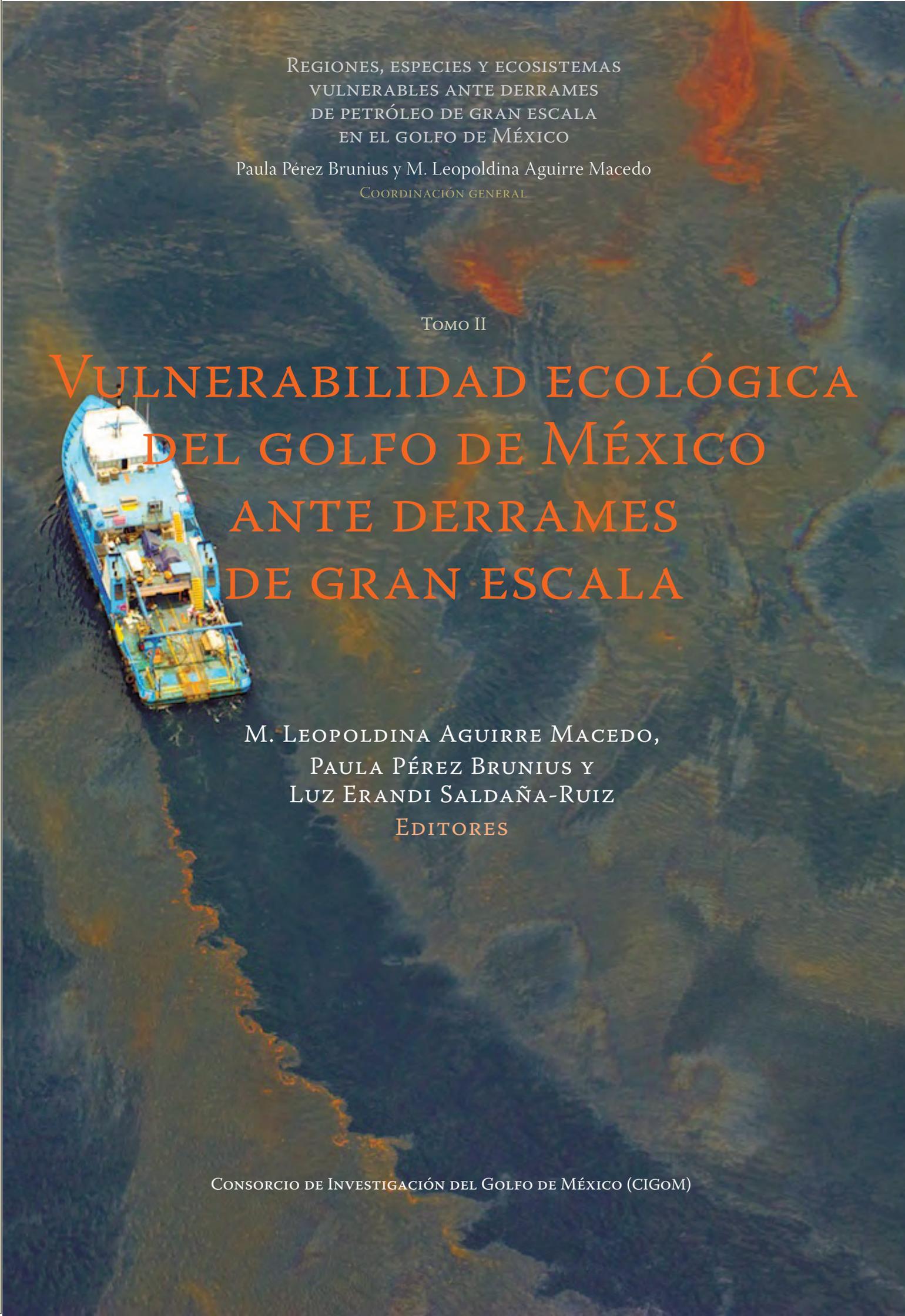


REGIONES, ESPECIES Y ECOSISTEMAS
VULNERABLES ANTE DERRAMES
DE PETRÓLEO DE GRAN ESCALA
EN EL GOLFO DE MÉXICO

Paula Pérez Brunius y M. Leopoldina Aguirre Macedo
COORDINACIÓN GENERAL

TOMO II



VULNERABILIDAD ECOLÓGICA
DEL GOLFO DE MÉXICO
ANTE DERRAMES
DE GRAN ESCALA

M. LEOPOLDINA AGUIRRE MACEDO,
PAULA PÉREZ BRUNIUS Y
LUZ ERANDI SALDAÑA-RUIZ
EDITORES

CONSORCIO DE INVESTIGACIÓN DEL GOLFO DE MÉXICO (CIGOM)

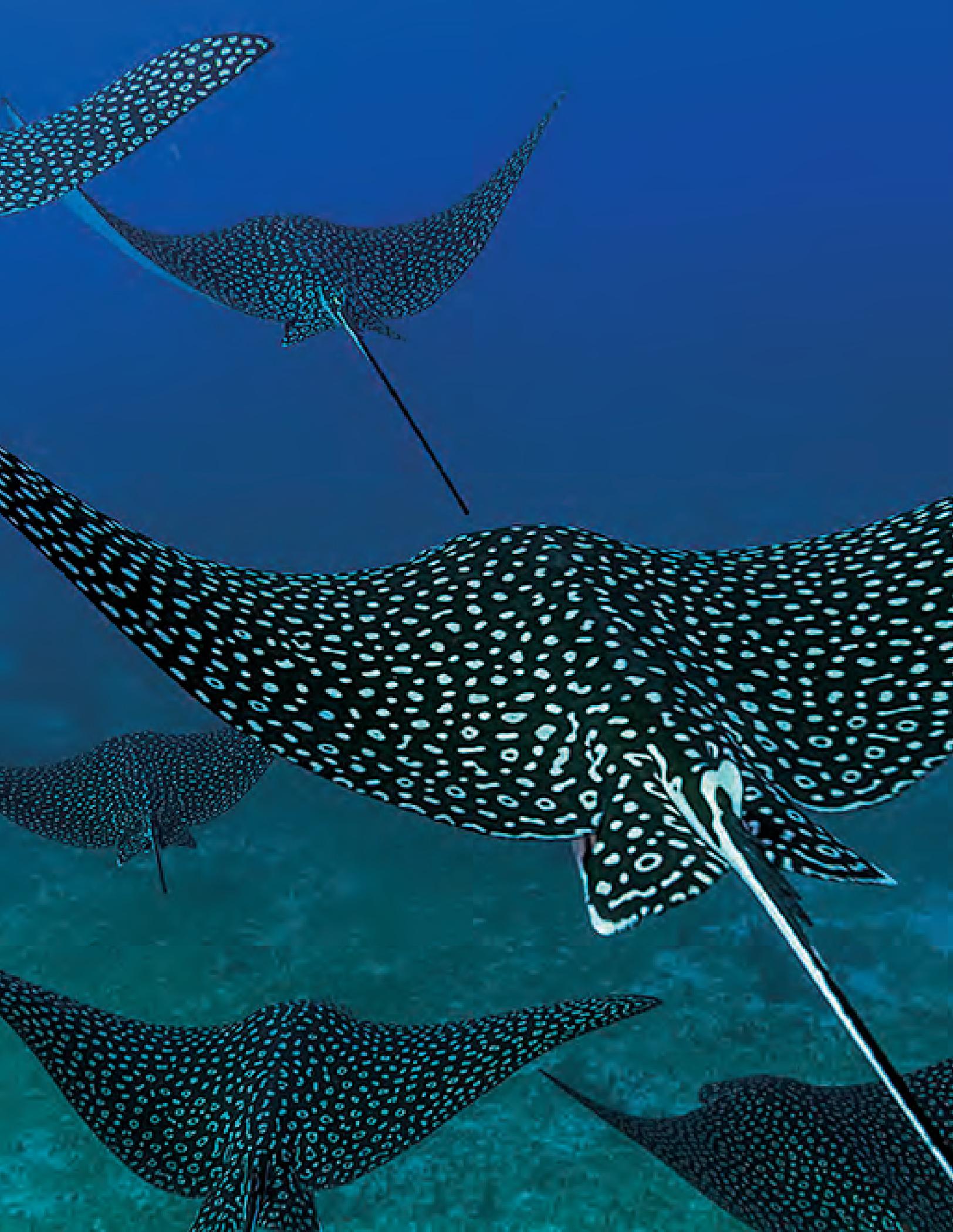
Salvo que se indique lo contrario, la obra literaria "Regiones, especies y ecosistemas vulnerables ante escenarios de derrames de gran escala en el golfo de México" así como los textos correspondientes a las distintas secciones de este tomo se comparten bajo la licencia de Creative Commons (CC BY-NC-SA 2.5): Reconocimiento-NoComercial-CompartirIgual (Attribution-NonCommercial-ShareAlike) 2.5 México.



Consulta las características de la licencia.

Lo anterior no incluye a los proyectos, enlaces externos, publicaciones vinculadas, imágenes registradas y material de las bibliotecas, los cuales se rigen por sus propios lineamientos en materia de Derechos de Autor y Propiedad Industrial.





REGIONES, ESPECIES Y ECOSISTEMAS
VULNERABLES ANTE DERRAMES
DE PETRÓLEO DE GRAN ESCALA
EN EL GOLFO DE MÉXICO

Paula Pérez Brunius y M. Leopoldina Aguirre Macedo
COORDINACIÓN GENERAL

TOMO II

VULNERABILIDAD ECOLÓGICA DEL GOLFO DE MÉXICO ANTE DERRAMES DE GRAN ESCALA

M. LEOPOLDINA AGUIRRE MACEDO,
PAULA PÉREZ BRUNIUS
Y LUZ ERANDI SALDAÑA-RUIZ
EDITORES

Proyecto “Implementación de redes de observación oceanográficas (físicas, geoquímicas, ecológicas) para la generación de escenarios ante posibles contingencias relacionadas a la exploración y producción de hidrocarburos en aguas profundas del Golfo de México”, financiado por el fondo sectorial SENER-CONACYT Hidrocarburos (201441).

Esta obra ha sido financiada por el Fondo Sectorial CONACYT- SENER- Hidrocarburos, proyecto 201441. Esta es una contribución del Consorcio de Investigación del Golfo de México (CIGoM). Reconocemos a PEMEX por promover ante el Fondo la demanda específica sobre los derrames de hidrocarburos y el medio ambiente.



PRIMERA EDICIÓN: septiembre de 2020

*Regiones, especies y ecosistemas vulnerables
ante derrames de petróleo de gran escala
en el golfo de México
Tomo II. Vulnerabilidad ecológica del Golfo de México
ante derrames de gran escala*

D.R. © 2020 CICESE
www.cicese.edu.mx

DISEÑO Y FORMACIÓN: Raúl Marcó del Pont Lalli
FOTOGRAFÍAS: Portada: Flickr. Claudio Contreras Koob, pp. 1, 2, 16, 74, 150,
152, 214. Flickr, pp. 6, 14, 212, 254. Rafael Ramírez León, p. 42. Arturo Isai Do-
mínguez Guerrero, p. 118.

ISBN 978-607-8811-15-1

Impreso y hecho en México

Coordinación, seguimiento y revisión de contenido

COORDINACIÓN Y SEGUIMIENTO

Paula García Carrillo, Emma R. Alonzo Marrufo, Mercedes Yamily Chi Chan, Selene Dinarzada Romero Álvarez.

REVISORES DE CONTENIDO

Tomo I. Cecilia Enríquez Ortíz (SISAL-UNAM), Ismael Mariño Tapia (ENES-UNAM, CINVESTAV), María C. García Aguilar (CICESE), María Tereza Cavazos Pérez (CICESE), Luz Erandi Saldaña-Ruiz (CICESE), Cuauhtémoc Turrent Thompson (CICESE), Rosario Romero-Centeno (CCA-UNAM).

Tomo II. Luz Erandi Saldaña-Ruiz (CICESE), Oscar Sosa Nishizaki (CICESE), Daniel Pech (ECOSUR), María C. García Aguilar (CICESE), M. Leopoldina Aguirre Macedo (CINVESTAV), Víctor M. Vidal-Martínez (CINVESTAV), Silvia Salas Márquez (CINVESTAV), Paula Pérez Brunius (CICESE).

Tomo III. Alfonsina E. Romo-Curiel (CICESE), Jesús Cano Compaire (CICESE), Axayácatl Rocha Olivares (CICESE), María C. García Aguilar (CICESE), Rossanna Rodríguez-Canul (CINVESTAV).

RESPONSABLE TÉCNICO DEL PROYECTO

Juan Carlos Herguera

COORDINADOR TÉCNICO DEL PROYECTO

Edward Peters Recagno

El trabajo presentado en esta obra no hubiera sido posible sin el apoyo de un gran número de personas que forman parte del CIGoM. Agradecemos la participación de técnicos y estudiantes en las campañas de campo y en la adquisición, procesamiento y análisis de las muestras y datos recopilados. También agradecemos al personal administrativo de las instituciones participantes que apoyó con la compra de equipo e insumos de laboratorio, en la contratación de servicios, y en la administración de los recursos humanos del proyecto.



ÍNDICE

5 COORDINACIÓN, SEGUIMIENTO Y REVISIÓN DE CONTENIDO

9 INTRODUCCIÓN

Luz Erandi Saldaña-Ruiz, Eduardo Cuevas, Oscar Sosa-Nishizaki, Daniel Pech, María de los Ángeles Liceaga Correa, M. Leopoldina Aguirre Macedo, Paula Pérez Brunius

Sección 1. Vulnerabilidad ecológica de tortugas marinas, cetáceos, peces pelágicos y pastos marinos

17 CAPÍTULO 1. VULNERABILIDAD ECOLÓGICA DE TORTUGAS MARINAS ANTE MÚLTIPLES AMENAZAS Y DERRAMES DE PETRÓLEO DE GRAN ESCALA EN EL GOLFO DE MÉXICO

María de los Angeles Liceaga Correa, Abigail Uribe-Martínez, Eduardo Cuevas

43 CAPÍTULO 2. MODELACIÓN ESPACIAL DE LA COOCURRENCIA ENTRE LOS CETÁCEOS Y DERRAMES DE PETRÓLEO EN EL GOLFO DE MÉXICO

María C. García Aguilar, Alfonsina E. Romo-Curiel, M. Rafael Ramírez-León, Zurisaday Ramírez-Mendoza, Arturo Fajardo-Yamamoto, Oscar Sosa-Nishizaki

75 CAPÍTULO 3. EVALUACIÓN DE LA VULNERABILIDAD DE LOS PECES PELÁGICOS ANTE ESCENARIOS DE DERRAME DE PETRÓLEO PROFUNDOS EN EL GOLFO DE MÉXICO

Oscar Sosa-Nishizaki, Alfonsina E. Romo-Curiel, Zurisaday Ramírez-Mendoza, Arturo Fajardo-Yamamoto, María C. García Aguilar, M. Rafael Ramírez-León

119 CAPÍTULO 4. VULNERABILIDAD INTEGRAL DE PASTOS MARINOS EN LAS COSTAS DE LA PENÍNSULA DE YUCATÁN

Gilberto Hernández Cárdenas, Alma Delia Toledo-Guzmán, Angélica Itai Mijangos Hernández, Yasser Said López de Olmos Reyes, Fernando Valdez Cruz, Iliana Pérez Espinosa y Margarita E. Gallegos Martínez

*Sección 2. Vulnerabilidad ecológica espacial
del hábitat y biota marinos*

- 153** **CAPÍTULO 5. VULNERABILIDAD ECOLÓGICA DE TORTUGAS MARINAS, MACROFAUNA BENTÓNICA Y PASTOS MARINOS ANTE MÚLTIPLES AMENAZAS Y DERRAMES DE PETRÓLEO DE GRAN ESCALA EN EL GOLFO DE MÉXICO**
Eduardo Cuevas, Abigail Uribe-Martínez, Frank A. Ocaña Borrego, Sara M. Morales Ojeda, María de los Angeles Liceaga Correa, Daniel Pech, Jorge A. Herrera Silveira
- 185** **CAPÍTULO 6. VULNERABILIDAD DEL ECOSISTEMA MARINO DEL SUR DEL GOLFO DE MÉXICO Y EL MAR CARIBE MEXICANO A DERRAMES DE PETRÓLEO**
Luz Erandi Saldaña-Ruiz, Paula Pérez Brunius, Oscar Sosa-Nishizaki, Alfonsina E. Romo-Curiel, Zurisaday Ramírez-Mendoza, Arturo Fajardo-Yamamoto, María C. García Aguilar, M. Rafael Ramírez-León

*Sección 3. Vulnerabilidad de comunidades y organismos selectos
expuestos a petróleo en condiciones experimentales*

- 215** **CAPÍTULO 7. EVALUACIÓN DE LA VULNERABILIDAD EN SISTEMAS EXPERIMENTALES: DEL LABORATORIO HACIA UN MODELO DE VULNERABILIDAD**
Daniel Pech, Monica Améndola Pimenta, Sébastien Putzeys
- 223** **CAPÍTULO 8. VULNERABILIDAD DE LAS COMUNIDADES PLANCTÓNICAS EXPUESTAS A DIFERENTES CONCENTRACIONES DE PETRÓLEO BASADO EN CONDICIONES EXPERIMENTALES DE MESOCOSMOS**
Sébastien Putzeys, Ana Aguilar Trujillo, M. Leopoldina Aguirre Macedo, Miryam Juárez Fonseca, José García-Maldonado, Jorge Herrera Silveira, Sonia Valencia Agami, Daniel Pech
- 237** **CAPÍTULO 9. VULNERABILIDAD DE ESPECIES SELECTAS DE PECES BENTÓNICOS Y PELÁGICOS EXPUESTOS A HIDROCARBUROS DE PETRÓLEO EN CONDICIONES EXPERIMENTALES**
Monica Améndola Pimenta, M. Leopoldina Aguirre Macedo, Eunice D. Couoh Puga, Ana L. May Tec, Mercedes Quintanilla-Mena, Carlos A. Puch Hau, Abril Rodríguez-González, Víctor M. Vidal-Martínez, Rossanna Rodríguez-Canul, Daniel Pech
- 255** **CONCLUSIONES GENERALES**

Introducción

Luz Erandi Saldaña-Ruiz,* Eduardo Cuevas^{¶,§} Oscar Sosa-Nishizaki,*
Daniel Pech,** María de los Angeles Liceaga Correa,[¶] M. Leopoldina Aguirre Macedo,[□]
Paula Pérez Brunius***

El golfo de México (GM) es uno de los Grandes Ecosistemas del mundo, que brinda servicios ambientales relacionados con la producción de alimento por la pesca y acuicultura, turismo, vías náuticas, y que es considerado como una de las regiones de mayor producción de petróleo del mundo (Botello, 2005; Murawski *et al.*, 2019). Las actividades relacionadas con la exploración, extracción y transporte del petróleo representan un riesgo latente para el ecosistema debido a los potenciales accidentes incluyendo derrames de gran escala originados desde plataformas, así como los asociados a su operación regular, en el trasiego del hidrocarburo a buques y durante el transporte del producto. Los derrames de gran magnitud como fue el caso del derrame IXTOC-I en la Sonda de

Campeche en 1979 y el del Deepwater Horizon ocurrido en el norte del GM en el 2010 pueden llegar a verter hasta >1 000 000 de barriles (Teal and Howarth 1984; McNutt *et al.*, 2012; Wallace *et al.*, 2020).

Ante cualquier amenaza y para poder realizar una evaluación de riesgo resulta indispensable saber: ¿Dónde se encuentran los objetos de nuestro interés que son sensibles a la amenaza? ¿Cuáles son los potenciales escenarios de alcance de la amenaza? y ¿Cuál es su probabilidad de ocurrencia en las zonas donde se encuentran los objetos/sistema de interés? En el caso particular de los hidrocarburos, es muy importante conocer las concentraciones y tiempo de exposición que provocan los impactos más grandes a especies que habitan el fondo del océano y sus masas de agua.

* Departamento de Oceanografía Biológica, Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada (CICESE).

¶ Laboratorio de Percepción Remota y SIG, CINVESTAV-IPN, Unidad Mérida.

§ Laboratorio de Ecología Espacial y del Movimiento, CONACYT-Universidad Autónoma del Carmen.

** Laboratorio de Biodiversidad Marina y Cambio Climático, El Colegio de la Frontera Sur, Unidad Campeche.

□ Departamento de Recursos del Mar, CINVESTAV-IPN, Unidad Mérida.

*** Departamento de Oceanografía Física, Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada (CICESE).

Con la finalidad de determinar el costo ambiental y la pérdida de servicios ambientales debido a los impactos negativos a ambientes marinos ante un disturbio (en este caso por posibles derrames de hidrocarburos), a nivel mundial se ha incrementado el uso de múltiples métodos enfocados a evaluar la vulnerabilidad ecológica de los sistemas naturales antes de que ocurra el disturbio (De Lange *et al.*, 2010; Nelson y Grubestic, 2018). Con la entrada en vigor de la reforma energética mexicana en el 2014 se establecieron áreas de licitación para exploración y extracción, presente y futura, en zonas marinas someras y profundas del GM (<https://www.gob.mx/sener/acciones-y-programas/plan-quinenal-de-licitaciones-para-la-exploracion-y-extraccion-de-hidrocarburos-2015-2019-7652>). En este contexto, la evaluación de la vulnerabilidad de los ecosistemas marinos a diversas fuentes de presión se convierte en una tarea esencial para conocer la condición preexistente a las actividades petroleras. Determinar el potencial de impacto de probables derrames de petróleo sobre los ecosistemas, comunidades y poblaciones, es esencial para elaborar estrategias de respuesta y mitigación oportunas y apropiadas.

Como parte del proyecto “Implementación de redes de observación oceanográficas (físicas, geoquímicas, ecológicas) para la generación de escenarios ante posibles contingencias relacionadas a la exploración y producción de hidrocarburos en aguas profundas del Golfo de México”, se realizaron varios subproyectos para evaluar la vulnerabilidad ecológica de especies, poblaciones y comunidades ante posibles escenarios de derrames de petróleo. Esto consideró la evaluación de poblaciones de especies de interés económico y ecológico, particularmente aquellas incluidas en la norma oficial mexicana, NOM-059-SEMARNAT-2010, como es el caso de tortugas marinas, mamíferos marinos y pastos marinos.

Las diferentes aproximaciones metodológicas abordadas para evaluar la vulnerabilidad se basaron en la teoría actual de la vulnerabilidad ecológica (Füssel y Klein 2006). Todos los resultados presentados en los diversos capítulos de la presente obra estimaron la vulnerabilidad ecológica a través de métodos y modelos cuantitativos

que incluyen indicadores comparativos y métricas clave diseñados para cada caso.

La vulnerabilidad se definió como la medida en la que un sistema, subsistema o componente de un sistema (objeto de interés) es susceptible a daños o afectaciones debido a la exposición a una o varias amenazas (perturbación o fuente de presión) y a su capacidad adaptativa para hacer frente a estos efectos adversos (McCarthy *et al.*, 2001; De Lange *et al.*, 2010; Birkmann, 2007; Turner *et al.*, 2003; Adger, 2006). El término de vulnerabilidad ecológica es utilizado para objetos de interés en diferentes niveles de organización ecológica —individuos, poblaciones, hábitats, comunidades y ecosistemas— (De Lange *et al.*, 2010).

Los factores o procesos determinantes de la vulnerabilidad pueden ser intrínsecos, cuando están asociados a características propias de la especie, población o comunidad a evaluar como son, el ciclo de vida de las especies, su longevidad, la especificidad del hábitat; o extrínsecos cuando están asociados a eventualidades o amenazas externas como son los derrames de petróleo (Polaina *et al.*, 2016; Akcakaya *et al.*, 2018). Las evaluaciones descritas en cada uno de los capítulos se realizaron utilizando una amenaza externa (vulnerabilidad extrínseca) y las características propias de las especies y comunidades (vulnerabilidad intrínseca) para estimar la sensibilidad como parte de la evaluación de la vulnerabilidad ecológica del sistema. En la zona marina exclusiva mexicana del GM, la evaluación de la vulnerabilidad ecológica del ecosistema relacionada con las distintas intensidades de exploración y producción del petróleo programado para los siguientes años constituye un gran reto. Esto, porque será necesaria la integración de aproximaciones metodológicas a las diferentes escalas de organización biológica (individuos, poblaciones, comunidades, ecosistemas), diferentes resoluciones espaciales y temporales y para la gran diversidad de ecosistemas y especies que alberga el GM.

En este tomo II del libro “Regiones, especies y ecosistemas vulnerables ante derrames de petróleo de gran escala”, se presenta la evaluación de vulnerabilidad ecológica a derrames de petróleo a través de dos enfoques principales: el enfoque espacial, que permite generar mapas que muestran

la distribución espacial de los diferentes grados de vulnerabilidad de las especies y comunidades analizadas, y su intersección espacial con los escenarios de derrame modelados desde 6 pozos proporcionados por PEMEX; esta aproximación permitió identificar las regiones y especies que pueden presentar mayor vulnerabilidad en caso de derrames ocurridos en estos pozos. El segundo enfoque basado en experimentos, en donde especies (peces) y comunidades (fitoplancton y bacterioplancton) seleccionadas fueron sometidas a la exposición de diferentes concentraciones de petróleo. Esto se realizó para evaluar los cambios en los valores de vulnerabilidad en función del tiempo de exposición, desde el momento del derrame hasta 15 días después de ocurrido el evento. Ambos enfoques son complementarios porque abordan la evaluación de la vulnerabilidad ante la presencia de petróleo en distintos niveles de organización biológica y escalas espaciales y temporales.

En la sección 1 se presenta la evaluación de vulnerabilidad ecológica espacial enfocada en tortugas marinas, cetáceos, peces pelágicos, y pastos marinos, capítulos del 1 al 4, respectivamente. Aquí, se presentan dos aproximaciones para evaluar la vulnerabilidad ecológica espacial: 1) La vulnerabilidad acumulada ante diversas fuentes de presión (p. ej. tendencia de la temperatura superficial del mar, huracanes, transporte marítimo, entre otras), en la cual primero se estimó el estado actual el objeto de interés y después se consideró el impacto por la co-ocurrencia de un derrame de petróleo, con unidades espaciales de análisis de 10 km de diámetro que permite escalar y regionalizar la configuración espacial de la vulnerabilidad ecológica de estos sistemas; y 2) La vulnerabilidad específica de los objetos de interés exclusivamente a impactos por posibles derrames de petróleo en regiones discretas fijas en el GM, sin considerar otras amenazas. El uso de estas dos metodologías tiene el propósito de fortalecer la aproximación analítica de la vulnerabilidad ecológica, aportando información espacial con distintas resoluciones y escalas espacial y temporal. Estas aproximaciones también brindan alternativas complementarias para evaluar la vulnerabilidad de los ecosistemas en condiciones distintas de disponibilidad de datos. La primera aproximación

se utilizó en los objetos de interés para los que se tiene amplio conocimiento sobre su hábitat, biología, distribución y amenazas identificadas que los hacen vulnerables. Esto fue el caso para las tortugas marinas, y pastos marinos. La segunda aproximación se utilizó en objetos de interés para los que se tiene menos información, como es el caso de peces pelágicos y cetáceos. Estas aproximaciones también permitieron evaluar la vulnerabilidad al petróleo de los ecosistemas en base al análisis de una gran cantidad de hábitats y especies en donde la información es limitada.

Estos abordajes metodológicos son el andamiaje de productos cuantitativos robustos, que proveen diversas ventajas a sus usuarios:

- La obtención de un panorama general de la vulnerabilidad del ecosistema del GM a derrames de petróleo.
- Una estimación de vulnerabilidad a derrames de petróleo específica por objetos de interés —especies, poblaciones, comunidades, ecosistemas y unidades regionales—.
- Se fortaleció el análisis de vulnerabilidad con la identificación de un conjunto de atributos e indicadores utilizado por las diferentes aproximaciones metodológicas presentadas.
- Los productos presentados proveen un panorama de múltiples escalas y resoluciones temporales y espaciales.
- Se logró una priorización de regiones, especies, poblaciones, comunidades y ecosistemas con base en su vulnerabilidad para la planeación ante contingencias por derrames de hidrocarburos.
- Se logró establecer una línea base de conocimiento de especies, poblaciones, comunidades, hábitats y ecosistemas vulnerables a derrames de petróleo.

En la sección 2 de este tomo se describe la vulnerabilidad ecológica del hábitat y biota marinos del GM la cual fue abordada empleando dos aproximaciones. Estas dos aproximaciones se complementan con la implementación de análisis con diferente resolución espacial para evaluar diversas amenazas que actúan sobre los objetos de interés con distinto nivel de organización bioló-

gica. Se presenta la configuración espacial de la vulnerabilidad ecológica de algunos objetos de interés (p. ej. tortugas marinas) con un abordaje en el que se incluye la condición de vulnerabilidad ecológica acumulada previa a la interacción con un derrame, y aparte la vulnerabilidad a los derrames de petróleo como amenaza única.

En el capítulo 5 se evaluó la vulnerabilidad de tres objetos de interés (tortugas marinas, macrobentos y pastos marinos), con distintos niveles de organización biológica a través de un modelo de vulnerabilidad ecológica modular. Se generaron los modelos de vulnerabilidad para cada objeto de interés y la acumulada integrada a diversas fuentes de presión. Para ello se implementó un sistema de mapeo y análisis que integró datos de distinta naturaleza en unidades de análisis espacial estandarizadas y normalizadas. De esta manera se construyó un modelo de vulnerabilidad ecológica al cual se le pueden incorporar otros objetos de interés para incrementar el número de grupos bióticos; es decir, el modelo puede crecer. Finalmente, se identificaron las zonas de mayor interacción espacial entre áreas ecológicamente vulnerables y escenarios de derrames desde pozos potenciales en aguas profundas.

En el capítulo 6, la evaluación de vulnerabilidad fue específica a impactos por petróleo y a escenarios de derrames a una escala de grandes regiones; además el análisis incluyó la estimación de vulnerabilidad de componentes físicos (hábitats) y bióticos (especies evaluadas) del GM. La utilización de dos aproximaciones permitió obtener una perspectiva amplia de la vulnerabilidad de todo el ecosistema marino del GM ya que fue posible visualizar la vulnerabilidad desde una escala espacial fina (10 km de resolución) hasta grandes regiones en la zona económica exclusiva de México; así como identificar la vulnerabilidad de varios niveles de organización ecológica y los forzantes físicos.

En la sección 3 se describen los cambios temporales de la vulnerabilidad de especies y comunidades sometidas a experimentos de exposición a petróleo, utilizando un modelo de curvas de vulnerabilidad.

El capítulo 7 introduce esta metodología haciendo énfasis en los indicadores relevantes para estimar la vulnerabilidad en sistemas experimen-

tales. En el capítulo 8 Se presentan los resultados de los cambios temporales en la vulnerabilidad de las comunidades del plancton (fitoplancton y bacterioplancton) expuestas a 3 concentraciones de petróleo crudo ligero (API 35) en experimentos de mesocosmos realizados en tres épocas de productividad primaria diferentes (lluvias, secas y nortes). Los resultados han permitido mostrar que los cambios temporales en la vulnerabilidad del fitoplancton y bacterioplancton son contrastantes y ocurren en función de las épocas de productividad y de las concentraciones de petróleo.

En el capítulo 8 se presentan las curvas temporales de vulnerabilidad obtenidas de bioensayos de exposición de peces selectos a diferentes concentraciones de hidrocarburos derivados del petróleo ligero. Los resultados mostraron que la exposición crónica o aguda al petróleo produce efectos variables en función de la fisiología de la especie analizada, y varía en función de la magnitud de la concentración de petróleo y tiempo de exposición, lo que evidencia los cambios temporales en su vulnerabilidad.

Las evaluaciones de vulnerabilidad que se sintetizan en este tomo fueron realizadas con metodologías robustas que aportan conocimiento muy importante sobre la vulnerabilidad del ecosistema marino del GM ante amenazas potenciales por derrames de hidrocarburos. La información generada a través de estas evaluaciones es clave para que los responsables de las operaciones de respuesta, mitigación y limpieza en caso de una contingencia por derrames puedan tomar decisiones bien informadas.

