



El Colegio de la Frontera Sur

Índice de conectividad ecológica estructural en los  
humedales costeros de Tabasco, México

TESIS

presentada como requisito parcial para optar al grado de  
Maestra en Ciencias en Recursos Naturales y Desarrollo Rural  
Con orientación en Manejo y Conservación de Recursos Naturales

Por

Florentina Pérez Arias

2020



# El Colegio de la Frontera Sur

Villahermosa, Tabasco; 14 de diciembre de 2020.

Las personas abajo firmantes, integrantes del jurado examinador de:

**Florentina Pérez Arias**

---

hacemos constar que hemos revisado y aprobado la tesis titulada:

**“Índice de conectividad ecológica estructural en los humedales costeros de Tabasco, México”**

---

para obtener el grado de **Maestra en Ciencias en Recursos Naturales y Desarrollo Rural.**

	Nombre	Firma
Director	Dr. Rodimiro Ramos Reyes	_____
Codirectora	Dra. Lilia María Gama Campillo	_____
Asesor	Dr. Everardo Barba Macías	_____
Sinodal adicional	Dra. Mariana Elvira Callejas Jiménez	_____
Sinodal adicional	M. en C. Holger Weissenberger	_____
Sinodal adicional	M. en C. Armando Hernández de la Cruz	_____
Sinodal suplente	Dr. Miguel Ángel Castillo Santiago	_____

A mis miedos y fortalezas  
Que me acompañaron y apoyaron durante este trabajo  
Gracias por impulsarme en todo momento

*“si no conozco una cosa, la investigaré”*

-Louis Pasteur-

## **Agradecimientos**

A mi director de tesis, el Dr. Rodimiro Ramos Reyes, por su paciencia y confianza.

A mis asesores, Dr. Everardo Barba Macías y Dra. Lilia María Gama Campillo, por aclarar las dudas que presentaba acerca de los temas abordados en la investigación.

A mi comité evaluador

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por la beca facilitada a lo largo de estos dos años.

A El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR) por aceptarme y albergarme en sus instalaciones.

A cada uno de los doctores, maestros, residentes y compañeros de estadía que contribuyeron a acrecentar mis conocimientos en la ciencia al compartirme los suyos mediante clases y conferencias.

A Lorena Reyes por ser una bibliotecaria atenta, eficiente y una valiosa amiga.

A Yadira Ramos por su generosa orientación y gestión en trámites administrativos.

A Dios por siempre concederme la vida, la salud y los medios para conseguir mis metas.

A mi padre Fredy Pérez y familiares por sus palabras de motivación en tiempos de flaqueza y por los momentos de risa que disiparon mi frustración.

A mis maravillosos compañeros que fueron de gran apoyo moral y ayuda académica durante todo el proceso de la maestría, los tengo y llevo en mi corazón.

## Contenido

Agradecimientos .....	3
Resumen .....	5
I.- Capítulo introductorio.....	6
Origen y evolución de la ecología del paisaje.....	6
Conectividad, sus vertientes y los elementos del paisaje .....	7
La relación directa fragmentación-conectividad.....	7
Evaluación de la conectividad a nivel mundial y regional .....	8
El contexto local .....	10
II.- Artículo científico .....	13
Resumen .....	13
Introducción .....	14
Metodología.....	15
Resultados.....	27
Discusión .....	38
Conclusiones.....	41
Referencias .....	43
III.-Capítulo final .....	64
Conclusiones .....	64
Literatura citada.....	66

## Resumen

Los humedales costeros son uno de los ecosistemas más frágiles e importantes a nivel mundial, actualmente se ven amenazados por el cambio de uso de suelo, las actividades antropogénicas, la subsidencia y el incipiente incremento del nivel del mar a causa del cambio climático. En Tabasco, el 27.7 % del territorio corresponde a humedales, de los cuales 15.6 % del total son humedales costeros, es un estado altamente impactado por la actividad petrolera y diversos programas de modernización. El nivel de incertidumbre sobre la condición de los humedales ante los efectos que conllevará el cambio climático es alto. Con el fin de contribuir al conocimiento de la conectividad en humedales, la presente investigación evaluó el grado de conectividad ecológica estructural en los humedales costeros del estado de Tabasco, mediante el uso de sistemas de información geográfica, con el objetivo de realizar un diagnóstico y generar recomendaciones para incrementar o mantener la conectividad de dichos ecosistemas. La metodología consistió en el procesamiento de imágenes satelitales Sentinel 2 a través de los programas QGIS, ArcGIS y TerrSet, en un período de lluvias y secas del año 2017. Con lo anterior se generaron mapas base sobre los cuales se calcularon métricas del paisaje mediante el programa Fragstats. Como resultado, se generó un diagnóstico del nivel de conectividad ecológica estructural en que se encuentran los humedales costeros durante lluvias y secas. Los resultados mostraron índices de conectividad bajos pese a distancias euclidianas bajas y proximidades altas pero con tamaños de borde elevados, así mismo, se observa fragmentación aparente en tiempos de lluvias con un número y tamaños de parches mayores a la temporada de secas. Finalmente, con base a los resultados obtenidos, se proponen recomendaciones en cuanto a estrategias de desarrollo y conservación.

**Palabras clave:** Zona costera, Ecología del paisaje, Conectividad ecológica, Fragmentación, Métricas del paisaje.

## **Capítulo introductorio**

### **Origen y evolución de la ecología del paisaje**

La ecología del paisaje estudia la composición, estructura y función de los paisajes apoyándose en diferentes ciencias como la geografía y la geobotánica, entre otras. Se reconocen dos escuelas que dieron origen a esta disciplina: 1) la escuela europea que parte del aprovechamiento del paisaje, y 2) la reciente escuela norteamericana enfocada en mantener los ecosistemas en condiciones naturales. Como consecuencia, se pueden encontrar diferentes definiciones, pero en términos generales la ecología del paisaje se encarga de estudiar los patrones espaciales o estructurales y su relación con los procesos que se llevan a cabo dentro y fuera de los diferentes ecosistemas, fusionando tanto un enfoque estructural (geográfico) como funcional (ecológico) (Forman y Godron 1986; Turner et al. 2001; Farina 2006).

El origen multidisciplinario de la ecología del paisaje ha abonado y trascendido a enriquecer diversos campos científicos. En la actualidad, la ecología del paisaje nos permite desarrollar modelos epidemiológicos, explicar la distribución de animales y su genética, entre otros procesos que contribuyen a la toma de decisiones en términos de política pública referente a temas prioritarios actuales como el cambio climático global (Farina 2006).

Entre los diversos temas de estudio considerados dentro de la ecología del paisaje se encuentra la conectividad, que consiste en evaluar las modificaciones en los paisajes que pueden darse de forma natural o antropogénica y se ve determinada por las alteraciones que sufran los estratos en su estructura y funcionalidad. Las consecuencias dependerán de las características de cada ecosistema, así como la magnitud e intensidad del fenómeno perturbador (Forman y Godron 1986).

## **Conectividad, sus vertientes y los elementos del paisaje**

Existen tres niveles de conectividad: a) conectividad de hábitats, que se estudia a nivel de parche o paisaje y se refiere a la conexión entre los ecosistemas por los que se distribuye cierta especie; b) conectividad del paisaje, que considera la conectividad entre parches de vegetación y puede ser estudiado a diferentes escalas mediante insumos cartográficos; y c) conectividad ecológica, que estudia las interacciones biológicas así como los factores que la influyen, su estudio es complejo y puede contemplar la estructura y funcionalidad ya sea en conjunto o de forma individual (Fischer y Lindenmayer 2007).

A su vez, la conectividad ecológica se divide en diversos tipos, de los cuales sobresalen la conectividad estructural que consiste en las características físicas del paisaje correspondiente a la distribución espacial de fragmentos (Calabrese y Fagan 2004), y la conectividad funcional consistiendo en la disponibilidad de territorios para que las especies puedan trasladarse entre cada uno de ellos en busca de alimentos, reproducción, anidación, entre otras interacciones (Magrath et al. 2012).

Para tener una idea clara de los patrones espaciales en el paisaje, es preciso identificar sus elementos y las interrelaciones que se dan entre ellos, ya que pueden influir significativamente en su funcionalidad. De acuerdo con (Vila et al. 2006), los elementos que influyen en la conectividad estructural son: los fragmentos como las diferentes unidades del paisaje distinguibles entre sí por sus formas externas, los corredores como el enlace que une los diferentes fragmentos y la matriz o integración de fragmentos y corredores. El mosaico es la porción base de un territorio que está conformada por los tres elementos anteriores en función de la superficie, forma y número de dichos elementos propician una forma de cuantificación mediante las denominadas métricas del paisaje que nos permiten evaluar la conectividad (Armenteras y Vargas 2016).

### **La relación directa fragmentación-conectividad**

Con frecuencia, la pérdida de conectividad es causada por la fragmentación. La fragmentación del paisaje ocurre cuando la cobertura total de un paisaje se particiona, aumentando las distancias entre cada parche o fragmento, aislándolos entre sí y modificando la distribución de las especies (Forman y Godron 1986). La fragmentación

es un factor condicionante de la conectividad ecológica, propiciada por efectos en el cambio de uso de suelo a nivel continental y recientemente por las nuevas condiciones ambientales generadas por el cambio climático global en las zonas costeras, aunque mostrando diferencias de acuerdo al tipo de ecosistema y su intensidad (Ordoñez et al. 2016; León Alfaro 2019).

La separación entre los diferentes parches (ecosistemas) que hilan el paisaje ocasiona una reducción en su tamaño y merma la capacidad de desplazamiento y subsistencia de las diferentes poblaciones de especies dentro y fuera del parche (Uroy et al. 2019). Algunas investigaciones muestran que los efectos de la fragmentación por sí solos tienen la misma probabilidad de resultar benéficos o perjudiciales, mientras que la pérdida de hábitat, que puede derivarse de ese proceso, constituye una amenaza para la biodiversidad (Wolff et al. 1997; Chacoff et al. 2004; Tinajero y Rodríguez Estrella 2012), por lo que resulta necesario que la conectividad se analice de manera independiente respecto de la fragmentación (Fahrig 2003).

Específicamente, la fragmentación de humedales influye en los patrones de comportamiento y pérdida de especies. Investigaciones llevadas a cabo en Asia recomiendan el monitoreo y restauración de humedales costeros para mantener condiciones de hábitat óptimas (Wei et al. 2017; Khoury y Korner 2018) ya que la pérdida de hábitat en humedales continentales altera los patrones de alimentación y obliga el traslado de algunas aves hacia zonas estuarinas en busca de alimento (Schwemmer y Garthe 2008; Xu et al. 2019). Además, la fragmentación causada por el incremento del nivel del mar provoca que los humedales costeros se conviertan en islas artificiales que imposibilitan el intercambio de nutrientes y flujo de energía, por lo que es urgente evaluar y controlar la fragmentación en relación con la conectividad de estos ecosistemas (Harterter y Southworth 2009).

### **Evaluación de la conectividad a nivel mundial y regional**

A lo largo de dos décadas se han desarrollado diversos métodos de análisis de la conectividad ecológica del paisaje a nivel estructural. Para ello es importante identificar

los atributos de los insumos cartográficos, debe determinarse si son compatibles entre sí con las escalas que se van a manejar, así como la técnica de análisis de acuerdo con la magnitud de los datos y el carácter de la investigación (Jongman 1987; Iverson 2007). Los Sistemas de Información Geográfica (SIG) son un conjunto de herramientas de análisis computacional que posibilita el procesamiento de grandes bases de datos espaciales que son capturados mediante percepción remota, permitiendo analizar temas ambientales complejos de una manera rápida, eficiente y acertada, incluyendo la integración de diversas disciplinas (Haines Young et al. 1993; Lee y Wong 2005).

A nivel internacional, la evaluación de la conectividad ecológica va cobrando mayor importancia ante el incremento de la temperatura y el nivel del mar por efectos del cambio climático global. Según (Gutiérrez C. y Pinilla A. 2016), tales efectos condicionarán el desplazamiento y desarrollo de los peces y, por tanto, la producción pesquera en áreas estuarinas. Además, las estrechas relaciones de intercambios energéticos y de nutrientes entre ecosistemas terrestres y acuáticos inciden en las interacciones ecológicas en los ríos, así como su composición fisicoquímica natural (Gutierrez y Ramírez 2016). Por otro lado, estudios realizados sobre la producción de marismas en costas del Golfo de México indican que es necesario evaluar la calidad de los hábitats como factor principal del comportamiento y escasez de las poblaciones marinas susceptibles de pesca (Fulford et al. 2014).

Según su concepción teórica, los estudios sobre la conectividad ecológica deberían describir la concordancia entre la estructura del paisaje y el patrón de comportamiento de las especies en respuesta a dicha estructura; sin embargo, frecuentemente se contempla el aspecto estructural, estudiando el paisaje a nivel horizontal con el objetivo principal de desarrollar corredores, los cuales hipotéticamente incrementan el nivel de conectividad funcional de los ecosistemas y constituyen el recurso necesario para la preservación de las poblaciones pese a que sus hábitats presenten fragmentación. No obstante, dichos corredores resultan poco eficaces si no se toman en cuenta las variaciones en el comportamiento de las especies debido a factores ambientales externos, independientemente de la estructuralidad que presente el ecosistema (Taylor et al. 2006).

Por lo tanto, para una adecuada evaluación de la conectividad ecológica cualquier análisis estructural debe ser posteriormente complementado con uno funcional, en el que se eligen más de una especie clave propias del ecosistema a estudiar (Beier et al. 2007) ya que cada especie tiene requerimientos específicos de hábitat para su desarrollo y subsistencia, por ejemplo, algunas pueden sobrevivir en paisajes altamente fragmentados, mientras que otras requieren una mayor heterogeneidad del paisaje (Milena et al. 2017). Además, las especies necesitan interactuar con más de un ecosistema para un intercambio eficiente de materia y energía, por ello un estudio integral que contemple el aspecto estructural y funcional en cortos períodos de tiempo y contemplando grandes extensiones de terreno con precisión es poco viable debido a que se requieren años de trabajo y un financiamiento mayor o de lo contrario se estaría sacrificando la precisión.

Se han generado estrategias de solución para incrementar la conectividad e interacción entre ecosistemas fragmentados como la formación y conservación de áreas naturales protegidas (ANPs). Las ANPs en el mundo van en aumento y evolucionan con el objetivo de crear redes ecológicas que incrementen las posibilidades de sobrevivencia para las diferentes poblaciones y comunidades de especies, en este contexto los estudios del paisaje han contribuido a generar las directrices de acción en casos particulares donde se requiere incrementar la conectividad ecológica (Jongman 2004). Un ejemplo de ello es la red Natura 2000, uno de los mayores proyectos de conservación realizado en Europa, a partir del cual se desarrollan los proyectos de restauración y protección de espacios para la conservación en la Unión Europea (Maiorano et al. 2007).

### **El contexto local**

El estado de Tabasco es una planicie costera cuya área cuenta con un 27.7 % de humedales, de los cuales 15.6 % son costeros y presentan una fluctuación entre 1 % y 2 % entre la temporada de lluvias y secas (Barba Macías et al. 2006; Barba Macías et al. 2012). La extensión litoral de Tabasco es de unos 200 km y alberga seis tipos de vegetación acuática: selva baja inundable, selva mediana inundable, selva alta-mediana riparia, bosque perennifolio ripario, manglar y palmar inundable que representan el 31 % de la flora estatal (CONABIO 2019). Tabasco ha sido impactado a lo largo de la historia

por diversos proyectos de desarrollo y modernización, tales como el plan Chontalpa y Balancán-Tenosique, la instalación de la industria petrolera a partir de 1862 y una serie de políticas para impulsar un desarrollo desmedido e inapropiado (Toledo et al. 1983; West et al. 1985; Tudela 1989; Iniesta 2003)

A la fecha, en la planicie tabasqueña se mantienen activos 894 pozos de 1118 que existen, de los cuales 12 operan en la zona costera, como el puerto petrolero industrial y comercial de Dos Bocas ubicado en el municipio costero de Paraíso, además del reciente inicio en la construcción de una refinería dentro del mismo sitio (Pinkus Rendón y Contreras Sánchez 2012; Martínez 2019). A pesar del fuerte impacto al ecosistema en la región debido a la actividad petrolera y demás factores antropogénicos que han ocasionado diversos daños al ambiente, tales como contaminación de suelo y cuerpos de agua, fragmentación del paisaje, pérdida de selvas y con ellas el hábitat de innumerables especies desarrolladas en la zona, aún se mantienen ciertos relictos de vegetación que deben ser evaluados y monitoreados (Domínguez Domínguez et al. 2011).

La cobertura vegetal es un elemento clave en la filtración y depuración del agua, por lo que debe ser conservada para mantener la funcionalidad de los ecosistemas y reducir daños a la salud humana. Sin embargo, los afluentes del estado presentan altos niveles de contaminación por aguas industriales como los generados por los ingenios azucareros Santa Rosalía de la Chontalpa y Presidente Benito Juárez en Cárdenas, además de las actividades petroleras desarrolladas en buena parte de la costa tabasqueña. Aunado a esto, la zona de estudio tomada en cuenta para esta investigación alberga 147 comunidades las cuales conforman una población de más de 90,000 habitantes con una marginación de -2.7 según evaluaciones realizadas por el Consejo Nacional de Población (CONAPO) y en vulnerabilidad por efectos del incremento del nivel del mar (INEGI 2010; CONAPO 2016).

Ya que los humedales son ecosistemas muy importantes a nivel internacional y que la mayor parte de la superficie de Tabasco está constituida por humedales, resulta

incomprensible porqué éstos no se han contemplado en la implementación de programas de corredores biológicos a nivel nacional (Neri 2011; Valdez Leal 2016). Debido a que el territorio tabasqueño es altamente vulnerable a diversos efectos del cambio climático como la pérdida de litoral costero por incremento del nivel del mar, aumento en la formación de huracanes y tormentas tropicales, así como el aumento de las temperaturas con un constante cambio de las condiciones ambientales naturales que se verán incrementados por el impacto de las actividades antropogénicas, locales, regionales e internacionales, resulta pertinente evaluar la condición actual de sus humedales costeros.

En ese contexto, la presente investigación tiene como objetivo conocer el grado de conectividad ecológica estructural en los humedales costeros del estado de Tabasco a través de un análisis integral de datos espaciales en períodos de secas y lluvias. Se desprende a raíz de la pregunta de investigación ¿Cuál es el grado de conectividad ecológica estructural que presentan los humedales costeros de Tabasco?, con la hipótesis de que el grado de conectividad ecológica estructural de los humedales costeros en Tabasco variará de acuerdo con la fragmentación por los cambios de uso de suelo experimentados.

## **Artículo científico (enviado a la revista Investigaciones Geográficas de la Universidad Nacional Autónoma de México)**

Índice de conectividad ecológica estructural de los humedales costeros de Tabasco, México.

Structural ecological connectivity index of the coastal wetlands of Tabasco, Mexico.

**Resumen.** Los humedales son ecosistemas muy importantes en la productividad primaria, reciclaje de nutrientes y captura del carbono. Particularmente, los humedales costeros contribuyen a la estabilización de la zona costera actuando como barreras físicas contra tormentas, la erosión y pérdida del litoral. No obstante, han sido estigmatizados con la idea de “sitios de ocio”, por lo que son desecados y rellenados para urbanización, pastizales o terrenos para la agricultura. Con el objetivo de conocer su nivel de conectividad ecológica estructural a nivel local y generar un diagnóstico, se aplicaron métricas del paisaje en la región costera en el estado de Tabasco. La metodología consistió en procesamiento y análisis de cuatro imágenes Sentinel 2 para cada temporada (secas y lluvias) con los programas QGIS 3.8, TerrSet, ArcGIS 10.2 y el Fragstats 4.2. Los resultados muestran niveles de conectividad bajos en temporada de lluvias pese a los niveles de proximidad altos y distancias euclidianas menores. No obstante, el tamaño de borde es mayor, lo que explica parcialmente su bajo índice de conectividad. La importancia del estudio radica en la necesidad de evaluar y monitorear el estado de conectividad ecológica en los humedales costeros para establecer estrategias de manejo y directrices de planificación del territorio. Esto permitirá fortalecer un desarrollo sostenible de cara a las nuevas condiciones ambientales que generará el cambio climático. Se concluye que las inundaciones extraordinarias pueden sobrepasar cualquier pronóstico de conectividad estructural, asociado en parte a las decisiones gubernamentales relacionadas con una mala gestión hidrológica de la cuenca.

