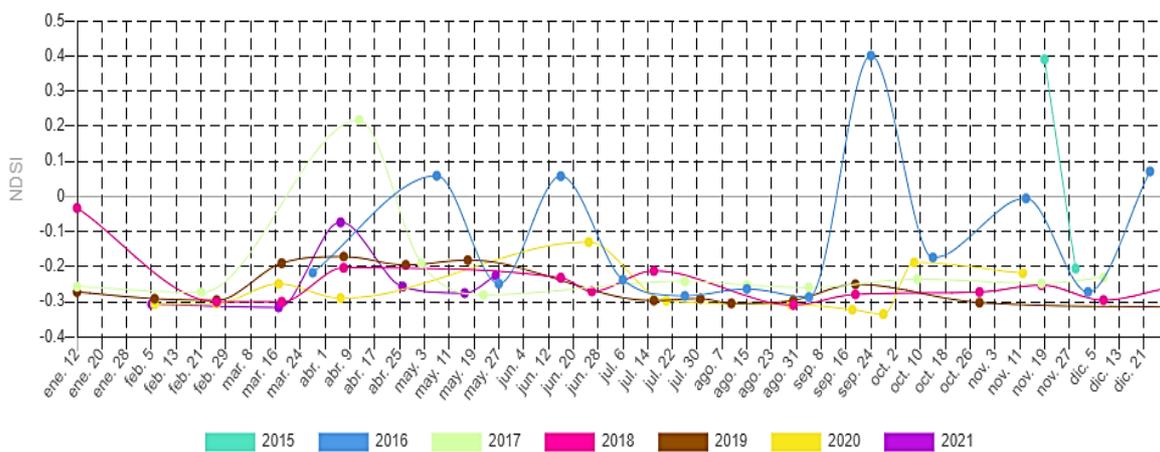
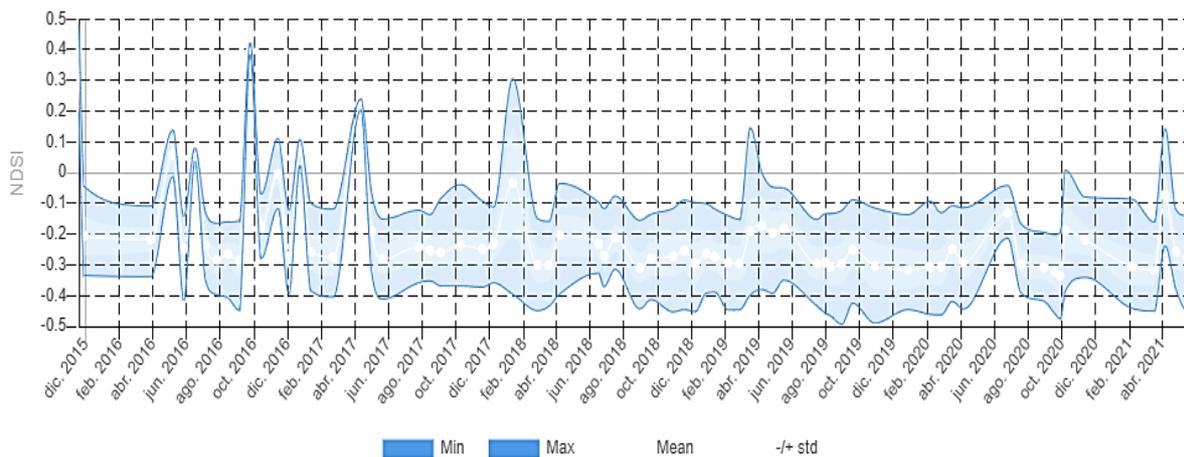
48' 07"N ^ 87° 25' 22"W)



Anexo HH

Imágenes Sentinel 2 del NDSI para la costa Caribe en el punto 7. Laguna Negra, Tela, Atlántida (15°

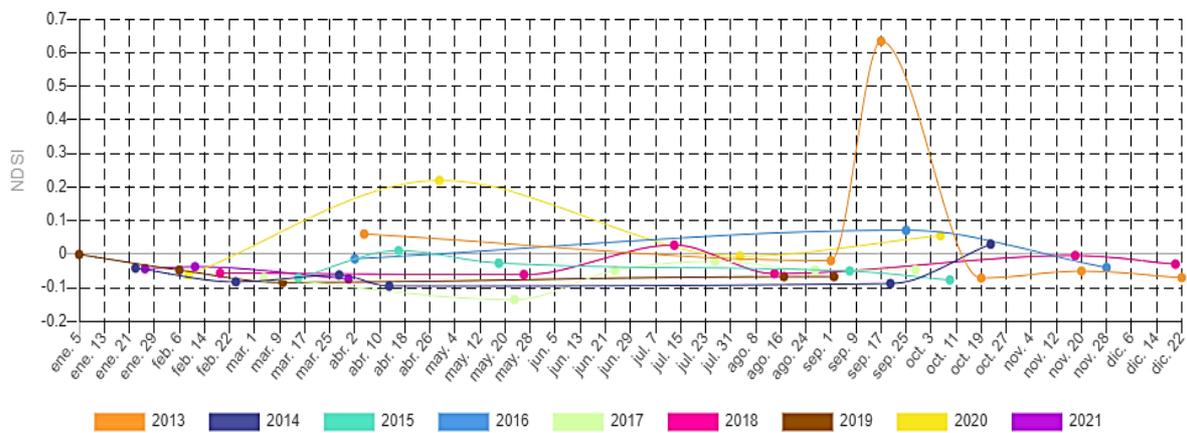
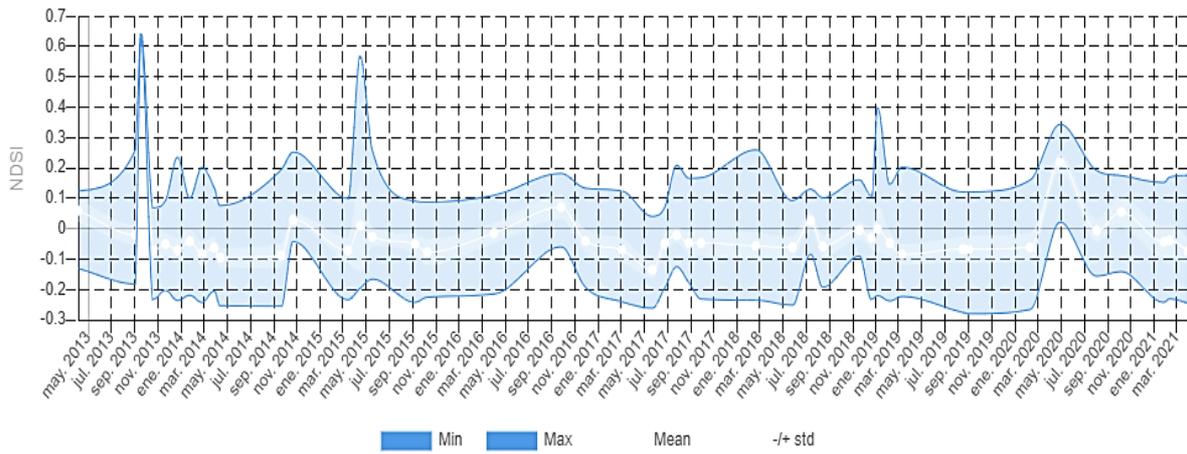
48' 07"N ^ 87° 25' 22"W)



Anexo II

Imágenes Landsat 8 del NDSI para la costa Caribe en el punto 8. Cocalito, Tela, Atlántida (15° 55'