REFERENCIAS

- Akcakaya, H. R., Bennett, E. L., Brooks, T. M., Grace, M. K., Heath, A., Hedges, S., Hilton-Taylor, C., Hoffmann, M., Keith, D. A., Long, B., Mallon, D. P., Meijaard, E., Milner-Gulland, E. J., Rodrigues, A. S. L., Rodriguez, J.P., Stephenson, P. J., Stuart, S. N., Young, R. P. (2018). Quantifying species recovery and conservation success to develop an IUCN Green List of Species. *Conservation Biology*, 32(5), 1128-1138. DOI: 10.1111/cobi.13112
- Adger, W. N. (2006). Vulnerability. *Global environmental change*, 16(3), 268-281. DOI: 10.1016/j.gloenvcha.2006.02.006

- Birkmann, J., 2007. Risk and vulnerability indicators at different scales: applicability, usefulness and policy implications. *Environmental Hazards*, 7(1), 20-31. DOI: 10.1016/j.envhaz.2007.04.002
- Botello, A.V., (2005). Características, composición y propiedades fisicoquímicas del petróleo, p. 261-268. En A. V. Botello, J. Rendón-von Osten, G. Gold-Bouchot y C. Agraz-Hernández (Eds.), *Golfo de México Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias* (2a. ed.). México: Universidad Autónoma de Campeche, Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto Nacional de Ecología.
- Cardona, O. D. (2004). The need for rethinking the concepts of vulnerability and risk from a holistic perspective: a necessary review and criticism for effective risk management. *Mapping vulnerability: Disasters, development and people*, 17.
- De Lange, H. J., Sala, S., Vighi, M. y Faber, J. H., (2010). Ecological vulnerability in risk assessment—a review and perspectives. *Science of the Total Environment*, 408(18), 3871-3879. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2009.11.009
- Füssel, H. M., Klein, R. J. T. (2006). Climate change vulnerability assessments: an evolution of conceptual thinking. *Climate Change*, 75, 301-329.
- McCarthy, J. J., Canziani, O. F., Leary, N. A., Dokken, D. J., White, K. S. (2001). *Climate Change 2001: Impacts, Adaptation and Vulnerability*. Cambridge University Press.
- McNutt, M. K., Camilli, R., Crone, T. J., Guthrie, G. D., Hsieh, P. A., Ryerson, T. B., Savas, O. y Shaffer, F., (2012). Review of flow rate estimates of the Deepwater Horizon oil spill. *PNAS*, 11(109), 20260-20267.
- Murawski, S. A., Hollander, D. J., Gilbert, S. y Gracia, A. (2020). Deepwater Oil and Gas Production in the Gulf of Mexico and Related Global Trends. In Murawski, S. A., Ainsworth, C. H., Gilbert, S., Hollander, D.J., Paris, C.B., Schlüter, M., & Wetzel, D.L. (Eds.) *Scenarios and Responses to Future Deep Oil Spills* (pp. 16-32). Springer, Cham.
- Nelson, J. R. y Grubestic, T. H. (2018). Oil spill modeling: risk, spatial vulnerability, and impact assessment. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment*, 42(1), 112-127. DOI: 10.1177/0309133317744737
- Polaina, E., Revilla, E. y González-Suárez, M. (2016). Putting susceptibility on the map to improve conservation planning, an example with terrestrial mammals. *Diversity and Distributions*, 22, 881-892. DOI: 10.1111/ddi.12452
- Teal, J. M. y Howarth, R. W., (1984). Oil spill studies: a review of ecological effects. *Environmental Management*, 8(1), 27-43. DOI: 10.1007/BF01867871
- Turner, B. L., Kasperson, R. E., Matson, P. A., McCarthy, J. J., Corell, R. W., Christensen, L., Eckley, N., Kasperson, J.X., Luers, A., Martello, M.L., Polsky, C., Pulsipher, A. y Schiller, A., 2003. A framework for vulnerability analysis in sustainability science. *Proceedings of the national academy of sciences*, 100(14), 8074-8079. DOI: 10.1073/pnas.1231335100
- Wallace, B. P., Stacy, B. A., Cuevas, E., Holyoake, C., Lara, P. H., Marcondes, A. C. J., Miller, J. D., Nijkamp, H., Pilcher, N. J., Robinson, I., Ritherford, N. y Shigenaka, G. (2020). Oil spills and sea turtles: documented effects and considerations for response and assessment efforts. *Endangered Species Research*, 41, 17-37. DOI: 10.3354/esr01009



SECCIÓN 1

Vulnerabilidad ecológica de tortugas marinas, cetáceos, peces pelágicos y pastos marinos



CAPÍTULO 1

Vulnerabilidad ecológica de tortugas marinas ante múltiples amenazas y derrames de petróleo de gran escala en el golfo de México

María de los Angeles Liceaga Correa,* Abigail Uribe-Martínez,*[‡] Eduardo Cuevas*[§]

INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas marinos y costeros son sostenidos por un conjunto de procesos estructurales que ocurren en distintos niveles de organización ecológica (poblaciones, especies, comunidades), y que han sido objeto de numerosos estudios alrededor del mundo (Moberg y Rönbäck, 2003; Guannel *et al.*, 2016). Estos procesos brindan estabilidad a los sistemas y fortalecen su viabilidad, resistencia y resiliencia (Timpone-Padgham *et al.*, 2017). Asimismo, facilitan su funcionamiento y permiten que aporten servicios ambientales a las comunidades humanas, por lo que el conocimiento de las condiciones de sus poblaciones y hábitats críticos

que los conforman es crucial para su preservación (Bouchard y Bjorndal, 2000; Bjorndal y Jackson, 2003; Friedman *et al.*, 2017; Hammerschlag *et al.*, 2019).

En particular, las tortugas marinas son un grupo de especies que están catalogadas como *Especies Prioritarias para la Conservación* en México¹ y están bajo protección nacional (norma oficial mexicana NOM-059-SEMARNAT-2018) y por tratados internacionales (Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres, Convención Interamericana para la Protección y Conservación de

¹ Para mayor información consultar: <https://www.biodiversidad.gob.mx/especies/espPrioritaria.html>

* Departamento de Recursos del Mar, Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional, Unidad Mérida (CINVESTAV-IPN, Unidad Mérida).

[‡] Universidad Autónoma del Carmen, Facultad de Ciencias Naturales.

[§] CONACYT-Universidad Autónoma del Carmen, Centro de Investigación de Ciencias Ambientales (CICA-UNACAR).

CÓMO CITAR: Liceaga Correa, M. Á., Uribe-Martínez, A., Cuevas, E. (2020). Vulnerabilidad ecológica de tortugas marinas ante múltiples amenazas y derrames de petróleo de gran escala en el golfo de México. En M. L. Aguirre Macedo, P. Pérez Brunius y L. E. Saldaña-Ruiz (Eds.), *Vulnerabilidad ecológica del golfo de México ante derrames de gran escala* (pp. 17-41). Ensenada: CICESE. <http://doi.org/10.5281/zenodo.4527457>

las Tortugas Marinas), siendo especies *clave* para las políticas de conservación. Sus rasgos ecológicos les confieren el reconocimiento como *especies bandera*, ya que son características o símbolo de alguna(s) región(es) en particular; *carismáticas*, al ser apreciadas por su belleza; *indicadoras*, por ser altamente sensibles a modificaciones en los hábitats que ocupan, por lo que sirven de alerta en caso de impactos, y *sombrilla*, porque los esfuerzos para su conocimiento, conservación, manejo, restauración tienen impactos positivos sobre otras especies que están asociadas a los mismos ecosistemas en que se encuentran las tortugas (Gilby *et al.*, 2017; Kalinkat *et al.*, 2017).

En el golfo de México y Caribe mexicano se distribuyen de forma amplia y en abundancia las especies tortuga carey (*Eretmochelys imbricata*), tortuga blanca/verde (*Chelonia mydas*), tortuga lora (*Lepidochelys kempii*) y tortuga caguama (*Caretta caretta*); mientras que en menor proporción encontramos a la tortuga laúd (*Dermochelys coriacea*), y de forma esporádica y aparentemente incidental, a la tortuga golfina (*Lepidochelys olivacea*). En su mayoría, estas especies cumplen en un alto porcentaje de su ciclo de vida al interior de estas cuencas oceánicas consideradas en conjunto como un Gran Ecosistema Marino (Valverde y Holzgart, 2017).

A nivel mundial, las poblaciones de tortugas marinas y sus hábitats se encuentran bajo diversas fuentes de presión que comprometen su integridad ecológica (Bolten *et al.*, 2011; Lovich *et al.*, 2018), las funciones que realizan en los ecosistemas de que forman parte y los servicios que la población recibe de ellas directa o indirectamente (Tisdell y Wilson, 2002; Richardson *et al.*, 2009; Goatley *et al.*, 2012). La acción de múltiples fuentes de presión sobre las especies y ecosistemas merma sus capacidades de resiliencia y resistencia, con lo que aumenta su vulnerabilidad ecológica a diversas amenazas (Halpern *et al.*, 2008; Maxwell *et al.*, 2013). Bajo este enfoque, la evaluación de la condición de impacto potencial y vulnerabilidad ecológica acumulada de las tortugas marinas ante múltiples fuentes de presión es trascendental para el manejo y gestión de sus poblaciones y hábitats críticos.

A partir del conocimiento de la vulnerabilidad ecológica acumulada de las poblaciones

de tortugas marinas se puede evaluar su interacción con modelos probabilísticos de ocurrencia de amenazas potenciales, como son los derrames de hidrocarburos (Wallace *et al.*, 2017), elevación del nivel del mar (Pike *et al.*, 2015), incremento de la temperatura superficial del mar (Witt *et al.*, 2010), entre otras. Esto es, evaluar de forma acumulada los impactos por estresores que ya operan sobre el objeto de interés, para posteriormente cuantificar la interacción con amenazas potenciales, con lo que se genera información acerca de la condición multifactorial acumulada y las potenciales consecuencias de un evento extremo (Cuevas *et al.*, 2019).

Las tortugas marinas son muy sensibles a los derrames de hidrocarburos (Wallace *et al.*, 2020), y el impacto potencial sobre sus poblaciones y hábitats críticos es de la mayor relevancia. Al igual que para otras especies, el derrame de hidrocarburo en aguas profundas, ocurrido en el 2010 en la plataforma 'Deepwater Horizon', marcó un parateaguas en la investigación, gestión y manejo sobre las tortugas marinas en el golfo de México por la gran cantidad de individuos que se vieron afectados (Gallaway *et al.*, 2016; Lauristen *et al.*, 2017; Mitchelmore *et al.*, 2017).

Los resultados de diversas investigaciones han enfatizado la magnitud de los impactos de este tipo de accidentes sobre las poblaciones de tortugas marinas, reforzando la necesidad de contar con información espacialmente explícita de la distribución de las poblaciones, de las áreas sensibles y, sobre todo, de las zonas más vulnerables. Esta información, aunada a la generación de potenciales escenarios de derrames de hidrocarburos en el golfo de México, contribuye con herramientas concretas para la gestión y preparación para contender con un evento de esta naturaleza (Campagna *et al.*, 2011).

En este contexto, y ante tales necesidades, se planteó realizar una evaluación espacialmente explícita de la vulnerabilidad de las cuatro especies de tortugas marinas más abundantes en el sur del golfo de México y el Caribe mexicano (*E. imbricata*, *C. mydas*, *L. kempii* y *C. caretta*), para posteriormente cuantificar la interacción de la distribución, áreas de importancia o *hotspots* y zonas vulnerables con escenarios poten-

ciales de derrames de hidrocarburos en aguas profundas.

METODOLOGÍA

Esta evaluación se abordó en el marco teórico de la ecología espacial² para la generación de productos cartográficos que sirvan como herramienta en la gestión de riesgos y restauración de las poblaciones de tortugas en el golfo de México y mar Caribe.

Hábitats críticos

Las tortugas utilizan diferentes ecosistemas para cubrir sus necesidades en cada una de sus etapas de historia de vida, entre los que se encuentran hábitats oceánicos (aguas profundas) y neríticos (zonas costeras y plataforma continental). Las áreas de agregación en sus distintos estadios de vida ocurren en diversos hábitats marinos y costeros, en los cuales se ha documentado y se asume que cubren sus necesidades básicas (Moorcroft y Lewis, 2006, Broderick *et al.*, 2007). Aunque estas agregaciones pueden estar compuestas de individuos de una sola especie, en el caso de las tortugas frecuentemente se componen de varias especies con orígenes diversos, conformándose lo que se conoce como una agregación mixta (*'mix-stock'* en inglés) (Abreu-Grobois, 2016; Hart *et al.*, 2018).

Por la relevancia que tienen estas áreas de agregación y los hábitats subyacentes donde las tortugas marinas realizan actividades para completar su ciclo de vida, se les denomina hábitats críticos. En estas áreas específicas *ocurren procesos esenciales para la supervivencia de especies, y sus poblaciones, en categoría de riesgo, y que, por tanto, requieren manejo y protección especial* (NOM-059-SEMARNAT-2010). Estos hábitats críticos son utilizados para alimentación, refugio ante depredadores, descanso, reproducción o migración.

En su primera etapa, las crías y juveniles tempranos de tortugas marinas se desarrollan durante varios años en hábitats localizados en aguas abiertas lejos de la costa (oceánicos), compuestos prin-

cialmente por macroalgas del género *Sargassum* sp. (Witherington *et al.*, 2012, Mansfield *et al.*, 2017, McDonald *et al.*, 2017). En este trabajo se utilizó la distribución del sargazo pelágico como indicador de la distribución espacial de las áreas susceptibles de ser utilizadas como hábitats de desarrollo por crías y juveniles tempranos de tortugas marinas en el área de estudio.

La detección del sargazo se realizó con imágenes satelitales de la misión Landsat con una resolución espacial de 30 m (Cuevas *et al.*, 2018). A partir de la detección de sargazo de un período de 10 años, se construyó un indicador de cobertura de sargazo susceptible de ser utilizado como hábitat crítico de desarrollo por tortugas marinas en el sur del golfo de México y Caribe mexicano, en áreas particulares denominadas Sitios Índice de Monitoreo de Sargazo (SIM) (Liceaga-Correa *et al.*, 2020).

Las tortugas, después de su primera etapa de desarrollo, ocupan principalmente hábitats neríticos, es decir, áreas que se encuentran asociadas a la costa. En el presente estudio estos hábitats se delimitaron con el rastreo satelital de 85 individuos posanidantes y subadultos de las cuatro especies de tortugas marinas (*E. imbricata*, *C. mydas*, *C. caretta* y *L. kempii*). A partir de los datos recabados se estimaron las áreas ocupadas para cada uno de los individuos, divididos en las distintas etapas observadas a lo largo de los rastreos (interanidación, alimentación/residencia, y migración) (Worton, 1989; Horne *et al.*, 2007, Lee *et al.*, 2007; Freitas *et al.*, 2008; Schofield *et al.*, 2010; Nishizawa *et al.*, 2011; Cuevas, 2017; Liceaga-Correa *et al.*, 2020). Las coberturas espacialmente explícitas de la ocurrencia de ambos grupos de hábitats críticos, oceánicos y neríticos, fueron transferidas a una rejilla hexagonal de 25 km de diámetro, con la cual se realizó el resto de los análisis espaciales.

Finalmente, se generó la delimitación de *hotspots* de tortugas marinas en zonas neríticas (Liceaga-Correa *et al.*, 2020) como una síntesis cuantitativa de la configuración del uso del espacio de las aguas del golfo de México y Caribe mexicano por las poblaciones de las cuatro especies de tortugas marinas estudiadas. Los *hotspots* se identificaron como las áreas que condensan la frecuencia de uso (número de individuos), el número de

² Esta subdisciplina ecológica trata de explicar los procesos ecológicos teniendo en cuenta la distribución espacial de sus elementos” (Fortin y Dale, 2005).

especies ponderadas por la importancia ecológica de cada una, así como el tipo de uso que dan a estos espacios (interanidación, alimentación/residencia, migración).

Evaluación de la vulnerabilidad ecológica

A partir de la delimitación de los hábitats críticos de interanidación, alimentación/residencia y migración, se realizó la evaluación de la vulnerabilidad ecológica de cada una de las especies. Se utilizó como referencia conceptual la ecuación general propuesta por el Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático, para evaluar las componentes de sensibilidad, exposición a amenazas y se integró la capacidad de adaptación de las poblaciones a dichas amenazas.

Se construyó un modelo conceptual en el que se integraron las variables que estiman los distintos componentes de la vulnerabilidad ecológica de cada especie de tortuga marina. Este modelo fue creado a partir de investigación bibliográfica y de conocimiento experto de especialistas en tortugas marinas en el golfo de México y Caribe mexicano.³

La aproximación implementada utiliza procesos de álgebra de mapas para la expresión espacial de las variables, que definen cada uno de los componentes de la vulnerabilidad ecológica (Ecuación 1) (Cuevas *et al.*, 2019).

$$Vuln_{Amz} = Sens * Exp_{Amz} - CE \quad \text{Ecuación 1}$$

donde $Vuln_{Amz}$ es la vulnerabilidad de una especie a la amenaza Amz , $Sens$ es la sensibilidad ecológica de esa misma especie, Exp_{Amz} es la exposición de la especie a la amenaza Amz , y CE es el coeficiente de estabilidad que hace referencia a las propiedades de la especie para responder ante la presión de la amenaza.

Se evaluó la vulnerabilidad ecológica de cada una las cuatro especies de tortugas marinas a un conjunto de seis amenazas, definidas por ser las

³ Participantes del Taller de Telchac Puerto sobre el Plan de atención a contingencias por operación petrolera que afecta a tortugas marinas y sus hábitats en el golfo de México.

de mayor impacto, y que cuentan con una estimación de su expresión espacial (Cuevas *et al.*, 2019): tendencia de la temperatura superficial del mar, ocurrencia de huracanes, esfuerzo de flotas pesqueras artesanal y mediana altura, tránsito marítimo, cercanía a pozos de extracción de petróleo y exploraciones sísmicas.

Se obtuvo la vulnerabilidad ecológica acumulada a estas amenazas para cada una de las especies, la cual se definió con la Ecuación 2 (Cuevas *et al.*, 2019),

$$Vuln_{Ac.Sp} = \sum_{j=1}^m \mu_j * Vuln_{Amzj} \quad \text{Ecuación 2}$$

donde $Vuln_{Ac.Sp}$ se refiere a la vulnerabilidad ecológica acumulada por las distintas amenazas a la especie de estudio; es el valor numérico de ponderación para la amenaza j hasta 6 amenazas (m), y $Vuln_{Amzj}$ hace referencia a la vulnerabilidad ecológica de la especie a la amenaza Amz_j . Con esta sumatoria se tiene una visión espacialmente explícita de la condición de cada una de las especies ante las amenazas evaluadas en este análisis.

Escenarios potenciales de derrame de hidrocarburos

En el marco del proyecto, se generaron escenarios de derrames potenciales de hidrocarburos en seis pozos hipotéticos, los cuales se describen en Pérez Brunius *et al.* (2020). Estos escenarios se generaron utilizando el modelo de derrame "PetroTrans". El modelo parte de una metodología probabilística utilizando datos de 20 años de corrientes y vientos modelados numéricamente, a partir de los cuales se simuló el movimiento de partículas de petróleo. Lo que el modelo obtiene es la probabilidad de que una partícula que inicia en un pozo sea encontrada en un cuadro de una malla geográfica de 25 km de lado tras un tiempo dado, considerando todas las condiciones oceanográficas y atmosféricas observadas durante esos 20 años.

El escenario representa la región en la que se espera se encuentre contenido el petróleo durante un accidente en el que esté abierto el pozo por 15 días, analizando la evolución del derrame durante

60 días desde el inicio del siniestro. Estos escenarios se describen con dos variables cuantitativas, la fracción de masa de petróleo más alta esperada en esos 60 días, “fracción de masa promedio máxima” (P_{max} , como una medida de la probabilidad de que arribe el hidrocarburo derramado a un área dada), así como el tiempo entre el inicio del derrame y el primer contacto con un área dada (tiempo en el que se observa por primera vez una fracción de masa promedio $\geq 0.1\%$, que representa el momento a partir del cual pudiera arribar petróleo al área en cuestión). El comportamiento de las partículas corresponde a un petróleo pesado genérico que incluye el decaimiento por evaporación (el principal contribuyente al intemperismo del hidrocarburo en superficie), así como el arrastre directo debido al viento.

Una de las utilidades estratégicas de estos productos numéricos y espacialmente explícitos es su aplicación en la generación participativa de planes de acción ante contingencias por derrames de petróleo, lo que permite identificar regiones críticas que potencialmente serían afectadas por un derrame en el pozo en cuestión. Pero recordando que, dada la alta variabilidad en las condiciones oceánicas y atmosféricas, cada derrame es particular y único, y el escenario solo muestra probabilísticamente las zonas que pudieran verse afectadas, y los tiempos mínimos estimados en que pudiera encontrarse petróleo tras el incidente. Esto es, no toda el área que tenga una fracción de masa promedio máxima diferente de cero se verá inevitablemente afectada durante un evento particular de derrame en el pozo en cuestión, pero se espera que el petróleo de algún escenario de derrame originado en ese pozo se encuentre contenido dentro de la región donde la P_{max} sea mayor al 0.1%, sesenta días después de haber ocurrido el accidente (Pérez Brunius *et al.*, 2020).

En ese sentido, es clave considerar que estos escenarios no son predictivos, pues se desconocen las condiciones atmosféricas y oceánicas en las que ocurrirá un derrame en el futuro, y son de escalas de magnitud regional, en cuanto a que no es posible identificar a partir del escenario de derrame ni la cantidad de masa ni un área precisa de decenas de metros donde impactaría el petróleo.

Evaluación de la interacción entre derrames, hábitats críticos y vulnerabilidad

La interacción se definió como la intersección espacial entre los escenarios de potenciales derrames de hidrocarburo pesado con la ubicación de los hábitats críticos (oceánicos y neríticos), *hospots* y la vulnerabilidad ecológica acumulada de cada especie de tortuga marina estudiada (similar a Wallace *et al.*, 2017). Debido a las distintas extensiones y naturalezas de los dominios geográficos de los hábitats críticos, así como de la variable vulnerabilidad acumulada por especie, la evaluación de su interacción con los derrames de petróleo fue distinta para algunos de ellos:

- Para el caso del indicador de los hábitats oceánicos de desarrollo (probabilidad de presencia de sargazo) y de la vulnerabilidad acumulada por especie, en las que se trabajó con rejillas de valores numéricos continuos, se implementó una aproximación integrativa para el análisis de la interacción. Dado que los modelos de derrame de hidrocarburo aportan dos variables cuantitativas, fracción de masa promedio máxima (P_{max}), y el tiempo entre el inicio del derrame y el primer contacto con el área de interés (T_{hit}), ambas variables se sintetizaron para construir un indicador (variable categórica) de la severidad de la interacción del derrame con el hábitat crítico oceánico y vulnerabilidad ecológica de las tortugas marinas. Esta síntesis se construyó a partir de la frecuencia de distribución bivariada de los datos P_{max} y T_{hit} , en la que se definieron 10 categorías en una combinación de valores de la fracción de masa promedio máxima y tiempo de primer contacto claramente segmentadas (Figura S1). Se utilizaron estas categorías para clasificar las capas espaciales de los derrames de hidrocarburo, de tal manera que cada clase tiene una relación directa con su valor de P_{max} y T_{hit} , siendo la clase 10 la que representa áreas con mayores valores de P_{max} y menores T_{hit} , es decir, las zonas que presentarían la mayor severidad de afectación. Con esta aproximación se evaluó la interacción de los escenarios de derrame desde seis pozos,

localizados en el borde de la plataforma continental en el sur y oeste del golfo de México, con los hábitats oceánicos y las vulnerabilidades acumuladas por especie de tortuga marina.

- Para el caso de los hábitats críticos neríticos y los *hotspots*, se utilizó el escenario de derrame de petróleo pesado con origen en el “Pozo 5”, ubicado en las inmediaciones de la costa central de Veracruz, sobre la plataforma continental, dado que se determinó que es el que provoca la mayor interacción con estos hábitats (Uribe-Martínez *et al.*, 2018; Uribe-Martínez *et al.*, 2019).

Los hábitats de interanidación y alimentación/residencia incluyeron una regionalización estatal para contar con zonas discretas de la distribución espacial de los hábitats, la cual se alinearán con la división política estatal para fines de gestión local. Para cada una de las áreas que delimitan los hábitats se contabilizó la intersección de los polígonos de cada tipo de hábitat con la fracción de masa promedio máxima esperada y con el tiempo de primer contacto. Los *hotspots* se evalua-

ron en polígonos discretos diferenciados entre *hotspots primarios y secundarios*.

RESULTADOS

Hábitats críticos

La distribución de los hábitats críticos oceánicos y neríticos se describen a detalle en Liceaga-Correa *et al.* (2020). De manera general, las áreas susceptibles de ser utilizadas como hábitat de desarrollo por tortugas marinas tuvieron su mayor probabilidad en la zona oceánica frente a Tamaulipas y Texas, al oeste del golfo de México. Por su parte, las áreas de alimentación/residencia se concentran en las costas de Veracruz, la península de Yucatán y la zona marina en las inmediaciones de Texas y Luisiana, en Estados Unidos de América (EUA), y las áreas de interanidación se encuentran natural e invariablemente en la vecindad de la costa. Los principales corredores migratorios se identificaron al norte de la península de Yucatán y en la costa oeste del golfo de México, mientras que en el mar Caribe la migración es mayormente costera, aunque algunas tortugas viajan

Tabla 1. Síntesis del modelo conceptual que se aplicó para la evaluación espacialmente explícita de cada una de las cuatro especies de tortugas marinas. Las celdas de color rojo indican *Sensibilidad muy alta/Impacto muy alto*; las amarillas *Sensibilidad media/Impacto medio*; las verdes *Sensibilidad baja/Impacto bajo* (Cuevas *et al.*, 2019).

SENSIBILIDAD		EXPOSICIÓN		COEFICIENTE DE EXPOSICIÓN
Densidad del uso de hábitats de interanidación	0.1214	Esfuerzo pesquero	0.481	Áreas Naturales Protegidas (ANP)
	0.5357		Refugios pesqueros	
	1.0000	Incremento en temperatura del mar	0.142	Tendencia de tamaño poblacional
Densidad del uso de hábitats de alimentación/residencia	0.2150	Ocurrencia de huracanes	0.118	Tendencia de tamaño poblacional
	0.8000	Tránsito de embarcaciones mayores	0.116	ANP
	1.0000	Impacto por plataformas petroleras	0.088	ANP
Densidad del uso de hábitats migratorios	0.1493	Estudios sísmicos	0.054	Polígonos de salvaguardas
	0.6924			Áreas Naturales Protegidas
	1.0000			Polígonos de salvaguardas

por las aguas más profundas de esta cuenca oceánica. Finalmente, los principales *hotspots* se registraron en la península de Yucatán, el centro de Veracruz, el norte de Tamaulipas y aguas afuera, entre las costas de Texas y Luisiana, EUA.

Evaluación de vulnerabilidad ecológica

El modelo conceptual de la vulnerabilidad de cada una de las especies de tortugas marinas se construyó con los tres componentes de la Ecuación 1, especificando umbrales de valores para cada una de las condiciones de sensibilidad y exposición, y la definición de variables de coeficientes de estabilidad para cada una de las fuentes de presión (Tabla 1).

Se obtuvo la configuración espacial de la vulnerabilidad ecológica acumulada de cada una de las cuatro especies de tortugas marinas (Figura 1). Las zonas sureste y suroeste del golfo de México albergaron las zonas de mayor vulnerabilidad ecológica en el área evaluada, con diferencias considerables de acuerdo a la especie.

Interacción entre derrames, hábitats críticos y vulnerabilidad

Los derrames con origen en los seis pozos presentan algún grado de interacción con áreas oceánicas de alta susceptibilidad a ser utilizadas como hábitat pelágico de desarrollo de tortugas marinas

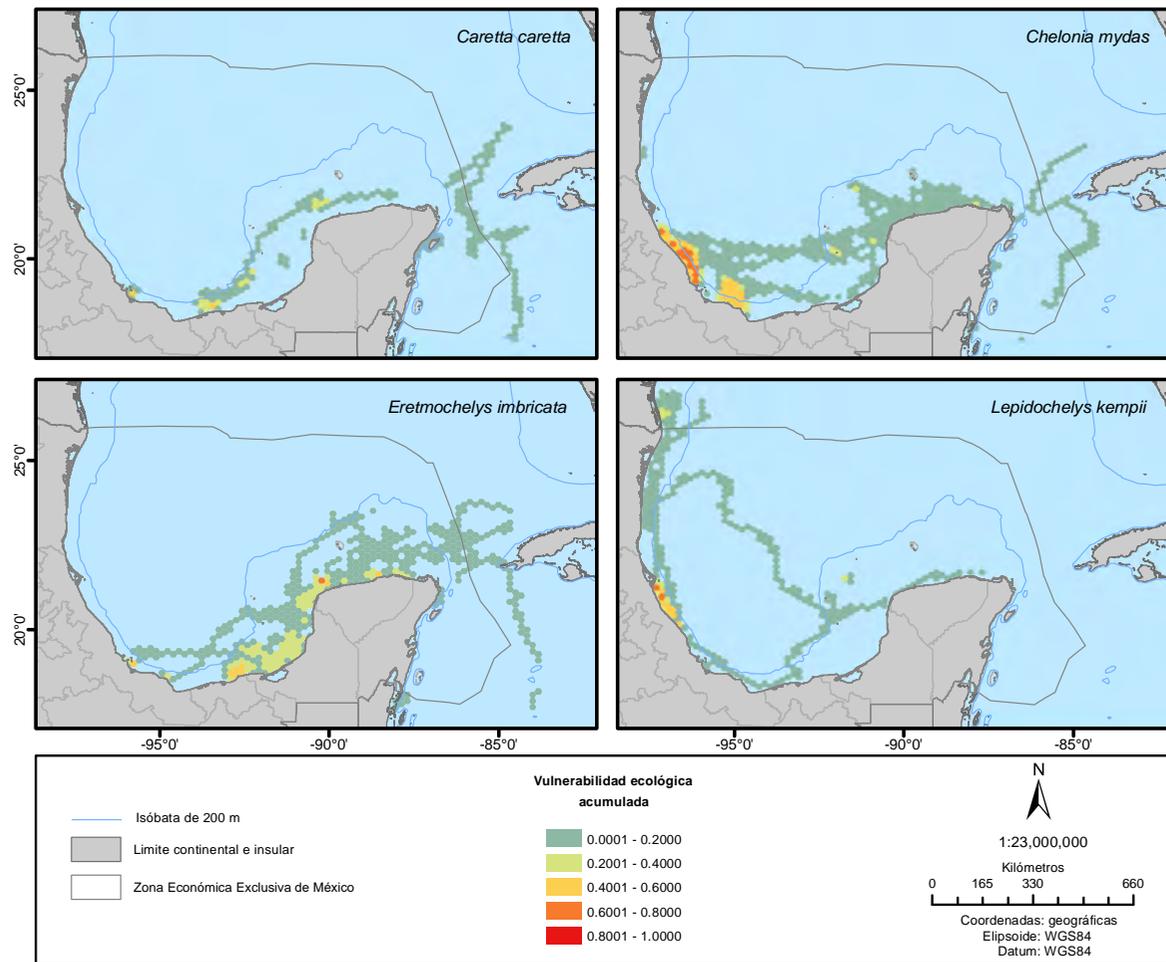


Figura 1. Configuración espacial de la vulnerabilidad ecológica acumulada de las especies caguama (*Caretta caretta*), verde/blanca (*Chelonia mydas*), carey (*Eretmochelys imbricata*) y lora (*Lepidochelys kempii*).

Fuente: datos propios.

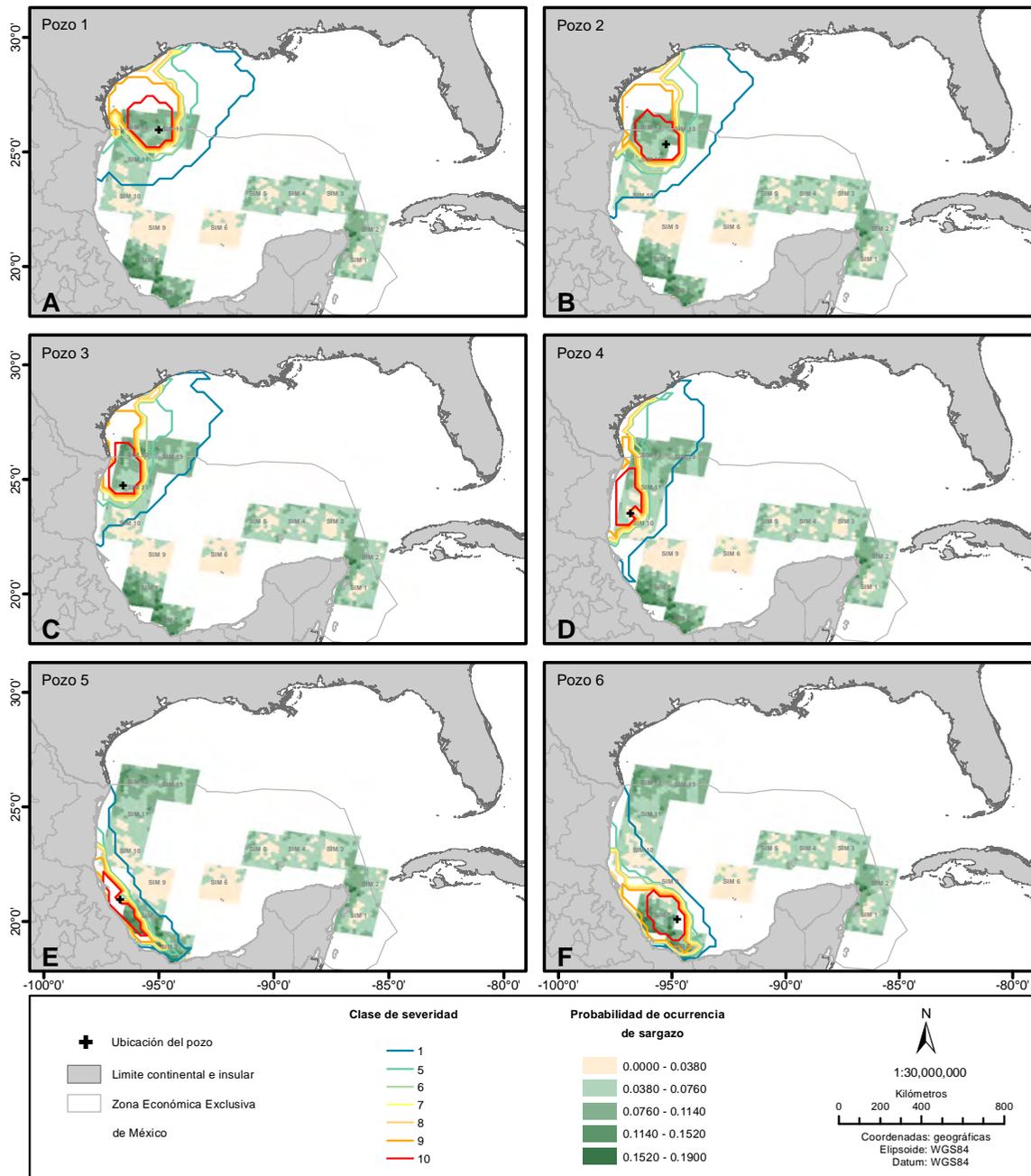


Figura 2. Configuración espacial de la interacción entre probabilidad de áreas oceánicas susceptibles de ser hábitat de desarrollo por tortugas marinas y la severidad (integración de P_{max} y T_{hit}) del derrame de hidrocarburo desde seis pozos (A-F). La categorización de la severidad implica zonas de mayor fracción de masa promedio máxima y tiempo mínimo registrado de arribo (clase 10) y zonas con fracción de masa promedio máxima menor a 0.1% en un tiempo indeterminado (clase 1) (detalle en la Figura S1).