**Palabras clave.** Conectividad ecológica, fragmentación, humedales costeros, métricas del paisaje, sistemas de información geográfica.

## **INTRODUCCIÓN**

Los humedales son ecosistemas de suelo anegado con un porcentaje de humedad considerable que fluctúa entre el 60 % y 70 %, y materia orgánica en estado de descomposición. La Convención sobre los Humedales (RAMSAR 2006) los define como “superficies cubiertas de aguas, sean éstas de régimen natural o artificial, permanentes o temporales, estancadas o corrientes, dulces, salobres o saladas, incluidas las extensiones de agua marina cuya profundidad en marea baja no exceda de seis metros”. En México, se definen por La Ley de Aguas Nacionales (Diario Oficial de la Federación 1992) como “zonas de transición entre los sistemas acuáticos y terrestres que constituyen áreas de inundación temporal y permanente”.

Los humedales son ecosistemas altamente productivos con importantes servicios ambientales intrínsecos como protección a la costa contra tormentas y huracanes, recarga de aguas subterráneas, sumideros de carbono, entre otros por lo cual su pérdida acarrea problemáticas locales y regionales.

Los humedales pueden clasificarse en cinco tipos principales: marinos, estuarinos, lacustres ribereños y palustres (Secretaría de la Convención de Ramsar 2013). En específico, la perturbación de los humedales costeros (marinos y estuarinos) influye negativamente en la productividad pesquera de una región, ya que son áreas de crianza de peces juveniles y crustáceos, además de que vulnera la geomorfología del litoral ante las tormentas y la erosión. Debido al delicado equilibrio que presentan, son muy susceptibles a los cambios mínimos en su funcionamiento y estructuralidad, mostrado en el hecho de que debido al alto impacto de las diversas actividades antropogénicas a nivel mundial se ha perdido el 64 % de humedales costeros (Davidson 2014; Gardner R.C, Barchiesi S, Beltrame C, Finlayson C.M, Galewski T, Harrison I, Paganini M, Perennou C, Pritchard D.E, Rosenqvist A 2015).

La pérdida de los humedales costeros aumenta con las nuevas condiciones ambientales que genera el cambio climático global, como el incremento del nivel del mar que lleva consigo cambios en el litoral, ya está vulnerando algunas zonas costeras a nivel mundial (Ortiz y Méndez 1999; Wei et al. 2017; Khoury y Korner 2018). Por ello, es cada vez más importante generar estudios y monitoreos acerca de las condiciones actuales, así como modelos con las nuevas variables implicadas en el cambio climático.

Tabasco es un estado ubicado en el Golfo de México, que cuenta con una extensión de 25,267 km<sup>2</sup> y un litoral de 200 km, donde los humedales costeros conforman el 15.6 % de la superficie estatal (Barba-Macías et. al. 2006). La zona costera tabasqueña se caracteriza por su fuerte hidrodinámica, por su vulnerabilidad costera y un vasto bagaje histórico de impactos ambientales impulsados por el desarrollo de la zona, como el desvío de cauces fluviales, la explotación de recursos naturales, así como un proliferante desarrollo industrial y agropecuario (Sánchez y Barba 2005; Nuñez et al. 2016). Estos factores han modificado el paisaje incrementando la fragmentación, pérdida y degradación de hábitats, lo cual perjudica a las comunidades ecológicas y humanas asentadas en el área.

## **METODOLOGÍA**

El área de estudio comprende la extensión total de la zona costera del estado de Tabasco, México, la cual está impactada principalmente por la actividad petrolera, el sector agropecuario, entre otros sectores productivos y asentamientos humanos. Se ubica dentro de las coordenadas 18° 19' 30.004" N 93° 35' 25.909" O y abarca los municipios de Cárdenas, Centla, Comalcalco, Paraíso y parte de Centro, Huimanguillo, Jalpa de Méndez, Macuspana y Nacajuca, constituyendo un área de 607,498.8 ha (Figura 1).

La precipitación media anual varía entre los 1,200 y los 2,000 mm, la temperatura es cálida húmeda con influencia marítima y una variación climática ( $Am(f)$  y  $Aw2(x')$ ). Se presentan temporadas

de secas y lluvias que varían dependiendo de la zona, pero generalmente la temporada de secas se da de enero a mayo y de mayo a diciembre es temporada lluviosa (Ruiz Álvarez et al. 2012). Forma parte de las subcuencas de esta zona que desembocan al Golfo de México conformadas por los ríos Coatzacoalcos y Grijalva-Usumacinta. Los suelos presentes en la zona son: Regosol Eútrico, Gleysol Eútrico, Solonchak Geyico, Gleysol Mortico y Gleysol Vertico. Existen abundantes tipos diferentes de vegetación que se distribuyen dependiendo de la posición fisiográfica y el nivel de humedad del suelo (Instituto Nacional de Investigaciones Forestales y Agropecuarias 1995; García 2008; Palma et al. 2011; Aranda Cruz 2014).

Con el fin de estudiar la conectividad ecológica estructural de los humedales, así como los patrones y la composición del paisaje en la región costera de Tabasco, en el presente estudio se aplicó un índice de conectividad ecológica a los humedales costeros en el estado de Tabasco México, con el objetivo de generar un diagnóstico de la conectividad que mantienen dichos ecosistemas durante períodos de lluvias y secas buscando conocer, analizar y comprender los patrones del paisaje. Este estudio nos permitirá conocer la configuración y diversidad del entorno físico en que están embebidos los humedales costeros en la región, además de constituir un antecedente en el conocimiento de las interacciones estructurales que tienen las diferentes teselas de humedales en el paisaje de la región, buscando ser la pauta para la realización de nuevas investigaciones en materia de conectividad

que coadyuven a la generación de estrategias de planificación acordes a un desarrollo sostenible por el que se garantice la permanencia de los procesos ecológicos en el territorio, y una antesala para investigar las diferentes interacciones ecológicas que podrían estar condicionadas o posibilitadas a partir de la estructura del paisaje.



Figura 1. Localización del área de estudio. Fuente: elaboración propia con base en metadatos de la división política estatal 1:250 000 (INEGI 2016a).

Para el estudio se recopilaron ocho escenas de imágenes satelitales Sentinel 2 (Tabla 1) a través del Servicio Geológico de los Estados Unidos (USGS por sus siglas en inglés), las cuales abarcan totalmente la zona de estudio. El área de estudio fue delimitada utilizando el mapa de uso de suelo y vegetación de la zona costera asociada a los manglares, Región Golfo de México (CONABIO 2015) y sobre este, la delimitación política del Estado de Tabasco. El polígono resultante se utilizó para realizar el corte a las imágenes satelitales una vez corregidas.

Tabla 1. Imágenes Sentinel 2 utilizadas en el estudio.

<b>Imagen</b>	<b>Fecha de toma</b>	<b>Municipios que abarca</b>
S2A_MSIL1C_20170329T163321_N0204_R083_T15QWA_20170329T163958.	29/marzo/2017	Centla, Centro, Jonuta, Macuspana y Nacajuca
S2A_MSIL1C_20170411T164321_N0204_R126_T15QVA_20170411T165004.	11/abril/2017	Cárdenas, Comalcalco, Jalpa de Méndez y Paraíso
S2A_MSIL1C_20170521T164321_N0205_R126_T15QUA_20170521T165547.	21/mayo/2017	Cárdenas y Huimanguillo
S2A_MSIL1C_20170521T164321_N0205_R126_T15QUV_20170521T165547.	21/mayo/2017	Huimanguillo
S2A_MSIL1C_20171214T163701_N0206_R083_T15QWA_20171214T183028.SAFE	14/diciembre/2017	Centla, Centro, Jonuta, Macuspana y Nacajuca
S2A_MSIL1C_20171008T164201_N0205_R126_T15QVA_20171008T165802.	08/octubre/2017	Cárdenas, Comalcalco, Jalpa de Méndez y Paraíso
S2A_MSIL1C_20171008T164201_N0205_R126_T15QUA_20171008T165802.	08/octubre/2017	Cárdenas y Huimanguillo
S2A_MSIL1C_20171008T164201_N0205_R126_T15QUV_20171008T165802.	08/octubre/2017	Huimanguillo

Fuente: Elaboración propia tomando como base los metadatos de las imágenes obtenidas del USGS.

Para el análisis de estas imágenes se realizó la corrección atmosférica utilizando el programa QGIS 3.8 con el método DOS1/Chávez (Brizuela et al. 2007), el cual corrige la distorsión de la luz solar en la imagen provocada por la neblina o partículas de agua suspendidas en la atmósfera.

#### Clasificación de las imágenes

La clasificación se llevó a cabo por separado para cada una de las escenas utilizando el programa IDRISI versión TerrSet. Se generaron nueve coberturas (Tabla 2) acotadas con la combinación de las bandas para visualizar vegetación, el índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI), la información vectorial de la carta de uso de suelo y vegetación 1:250 000 serie VI y la capa

de distribución de los manglares en México (INEGI 2016b). Durante la clasificación supervisada se generaron campos de entrenamiento sobre la imagen a partir de una segmentación con un área mínima cartografiable de 20 ha (Figuras 2 y 3).

Tabla 2. Denominación y descripción del contenido para cada una de las coberturas identificadas.

Tipos	Subtipos	Descripción
Usos antropogénicos	Sectores productivos	Terrenos de uso agrícola, pecuario, acuícola y piscícola. Instalaciones petroleras, caminos y carreteras.
	Asentamientos humanos	Sitios conformados principalmente por ciudades, conjuntos habitacionales, ejidos, rancherías e infraestructura urbana.
Humedales palustres	Popal	Comunidades acuáticas herbáceas, hidrófitas enraizadas emergentes, monodominantes a nivel general. Desarrolladas en condiciones de alta humedad o inundación de agua dulce (Ramos Ventura 2019).
	Tular	Vegetación hidrófila emergente y/o emergente enraizada. Áreas someras inundables de agua dulce, donde predominan los tipos de suelo Histosol y Gleysol (Barba Macías et al. 2006).
	Cuerpos de agua dulce	Cuerpos saturados de agua superficial, ya sean ríos, de origen natural o antrópico.
Humedales costeros	Lagunas costeras	Hidrología superficial con influencia de agua salina hasta 20 km costa adentro (Barba Macías et al. 2006).
	Manglar	Comunidad arbórea leñosa densa compuesta de las especies <i>Rhizophora mangle</i> , <i>Avicennia germinans</i> , <i>laguncularia racemosa</i> y <i>Conocarpus erectus</i> ,

		distribuida en la parte posterior del cordón litoral o bordeando las lagunas costeras. Su presencia depende de las inundaciones y la cantidad de sales disueltas en el agua (Barba Macías et al. 2006; Sánchez et al. 2008).
Humedales de agua dulce	Selva baja inundable	Selva tropical húmeda inundable que se desarrolla aledaña a grandes extensiones de humedales emergentes como popales y tulares, formada por árboles y arbustos que crecen en terrenos inundados la mayor parte del año, sin sobrepasar los 10 ó 12 metros de altura, con troncos retorcidos y con frecuencia espinosos (Palma et al. 2011; Maldonado et al. 2016).
	Palmar inundable	Comunidad aislada de palmares naturales predominantemente tasiste ( <i>Acoelorrhapha wrightii</i> ), por lo que también es conocido como tasistal. Se ubica un pequeño manchón al noreste del municipio de Cárdenas y al norte de Huimanguillo inserto en matorral espinoso inermemente inundable donde también se desarrollan los helechos <i>Acrostichum aureum</i> y <i>Blechnum serrulatum</i> (Palma et al. 2011).

Fuente: Elaboración propia a partir de las fuentes referenciadas en la descripción.

El mapa resultante fue validado mediante muestro aleatorio estratificado con base en las metodologías propuestas por (Francois et al. 2003; Mitchell et al. 2018), por lo cual a partir de una imagen de Google Earth se generó una capa vectorial con 600 puntos en la extensión total del mapa y a cada clase correspondieron 75 puntos. A partir de los valores obtenidos mediante

la matriz de confusión del mapa se determinó la exactitud general para todas las coberturas, obteniendo que el porcentaje de exactitud para el mapa en temporadas de secas fue de 86.83 % y para el mapa de la época de lluvias 85.67 % (Figura 2).

### **Aplicación de métricas**

Para realizar el diagnóstico de los patrones del paisaje y la conectividad estructural se aplicaron seis métricas a nivel de clase y paisaje para las temporadas lluvia y secas (Tabla 3) con Fragstats 4.2. La metodología se dividió en dos etapas, durante la primera etapa se evaluó la composición y configuración del paisaje como medio para comprender mejor los resultados obtenidos por los indicadores de conectividad estructural, y en la segunda etapa se evaluaron las métricas de conectividad y de diversidad que complementarían dichos resultados.

Tabla 3. Métricas aplicadas y su relación con los patrones del paisaje.

<b>Característica</b>	<b>Índice</b>	<b>Acrónimo</b>	<b>Descripción</b>
<b>Composición</b>	Área promedio de los parches	ÁREA_MN	Mide la superficie que ocupa cada parche de las diferentes coberturas en hectáreas.
	Porcentaje del paisaje	PLAND	Porcentaje del paisaje compuesto por cadauna de las diferentes coberturas. Equivale a la suma de las áreas de todos los fragmentos de cada clase en particular, que se divide entre el área total del paisaje y se multiplica por cien para obtener el porcentaje (Landeros y Badii 2007).
	Índice del parche más grande	IPG	Es la proporción del paisaje que ocupa el parche más grande de cada clase. Su valor se acerca a cero cuando el parche más grande del

			tipo de parche correspondiente es cada vez más pequeño, y vale 100 cuando todo el paisaje consiste en un solo parche, es decir, el 100 % del paisaje. Se mide en porcentaje (Correa Ayram et al. 2014).
	Número de parches	NP	Cuantifica el número de parches que tiene cada tipo de cobertura, aumenta a partir de uno dependiendo de los fragmentos que tenga cada clase.
	Densidad del parche	DP	Mide la proporción de números de fragmentos para una misma cobertura en un radio de 100 hectáreas.
<b>Configuración</b>	Distancia euclidiana al vecino más cercano	ENN_MN	Mide la distancia entre parches vecinos de la misma clase. Un valor cero indica vecinos muy cercanos y su límite superior se limita solo a la extensión del paisaje, se reporta como N/A en la base de datos cuando no existe un vecino cercano del mismo tipo.
	Proximidad	PROX_MN	Permite evaluar el grado de aislamiento del parche en metros dentro de un radio previamente especificado. Enumera el tamaño y la distancia que existe entre todos los parches vecinos del mismo tipo y muestrala probabilidad de que exista un parche vecino

		de la misma clase en el paisaje (McGarigal et al. 2002).
	Índice de conectividad	<p><b>CONECTANCIA</b> Mide el número de posibles conexiones funcionales entre parches de la misma clase, presentado en porcentaje. Equivale a cero cuando la clase consiste en un solo parche o ninguno de los parches de la clase está "conectado", es decir, dentro de la distancia determinada entre un parche y otro del mismo tipo. Su valor aumenta hasta llegar a 100 según incrementa la conexión entre los parches.</p>
	Índice de cohesión	<p><b>COHESION</b> Mide la agregación y dominancia de cada cobertura. Funciona como un indicador de la conexión física entre parches. Sus valores varían del cero al 100 y su incremento responde a agregación de los parches por coberturas o las coberturas (a nivel de paisaje).</p>
<b>Forma</b>	Índice medio de la forma	<p><b>SHAPE_MN</b> Permite simplificar la complejidad de la forma en un valor que aumenta partiendo de uno según sea la irregularidad de forma en los parches (Sapena y Ruiz 2015). Tiene la finalidad de predecir qué tan vulnerable es determinado parche a la fragmentación.</p>

	Índice de dimensión fractal	FRAC_MN	Analiza patrones en la forma de los parches que componen la matriz. Se calcula dividiendo el logaritmo del perímetro del parche sobre el logaritmo de su área. Es una medida adimensional que se acerca a uno cuando los parches muestran formas con perímetros muy simples y tiende a dos cuando existen perímetros de relleno plano muy enrevesados (McGarigal et al. 2002).
	Área total del paisaje	TAP	Cuantifica las hectáreas que tiene de extensión la matriz evaluada a nivel general. Suma la superficie que abarcan cada uno de los fragmentos presentes en la matriz y la sumatoria equivale al área total del paisaje.
<b>Diversidad</b>	Borde total	BT	Suma los bordes que tienen entre sí las distintas coberturas del mapa en relación con todo el paisaje. Se utiliza para calcular proporciones borde-área (Landeros y Badii 2007).
	Índice de diversidad de Shannon	IDSH	Se refiere a la riqueza y variedad de las coberturas así como su uniformidad. Equivale a la suma de la proporción de la abundancia de cada parche en el total del

paisaje. Aumentará a partir de cero a medida que aumenta el número de diferentes tipos de parches o la distribución proporcional del área entre los tipos de parches se vuelva más equitativa (Correa Ayram et al. 2014).

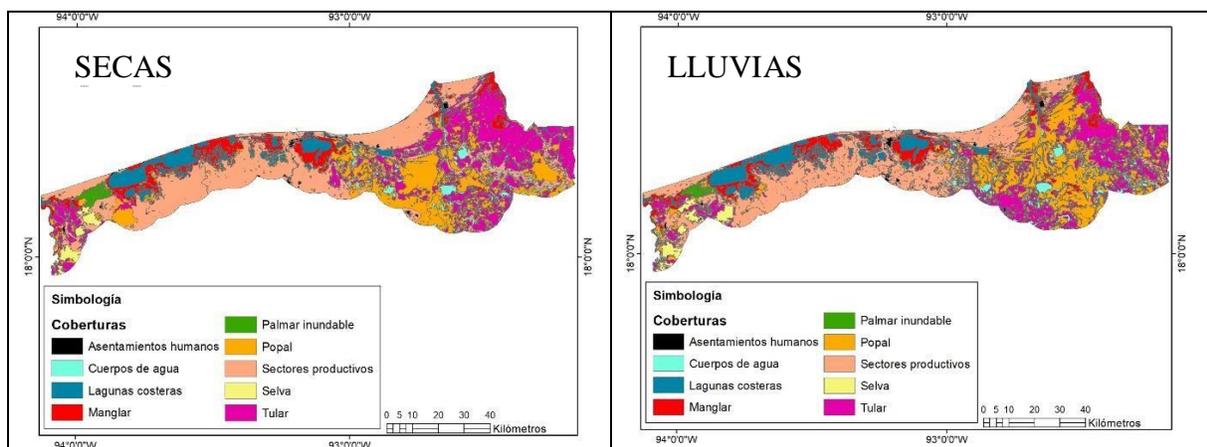
Índice de dominancia de Shannon	SHEI	Mide la predominancia de ecosistemas en el paisaje. Equivale a uno cuando los parches son muy diversos y se acerca a cero cuando la uniformidad disminuye (McGarigal et al. 2002).
---------------------------------	------	--

Fuente: Modificado de (Marín Valencia et al. 2008) tomando como base las fuentes referenciadas en la descripción.

## RESULTADOS

Las métricas se aplicaron de manera general para ambas temporadas: secas y lluvias.

Figura 2. Mapas temáticos por temporadas



Fuente: Elaboración propia con base en las imágenes Sentinel 2 de la Tabla 1 y metadatos de (INEGI 2010; CONABIO 2015).