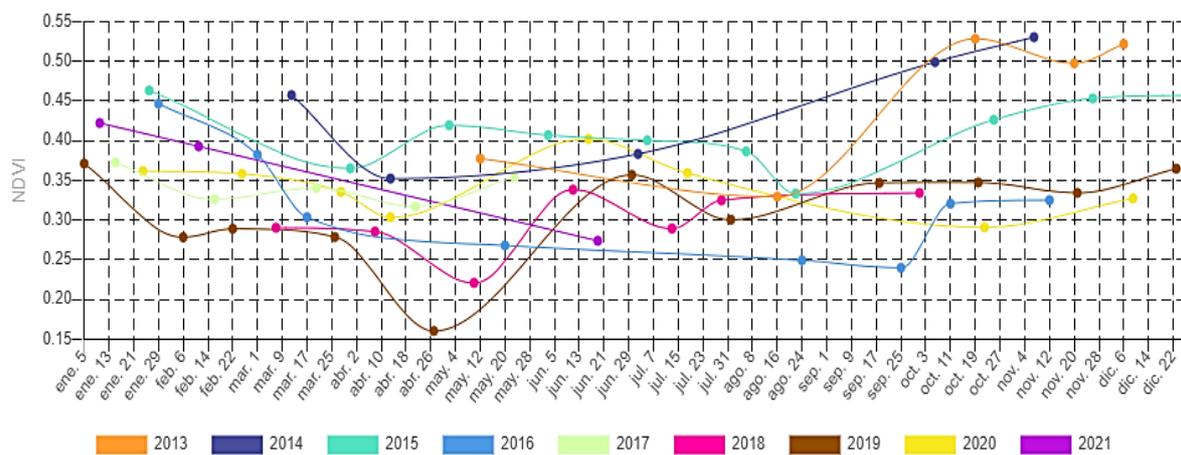
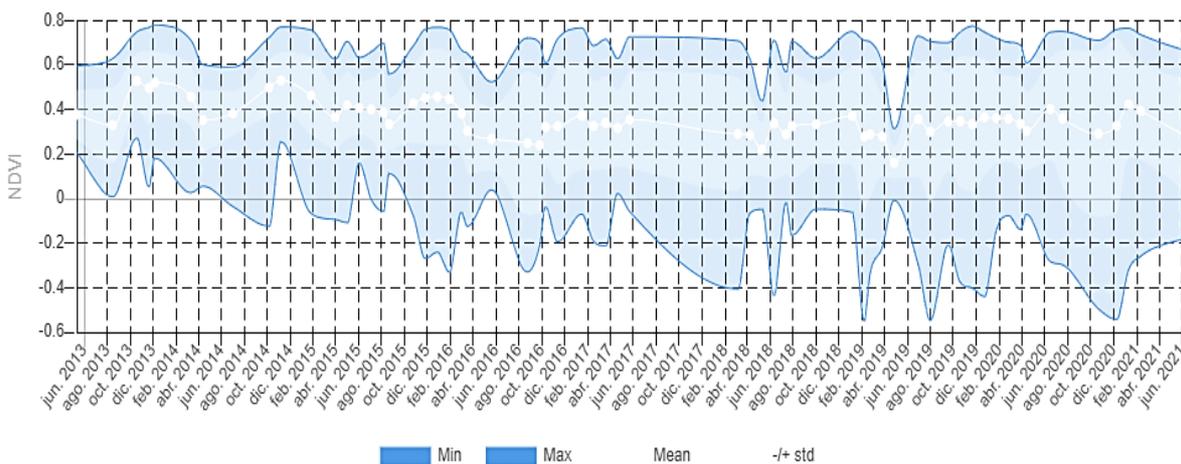
00"N ^ 87° 37' 40"W)



Anexo JJ

Imágenes Landsat 8 del NDVI para el Golfo de Fonseca en el punto 2. Las Arenas, Choluteca,

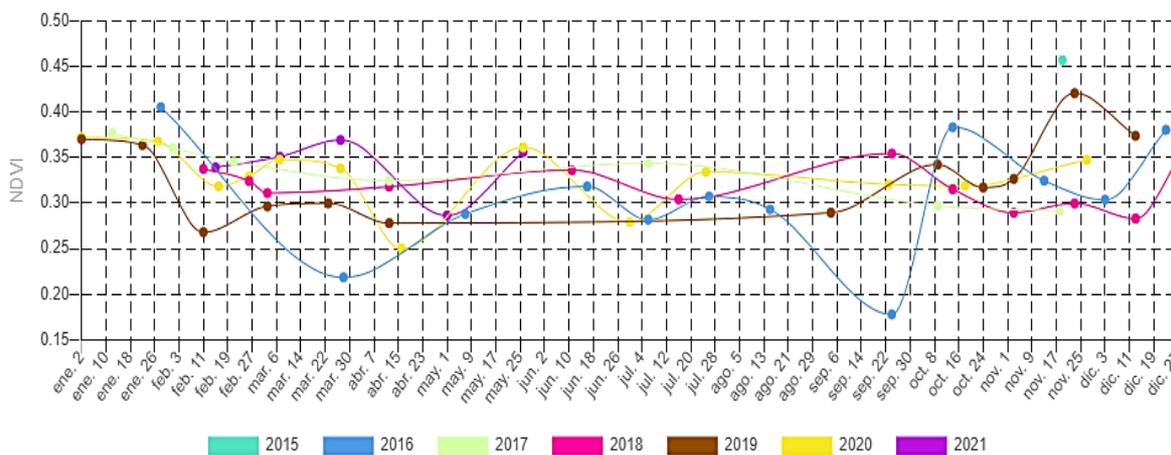
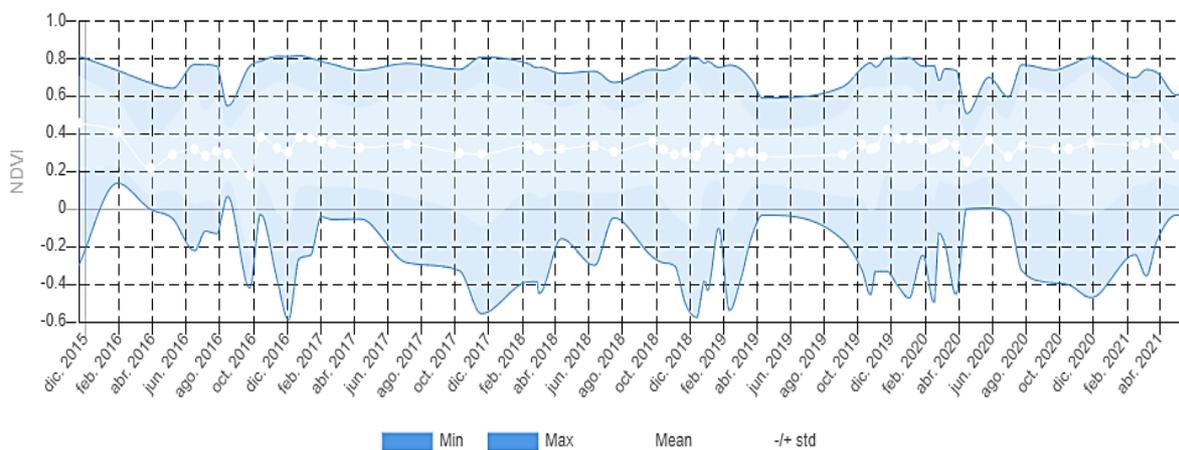
Honduras (13° 22' 27" N ^ 87° 25' 24" W)



Anexo KK

Imágenes Sentinel 2 del NDVI para el Golfo de Fonseca en el punto 2. Las Arenas, Choluteca,

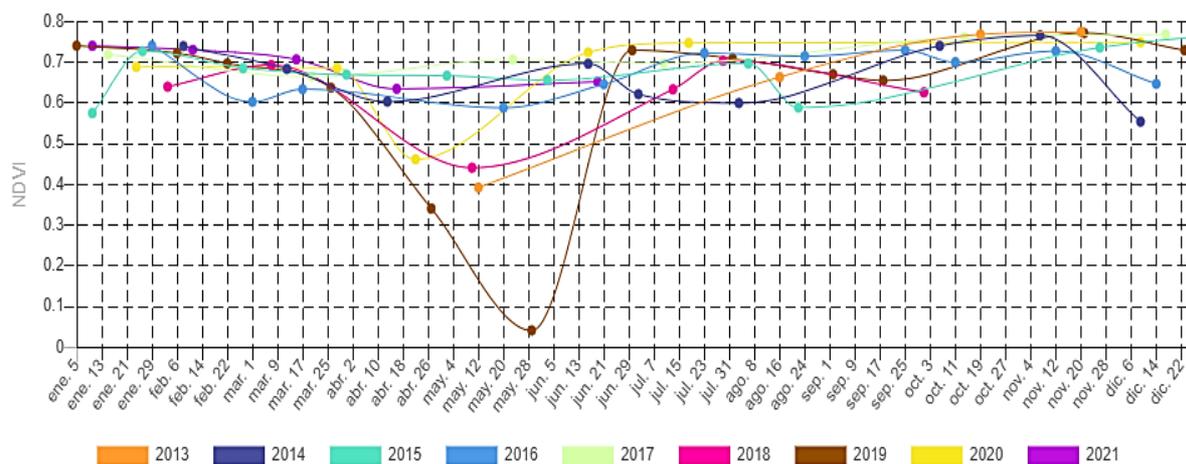
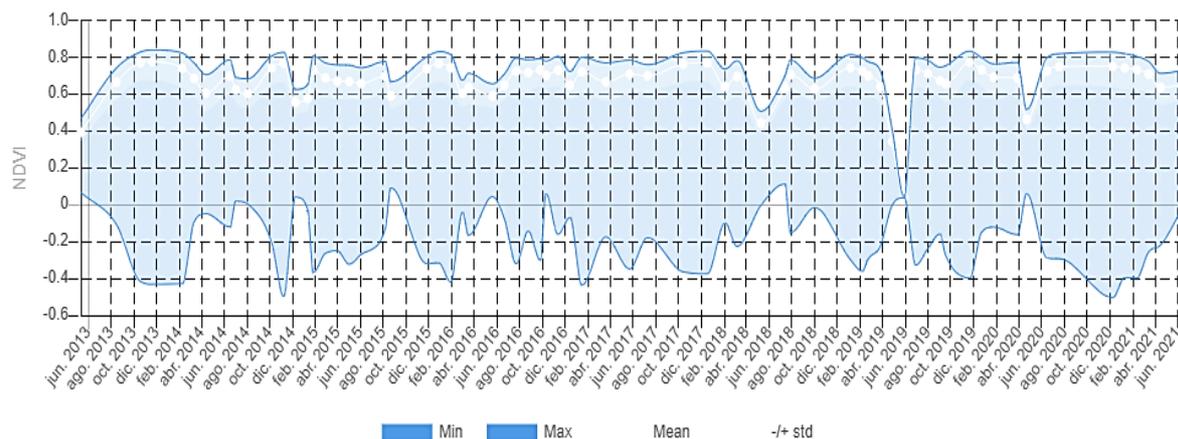
Honduras (13° 22' 27" N ^ 87° 25' 24" W)