Fuente: datos propios.

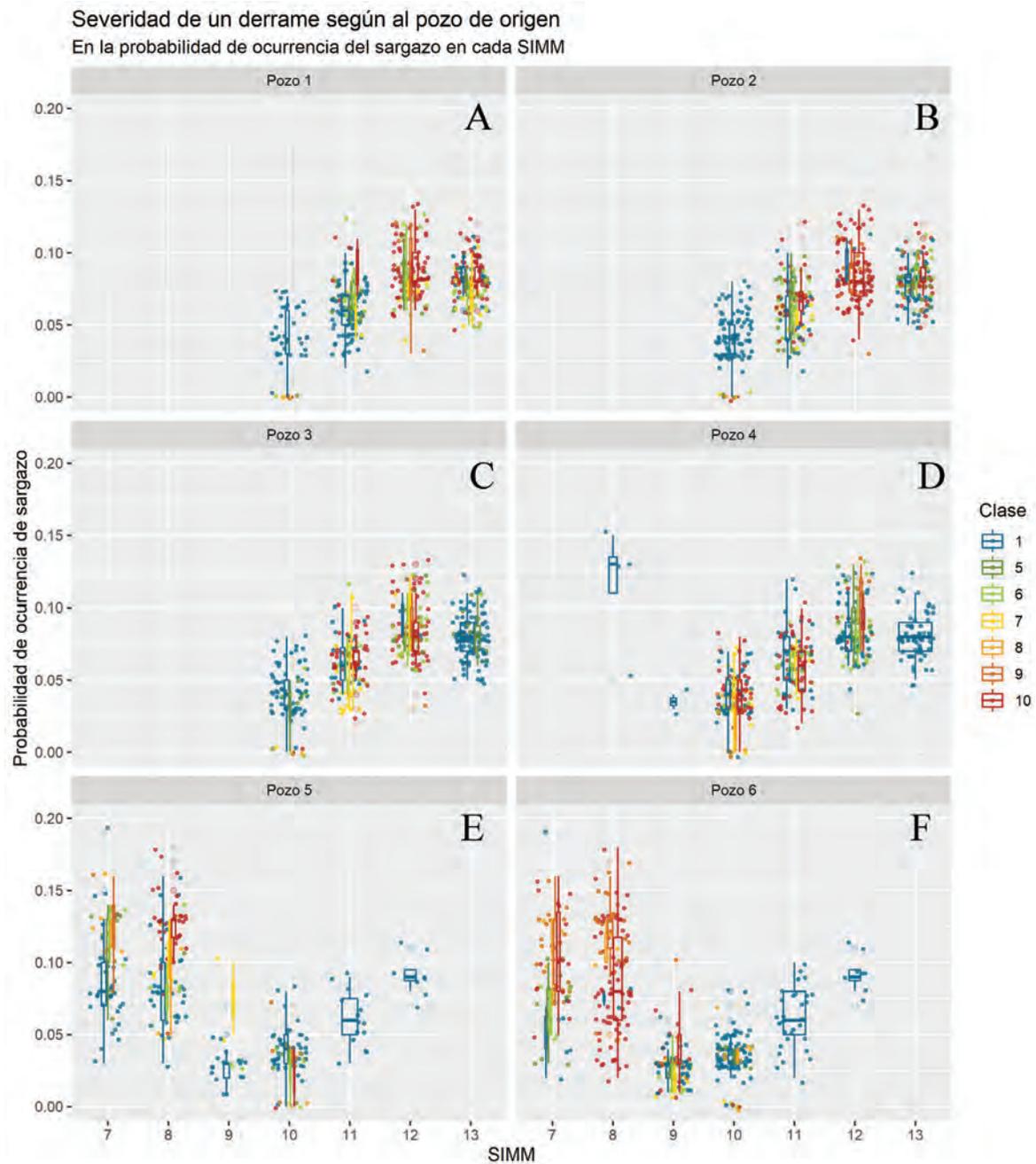


Figura 3. Variabilidad de la interacción entre las categorías de severidad (integración de P_{max} y T_{hit}) de los escenarios de derrames de hidrocarburo para los seis pozos (A-F) con cada uno de los SIM evaluados en términos de la probabilidad de áreas susceptibles de ser hábitat oceánico de desarrollo por tortugas marinas. En la gráfica de cada pozo, los puntos de colores (categorías de severidad del derrame) representan a cada hexágono que interactuó con la región del escenario de derrame, agrupándose por SIM en el eje de las x, mientras que las cajas con bigotes expresan las estadísticas del valor de la fracción de masa promedio máxima en cada categoría de severidad por SIM, y su anchura está asociada a la cobertura geográfica de la interacción (número de hexágonos).

Fuente: datos propios.

(Figura 2). Sin embargo, los derrames desde los pozos 1, 2, 5 y 6 fueron los que cubrieron una mayor área de alta probabilidad de hábitats oceánicos con las categorías más altas de severidad del derrame (9 y 10). Las áreas de distribución de hábitats pelágicos alrededor del banco de Campeche y el Caribe mexicano no registraron ninguna interacción con los escenarios de derrame evaluados.

Los escenarios de derrame desde los pozos 1, 2 y 3 tuvieron la mayor severidad de interacción en la frontera norte de México, en el SIM 12, seguido del SIM 13 (Figuras 3A, B y C). Para el pozo 4, si bien la interacción más amplia y consistente con áreas de mayor probabilidad fue también con los SIM 12 y 13, la severidad de la interacción fue mucho menor (categoría 5) que con los pozos anteriores (Figura 3D). Por otro lado, para la región oeste del golfo, en la costa de Veracruz y Tabasco, los pozos 5 y 6 mostraron las interacciones más severas en las costas de Veracruz, en los SIM 7 y 8, principalmente (Figuras 3E y F).

El pozo 6 fue el que presentó la mayor cobertura de interacción con la mayor severidad en el SIM 8, seguido del SIM 7, con una amplia cobertura y variabilidad de las categorías de severidad, y por último, el SIM 12, en el que fue baja la cobertura de interacción y con categorías mínimas de severidad, pero con zonas de alta probabilidad de hábitats oceánicos (Figura 3F). En síntesis, los SIM 7, 8, 12 y 13 son los que mayor cobertura de interacción tuvieron con escenarios de derrame desde los seis distintos pozos, en áreas de alta probabilidad de ocurrencia del hábitat oceánico y alta severidad del impacto, es decir, las mayores probabilidades de arribo de hidrocarburo en menor tiempo.

La interacción entre hábitats neríticos y el derrame con origen en el pozo 5 (Figura S2) fue relevante para áreas de interanidación de tortugas verde (*C. mydas*) y lora (*L. kempii*), esta segunda catalogada en peligro crítico de extinción por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN, por sus siglas en inglés). La zona de interanidación con la mayor fracción de masa promedio máxima (P_{max}) en este escenario es la zona norte de Veracruz, precedida por el centro de Veracruz y sur de Tamaulipas (Figura 4, Figura S2). Dado que las zonas de interanidación están

íntimamente ligadas a las playas de anidación, se observa que un derrame ocurrido en ese pozo compromete, de forma directa, tanto las áreas que las tortugas utilizan entre anidaciones como los hábitats de anidación en las regiones mencionadas (Figura 4).

La zona más afectada para los hábitats de alimentación/residencia también fue la costa de Veracruz centro, donde reside una población de tortugas caguama, y en donde se registró un valor de fracción de masa promedio máxima considerablemente más alto que la siguiente área potencialmente afectada, que fue Tabasco y una sección de los EUA (Figura 4, Figura S2).

En cuanto al tiempo de arribo entre el inicio del derrame y el primer contacto con un hábitat de alimentación/residencia de tortugas, las zonas de alimentación identificadas en esta investigación, al norte de Tamaulipas y frente a Tabasco, podrían verse impactadas en un período de más de 40 días (Figura 5); sin embargo, una pequeña, pero importante zona de distribución de tortugas caguamas, podría ser impactada en los primeros 5 días. En cuanto a las zonas de interanidación, son también las zonas norte y centro de Veracruz, en las que primero pudiera ocurrir el contacto de alguna concentración de hidrocarburo en estos hábitats, pero en un período corto, entre uno y cinco días, a partir del inicio del derrame (Figura 5, S3).

El corredor migratorio del oeste del golfo de México, que queda delimitado sobre la plataforma continental de la región, es el más afectado en términos de intensidad y cobertura de un derrame que ocurriera desde el pozo 5 (Figura 6A, S2). De manera particular, toda la plataforma continental de los estados de Veracruz y Tamaulipas es un corredor migratorio para tortugas de las cuatro especies, y un derrame en un pozo cerca de la plataforma de esta zona tendría un impacto relevante en términos de cobertura e interacción en estos corredores migratorios. Es importante señalar que la interacción con hábitats como los corredores migratorios, dependerá de la temporada del año en que ocurriese el accidente, dado que las cuatro especies de tortugas marinas tienen períodos distintos de migración, que en conjunto abarcan de mayo a noviembre (Castro-Martínez, 2016; Cuevas, 2016, Delgado-Trejo, 2016; Koch *et*

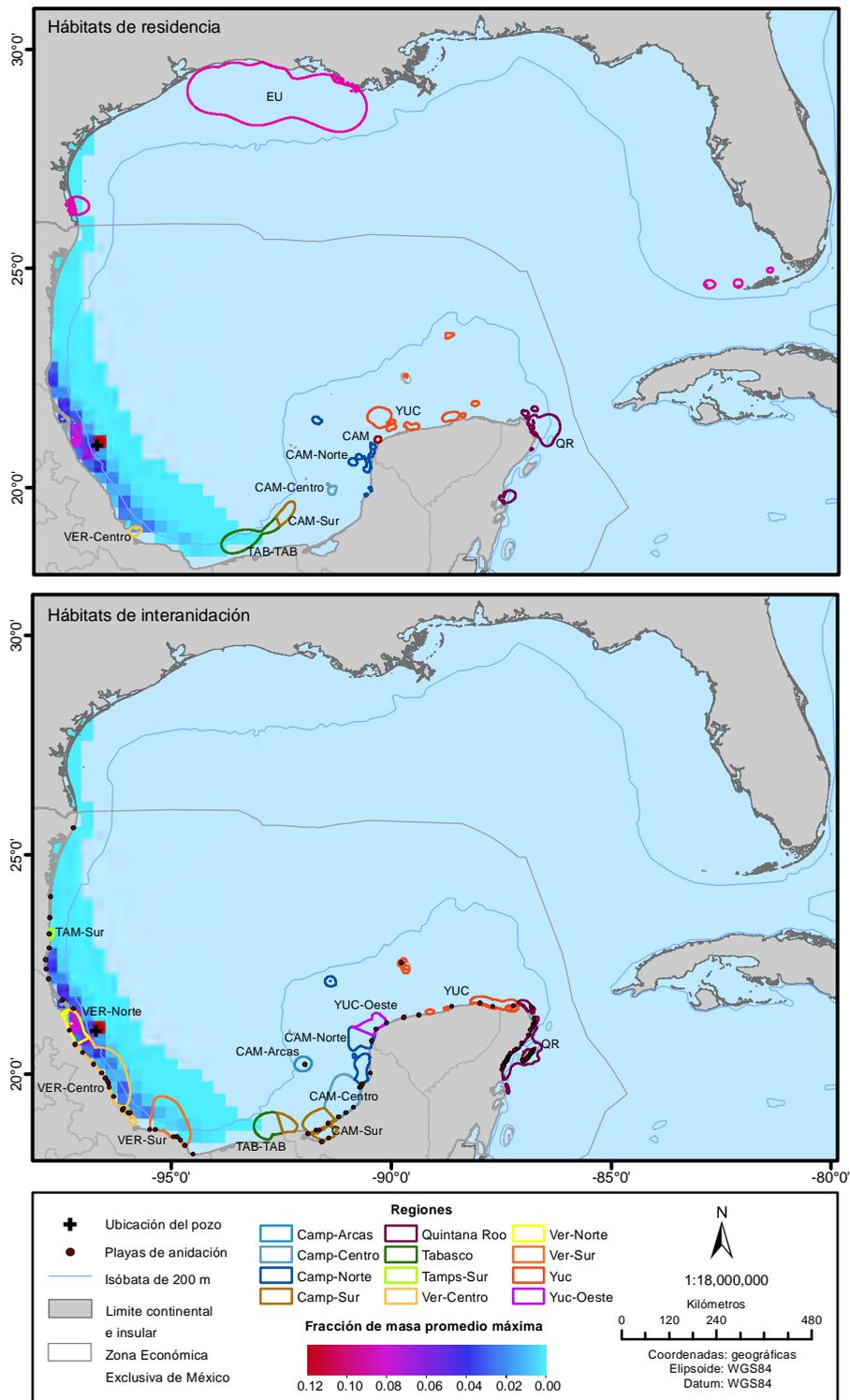


Figura 4. Distribución espacial de la fracción de masa promedio máxima de hidrocarburo esperada en un área de alimentación/residencia e interanidación ante el escenario de derrame del pozo 5 en la zona centro-norte de Veracruz.

Fuente: datos propios.

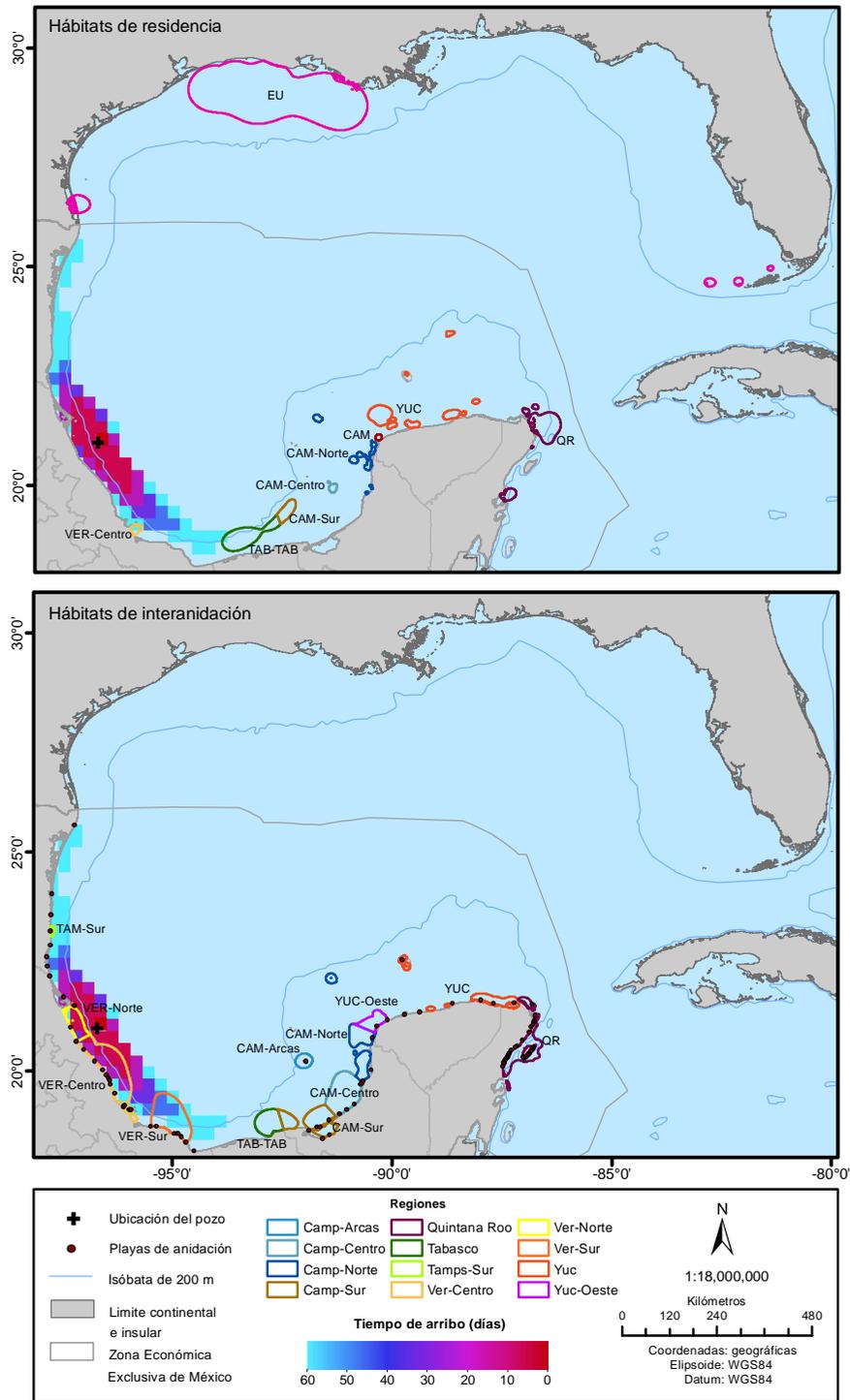


Figura 5. Distribución espacial de la variable tiempo de arribo entre el inicio del derrame y el primer posible contacto con un hábitat de alimentación/residencia e interanidación ante un escenario de derrame de hidrocarburo desde el pozo 5 en la zona centro-norte de Veracruz.

Fuente: datos propios.

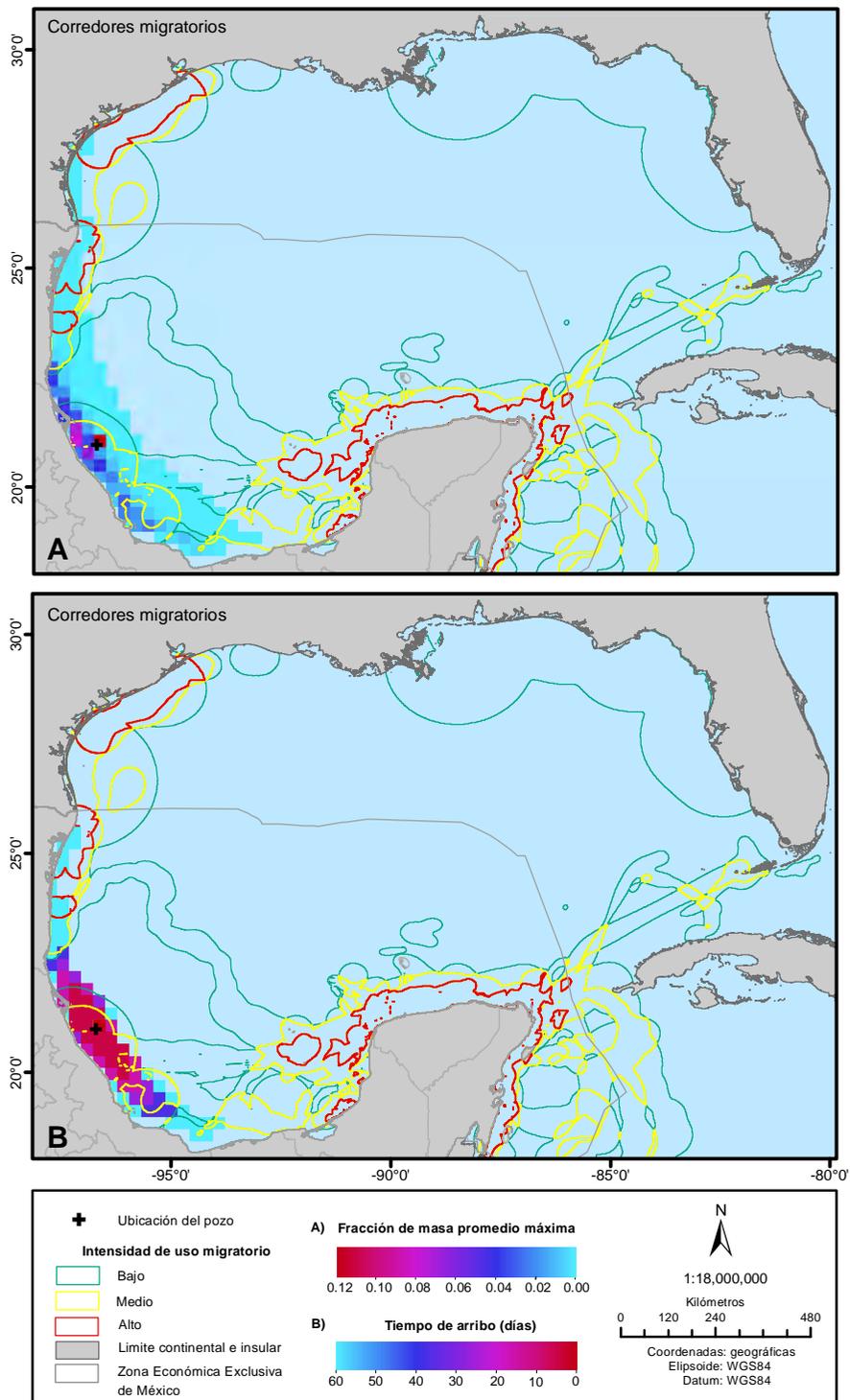


Figura 6. Distribución espacial de la fracción de masa promedio máxima de hidrocarburo (A) y el tiempo entre el inicio del derrame y el primer contacto (B) con un corredor migratorio de tortugas marinas ante el escenario de derrame del pozo en la zona centro-norte de Veracruz (pozo 5).

Fuente: datos propios.

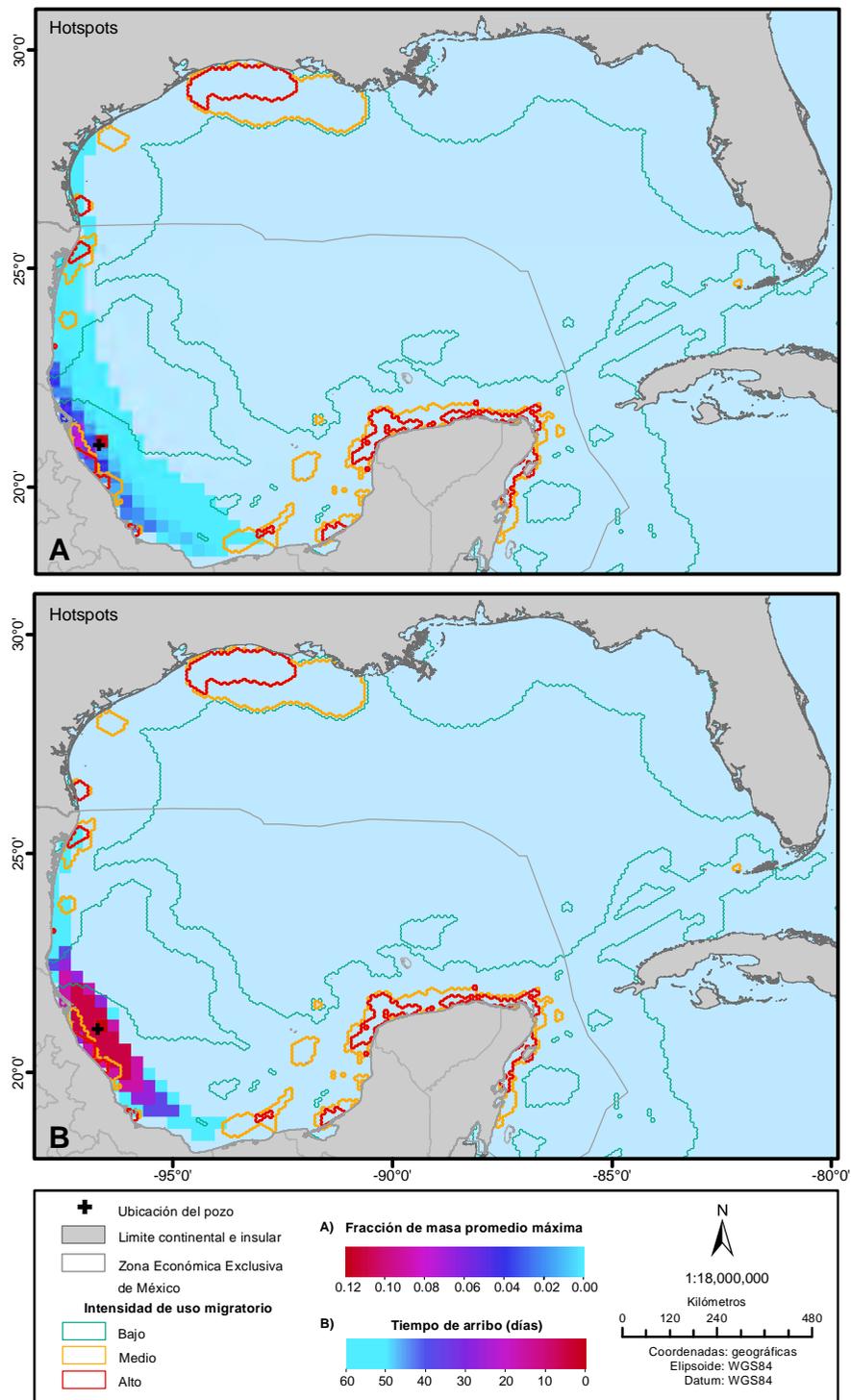


Figura 7. Distribución espacial de la fracción de masa promedio máxima de hidrocarburo (A) y el tiempo de arribo entre el inicio del derrame y el primer contacto (B) con los hotspots de tortugas marinas ante el escenario de derrame del pozo en la zona centro-norte de Veracruz (pozo 5).

Fuente: datos propios.

Severidad de un derrame según la ubicación del pozo
De acuerdo a la vulnerabilidad por especie

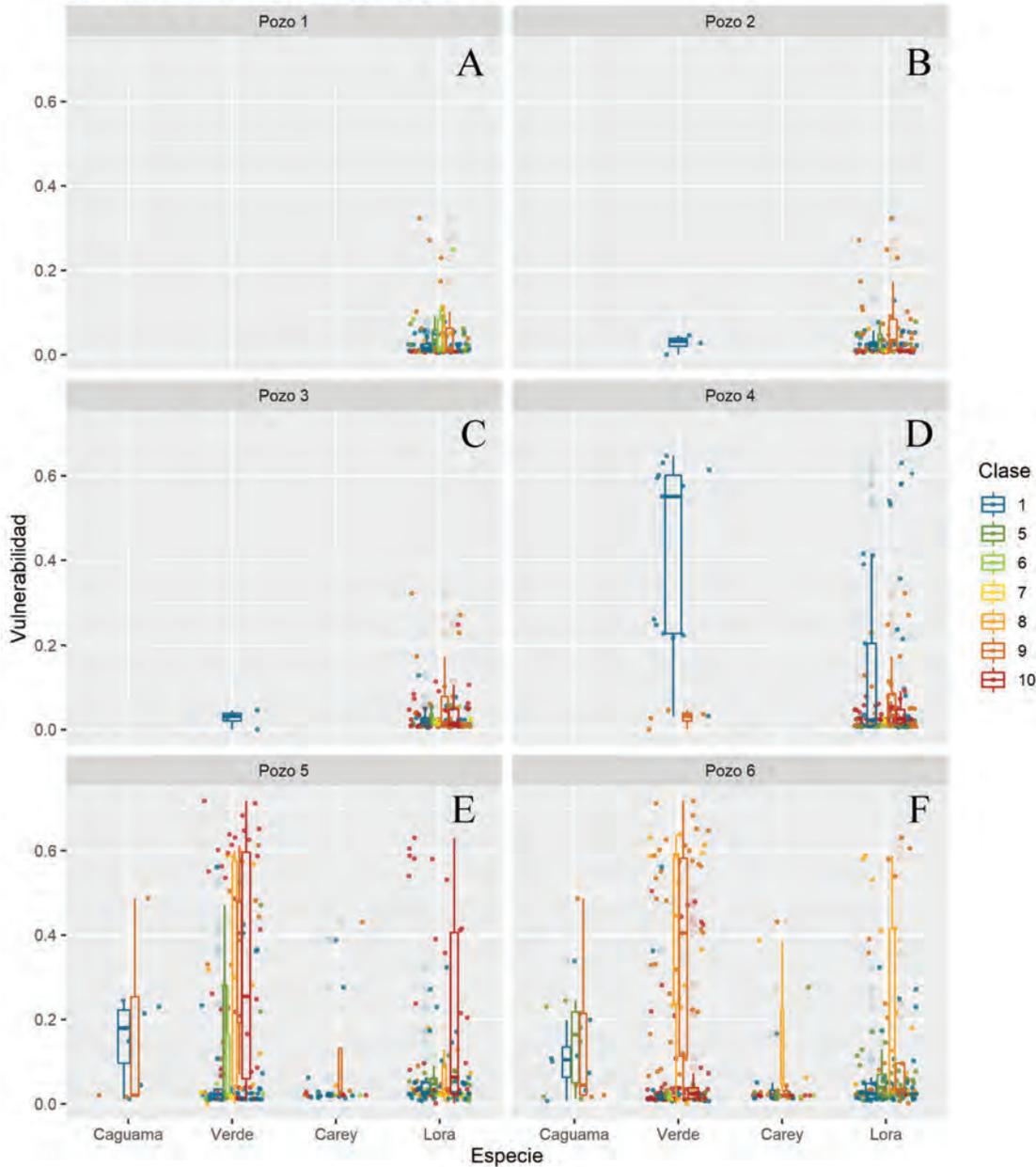


Figura 8. Representación de la variabilidad de la interacción entre los escenarios de derrames de hidrocarburo para los seis pozos (A-) representado como categorías de severidad (integración P_{max} y T_{hit}) y la vulnerabilidad ecológica acumulada de cada especie de tortuga marina. En la gráfica de cada pozo, los puntos de colores (categorías de severidad del derrame) representan la cantidad de hexágonos que interactuaron con el escenario de derrame, mientras que las cajas con bigotes expresan las estadísticas de la vulnerabilidad para categoría de severidad, y su anchura está asociada a la cobertura geográfica de la interacción (número de puntos/hexágonos), diferenciado por especie de tortuga marina.

Fuente: datos propios.

al., 2016). Este pozo compromete, de forma directa, rutas de migración (Figura 6) utilizadas por las tortugas anidantes en esta zona.

En cuanto al tiempo para el primer impacto, la zona central y norte de Veracruz es el área donde la interacción ocurre en el menor número de días (<15), seguido de la zona sur de Tamaulipas (Figura S3). Para el norte de Tamaulipas se esperaría después de 30 días, y en Tabasco después de 50 días (Figura 6B).

Un *hotspot* en la zona central de Veracruz es el que mayor interacción presentó con el escenario de derrame desde el pozo 5 (Figura 7A), incluyen-

do zonas del siguiente nivel inferior de relevancia (*hotspot* secundario) (Figura S4A). Algunas áreas de menor extensión al norte de Tamaulipas podrían resultar afectadas de igual forma, pero con una interacción mínima (Figura S4A). En los *hotspots* de mayor categoría y extensión, ubicados en la península de Yucatán, no se estima interacción alguna con este escenario de derrame. En lo que respecta al tiempo de arribo del hidrocarburo, la zona central de Veracruz sigue teniendo la mayor interacción, con tiempos de arribo de menos de 10 días, mientras que para las áreas del norte de Tamaulipas se esperarían en más de 35 días (Figura 7B). En lo

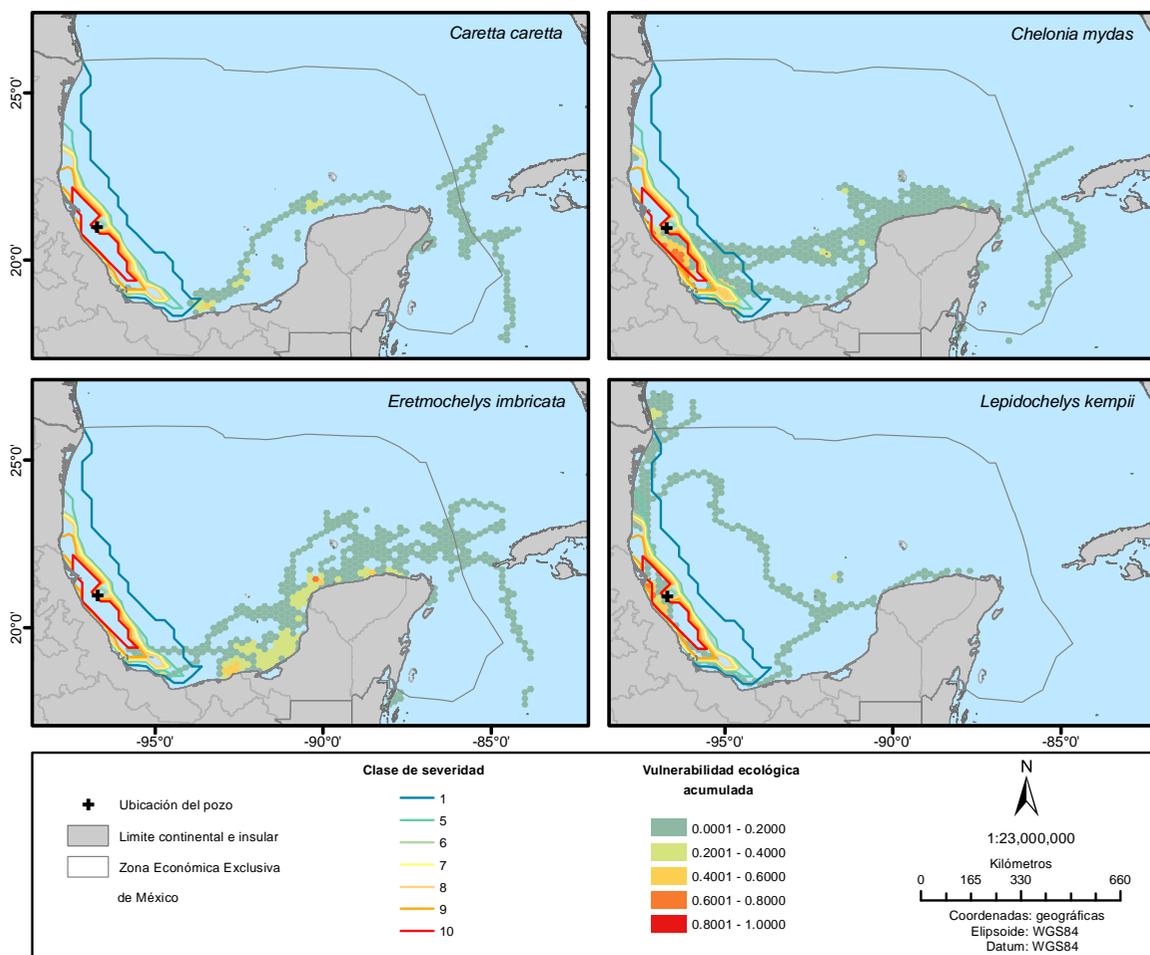


Figura 9. Configuración espacial de la interacción entre la severidad (integración de P_{max} y T_{hit}) del escenario de derrames de hidrocarburo para el pozo 5 y la vulnerabilidad ecológica acumulada de cuatro especies de tortugas marinas. Se presentan los mapas que corresponden al escenario del pozo para el cual se registró la interacción de mayor severidad del derrame para cada especie.