### **A nivel de clase**

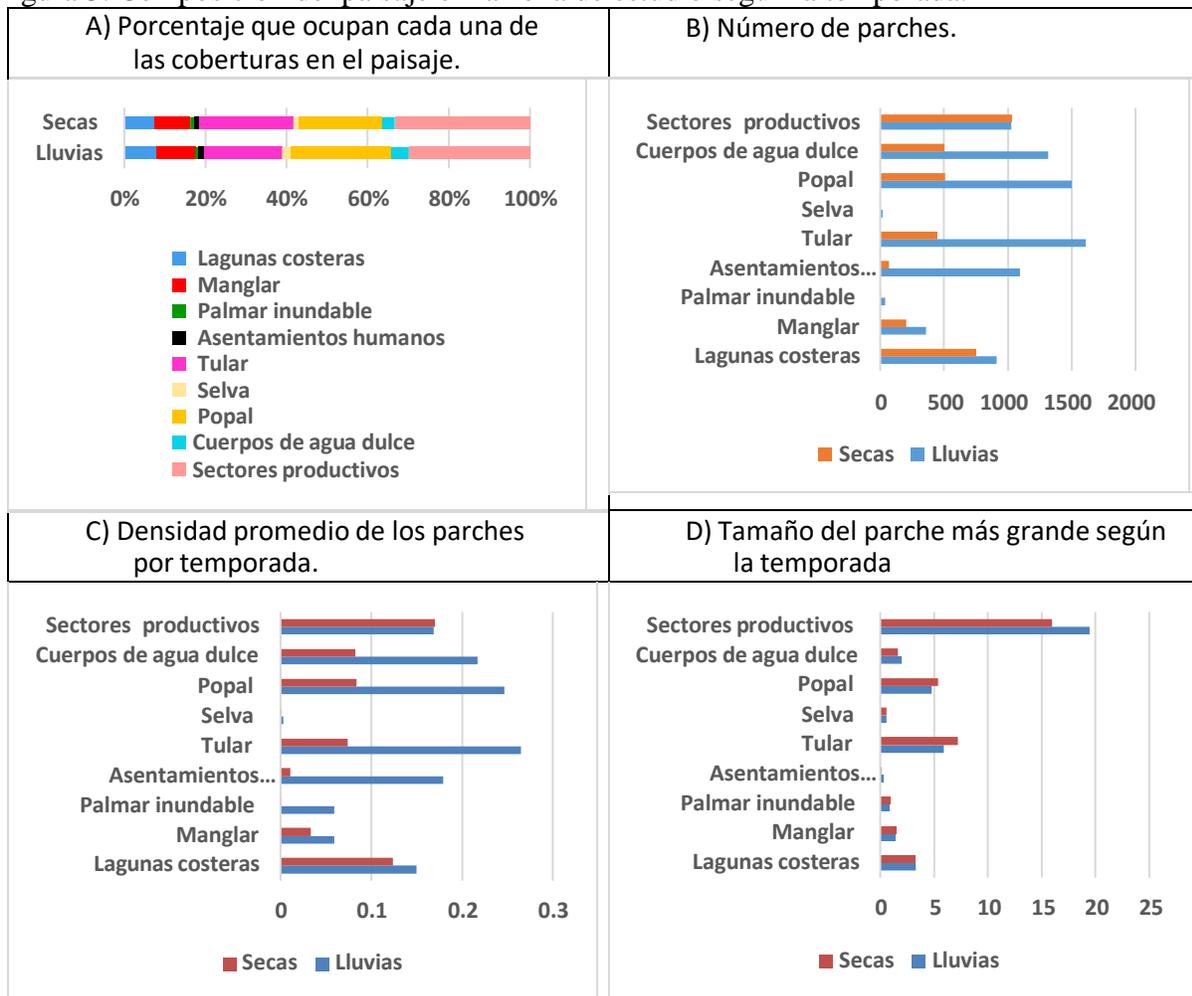
De acuerdo con el porcentaje del paisaje (PLAND), durante la temporada de secas la zona de estudio estuvo compuesta en su mayoría de humedales palustres (tular, popal y cuerpos de agua dulce) con 47 % aproximadamente de cobertura, seguido de la cobertura de usos antropogénicos (sectores productivos y asentamientos humanos) con 34 % aproximadamente, los humedales costeros (manglares y lagunas costeras) con 16 % de cobertura aproximadamente, y finalmente los humedales de agua dulce (palmar inundable y selva) con 2 % de cobertura (Figura 3A). Durante la temporada de lluvias predominaron los humedales palustres con un 48 % de cobertura, seguidos de los usos antropogénicos con un 31 %, los humedales costeros ocupan un 17 % y finalmente humedales de agua dulce cubre un 3 % del territorio (Figura 3A).

Según el cálculo de número de parches (NP) y de densidad del parche (DP), la zona de estudio durante temporada de secas estuvo compuesta de 2417 parches de coberturas naturales con una densidad de 0.40 parches/ha y 1101 de coberturas antropogénicas para coberturas naturales con una densidad de 0.04 parches/ha. Las coberturas naturales que tuvieron mayor número de parches en la extensión del área analizada fueron los humedales palustres con 1460 parches con una densidad de 0.24 parches/ha, seguida de los humedales costeros con 955 parches con una densidad de 0.16 parches/ha, mientras que los humedales de agua dulce obtuvieron los valores mínimos con siete parches con una densidad de 0.0012 parches/ha (Figuras 3B y C).

En la temporada de lluvias, el paisaje de la zona estuvo compuesto de 5,752 parches de coberturas naturales con una densidad de 0.95 parches/ha y 2,116 parches de coberturas antropogénicas con una densidad de 0.35 parches/ha. Las coberturas naturales con mayor número de parches fueron los humedales palustres con 4,427 parches con una densidad de 0.73 parches/ha, seguido de los humedales costeros con 1,270 parches con 0.21 parches/ha de densidad, finalmente las coberturas de humedales de agua dulce con 55 parches con una densidad de cero parches/ha (Figuras 3B y C).

El índice de parche más grande (IPG) (Figura 3D) mostró que las coberturas con parches que ocuparon la mayor proporción en el paisaje durante la temporada de secas fueron: usos antropogénicos con 16.05 %, seguido de humedales palustres con 14.22 %, para el caso los humedales costeros no contaron con parches grandes (manglar 1.54 % y lagunas costeras 3.23 %), y finalmente humedales de agua dulce con 1.56 %. En cuanto a la temporada de lluvias, los parches más grandes entre las distintas coberturas se distribuyeron de la siguiente manera: usos antropogénicos con 19.73 %, seguido de humedales palustres con 12.69 %, los humedales costeros se repartieron entre manglar con 1.46 % y lagunas costeras con 3.30 %, mientras que los valores mínimos correspondieron a humedales de agua dulce con 1.44 %.

Figura 3. Composición del paisaje en la zona de estudio según la temporada.

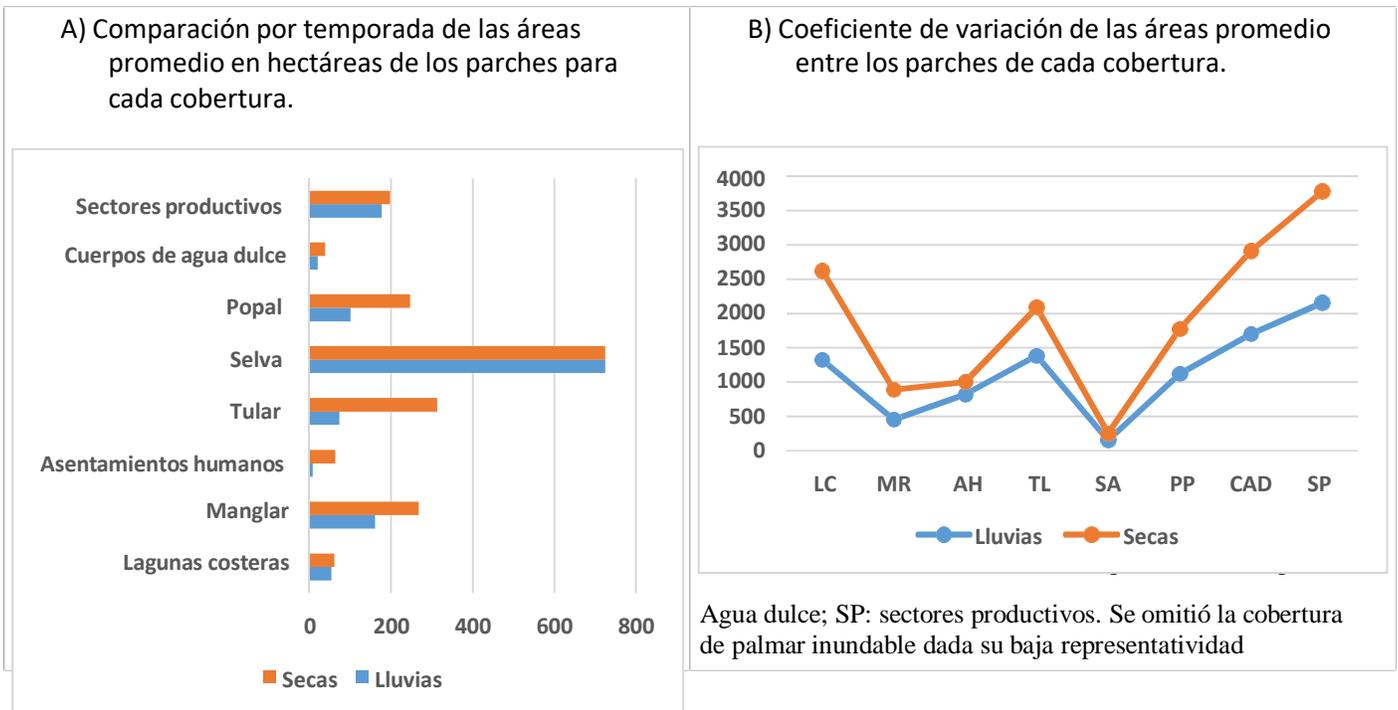


Fuente: Elaboración propia.

Según el área promedio de los parches (ÁREA\_MN) (Figura 4A), las coberturas con mayores hectáreas para la temporada de secas fueron los humedales de agua dulce con área promedio de 7,419.48 ha, seguido de los humedales palustres con 596.27 ha y los humedales costeros con 327.99 ha; en este caso hubo una cierta disparidad, mientras que el manglar tuvo 267.26 ha en promedio, las lagunas costeras estuvieron muy por debajo con 60.72 ha, empero los manglares mantuvieron una variabilidad relativamente baja con un coeficiente de variación de 431.5, mientras que las lagunas costeras tuvieron una variabilidad alta entre el área de sus parches con un coeficiente de variación de 1,296.07 (Figura 4B)). Finalmente los usos antropogénicos figuran en el nivel del valor más bajo con 259.73 ha.

En cuanto a la temporada de lluvias las áreas promedio de los parches disminuyeron para todas las coberturas, donde las mayores coberturas correspondieron a los humedales de agua dulce con 868.94 ha, seguida de humedales costeros con 213.62 ha repartidos entre el manglar con 160.29 ha y las lagunas costeras con 53.42 ha, donde la disparidad continúa al igual que la variabilidad entre sus parches según el coeficiente de variación de este índice (manglar 459.04 y lagunas costeras 1,325.55), los humedales palustres presentaron 193.03 ha y los usos antropogénicos 183.99 ha. Aunque el tamaño promedio de los parches disminuyó en época de lluvias su variación aumentó, indicando una mayor dispersión de parches a lo largo del paisaje inferida por la inundación en los terrenos de uso agropecuario.

Figura 4. Comportamiento de las áreas promedio entre los parches de las diferentes coberturas para cada temporada.

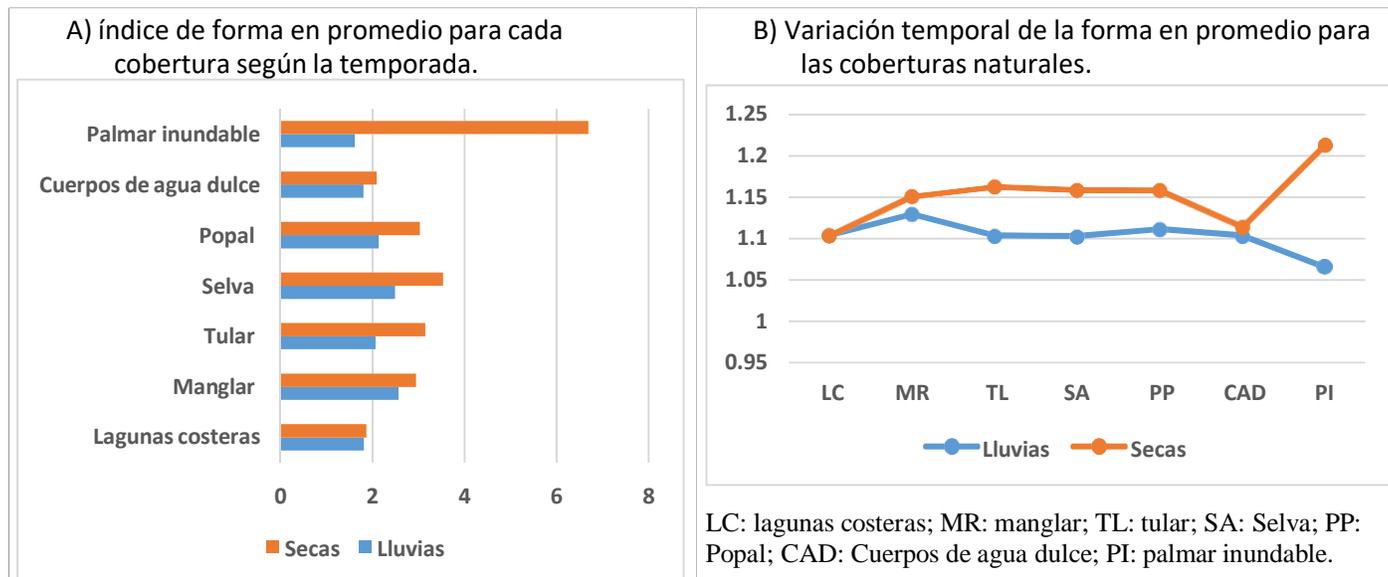


Según el índice medio de la forma (SHAPE\_MN), para la temporada de secas los humedales de agua dulce proyectaron los valores más elevados con 10.23, respecto a los humedales costeros cuyos valores fueron los más bajos con 4.81, de los cuales 1.87 correspondieron a las lagunas costeras y 2.95 a los manglares, mientras que las coberturas de humedales palustres tuvieron el valor más bajo con 2.37 en comparación con sus homólogas (Figura 5A). El índice de dimensión fractal superó la unidad en todas las coberturas, lo que confirma que todas muestran formas irregulares entre sus parches.

Referente a la temporada de lluvias, los valores de SHAPE\_MN modificaron su jerarquía, ya que en este caso las coberturas de humedales palustres presentaron el valor más elevado con 6.02, mientras que los humedales costeros tuvieron un valor medio de 4.38 repartido entre las lagunas costeras con 1.82 y manglares con 2.56, y en última instancia humedales de agua dulce con 4.11

(Figura 5B). Para esta temporada los resultados en índices de dimensión fractales también superaron la unidad.

Figura 5. Comportamiento y variación de las formas adoptadas por las coberturas naturales.



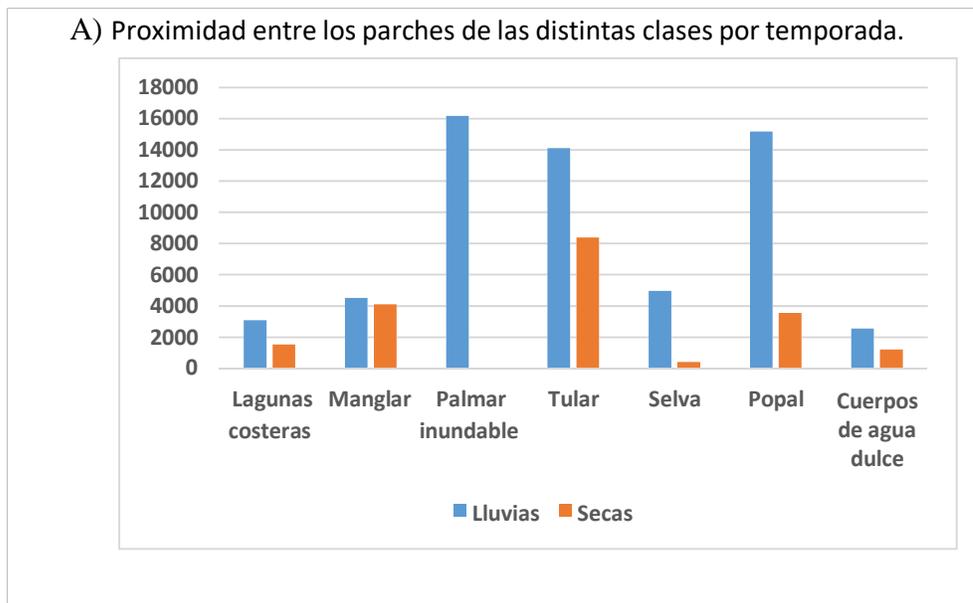
Fuente: Elaboración propia.

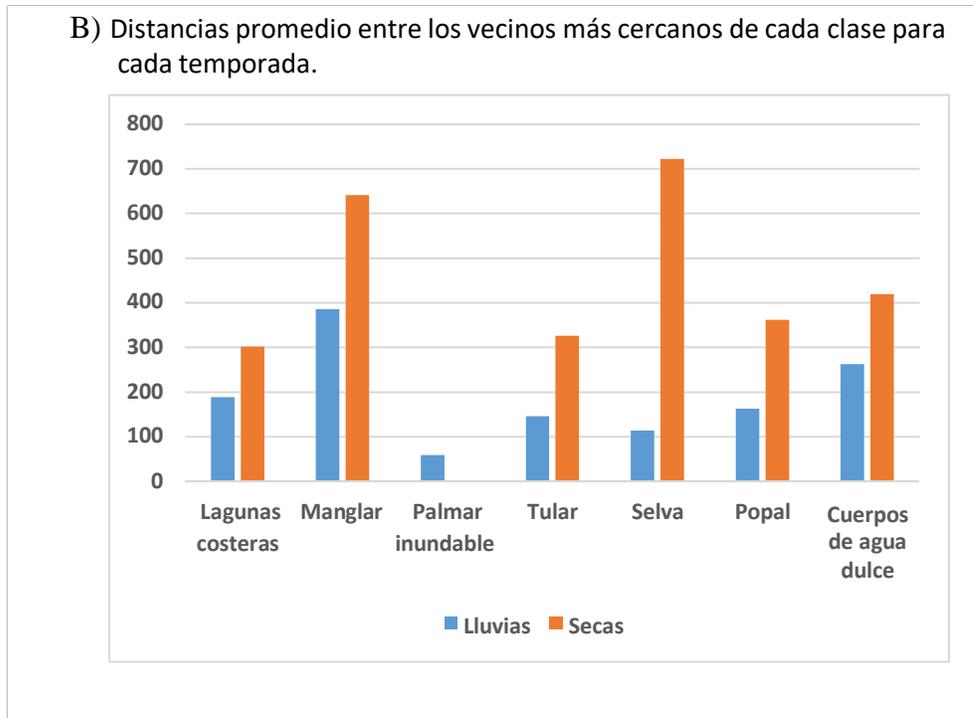
Los índices de configuración del paisaje para la temporada de secas y para las coberturas naturales mostraron que las coberturas de humedales palustres obtuvieron las proximidades promediadas (PROX\_MN) más elevadas con 13,166.06 m, lo que indica una mayor probabilidad de encontrar parches vecinos de la misma clase tomando en cuenta un radio de 200 m y ocho celdas vecinas. Los humedales costeros mostraron una proximidad promediada de 5,642.32 m de los cuales el manglar obtuvo un nivel alto con 4,104.28 m, mientras que las lagunas costeras están en un rango medio con 1,538.04 m tomando en cuenta los valores mostrados por las 7 coberturas naturales en el paisaje. La cobertura que mostró el valor más bajo de proximidad promediada fueron los humedales de agua dulce con 420.89 m únicamente de la selva baja inundable (Figura 6A).

De acuerdo con los resultados para la temporada de lluvias y bajo los mismos criterios, las coberturas de humedales palustres obtuvieron las proximidades promediadas más elevadas con

31,852.87 m, indicando una mayor probabilidad de encontrar parches vecinos de esta clase en la zona de estudio. Para esta temporada las coberturas de humedales de agua dulce tuvieron mayores valores con 21,134.78 m, en cambio los humedales costeros, a pesar de haber incrementado su valor, mostraron en comparación con las otras coberturas naturales una proximidad baja de 7,613.02 m, de los cuales 4,522.43 m corresponde al manglar y 3,090.60 m a las lagunas costeras (Figura 6A).

Figura 6. Configuración del paisaje en la zona de estudio para ambas temporadas.





Fuente: Elaboración propia.