Anexo LL

Imágenes Landsat 8 del NDVI para el Golfo de Fonseca en el punto 3. Tomasón, Choluteca, Honduras

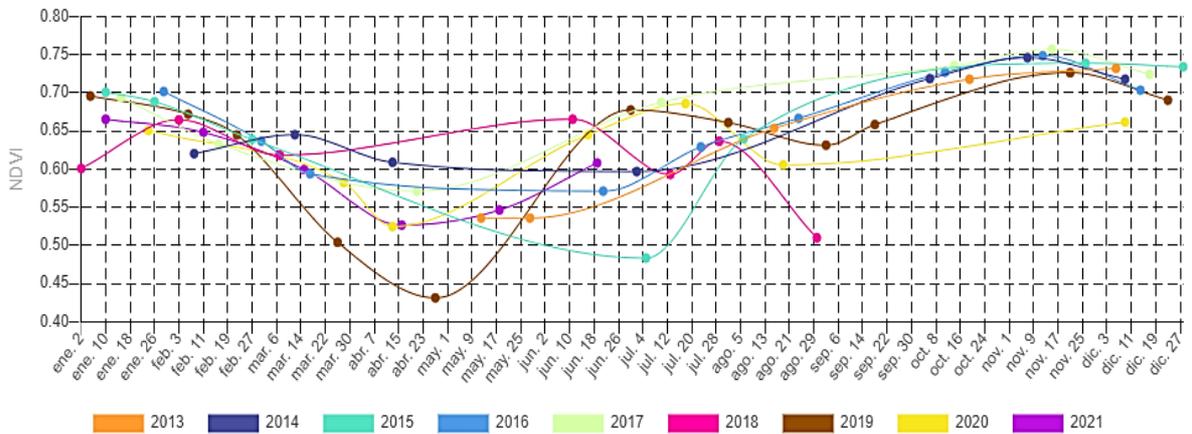
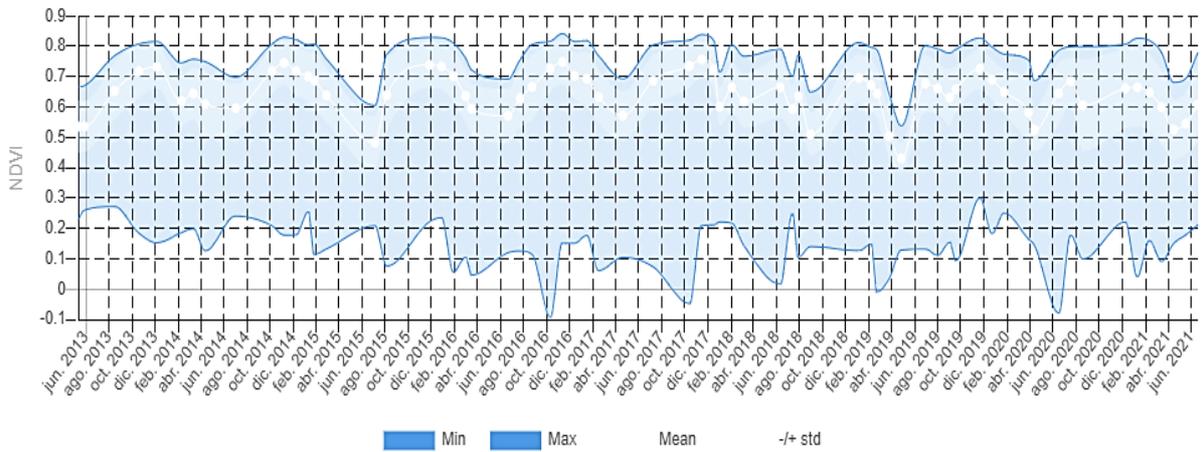
(13° 08' 22" N ^ 87° 22' 53" W)



Anexo MM

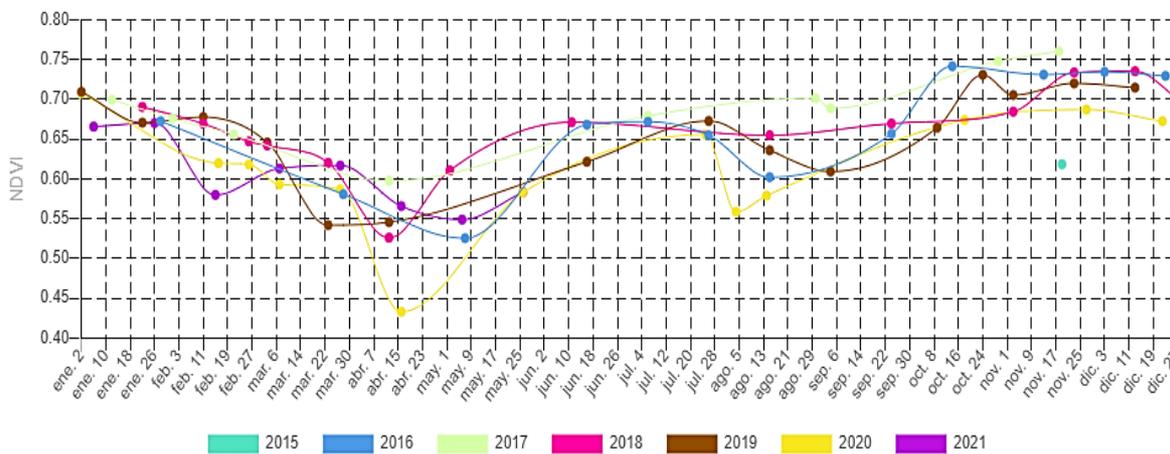
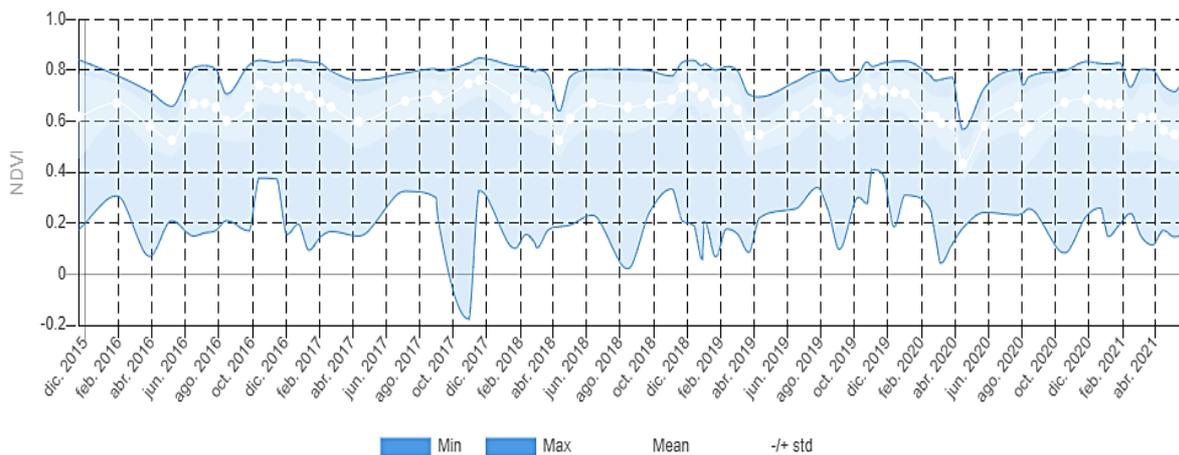
Imágenes Landsat 8 del NDVI para el Golfo de Fonseca en el punto 5. Estero el Lucero, San Lorenzo,