Fuente: datos propios.

general, serán las zonas de *hotspots*, el máximo nivel de relevancia, las que serían impactadas en un promedio de 5 días después del derrame, mientras que los niveles Áreas de *distribución* y *hotspots secundarios* serían impactados, en promedio, 10 días después del derrame (Figura S4B).

En lo que respecta a la interacción con las zonas vulnerables para las especies de tortugas marinas, el escenario de derrame para el pozo 5 fue el que presentó una mayor interacción en términos de cobertura, las categorías de severidad del escenario de derrame y el grado de vulnerabilidad de las especies de tortugas marinas (Figura 8 y 9). Es este pozo el que impactaría de forma extensa a poblaciones de tres especies (*C. mydas*, *L. kempii* y *C. caretta*, en orden descendiente), con las categorías de mayor severidad del derrame (9 y 10), interactuando con zonas de la más alta vulnerabilidad ecológica de estas especies, particularmente de *C. mydas* y *L. kempii* (Figura 8E). En el caso de la tortuga *E. imbricata*, la extensión de la cobertura del impacto es menor que en las otras especies, con categorías medias de severidad del derrame (5 y 6), es decir, fracciones de masa promedio máxima menores de 0.003 y tiempo de arribo mayor a 8 días, e inciden sobre áreas de vulnerabilidad mínima para la especie.

Para los casos de los pozos 1-3, la interacción con los escenarios de derrame ocurrió con la especie *L. kempii* (Figura 8A-C), sin una dominancia clara de alguna de las categorías de severidad que interactuaron con la vulnerabilidad de la especie, e incidiendo en áreas con valores de vulnerabilidad, en lo general, por debajo del primer cuartil. Estos mismos pozos tuvieron algún contacto con zonas vulnerables de *C. mydas*, pero con cobertura baja, categorías de severidad bajas y áreas con valores bajos de vulnerabilidad ecológica.

Finalmente, para el pozo 4 también se registraron interacciones de mayor medida con la especie *L. kempii*, y menores con *C. mydas* (Figura 8D); aun cuando las interacciones con la primera especie fueron en un área extensa, la categoría de severidad principal, que incidió en las zonas con la mayor vulnerabilidad de la especie fueron medias (5 y 6), y el resto de las categorías los hicieron en zonas con vulnerabilidad mínima.

En síntesis, el pozo 5 fue el que tuvo una mayor cobertura de interacción sobre el mayor

número de especies, con interacciones en las categorías de severidad del escenario de derrame más altas (9 y 10), en las áreas de la mayor vulnerabilidad (Figura 8E-F). En este contexto, la información espacial de esta interacción es clave para fines de planeación y manejo en aras de la restauración de las poblaciones de las cuatro especies en el golfo de México (Figura 9). En definitiva, la ubicación tan cercana a la costa de este pozo en particular genera la mayor severidad en áreas ya de por sí vulnerables.

CONCLUSIONES

Este estudio aporta elementos espacialmente explícitos como herramientas de criterio para la toma de decisiones en términos de planeación, operatividad y logística en caso de un accidente por derrame de petróleo y su potencial interacción con hábitats críticos de tortugas marinas, sus zonas de distribución prioritaria y su vulnerabilidad preexistente estimada. Se incluyó la evaluación de la vulnerabilidad ecológica de estas especies, considerando la acumulación de las amenazas latentes a sus poblaciones y hábitats, así como las condiciones que se espera les brinden capacidad de resiliencia y resistencia ante tales eventos para contender con el entorno en el que habitan. La información incluye esfuerzos con metodologías teórico-prácticas y la participación de especialistas con conocimiento experto para la identificación de los principales hábitats críticos de las cuatro especies más representativas del golfo de México y el Caribe mexicano.

COMENTARIOS FINALES

Este es el primer esfuerzo de investigación de magnitud regional que se realiza en aguas mexicanas del golfo de México, en el que, a partir de rastreos directos de decenas de tortugas de varias especies, se definen áreas prioritarias de atención ante un evento de derrame. Su pertinencia se refleja en la construcción de el *Plan de atención a tortugas marinas ante una contingencia por derrame de hidrocarburo*, que forma parte de los productos generados en el proyecto marco,¹ el cual es un producto generado por este mismo proyecto. Esta información

representa un hito en el conocimiento de las tortugas marinas del golfo de México, para el cual se requirieron grupos interdisciplinarios de trabajo y un importante recurso económico. Después de 5 años de trabajo, se llegó a la generación de información sólida y con trascendencia para la conservación de las tortugas marinas y sus hábitats.

El conocimiento ecológico espacial generado de este análisis es clave para la actuación eficiente y fluida con países próximos, como es el caso de los Estados Unidos, vecinos en el Gran ecosistema del golfo de México, con quienes se comparten poblaciones de especies en peligro, en estado crítico de extinción y donde existe el riesgo latente de impactos negativos por contingencias en la actividad petrolera de nuestro país. La información combinada de la vulnerabilidad de las tortugas marinas y los escenarios de derrame probabilísticos, con origen en pozos profundos del sur del golfo de México, contribuye a expandir la frontera del conocimiento y las capacidades de planificación a nivel país ante contingencias por derrames de hidrocarburos.

AGRADECIMIENTOS

Esta investigación ha sido financiada por el Fondo Sectorial CONACYT-SENER-Hidrocarburos, proyecto 201441. Esta es una contribución del Consorcio de Investigación del Golfo de México (CIGoM). Reconocemos a PEMEX por promover ante el Fondo la demanda específica sobre los derrames de hidrocarburos y el medio ambiente.

A Edgar R. Castro Pineda por su asistencia en el manejo de los sistemas de información geográfica. Y a los participantes del Taller de Telchac Puerto en el tema “Vulnerabilidad ecológica de las tortugas marinas ante diferentes escenarios de derrame de petróleo en aguas profundas del golfo de México” (véanse los créditos en el tomo VIII del Atlas de línea base ambiental del golfo de México, 2020).

REFERENCIAS

- Abreu-Grobois, F. A. (2016). Generalidades de las tortugas marinas. En O. Gaona y A. Barragán (Coord.), *Las tortugas marinas en México: Logros y perspectivas para su conservación* (pp. 19–34). Ciudad de México: Soluciones Ambientales ITZENI.
- Bjorndal, K. A. y Jackson, J. B. C. (2003). Roles of sea turtles in marine ecosystems: reconstructing the past. En P. L. Lutz, J. A. Musick y J. Wyneken (Eds.), *The Biology of Sea Turtles* (vol. II) (pp. 259-274). Boca Raton: CRC Press.
- Bolten, A. B., Crowder, L. B., Dodd, M. G., MacPherson, S. L., Musick, J. A., Schroeder, B. A., Witherington, B. E., Long, K. J. y Snover, M. L., (2011). Quantifying multiple threats to endangered species: an example from loggerhead sea turtles. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9(5), 295-301. DOI:10.1890/090126
- Bouchard, S. S. y Bjorndal, K. A. (2000). Sea turtles as biological transporters of nutrients and energy from marine to terrestrial ecosystems. *Ecology*, 81(8), 2305-2313.
- Broderick, A. C., Coyne, M. S., Fuller, W. J., Glen, F. y Godley, B. J. (2007). Fidelity and over-wintering of sea turtles. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 274(1617), 1533-1539.
- Campagna, C., Short, F. T., Polidoro, B. A., McManus, R., Collete, B. B., Pilcher, N. J., de Mitcheson, Y. S., Stuart, S. N. y Carpenter, K. E. (2011). Gulf of Mexico oil blowout increases risks to globally threatened species. *BioScience*, 61(5), 393-397, DOI: 10.1525/bio.2011.61.5.8.
- Castro-Martínez, M. A. (2016). Tortuga Lora. En O. Gaona y A. Barragán (Coord.), *Las tortugas marinas en México: Logros y perspectivas para su conservación* (pp. 119-134). Ciudad de México: Soluciones Ambientales ITZENI.
- Cuevas, E. (2016). Tortuga Carey. En O. Gaona y A. Barragán, A. (Coord.), *Las tortugas marinas en México: Logros y perspectivas para su conservación* (pp. 59-80). Ciudad de México: Soluciones Ambientales ITZENI.
- Cuevas, E. (2017). Dimensiones espacial y temporal de los procesos de selección de hábitats críticos por las tortugas marinas. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 52(2), 187-199.
- Cuevas, E., Uribe-Martínez, A. y Liceaga-Correa, M.A. (2018). A satellite remote-sensing multi-index approach to discriminate pelagic *Sargassum* in the waters of the Yucatan Peninsula, Mexico. *International Journal of Remote Sensing*, 39(11), 3608-3627.
- Cuevas, E., Liceaga-Correa, M. A. y Uribe-Martínez, A. (2019). Ecological vulnerability of two sea turtle species in the Gulf of Mexico: an integrated spatial

- approach. *Endangered Species Research*, 40, 337-356. DOI: 10.3354/esr00984
- Delgado-Trejo, C., (2016). Tortuga Verde. En O. Gaona y A. Barragán, A. (Coord.), Las tortugas marinas en México: Logros y perspectivas para su conservación (pp. 135-158). Ciudad de México: Soluciones Ambientales ITZENI.
- D.O.F. (2018, 13 de agosto). Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010 -Protección ambiental-especies nativas de México de flora y fauna silvestres-categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio lista de especies en riesgo. *Diario Oficial de la Federación*.
- Freitas, C., Lydersen, C., Ims, R. A., Fedak, M. A. y Kovacs, K. M. (2008). A simple new algorithm to filter marine mammal Argos locations. *Marine Mammal Science*, 24, 315-325.
- Friedman, W. R., Halpern, B. S., McLeod, E., Beck, M. W., Duarte, C. M., Kappel, C. V., Levine, A., Sluka, R. D., Adler, S., O'Hara, C. C., Sterling, E. J., Tapia-Lewin, S., Losada, I. J., McClanahan, T. R., Pendleton, L., Spring, M., Toomey, J. P., Weiss, K. R., Possingham, H. P. y Montambault, J. R., (2017). Research priorities for achieving healthy marine ecosystems and human communities in a changing climate. *Frontiers in Marine Science*, 7, 5. DOI: 10.3389/fmars.2020.00005
- Gallaway, B. J., Gazey, W. J., Wibbels, T., Bevan, E., Shaver, D. J. & George, J. (2016). Evaluation of the status of the Kemp's ridley sea turtle after the 2010 Deepwater Horizon oil spill. *Gulf of Mexico Science*, 33(2), 192-205. DOI: 10.18785/goms.3302.06
- Gilby, B. L., Olds, A. D., Connolly, R. M., Yabsley, N. A., Maxwell, P. S., Tibbetts, I. R., Schoeman, D. S. y Schlacher, T. A. (2017). Umbrellas can work under water: using threatened species as indicator and management surrogates can improve coastal conservation. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 199, 132-140. DOI: 10.1016/j.ecss.2017.10.003
- Goatley, C. H. R., Hoey, A. S. y Bellwood, D. R. (2012). The role of turtles as coral reef macroherbivores. *PLoS ONE*, 7(6), e39979. DOI: 10.1371/journal.pone.0039979
- Guannel, G., Arkema, K., Ruggiero, P. y Verutes, G. (2016). The power of three: coral reefs, seagrasses and mangroves protect coastal regions and increase their resilience. *PLoS ONE*, 11(7), e0158094. DOI: 10.1371/journal.pone.0158094
- Halpern, B. S., Wallbridge, S., Selkoe, K. A., Kappel, C. V., Micheli, F., D'Agrosa, C., Bruno, J. F., Casey, K. S., Ebert, C., Fox, H.E., Fujita, R., Heinemann, D., Lenihan, H. S., Madin, E. M. P., Perry, M. T., Selig, E. R., Spalding, M., Steneck, R. y Watson, R. (2008). A global map of human impact on marine ecosystems. *Science*, 319, 948-952.
- Hammerschlag, N., Schmitz, O. J., Flecker, A. S., Lafferty, K. D., Sih, A., Atwood, T. B., Gallagher, A. J., Irschick, D. J., Skubel, R. y Cooke, S. J. (2019). Ecosystem function and services of aquatic predators in the Anthropocene. *Trends in Ecology & Evolution*, 34(4), 369-383. DOI: 10.1016/j.tree.2019.01.005
- Hart, K. M., Iverson, A. R., Fujisaki, I., Lamont, M. M., Bucklin, D. y Shaver, D. J. (2018). Marine threats overlap key foraging habitat for two imperiled sea turtle species in the Gulf of Mexico. *Frontiers in Marine Science*, 5. DOI: 10.3389/fmars.2018.00336
- Horne, J. S., Garton, E. O., Krone, S. M. y Lewis, J. S. (2007). Analyzing animal movements using Brownian bridges. *Ecology*, 88(9), 2354-2363.
- Kalinkat, G., Cabral, J. S., Darwall, W., Ficetola, F., Fisher, J. L., Giling, D. P., Gosselin, M. P., Grossart, H. P., Jähnig, S. C., Jeschke, J. M., Knopf, K., Larsen, S., Onandia, G., Pätzig, M., Saul, W. C., Singer, G., Sperfeld, E. y Jaric, I. (2017). Flagship umbrella species needed for the conservation of overlooked aquatic biodiversity. *Conservation Biology*, 31(2), 481-485. DOI: 10.1111/cobi.12813
- Koch, V., Peckham, H. y Barragán, A. (2016) Tortuga Caguama. En O. Gaona. y A. Barragán. (Coord.). *Las tortugas marinas en México: Logros y perspectivas para su conservación* (pp. 35-58). Ciudad de México: Soluciones Ambientales ITZENI.
- Lauristen, A. M., Dixon, P. M., Cacula, D., Brost, B., Hardy, R., MacPherson, S. L., Meylan, A., Wallace, B. P. y Witherington, B. (2017). Impact of the Deepwater Horizon oil spill on loggerhead turtle *Caretta caretta* nest densities in northwest Florida. *Endangered Species Research*, 33, 83-93. DOI: doi:10.3354/esr00794
- Lee, P. L. M., Luschi, P. y Hays, G. C. (2007). Detecting female precise natal philopatry in green turtles using assignment methods. *Molecular Ecology*, 16, 61-74.
- Liceaga-Correa, M. A., Cuevas, E., Uribe-Martínez, A., García-Alvarado, P. A., Castro-Pineda, E. R., Gallegos-Fernández, S. A., Palafox-Juárez, E. B., Mexicano-

- Cíntora, G., Hernández-Núñez, H., Okaña-Borrego, F. (2020). *Hábitats críticos y hotspots de tortugas marinas* (tomo VII del Atlas de línea base ambiental del golfo de México). Ensenada: Consorcio de Investigación del Golfo de México (CIGoM).
- Lovich, J. E., Ennen, J. R., Agha, M. y Gibbons, J. W. (2018). Where have all the turtle gone, and why does it matter? *BioScience*, 68(10), 771-781. DOI: doi:10.1093/biosci/biy095
- Mansfield, K. L., Mendilaharsu, M. L., Putman, N. F., dei Marcovaldi, M. A., Sacco, A. E., Lopez, G., Pires, T. y Swimmer, Y. (2017). First satellite tracks of South Atlantic sea turtle 'lost years': seasonal variation in trans-equatorial movement. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 284(1868), 20171730.
- Maxwell, S. M., Hazen, E. L., Bograd, S. J., Halpern, B. S., Breed, G. A., Nickel, B., Teutschel, N. M., Crowder, L. B., Benson, S., Dutton, P. H., Bailey, H., Kappes, M. A., Kuhn, C. E., Weise, M. J., Mate, B., Shaffer, S. A., Hassrick, J. L., Henry, R. W., Irvine, L., McDonald, B.I., Robinson, P. W., Block, B. A. y Costa, D. P. (2013). Cumulative human impacts on marine predators. *Nature Communications*, 4, 2688. DOI: doi:10.1038/ncomms3688
- McDonald, T. L., Schroeder, B. A., Stacy, B. A., Wallace, B. P., Starcevich, L. A., Gorham, J., Tumlin, M.C., Cacula, D., Rissing, M., McLamb, D. B., Ruder, E. y Witherington, B. E. (2017). Density and exposure of surface-pelagic juvenile sea turtles to Deepwater Horizon oil. *Endangered Species Research*, 33, 69-82.
- Mitchellmore, C. L., Bishop, C. A. y Collier, T. K., (2017). Toxicological estimation of mortality of oceanic sea turtles oiled during the Deepwater Horizon oil spill. *Endangered Species Research*, 33, 39-50. DOI: 10.3354/esr00758
- Moberg, F. y Rönback, P. (2003). Ecosystem services of the tropical seascape: interactions, substitutions and restoration. *Ocean & Coastal Management*, 46(2003), 27-46.
- Moorcroft, P. R. y Lewis M.A. (2006). *Mechanistic home range analysis* (2nd ed.). EUA: Princeton University Press.
- Pérez Brunius, P., Beron-Vera, F. J., Kotzakoulakis, K., Lara-Hernández, J. A., Miron, P., Olascoaga, M. J., Zavala-Romero, O., Rodríguez Outerelo, J., García Carrillo, P., Medrano, F., Zavala- Hidalgo, J., Sheinbaum, J. (2020). Regiones posiblemente afectadas bajo escenarios de derrames de petróleo en las aguas profundas del golfo de México. En P. Pérez Brunius, C. Turrent Thompson y P. García Carrillo (Eds.), *Escenarios oceánicos y atmosféricos de un derrame de petróleo en aguas profundas del golfo de México* (pp. 15-23). Ensenada: CICESE. <http://doi.org/10.5281/zenodo.4526638>
- Nishizawa, H., Abe, O., Okuyama, J., Kobayashi, M. y Arai, N. (2011). Population genetic structure and implications for natal philopatry of nesting green turtles *Chelonia mydas* in the Yaeyama Islands, Japan. *Endangered Species Research*, 14, 141-148.
- Pike, D. A., Roznik, E. A. y Bell, I., (2015). Nest inundation from sea-level rise threatens sea turtle population viability. *Royal Society Open Science*, 2, 150127, DOI: 10.1098/rsos.150127
- Richardson, K. L., Gold-Bouchot, G. y Schlenk, D. (2009) The characterization of cystolic glutathione transferase from four species of sea turtles: Loggerhead (*Caretta caretta*), green (*Chelonia mydas*), olive ridley (*Lepidochelys olivacea*), and hawksbill (*Eretmochelys imbricata*). *Comparative Biochemistry and Physiology, Part C*, 150, 279-284, DOI: 10.1016/j.cbpc.2009.05.005
- Schofield, G., Hobson, V. J., Fossette, S., Lilley, M. K. S., Katselidis, K. A. y Hays, G. C. (2010). Fidelity to foraging sites, consistency of migration routes and habitat modulation of home range by sea turtles. *Diversity and Distributions*, 16, 840-853.
- Timpane-Padgham, B. L., Beechie, T. y Klinger, T. (2017). A systematic review of ecological attributes that confer resilience to climate change in environmental restoration. *PLoS ONE*, 12(3), e0173812. DOI: 10.1371/journal.pone.0173812
- Tisdell, C. y Wilson, C. (2002). Ecotourism for the survival of sea turtles and other wildlife. *Biodiversity and Conservation*, 11, 1521-1538.
- Uribe-Martínez, A., Liceaga-Correa, M. A., Cuevas, E. (2019). Hábitats críticos de tortugas marinas: La incidencia de derrames de petróleo bajo distintos escenarios. Cuarta reunión anual del consorcio de investigación del Golfo de México, del 1 al 5 de abril. Mérida, Yucatán.
- Uribe-Martínez, A., Liceaga-Correa, M. A., Cuevas, E. (2018). Caracterización de las zonas de agregación de las tortugas marinas en el Golfo de México y su interacción con escenarios de derrames. Tercera reunión anual de El Consorcio

- de Investigación del Golfo de México (CIGoM). Querétaro, México.
- Valverde, R. A. y Holzworth, K. R. (2017). Sea turtles of the Gulf of Mexico. En: C. H. Ward (Ed.). *Habitats and Biota of the Gulf of Mexico: Before the Deepwater Horizon Oil Spill* (pp. 1189-1351). Nueva York: Springer..
- Wallace, B. P., Stacey, B. A., Cuevas, E., Holyoake, C., Lara, P. H., Marcondes, A. C. J., Miller, J. D., Nijkamp, H., Pilcher, N. J., Robinson, I., Ritherford, N. y Shigenaka, G. (2020). Oil spills and sea turtles: documented effects and considerations for response and assessment efforts. *Endangered Species Research*, 41, 17-37. DOI: 10.3354/esr01009
- Wallace, B. P., Stacy, B. A., Rissing, M., Cacula, D., Garrison, L. P., Graettinger, G. D., Holmes, J. V., McDonald, T., McLamb, D. y Schroeder, B. (2017). Estimating sea turtle exposures to Deepwater Horizon oil. *Endangered Species Research*, 33, 51-67, DOI: 10.3354/esr00728
- Witherington, B., Hiram, S. y Hardy, R. (2012). Young sea turtles of the pelagic *Sargassum*-dominated drift community: habitat use, population density, and threats. *Marine Ecology Progress Series*, 463, 1-22.
- Witt, M. J., Hawkes, L. A., Godfrey, M. H., Godley, B. J. y Broderick, A.C. (2010). Predicting the impacts of climate change on a globally distributed species: the case of the loggerhead turtle. *The Journal of Experimental Biology*, 213, 901-911. DOI: 10.1242/jeb.038133
- Worton, B. J. (1989). Kernel methods for estimating the utilization distribution in home-range studies. *Ecology*, 70, 164-168. DOI: 10.2307/1938423

Anexo

Categorización del impacto de un derrame

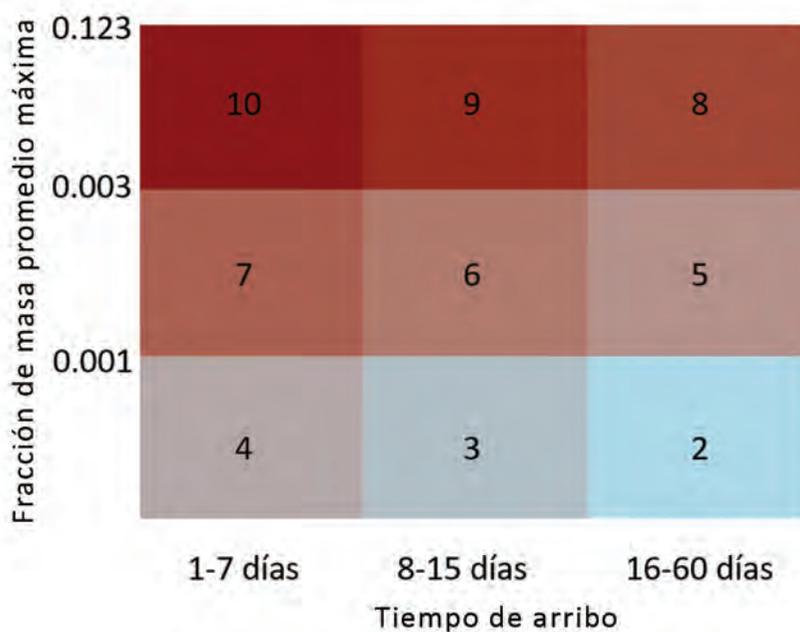


Figura S1. Clasificación de la integración de las variables fracción de masa promedio máxima (P_{max}) y tiempo de arribo (T_{hit}) derivadas de los escenarios de derrame de hidrocarburo pesado para seis pozos en el sur y oeste del golfo de México. Las etiquetas al interior de cada cuadro representan el identificador de las categorías generadas, siendo la clase 10 aquella que agrupa las áreas de mayor valor de P_{max} en tiempos de arribo menores a 8 días. La categoría 1 es aquella en la que se tiene un valor de $P_{max} < 0.001$ y valor de T_{hit} indeterminado.

Fuente: datos propios.

Tiempo de arribo de un derrame de petróleo pesado (Pozo 5)
 En los diferentes hábitats críticos de tortugas marinas por zonas

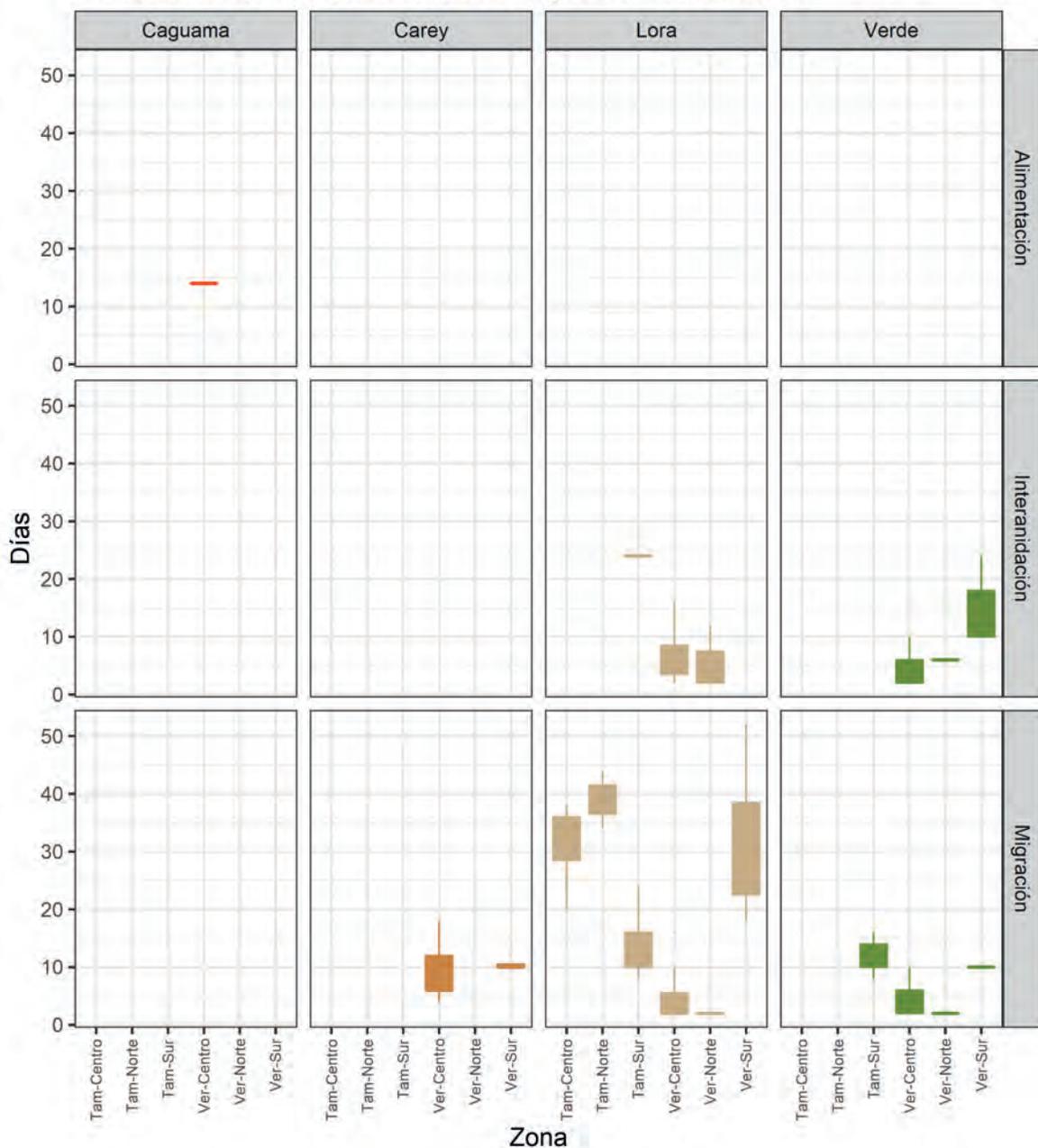


Figura S2. Síntesis gráfica de los valores estadísticos de la interacción entre la fracción de masa promedio máxima (P_{max}) del escenario de derrame en un área dada y la ubicación de los hábitats críticos neríticos (alimentación/residencia, interandación y migración) de cuatro especies de tortugas marinas residentes del golfo de México y Caribe mexicano.

Fuente: datos propios.

Tiempo de arribo de un derrame de petróleo pesado (Pozo 5)
 En los diferentes hábitats críticos de tortugas marinas por zonas

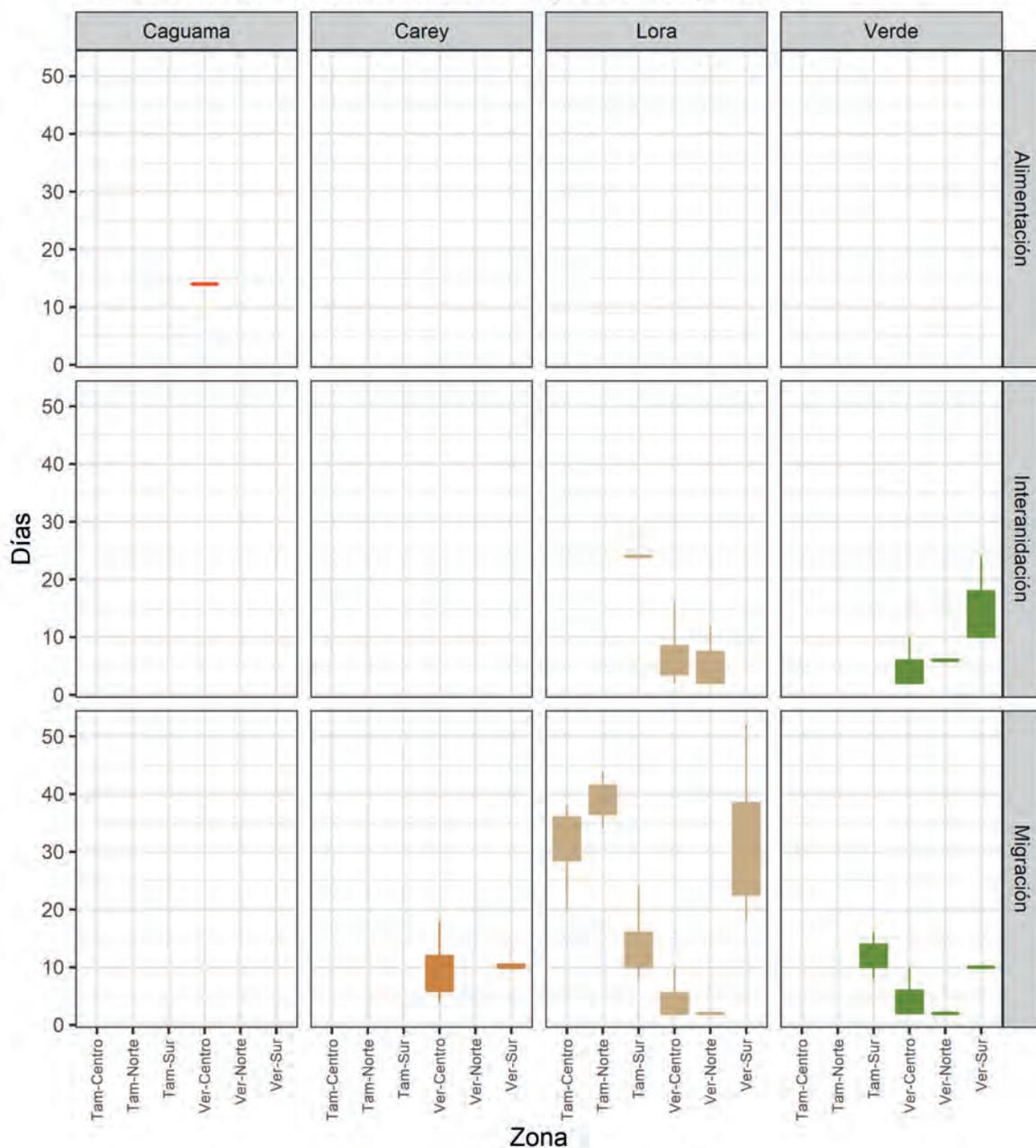


Figura S3. Síntesis gráfica de los valores estadísticos de la interacción entre el tiempo del inicio del derrame (T_{hit}) y el primer contacto con el área de interés y la ubicación de los hábitats críticos neríticos (alimentación/residencia, interanidación y migración) de cuatro especies de tortugas marinas residentes del golfo de México y Caribe mexicano. Fuente: datos propios.