En cuanto al índice de distancias euclidianas al vecino más cercano (ENN\_MN) (Figura 6B) para la temporada de secas, los humedales palustres fue la cobertura natural con el valor más elevado con 1,106.65 m de distancia entre los parches más cercanos, seguida de los humedales costeros con 942.48 m, donde el manglar obtuvo 640.68 m, mientras que las lagunas costeras tuvieron el valor más bajo con 301.79 m indicando que aunque sus parches sean pequeños y numerosos no se encuentran muy lejanos entre sí a diferencia del manglar. Finalmente, las coberturas de humedales de agua dulce obtuvieron 722.22 m únicamente de selva baja inundable.

Para la temporada de lluvias, las coberturas que mostraron una mayor distancia promediada entre sus parches vecinos más cercanos, en comparación con las coberturas naturales, fueron las de los humedales costeros con 574.17 m repartido entre el manglar con 386.02 m y las lagunas costeras con 188.14 m, mostrando el mismo patrón que en la temporada de secas. Después le siguieron las coberturas de humedales palustres con 570.45 m y finalmente las de humedales de agua dulce con 172.55 m Las distancias euclidianas entre parches de la misma cobertura disminuyeron en

temporada de lluvias lo que indica una mayor cercanía de los parches durante esta temporada (Figura 6B).

Para medir la conectividad se emplearon los índices de conectividad (CONNECTANCIA) y cohesión (COHESION) (Tablas 4 y 5), tomando en cuenta una distancia de 200 metros, las cuales nos indican el porcentaje de conductos potencialmente funcionales que existen entre las distintas coberturas. Para la temporada de secas, la cobertura que mostró el mayor nivel de conectividad fueron los humedales de agua dulce con un valor de 20 % aplicables solo para las selvas, mientras que los humedales costeros mostraron bajos niveles de conectividad con un 0.73 %, del cual 0.55 % corresponden al manglar y 0.18 % a las lagunas costeras, así como los humedales palustres con un valor de 0.64 %.

El índice de conectividad se aplicó también a radios de 1000 m, 2000 m y 5000 m, y de acuerdo con el cálculo de su desviación estándar (SD), las lagunas costeras mostraron una variabilidad baja en sus datos al aumentar el radio ( $SD \pm 2.76$ ), pero mayor que la mostrada por el manglar ( $SD \pm 1.45$ ), por lo que los datos tienen poca variación en cuanto al radio estimado.

Tabla 4. Índices de cohesión y conectividad durante la temporada de secas.

Cobertura	Conectividad 200 m (%)	Conectividad 1000 m (%)	Conectividad 2000 m (%)	Conectividad 5000 m (%)	Cohesión
Lagunas costeras	0.18	0.82	1.91	6.30	99.49
Manglar	0.55	1.32	2.09	3.94	99.63
Tular	0.26	0.77	1.39	3.94	99.71
Popal	0.19	0.59	1.08	2.92	99.58
Cuerpos de agua dulce	0.19	0.68	1.42	4.36	99.60
Selva	20	20	26.67	53.33	99.62

Fuente: Elaboración propia.

Durante la época de lluvias, el porcentaje de conectividad se distribuyó de la siguiente manera: humedales de agua dulce 16.40 %, humedales costeros 0.54 % repartidos entre manglar con 0.37 % y lagunas costeras con 0.18 %, y humedales palustres con 0.38 %. Las coberturas de humedales aparentemente disminuyeron su porcentaje de conectividad estructural durante la temporada de lluvias. Tomando en cuenta las tres medidas de radio distintas (ver Cuadro 5), la variación no fue elevada en lagunas costeras ( $SD \pm 2.47$ ) y manglar ( $SD \pm 1.22$ ). En general, para todas las coberturas hubo una aparente disminución de la conectividad en época de lluvias.

Tabla 5. Índices de cohesión y conectividad durante la temporada de lluvias.

Cobertura	Conectividad 200 m (%)	Conectividad 1000 m (%)	Conectividad 2000 m (%)	Conectividad 5000 m (%)	Cohesión
Lagunas costeras	0.17	0.77	1.74	5.66	99.47
Manglar	0.37	0.80	1.32	3.13	99.49
Tular	0.14	0.63	1.38	4.08	99.71
Popal	0.13	0.48	1.02	3.14	99.71
Cuerpos de agua	0.11	0.51	1.18	4.09	99.56
Palmar inundable	8.56	11.86	17.72	55.11	99.72
Selva	7.84	9.80	14.38	25.49	99.57

Fuente: Elaboración propia (Ver Tabla 3).

## A nivel de paisaje

En general, las métricas aplicadas a nivel de paisaje (Tablas 6, 7 y 8) nos muestran una matriz con 697,498.8 ha para ambas temporadas, un aumento mayor al 50 % de los parches en temporada de lluvias, aunado a un aumento de densidad y así mismo un incremento de tamaño entre los parches más grandes de las distintas coberturas. En cuanto a la configuración se reflejó un incremento de la proximidad durante los tiempos de lluvias, al igual que una disminución de las distancias entre vecinos más cercanos, la cohesión no presentó gran variabilidad.

De acuerdo con la diversidad en el paisaje, el tamaño y densidad del borde fueron mayores en temporada de lluvias, sin embargo este último no difirió en mucho con la temporada de secas (SD  $\pm 5.42$ ) (ver Cuadro 6).

Tabla 6. Composición del paisaje.

Índices	Área total del paisaje	Número de parches	Densidad del parche	Índice del parche más grande
Lluvias	60,7498.8	7,868	1.29	19.44
Secas	60,7498.8	3,523	0.58	15.94

Fuente: Elaboración propia (Ver Tabla 3).

Tabla 7. Configuración del paisaje.

Índices	Proximidad	Distancias Euclidianas	Conectividad	Cohesión
Lluvias	26,747.32	204.05	0.15	99.78
Secas	8,302.65	348.64	0.18	99.70

Fuente: Elaboración propia (Ver Tabla 3).

Tabla 8. Diversidad del paisaje

Índices	Tamaño del borde	Densidad del borde	Índice de Diversidad de Shannon	Índice de uniformidad de Shannon
Lluvias	23,319,880	38.39	1.77	0.80
Secas	18,661,640	30.72	1.69	0.77

Fuente: Elaboración propia (Ver Tabla 3).

## DISCUSIÓN

La fragmentación aparente en temporada de lluvias, de acuerdo con los índices de número y densidad de parches, pudo deberse a que los parches con usos agropecuarios se encuentran inmersos en los ambientes de humedales y durante temporada de secas el nivel de inundación bajo muestra los parches con uso agropecuario conectados, mientras que en temporada de lluvias el agua fluye hacia los potreros ubicados en zonas más bajas y surgen los humedales temporales fragmentando aparentemente el terreno aunque mantienen el mismo uso de suelo. Algunos estudios apuntan a que el uso agropecuario e industrial desmedido son una de las mayores amenazas para estos ecosistemas (Graizbord 2009; Magaña et al. 2011), y que de continuar con el incremento en los usos agropecuarios, los humedales costeros, principalmente el manglar, pueden verse seriamente fragmentados durante períodos de secas prolongados.

Pese al incremento en el número de parches, las proximidades y distancias euclidianas no superaron el kilómetro de distancia entre parches vecinos de la misma clase en temporada de secas, aunque se ven reducidas en temporada de lluvias. No obstante, contrario a las tendencias de temperaturas mínimas y máximas, los índices de precipitación no reportan una tendencia al incremento en la zona (Magaña et al. 2011; Yáñez Arancibia et al. 2014). Además, los eventos extremos de tormentas tropicales y huracanes se han intensificado, y existe mayor incertidumbre acerca de las alteraciones en las condiciones climáticas que ocasionará el cambio climático a futuro. Las variaciones atípicas del clima sin duda alterarán la hidrología de la zona, y las rachas de marea y vientos de tormenta podrían mermar la capacidad de protección que proveen los manglares a la costa, a la par que alterarán las condiciones fisicoquímicas del agua en las lagunas costeras (Conde Álvarez 2013; Reyes et al. 2019).

Aunque las coberturas naturales conservan algunos parches considerablemente grandes y cubren una mayor porción del terreno en general, los parches de las coberturas antropogénicas son de mayor tamaño y ocuparon en promedio para ambas temporadas el 17.90 % del paisaje. Además, los parches más grandes de humedales costeros apenas representaron un 5 % del paisaje en promedio para ambas temporadas. No obstante, es posible que el tamaño del parche sea un valor a tomar en cuenta en vegetaciones distribuidas en otras condiciones fisiográficas diferentes a las propias de la zona litoral-costera, en donde parches pequeños y angostos podrían aportar mayor funcionalidad y contener una mayor riqueza según sea el tamaño, comportamiento y distribución de la especie de interés (Jiménez et al. 2015).

En el caso de los humedales costeros, la conectividad se muestra muy baja respecto a otras coberturas durante ambas temporadas. En general, la disminución de la conectividad en temporada de lluvias está condicionada por el incremento en el tamaño y la densidad del borde, es decir, pese a la cercanía entre parches de la misma clase, en las inmediaciones de sus límites se encuentran muchos parches de clases distintas, limitando la cantidad de conductos funcionales entre parches, lo cual apunta hacia una fragmentación progresiva del paisaje (Gurrutxaga y Lozano 2006; Granados et al. 2014; Otavo y Echeverría 2017). No obstante, la diversidad de parches es buena y la uniformidad muy baja (Hernández et al. 2006; Troche et al. 2018).

Más allá de cualquier estructura, la hidrología es el principal factor de alteración determinante en los humedales y en el caso de los humedales costeros influyen los tipos de mareas, las condiciones geomorfológicas del litoral y los eventos meteorológicos eventuales o anuales (Alizad et al. 2018). La duración y frecuencia de las inundaciones afecta el sistema a nivel físico, químico y biológico,

a la vez que crea nuevos “canales” de flujo de material y energía de entrada o salida a lo largo y ancho de los humedales (Rivillas et al. 2014; White y Kaplan 2017).

Tanto las lagunas costeras como los manglares son los humedales costeros clave en la mitigación del cambio climático global ya que pueden capturar dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) con mayor rapidez y eficacia que otros ecosistemas; además, estos humedales costeros pueden mantener encapsulado el CO<sub>2</sub> por millones de años, por lo que una vez que son deforestados son una fuente importante de este gas de efecto invernadero (Byun et al. 2019; Morales Ojeda et al. 2019). Así mismo, son un importante medio de incubación para innumerables organismos bénticos, peces, crustáceos y algunos quelonios los cuales, a su vez, son fuente de alimentos para diversas especies de aves migratorias y endémicas (Lara et al. 2011; Torres Velázquez 2017).

Además, los manglares cobran un papel importante en la protección de la costa al fungir como barrera física contra huracanes y tormentas, evitan la erosión de la costa, y por ende disminuyen la vulnerabilidad costera en todas sus vertientes (Flores et al. 2007; Baird et al. 2009; Spalding et al. 2014). Sin embargo, a nivel mundial éstos siguen disminuyendo su extensión y calidad, inclusive en las áreas naturales protegidas. Especialmente, se reporta una disminución de las especies características de los humedales en sitios Ramsar de las regiones tropicales, lo que indica una fuerte tendencia de fragmentación en el hábitat, niveles de contaminación química elevados e introducción de especies invasoras (Gardner R.C, Barchiesi S, Beltrame C, Finlayson C.M, Galewski T, Harrison I, Paganini M, Perennou C, Pritchard D.E, Rosenqvist A 2015). En México se han perdido alrededor del 6.2 % de cobertura de humedales, donde las mayores pérdidas corresponden a zonas costeras del trópico húmedo (Landgrave y Moreno 2012; Moreno Casasola 2012).

Pese a que los responsables políticos tienen suficiente información científica a la mano sobre el desarrollo e implementación de estrategias adecuadas para la conservación de los humedales, parecen estar haciendo caso omiso de la problemática o, al menos, los esfuerzos por aplicar y dar seguimiento a la normatividad existente son escasos. Por parte del cuerpo académico se requiere promover el reconocimiento de la importancia de los humedales costeros para adquirir relevancia en la toma de decisiones de políticas públicas y dentro del sistema de conservación a nivel nacional (Kumar et al. 2017; Moreno et al. 2019). Así mismo, es preciso establecer colaboraciones para la conservación entre las distintas delimitaciones políticas del territorio, buscando sean lo más homogéneas posible entre fronteras.

Conocer la conectividad estructural de un paisaje determinado nos permite comprender mejor el comportamiento físico de los ecosistemas y los cambios y persistencias en la distribución de las especies vegetales. No obstante, este análisis requiere continuidad con su parte complementaria elemental, la evaluación de la conectividad ecológica funcional, para poder identificar la relación que tienen con la estructura del paisaje (Correa Ayram et al. 2014; Milena et al. 2017).

## **CONCLUSIONES**

Es de carácter prioritario implementar y dar seguimiento a programas de conservación de manglares y lagunas costeras en la zona litoral de Tabasco, abocarse a la vocación natural del territorio y limitar el uso antropogénico desmedido del suelo. Deben contemplarse planes de contingencia ecológica en la gestión hidrológica de las cuencas principales a nivel regional, así como respetar y hacer cumplir la legislación pertinente que regula las actividades productivas y el uso del suelo sugerido en el programa de ordenamiento ecológico territorial estatal, apegado al mismo los planes estatales de desarrollo.

Pese al resultado acerca de la conectividad estructural de los humedales costeros derivado de este análisis para la temporada de lluvias, en la zona de estudio ocurren eventos meteorológicos extraordinarios que periódicamente convergen con decisiones gubernamentales tomadas con base en la gestión hidrológica de la cuenca, donde una mala gestión genera mayores inundaciones en el territorio que rompen con cualquier pronóstico generado por estudios de conectividad estructural, ya que las barreras físicas eventualmente suelen sobrepasarse en el paisaje debido a las inundaciones. No obstante, las alteraciones meteorológicas debidas al cambio climático como períodos de sequías extremas, aunadas a la extensión de la urbanización, industria petrolera y agropecuaria, podrían causar impactos irreversibles en la estructura de los humedales costeros.

Por otro lado, se requiere conocer la red de mantos subterráneos de agua para ser considerados en el estudio, tomando en cuenta que los humedales son propiamente ambientes acuáticos superficiales que muy probablemente mantengan conexión por vía subterránea, especialmente para el caso de humedales permanentes.

Debido a la extensión considerada y aunque los humedales costeros se distribuyen a una escala mayor, cualquier tipo de planificación basada en los resultados obtenidos mediante este estudio solo puede ser aplicable para el estado de Tabasco, ya que las condiciones manifestadas por una determinada comunidad y en determinadas condiciones fisiográficas no pueden ser extrapoladas a otros entornos, de lo contrario se estaría generando una visión distorsionada de las condiciones reales del ecosistema provocada por el efecto contorno a nivel geográfico.

## REFERENCIAS

Alizad K, Hagen SC, Medeiros SC, Bilskie M V., Morris JT, Balthis L, Buckel CA. 2018.

Dynamic responses and implications to coastal wetlands and the surrounding regions under sea level rise. Dias JM, editor. PLoS One. 13(10):27. doi:10.1371/journal.pone.0205176. [consultado 2020 nov 2]. <https://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0205176>.

Aranda Cruz BA. 2014. “Vulnerabilidad de inundación en la región de la Chontalpa, Tabasco: El caso del área contractual petrolera de Magallanes.” [Tesina de Licenciatura en Geografía Humana]. [Iztapalapa, Ciudad de México, México]: Universidad Autónoma Metropolitana. [consultado 2020 oct 27]. <http://geografiahumana.izt.uam.mx/wp-content/uploads/2018/08/Tesina-Betzabe-Altaira-2014.pdf>.

Armenteras D, Vargas O. 2016. Patrones del paisaje y escenarios de restauración: Acercando escalas. Acta Biol Colomb. 21(1):229–239. doi:10.15446/abc.v21n1sup.50848. [consultado 2019 may 7]. [https://www.researchgate.net/publication/297717727\\_Patrones\\_del\\_paisaje\\_y\\_escenarios\\_de\\_restauracion\\_acercando\\_escalas](https://www.researchgate.net/publication/297717727_Patrones_del_paisaje_y_escenarios_de_restauracion_acercando_escalas).

Baird AH, Bhalla RS, Kerr AM, Pelkey NW, Srinivas V. 2009. Do mangroves provide an effective barrier to storm surges? Proc Natl Acad Sci United States Am. 106(40):6–7. doi:10.1073/pnas.09008799106. [consultado 2020 oct 30].

[https://www.researchgate.net/publication/26871205\\_Do\\_mangroves\\_provide\\_an\\_effective\\_barrier\\_to\\_storm\\_surges](https://www.researchgate.net/publication/26871205_Do_mangroves_provide_an_effective_barrier_to_storm_surges).

Barba Macías E, Calva Benítez LG, García Pacheco R, Gutiérrez Mendieta F, Torres Alvarado R, Palacios V. 2012. Delimitación de los humedales de Tabasco y de las lagunas urbanas. En: Plan Hídrico Integral de Tabasco Tercera Etapa. Villahermosa, Tabasco: Comisión Nacional del Agua. p. 1–50.

Barba Macías E, Rangel Mendoza J, Ramos Reyes R. 2006. Clasificación de los humedales de tabasco mediante sistemas de información geográfica. Univ y Cienc trópico húmedo. 22(2):101–110. doi:10.19136/era.a22n2.313. [consultado 2019 jul 6].

[https://www.researchgate.net/publication/28140318\\_Clasificacion\\_de\\_los\\_humedales\\_de\\_Tabasco\\_mediante\\_sistemas\\_de\\_informacion\\_geografica](https://www.researchgate.net/publication/28140318_Clasificacion_de_los_humedales_de_Tabasco_mediante_sistemas_de_informacion_geografica).

Beier P, Majka D, Jenness J. 2007. Designing Wildlife Corridors with ArcGIS. Watsonville, CA: [corridordesign.org](http://www.corridordesign.org). [consultado 2019 abr 20].

[http://www.elkhornsloughctp.org/uploads/files/1197586062CorridorDesigner\\_Workbook.pdf](http://www.elkhornsloughctp.org/uploads/files/1197586062CorridorDesigner_Workbook.pdf).

Brizuela AB, Aguirre CA, Velasco I. 2007. Aplicación de métodos de corrección atmosférica de datos Landsat 5 para análisis multitemporal. En: Teledetección. Hacia un mejor entendimiento de la dinámica global y regional. Editorial Martín. p. 207–214. [consultado 2020 ene 10].

<http://www.aet.org.es/congresos/xii/arg27.pdf>.

Byun C, Lee S-H, Kang H. 2019. Estimation of carbon storage in coastal wetlands and comparison of different management schemes in South Korea. J Ecol Environ. 43(1):1–12.

doi:10.1186/s41610-019-0106-7. [consultado 2020 oct 30].

[https://www.researchgate.net/publication/331969625\\_Estimation\\_of\\_carbon\\_storage\\_in\\_coastal\\_](https://www.researchgate.net/publication/331969625_Estimation_of_carbon_storage_in_coastal_)

wetlands\_and\_comparison\_of\_different\_management\_schemes\_in\_South\_Korea.

Calabrese JM, Fagan WF. 2004. A comparison-shopper's guide to connectivity metrics. *Front Ecol Environ.* 2(10):529–536. doi:10.1890/1540-9295(2004)002[0529:ACGTCM]2.0.CO;2. [consultado 2019 may 7]. <https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1890/1540-9295%282004%29002%5B0529%3AACGTCM%5D2.0.CO%3B2>.

Chacoff NP, Morales JM, Vaquera M del P. 2004. Efectos de la Fragmentación Sobre la Absorción y Depredación de Semillas en el Chaco Serrano1. *Biotrópica.* 36(1):109–117. doi:10.1646/0006-3606(2004)036[0109:EDLFSL]2.0.CO;2. [consultado 2019 may 7]. [https://bioone.org/journals/biotropica/volume-36/issue-1/0006-3606\(2004\)036%5B0109%3AEDLFSL%5D2.0.CO%3B2/Efectos-de-la-Fragmentación-Sobre-la-Absorción-y-Depredación-de/10.1646/0006-3606\(2004\)036\[0109:EDLFSL\]2.0.CO;2.short](https://bioone.org/journals/biotropica/volume-36/issue-1/0006-3606(2004)036%5B0109%3AEDLFSL%5D2.0.CO%3B2/Efectos-de-la-Fragmentación-Sobre-la-Absorción-y-Depredación-de/10.1646/0006-3606(2004)036[0109:EDLFSL]2.0.CO;2.short).