Valle, Honduras (13° 24' 32" N ^ 87° 47' 22" W



Anexo NN

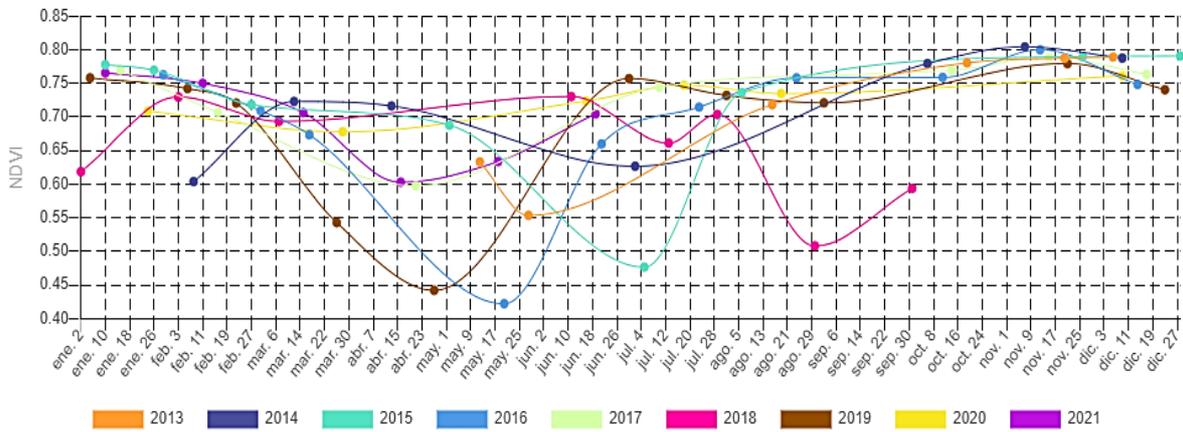
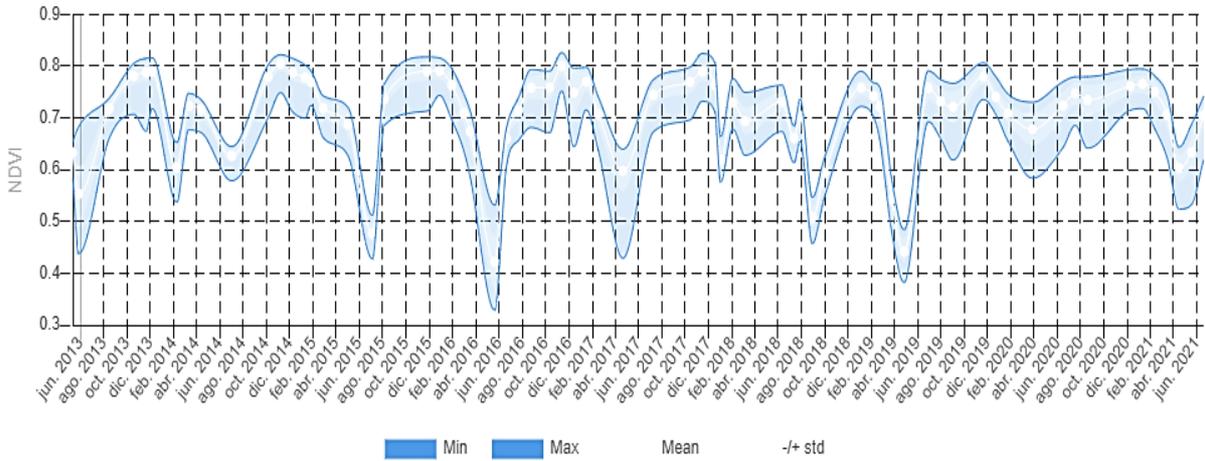
Imágenes sentinel 2 del NDVI para el Golfo de Fonseca en el punto 5. Estero el Lucero, San Lorenzo, Valle, Honduras (13° 24' 32" N ^ 87° 47' 22" W)



Anexo OO

Imágenes Landsat 8 del NDVI para el Golfo de Fonseca en el punto 6. Valle Nuevo, Valle, Honduras

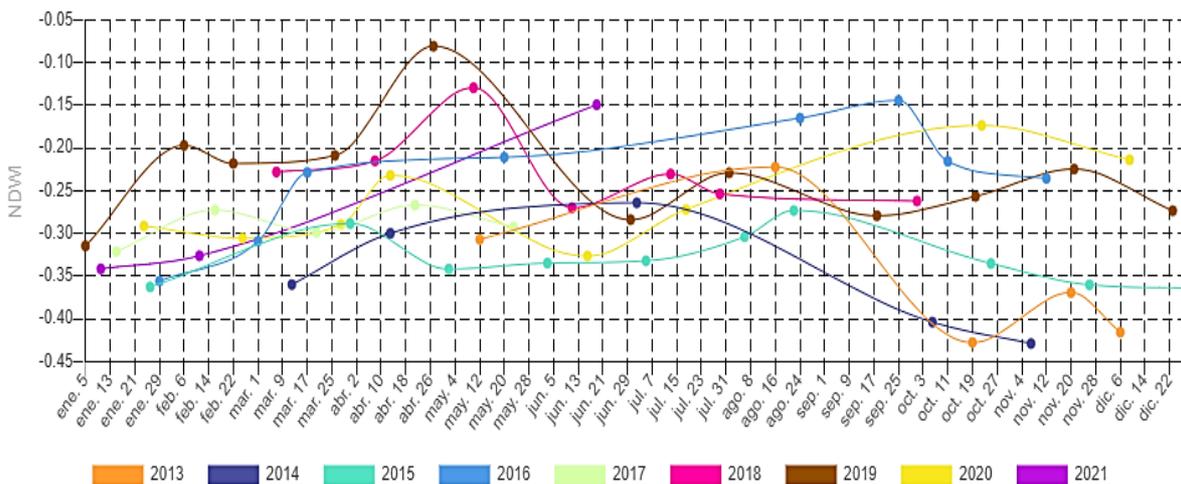
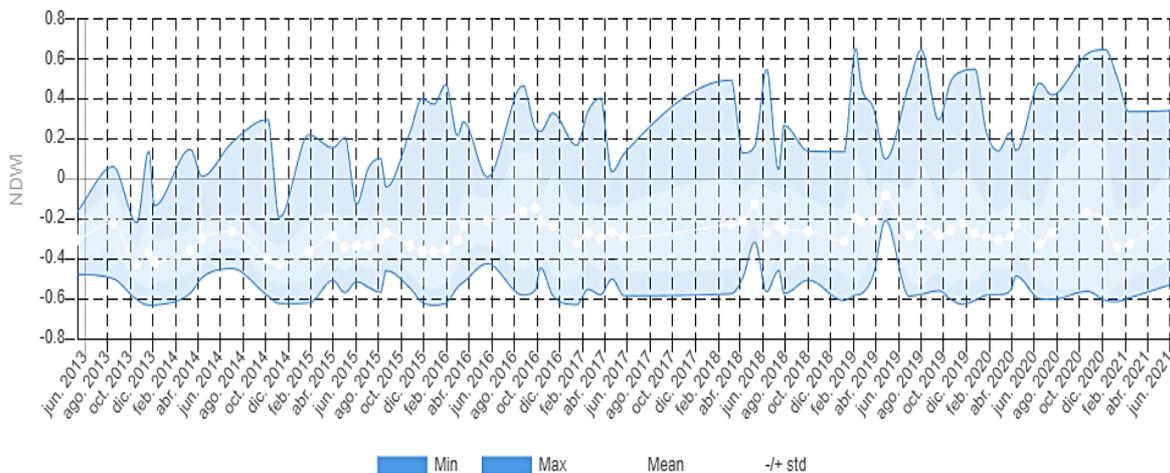
(13° 24' 41" N ^ 87° 45' 50" W)



Anexo PP

Imágenes Landsat 8 del NDWI para el Golfo de Fonseca en el punto 2. Las Arenas, Choluteca,

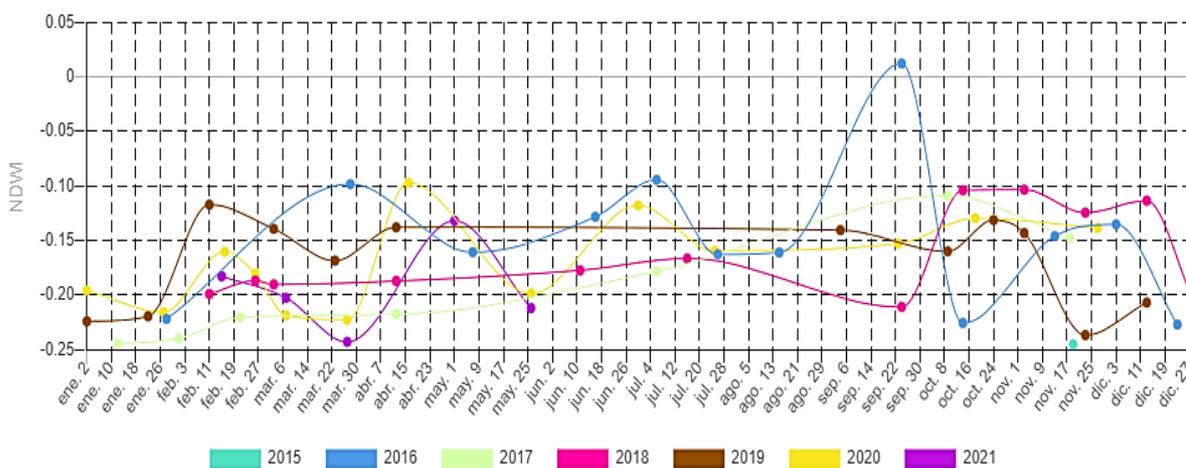
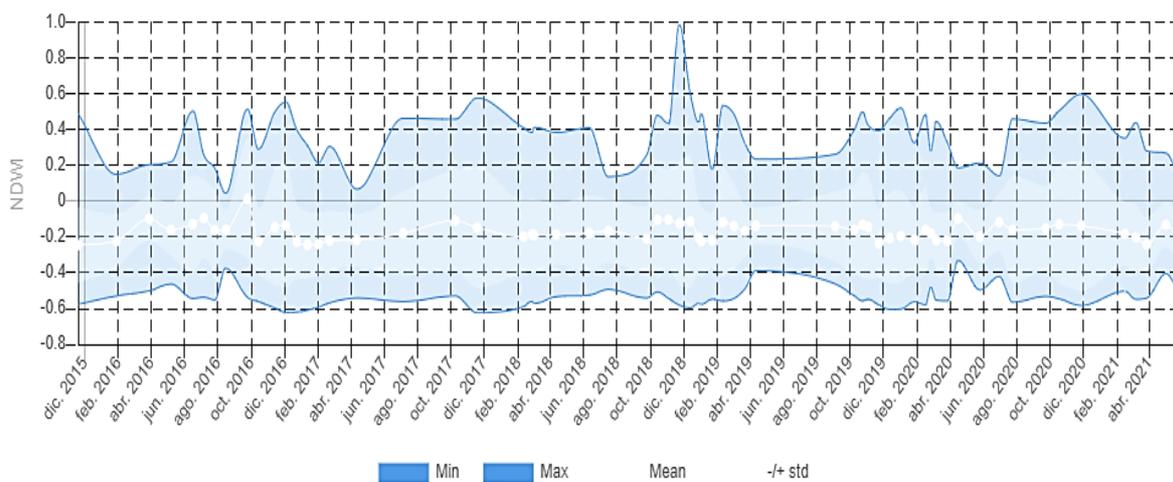
Honduras (13° 22' 27" N ^ 87° 25' 24" W)