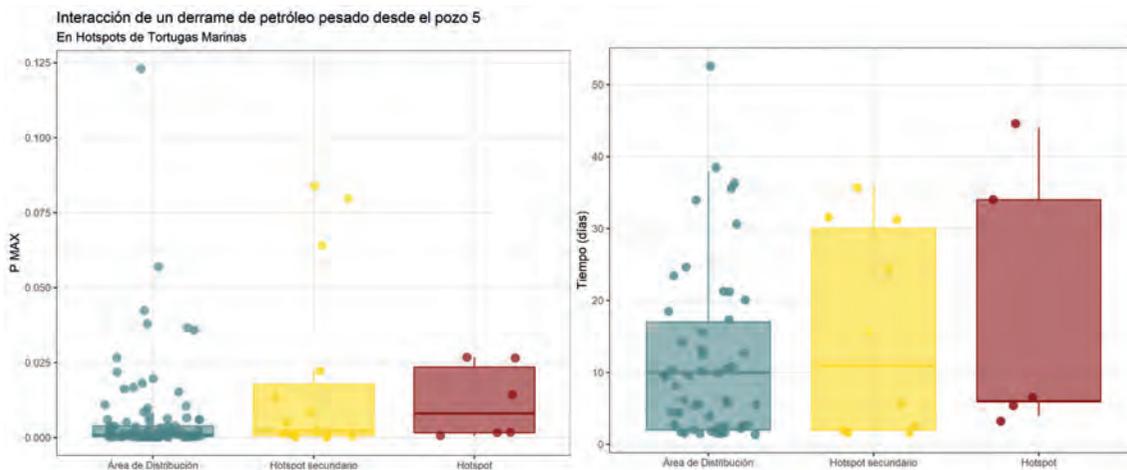


Figura S4. Síntesis gráfica de los valores (puntos) y las estadísticas (cajas y bigotes) de la interacción entre las variables del escenario de derrame, la fracción de masa promedio máxima de hidrocarburo (P_{max}) para un área dada (A) y el tiempo de arribo (T_{hit}) al área de interés (B), con la ubicación de los Hotspots de cuatro especies de tortugas marinas residentes del golfo de México y Caribe mexicano.

Fuente: datos propios



CAPÍTULO 2

Modelación espacial de la coocurrencia entre los cetáceos y derrames de petróleo en el golfo de México

María C. García Aguilar,* Alfonsina E. Romo-Curiel,* M. Rafael Ramírez-León,*
Zurisaday Ramírez-Mendoza,* Arturo Fajardo-Yamamoto,* Oscar Sosa-Nishizaki*

INTRODUCCIÓN

La exploración, extracción y transporte de hidrocarburos amenaza la biodiversidad de diferentes maneras, desde efectos locales, como la degradación del hábitat y la contaminación por ruido, hasta derrames de petróleo que pueden tener graves impactos en amplias áreas del medio marino (Kingston, 2002; Butt *et al.*, 2013). En la actualidad, la producción de petróleo en alta mar del golfo de México (GM) representa el 17% de la producción total de petróleo crudo de Estados Unidos (EIA, 2019) y el 82% de la producción total de México (CNH, 2019a). Dada esta intensa actividad petrolera, los incidentes (*e.g.*, fugas, incendios, co-

lisiones) no son inusuales. Entre 1970 y 2018 hubo al menos 68 incidentes, de los cuales 24 fueron derrames de petróleo significativos (>1,000 barriles), incluyendo dos de gran escala: el del pozo Ixtoc-1 en 1979 en aguas mexicanas (~3.5 millones de barriles) y el de la plataforma Deepwater Horizon en 2010 en aguas norteamericanas (~5 millones de barriles) (Vera-Vázquez, 2015; NOAA, 2018).

Los cetáceos son depredadores tope del ambiente marino y podrían ser altamente vulnerables a los derrames de petróleo porque su potencial de recuperación puede ser bajo debido a sus tasas de crecimiento lento, maduración tardía, longevidad y prolongado tiempo generacional (Musick, 1999; Wallace *et al.*, 2017). Si bien los efectos de los derrames en los cetáceos, tanto a nivel individual como poblacional, no se comprenden completamente (Helm *et al.*, 2015), los impactos adversos son innegables. Por ejemplo, el derrame de Deepwater Horizon afectó severamente a las poblaciones costeras de toninas (*Tursiops truncatus*) del norte del golfo de México (GM) (Venn-Watson *et al.*, 2015) y presumiblemente contribuyó a la muerte de cientos de

* Departamento de Oceanografía Biológica, Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada (CICESE).

animales de otras especies de cetáceos en aguas oceánicas (Williams *et al.*, 2011; Litz *et al.*, 2014).

En el GM habitan 20 especies de cetáceos (Waring *et al.*, 2016, Würsig, 2017; Tabla 1): 19 odontocetos (cetáceos dentados) y un misticeto (cetáceos barbados), el rorcual tropical (*Balaenoptera edeni*) que se distribuye exclusivamente en la región noreste, entre profundidades de 100 y 400 m, frente a las costas de Florida y Alabama (Sodevilla *et al.*, 2017). Adicionalmente, se han avistado (o varado) ocasionalmente ballenas francas del norte (*Eubalaena glacialis*), cinco rorcuales (familia Balaenopteridae), y los zifios de Sowerby

(*Mesoplodon bidens*) y de Gervais (*M. europaeus*) (Waring *et al.*, 2016, Würsig, 2017).

Las evaluaciones de la vulnerabilidad son herramientas útiles para identificar a aquellas especies o poblaciones que podrían ser más vulnerables ante la exposición a hidrocarburos durante un derrame, permitiendo a los tomadores de decisiones priorizar las iniciativas de gestión y las acciones de recuperación. Sin embargo, evaluar la vulnerabilidad de los cetáceos es a menudo problemático dado el escaso conocimiento de las poblaciones locales (e. g., distribución, abundancia, historia de vida); por lo tanto, para tener evaluaciones más robustas, es necesario valorar la calidad de la información. Por

Tabla 1. Especies de cetáceos residentes del golfo de México. Las especies incluidas en la evaluación de vulnerabilidad y el análisis de coocurrencia espacial están marcadas con *.

FAMILIA	NOMBRE CIENTÍFICO	NOMBRE COMÚN
Balaenopteridae	<i>Balaenoptera edeni</i>	Rorcual tropical
Physteridae	<i>Physeter macrocephalus</i> *	Cachalote
Kogiidae	<i>Kogia breviceps</i>	Cachalote pigmeo
	<i>Kogia sima</i> *	Cachalote enano
Ziphiidae	<i>Ziphius cavirostris</i>	Zifio de Cuvier
	<i>Mesoplodon densirostris</i>	Zifio de Blainville
Delphinidae	<i>Orcinus orca</i>	Orca
	<i>Pseudorca crassidens</i>	Orca falsa
	<i>Feresa attenuata</i>	Orca pigmea
	<i>Globicephala macrorhynchus</i> *	Ballena piloto
	<i>Peponocephala electra</i>	Delfín cabeza de melón
	<i>Steno bredanensis</i> *	Delfín de dientes rugosos
	<i>Grampus griseus</i> *	Delfín de Risso
	<i>Lagenodelphis hosei</i>	Delfín de Fraser
	<i>Stenella attenuata</i> *	Delfín moteado pantropical
	<i>Stenella clymene</i> *	Delfín clymene
<i>Stenella coeruleoalba</i> *	Delfín listado	
<i>Stenella longirostris</i>	Delfín tornillo	
<i>Stenella frontalis</i> *	Delfín moteado del Atlántico	
<i>Tursiops truncatus</i> *	Tonina	

Fuente: propia, elaborada por María C. García Aguilar.

otra parte, el impacto negativo de un derrame está fuertemente influenciado por la distribución espacial de las especies, ya que determina la posibilidad de encuentro con el petróleo (i. e., la posibilidad de coocurrencia), por lo que tener información de referencia sobre la distribución en un área de riesgo es una cuestión crítica (Fox *et al.*, 2016). Debido a que monitorear a los cetáceos es costoso y lógicamente problemático, la aproximación más realista para establecer líneas base es desarrollar modelos que permitan la generación de mapas espacialmente explícitos de la distribución de las especies en las regiones de interés. Los objetivos de este capítulo fueron: 1) evaluar la vulnerabilidad a la exposición de petróleo durante un derrame de los cetáceos que habitan en el oeste del GM (donde se realiza la actividad petrolera mexicana; CNH 2019a), con base en sus características biológicas y parámetros demográficos, y 2) analizar la posibilidad de coocurrencia entre los cetáceos y el petróleo para escenarios de derrames de petróleo en el área.

ÁREA DE ESTUDIO Y ESPECIES EVALUADAS

El área de estudio se extiende desde la línea de costa hasta los 90°W e incluye la posible zona de influencia de los escenarios de derrame de petróleo pesado obtenidos con el modelo CICOIL para seis pozos (Figura 1) descritos en Pérez Brunius *et al.* (2020). Los pozos de los derrames hipotéticos de los escenarios 1 (25°58'16"N y 94°52'16"W), 2 (25°21'40"N y 95°15'29"W) y 3 (24°45'6"N y 96°33'54"W) se ubican en el Área Perdido, el pozo del escenario 4 (23°30'44"N y 96°49'31"W) en las Cordilleras Mexicanas Norte, del escenario 5 (20°58'17"N y 96°42'57"W) en las Cordilleras Mexicanas Sur, y del escenario 6 (20°02'26"N y 94°46'3"W) en la Cuenca Salina Centro (CNH 2019b).

Los escenarios representan el área dentro de la cual pudiera encontrarse petróleo durante un derrame ocurrido en el pozo en cuestión, obtenida mediante un ensamble de 240 derrames individuales que se modelaron para condiciones oceánicas y atmosféricas distintas. En cada derrame individual duró 15 días abierto el pozo, y se le dio seguimiento al petróleo derramado por 60 días. Lo que se mide es la fracción de masa, es de-

cir, la cantidad de petróleo presente cada día en cada celda de un malla geográfica de 0.25° x 0.25°, dividida entre el total de petróleo derramado. La métrica que se utiliza es el máximo valor alcanzado durante los 60 días de la fracción de masa promediada sobre todos los derrames individuales (P_{max}). A este escenario, que contiene en su estadística las condiciones de todas las épocas del año, se le denominó el escenario de derrame global. En el análisis utilizamos el área contenida dentro del contorno con el 0.1% de la fracción de masa promedio máxima, que define las celdas dentro de las cuales pudiera encontrarse el petróleo (Figura 1).

Dentro del área de estudio hay 8 subprovincias fisiográficas (Coleman *et al.*, 1989; Bouma y Roberts 1990; Bryant *et al.*, 1991): 1) la plataforma Luisiana-Texas (LATEX), 2) la plataforma Tamaulipas-Veracruz (TAVE), 3) la porción occidental del banco de Campeche, 4) el talud LATEX, 5) el talud del río Bravo, 6) el talud TAVE, 7) el golfo de Campeche, y 8) la planicie abisal de Sigsbee (Figura 2). De las 19 especies de cetáceos odontocetos que habitan en el oeste del GM, se evaluaron las 10 más comunes (véase Tabla 1), ya que fueron las que contaron con información suficiente para garantizar la calidad de la modelación de idoneidad ambiental (véase más adelante en la sección Coocurrencia espacial).

EVALUACIÓN SEMI-CUANTITATIVA DE VULNERABILIDAD

Los enfoques semi-cuantitativos de las evaluaciones de vulnerabilidad son las que utilizan una combinación de datos cualitativos y cuantitativos. En este tipo de análisis, a las escalas cualitativas se les asignan valores ponderados para producir una escala de clasificación más amplia, pero sin sugerir valores realistas como los del análisis cuantitativo (Hobday *et al.*, 2011). En este estudio, aplicamos el método semi-cuantitativo desarrollado por Rosenberger *et al.* (2017) que evalúa la factibilidad de exposición de los mamíferos marinos al petróleo (i. e., qué tan posible es que entren en contacto con el petróleo) mediante el uso de las características biológicas y ecológicas de las especies, y los efectos a nivel poblacional utilizando la información demográfica local.

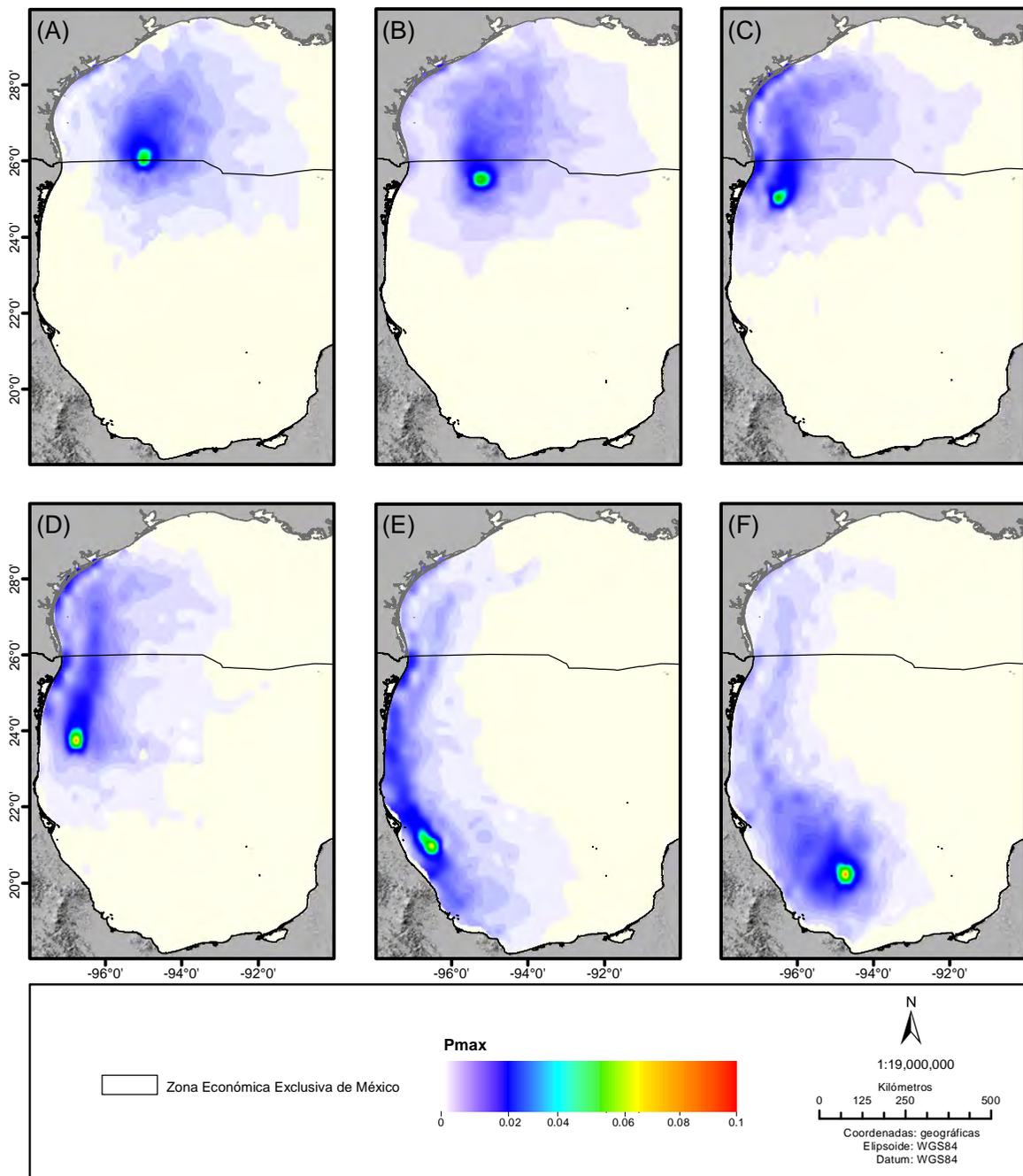


Figura 1. Contorno del 0.1% de la fracción de masa promedio máxima (P_{max}) de los seis derrames hipotéticos de petróleo pesado en el oeste del golfo de México. (A) Escenario 1, (B) Escenario 2, (C) Escenario 3, (D) Escenario 4, (E) Escenario 5, (F) Escenario 6.

Fuente: propia, elaborado por María C. García Aguilar y Mercedes Y. Chi Chan.

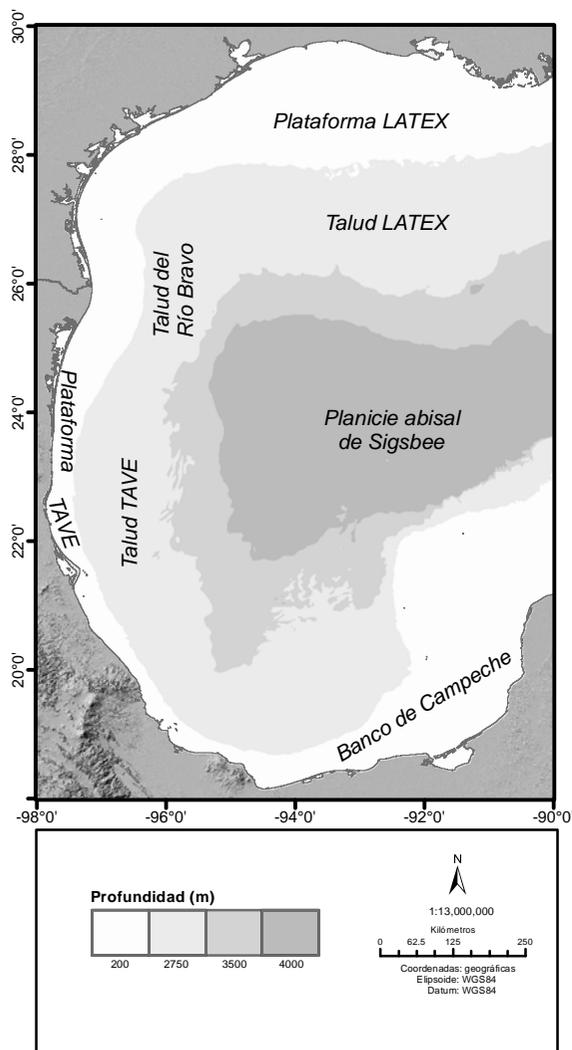


Figura 2. Subprovincias fisiográficas del oeste del golfo de México.

Fuente: propia, elaborada por María C. García Aguilar y Mercedes Y. Chi Chan; basado en Coleman *et al.*, 1989, Bouma y Roberts 1990, y Bryant *et al.*, 1991.

Vías de exposición

Dado que para la mayoría de los cetáceos el mayor impacto de un derrame de petróleo parece estar relacionado con la inhalación de vapores tóxicos y/o la exposición oral, más que la ingestión de presas contaminadas o la absorción de aceite a través de la piel (Helm *et al.*, 2015, Godard-Codding y Collier, 2018), en nuestro análisis utilizamos

solo tres de las vías de exposición propuestas por Rosenberger *et al.* (2017): contacto, inhalación e ingesta directa (Tabla 2).

Contacto.- Debido a la necesidad de respirar aire, todos los cetáceos pasan tiempo en o cerca de la superficie del agua, siendo la posibilidad de entrar en contacto con el petróleo mayor para aquellas especies que pasan más tiempo en superficie. El comportamiento alimentario puede usarse como un proxy ya que las especies que se alimentan de presas que viven cerca de la superficie tienen una mayor posibilidad de encontrarse con petróleo que aquellos que se alimentan de presas más profundas o bentónicas.

Inhalación.- Todos los cetáceos pueden inhalar en la interfaz aire-agua vapores tóxicos desprendidos después de un derrame, pero la posibilidad de inhalación depende del tiempo que pasan en superficie y de la fisiología de la respiración de cada especie.

Ingesta directa.- Se relaciona con la ingesta de agua, que depende de la morfología y la estrategia alimentaria. Las especies dentadas (odontocetos) ingieren menores cantidades de agua que las especies barbadas (misticetos), pero dentro de este último grupo, las especies bentónicas pueden ingerir más petróleo que las planctívoras al alimentarse de sedimento contaminado.

Efectos a nivel de población

Se utilizaron cuatro características demográficas (tamaño de las poblaciones locales, distribución temporal, agregación y hábitat crítico o fidelidad al sitio) y un parámetro de historia de vida (potencial reproductivo) para estimar los efectos a nivel de la población (Tabla 3; Rosenberger *et al.*, 2017).

POBLACIÓN. El tamaño poblacional se usó como un indicador del estado general de la población y del impacto de la pérdida potencial de individuos.

DISTRIBUCIÓN. La distribución temporal valora la residencia, por lo que se considera que aquellas especies que permanecen durante todo el año en un área determinada tienen mayor posibilidad de entrar en contacto con petróleo derramado.

AGREGACIÓN. Los cetáceos pueden ser animales solitarios o formar agregaciones numerosas.

Tabla 2. Características biológicas y ecológicas usadas para estimar la factibilidad de exposición de cetáceos ante derrames de petróleo. Basado en Rosenberger *et al.* (2017).

VÍA DE EXPOSICIÓN	Criterio	PUNTAJE		
		Bajo (1)	Moderado (2)	Alto (3)
Contacto	Tiempo en superficie usando el comportamiento alimenticio y/o de buceo como proxy	No aplica ^a	Alimentación bentónica o buceos profundos y prolongados	Alimentación o comportamientos en superficie
Inhalación	Tiempo dedicado a respirar en la interfaz aire/agua	No aplica*	Sin soplo o no pasa mucho tiempo en la superficie	Con soplo o pasa mucho tiempo en la superficie
Ingesta directa	Mecanismo alimenticio relacionado con la ingesta de agua marina	Dientes	Barbas o alimentación bentónica	Barbas y alimentación bentónica

^a No aplica debido a que todos los cetáceos respiran aire por lo que deben estar en superficie.

El efecto de un derrame es mayor para aquellas especies que tienden a formar grupos grandes porque un mayor número de individuos podría verse afectado en un solo evento.

HÁBITAT. Los hábitats críticos son aquellas áreas indispensables para la viabilidad a largo plazo de una especie o población, por lo que los individuos permanecen mostrando alta fidelidad a estos sitios.

POTENCIAL REPRODUCTIVO. El potencial reproductivo depende de la edad de primera reproducción de las hembras, del tamaño de la camada (que en todos los cetáceos es de una cría por evento reproductivo) y del intervalo de nacimientos. En especies con bajo potencial reproductivo (edad de primera reproducción tardía y/o intervalos de nacimiento prolongados), el tiempo de recuperación después de un evento catastrófico (e. g., un derrame de petróleo) será mayor que en especies con un alto potencial reproductivo.

El análisis incluye la evaluación de la vulnerabilidad y de la incertidumbre asociada a la calidad de la información de las poblaciones locales (es decir, los datos utilizados para evaluar la probabilidad de los efectos a nivel de la población). Los puntajes asignados a las vías de exposición y a las características de la población varían de 1 (baja exposición o bajo impacto) a 3 (alta exposición o alto impacto). La información para asignar estos puntajes se tomó

de literatura especializada (Anexo 1). Si no había información de alguna vía de exposición o característica de la población, asignamos el puntaje 2 como una medida conservadora.

Los valores de la factibilidad de exposición (E) y los efectos a nivel de la población (P) de la especie i se calcularon como la media aritmética, y se proyectaron en un diagrama de dispersión x - y . La vulnerabilidad de i se calculó como la distancia euclidiana desde el origen (x_0, y_0) en un espacio definido por E_i y P_i (Samhouri y Levin 2012):

$$V_i = \sqrt{(E_i - x_0)^2 + (P_i - y_0)^2}$$

donde $x_0 = \text{media}(2,2,1) = 1.67$ ya que el puntaje más bajo no aplica en las vías de exposición por contacto e inhalación (véase Tabla 2), y $y_0 = \text{media}(1,1,1,1,1) = 1$; por lo tanto, V tiene valores de cero (si $E = 1.67$ y $P = 1.00$) a 2.40 (si $E = 3.00$ y $P = 3.00$). Suponiendo que todos los valores E y P son igualmente probables (Micheli *et al.*, 2014), entonces la vulnerabilidad será baja si $V < 0.80$, moderada si $0.80 \leq V \leq 1.60$, y alta si $V > 1.60$.

La evaluación sugiere que el delfín clymene es altamente vulnerable a la exposición a petróleo durante un derrame en el área de estudio ($V = 1.92$) (Tabla 4; Figura 3). El resto de las especies parecen ser moderadamente vulnerables,

Tabla 3. Características demográficas y de historia de vida usadas para estimar los efectos a nivel poblacional.

CARACTERÍSTICA	CRITERIO	PUNTAJE		
		BAJO (1)	MODERADO (2)	ALTO (3)
Población	Tamaño poblacional	Poblaciones grandes (>5,000 individuos)	Poblaciones medianas (500–5,000 individuos)	Poblaciones pequeñas (<500 individuos)
Distribución	Uso temporal del área	Presente solo una fracción del año	Presente la mitad del año	Presente todo del año
Agregación	Tamaño promedio de grupo	Grupos pequeños (<10 individuos)	Grupos medianos (10 – 50 individuos)	Grupos grandes (>50 individuos)
Hábitat	Hábitats críticos o alta fidelidad al sitio	Sin hábitats críticos ni fidelidad al sitio	Áreas identificadas como posibles hábitats críticos para la permanencia de la población	Hábitats críticos o alta fidelidad al sitio
Potencial reproductivo ^a	Edad de primera reproducción de las hembras e intervalo de nacimientos	Edad de primera reproducción <7 años e intervalo de nacimientos <2 años	Edad de primera reproducción ≥7 años o intervalo de nacimientos ≥2 años	Edad de primera reproducción ≥7 años e intervalo de nacimientos ≥2 años

^a Los límites de la edad de primera reproducción de las hembras e intervalos de nacimientos están basados en Taylor *et al.* (2007), y fueron calculados como la moda de 48 y 43 especies de odontocetos, respectivamente. Fuente: datos propios. Elaborada por María C. García Aguilar con base en Rosenberger *et al.* (2017).

aunque la ballena piloto, el delfín de Risso, el delfín moteado pantropical, el delfín listado y la tonina se ubicaron cerca de límite entre vulnerabilidad moderada y alta. Presumiblemente, el delfín clymene no es abundante en el GM y su tendencia a formar grandes agregaciones lo coloca como la especie más vulnerable. En contraste, el comportamiento de buceo profundo del cachalote enano, la formación de agrupaciones pequeñas y su mayor potencial reproductivo parecen ser los rasgos más importantes para posicionarlo como la especie menos vulnerable ($V = 1.00$; Figura 3).

La incertidumbre se obtuvo utilizando el índice de calidad de datos de Patrick *et al.* (2010), que clasifica la calidad de la información en cinco niveles (Tabla 5). El índice se calcula como el promedio ponderado, en una escala de 1.00 a 5.00; la calidad de los datos se dividió en tres categorías: buena (< 2.0), moderada (2.0 – 3.5) y pobre (> 3.5).

El índice de calidad de los datos mostró que la información de las poblaciones locales es muy

limitada, a excepción del delfín nariz de botella (Figura 3, Tabla 6). No hay información sobre hábitats críticos para ocho de las diez especies evaluadas, y los datos de las características demográficas de nueve especies provienen de las observaciones realizadas en el norte del GM (Anexo 1), es decir, fuera del área de estudio.

El marco semi-cuantitativo desarrollado aquí puede ser una herramienta eficaz para una evaluación rápida porque integra el estado del conocimiento de las poblaciones locales. Esta característica permite discernir sobre la confiabilidad de los puntajes de vulnerabilidad obtenidos, proporcionando una guía sobre las prioridades de investigación para lograr los objetivos de manejo y conservación. El análisis claramente muestra que la tonina es una especie ampliamente estudiada y, por lo tanto, hay un buen conocimiento sobre sus características poblacionales en todo el oeste del golfo. En contraste, para el resto de las especies los datos son limitados. Por lo tanto, incluso cuando

Tabla 4. Valores de la factibilidad de exposición (E) y efectos a nivel de población (P) de 10 cetáceos del oeste del golfo de México ante derrames de petróleo. Vías de exposición: CO = contacto, IN = inhalación, ID = ingesta directa. Características poblacionales: PO = población, DS = distribución, AG = agregación, HA = hábitat, RP = potencial reproductivo. Especies: Pm = cachalote, Ks = cachalote enano, Gm = ballena piloto, Sb = delfín de dientes rugosos, Gg = delfín de Risso, Sa = delfín moteado pantropical, Scl = delfín clymene, Sco = delfín listado, Sf = delfín moteado del Atlántico, Tt = tonina.

	VÍA DE EXPOSICIÓN			EFECTOS A NIVEL DE POBLACIÓN						
	CO	IN	ID	Ei	PO	DS	AG	HA	PR	Pi
Pm	2 ¹	3 ²	1 ²	2.00	2 ³	3 ^{3,4}	1 ⁴	3 ⁵	3 ⁶	2.40
Ks	2 ⁷	27	1 ⁷	1.67	3 ³	3 ³	1 ⁴	2 ^a	1 ⁶	2.00
Gm	3 ^{8,9}	3 ¹⁰	1 ¹¹	2.33	2 ³	3 ³	2 ⁴	2 ^a	3 ⁶	2.40
Sb	3 ¹²	3 ¹³	1 ¹⁴	2.33	2 ³	3 ³	2 ⁴	2 ^a	2 ⁶	2.20
Gg	3 ¹⁵	3 ^{10,11}	1 ¹¹	2.33	2 ³	3 ³	2 ⁴	2 ^a	3 ⁶	2.40
Sa	3 ¹⁶	3 ¹⁷	1 ¹⁷	2.33	1 ³	3 ³	3 ⁴	2 ^a	3 ⁶	2.40
Scl	3 ¹⁸	3 ¹⁸	1 ¹⁸	2.33	3 ³	3 ³	3 ⁴	2 ^a	3 ⁶	2.80
Sco	3 ¹⁹	3 ¹⁹	1 ¹⁹	2.33	2 ³	3 ³	2 ⁴	2 ^a	3 ⁶	2.40
Sf	3 ²⁰	3 ²¹	1 ²⁰	2.33	1 ³	3 ³	2 ⁴	2 ^a	3 ⁶	2.20
Tt	3 ^{21,22}	3 ¹¹	1 ¹¹	2.33	1 ³	3 ³	2 ⁴	3 ^{3,23}	3 ⁶	2.40

Referencias: ¹Watwood *et al.* (2006), ²Whitehead (2018), ³Waring *et al.* (2016), ⁴Maze-Foley y Mullin (2006), ⁵Engelhaupt *et al.* (2009), ⁶Taylor *et al.* (2007), ⁷Bloodworth y Odell (2008), ⁸Alves *et al.* (2013), ⁹Wells *et al.* (2013), ¹⁰Reeves *et al.* (2002), ¹¹Jefferson *et al.* (1993), ¹²Wells *et al.* (2008), ¹³Kuczaj y Yeater (2007), ¹⁴West *et al.* (2011), ¹⁵Wells *et al.* (2009), ¹⁶Scott y Chivers (2009), ¹⁷Perrin (2001), ¹⁸Jefferson y Curry (2003), ¹⁹Archer II y Perrin (1999), ²⁰Perrin (2002), ²¹Fertl y Würsig (1995), ²¹Klastky *et al.* (2007), ²²Wells y Scott (2009), ²³Martínez-Serrano *et al.* (2011).

^a Sin información.

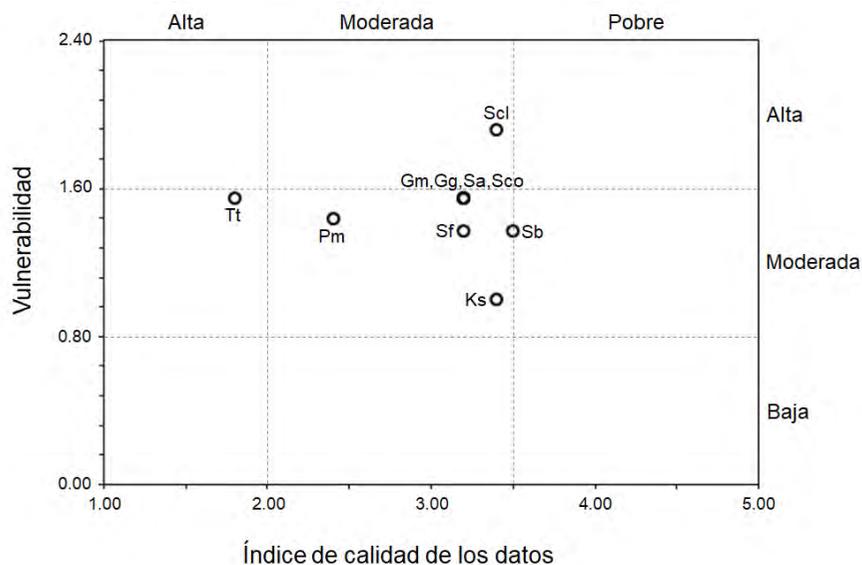


Figura 3. Vulnerabilidad vs. índice de calidad de los datos. Pm = cachalote, Ks = cachalote enano, Gm = ballena piloto, Sb = delfín de dientes rugosos, Gg = delfín de Risso, Sa = delfín moteado pantropical, Scl = delfín clymene, Sco = delfín listado, Sf = delfín moteado del Atlántico, Tt = tonina.

Fuente: datos propios. Elaborada por María C. García Aguilar y Alfonsina E. Romo Curiel.

Tabla 5. Niveles de la calidad de los datos.

Nivel	Descripción
1	Datos de alta calidad. Información basada en la colecta de datos del stock o el área de estudio.
2	Datos adecuados. Información basada en datos limitados o sin corroborar, o que, por alguna otra razón, no se considera tan confiable como los datos del nivel 1.
3	Datos limitados. Estimaciones con alta variación y confianza limitada, o pueden basarse en estudios de taxa similares.
4	Datos muy limitados. Información basada en la opinión de expertos o en revisiones de literatura de una amplia gama de especies, o fuera del área de estudio.
5	Sin datos.

Fuente: Patrick *et al.* (2010).

Tabla 6. Calidad de los datos de los indicadores usados para la evaluación de los efectos a nivel poblacional. Especies: Pm = cachalote, Ks = cachalote enano, Gm = ballena piloto, Sb = delfín de dientes rugosos, Gg = delfín de Risso, Sa = delfín moteado pantropical, Scl = delfín clymene, Sco = delfín listado, Sf = delfín moteado del Atlántico, Tt = tonina.