CONABIO. 2015. Mapa de uso del suelo y vegetación de la zona costera asociada a los manglares, Región Golfo de México. [consultado 2020 feb 1]. [http://geoportal.conabio.gob.mx/metadatos/doc/html/gm\\_oc2015gw.html](http://geoportal.conabio.gob.mx/metadatos/doc/html/gm_oc2015gw.html).

CONAPO. 2016. índice de marginación por entidad federativa y municipio 2015. [consultado 2020 jun 20]. <https://www.gob.mx/conapo/documentos/indice-de-marginacion-por-entidad-federativa-y-municipio-2015>.

Conde Álvarez AC. 2013. México frente al cambio climático Retos y oportunidades. En: Delgado GC, Gay C, Imaz M, Martínez MA, editores. México frente al cambio climático Retos y

oportunidades. Universidad Nacional Autónoma de México, Centro de Investigaciones Interdisciplinarias en Ciencias y Humanidades. p. 17–33.

Correa Ayram CA, Mendoza ME, López Granados E. 2014. Análisis del cambio en la conectividad estructural del paisaje (1975-2008) de la cuenca del lago cuitzeo, michoacán, México. *Rev Geogr Norte Gd.*(59):7–23. doi:10.4067/s0718-34022014000300002. [consultado 2020 ago 12]. <https://scielo.conicyt.cl/pdf/rgeong/n59/art02.pdf>.

Davidson NC. 2014. How much wetland has the world lost? Long-term and recent trends in global wetland area. *Mar Freshw Res.* 65:934–941. doi:10.1071/MF14173. [consultado 2019 jul 18]. <http://dx.doi.org/10.1071/MF14173>.

Diario Oficial de la Federación. 1992. Ley de Aguas Nacionales. México: Diario Oficial de la Federación. [consultado 2019 jun 13].  
[http://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/pdf/16\\_240316.pdf](http://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/pdf/16_240316.pdf).

Domínguez Domínguez M, Zavala Cruz J, Martínez Zurimendi P. 2011. Manejo forestal sustentable de los manglares de Tabasco. Villahermosa, Tabasco: Gobierno del Estado de Tabasco; Secretaría de Recursos Naturales y Protección Ambiental; Colegio de Postgraduados, Campus Tabasco; Petróleos Mexicanos. [consultado 2019 mar 12].  
[http://www.colpos.mx/tabasco/vinculacion/LIBRO\\_MANGLARES\\_DE\\_TABASCO.pdf](http://www.colpos.mx/tabasco/vinculacion/LIBRO_MANGLARES_DE_TABASCO.pdf).

Fahrig L. 2003. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annu Rev Ecol Evol Syst.* 34(1):487–515. doi:10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419. [consultado 2019 abr 7].

[https://www.researchgate.net/publication/216849867\\_Fahrig\\_L\\_Effects\\_of\\_Habitat\\_Fragmentation\\_on\\_Biodiversity\\_Annu\\_Rev\\_Ecol\\_Evol\\_Syst\\_34\\_487-515](https://www.researchgate.net/publication/216849867_Fahrig_L_Effects_of_Habitat_Fragmentation_on_Biodiversity_Annu_Rev_Ecol_Evol_Syst_34_487-515).

Farina A. 2006. Principles and Methods in Landscape Ecology Towards a science of landscape. 2a ed. Dordrecht, editor. Springer.

Fischer J, Lindenmayer DB. 2007. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Glob Ecol Biogeogr.* 16:265–280. doi:10.1111/j.1466-8238.2006.00287.x. [consultado 2019 abr 18]. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/j.1466-8238.2007.00287.x>.

Flores FJ, Agraz C, Benítez D. 2007. Ecosistemas acuáticos costeros: importancia, retos y prioridades para su conservación. En: Sánchez Ó, Herzig M, Peters E, Márquez R, Zambrano L, editores. *Perspectivas sobre conservación de ecosistemas acuáticos en México*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales; Instituto Nacional de Ecología; U.S. Fish & Wildlife Service; Unidos por la Conservación, A.C.; Universidad Michoacana de San Nicolás Hidalgo. p. 147–166. [consultado 2020 oct 30]. <https://docplayer.es/12780089-Ecosistemas-acuaticos-costeros-importancia-retos-y-prioridades-para-su-conservacion.html>.

Forman RTT, Godron M. 1986. *Landscape Ecology*. Wiley, editor. Minnesota: John Wiley & sons, INC.

Francois J, Díaz JR, Pérez A. 2003. Evaluación de la confiabilidad temática de mapas o de imágenes clasificadas: una revisión. *Investig Geográficas.*:53–72. [consultado 2020 ago 30]. <http://www.scielo.org.mx/pdf/igeo/n51/n51a5.pdf>.

Fulford RS, Peterson MS, Wu W, Grammer PO. 2014. An ecological model of the habitat mosaic in estuarine nursery areas: Part II-Projecting effects of sea level rise on fish production. *Ecol Modell.* 273:96–108. doi:10.1016/j.ecolmodel.2013.10.032. [consultado 2019 abr 8].  
<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0304380013005310>.

García E. 2008. Climas. Catálogo de metadatos geográficos. [consultado 2019 may 18].  
[http://www.conabio.gob.mx/informacion/metadatos/gis/clima1mgw.xml?\\_httpcache=yes&\\_xsl=/db/metadatos/xsl/fgdc\\_html.xsl&\\_indent=no](http://www.conabio.gob.mx/informacion/metadatos/gis/clima1mgw.xml?_httpcache=yes&_xsl=/db/metadatos/xsl/fgdc_html.xsl&_indent=no).

Gardner R.C, Barchiesi S, Beltrame C, Finlayson C.M, Galewski T, Harrison I, Paganini M, Perennou C, Pritchard D.E, Rosenqvist A and WM. 2015. Estado de los humedales del mundo y de los servicios que prestan a las personas: una recopilación de análisis recientes. *Secr la Conv Ramsar.* 7:20. [consultado 2020 sep 20].  
<https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/>.

Graizbord B. 2009. Marco general de políticas de adaptación al cambio climático. En: Buenfil Friedman J, editor. *Adaptación a los impactos del cambio climático en los humedales costeros del Golfo de México.* Ciudad de México: INE-SEMARNAT. p. 79–102.

Granados C, Serrano Giné D, García Romero A. 2014. Efecto de borde en la composición y en la estructura de los bosques templados. Sierra de Monte-Alto, centro de México. *Caldasia.* 36(2):269–287. doi:10.15446/caldasia/v36n2.47486. [consultado 2020 nov 2].  
<http://www.scielo.org.co/pdf/cal/v36n2/v36n2a7.pdf>.

Gurrutxaga M, Lozano PJ. 2006. Efectos de la fragmentación de hábitats y pérdida de conectividad ecológica dentro de la dinámica territorial. *Polígonos Rev Geogr.* 16(16):35–54. doi:10.18002/pol.v0i16.410. [consultado 2020 nov 2].

[https://www.researchgate.net/publication/259573614\\_Efectos\\_de\\_la\\_fragmentacion\\_de\\_habitats\\_y\\_perdida\\_de\\_conectividad\\_ecologica\\_dentro\\_de\\_la\\_dinamica\\_territorial](https://www.researchgate.net/publication/259573614_Efectos_de_la_fragmentacion_de_habitats_y_perdida_de_conectividad_ecologica_dentro_de_la_dinamica_territorial).

Gutiérrez C. ÁL, Pinilla A. GA. 2016. Efectos de la conectividad local sobre los ensamblajes de peces en una planicie de inundación tropical. *Caldasia.* 38(2):300–313.

doi:10.15446/caldasia.v38n2.60920. [consultado 2019 abr 18].

[https://www.researchgate.net/publication/311712492\\_Efectos\\_de\\_la\\_conectividad\\_local\\_sobre\\_los\\_ensambles\\_de\\_peces\\_en\\_una\\_planicie\\_de\\_inundacion\\_tropical](https://www.researchgate.net/publication/311712492_Efectos_de_la_conectividad_local_sobre_los_ensambles_de_peces_en_una_planicie_de_inundacion_tropical).

Gutierrez P, Ramírez A. 2016. Evaluación de la calidad ecológica de los ríos en Puerto Rico: Principales amenazas y herramientas de evaluación. *Hidrobiológica.* 26(3):433–441.

doi:10.24275/uam/izt/dcbs/hidro/2016v26n3/Ramirez. [consultado 2019 may 8].

<http://hidrobiologica.izt.uam.mx/index.php/revHidro/article/view/1165>.

Haines Young R, Green D.R., Cousins S. 1993. Landscape ecology and information systems. En: Hines Young R, Green David R., Cousins SH, editores. *Landscape Ecology and GIS.* United State of America: CRC Press. p. 3–8.

Hartert J, Southworth J. 2009. Dwindling resources and fragmentation of landscapes around parks: wetlands and forest patches around Kibale National Park, Uganda. *Landsc Ecol.*

24(5):643–656. doi:10.1007/s10980-009-9339-7. [consultado 2019 may 8].

<http://link.springer.com/10.1007/s10980-009-9339-7>.

Hernández H, Priego ÁG, López JA, Isunza E. 2006. Los paisajes físico-geográficos de los manglares de la laguna de La Mancha, Veracruz, México. *Interciencia*. 31(3):211–219.

[consultado 2020 nov 2].

[https://www.researchgate.net/publication/46416873\\_Los\\_paisajes\\_fisico-geograficos\\_de\\_los\\_manglares\\_de\\_la\\_laguna\\_de\\_La\\_Mancha\\_Veracruz\\_Mexico](https://www.researchgate.net/publication/46416873_Los_paisajes_fisico-geograficos_de_los_manglares_de_la_laguna_de_La_Mancha_Veracruz_Mexico).

INEGI. 2010. Localidades de la república mexicana 2010. Catálogo de metadatos geográficos. [consultado 2020 ene 30].

[http://www.conabio.gob.mx/informacion/metadatos/gis/loc2010gw.xml?\\_xsl=/db/metadatos/xsl/fgdc\\_html.xsl&\\_indent=no](http://www.conabio.gob.mx/informacion/metadatos/gis/loc2010gw.xml?_xsl=/db/metadatos/xsl/fgdc_html.xsl&_indent=no). INEGI. 2016a. División política estatal 1:250000. Catálogo de metadatos geográficos. [consultado 2020 ene 20].

[http://geoportal.conabio.gob.mx/metadatos/doc/html/dest\\_2015gw.html](http://geoportal.conabio.gob.mx/metadatos/doc/html/dest_2015gw.html).

INEGI. 2016b. Uso de suelo y vegetación, escala 1:250000, serie VI (continuo nacional).

Catálogo de metadatos geográficos. [consultado 2020 ene 20].

[http://www.conabio.gob.mx/informacion/metadatos/gis/usv250s6gw.xml?\\_httpcache=yes&\\_xsl=/db/metadatos/xsl/fgdc\\_html.xsl&\\_indent=no](http://www.conabio.gob.mx/informacion/metadatos/gis/usv250s6gw.xml?_httpcache=yes&_xsl=/db/metadatos/xsl/fgdc_html.xsl&_indent=no).

Iniesta R. 2003. La transición entre el desarrollismo y la globalización: ensamblando Tabasco.

Universidad Autónoma Indígena de México, Centro Regional de Investigaciones

Multidisciplinarias.

Instituto Nacional de Investigaciones Forestales y Agropecuarias. 1995. Edafología. Catálogo de metadatos geográficos. [consultado 2020 ene 30].

[http://www.conabio.gob.mx/informacion/metadatos/gis/eda251mgw.xml?\\_httpcache=yes&\\_xsl=/db/metadatos/xsl/fgdc\\_html.xsl&\\_indent=no](http://www.conabio.gob.mx/informacion/metadatos/gis/eda251mgw.xml?_httpcache=yes&_xsl=/db/metadatos/xsl/fgdc_html.xsl&_indent=no).

Iverson LR. 2007. Adequate data of known accuracy are critical to advancing the field of landscape ecology. En: Wu J, Hobbs RJ, editores. *Key Topics in Landscape Ecology*. 1st ed. United Kingdom: Cambridge University Press. p. 11–38. [consultado 2019 may 8].

[https://www.researchgate.net/publication/279926871\\_Adequate\\_data\\_of\\_known\\_accuracy\\_are\\_critical\\_to\\_advancing\\_the\\_field\\_of\\_landscape\\_ecology](https://www.researchgate.net/publication/279926871_Adequate_data_of_known_accuracy_are_critical_to_advancing_the_field_of_landscape_ecology).

Jiménez O, Espejel I, Martínez ML. 2015. Scientific research on coastal dunes of Mexico: Origin, evolution and challenges. *Rev Mex Biodivers*. 86(2):486–507. doi:10.1016/j.rmb.2015.04.022. [consultado 2020 nov 3]. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rmb.2015.04.022>.

Jiménez V. 2018. Desarrollo de una metodología mediante acoplamiento de bioaumentación, bioestimulación y bioventeo para la remediación de un suelo costero contaminado con hidrocarburos intemperizados [Tesis de Doctorado en Ciencia y Tecnología]. [León, Guanajuato, México]: CIATEC. [consultado 2020 nov 19].

[https://ciatec.repositorioinstitucional.mx/jspui/bitstream/1019/100/1/Tesis Verónica Jiménez\\_VERSION FINAL.pdf](https://ciatec.repositorioinstitucional.mx/jspui/bitstream/1019/100/1/Tesis%20Verónica%20Jiménez_VERSION%20FINAL.pdf).

Jongman RHG. 1987. Introduction. En: Jongman RHG, Ter Braak CJF, Van Tongeren OFR, editores. *Data analysis in community and landscape ecology*. University press, Cambridge. p. 1–

9. [consultado 2019 may 7].

[https://books.google.com.mx/books?hl=es&lr=&id=Oy8F3oVGPeIC&oi=fnd&pg=PP1&dq=Data+analysis+in+community+and+landscape+ecology&ots=GIrt2cE12W&sig=mD-4rIVPRdEcvtNSaU-GvissO-k#v=onepage&q=Data analysis in community and landscape ecology&f=false](https://books.google.com.mx/books?hl=es&lr=&id=Oy8F3oVGPeIC&oi=fnd&pg=PP1&dq=Data+analysis+in+community+and+landscape+ecology&ots=GIrt2cE12W&sig=mD-4rIVPRdEcvtNSaU-GvissO-k#v=onepage&q=Data+analysis+in+community+and+landscape+ecology&f=false).

Jongman RHG. 2004. The context and concept of ecological networks. En: Jongman RHG, Pungetti G, editores. Ecological Networks and Greenways concept, design, implementation. Cambridge University Press. p. 7–33.

Khoury F, Korner P. 2018. The effects of habitat variables and land use on breeding birds in remnant wetland strips in an arid, rural landscape. *J Arid Environ.* 153:24–31.

doi:10.1016/J.JARIDENV.2018.01.001. [consultado 2019 abr 19].

<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0140196318300016>.

Kumar R, Tol S, McInnes RJ, Everard M, Kulindwa AA. 2017. Humedales para la reducción del riesgo de desastres : Opciones eficaces para comunidades resilientes. Nota sobre Políticas Ramsar. 1:5. [consultado 2019 ago 17].

[https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/rpb\\_wetlands\\_and\\_drr\\_s.pdf](https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/rpb_wetlands_and_drr_s.pdf).

Landeros J, Badii M. 2007. Cuantificación de la fragmentación del paisaje y su relación con Sustentabilidad. *Daena.* 2(1):26–38. [consultado 2020 sep 7].

<http://scholar.google.com/scholar?hl=en&btnG=Search&q=intitle:Cuantificaci?n+de+la+fragmen+ta+ci?n+del+paisaje+y+su+relaci?n+con+Sustentabilidad#0>.

Landgrave R, Moreno P. 2012. Evaluación cuantitativa de la pérdida de humedales en México. *Investig Ambient*. 4(1):19–35. [consultado 2019 ago 25]. <https://proyectopuente.com.mx/wp-content/uploads/2019/05/121-707-1-pb.pdf>.

Lara AL, Contreras F, Castañeda O, Barba E, Pérez MA. 2011. Lagunas costeras y estuarios Lagunas costeras y estuarios. En: Cruz Angón A, editor. *La Biodiversidad en Veracruz un estudio de estado*. Gobierno del Estado de Veracruz, Universidad Veracruzana, Instituto de Ecología. p. 297–313.

Lee J, Wong DWS. 2005. *Statistical Analysis of Geographic Information with ArcView GIS and ArcGIS*. Canada: John Wiley & sons, INC.

León Alfaro Y. 2019. Análisis de fragmentación y conectividad del bosque en la subcuenca del río Tapezco, Costa Rica: Conectando el bosque para proteger el agua. *Cuad Geogr Rev Colomb Geogr*. 28(1):102–120. doi:10.15446/rcdg.v28n1.67969. [consultado 2019 abr 23]. <https://revistas.unal.edu.co/index.php/rcg/article/view/67969>.

Magaña V, Gómez L, Neri C, Landa R, León C, Ávila B. 2011. Sobre los humedales costeros del Golfo de México. En: Magaña V, Gómez L, Neri C, Landa R, León C, Ávila B, editores. *Medidas de Adaptación al Cambio Climático en Humedales del Golfo de México*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales; Instituto Nacional de Ecología, Banco Mundial, Gobierno de Japón, Universidad Autónoma Metropolitana, Centro de Especialistas en Gestión Ambiental. p. 10–12. [consultado 2020 nov 5].

[https://wwflac.awsassets.panda.org/downloads/librohumedales\\_baja\\_julio2011.pdf](https://wwflac.awsassets.panda.org/downloads/librohumedales_baja_julio2011.pdf).

Magrath A, Larrinaga A, Santamaría L. 2012. Effects of Matrix Characteristics and Interpatch Distance on Functional Connectivity in Fragmented Temperate Rainforests. *Conserv Biol.* 26(2):238–247. doi:10.1111/j.1523-1739.2011.01818.x. [consultado 2019 may 7].  
<http://doi.wiley.com/10.1111/j.1523-1739.2011.01818.x>.

Maiorano L, Falcucci A, Garton E, Boitani L. 2007. Contribution of the Natura 2000 Network to Biodiversity Conservation in Italy. *Conserv Biol.* 21(6):1433–1444. doi:10.1111/j.1523-1739.2007.00831.x. [consultado 2019 may 8]. <http://doi.wiley.com/10.1111/j.1523-1739.2007.00831.x>.

Maldonado EA, Ochoa S, Ramos R, Guadarrama M de los Á, González N, H. J. de Jong B. 2016. La selva inundable de canacoite en Tabasco, México, una comunidad vegetal amenazada. *Acta Bot Mex.* 101(115):75. doi:10.21829/abm115.2016.1113. [consultado 2020 sep 4].  
[http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0187-71512016000200075](http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0187-71512016000200075).

Marín Valencia AL, Toro restrepo LJ, Uribe Soto SI. 2008. Conectividad estructural del paisaje cafetero en la cuenca alta del Río San Juan, suroeste antioqueño, Colombia. *Boletín Ciencias la Tierra.* 23:43–54. [consultado 2020 sep 6]. [http://www.scielo.org.co/scielo.php?pid=S0120-36302008000200005&script=sci\\_abstract&tlng=es](http://www.scielo.org.co/scielo.php?pid=S0120-36302008000200005&script=sci_abstract&tlng=es).

Martínez E. 2019. La construcción de la nueva refinería por parte de Pemex podría significar varios problemas. *Actual La Rev la Ind Energética.*:4–11. [consultado 2020 oct 29].

<https://petroquimex.com/PDF/MayJun19/Refineria-Dos-Bocas.pdf>.

McGarigal K, Cushman SA, Neel MC, Ene E. 2002. FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps. [consultado 2020 sep 10].

<http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>.

Milena A, Finegan B, Brenes C, Günter S, Palomeque X. 2017. Evaluación de la conectividad estructural y funcional en el corredor de conservación Podocarpus-Yacuambi, Ecuador. *Caldasia*. 39(1):143. doi:10.15446/caldasia.v39n1.64324. [consultado 2019 may 7].

<http://revistas.unal.edu.co/index.php/cal/article/view/64324>.

Mitchell PJ, Downie AL, Diesing M. 2018. How good is my map? A tool for semi-automated thematic mapping and spatially explicit confidence assessment. *Environ Model Softw*. 108:111–122. doi:10.1016/j.envsoft.2018.07.014. [consultado 2020 abr 17].