Anexo QQ

Imágenes Sentinel 2 del NDWI para el Golfo de Fonseca en el punto 2. Las Arenas, Choluteca,

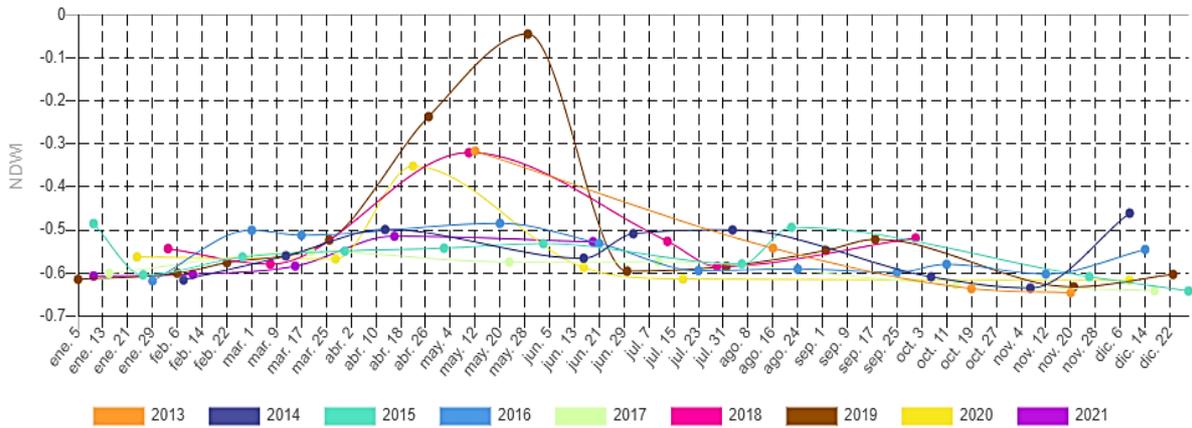
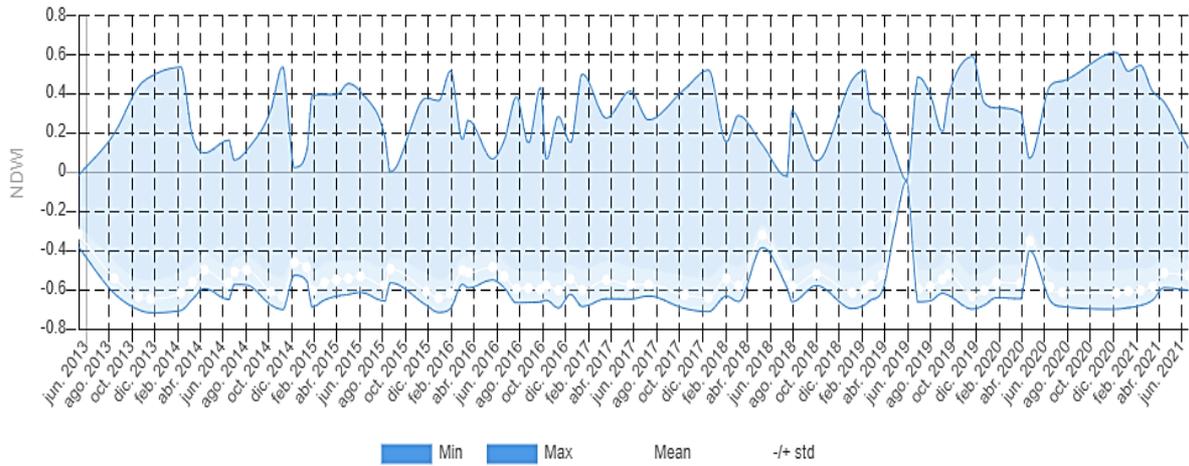
Honduras (13° 22' 27" N ^ 87° 25' 24" W)



Anexo RR

Imágenes Landsat 8 del NDWI para el Golfo de Fonseca en el punto 3. Tomasón, Choluteca,

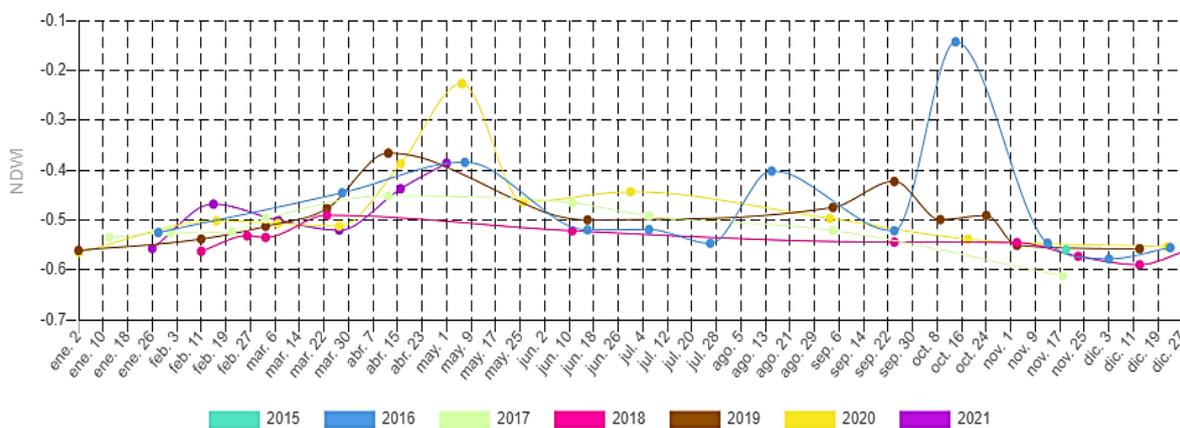
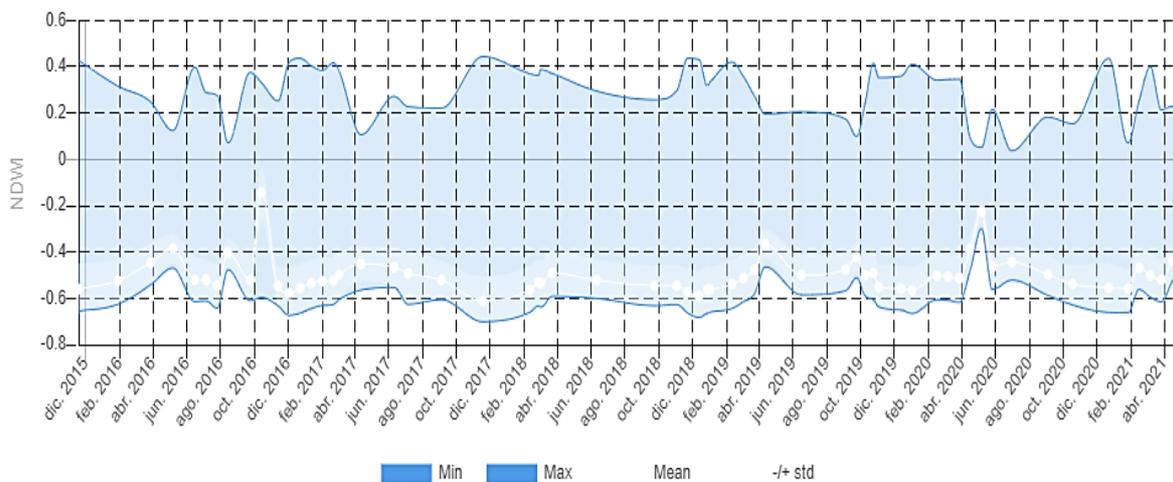
Honduras (13° 08' 22" N ^ 87° 22' 53" W)