ESPECIES	POBLACIÓN	DISTRIBUCIÓN	AGREGACIÓN	HÁBITAT	POTENCIAL REPRODUCTIVO
Pm	3	3	3	1	2
Ks	4	3	3	5	2
Gm	3	3	3	5	2
Sb	3	3	3	5	3
Gg	3	3	3	5	2
Sa	3	3	3	5	2
Scl	4	3	3	5	2
Sco	3	3	3	5	2
Sf	3	3	3	5	2
Tt	2	1	3	1	2

Fuente: datos propios. Elaborada por María C. García Aguilar.

nuestro enfoque es conceptualmente correcto, la evaluación de vulnerabilidad podría estar sesgada, y tal vez minimice el impacto potencial de un derrame en las poblaciones locales.

COOCURRENCIA ESPACIAL

Se modeló la idoneidad ambiental de las 10 especies listadas en la Tabla 1 ya que fueron las que contaban con el número mínimo de avistamientos georreferenciados requerido para garantizar la

calidad de la modelación (≥ 30 ; Wisz *et al.*, 2008). La modelación se hizo utilizando el algoritmo de máxima entropía (MaxEnt) (Phillips *et al.*, 2004, Phillips *et al.*, 2006) en la plataforma Wallace (Kass *et al.*, 2018). Se construyeron bases de datos de avistamientos georreferenciados de las 10 especies, y se usaron dos variables ambientales dinámicas, temperatura superficial del mar y concentración superficial de clorofila a, y tres variables fisiográficas, profundidad del fondo marino, pendiente y distancia a la isobata de los 200 m. La idoneidad ambiental de cada celda de $0.25^\circ \times 0.25^\circ$ se expresó en un intervalo entre 0 (sin condiciones adecuadas) a 1 (condiciones idóneas). Los hábitat adecuados de cada especie se identificaron estableciendo un umbral en 0.6; las áreas potenciales de agregación de cetáceos (hotspots) se definieron como aquellas celdas donde se superponen los hábitat adecuados de al menos 5 especies.

La coocurrencia entre cada especie y cada escenario de derrame se analizó utilizando un enfoque semi-cuantitativo adaptando la metodología de Fox *et al.* (2016). Se mapeó la superposición espacial (S) entre las celdas con condiciones adecuadas (i. e., con valores de idoneidad > 0.60) de la especie i (H_i) y las celdas del escenario de derrame (D); es decir:

$$S_i = H_i \cap D$$

Posteriormente se obtuvo el traslapo (T_i), que es la proporción de celdas con condiciones adecuadas que se superponen con las celdas del escenario de derrame:

$$T_i = \frac{S_i}{H_i}$$

el cual puede tener valores de cero (no hay superposición, $S_i = 0$) a 1 (hay superposición completa, $S_i = H_i$). Adicionalmente, los valores de P_{max} observados en todas las celdas de cada escenario se categorizaron en bajos (P_b), medios (P_m) y altos (P_a) utilizando los percentiles 25 y 75, y se contaron las celdas contenidas en S_i ; en otros términos, $P_b + P_m + P_a = D$ pero $S_{pb} + S_{pm} + S_{pa} = S_i$. La amenaza de encuentro (AE) entre la especie i y el petróleo del escenario se cuantificó como

$$AE_i = \frac{S_{pb}}{S_i} + 2 \frac{S_{pm}}{S_i} + 3 \frac{S_{pa}}{S_i}$$

dando así mayor peso a las celdas con valores altos de P_{max} . Por último, el peligro de coocurrencia (PC) se definió como el producto de T por AE , por lo que PC puede tener valores de cero (cuando $T = 0$) a 3 (cuando $T = 1$ y $S_{pa}/S_i = 1$). Por ejemplo, queremos evaluar el potencial peligro de coocurrencia de la ballena piloto (especie 1) y el delfín listado (especie 2) en el oeste del GM con el petróleo del escenario de derrame del pozo 1 en el Área Perdido. El número de celdas con condiciones adecuadas para la especie 1 dentro del área de estudio (i. e., oeste del golfo) es igual a 118 y para la especie 2 es 190; el número de celdas donde se superponen las condiciones adecuadas de la especie 1 con las celdas del escenario de derrame es 19 y para la especie 2 es 157. Es decir, $H_1 = 118$ y $S_1 = 19$, y $H_2 = 190$ y $S_2 = 157$, luego $T_1 = 0.16$ y $T_2 = 0.83$. Los percentiles 25 y 75 de P_{max} del escenario son 0.001 y 0.003, respectivamente, por lo que P_b incluye a aquellas celdas con valores de $P_{max} < 0.001$, P_m a las celdas con valores en el intervalo $[0.001, 0.003]$, y P_a a las celdas con valores > 0.003 . En este ejemplo, para la especie 1 $S_{pb} = 8$, $S_{pm} = 7$ y $S_{pa} = 4$, y para la especie 2 $S_{pb} = 20$, $S_{pm} = 60$ y $S_{pa} = 77$; entonces

$$AE_1 = \frac{8}{19} + 2 \frac{7}{19} + 3 \frac{4}{19} = 1.79 \quad \text{y} \quad PC_1 = 0.16 \times 1.79 = 0.29$$

y

$$AE_2 = \frac{20}{157} + 2 \frac{60}{157} + 3 \frac{77}{157} = 2.36 \quad \text{y} \quad PC_2 = 0.83 \times 2.36 = 1.96$$

Estos resultados indican que una gran parte del hábitat del delfín listado en el oeste del GM podría verse afectado por la presencia de petróleo bajo este escenario particular, y que la posibilidad de que delfines listados coocurran con el petróleo es mayor que para las ballenas piloto.

A nivel de grupo de especies, se mapeó la superposición espacial entre los hotspots y los escenarios de derrames, y se calculó el traslapo de

manera análoga que para las especies individuales; es decir, la proporción de celdas del hotspot que están ocupadas por celdas del escenario de derrame. Esta medida cuantifica qué tanto podrían confluir los cetáceos con el petróleo derramado para cada escenario.

Los mapas de idoneidad ambiental (Anexo 2) indican que seis especies se distribuyen potencialmente en el talud continental (200 – 2800 m profundidad): el cachalote y la ballena piloto muestran una distribución continua desde el talud LATEX hasta el golfo de Campeche; el cachalote enano, el delfín clymene y el delfín listado se distribuyen en el talud LATEX y en el talud del río Bravo, y el delfín de Risso desde el talud LATEX hasta la porción central del talud TAVE (norte de 20°N). El delfín moteado del Atlántico potencialmente se distribuye en la plataforma continental y la parte alta del talud LATEX hasta el banco de Campeche. La tonina se distribuye en la plataforma LATEX y la parte norte de la plataforma TAVE (al norte de los 21°N), incluyendo aguas costeras (*i.e.*, bahías, estuarios y lagunas). El delfín de dientes rugosos potencialmente se distribuye entre 100 y 2000 m de profundidad de la plataforma y el talud LATEX hasta la porción cen-

tral de la plataforma y talud TAVE, mientras que el delfín moteado pantropical se distribuye en profundidades de 100 a 2800 m de toda el área de estudio.

El peligro de coocurrencia varió entre escenarios de derrame y entre especies (Tabla 7; Anexo 3). Solamente se muestran las figuras de las tres especies con mayor peligro de coocurrencia por escenario, el resto de los mapas se encuentran en el Anexo 4.

En los escenarios 1 y 2, el mayor peligro de coocurrencia se presenta para aquellas especies que potencialmente se distribuyen en el talud LATEX y del Río Bravo: el delfín listado, cachalote enano y el delfín de Risso (Figuras 4 y 5). En el escenario 3, nuevamente el peligro de ocurrencia es alto para el delfín listado y el cachalote enano, pero principalmente lo es para el delfín moteado del Atlántico en la plataforma continental LATEX (Figura 6). En el escenario 4 (Figura 7), las especies con mayor posibilidad de coocurrir con el petróleo son el delfín moteado del Atlántico, el delfín listado y el delfín de Risso, aunque para estos dos últimos sus valores de PC son notablemente inferiores a los de los escenarios previos. En los escenarios 5 y 6 (Figuras 8 y 9), las especies con mayor posibilidad de coocurrir con el petróleo son aque-

Tabla 7. Peligro de coocurrencia (PC) de las 10 especies de cetáceos con el petróleo en los seis escenarios de derrame en el oeste del golfo de México. Especies: Pm = cachalote, Ks = cachalote enano, Gm = ballena piloto, Sb = delfín de dientes rugosos, Gg = delfín de Risso, Sa = delfín moteado pantropical, Scl = delfín clymene, Sco = delfín listado, Sf = delfín moteado del Atlántico, Tt = tonina.

Especie	ESCENARIO 1		ESCENARIO 2		ESCENARIO 3		ESCENARIO 4		ESCENARIO 5		ESCENARIO 6	
	PC	Orden										
Pm	0.81	9	0.82	9	0.97	9	0.95	9	1.09	3	1.23	2
Ks	1.69	2	1.59	2	1.42	3	1.05	5	0.46	8	0.44	9
Gm	0.29	10	0.32	10	0.54	10	0.69	10	1.40	2	1.38	1
Sb	1.63	4	1.50	4	1.24	6	0.99	6	0.46	9	0.42	7
Gg	1.68	3	1.57	3	1.36	4	1.12	3	0.57	6	0.53	6
Sa	1.07	6	1.04	7	1.02	7	0.97	7	0.94	4	1.07	4
Scl	1.57	5	1.49	5	1.31	5	1.07	4	0.46	7	0.44	8
Sco	1.95	1	1.85	1	1.48	2	1.14	2	0.22	10	0.29	10
Sf	1.02	8	1.10	6	1.59	1	1.53	1	1.44	1	1.22	3
Tt	1.04	7	1.02	8	1.02	8	0.97	8	0.79	5	0.68	5

Fuente: datos propios. Elaborada por María C. García Aguilar.

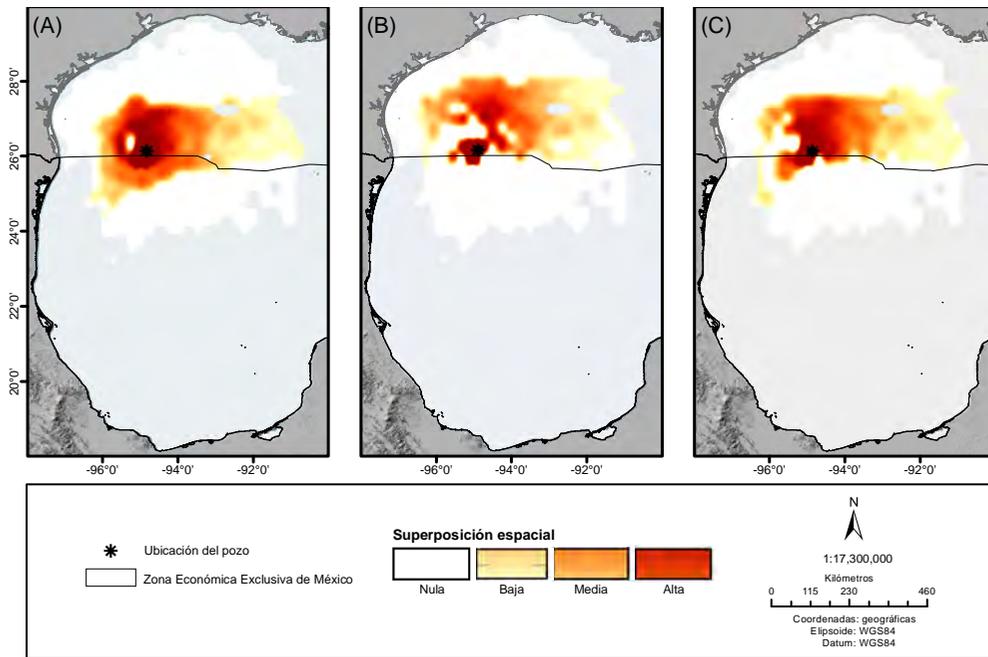


Figura 4. Superposición espacial entre el escenario de derrame de petróleo pesado del pozo 1 y el hábitat potencial del delfín listado (A), cachalote enano (B) y delfín de Risso (C). El asterisco negro indica la localización del pozo. La superposición está clasificada en baja, media y alta según los percentiles 25 y 75 de P_{max} (ver texto), y nula cuando no hay superposición.

Fuente: propia, elaborada por M. Rafael Ramírez León, Zurisaday Ramírez Mendoza, María C. García Aguilar y Mercedes Y. Chi Chan.

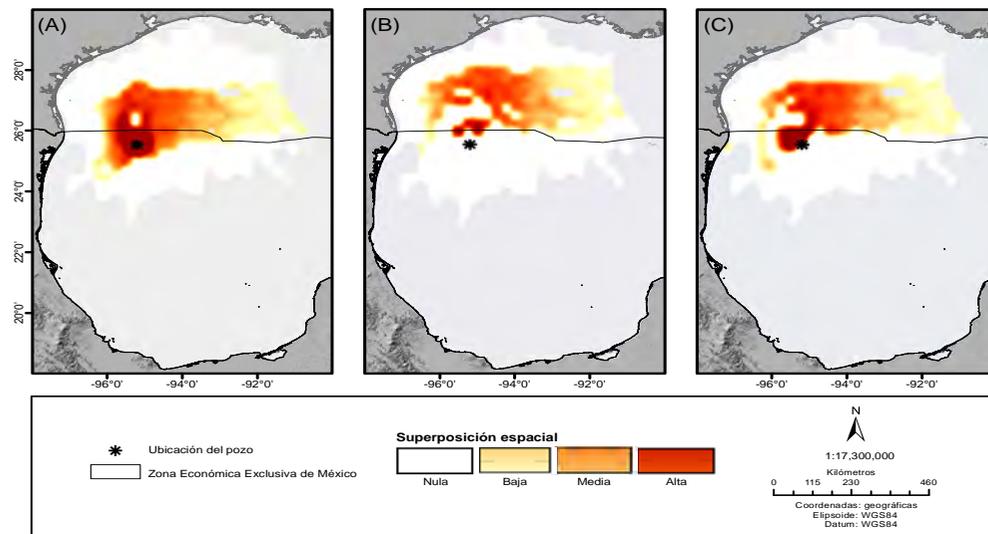


Figura 5. Superposición espacial entre el escenario de derrame de petróleo pesado del pozo 2 y el hábitat potencial del delfín listado (A), cachalote enano (B) y delfín de Risso (C). El asterisco negro indica la localización del pozo. La superposición está clasificada en baja, media y alta según los percentiles 25 y 75 de P_{max} (ver texto), y nula cuando no hay superposición.

Fuente: propia, elaborada por M. Rafael Ramírez León, Zurisaday Ramírez Mendoza, María C. García Aguilar y Mercedes Y. Chi Chan.

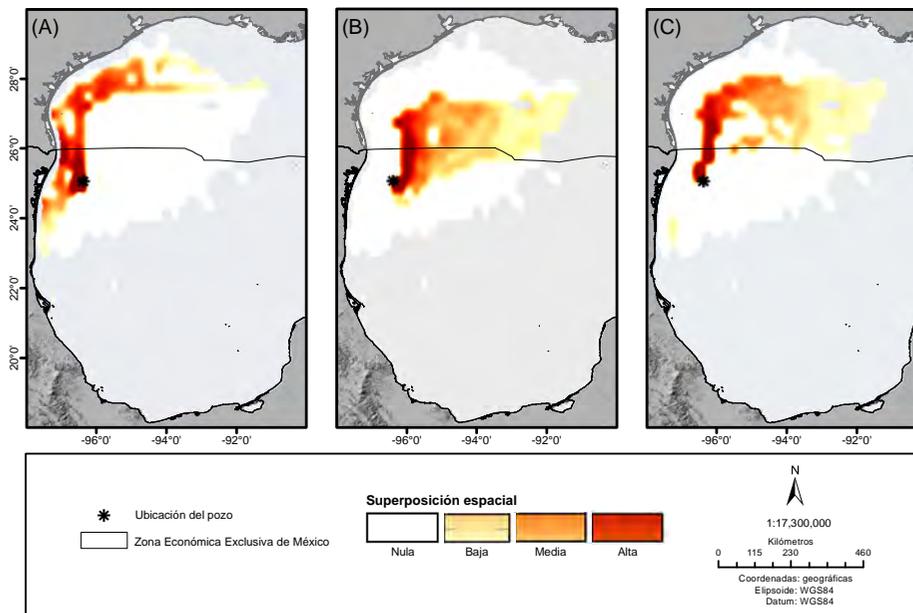


Figura 6. Superposición espacial entre el escenario de derrame de petróleo pesado del pozo 3 y el hábitat potencial del delfín moteado del Atlántico (A), delfín listado (B) y cachalote enano (C). El asterisco negro indica la localización del pozo. La superposición está clasificada en baja, media y alta según los percentiles 25 y 75 de P_{max} (ver texto), y nula cuando no hay superposición. Fuente: propia, elaborada por M. Rafael Ramírez León, Zurisaday Ramírez Mendoza, María C. García Aguilar y Mercedes Y. Chi Chan.

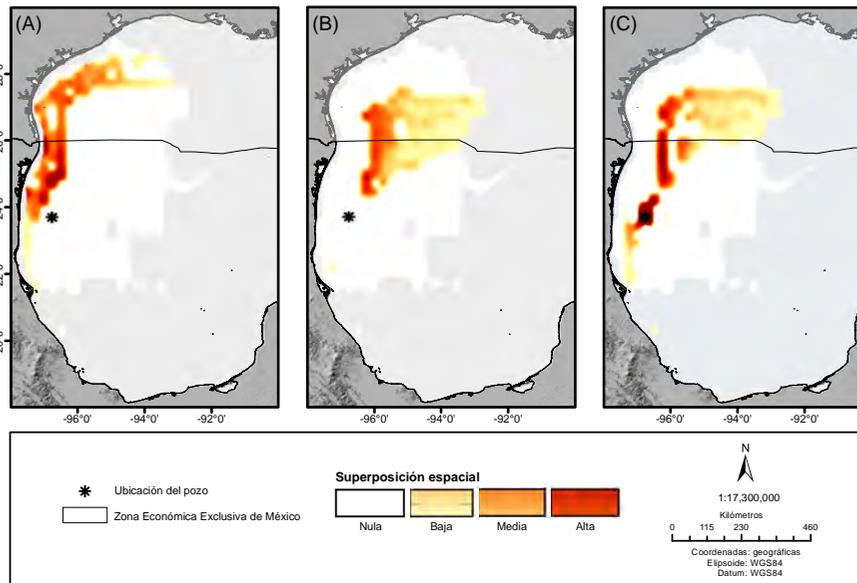


Figura 7. Superposición espacial entre el escenario de derrame de petróleo pesado del pozo 4 y el hábitat potencial del delfín moteado del Atlántico (A), delfín listado (B) y delfín de Risso (C). El asterisco negro indica la localización del pozo. La superposición está clasificada en baja, media y alta según los percentiles 25 y 75 de P_{max} (ver texto), y nula cuando no hay superposición. Fuente: propia, elaborada por M. Rafael Ramírez León, Zurisaday Ramírez Mendoza, María C. García Aguilar y Mercedes Y. Chi Chan.

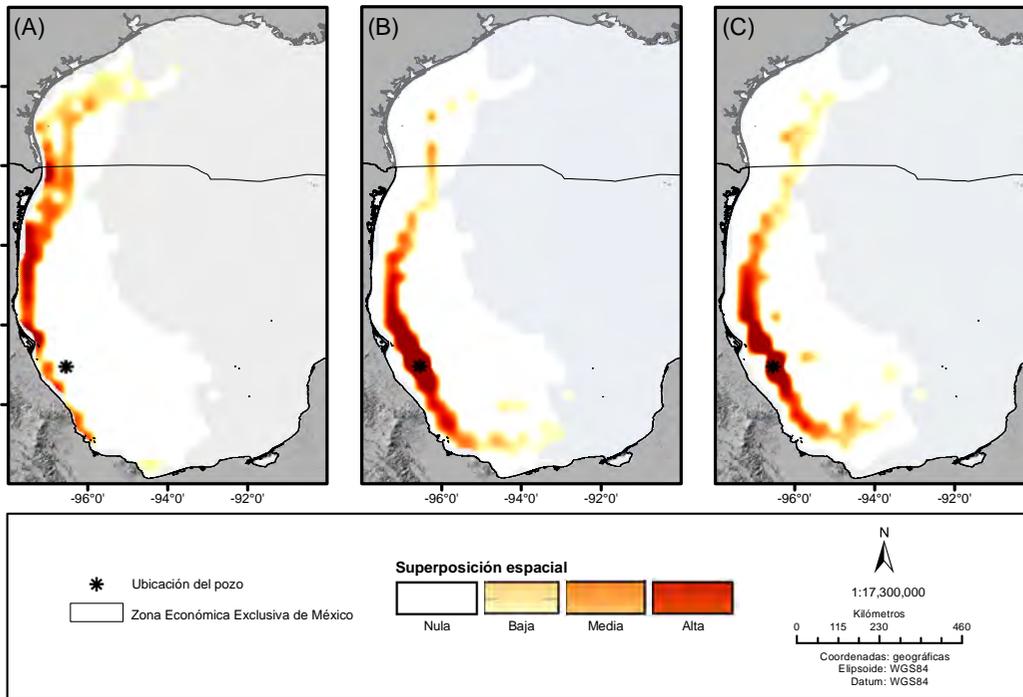


Figura 8. Superposición espacial entre el escenario de derrame de petróleo pesado del pozo 5 y el hábitat potencial del delfín moteado del Atlántico (A), ballena piloto (B) y cachalote (C). El asterisco negro indica la localización del pozo. La superposición está clasificada en baja, media y alta según los percentiles 25 y 75 de P_{max} (ver texto), y nula cuando no hay superposición. Fuente: propia, elaborada por M. Rafael Ramírez León, Zurisaday Ramírez Mendoza, María C. García Aguilar y Mercedes Y. Chi Chan.

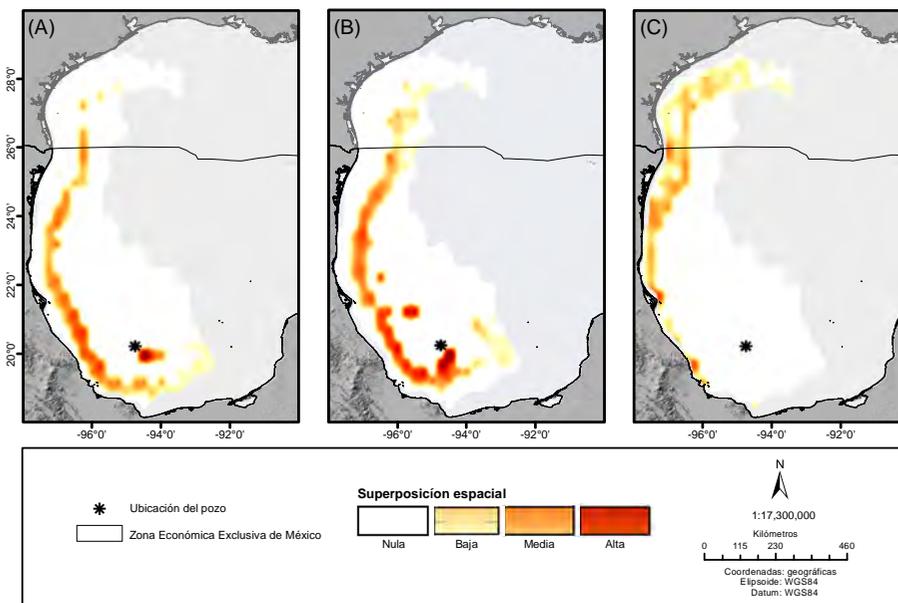


Figura 9. Superposición espacial entre el escenario de derrame de petróleo pesado del pozo 6 y el hábitat potencial de la ballena piloto (A), cachalote (B) y delfín moteado del Atlántico (C). El asterisco negro indica la localización del pozo. La superposición está clasificada en baja, media y alta según los percentiles 25 y 75 de P_{max} (ver texto), y nula cuando no hay superposición. Fuente: propia, elaborada por M. Rafael Ramírez León, Zurisaday Ramírez Mendoza, María C. García Aguilar y Mercedes Y. Chi Chan.

llas que se distribuyen preferentemente en o cerca de la parte alta del talud continental TAVE y del Río Bravo: la ballena piloto y el cachalote, y nuevamente el delfín moteado del Atlántico.

Con base en los mapas de idoneidad ambiental se identificó al talud LATEX y parte del talud del Río Bravo como el principal hotspot en el área, así como a otro hotspot adicional y notablemente más pequeño ubicado en la parte central del talud TAVE, entre los 21°00' y 24°00' N (Figura 10). Los escenarios 1 a 3 son en los que podrían haber mayor posibilidad de encuentro a nivel de grupo de especies, ya que el traslape entre los hotspots con el área de influencia del derrame del escenario 1 es del 75%, en el escenario 2 del 74% y en el escenario 3 del

72% (Figuras 11A a C). El traslape en el escenario 4 es del 56%, y en los escenarios 5 y 6 se pronostica menor posibilidad de encuentro, con traslape de 22 y 24%, respectivamente (Figuras 11D a F).

CONCLUSIONES

Los derrames de petróleo amenazan a todas las especies marinas porque la exposición a hidrocarburos afecta la salud, con consecuencias inmediatas o a largo plazo en la supervivencia y/o reproducción. El GM tiene una alta diversidad de cetáceos, ya que alberga el 21% de las 94 especies vivas reconocidas actualmente (Burgin *et al.*, 2018). Estos mamíferos marinos, además de ser un componente importante del ecosistema del golfo, son animales carismáticos potencialmente vulnerables a la exposición de petróleo derramado, y todas las especies que se distribuyen en aguas mexicanas del GM están incluidas en la NOM-059-SEMARNAT-2010 como sujetas a protección especial (D.O.F. 14/11/2019). Por ello, nuestra meta fue identificar a las especies de cetáceos que podrían verse más afectadas ante escenarios de derrame de petróleo en el área del golfo donde se lleva a cabo la actividad petrolera mexicana.

Un aspecto que hay que resaltar es que la magnitud del impacto sobre las poblaciones de cetáceos puede variar según el tipo de petróleo. En este capítulo sólo se evaluó la coocurrencia espacial considerando escenarios de derrame de petróleo pesado; una evaluación más amplia utilizando escenarios hipotéticos de tres tipos de petróleo (ligero, medio y pesado) se puede consultar en el informe técnico “Vulnerabilidad y coocurrencia espacial de cetáceos con áreas de influencia de derrames de petróleo en el oeste del golfo de México” (García Aguilar *et al.*, 2020).

La evaluación señala al delfín clymene como la especie más vulnerable ante la exposición a pe-

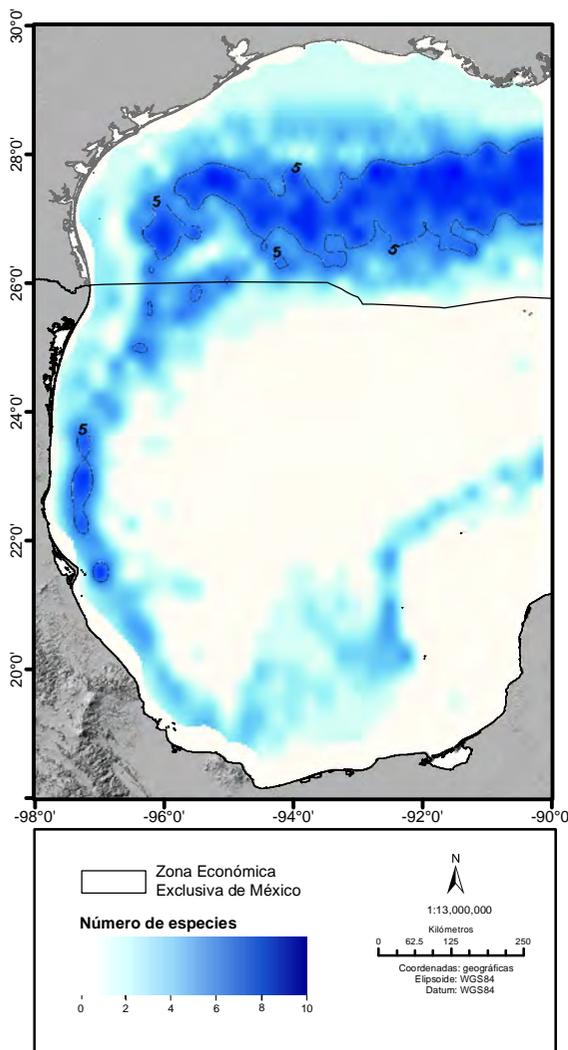


Figura 10. Áreas potenciales de agregación de cetáceos (hotspots) en el oeste del golfo de México. La línea negra delimita las áreas donde se superponen los hábitats adecuados de al menos 5 especies.

Fuente: propia, elaborada por M. Rafael Ramírez León, Zurisaday Ramírez Mendoza, María C. García Aguilar y Mercedes Y. Chi Chan.

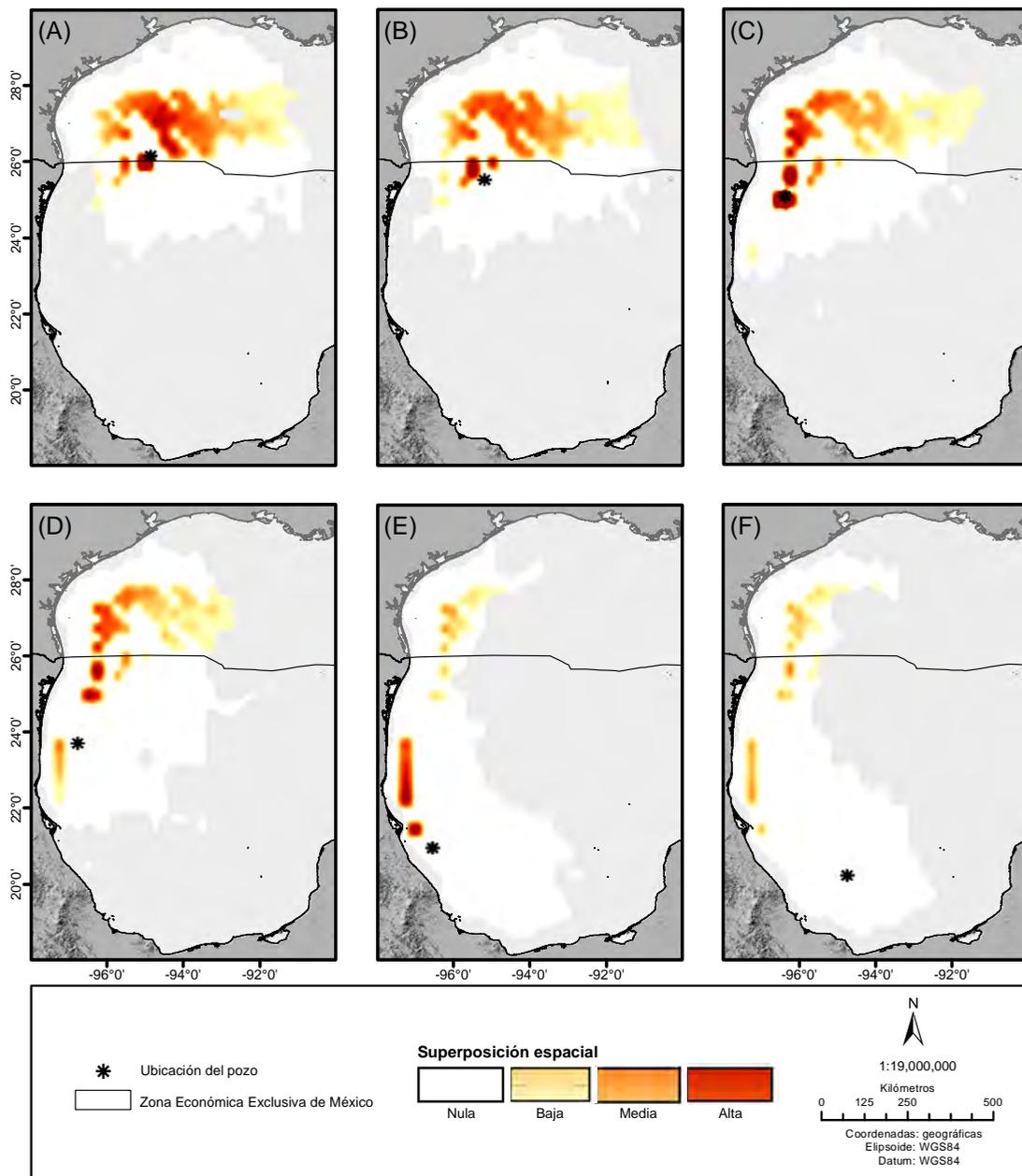


Figura 11. Superposición espacial entre los escenarios de derrame de petróleo pesado y los *hotspots*. (A) Escenario 1, (B) Escenario 2, (C) Escenario 3, (D) Escenario 4, (E) Escenario 5, (F) Escenario 6. En todos los mapas el asterisco negro indica la localización del pozo. La superposición está clasificada en baja, media y alta según los percentiles 25 y 75 de P_{max} (ver texto), y nula cuando no hay superposición.

Fuente: propia, elaborada por M. Rafael Ramírez León, Zurisaday Ramírez Mendoza, María C. García Aguilar y Mercedes Y. Chi Chan.

tróleo derramado, seguido de la ballena piloto, el delfín de Risso, el delfín moteado pantropical, el delfín listado y la tonina. Sin embargo, estos resultados deben considerarse como preliminares porque no incluimos a todos los cetáceos presentes en el oeste del GM, y porque la evaluación de vulnerabilidad podría estar sesgada debido a la limitada información ecológica para la mayoría de las especies en el área de estudio.

Al analizar los escenarios de derrame de los seis pozos se identificó a seis especies como las de mayor peligro de coocurrencia con el petróleo. Ante escenarios de derrame en los pozos del área Perdido y de las cordilleras mexicanas norte, las especies que podrían verse más afectadas son el delfín listado, el cachalote enano y el delfín de Risso; ante escenarios de derrame en los pozos de las cordilleras mexicanas sur y en la cuenca Salina Centro son la ballena piloto y el cachalote. El delfín moteado del Atlántico, debido a su distribución continua en la de plataforma continental y la parte alta del talud del oeste del golfo, podría verse afectado ante escenarios de derrame en pozos de las cuatro zonas. A nivel de grupo de especies, el mayor peligro de coocurrencia podría presentarse en derrames de los tres pozos del área Perdido. Es importante recalcar que en este análisis no se tomaron en cuenta variaciones estacionales en la distribución de las especies ni en el comportamiento del petróleo en los derrames.