<https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2018.07.014>.

Morales Ojeda SM, Medina Gómez I, Ramírez Ramírez J, Osorio Moreno I, Teutli Hernández C, Aguilar Trujillo A, Pech Poot E, Carrillo Baeza L, Camacho Rico A. 2019. Almacenes Y Flujos En Lagunas Costeras : Laguna Celestún. En: Paz Pellat F, Hernández Ayón MJ, Sosa Ávalos R, Velázquez Rodríguez AS, editores. *Estado del Ciclo del Carbono en México Agenda Azul y Verde*. Programa Mexicano del Carbono, Red temática del CONACYT. [consultado 2020 nov 5].

<http://pmcarbono.org/pmc/publicaciones/eccm.php>.

Moreno Casasola P. 2012. *Los humedales en México. Oportunidades para la sociedad*. Secretaría

de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Centro de Educación y Capacitación para el Desarrollo Sustentable I de EACR de EF, editor. Cuad Divulg Ambient.:23. [consultado 2020 nov 7]. <https://biblioteca.semarnat.gob.mx/janium/Documentos/Cecadesu/Libros/Humedales.pdf>.

Moreno P, Aguirre L, Campos A, Carral CO, Cejudo E, Gonzáles RM, Gónzales M, Hernández ME, Infante D, Lazos A, et al. 2019. Humedales costeros de agua dulce y bases para su gobernanza. En: Rivera Arriaga E, Azuz Adeath I, Cervantes Rosas OD, Espinoza Tenorio A, Silva Casarín R, Ortega Rubio A, Botello A V., Vega Serratos BE, editores. Gobernanza y Manejo de las Costas y Mares Ante la Incertidumbre. Una Guía para tomadores de decisiones. Instituto de Ecología, Pesquerías y Oceanografía del Golfo de México, Universidad Autónoma de Campeche, Red Internacional de Costas y Mares. p. 427–458.

Neri M. 2011. Diseño Y Análisis De Corredores Biológicos Locales Para El Ejido Francisco Villa, Tenosique, Tabasco, México. Memorias 2do encuentro Nac Investig científica y 1er Simp Int Investig Multidiscip.:230–238. [consultado 2019 abr 20].

<https://scholar.google.com.mx/citations?user=g4-k3skAAAAJ&hl=es>.

Núñez JC, Ramos R, Barba E, Espinoza A, Gama L. 2016. Índice de vulnerabilidad costera del litoral tabasqueño, México. *Investig Geográficas*.(91). doi:10.14350/rig.50172. [consultado 2019 ago 19]. <http://www.investigacionesgeograficas.unam.mx/index.php/rig/article/view/50172>.

Ordoñez L, González Renzzo, Cardona Claudia. 2016. Conectividad entre los humedales Santa María del Lago, Córdoba, Juan Amarillo y los demás elementos de la estructura ecológica principal en la cuenca urbana del Río Salitre, Bogotá D.C. *Azimut*. 7:52–59. [consultado 2019

mar 20]. <https://revistas.udistrital.edu.co/ojs/index.php/azimut/article/view/11450/12217>.

Ortiz MA, Méndez AP. 1999. Escenarios de vulnerabilidad por ascenso del nivel del mar en la costa mexicana del Golfo de México y el Mar Caribe. *Investig Geográficas*. 39:68–81.

[consultado 2019 jul 18]. <http://www.scielo.org.mx/pdf/igeo/n39/n39a5.pdf>.

Otavo S, Echeverría C. 2017. Fragmentación progresiva y pérdida de hábitat de bosques naturales en uno de los hotspot mundiales de biodiversidad. *Rev Mex Biodivers*. 88(4):924–935.

doi:10.1016/j.rmb.2017.10.041. [consultado 2020 oct 29].

<http://dx.doi.org/10.1016/j.rmb.2017.10.041>.

Palma DJ, Moreno E, Rincón JA, Shirma ED. 2012. Degradación y conservación de los suelos del estado de Tabasco. Cardenas, Tabasco, México: Colegio de Postgraduados; CONACYT; CCYTET.

Palma DJ, Vázquez CJ, Mata A, López A, Morales M, Chablé R, Contreras J, Palma D. 2011. Zonificación de Ecosistemas y Agroecosistemas Susceptibles de Recibir Pagos por Servicios Ambientales en la Chontalpa, Tabasco. Gobierno del Estado de Tabasco; Secretaría de Recursos Naturales y Protección Ambiental; Colegio de Postgraduados, Campus Tabasco; Petróleos Mexicanos. [consultado 2020 sep 5].

[https://www.researchgate.net/publication/293958292\\_Zonificacion\\_de\\_Ecosistemas\\_y\\_Agroecosistemas\\_Susceptibles\\_de\\_Recibir\\_Pagos\\_por\\_Servicios\\_Ambientales\\_en\\_la\\_Chontalpa\\_Tabasco](https://www.researchgate.net/publication/293958292_Zonificacion_de_Ecosistemas_y_Agroecosistemas_Susceptibles_de_Recibir_Pagos_por_Servicios_Ambientales_en_la_Chontalpa_Tabasco)

Pinkus Rendón MJ, Contreras Sánchez A. 2012. Impacto socioambiental de la industria petrolera

en Tabasco: el caso de la Chontalpa. *Rev LiminaR Estud Soc y humanísticos*. 10(2):122–144. [consultado 2019 abr 20]. [http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1665-80272012000200008](http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1665-80272012000200008).

Ramos Ventura LJ. 2019. La vegetación acuática. En: Gómez Hernández CV, Cruz Medina J, Melgarejo ED, López Higareda D, Nájera Cordero KC, Cabrera Aguirre EG, editores. *La biodiversidad en Tabasco estudio de estado*. México: CONABIO. p. 73–79. [consultado 2019 ago 18]. [https://www.biodiversidad.gob.mx/region/EEB/pdf/Tabasco/TAB\\_EE\\_2019\\_vol2\\_CLOSE.pdf](https://www.biodiversidad.gob.mx/region/EEB/pdf/Tabasco/TAB_EE_2019_vol2_CLOSE.pdf).

Reyes C, Rodríguez L, Mandujano JC. 2019. Cambio climático y su impacto en el territorio. Villahermosa, Tabasco. p. 150. [consultado 2020 oct 29]. [https://www.researchgate.net/publication/332211840\\_Cambio\\_climatico\\_y\\_su\\_impacto\\_en\\_el\\_territorio](https://www.researchgate.net/publication/332211840_Cambio_climatico_y_su_impacto_en_el_territorio).

Rivillas G, Silva R, Mendoza E, Ruiz G, Romero J, Nava Y. 2014. Coastal erosion assessment in wetlands on the Gulf of Mexico. *Proc Coast Eng Conf*. doi:10.9753/icce.v34.management.34. [consultado 2020 oct 30]. <https://journals.tdl.org/icce/index.php/icce/article/view/7833>.

Ruiz Álvarez O, Vázquez Peña R, Arteaga Ramírez MA, Ontiveros capurata RE, López López R. 2012. Inicio de la estación de crecimiento y periodos secos en Tabasco , México. *Tecnol y ciencias del agua*. 3:85–102. [consultado 2020 sep 6]. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=353531977006>.

Sánchez A, Florido R, Barba E. 2008. Ecosistemas y recursos hídricos en Tabasco. En: Sánchez

AJ, Barajas Fernández J, editores. Diseño del Instituto del Agua de Tabasco. Manejo integrado de los recursos hídricos. Villahermosa: Universidad Juárez Autónoma de Tabasco. p. 31–45. [consultado 2020 jul 9]. <https://bibliotecasibe.ecosur.mx/sibe/book/000031098>.

Sánchez AJ, Barba E. 2005. Biodiversidad de Tabasco. En: Bueno J, Álvarez F, Santiago S, editores. Biodiversidad del Estado de Tabasco. Estado de México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Biología. p. 1–16. [consultado 2020 jul 7]. <https://bibliotecasibe.ecosur.mx/sibe/book/000041615>.

Sapena M, Ruiz LA. 2015. Descripción y cálculo de índices de fragmentación urbana: Herramienta IndiFrag. *Rev Teledetec.*(43):77–89. doi:10.4995/raet.2015.3476. [consultado 2020 jul 7]. [https://www.researchgate.net/publication/281362402\\_Descripcion\\_y\\_calculo\\_de\\_indices\\_de\\_fragmentacion\\_urbana\\_Herramienta\\_IndiFrag](https://www.researchgate.net/publication/281362402_Descripcion_y_calculo_de_indices_de_fragmentacion_urbana_Herramienta_IndiFrag).

Schwemmer P, Garthe S. 2008. Regular habitat switch as an important feeding strategy of an opportunistic seabird species at the interface between land and sea. *Estuar Coast Shelf Sci.* 77(1):12–22. doi:10.1016/J.ECSS.2007.08.017. [consultado 2019 abr 19]. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0272771407003897>.

Secretaría de la Convención de Ramsar. 2013. Manual de la Convención de Ramsar. Guía a la Conv sobre los Humed (Ramsar, Irán, 1971). 6:7–8. [consultado 2019 mar 20]. <https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/manual6-2013-sp.pdf>.

Spalding M, McIvor A, Tonnejck F, Tol S, Van EP. 2014. Mangroves for coastal defence

Guidelines for coastal managers & policy makers. Wetlands International and The Nature Conservancy. [consultado 2020 nov 5].

<http://www.nature.org/media/oceansandcoasts/mangroves-for-coastal-defence.pdf>.

Taylor PD, Fahrig L, With KA. 2006. Landscape connectivity: a return to the basics. En: Crooks KR, Sanjayan M, editores. Connectivity conservation. Colorado: Cambridge. p. 29–43.

Tinajero R, Rodríguez Estrella R. 2012. Efectos de la fragmentación del matorral desértico sobre poblaciones del aguililla cola-roja y el cernícalo americano en Baja California Sur, México. *Acta zoológica Mex.* 28(2). doi:10.21829/azm.2012.282844. [consultado 2019 may 7].

<http://azm.ojs.inecol.mx/index.php/azm/article/view/844>.

Toledo A, Nuñez A, Farrera H. 1983. Como destruir el paraíso: el desastre ecológico del Sureste. Centro de Ecodesarrollo, editor. México.

Torres Velázquez JR. 2017. Estructura y funcionamiento del manglar y su relación con la producción secundaria de camarones ( Decapoda : Penaeidae ) en la Laguna Mecoacán , Tabasco . [Tesis de doctorado]. El Colegio de la Frontera Sur. [consultado 2020 nov 5].

[https://www.researchgate.net/publication/322274456\\_Estructura\\_y\\_funcionamiento\\_del\\_manglar\\_y\\_su\\_relacion\\_con\\_la\\_produccion\\_secundaria\\_de\\_camarones\\_Decapoda\\_Penaeidae\\_en\\_la\\_Laguna\\_Mecoacan\\_Tabasco](https://www.researchgate.net/publication/322274456_Estructura_y_funcionamiento_del_manglar_y_su_relacion_con_la_produccion_secundaria_de_camarones_Decapoda_Penaeidae_en_la_Laguna_Mecoacan_Tabasco).

Troche C, Priego Santander ÁG, Bollo Manent M, Ressler R. 2018. Paisajes físico-geográficos de humedales costeros continentales en dos áreas naturales protegidas del Golfo de México. *Terra Digit.* 2(1):1–6. doi:10.22201/igg.terradigitalis.2018.1.41. [consultado 2020 nov 3].

[https://www.researchgate.net/publication/327510567\\_Paisajes\\_fisico-](https://www.researchgate.net/publication/327510567_Paisajes_fisico-)

geograficos\_de\_humedales\_costeros\_continenciales\_en\_dos\_areas\_naturales\_protegidas\_del\_Golfo\_de\_Mexico\_Mexico\_1250\_000.

Tudela F. 1989. La modernización forzada del trópico: el caso de Tabasco: proyecto integrado del Golfo. Nacional, Instituto Politécnico, Centro de Investigación y Estudios Avanzados, Federación Internacional de Institutos de Estudios Avanzados, Instituto de Investigaciones de las Naciones Unidas para el Desarrollo Social EC de M, editor.

Turner MG, Gardner RH, O'Neill R V. 2001. Landscape Ecology in theory and practice pattern and process. New York: Springer.

Uroy L, Ernoult A, Mony C. 2019. Effect of landscape connectivity on plant communities: a review of response patterns. *Landsc Ecol*. doi:10.1007/s10980-019-00771-5. [consultado 2019 abr 8]. <http://link.springer.com/10.1007/s10980-019-00771-5>.

Valdez Leal J de D. 2016. Propuesta para el establecimiento de corredores biológicos en el estado de Tabasco [Tesis de doctorado]. [Villahermosa, Tabasco]: Universidad Juárez Autónoma de Tabasco.

Vila J, Varga D, Llausás A, Ribas A. 2006. Conceptos y métodos fundamentales en ecología del paisaje (landscape ecology). Una interpretación de la geografía. 48.:151–166. [consultado 2019 may 7]. <https://core.ac.uk/download/pdf/39020511.pdf>.

Wei P, Zan Q, Tam NFY, Shin PKS, Cheung SG, Li M. 2017. Impact of habitat management on waterbirds in a degraded coastal wetland. *Mar Pollut Bull*. 124(2):645–652.

doi:10.1016/J.MARPOLBUL.2017.02.068. [consultado 2019 abr 25].

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0025326X17301832>.

West RC, Psuty NP, Thom BG. 1985. Las tierras bajas de Tabasco: en el sureste de México. 2a ed. Escalante Guerra P, traductor. Villahermosa, Tabasco: Instituto de Cultura de Tabasco, Gobierno del Estado de Tabasco. [consultado 2020 nov 4].

<https://bibliotecasibe.ecosur.mx/sibe/book/000049814>.

White E, Kaplan D. 2017. Restore or retreat? saltwater intrusion and water management in coastal wetlands. *Ecosyst Heal Sustain*. 3(1):e01258. doi:10.1002/ehs2.1258. [consultado 2019 nov 27]. <https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1002/ehs2.1258>.

Wolff JO, Schauber EM, Edge WD. 1997. Effects of Habitat Loss and Fragmentation on the Behavior and Demography of Gray-Tailed Voles. Efectos de la Perdida y Fragmentacion de Habitat Sobre el Comportamiento y la Demografia de Ratones de Campo de Cola Gris. *Conserv Biol*. 11(4):945–956. doi:10.1046/j.1523-1739.1997.96136.x. [consultado 2019 may 7]. <http://doi.wiley.com/10.1046/j.1523-1739.1997.96136.x>.

Xu Y, Si Y, Ying S, Zhang W, Grishchenko M, Prins H, Gong P, de Boer W. 2019. Species-dependent effects of habitat degradation in relation to seasonal distribution of migratory waterfowl in the East Asian-Australasian Flyway. *Landsc Ecol*. 34:243–257. doi:10.1007/s10980-018-00767-7. [consultado 2019 abr 19]. <https://doi.org/10.1007/s10980-018-00767-7>.

Yáñez Arancibia A, Day JW, Twilley RR, Day RH. 2014. Manglares: ecosistema centinela frente

al cambio climático, Golfo de México. *Madera y Bosques*. 20(especial):39–75.

doi:10.21829/myb.2014.200147. [consultado 2020 nov 7].

[https://www.researchgate.net/publication/312140503\\_Manglares\\_ecosistema\\_centinela\\_frente\\_al\\_cambio\\_climatico\\_Golfo\\_de\\_Mexico](https://www.researchgate.net/publication/312140503_Manglares_ecosistema_centinela_frente_al_cambio_climatico_Golfo_de_Mexico).

## **Capítulo final**

### **Conclusiones**

Los resultados generados a partir de la investigación realizada hacen evidentes los impactos ocasionados por la modificación del territorio, el cambio desmedido en el uso de suelo, el mal manejo hídrico y la sobreexplotación de los recursos naturales en la zona de estudio. Así mismo, nos permite visualizar las posibles pérdidas económicas, materiales y ecológicas que podrán manifestarse en un futuro a raíz del incremento en el nivel del mar por efectos del cambio climático global, la incidencia de tormentas y huracanes, así como por la erosión y la pérdida del litoral costero.

De acuerdo con los mapas temáticos elaborados durante ambas temporadas (lluvias y secas), los humedales costeros, de manera estructural, se encuentran encapsulados dentro de una densa franja de suelo con usos agropecuarios y petroleros que han degradado el suelo y alterado sus componente fisicoquímicos (Palma et al. 2012; Jiménez 2018). Las condiciones geomorfológicas de la zona, combinada con episodios meteorológicos extremos y malas decisiones gubernamentales sobre la gestión hidrológica de las cuencas pueden sobrepasar cualquier pronóstico de conectividad ecológica estructural. Otro análisis a considerar a futuro es si las condiciones del sustrato podrían actuar como limitantes funcionales para el desplazamiento de la biota propia de los humedales costeros bajo las probables nuevas condiciones de salinidad, debida a los cambios futuros en la franja costera ante la inminente elevación del nivel del mar efecto del cambio climático global.

Con base a los resultados de las métricas utilizadas (a escala 1:50 000), los humedales costeros en Tabasco presentan bajos niveles de conectividad ecológica estructural en comparación con los ecosistemas circundantes. No obstante, esto debe ser complementado con un estudio complementario de conectividad ecológica funcional para determinar el estado actual de estos ecosistemas, tomando en cuenta que los humedales costeros, al ser ambientes sumamente dinámicos, presentan una capacidad de resiliencia mayor a otros humedales y pudieran verse menos condicionados por la estructura, no

significando que los impactos dados por el cambio en el uso del suelo no alteren negativamente los habitats y suspendan o eliminen ciertos servicios ambientales importantes para la economía y el desarrollo humano.

El incipiente desarrollo industrial en la franja costera de Tabasco podría tornarse poco rentable a largo plazo si se contemplan las inevitables transformaciones que sufrirá el litoral ante los efectos del cambio climático global. Las inversiones a largo plazo que destruyen las defensas naturales y dejan desprotegidas las costas en búsqueda del desarrollo dentro de una zona soportada por depósitos aluviales fácilmente inundables, como es el caso de la refinería de Dos Bocas, se perciben demasiado arriesgadas, carentes de visión y proyección. En su lugar, debieran implementarse estrategias de conservación del manglar procurando proteger, en la medida de lo posible y de forma natural, sostenible y sustentable, las construcciones industriales preexistentes en la zona.

Esta investigación contribuye a reconocer la importancia de los humedales costeros de Tabasco como estabilizadores de la zona costera, como barreras protectoras naturales contra fenómeno meteorológicos, como puntos focales de producción pesquera y proveedores de medios de vida sustentables a las comunidades, entre otros. Además, brinda información que permite concientizar acerca de la urgente necesidad de conservar los servicios ambientales que estos ecosistemas nos proveen, los cuales pueden utilizarse como herramientas clave en el diagnóstico y evaluación de cambios y riesgos a los que se enfrentarán las comunidades costeras debido a los efectos del cambio climático global. Resalta la necesidad imperante de mejores políticas productivas en detrimento de ciertas actividades actuales que afectan o pudieran afectar el equilibrio de dichos ecosistemas.

Finalmente, para hacer énfasis en la importancia productiva y financiera de estos entornos, se requiere un estudio de valoración económica de estos ecosistemas, en el que se contabilicen las pérdidas económicas y los daños materiales que se generarían sin la presencia de los humedales costeros, la pérdida de medios de vida que proporcionarían los humedales costeros a las comunidades, así como la pérdida de

productividad pesquera estimada ante el cambio en las condiciones de las áreas de crianza y reproducción de especies juveniles de peces e invertebrados con importancia comercial.

### Literatura citada

Alizad K, Hagen SC, Medeiros SC, Bilskie M V., Morris JT, Balthis L, Buckel CA. 2018. Dynamic responses and implications to coastal wetlands and the surrounding regions under sea level rise. Dias JM, editor. PLoS One. 13(10):27. doi:10.1371/journal.pone.0205176. [consultado 2020 nov 2]. <https://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0205176>.

Aranda Cruz BA. 2014. “ Vulnerabilidad de inundación en la región de la Chontalpa, Tabasco: El caso del área contractual petrolera de Magallanes. ” [Tesina de Licenciatura en Geografía Humana]. [Iztapalapa, Ciudad de México, México]: Universidad Autónoma Metropolitana. [consultado 2020 oct 27]. <http://geografiahumana.izt.uam.mx/wp-content/uploads/2018/08/Tesina-Betzabe-Altaira-2014.pdf>.