Anexo SS

Imágenes Sentinel 2 del NDWI para el Golfo de Fonseca en el punto 3. Tomasón, Choluteca,

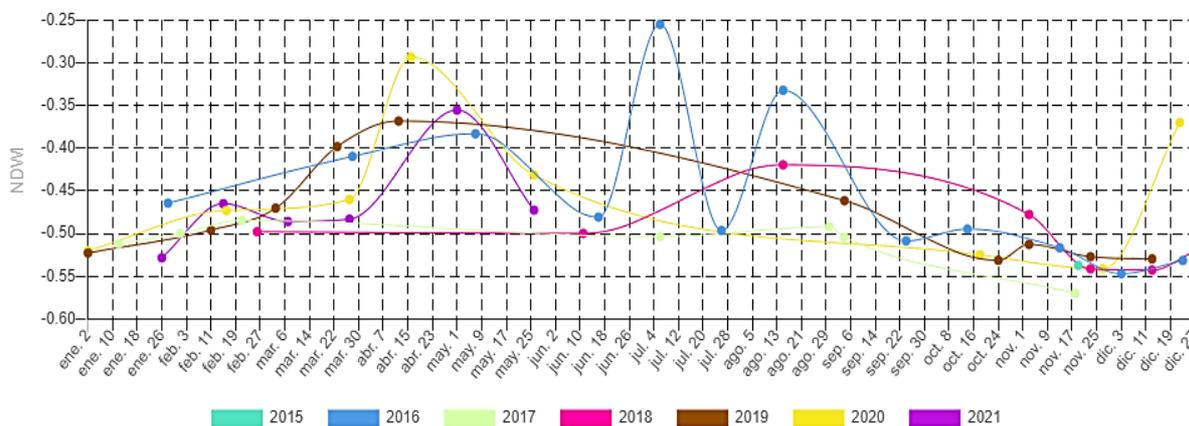
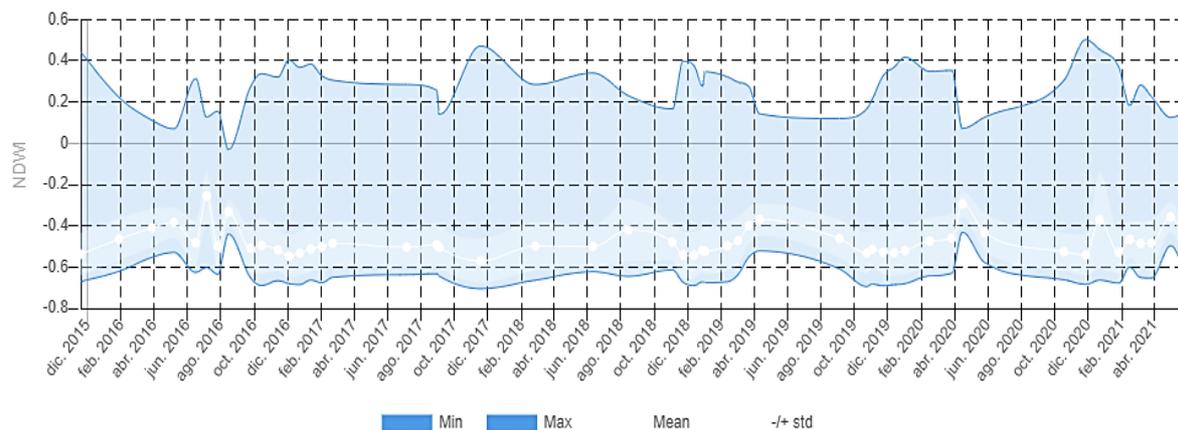
Honduras (13° 08' 22" N ^ 87° 22' 53" W)



Anexo TT

Imágenes Sentinel del NDWI para el Golfo de Fonseca en el punto 4. San Lorenzo, Valle, Honduras

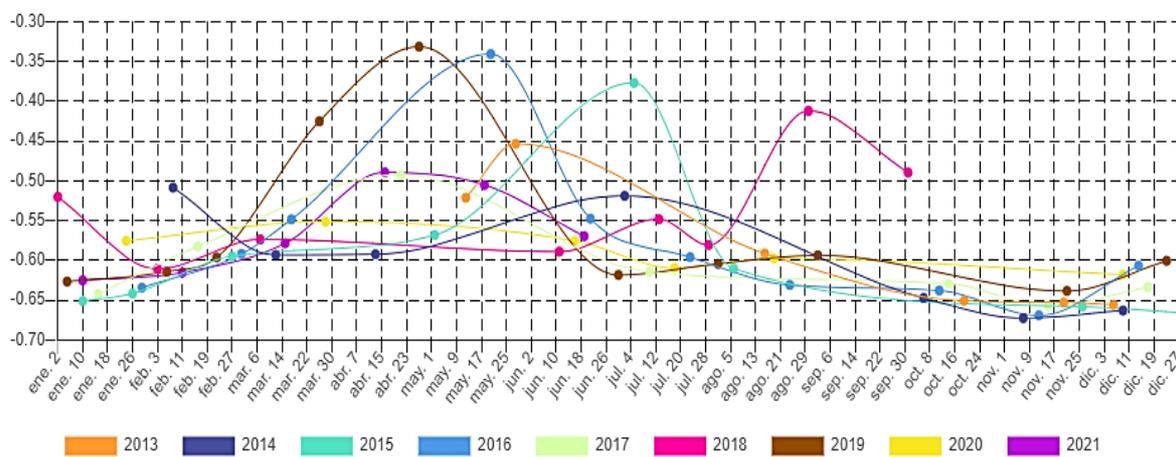
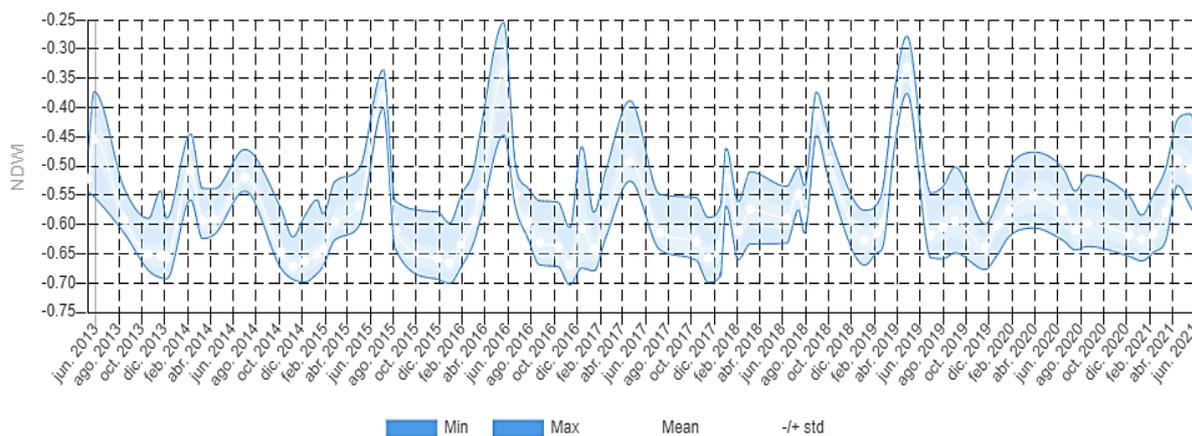
(13° 26' 07" N ^ 87° 36' 19" W)



Anexo UU

Imágenes Landsat 8 del NDWI para el Golfo de Fonseca en el punto 6. Valle Nuevo, Valle, Honduras