Debido a sus características de historia de vida, es probable que las poblaciones de cetáceos tarden décadas en recuperarse de un derrame petrolero de gran escala (Wallace *et al.*, 2017). Estas características de historia de vida que los hacen vulnerables (e. g., longevidad, edad de primera reproducción tardía, alta capacidad de desplazamiento y buceo) también hacen inviables acciones directas para la restauración sobre las poblaciones, por lo que la alternativa podría ser reducir las fuentes de estrés crónico de origen antropogénico que comprometen su resiliencia (capacidad de las poblaciones para resistir y recuperarse de desastres ambientales), tales como la exposición a contaminantes y ruido, colisiones con embarcaciones y captura incidental en artes de pesca, entre otros (Fraser 2020).

La presión de la industria petrolera en el GM se está incrementando y ampliando hacia aguas profundas, por lo que el establecimiento de programas de monitoreo de cetáceos que generen la información ecológica básica de las poblaciones y la identificación precisa de los estresores crónicos debe ser una prioridad para el establecimiento de medidas de mitigación ante eventuales incidentes petroleros. Actualmente se desconoce si las poblaciones de cetáceos del golfo son transfronterizas, pero esto es altamente probable (Waring *et al.*, 2016), por lo que es necesaria una estrategia multinacional de monitoreo.

AGRADECIMIENTOS

Esta investigación ha sido financiada por el Fondo Sectorial CONACYT-SENER-Hidrocarburos, proyecto 201441. Esta es una contribución del Consorcio de Investigación del Golfo de México (CIGoM). Reconocemos a PEMEX por promover ante el Fondo la demanda específica sobre los derrames de hidrocarburos y el medio ambiente.

Se agradece el apoyo con la realización de los mapas de este capítulo a Mercedes Chi Chan y Rigel Zaragoza, y el apoyo logístico y administrativo a Yadira Palma.

REFERENCIAS

- Alves, F., Dinis, A., Ribeiro, C., Nicolau, C., Kaufmann, M., Fortuna, C.M. y Freitas, L. (2013). Daytime dive characteristics from six short-finned pilot whales *Globicephala macrorhynchus* off Madeira Island. *Arquipélago-Life and Marine Sciences*, 31, 1–8.
- Archer II, F. I. y Perrin, W. F. (1999). *Stenella coeruleoalba*. *Mammalian Species*, 603, 1–9.
- Bloodworth, B. E. y Odell, D. K. (2008). *Kogia breviceps*. *Mammalian Species*, 819, 1–12.
- Bouman, A. H. y Roberts, H. H. (1990). Northern Gulf of Mexico continental slope. *Geo-Marine Letters*, 10, 177–181.
- Bryant, W. R., Lugo, J., Córdova, C. y Salvador, A. (1991). Physiography and bathymetry. In A. Salvador (ed.), *The Gulf of Mexico basin* (pp. 13-30). Geological Society of America.
- Burgin, C. J., Colella, J. P., Kahn, P. L. y Upham, N. S. (2018). How many species of mammals are there?

- Journal of Mammalogy*, 99(1), 1-14. DOI: 10.1093/jmammal/gyx147
- Butt, N., Beyer, H. L., Bennett, J. R., Biggs, D., Maggini, R., Mills, M., Renwick, A.B. R., Seabrook, L. M. y Possingham, H. P. (2013). Biodiversity risk from fossil fuel extraction. *Science*, 342, 425-426. DOI: 10.1126/science.1237261
- Comisión Nacional de Hidrocarburos [CNH]. (2019a). Sistema de información de hidrocarburos. <https://portal.cnih.cnh.gob.mx/dashboard-sih.php>
- Comisión Nacional de Hidrocarburos [CNH]. (2019b) Recursos prospectivos de México: Área Perdido, Cordilleras Mexicanas y Cuenca Salinas, aguas profundas del golfo de México.
- Coleman, J. M., Bouma, A. H., Prior, D. B. y Roberts, H. H. (1989). Nearsurface geology of the Gulf of Mexico continental slope. *Offshore Technology Conference*, 21, 641-648.
- D.O.F. [*Diario Oficial de la Federación*] (2019). Modificación del Anexo Normativo III, Lista de especies en riesgo de la Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010, Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo (publicada el 30 de diciembre de 2010).
- EIA [U.S. Energy Information Administration]. (2019). Gulf of Mexico fact sheet https://www.eia.gov/special/gulf_of_mexico/data.php
- Engelhaupt, D., Hoelzel, A. R., Nicholson, C., Frantzis, A., Mesnick, S., Gero, S., Whitehead, H., Rendell, L., Miller, P., De Stefanis, R., Cañanas, A., Arioldi, S. y Mignucci-Giannoni, A. A. (2009). Female philopatry in coastal basins and male dispersion across the North Atlantic in a highly mobile marine species, the sperm whale (*Physeter macrocephalus*). *Molecular Ecology*, 18, 4193-4205. <https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2009.04355.x>
- Fertl, D. y Würsig, B. (1995). Coordinated feeding by Atlantic spotted dolphins (*Stenella frontalis*) in the Gulf of Mexico. *Aquatic Mammals*, 21, 3-5.
- Fox, C. H., O'Hara, P. D., Bertazzon, S., Morgan, K., Underwood, F. E. y Paquet, P. C. (2016). A preliminary spatial assessment of risk: marine birds and chronic oil pollution in Canada's Pacific coast. *Science of the Total Environment*, 573, 799-809. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.08.145>
- Fraser, K. E. (2020). Evaluating impacts of deep oil spills on oceanic marine mammals. In S. A. Murawski, C. H. Ainsworth, S. Gilbert, D. J. Hollander y C. B. Paris (eds.), *Scenarios and responses to future deep oil spills: fighting the next war* (pp. 419-441). Springer.
- García Aguilar, M. C., Romo-Curiel, A. E., Ramírez-León, M. R., Ramírez-Mendoza, Z. y Sosa-Nishizaki, O. (2020). Vulnerabilidad y coocurrencia espacial de cetáceos con áreas de influencia de derrames de petróleo en el oeste del golfo de México. Reporte técnico. Centro de Investigación y de Educación Superior de Ensenada, Baja California. <https://doi.org/10.5281/zenodo.4062299>.
- Godard-Codding, C. A. J. y Collier, T. K. (2018). The effect of oil exposure on cetaceans. In M.C. Fossi y C. Pantl (eds.), *Marine mammal ecotoxicology: impacts of multiple stressors on population health* (pp. 75-93). Academic Press.
- Helm, R. C., Dabiel, D. P., O'Shea, T. J., Wells, R. S. y Williams, T. M. (2015). Overview of effects of oil spills on marine mammals. In M. V. Fingas (ed.), *Handbook of oil spill science and technology* (pp. 455-475). John Wiley & Sons.
- Hobday, A. J., Smith, A. D. M., Stobutzki, I. C., Bulman, C., Daley, R., et al. (2011). Ecological risk assessment for the effects of fishing. *Fisheries Research*, 108, 372-384. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2011.01.013>
- Jefferson, T. A. y Curry, B. F. (2003). *Stenella clymene*. *Mammalian Species*, 726, 1-5.
- Jefferson, T. A., Leatherwood, S. y Webber, M. A. (1993). *Marine mammals of the world*. FAO species identification guide. Roma.
- Kingston, P.F. (2002). Long-term environmental impact of oil spills. *Spill Science and Technology Bulletin*, 7, 53-61. [https://doi.org/10.1016/S1353-2561\(02\)00051-8](https://doi.org/10.1016/S1353-2561(02)00051-8)
- Klatsky, L. J., Wells, R. S. y Sweeney, J. C. (2007). Offshore bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*): movement and dive behavior near the Bermuda pedestal. *Journal of Mammalogy*, 88, 59-66. <https://doi.org/10.1644/05-MAMM-A-365R1.1>
- Kuczaj, S. A. y Yeater, D. B. (2007). Observations of rough-toothed dolphins (*Steno bredanensis*) off the coast of Utila, Honduras. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 87, 141-148. <https://doi.org/10.1017/S0025315407054999>
- Litz, J. A., Baran, M. A., Bowen-Stevens, S. R., Carmichael, R. H., Colegrove, K. M., et al. (2014). Review of historical unusual mortality events

- (UMEs) in the Gulf of Mexico (1990–2009): providing context for the multi-year northern Gulf of Mexico cetacean UME declared in 2010. *Diseases of Aquatic Organisms*, 112, 161–175. <https://doi.org/10.3354/dao02807>
- Martínez-Serrano, I., Serrano, A., Heckel, G. y Schramm, Y. (2011). Distribution and home range of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) off Veracruz, Mexico. *Ciencias Marinas*, 37, 379–392.
- Maze-Foley, K. y Mullin, K. D. (2006). Cetaceans of the oceanic northern Gulf of Mexico: Distributions, group sizes and interspecific associations. *Journal of Cetacean Research and Management*, 8, 203–213.
- Micheli, F., De Leo, G., Butner, C., Martone, R.G. y Shester, G. (2014). A risk-based framework for assessing the cumulative impact of multiple fisheries. *Biological Conservation*, 176, 224–235. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.05.031>
- Musick, J.A., 1999. Ecology and conservation of long-lived marine animals. In J. A. Musick (ed.), *Life in the slow lane: ecology and conservation of long-lived marine animals, Proceedings of the Symposium Conservation of Long-loved Marine Animals* (pp. 1-10). American Fisheries Society Symposium 23.
- NOAA [National Oceanic and Atmospheric Administration]. (2018). Incident news. <https://incidentnews.noaa.gov>
- Patrick, W. S., Spencer, P., Link, J., Cope, J., Field, J., Kobayashi, D., Lawson, P., Gedamke, T., Cortés, E., Ormseth, O., Bigelow, K. y Overholtz, W. (2010). Using productivity and susceptibility indices to assess the vulnerability of the United States fish stocks to overfishing. *Fishery Bulletin*, 108, 305–322.
- Pérez Brunius, P., Beron-Vera, F. J., Kotzakoulakis, K., Lara-Hernández, J. A., Miron, P., Olascoaga, M. J., Zavala-Romero, O., Rodríguez Outerelo, J., García Carrillo, P., Medrano, F., Zavala-Hidalgo, J., Sheinbaum, J. (2020). Regiones posiblemente afectadas bajo escenarios de derrames de petróleo en las aguas profundas del golfo de México. En P. Pérez Brunius, C. Turrent Thompson y P. García Carrillo (Eds.), *Escenarios oceánicos y atmosféricos de un derrame de petróleo en aguas profundas del golfo de México* (pp. 15-23). Ensenada: CICESE. <http://doi.org/10.5281/zenodo.4526638>
- Perrin, W., 2001. *Stenella attenuata*. *Mammalian Species*, 683, 1–8.
- Perrin, W., 2002. *Stenella frontalis*. *Mammalian Species*, 702, 1–6.
- Phillips, S. J., Anderson, R. P., y Schapire, R. E. (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190(3-4), 231–259. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026>
- Phillips, S. J., Dudík, M. y Schapire R. E. (2004). A maximum entropy approach to species distribution modeling. Proceedings of the 21st International Conference on Machine Learning, Banff, Canadá.
- Reeves, R. R., Folkens, P. A., Clapham, P. J., Stewart, B. S. y Powell, J. A. (2002). *The National Audubon Society guide to marine mammals of the world*. A. Knopf, New York.
- Rosenberger, A. L. J., MacDuffee, M., Rosenberger, A. G. J. y Ross, P. S. (2017). Oil spills and marine mammals in British Columbia, Canada: Development and application of a risk-based conceptual framework. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 73, 131–153. <https://doi.org/10.1007/s00244-017-0408-7>
- Samhuri, J. F. y Levin, P. S. (2012). Linking land and sea-based activities to risk in coastal ecosystems. *Biological Conservation*, 145, 118–129. DOI: 10.1016/j.biocon.2011.10.021
- Scott, M.D. y Chivers, S.J. (2009). Movements and diving behavior of pelagic spotted dolphins. *Marine Mammal Science*, 25, 137–160. <https://doi.org/10.1111/j.1748-7692.2008.00241.x>
- Soldevilla, M., Hildebrand, J. A., Fraiser, K. E., Aichinger Dias, L., Martínez, A., Mullin, K. D., Rosel, P. E. y Garrison, L.P. (2017). Spatial distribution and dive behavior of Gulf of Mexico Bryde's whales: potential risk of vessel strikes and fisheries interactions. *Endangered Species Research*, 32, 533–550. <https://doi.org/10.3354/esr00834>
- Taylor, B., Chivers, S.J., Larese, J. y Perrin, W. (2007). *Generation length and percent mature estimates for IUCN assessments of cetaceans*. NOAA Administrative Report LJ-07-01.
- Venn-Watson, S., Garrison, L., Litz, J., Fougères, E., Mase, B., Rappucci, G., Stratton, E., Carmichael, R., Odell, D., Shannon, D., Shippee, S., Smith, S., Staggs, L., Tumlin, M., Whitehead, H. y Rowles, T. (2015). Demographic clusters identified within the northern Gulf of Mexico common bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) unusual mortality event:

- January 2010–June 2013. *PLoS ONE*, *10*, e0117248. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0117248>
- Vera-Vásquez, R. (2015). Actividad petrolera en el Golfo de México: historia, derrames y política internacional de integridad de los océanos. In R. Roux y O. Flores-Torres (eds.), *Los hidrocarburos en el noroeste de México* (pp. 15-47). Universidad Autónoma de Tamaulipas.
- Wallace, B. P., Brosnan, T., McLamb, D., Rowles, T., Ruder, E., Schroeder, B., Schwacke, L., Stacy, B., Sullivan, L., Takeshita, R. y Wehner, D. (2017). Effects of the Deepwater Horizon oil spill on protected marine species. *Endangered Species Research*, *33*, 1-7. <https://doi.org/10.3354/esr00789>
- Waring, G. T., Josephson, E., Maze-Foley, K. y Rosel, P. E. (2016). US Atlantic and Gulf of Mexico marine mammal stock assessments–2015. NOAA Technical Memorandum NMFS-NE-238.
- Watwood, S. L., Miller, P. J. O., Johnson, M., Madsen, P. y Tyack, P. L. (2006). Deep-diving foraging behaviour of sperm whales (*Physeter macrocephalus*). *Journal of Animal Ecology*, *75*, 814–825. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2006.01101.x>
- Wells, R. S. y Scott, M. D. (2009). Common bottlenose dolphin: *Trursiops truncatus*. In B. Würsig, W. Perrin y J. G. M. Thewissen (eds.), *Encyclopedia of marine mammals* (pp. 249–255). Academic Press.
- Wells, R. S., Early, G. A., Gannon, J. G., Lingenfeller, R.G. y Sweeney, P. (2008). Tagging and tracking of rough-toothed dolphins (*Steno bredanensis*) from the March 2005 mass stranding in the Florida Keys. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-574.
- Wells, R. S., Fougères, E. M., Cooper, A. G., Stevens, R. O., Brodsky, M., Lingenfeller, R., Dold, C. y Douglas, D.C. (2013). Movements and dive patterns of short-finned pilot whales (*Globicephala macrorhynchus*) released from a mass stranding in the Florida Keys. *Aquatic Mammals*, *39*, 61–72. <https://doi.org/10.1578/AM.39.1.2013.61>
- Wells, R. S., Manire, C. A., Byrd, L., Smith, D. R., Gannon, J. G., Fauquier, D. y Mullin, K. D. (2009). Movements and dive patterns of a rehabilitated Risso's dolphin, *Grampus griseus*, in the Gulf of Mexico and Atlantic Ocean. *Marine Mammal Science*, *25*, 420–429. <https://doi.org/10.1111/j.1748-7692.2008.00251.x>
- West, K. L., Mead, J. G. y White, W. (2011). *Steno bredanensis*. *Mammalian Species*, *43*, 177–189.
- Whitehead, H., 2018. Sperm whale: *Physeter macrocephalus*. In B. Würsig, J. G. M. Thewissen y K. M. Kovacs (eds.), *Encyclopedia of Marine Mammals* (pp. 919–925). Academic Press.
- Williams, R., Gero, S., Bejder, L., Calambokidis, J., Kraus, S.D., Lusseau, D., Read, A.J. y Robbins, J. (2011). Underestimating the damage: interpreting cetacean carcass recoveries in the context of the Deepwater Horizon/BP incident. *Conservation Letters*, *4*, 228–233. <https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2011.00168.x>
- Wisn, M.S., Hijmans, R.J., Li, J., Peterson, A.T., Graham, C.H., Guisan, A. (2008). Effects of sample size on the performance of species distribution models. *Diversity and Distributions*, *14*, 763–773. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2008.00482.x>
- Würsig, B. (2017). Marine mammals of the Gulf of Mexico. In C. H. Ward (ed.), *Habitats and biota of the Gulf of Mexico before the Deepwater Horizon oil spill, Volume 2: fish resources, fisheries, sea turtles, avian resources, marine mammals, diseases and mortalities* (pp. 1489-1588). Springer-Verlag Open.

ANEXOS

ANEXO 1

Características biológicas y ecológicas, y demográficas y de historia de vida de las 10 especies de cetáceos usadas como indicadores de las vías de exposición y de los efectos a nivel de población en la evaluación de vulnerabilidad

A. Características biológicas y ecológicas (vías de exposición)

ESPECIE	CONTACTO	INHALACIÓN	INGESTA DIRECTA
Cachalote	Buceos prolongados y profundos	Con soplo	Presencia de dientes
Cachalote enano	Buceos prolongados y profundos	Con soplo	Presencia de dientes
Ballena piloto	Buceos cortos y relativamente poco profundos	Con soplo	Presencia de dientes
Delfín de dientes rugosos	En o cerca de la superficie la mayor parte del tiempo	Con soplo	Presencia de dientes
Delfín de Risso	En o cerca de la superficie la mayor parte del tiempo	Con soplo	Presencia de dientes
Delfín moteado pantropical	En o cerca de la superficie la mayor parte del tiempo	Con soplo	Presencia de dientes
Delfín clymene	En o cerca de la superficie la mayor parte del tiempo	Con soplo	Presencia de dientes
Delfín listado	En o cerca de la superficie la mayor parte del tiempo	Con soplo	Presencia de dientes
Delfín moteado del Atlántico	En o cerca de la superficie la mayor parte del tiempo	Con soplo	Presencia de dientes
Tonina	En o cerca de la superficie la mayor parte del tiempo	Con soplo	Presencia de dientes

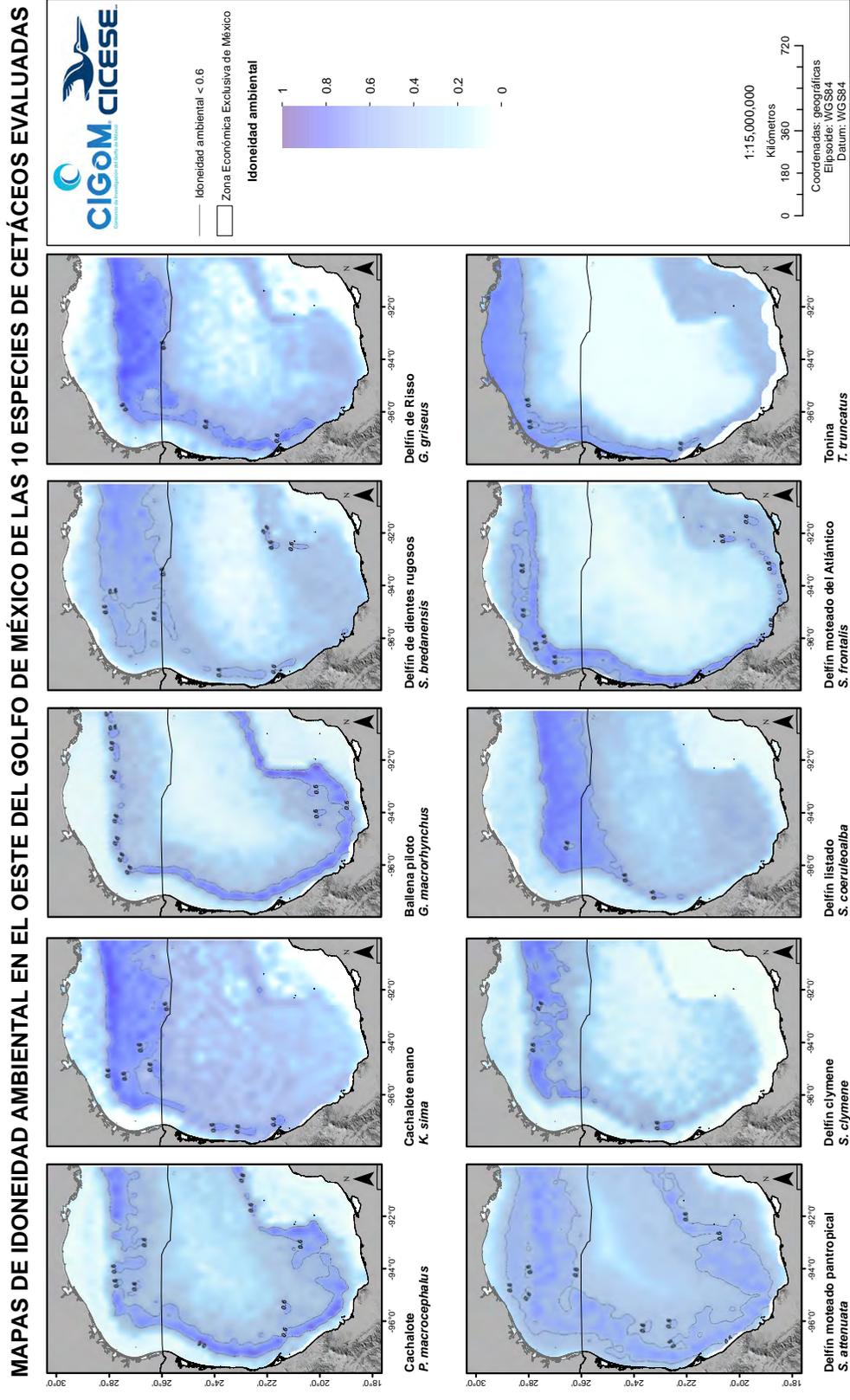
B. Características demográficas y de historia de vida (efectos a nivel de población). GM = golfo de México; norte del GM = al norte de los 26°N (Zona Económica Exclusiva de Estados Unidos).

ESPECIE	POBLACIÓN	DISTRIBUCIÓN	AGREGACIÓN	HÁBITAT	POTENCIAL REPRODUCTIVO
Cachalote	Población mediana (~1000 ind. en el norte del GM)	Todo el año (datos del norte del GM)	Grupos pequeños (2.6 ± 0.2 ind.) en el norte del GM	Fidelidad demostrada	Reproducción tardía e intervalo de nacimientos prolongado
Cachalote enano	Población pequeña (< 200 ind. en el norte del GM)	Todo el año (datos del norte del GM)	Grupos pequeños (2.0 ± 0.1 ind.) en el norte del GM	Sin información	Reproducción temprana e intervalo de nacimientos corto
Ballena piloto	Población mediana (~2500 ind. en el norte del GM)	Todo el año (datos del norte del GM)	Grupos medianos (24.9 ± 4.4 ind.) en el norte del GM	Sin información	Reproducción tardía e intervalo de nacimientos prolongado
Delfín de dientes rugosos	Población mediana (~700 ind. en el norte del GM)	Todo el año (datos del norte del GM)	Grupos medianos (14.1 ± 1.6 ind.) en el norte del GM	Sin información	Reproducción tardía
Delfín de Risso	Población mediana (~ 2500 ind. en el norte del GM)	Todo el año (datos del norte del GM)	Grupos medianos (10.2 ± 0.6 ind.) en el norte del GM	Sin información	Reproducción tardía e intervalo de nacimientos prolongado
Delfín moteado pantropical	Población grande (> 50,000 ind. en el norte del GM)	Todo el año (datos del norte del GM)	Grupos grandes (71.3 ± 3.5 ind.) en el norte del GM	Sin información	Reproducción tardía e intervalo de nacimientos prolongado
Delfín clymene	Población pequeña (< 200 ind. en el norte del GM)	Todo el año (datos del norte del GM)	Grupos grandes (89.5 ± 11.5 ind.) en el norte del GM	Sin información	Reproducción tardía e intervalo de nacimientos prolongado
Delfín listado	Población mediana (~2000 ind. en el norte del GM)	Todo el año (datos del norte del GM)	Grupos medianos (46.1 ± 4.7 ind.) en el norte del GM	Sin información	Reproducción tardía e intervalo de nacimientos prolongado
Delfín moteado del Atlántico	Población grande (> 35,000 ind. en el norte del GM)	Todo el año (datos del norte del GM)	Grupos medianos (27.5 ± 2.6 ind.) en el norte del GM	Sin información	Reproducción tardía e intervalo de nacimientos prolongado
Tonina	Población grande (> 95,000 ind. en el norte del GM)	Todo el año (datos del norte del GM)	Grupos medianos (20.6 ± 2.5 ind.) en el norte del GM	Fidelidad demostrada	Reproducción tardía e intervalo de nacimientos prolongado

ANEXO 2

Mapas de idoneidad ambiental en el oeste del golfo de México de las 10 especies de cetáceos evaluadas

En todos los mapas el contorno indica los sitios con valores de idoneidad ≥ 0.6



ANEXO 3

Cálculo del peligro de coocurrencia entre las 10 especies de cetáceos y el petróleo en cada uno de los escenarios de derrame hipotéticos en el oeste del golfo de México

H_i = número total de celdas del área de estudio con valores de idoneidad ≥ 0.6 (condiciones adecuados) de la especie i .

S_i = superposición entre H_i y las celdas del escenario.

T_i = proporción de celdas con condiciones adecuadas que se superponen con las celdas del escenario .

P_{bi} = número de celdas de S_i con valores bajos de P_{max} del escenario.

P_{mi} = número de celdas de S_i con valores medios de P_{max} del escenario.

P_{ai} = número de celdas de S_i con valores altos de P_{max} del escenario.

A_{Ei} = amenaza de encuentro entre la especie i y el petróleo del escenario.

P_{Ci} = peligro de coocurrencia entre la especie i y el petróleo del escenario.

Especies: Pm = cachalote, Ks = cachalote enano, Gm = ballena piloto, Sb = delfin de dientes rugosos, Gg = delfin de Risso,

		ESPECIES									
		Pm	Ks	Gm	Sb	Gg	Sa	Scl	Sco	Sf	Tt
Escenario 1	H	177	186	118	202	190	421	95	190	133	185
	S	64	142	19.00	146	142	205	66.0	157	71	107
	T	0.36	0.76	0.16	0.72	0.75	0.49	0.69	0.83	0.53	0.58
	P_b	11	25	8	23	27	35	14	20	18	31
	P_m	26	61	7	63	53	96	21	60	41	67
	P_a	27	56	4	60	62	74	31	77	12	9
	AE	2.25	2.22	1.79	2.25	2.25	2.19	2.26	2.36	1.92	1.79
	PC	0.81	1.69	0.29	1.63	1.68	1.07	1.57	1.95	1.02	1.04
Escenario 2	S	68	140	22	141	138	207	65	155	77	97
	T	0.38	0.75	0.19	0.70	0.73	0.49	0.68	0.82	0.58	0.52
	P_b	18	30	9	30	30	45	17	26	21	18
	P_m	23	65	10	61	56	92	19	61	43	66
	P_a	27	45	3	50	52	70	29	68	13	13
	AE	2.13	2.11	1.73	2.14	2.16	2.12	2.18	2.27	1.90	1.95
	PC	0.82	1.59	0.32	1.50	1.57	1.04	1.49	1.85	1.10	1.02
Escenario 3	S	76	133	28	134	132	206	61	141	92	86
	T	0.43	0.72	0.24	0.66	0.69	0.49	0.64	0.74	0.69	0.46
	P_b	13	34	5	34	31	41	16	26	15	15
	P_m	31	67	10	83	76	107	27	90	34	40
	P_a	32	32	13	17	25	58	18	25	43	31
	AE	2.25	1.98	2.29	1.87	1.95	2.08	2.03	1.99	2.30	2.19
	PC	0.97	1.42	0.54	1.24	1.36	1.02	1.31	1.48	1.59	1.02

ANEXO 3. Continúa

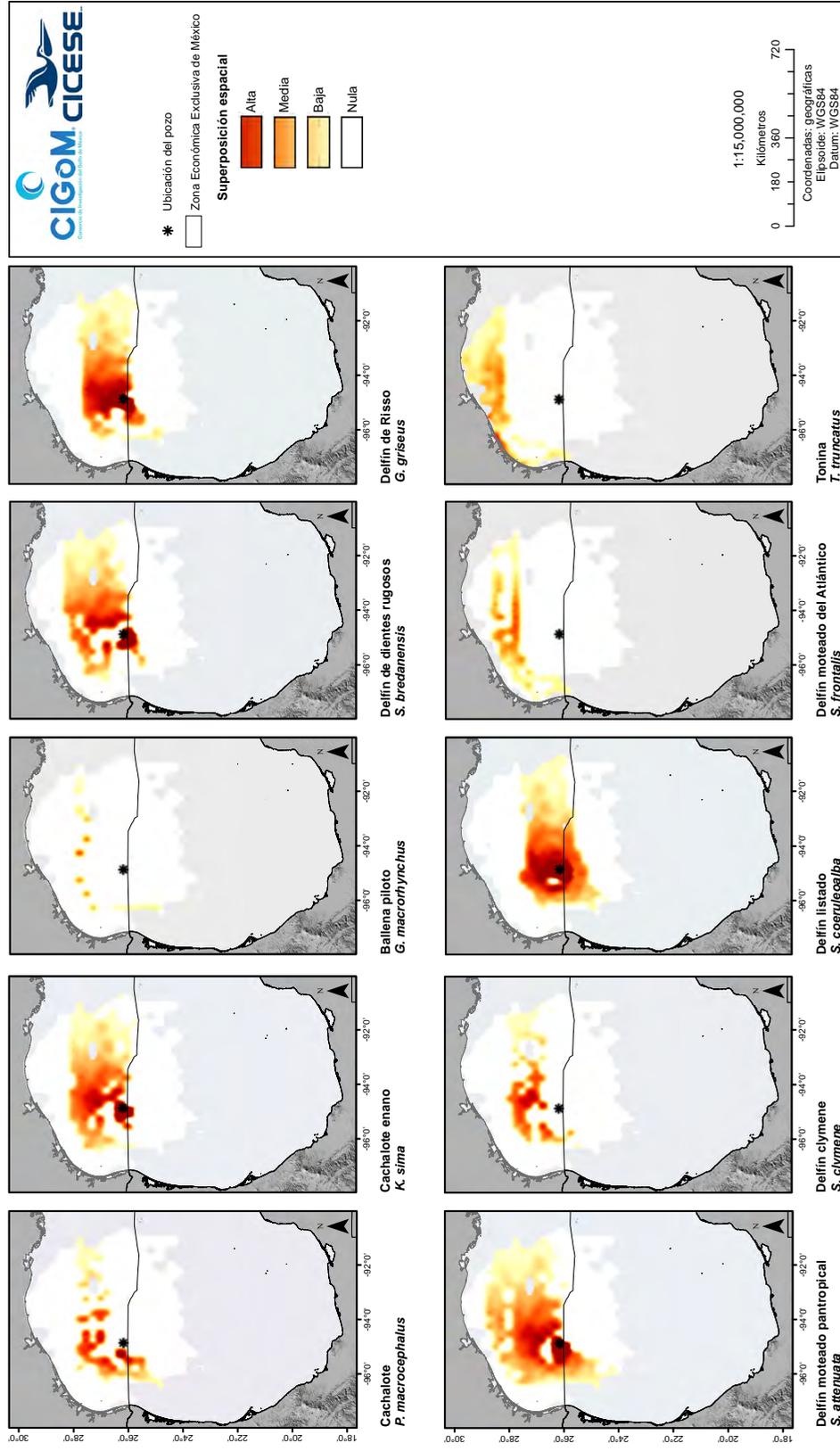
		ESPECIES									
		Pm	Ks	Gm	Sb	Gg	Sa	Scl	Sco	Sf	Tt
Escenario 4	<i>S</i>	75	98	36	101	107	194	47	109	85	80
	<i>T</i>	0.42	0.53	0.31	0.50	0.56	0.46	0.49	0.57	0.64	0.43
	<i>P_b</i>	11	22	8	23	25	39	4	21	8	8
	<i>P_m</i>	34	54	10	58	58	94	31	68	35	44
	<i>P_a</i>	30	22	18	20	24	61	12	20	42	28
	<i>AE</i>	2.25	2.00	2.28	1.97	1.99	2.11	2.17	1.99	2.40	2.25
	<i>PC</i>	0.95	1.05	0.69	0.99	1.12	0.97	1.07	1.14	1.53	0.97
Escenario 5	<i>S</i>	87	42	70	44	48	194	25	29	84	65
	<i>T</i>	0.49	0.23	0.59	0.22	0.25	0.46	0.26	0.15	0.63	0.35
	<i>P_b</i>	13	8	8	9	8	51	10	18	8	9
	<i>P_m</i>	42	25	29	22	19	86	11	10	44	30
	<i>P_a</i>	32	9	33	13	21	57	4	1	32	26
	<i>AE</i>	2.22	2.02	2.36	2.09	2.27	2.03	1.76	1.41	2.29	2.26
	<i>PC</i>	1.09	0.46	1.40	0.46	0.57	0.94	0.46	0.22	1.44	0.79
Escenario 6	<i>S</i>	105	49	80	51	53	225	26	36	89	71
	<i>T</i>	0.59	0.26	0.68	0.25	0.28	0.53	0.27	0.19	0.67	0.38
	<i>P_b</i>	21	16	15	18	11	51	11	16	19	20
	<i>P_m</i>	55	33	47	32	36	124	14	20	67	48
	<i>P_a</i>	29	0	18	1	6	50	1	0	3	3
	<i>AE</i>	2.08	1.67	2.04	1.67	1.91	2.00	1.62	1.56	1.82	1.76
	<i>PC</i>	1.23	0.44	1.38	0.42	0.53	1.07	0.44	0.29	1.22	0.68

ANEXO 4

Superposición espacial entre el hábitat potencial de las 10 especies de cetáceos y los escenarios de derrame de petróleo pesado en el oeste del golfo de México
 En todos los mapas la superposición se representa en color y el contorno de los escenarios en blanco; el asterisco negro indica la localización del pozo.