Armenteras D, Vargas O. 2016. Patrones del paisaje y escenarios de restauración: Acercando escalas. Acta Biol Colomb. 21(1):229-239. doi:10.15446/abc.v21n1sup.50848. [consultado 2019 may 7]. [https://www.researchgate.net/publication/297717727\\_Patrones\\_del\\_paisaje\\_y\\_escenarios\\_de\\_restauracion\\_acercando\\_escalas](https://www.researchgate.net/publication/297717727_Patrones_del_paisaje_y_escenarios_de_restauracion_acercando_escalas).

Baird AH, Bhalla RS, Kerr AM, Pelkey NW, Srinivas V. 2009. Do mangroves provide an effective barrier to storm surges? Proc Natl Acad Sci United States Am. 106(40):6-7. doi:10.1073/pnas.09008799106. [consultado 2020 oct 30]. [https://www.researchgate.net/publication/26871205\\_Do\\_mangroves\\_provide\\_an\\_effective\\_barrier\\_to\\_storm\\_surges](https://www.researchgate.net/publication/26871205_Do_mangroves_provide_an_effective_barrier_to_storm_surges).

Barba Macías E, Calva Benítez LG, García Pacheco R, Gutiérrez Mendieta F, Torres Alvarado R, Palacios V. 2012. Delimitación de los humedales de Tabasco y de las lagunas urbanas. En: Plan Hídrico Integral de Tabasco Tercera Etapa. Villahermosa, Tabasco: Comisión Nacional del Agua. p. 1-50.

Barba Macías E, Rangel Mendoza J, Ramos Reyes R. 2006. Clasificación de los humedales de tabasco mediante sistemas de información geográfica. Univ y Cienc trópico húmedo. 22(2):101-110. doi:10.19136/era.a22n2.313. [consultado 2019 jul 6]. [https://www.researchgate.net/publication/28140318\\_Clasificacion\\_de\\_los\\_humedales\\_de\\_Tabasco\\_mediante\\_sistemas\\_de\\_informacion\\_geografica](https://www.researchgate.net/publication/28140318_Clasificacion_de_los_humedales_de_Tabasco_mediante_sistemas_de_informacion_geografica).

Beier P, Majka D, Jenness J. 2007. Designing Wildlife Corridors with ArcGIS. Watsonville, CA: [corridor-design.org](http://www.corridor-design.org). [consultado 2019 abr 20]. <http://www.elkhornsloughctp.org/uploads/files/1197586062CorridorDesignerWorkbook.pdf>.

Brizuela AB, Aguirre CA, Velasco I. 2007. Aplicación de métodos de corrección atmosférica de datos Landsat 5 para análisis multitemporal. En: Teledetección. Hacia un mejor entendimiento de la dinámica global y regional. Editorial Martín. p. 207-214. [consultado 2020 ene 10]. <http://www.aet.org.es/congresos/xii/arg27.pdf>.

Byun C, Lee S-H, Kang H. 2019. Estimation of carbon storage in coastal wetlands and comparison of different management schemes in South Korea. *J Ecol Environ*. 43(1):1-12. doi:10.1186/s41610-019-0106-7. [consultado 2020 oct 30]. [https://www.researchgate.net/publication/331969625\\_Estimation\\_of\\_carbon\\_storage\\_in\\_coastal\\_wetlands\\_and\\_comparison\\_of\\_different\\_management\\_schemes\\_in\\_South\\_Korea](https://www.researchgate.net/publication/331969625_Estimation_of_carbon_storage_in_coastal_wetlands_and_comparison_of_different_management_schemes_in_South_Korea).

Calabrese JM, Fagan WF. 2004. A comparison- shopper's guide to connectivity metrics. *Front Ecol Environ*. 2(10):529-536. doi:10.1890/1540-9295(2004)002[0529:ACGTCM]2.0.CO;2. [consultado 2019 may 7]. <https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1890/1540-9295%282004%29002%5B0529%3AACGTCM%5D2.0.CO%3B2>.

Chacoff NP, Morales JM, Vaquera M del P. 2004. Efectos de la Fragmentación Sobre la Aborción y Depredación de Semillas en el Chaco Serrano1. *Biotropica*. 36(1):109-117. doi:10.1646/0006-3606(2004)036[0109:EDLFSL]2.0.CO;2. [consultado 2019 may 7]. [https://bioone.org/journals/biotropica/volume-36/issue-1/0006-3606\(2004\)036%5B0109%3AEDLFSL%5D2.0.CO%3B2/Efectos-de-la-Fragmentación-Sobre-la-Aborción-y-Depredación-de/10.1646/0006-3606\(2004\)036\[0109:EDLFSL\]2.0.CO;2.short](https://bioone.org/journals/biotropica/volume-36/issue-1/0006-3606(2004)036%5B0109%3AEDLFSL%5D2.0.CO%3B2/Efectos-de-la-Fragmentación-Sobre-la-Aborción-y-Depredación-de/10.1646/0006-3606(2004)036[0109:EDLFSL]2.0.CO;2.short).

CONABIO. 2015. Mapa de uso del suelo y vegetación de la zona costera asociada a los manglares, Región Golfo de México. [consultado 2020 feb 1]. [http://geoportal.conabio.gob.mx/metadatos/doc/html/gm\\_oc2015gw.html](http://geoportal.conabio.gob.mx/metadatos/doc/html/gm_oc2015gw.html).

CONAPO. 2016. Índice de marginación por entidad federativa y municipio 2015. [consultado 2020 jun 20]. <https://www.gob.mx/conapo/documentos/indice-de-marginacion-por-entidad-federativa-y-municipio-2015>.

Conde Álvarez AC. 2013. México frente al cambio climático Retos y oportunidades. En: Delgado GC, Gay C, Imaz M, Martínez MA, editores. México frente al cambio climático

Retos y oportunidades. Universidad Nacional Autónoma de México, Centro de Investigaciones Interdisciplinarias en Ciencias y Humanidades. p. 17-33.

Correa Ayram CA, Mendoza ME, López Granados E. 2014. Análisis del cambio en la conectividad estructural del paisaje (1975-2008) de la cuenca del lago cuitzeo, michoacán, México. *Rev Geogr Norte Gd.*(59):7-23. doi:10.4067/s0718-34022014000300002. [consultado 2020 ago 12]. <https://scielo.conicyt.cl/pdf/rgeong/n59/art02.pdf>.

Davidson NC. 2014. How much wetland has the world lost? Long-term and recent trends in global wetland area. *Mar Freshw Res.* 65:934-941. doi:10.1071/MF14173. [consultado 2019 jul 18]. <http://dx.doi.org/10.1071/MF14173>.

Diario Oficial de la Federación. 1992. Ley de Aguas Nacionales. México: Diario Oficial de la Federación. [consultado 2019 jun 13]. [http://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/pdf/16\\_240316.pdf](http://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/pdf/16_240316.pdf).

Domínguez Domínguez M, Zavala Cruz J, Martínez Zurimendi P. 2011. Manejo forestal sustentable de los manglares de Tabasco. Villahermosa, Tabasco: Gobierno del Estado de Tabasco; Secretaría de Recursos Naturales y Protección Ambiental; Colegio de Postgraduados, Campus Tabasco; Petróleos Mexicanos. [consultado 2019 mar 12]. [http://www.colpos.mx/tabasco/vinculacion/LIBRO\\_MANGLARES\\_DE\\_TABASCO.pdf](http://www.colpos.mx/tabasco/vinculacion/LIBRO_MANGLARES_DE_TABASCO.pdf).

Fahrig L. 2003. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annu Rev Ecol Evol Syst.* 34(1):487-515. doi:10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419. [consultado 2019 abr 7]. [https://www.researchgate.net/publication/216849867\\_Fahrig\\_L\\_Effects\\_of\\_Habitat\\_Fragmentation\\_on\\_Biodiversity\\_Annu\\_Rev\\_Ecol\\_Evol\\_Syst\\_34\\_487-515](https://www.researchgate.net/publication/216849867_Fahrig_L_Effects_of_Habitat_Fragmentation_on_Biodiversity_Annu_Rev_Ecol_Evol_Syst_34_487-515).

Farina A. 2006. Principles and Methods in Landscape Ecology Towards a science of landscape. 2a ed. Dordrecht, editor. Springer.

Fischer J, Lindenmayer DB. 2007. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Glob Ecol Biogeogr.* 16:265-280. doi:10.1111/j.1466-8238.2006.00287.x. [consultado 2019 abr 18]. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/j.1466-8238.2007.00287.x>.

Flores FJ, Agraz C, Benítez D. 2007. Ecosistemas acuáticos costeros: importancia, retos y prioridades para su conservación. En: Sánchez Ó, Herzig M, Peters E, Márquez R, Zambrano L, editores. *Perspectivas sobre conservación de ecosistemas acuáticos en México*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales; Instituto Nacional de Ecología; U.S. Fish & Wildlife Service; Unidos por la Conservación, A.C.; Universidad

Michoacana de San Nicolás Hidalgo. p. 147-166. [consultado 2020 oct 30].  
<https://docplayer.es/12780089-Ecosistemas-acuaticos-costeros-importancia-retos-y-prioridades-para-su-conservacion.html>.

Forman RTT, Godron M. 1986. Landscape Ecology. Wiley, editor. Minnesota: John Wiley & sons, INC.

Francois J, Díaz JR, Pérez A. 2003. Evaluación de la confiabilidad temática de mapas o de imágenes clasificadas: una revisión. *Investig Geográficas*.:53-72. [consultado 2020 ago 30]. <http://www.scielo.org.mx/pdf/igeo/n51/n51a5.pdf>.

Fulford RS, Peterson MS, Wu W, Grammer PO. 2014. An ecological model of the habitat mosaic in estuarine nursery areas: Part II-Projecting effects of sea level rise on fish production. *Ecol Modell*. 273:96-108. doi:10.1016/j.ecolmodel.2013.10.032. [consultado 2019 abr 8].  
<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0304380013005310>.

García E. 2008. Climas. Catálogo de metadatos geográficos. [consultado 2019 may 18].  
[http://www.conabio.gob.mx/informacion/metadatos/gis/clima1mgw.xml?\\_httpcache=yes&\\_xsl=/db/metadatos/xsl/fgdc\\_html.xsl&\\_indent=no](http://www.conabio.gob.mx/informacion/metadatos/gis/clima1mgw.xml?_httpcache=yes&_xsl=/db/metadatos/xsl/fgdc_html.xsl&_indent=no).

Gardner R.C, Barchiesi S, Beltrame C, Finlayson C.M, Galewski T, Harrison I, Paganini M, Perennou C, Pritchard D.E, Rosenqvist A and WM. 2015. Estado de los humedales del mundo y de los servicios que prestan a las personas: una recopilación de análisis recientes. *Secr la Conv Ramsar*. 7:20. [consultado 2020 sep 20].  
<https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/>.

Graizbord B. 2009. Marco general de políticas de adaptación al cambio climático. En: Buenfil Friedman J, editor. *Adaptación a los impactos del cambio climático en los humedales costeros del Golfo de México*. Ciudad de México: INE-SEMARNAT. p. 79-102.

Granados C, Serrano Giné D, García Romero A. 2014. Efecto de borde en la composición y en la estructura de los bosques templados. *Sierra de Monte-Alto, centro de México. Caldasia*. 36(2):269-287. doi:10.15446/caldasias/v36n2.47486. [consultado 2020 nov 2]. <http://www.scielo.org.co/pdf/cal/v36n2/v36n2a7.pdf>.

Gurrutxaga M, Lozano PJ. 2006. Efectos de la fragmentación de hábitats y pérdida de conectividad ecológica dentro de la dinámica territorial. *Polígonos Rev Geogr*. 16(16):35-54. doi:10.18002/pol.v0i16.410. [consultado 2020 nov 2].  
[https://www.researchgate.net/publication/259573614\\_Efectos\\_de\\_la\\_fragmentacion\\_de\\_habitats\\_y\\_perdida\\_de\\_conectividad\\_ecologica\\_dentro\\_de\\_la\\_dinamica\\_territorial](https://www.researchgate.net/publication/259573614_Efectos_de_la_fragmentacion_de_habitats_y_perdida_de_conectividad_ecologica_dentro_de_la_dinamica_territorial).

Gutiérrez C. ÁL, Pinilla A. GA. 2016. Efectos de la conectividad local sobre los ensamblajes de peces en una planicie de inundación tropical. *Caldasia*. 38(2):300-313. doi:10.15446/caldasia.v38n2.60920. [consultado 2019 abr 18]. [https://www.researchgate.net/publication/311712492\\_Efectos\\_de\\_la\\_conectividad\\_local\\_sobre\\_los\\_ensamblajes\\_de\\_peces\\_en\\_una\\_planicie\\_de\\_inundacion\\_tropical](https://www.researchgate.net/publication/311712492_Efectos_de_la_conectividad_local_sobre_los_ensamblajes_de_peces_en_una_planicie_de_inundacion_tropical).

Gutierrez P, Ramírez A. 2016. Evaluación de la calidad ecológica de los ríos en Puerto Rico: Principales amenazas y herramientas de evaluación. *Hidrobiológica*. 26(3):433-441. doi:10.24275/uam/izt/dcbs/hidro/2016v26n3/Ramirez. [consultado 2019 may 8]. <http://hidrobiologica.izt.uam.mx/index.php/revHidro/article/view/1165>.

Haines Young R, Green D.R., Cousins S. 1993. Landscape ecology and information systems. En: Hines Young R, Green David R., Cousins SH, editores. *Landscape Ecology and GIS*. United State of America: CRC Press. p. 3-8.

Harterter J, Southworth J. 2009. Dwindling resources and fragmentation of landscapes around parks: wetlands and forest patches around Kibale National Park, Uganda. *Landsc Ecol*. 24(5):643-656. doi:10.1007/s10980-009-9339-7. [consultado 2019 may 8]. <http://link.springer.com/10.1007/s10980-009-9339-7>.

Hernández H, Priego ÁG, López JA, Isunza E. 2006. Los paisajes físico-geográficos de los manglares de la laguna de La Mancha, Veracruz, México. *Interciencia*. 31(3):211-219. [consultado 2020 nov 2]. [https://www.researchgate.net/publication/46416873\\_Los\\_paisajes\\_fisico-geograficos\\_de\\_los\\_manglares\\_de\\_la\\_laguna\\_de\\_La\\_Mancha\\_Veracruz\\_Mexico](https://www.researchgate.net/publication/46416873_Los_paisajes_fisico-geograficos_de_los_manglares_de_la_laguna_de_La_Mancha_Veracruz_Mexico).

INEGI. 2010. Localidades de la república mexicana 2010. Catálogo de metadatos geográficos. [consultado 2020 ene 30]. [http://www.conabio.gob.mx/informacion/metadatos/gis/loc2010gw.xml?\\_xsl=/db/metadatos/xsl/fgdc\\_html.xml&\\_indent=no](http://www.conabio.gob.mx/informacion/metadatos/gis/loc2010gw.xml?_xsl=/db/metadatos/xsl/fgdc_html.xml&_indent=no).

INEGI. 2016a. División política estatal 1:250000. Catálogo de metadatos geográficos. [consultado 2020 ene 20]. [http://geoportal.conabio.gob.mx/metadatos/doc/html/dest\\_2015gw.html](http://geoportal.conabio.gob.mx/metadatos/doc/html/dest_2015gw.html).

INEGI. 2016b. Uso de suelo y vegetación, escala 1:250000, serie VI (continuo nacional). Catálogo de metadatos geográficos. [consultado 2020 ene 20]. [http://www.conabio.gob.mx/informacion/metadatos/gis/usv250s6gw.xml?\\_httpcache=yes&\\_xsl=/db/metadatos/xsl/fgdc\\_html.xml&\\_indent=no](http://www.conabio.gob.mx/informacion/metadatos/gis/usv250s6gw.xml?_httpcache=yes&_xsl=/db/metadatos/xsl/fgdc_html.xml&_indent=no).

Iniesta R. 2003. La transición entre el desarrollismo y la globalización: ensamblando

Tabasco. Universidad Autónoma Indígena de México, Centro Regional de Investigaciones Multidisciplinarias.

Instituto Nacional de Investigaciones Forestales y Agropecuarias. 1995. Edafología. Catálogo de metadatos geográficos. [consultado 2020 ene 30].  
[http://www.conabio.gob.mx/informacion/metadatos/gis/eda251mgw.xml?\\_htpccache=yes&\\_xsl=/db/metadatos/xsl/fgdc\\_html.xsl&\\_indent=no](http://www.conabio.gob.mx/informacion/metadatos/gis/eda251mgw.xml?_htpccache=yes&_xsl=/db/metadatos/xsl/fgdc_html.xsl&_indent=no).

Iverson LR. 2007. Adequate data of known accuracy are critical to advancing the field of landscape ecology. En: Wu J, Hobbs RJ, editores. Key Topics in Landscape Ecology. 1st ed. United Kingdom: Cambridge University Press. p. 11-38. [consultado 2019 may 8].  
[https://www.researchgate.net/publication/279926871\\_Adequate\\_data\\_of\\_known\\_accuracy\\_are\\_critical\\_to\\_advancing\\_the\\_field\\_of\\_landscape\\_ecology](https://www.researchgate.net/publication/279926871_Adequate_data_of_known_accuracy_are_critical_to_advancing_the_field_of_landscape_ecology).

Jiménez O, Espejel I, Martínez ML. 2015. Scientific research on coastal dunes of Mexico: Origin, evolution and challenges. Rev Mex Biodivers. 86(2):486-507. doi:10.1016/j.rmb.2015.04.022. [consultado 2020 nov 3].  
<http://dx.doi.org/10.1016/j.rmb.2015.04.022>.

Jiménez V. 2018. Desarrollo de una metodología mediante acoplamiento de bioaumentación, bioestimulación y bioventeo para la remediación de un suelo costero contaminado con hidrocarburos intemperizados [Tesis de Doctorado en Ciencia y Tecnología]. [León, Guanajuato, México]: CIATEC. [consultado 2020 nov 19].  
[https://ciatec.repositorioinstitucional.mx/jspui/bitstream/1019/100/1/Tesis\\_Verónica\\_Jiménez\\_VERSION\\_FINAL.pdf](https://ciatec.repositorioinstitucional.mx/jspui/bitstream/1019/100/1/Tesis_Verónica_Jiménez_VERSION_FINAL.pdf).

Jongman RHG. 1987. Introduction. En: Jongman RHG, Ter Braak CJF, Van Tongeren OFR, editores. Data analysis in community and landscape ecology. University press, Cambridge. p. 1-9. [consultado 2019 may 7].  
<https://books.google.com.mx/books?hl=es&lr=&id=Oy8F3oVGPelC&oi=fnd&pg=PP1&dq=Data+analysis+in+community+and+landscape+ecology&ots=Glr2cE12W&sig=mD-4rIVPRdEcvtNSaU-GvissO-k#v=onepage&q=Data+analysis+in+community+and+landscape+ecology&f=false>.

Jongman RHG. 2004. The context and concept of ecological networks. En: Jongman RHG, Pungetti G, editores. Ecological Networks and Greenways concept, design, implementation. Cambridge University Press. p. 7-33.

Khoury F, Korner P. 2018. The effects of habitat variables and land use on breeding birds in remnant wetland strips in an arid, rural landscape. J Arid Environ. 153:24-31.

doi:10.1016/J.JARIDENV.2018.01.001. [consultado 2019 abr 19].  
<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0140196318300016>.

Kumar R, Tol S, McInnes RJ, Everard M, Kulindwa AA. 2017. Humedales para la reducción del riesgo de desastres: Opciones eficaces para comunidades resilientes. Nota sobre Políticas Ramsar. 1:5. [consultado 2019 ago 17].  
[https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/rpb\\_wetlands\\_and\\_drr\\_s.pdf](https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/rpb_wetlands_and_drr_s.pdf)

Landeros J, Badii M. 2007. Cuantificación de la fragmentación del paisaje y su relación con Sustentabilidad. *Daena*. 2(1):26-38. [consultado 2020 sep 7].  
<http://scholar.google.com/scholar?hl=en&btnG=Search&q=intitle:Cuantificaci?n+de+la+f+ragmentaci?n+del+paisaje+y+su+relaci?n+con+Sustentabilidad#0>.