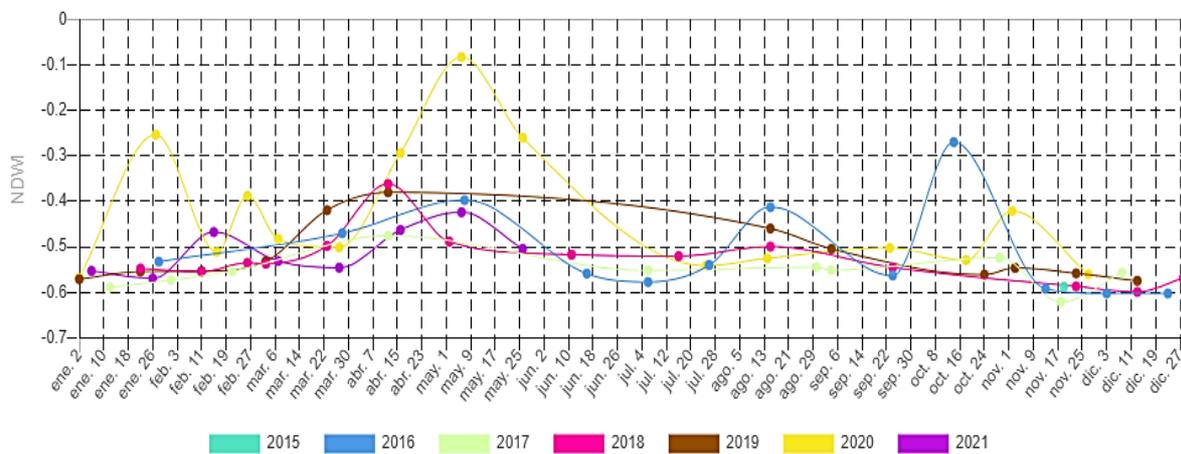
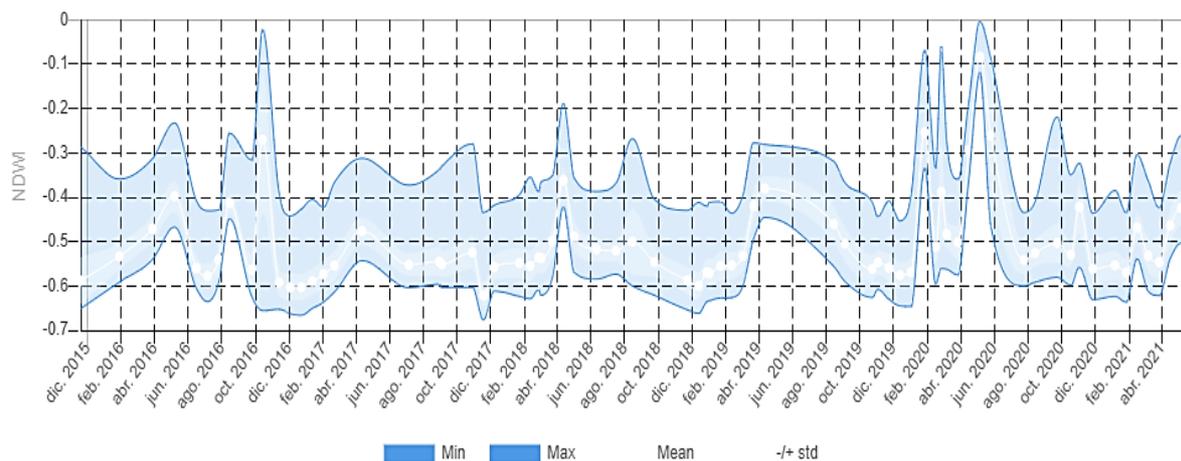
(13° 24' 41" N ^ 87° 45' 50" W)



Anexo VV

Imágenes Sentinel 2 del NDWI para el Golfo de Fonseca en el punto 6. Valle Nuevo, Valle, Honduras

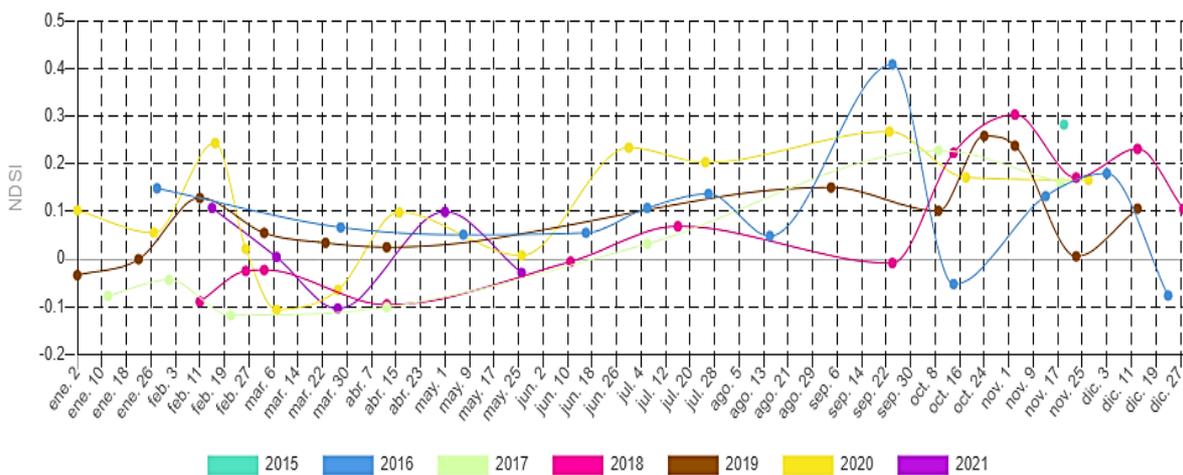
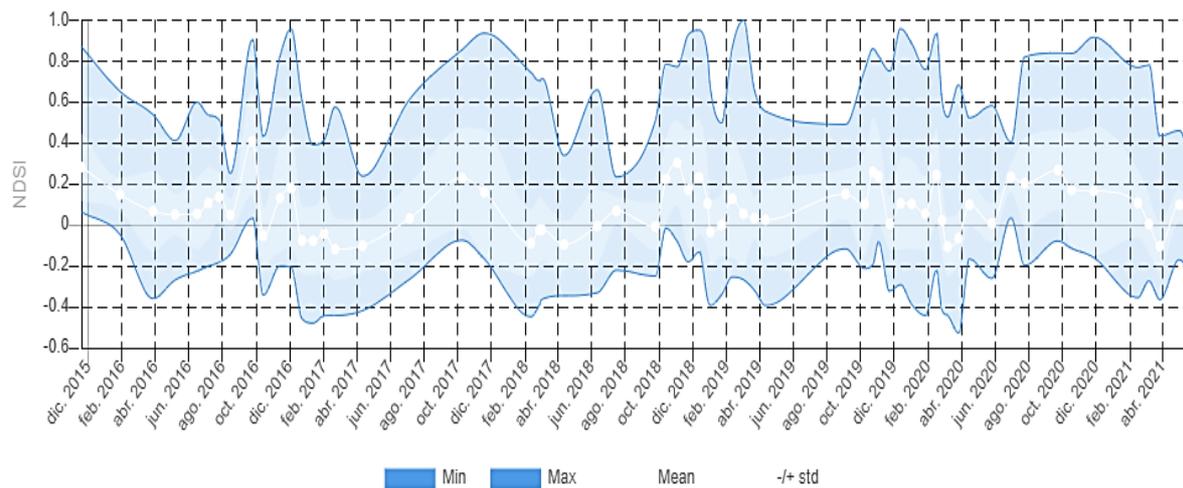
(13° 24' 41" N ^ 87° 45' 50" W)



Anexo WW

Imágenes Sentinel 2 del NDSI para el Golfo de Fonseca en el punto 2. Las Arenas, Choluteca,

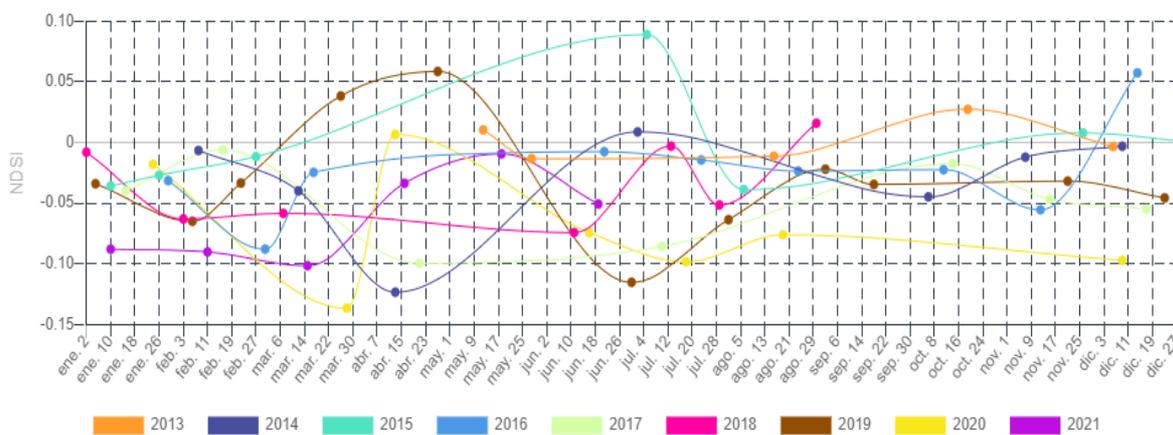
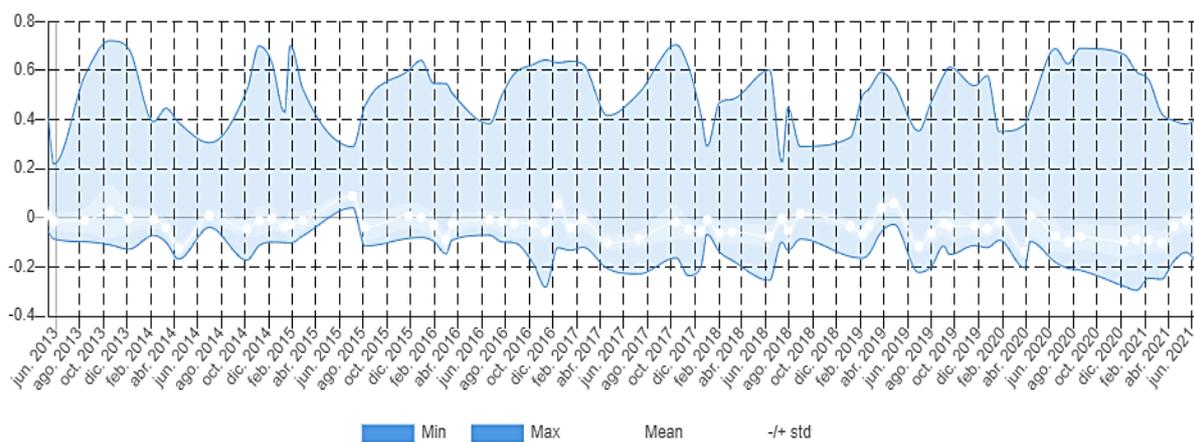
Honduras (13° 22' 27" N ^ 87° 25' 24" W)