Landgrave R, Moreno P. 2012. Evaluación cuantitativa de la pérdida de humedales en México. *Investig Ambient*. 4(1):19-35. [consultado 2019 ago 25].  
<https://proyectopuente.com.mx/wp-content/uploads/2019/05/121-707-1-pb.pdf>.

Lara AL, Contreras F, Castañeda O, Barba E, Pérez MA. 2011. Lagunas costeras y estuarios Lagunas costeras y estuarios. En: Cruz Angón A, editor. *La Biodiversidad en Veracruz un estudio de estado*. Gobierno del Estado de Veracruz, Universidad Veracruzana, Instituto de Ecología. p. 297-313.

Lee J, Wong DWS. 2005. *Statistical Analysis of Geographic Information with ArcView GIS and ArcGIS*. Canada: John Wiley & sons, INC.

León Alfaro Y. 2019. Análisis de fragmentación y conectividad del bosque en la subcuenca del río Tapezco, Costa Rica: Conectando el bosque para proteger el agua. *Cuad Geogr Rev Colomb Geogr*. 28(1):102-120. doi:10.15446/rcdg.v28n1.67969. [consultado 2019 abr 23]. <https://revistas.unal.edu.co/index.php/rcg/article/view/67969>.

Magaña V, Gómez L, Neri C, Landa R, León C, Ávila B. 2011. Sobre los humedales costeros del Golfo de México. En: Magaña V, Gómez L, Neri C, Landa R, León C, Ávila B, editores. *Medidas de Adaptación al Cambio Climático en Humedales del Golfo de México*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales; Instituto Nacional de Ecología, Banco Mundial, Gobierno de Japón, Universidad Autónoma Metropolitana, Centro de Especialistas en Gestión Ambiental. p. 10-12. [consultado 2020 nov 5].  
[https://wwflac.awsassets.panda.org/downloads/librohumedales\\_baja\\_julio2011.pdf](https://wwflac.awsassets.panda.org/downloads/librohumedales_baja_julio2011.pdf).

Magrath A, Larrinaga A, Santamaría L. 2012. Effects of Matrix Characteristics and Interpatch Distance on Functional Connectivity in Fragmented Temperate Rainforests.

Conserv Biol. 26(2):238-247. doi:10.1111/j.1523-1739.2011.01818.x. [consultado 2019 may 7]. <http://doi.wiley.com/10.1111/j.1523-1739.2011.01818.x>.

Maiorano L, Falcucci A, Garton E, Boitani L. 2007. Contribution of the Natura 2000 Network to Biodiversity Conservation in Italy. *Conserv Biol.* 21(6):1433-1444. doi:10.1111/j.1523-1739.2007.00831.x. [consultado 2019 may 8]. <http://doi.wiley.com/10.1111/j.1523-1739.2007.00831.x>.

Maldonado EA, Ochoa S, Ramos R, Guadarrama M de los Á, González N, H. J. de Jong B. 2016. La selva inundable de canacoite en Tabasco, México, una comunidad vegetal amenazada. *Acta Bot Mex.* 101(115):75. doi:10.21829/abm115.2016.1113. [consultado 2020 sep 4]. [http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0187-71512016000200075](http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0187-71512016000200075).

Marín Valencia AL, Toro restrepo LJ, Uribe Soto SI. 2008. Conectividad estructural del paisaje cafetero en la cuenca alta del Río San Juan, suroeste antioqueño, Colombia. *Boletín Ciencias la Tierra.* 23:43-54. [consultado 2020 sep 6]. [http://www.scielo.org.co/scielo.php?pid=S0120-36302008000200005&script=sci\\_abstract&tIng=es](http://www.scielo.org.co/scielo.php?pid=S0120-36302008000200005&script=sci_abstract&tIng=es).

Martínez E. 2019. La construcción de la nueva refinería por parte de Pemex podría significar varios problemas. *Actual La Rev la Ind Energética.*:4-11. [consultado 2020 oct 29]. <https://petroquimex.com/PDF/MayJun19/Refineria-Dos-Bocas.pdf>.

McGarigal K, Cushman SA, Neel MC, Ene E. 2002. FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps. [consultado 2020 sep 10]. <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>.

Milena A, Finegan B, Brenes C, Günter S, Palomeque X. 2017. Evaluación de la conectividad estructural y funcional en el corredor de conservación Podocarpus-Yacuambi, Ecuador. *Caldasia.* 39(1):143. doi:10.15446/caldasia.v39n1.64324. [consultado 2019 may 7]. <http://revistas.unal.edu.co/index.php/cal/article/view/64324>.

Mitchell PJ, Downie AL, Diesing M. 2018. How good is my map? A tool for semi-automated thematic mapping and spatially explicit confidence assessment. *Environ Model Softw.* 108:111-122. doi:10.1016/j.envsoft.2018.07.014. [consultado 2020 abr 17]. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2018.07.014>.

Morales Ojeda SM, Medina Gómez I, Ramírez Ramírez J, Osorio Moreno I, Teutli Hernández C, Aguilar Trujillo A, Pech Poot E, Carrillo Baeza L, Camacho Rico A. 2019. Almacenes Y Flujos En Lagunas Costeras: Laguna Celestún. En: Paz Pellat F,

Hernández Ayón MJ, Sosa Ávalos R, Velázquez Rodríguez AS, editores. Estado del Ciclo del Carbono en México Agenda Azul y Verde. Programa Mexicano del Carbono, Red temática del CONACYT. [consultado 2020 nov 5].  
<http://pmcarbono.org/pmc/publicaciones/eccm.php>.

Moreno Casasola P. 2012. Los humedales en México. Oportunidades para la sociedad. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Centro de Educación y Capacitación para el Desarrollo Sustentable I de EACR de EF, editor. Cuad Divulg Ambient.:23. [consultado 2020 nov 7].  
<https://biblioteca.semarnat.gob.mx/janium/Documentos/Cecadesu/Libros/Humedales.pdf>

Moreno P, Aguirre L, Campos A, Carral CO, Cejudo E, Gonzáles RM, Gónzales M, Hernández ME, Infante D, Lazos A, et al. 2019. Humedales costeros de agua dulce y bases para su gobernanza. En: Rivera Arriaga E, Azuz Adeath I, Cervantes Rosas OD, Espinoza Tenorio A, Silva Casarín R, Ortega Rubio A, Botello A V., Vega Serratos BE, editores. Gobernanza y Manejo de las Costas y Mares Ante la Incertidumbre. Una Guía para tomadores de decisiones. Instituto de Ecología, Pesquerías y Oceanografía del Golfo de México, Universidad Autónoma de Campeche, Red Internacional de Costas y Mares. p. 427-458.

Neri M. 2011. Diseño Y Análisis De Corredores Biológicos Locales Para El Ejido Francisco Villa, Tenosique, Tabasco, México. Memorias 2do encuentro Nac Investig científica y 1er Simp Int Investig Multidiscip.:230-238. [consultado 2019 abr 20].  
<https://scholar.google.com.mx/citations?user=g4-k3skAAAAJ&hl=es>.

Núñez JC, Ramos R, Barba E, Espinoza A, Gama L. 2016. Índice de vulnerabilidad costera del litoral tabasqueño, México. Investig Geográficas.(91). doi:10.14350/rig.50172. [consultado 2019 ago 19].  
<http://www.investigacionesgeograficas.unam.mx/index.php/rig/article/view/50172>.

Ordoñez L, González Renzzo, Cardona Claudia. 2016. Conectividad entre los humedales Santa María del Lago, Córdoba, Juan Amarillo y los demás elementos de la estructura ecológica principal en la cuenca urbana del Río Salitre, Bogotá D.C. Azimut. 7:52-59. [consultado 2019 mar 20].  
<https://revistas.udistrital.edu.co/ojs/index.php/azimut/article/view/11450/12217>.

Ortiz MA, Méndez AP. 1999. Escenarios de vulnerabilidad por ascenso del nivel del mar en la costa mexicana del Golfo de México y el Mar Caribe. Investig Geográficas. 39:68-81. [consultado 2019 jul 18]. <http://www.scielo.org.mx/pdf/igeo/n39/n39a5.pdf>.

Otavo S, Echeverría C. 2017. Fragmentación progresiva y pérdida de hábitat de bosques naturales en uno de los hotspot mundiales de biodiversidad. *Rev Mex Biodivers.* 88(4):924-935. doi:10.1016/j.rmb.2017.10.041. [consultado 2020 oct 29]. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rmb.2017.10.041>.

Palma DJ, Moreno E, Rincón JA, Shirma ED. 2012. Degradación y conservación de los suelos del estado de Tabasco. Cardenas, Tabasco, México: Colegio de Postgraduados; CONACYT; CCYTET.

Palma DJ, Vázquez CJ, Mata A, López A, Morales M, Chablé R, Contreras J, Palma D. 2011. Zonificación de Ecosistemas y Agroecosistemas Susceptibles de Recibir Pagos por Servicios Ambientales en la Chontalpa, Tabasco. Gobierno del Estado de Tabasco; Secretaría de Recursos Naturales y Protección Ambiental; Colegio de Postgraduados, Campus Tabasco; Petróleos Mexicanos. [consultado 2020 sep 5]. [https://www.researchgate.net/publication/293958292\\_Zonificacion\\_de\\_Ecosistemas\\_y\\_Agroecosistemas\\_Susceptibles\\_de\\_Recibir\\_Pagos\\_por\\_Servicios\\_Ambientales\\_en\\_la\\_Chontalpa\\_Tabasco](https://www.researchgate.net/publication/293958292_Zonificacion_de_Ecosistemas_y_Agroecosistemas_Susceptibles_de_Recibir_Pagos_por_Servicios_Ambientales_en_la_Chontalpa_Tabasco).

Pinkus Rendón MJ, Contreras Sánchez A. 2012. Impacto socioambiental de la industria petrolera en Tabasco: el caso de la Chontalpa. *Rev LiminaR Estud Soc y humanísticos.* 10(2):122-144. [consultado 2019 abr 20]. [http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1665-80272012000200008](http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1665-80272012000200008).

Ramos Ventura LJ. 2019. La vegetación acuática. En: Gómez Hernández CV, Cruz Medina J, Melgarejo ED, López Higuera D, Nájera Cordero KC, Cabrera Aguirre EG, editores. *La biodiversidad en Tabasco estudio de estado*. México: CONABIO. p. 73-79. [consultado 2019 ago 18]. [https://www.biodiversidad.gob.mx/region/EEB/pdf/Tabasco/TAB\\_EE\\_2019\\_vol\\_2\\_CLOSE.pdf](https://www.biodiversidad.gob.mx/region/EEB/pdf/Tabasco/TAB_EE_2019_vol_2_CLOSE.pdf).

Reyes C, Rodríguez L, Mandujano JC. 2019. Cambio climático y su impacto en el territorio. Villahermosa, Tabasco. p. 150. [consultado 2020 oct 29]. [https://www.researchgate.net/publication/332211840\\_Cambio\\_climatico\\_y\\_su\\_impacto\\_en\\_el\\_territorio](https://www.researchgate.net/publication/332211840_Cambio_climatico_y_su_impacto_en_el_territorio).

Rivillas G, Silva R, Mendoza E, Ruiz G, Romero J, Nava Y. 2014. Coastal erosion assessment in wetlands on the Gulf of Mexico. *Proc Coast Eng Conf.* doi:10.9753/icce.v34.management.34. [consultado 2020 oct 30]. <https://journals.tdl.org/icce/index.php/icce/article/view/7833>.

Ruiz Álvarez O, Vázquez Peña R, Arteaga Ramírez MA, Ontiveros capurata RE, López López R. 2012. Inicio de la estación de crecimiento y periodos secos en Tabasco , México. *Tecnol y ciencias del agua*. 3:85-102. [consultado 2020 sep 6]. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=353531977006>.

Sánchez A, Florido R, Barba E. 2008. Ecosistemas y recursos hídricos en Tabasco. En: Sánchez AJ, Barajas Fernández J, editores. *Diseño del Instituto del Agua de Tabasco. Manejo integrado de los recursos hídricos*. Villahermosa: Universidad Juárez Autónoma de Tabasco. p. 31-45. [consultado 2020 jul 9]. <https://bibliotecasibe.ecosur.mx/sibe/book/000031098>.

Sánchez AJ, Barba E. 2005. Biodiversidad de Tabasco. En: Bueno J, Álvarez F, Santiago S, editores. *Biodiversidad del Estado de Tabasco*. Estado de México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Biología. p. 1-16. [consultado 2020 jul 7]. <https://bibliotecasibe.ecosur.mx/sibe/book/000041615>.

Sapena M, Ruiz LA. 2015. Descripción y cálculo de índices de fragmentación urbana: Herramienta IndiFrag. *Rev Teledetec*.(43):77-89. doi:10.4995/raet.2015.3476. [consultado 2020 jul 7]. [https://www.researchgate.net/publication/281362402\\_Descripcion\\_y\\_calculo\\_de\\_indices\\_de\\_fragmentacion\\_urbana\\_Herramienta\\_IndiFrag](https://www.researchgate.net/publication/281362402_Descripcion_y_calculo_de_indices_de_fragmentacion_urbana_Herramienta_IndiFrag).

Schwemmer P, Garthe S. 2008. Regular habitat switch as an important feeding strategy of an opportunistic seabird species at the interface between land and sea. *Estuar Coast Shelf Sci*. 77(1):12-22. doi:10.1016/J.ECSS.2007.08.017. [consultado 2019 abr 19]. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0272771407003897>.

Secretaría de la Convención de Ramsar. 2013. *Manual de la Convención de Ramsar. Guía a la Conv sobre los Humed (Ramsar, Irán, 1971)*. 6:7-8. [consultado 2019 mar 20]. <https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/manual6-2013-sp.pdf>.

Spalding M, McIvor A, Tonneijck F, Tol S, Van EP. 2014. *Mangroves for coastal defence Guidelines for coastal managers & policy makers*. Wetlands International and The Nature Conservancy. [consultado 2020 nov 5]. <http://www.nature.org/media/oceansandcoasts/mangroves-for-coastal-defence.pdf>.

Taylor PD, Fahrig L, With KA. 2006. *LANDSCAPE CONNECTIVITY: A RETURN TO THE BASICS*. En: Crooks KR, Sanjayan M, editores. *Connectivity conservation*. Colorado: Cambridge. p. 29-43.

Tinajero R, Rodríguez Estrella R. 2012. Efectos de la fragmentación del matorral desértico sobre poblaciones del aguililla cola-roja y el cernícalo americano en Baja California Sur, México. *Acta zoológica Mex.* 28(2). doi:10.21829/azm.2012.282844. [consultado 2019 may 7]. <http://azm.ojs.inecol.mx/index.php/azm/article/view/844>.

Toledo A, Nuñez A, Farrera H. 1983. *Como destruir el paraíso: el desastre ecológico del Sureste*. Centro de Ecodesarrollo, editor. México.

Torres Velázquez JR. 2017. Estructura y funcionamiento del manglar y su relación con la producción secundaria de camarones ( Decapoda : Penaeidae ) en la Laguna Mecoacán , Tabasco . [Tesis de doctorado]. El Colegio de la Frontera Sur. [consultado 2020 nov 5].  
[https://www.researchgate.net/publication/322274456\\_Estructura\\_y\\_funcionamiento\\_del\\_manglar\\_y\\_su\\_relacion\\_con\\_la\\_produccion\\_secundaria\\_de\\_camarones\\_Decapoda\\_Penaeidae\\_en\\_la\\_Laguna\\_Mecoacan\\_Tabasco](https://www.researchgate.net/publication/322274456_Estructura_y_funcionamiento_del_manglar_y_su_relacion_con_la_produccion_secundaria_de_camarones_Decapoda_Penaeidae_en_la_Laguna_Mecoacan_Tabasco).

Troche C, Priego Santander ÁG, Bollo Manent M, Ressler R. 2018. Paisajes físico-geográficos de humedales costeros continentales en dos áreas naturales protegidas del Golfo de México. *Terra Digit.* 2(1):1-6. doi:10.22201/igg.terradigitalis.2018.1.41. [consultado 2020 nov 3].  
[https://www.researchgate.net/publication/327510567\\_Paisajes\\_fisico-geograficos\\_de\\_humedales\\_costeros\\_continentales\\_en\\_dos\\_areas\\_naturales\\_protegidas\\_del\\_Golfo\\_de\\_Mexico\\_Mexico\\_1250\\_000](https://www.researchgate.net/publication/327510567_Paisajes_fisico-geograficos_de_humedales_costeros_continentales_en_dos_areas_naturales_protegidas_del_Golfo_de_Mexico_Mexico_1250_000).

Tudela F. 1989. *La modernización forzada del trópico: el caso de Tabasco: proyecto integrado del Golfo*. Nacional, Instituto Politécnico, Centro de Investigación y Estudios Avanzados, Federación Internacional de Institutos de Estudios Avanzados, Instituto de Investigaciones de las Naciones Unidas para el Desarrollo Social EC de M, editor.

Turner MG, Gardner RH, O'Neill R V. 2001. *Landscape Ecology in theory and practice pattern and process*. New York: Springer.

Uroy L, Ernoult A, Mony C. 2019. Effect of landscape connectivity on plant communities: a review of response patterns. *Landsc Ecol.* doi:10.1007/s10980-019-00771-5. [consultado 2019 abr 8]. <http://link.springer.com/10.1007/s10980-019-00771-5>.

Valdez Leal J de D. 2016. *Propuesta para el establecimiento de corredores biológicos en el estado de Tabasco* [Tesis de doctorado]. [Villahermosa, Tabasco]: Universidad Juárez Autónoma de Tabasco.

Vila J, Varga D, Llausás A, Ribas A. 2006. *Conceptos y métodos fundamentales en*

ecología del paisaje (landscape ecology). Una interpretación de la geografía. 48.:151-166. [consultado 2019 may 7]. <https://core.ac.uk/download/pdf/39020511.pdf>.

Wei P, Zan Q, Tam NFY, Shin PKS, Cheung SG, Li M. 2017. Impact of habitat management on waterbirds in a degraded coastal wetland. *Mar Pollut Bull.* 124(2):645-652. doi:10.1016/J.MARPOLBUL.2017.02.068. [consultado 2019 abr 25]. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0025326X17301832>.

West RC, Psuty NP, Thom BG. 1985. Las tierras bajas de Tabasco: en el sureste de México. 2a ed. Escalante Guerra P, traductor. Villahermosa, Tabasco: Instituto de Cultura de Tabasco, Gobierno del Estado de Tabasco. [consultado 2020 nov 4]. <https://bibliotecasibe.ecosur.mx/sibe/book/000049814>.

White E, Kaplan D. 2017. Restore or retreat? saltwater intrusion and water management in coastal wetlands. *Ecosyst Heal Sustain.* 3(1):e01258. doi:10.1002/ehs2.1258. [consultado 2019 nov 27]. <https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1002/ehs2.1258>.

Wolff JO, Schaubert EM, Edge WD. 1997. Effects of Habitat Loss and Fragmentation on the Behavior and Demography of Gray-Tailed Voles. Efectos de la Perdida y Fragmentacion de Habitat Sobre el Comportamiento y la Demografia de Ratones de Campo de Cola Gris. *Conserv Biol.* 11(4):945-956. doi:10.1046/j.1523-1739.1997.96136.x. [consultado 2019 may 7]. <http://doi.wiley.com/10.1046/j.1523-1739.1997.96136.x>.

Xu Y, Si Y, Ying S, Zhang W, Grishchenko M, Prins H, Gong P, de Boer W. 2019. Species-dependent effects of habitat degradation in relation to seasonal distribution of migratory waterfowl in the East Asian-Australasian Flyway. *Landsc Ecol.* 34:243-257. doi:10.1007/s10980-018-00767-7. [consultado 2019 abr 19]. <https://doi.org/10.1007/s10980-018-00767-7>.

Yáñez Arancibia A, Day JW, Twilley RR, Day RH. 2014. Manglares: ecosistema centinela frente al cambio climático, Golfo de México. *Madera y Bosques.* 20(especial):39-75. doi:10.21829/myb.2014.200147. [consultado 2020 nov 7]. [https://www.researchgate.net/publication/312140503\\_Manglares\\_ecosistema\\_centinela\\_frente\\_al](https://www.researchgate.net/publication/312140503_Manglares_ecosistema_centinela_frente_al)