Anexo XX

Imágenes Landsat 8 del NDSI para el Golfo de Fonseca en el punto 5. Estero el Lucero, San Lorenzo,

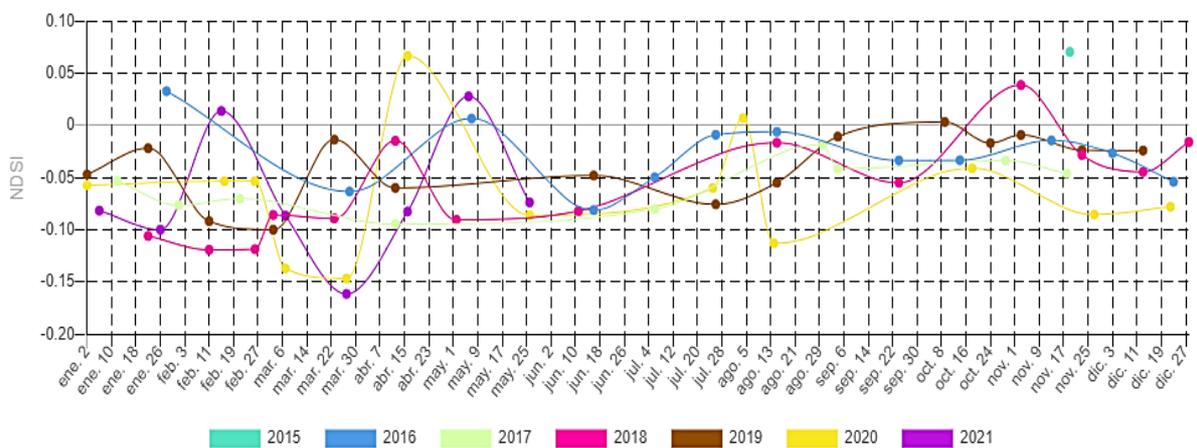
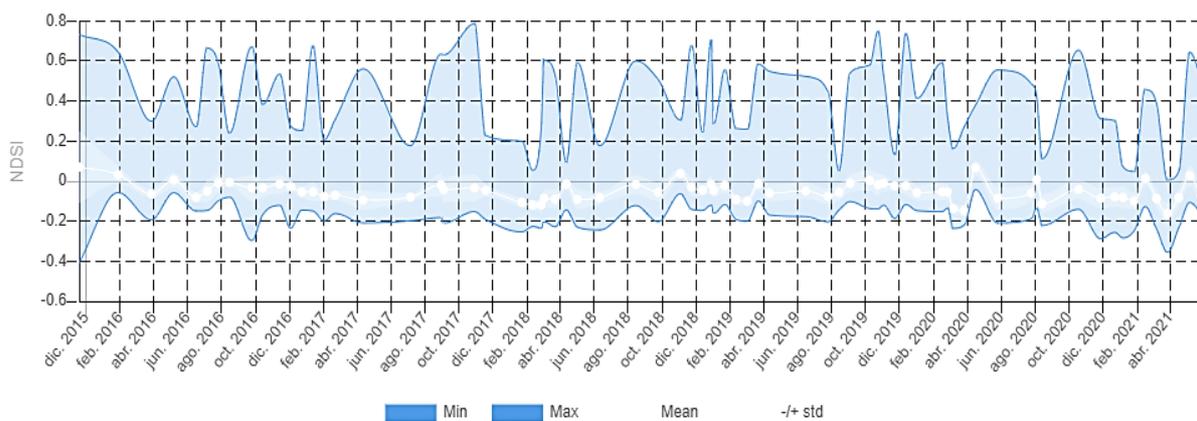
Valle, Honduras (13° 24' 32" N ^ 87° 47' 22" W)



Anexo YY

Imágenes Sentinel 2 del NDSI para el Golfo de Fonseca en el punto 5. Estero el Lucero, San Lorenzo,

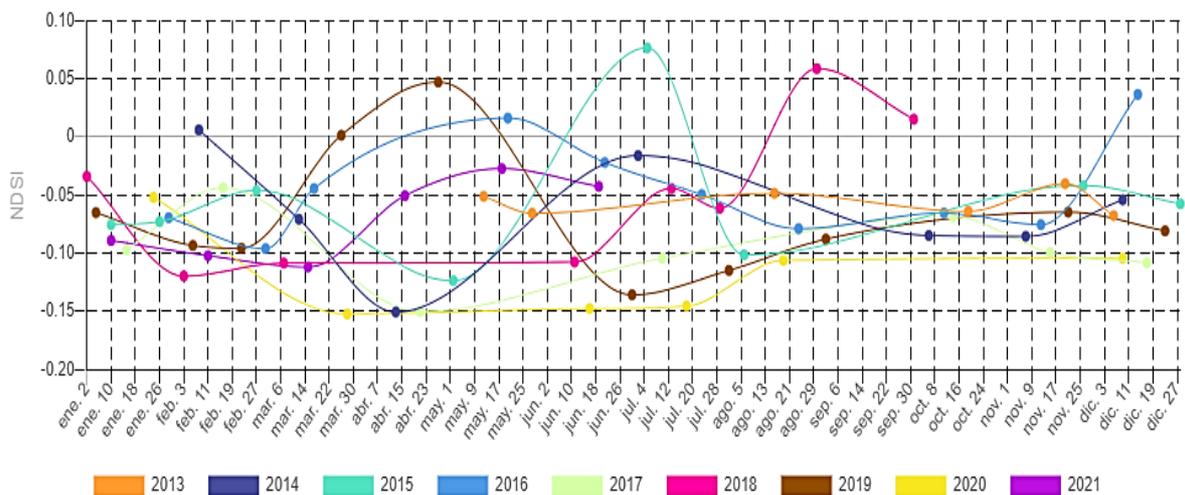
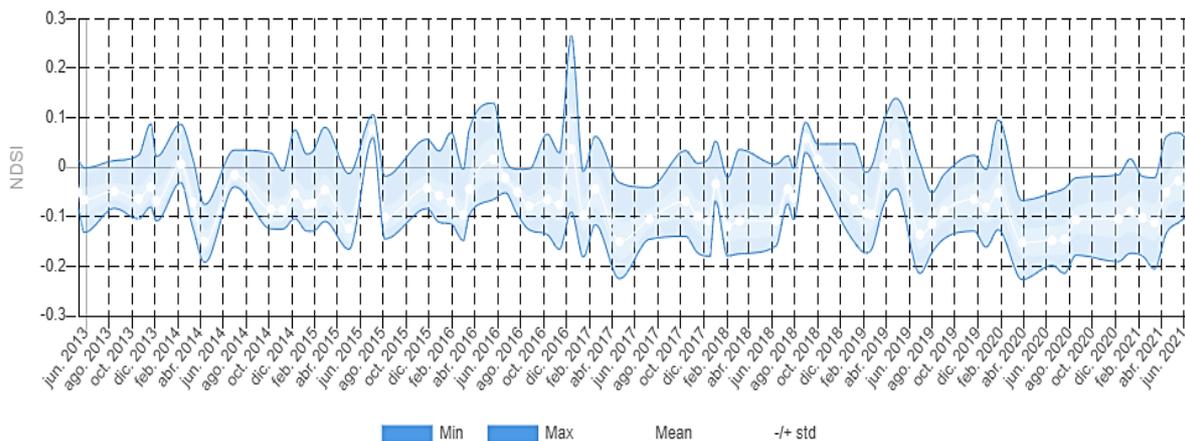
Valle, Honduras (13° 24' 32" N ^ 87° 47' 22" W)



Anexo ZZ

Imágenes Landsat 8 del NDSI para el Golfo de Fonseca en el punto 6. Valle Nuevo, Valle, Honduras

(13° 24' 41" N ^ 87° 45' 50" W)



Anexo AAA

Imágenes Sentinel 2 del NDSI para el Golfo de Fonseca en el punto 6. Valle Nuevo, Valle, Honduras

(13° 24' 41" N ^ 87° 45' 50" W)