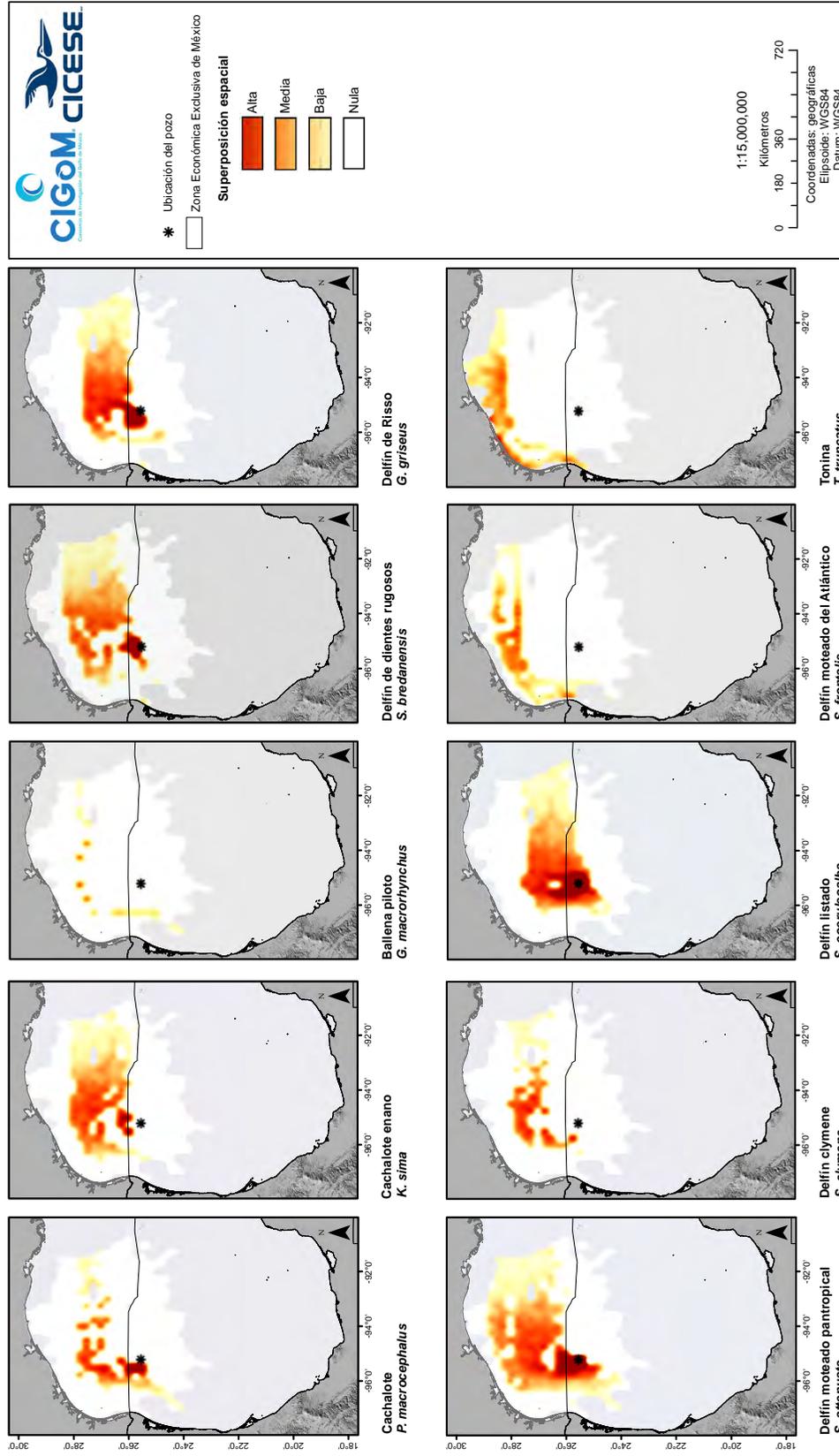
ESCENARIO 1

ESCENARIO 1 DE DERRAME DE PETRÓLEO PESADO EN EL OESTE DEL GOLFO DE MÉXICO



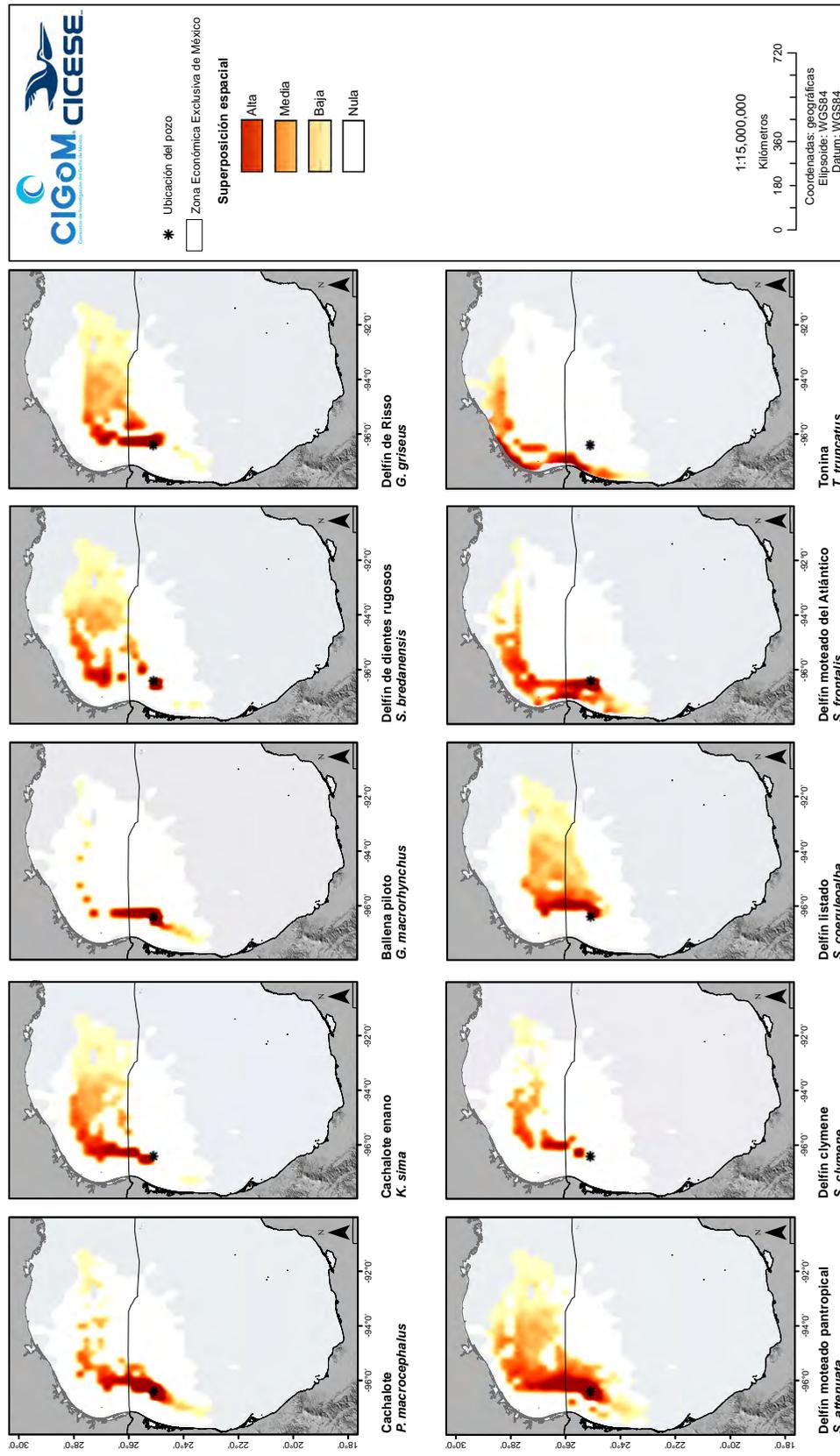
ESCENARIO 2

ESCENARIO 2 DE DERRAME DE PETRÓLEO PESADO EN EL OESTE DEL GOLFO DE MÉXICO



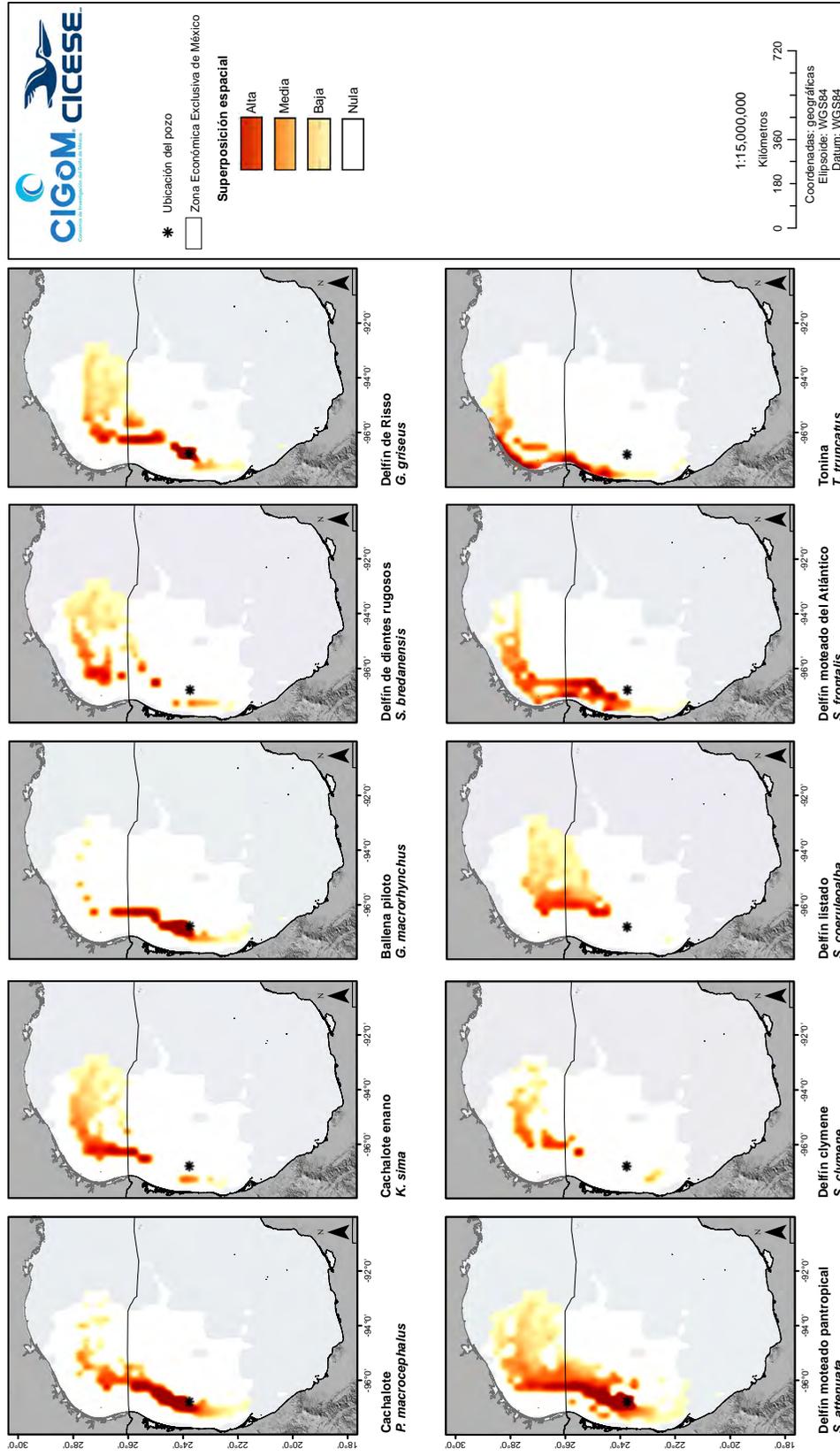
ESCENARIO 3

ESCENARIO 3 DE DERRAME DE PETRÓLEO PESADO EN EL OESTE DEL GOLFO DE MÉXICO



ESCENARIO4

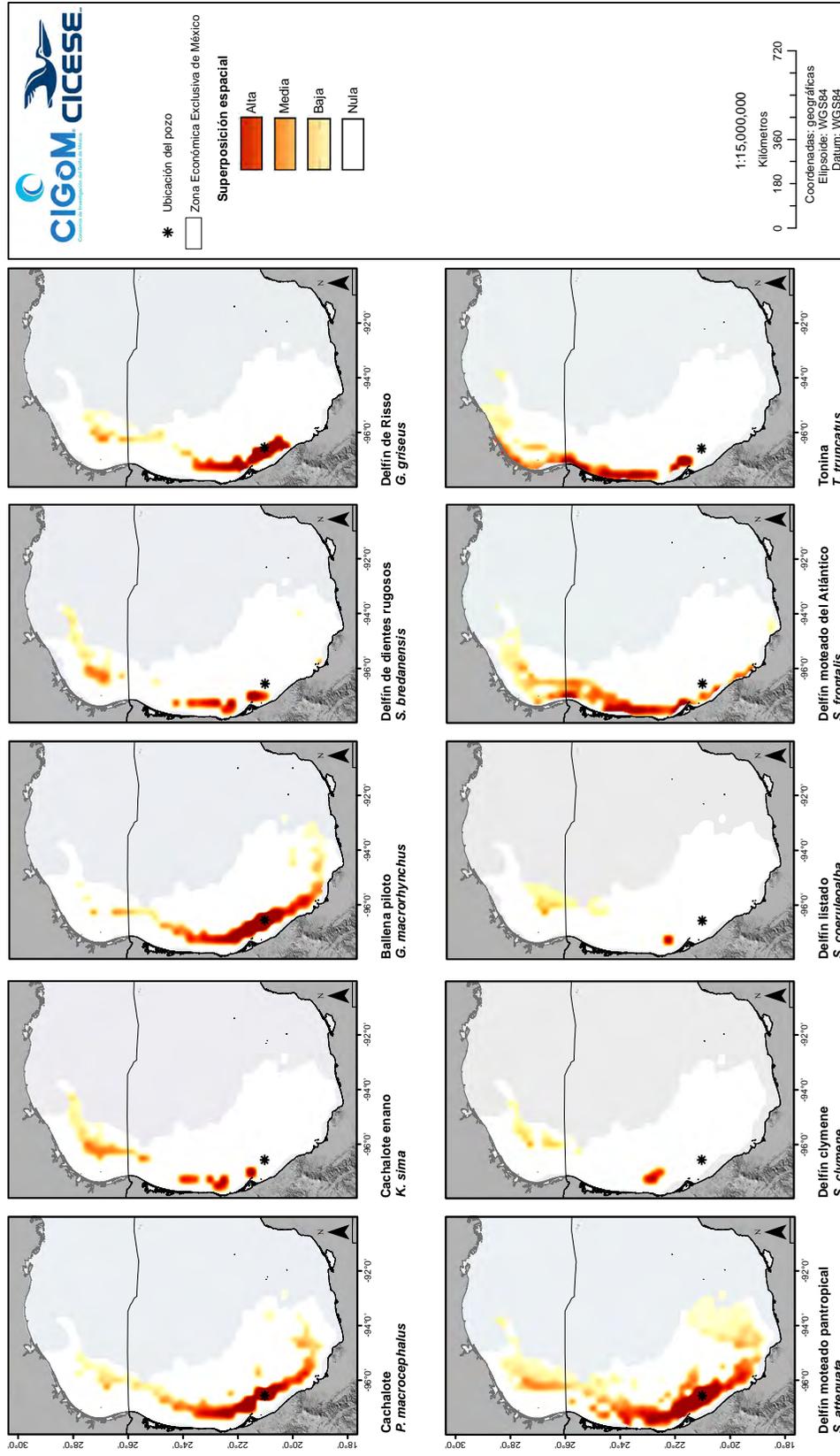
ESCENARIO 4 DE DERRAME DE PETRÓLEO PESADO EN EL OESTE DEL GOLFO DE MÉXICO



ANEXO 4. Continúa.

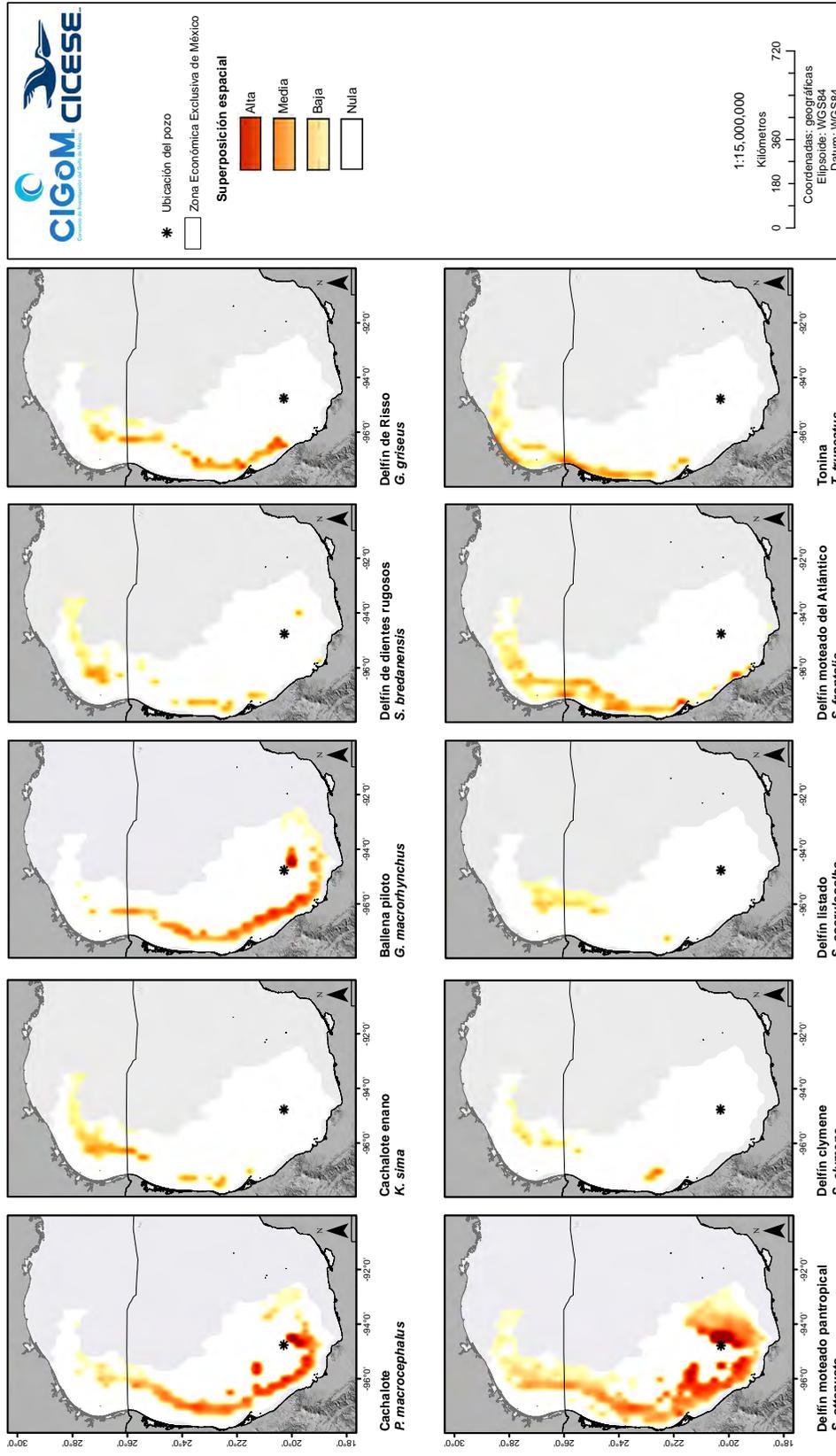
ESCENARIO 5

ESCENARIO 5 DE DERRAME DE PETRÓLEO PESADO EN EL OESTE DEL GOLFO DE MÉXICO



ESCENARIO 6

ESCENARIO 6 DE DERRAME DE PETRÓLEO PESADO EN EL OESTE DEL GOLFO DE MÉXICO





CAPÍTULO 3

Evaluación de la vulnerabilidad de los peces pelágicos ante escenarios de derrame de petróleo profundos en el golfo de México

Oscar Sosa-Nishizaki,* Alfonsina E. Romo-Curiel,* Zurisaday Ramírez-Mendoza,* Arturo Fajardo-Yamamoto,* María C. García Aguilar,* M. Rafael Ramírez-León*

INTRODUCCIÓN

El golfo de México (GM) es uno de los más productivos y diversos de los grandes ecosistemas del mundo (Ward y Tunnel, 2017). Estas características han permitido el desarrollo de pesquerías en los tres países que lo rodean (Cuba, Estados Unidos de América y México), con una producción pesquera comercial anual de alrededor de un millón de toneladas métricas (Gracia *et al.*, 2020). Una parte importante de esta producción se basa en organismos pertenecientes a alguna de las 1,500 especies de peces que lo habitan y que incluyen tanto peces óseos (*i.e.*, atunes, meros, lenguados, etc.) como cartilaginosos (*i.e.*, tiburones, rayas y quimeras) (McEachran, 2009). Dentro de esta fauna se encuentran los peces pelágicos mayores que se caracterizan por alcanzar tallas mayores

a 1m de longitud total, durante la etapa adulta, y por habitar el ambiente oceánico pelágico que comprende las aguas alejadas de la costa en mar abierto, desde la superficie hasta los 1000 m de profundidad (Lalli y Parson, 1997; Bernal *et al.*, 2010; Bernal *et al.*, 2017). La mayoría de estas especies son altamente migratorias e incluyen a los atunes, picudos como el marlín y pez espada, varias especies de tiburones y algunas mantarrayas (McEachran, 2009; Chen, 2017).

Los peces pelágicos mayores tienen una importancia ecológica y económica en este golfo. Ecológicamente, tienen la función de regular los flujos de energía entre los diferentes niveles tróficos por medio de la depredación. Por lo que, ellos controlan el tamaño poblacional de sus presas e influyen en la composición específica de las comunidades, impactando la estructura y función del ecosistema (Baum y Worm 2009; Young *et al.*, 2015; Chen, 2017).

* Departamento de Oceanografía Biológica, Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada (CICESE).

CÓMO CITAR: Sosa-Nishizaki, O., Romo-Curiel, A. E., Ramírez-Mendoza, Z., Fajardo-Yamamoto, A., García Aguilar, M. C., Ramírez-León, M. R. (2020). Evaluación de la vulnerabilidad de los peces pelágicos ante escenarios de derrame de petróleo profundos en el golfo de México. En M. L. Aguirre Macedo, P. Pérez Brunius y L. E. Saldaña-Ruiz (Eds.), *Vulnerabilidad ecológica del golfo de México ante derrames de gran escala* (pp. 75-117). Ensenada: CICESE. <http://doi.org/10.5281/zenodo.4527457>

A nivel económico, los pelágicos mayores se encuentran entre los recursos pesqueros más importantes. En el GM operan las pesquerías deportiva, artesanal e industrial, en las que este grupo de peces es el objetivo de su captura o forman parte de su captura incidental (Chen, 2017). La pesquería industrial mexicana de pelágicos mayores del GM está dirigida principalmente al atún aleta amarilla (*Thunnus albacares*), la cual reportó, junto con otras especies de atún, un promedio anual de 1174 toneladas desembarcadas durante la última década, generando más de 50 millones de pesos por año (CONAPESCA, 2017; Abad-Uribarren *et al.*, 2018). Por otra parte, en los últimos años se incrementó el uso turístico de algunos peces pelágicos, como el tiburón ballena (*Rhincodon typus*) y la manta cornuda (*Mobula birostris*), impulsando la actividad de nado con estas especies, lo que ha contribuido en una derrama económica significativa para algunas localidades costeras mexicanas, asociadas principalmente a la península de Yucatán (Rowat y Brooks, 2012; Cisneros-Montemayor *et al.*, 2020).

A parte de la pesca, el GM brinda el espacio para otras actividades antropogénicas como son el tránsito marino, el uso de sus costas para el turismo o puertos, así como la extracción petrolera. La explotación marina del petróleo en este golfo se inició en las costas del estado de Luisiana, Estados Unidos de América (EUA), en 1938, y a principios de los años 1950 la industria petrolera mexicana inició sus operaciones en aguas tamaulipecas frente a la ciudad de Tampico (Murawski *et al.*, 2020). Por su productividad y exportaciones, que son fuente significativa de divisas, actualmente la industria petrolera mexicana contribuye de una manera primordial en la economía nacional lo que se refleja en su aporte al Producto Interno Bruto (aproximadamente 8%; Ruíz-Fernández *et al.*, 2019). No obstante, como cualquier otra industria, las operaciones petroleras son dinámicas y complejas, y llegan a tener accidentes siendo los buques cisterna, así como las instalaciones de exploración y producción petrolera marinas una fuente potencial de derrames accidentales de petróleo.

Diversos estudios han identificado que los derrames de petróleo pueden afectar la función de los peces pelágicos mayores dentro del ecosistema marino e impactar negativamente sus poblaciones

(Rooker *et al.*, 2013; Nelson *et al.*, 2016; Zhang *et al.*, 2018). En el GM, el área de afectación del petróleo derramado por la plataforma Deepwater Horizon (DH) incluyó áreas de desove de especies como el atún aleta azul (*Thunnus thynnus*), el atún aleta amarilla (*Thunnus albacares*) y el medregal coronado (*Seriola dumerili*), ocasionándoles alteraciones cardíacas a sus larvas (Incardona *et al.*, 2014). En otros casos, se ha reportado que la interacción de estadios tempranos con hidrocarburos ha ocasionado eclosiones tardías y defectos en el desarrollo (Incardona *et al.*, 2013; Nelson *et al.*, 2016; Beyer *et al.*, 2016). Frías-Torres y Bostater (2011) reportaron que la interacción del petróleo del DH con larvas del atún aleta azul, el pez espada (*Xiphias gladius*) y el marlín azul (*Makaira nigricans*), les propició una toxicidad aguda y eventualmente su muerte. Por tanto, se considera que principalmente son las etapas larvaria y juvenil temprana de estas especies las más vulnerables a los derrames, siendo la interacción con hidrocarburos poliaromáticos la que tiene una mayor repercusión sobre su supervivencia (Rooker *et al.*, 2013; Nelson *et al.*, 2016). No obstante, en individuos adultos del dorado (*Coryphaena hippurus*), algunos compuestos de los hidrocarburos les causan una reducción en su capacidad natatoria; habilidad que es importante para la búsqueda de sus presas y su alimentación en el ambiente pelágico. Además, al volverse lentos, incrementan la probabilidad de convertirse en presa de otras especies pelágicas más grandes, como picudos, atunes y tiburones (Nelson *et al.*, 2016; Stieglitz *et al.*, 2016). También se ha sugerido un posible efecto negativo en el tiburón ballena, que al encontrarse con una mancha de petróleo puede obstruirle el sistema de filtración que utiliza para alimentarse de fitoplancton (Frías-Torres y Bostater, 2011).

Por lo que podemos aseverar que los derrames petroleros son eventos amenazantes y estresantes para los ecosistemas y las poblaciones de las especies de peces que los habitan. El grado en que una especie es sensible a un estresor como el petróleo y no puede hacer frente a su daño, es lo que denominamos la vulnerabilidad al estresor de dicha especie. La vulnerabilidad está en función del grado de exposición a la perturbación por el estresor, el impacto potencial en la especie es decir su grado de susceptibilidad, y su capacidad de recuperación o resiliencia (De Lange *et al.*, 2010). Para

el caso de los efectos de un derrame de petróleo se han desarrollado algunos índices de vulnerabilidad concretos para diversos grupos de especies, que toman en cuenta sus características corporales, de comportamiento y demográficas, bajo la premisa de que algunas especies serán más vulnerables al petróleo que otras (De Lange *et al.*, 2010; Reich *et al.*, 2014; Rosenberg *et al.*, 2017).

El grado de exposición a la perturbación se puede aproximar de una manera prospectiva. Si traslapamos la información de la distribución espacial de alguno de los estados de desarrollo de las especies a estudiar con la distribución de escenarios de un derrame de petróleo, se puede evaluar el grado de exposición con base en el porcentaje de traslapo de ambas distribuciones (Vikebø *et al.*, 2013). Este tipo de estudios prospectivos permiten estimar los probables efectos de posibles derrames accidentales en las poblaciones de los organismos marinos que interactuarían con el petróleo. Y si consideramos la vulnerabilidad de los mismos, se pueden desarrollar planes más robustos sobre las estrategias de respuesta ante derrames (Langangen *et al.*, 2017).

Para poder entender los posibles efectos en 24 especies de pelágicos mayores de seis escenarios de derrame profundo de petróleo, originados en aguas mexicanas del GM, en este capítulo presentamos los resultados de la estimación de una modificación del índice de vulnerabilidad al petróleo desarrollado por Reich *et al.* (2014). Asimismo, para estimar el grado de exposición a los derrames, primero, con base en mapas de idoneidad ambiental para cada una de las especies se identificaron las áreas de distribución de los *hotspots* que contienen el mayor número de especies para tres grupos de peces pelágicos: atunes, picudos y elasmobranquios. Posteriormente, se estimó el grado de exposición por medio del porcentaje de traslapo entre las trayectorias de distribución de los escenarios de derrame de petróleo y el área de los *hotspots*, identificados para los tres grupos. Finalmente, considerando la importancia ecológica, económica y de conservación de dos especies de peces pelágicos mayores, se describen dos casos de estudio: el atún aleta amarilla (*Thunnus albacares*) y el tiburón ballena (*Rhincodon typus*), que nos permiten hacer conclusiones más específicas de la aplicación de esta aproximación.

METODOLOGÍA

Inicialmente, de las 44 especies de pelágicos mayores que habitan en el GM se seleccionaron 24 especies, que incluyen a 7 especies de atunes, 3 de peces picudos, 12 de tiburones y 2 de mantarrayas (Tabla 1). La selección se basó primordialmente en que la especie contara con los registros de presencia dentro del GM necesarios para la modelación de la idoneidad ambiental. No obstante, también se evaluó su importancia económica, el estatus de conservación en la Lista Roja de Especies Amenazadas de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN, por sus siglas en inglés), de la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres (CITES, por sus siglas en inglés), y de las Normas Oficiales Mexicanas 017, 023, 029 y 059.

Análisis de vulnerabilidad

La vulnerabilidad al petróleo se evaluó con una modificación del índice de Reich *et al.* (2014) para los peces de las costas de Alaska. Este índice está basado en la relación entre la susceptibilidad (S) a un derrame y la capacidad de resiliencia de la especie, considerando qué tan rápido su población puede recuperarse a través de su potencial reproductivo o productividad (P). La vulnerabilidad (v) por especie fue calculada a partir de la ecuación propuesta por Patrick *et al.* (2010), que permite hacer una comparación gráfica entre los valores obtenidos para cada especie:

$$v = \sqrt{(P - X_0)^2 + (S - Y_0)^2}$$

en donde P es la productividad de la especie, S es su susceptibilidad, y X_0 y Y_0 son las ordenadas al origen. Los valores potenciales de vulnerabilidad tienen un intervalo entre 0 a 2.82. Las especies se dividieron en tres categorías conforme a su vulnerabilidad, aquellas con valores ≤ 0.94 fueron consideradas con una vulnerabilidad baja, con valores > 0.94 y < 1.88 con una vulnerabilidad media, y las de valores > 1.88 se consideraron con una vulnerabilidad alta.

Tabla 1. Resultados del análisis de productividad y susceptibilidad de las especies seleccionadas del grupo de peces pelágicos mayores del golfo de México. P = productividad; S= susceptibilidad; v= vulnerabilidad a derrames de petróleo; Categoría de vulnerabilidad.

GRUPO	NOMBRE CIENTÍFICO	NOMBRE COMÚN	P	S	v	CATEGORÍA
Peces óseos						
Atunes	<i>Acanthocybium solandri</i>	Peto	2.50	1.60	0.78	Baja
	<i>Katsuwonus pelamis</i>	Barrilete	2.88	1.70	0.71	Baja
	<i>Thunnus alalunga</i>	Albacora	2.50	1.80	0.94	Baja
	<i>Thunnus albacares</i>	Atún aleta amarilla	2.75	2.00	1.03	Media
	<i>Thunnus atlanticus</i>	Atún aletas negras	2.63	1.80	0.88	Baja
	<i>Thunnus obesus</i>	Atún ojón	2.63	1.80	0.88	Baja
	<i>Thunnus thynnus</i>	Atún aleta azul	2.00	2.00	1.41	Media
Peces picudos	<i>Istiophorus albicans</i>	Pez vela del Atlántico	2.38	1.70	0.94	Baja
	<i>Makaira nigricans</i>	Marlín azul	2.38	1.80	1.02	Media
	<i>Xiphias gladius</i>	Pez espada	2.13	1.60	1.06	Media
Elasmobranquios						
Tiburones	<i>Alopias superciliosus</i>	Tiburón zorro ojón	1.50	1.50	1.58	Media
	<i>Alopias vulpinus</i>	Tiburón zorro común	1.25	1.40	1.80	Media
	<i>Isurus oxyrinchus</i>	Tiburón mako aletas cortas	1.25	1.40	1.80	Media
	<i>Carcharhinus falciformis</i>	Tiburón sedoso	1.25	1.70	1.88	Alta
	<i>Carcharhinus leucas</i>	Tiburón chato	1.38	1.60	1.73	Media
	<i>Carcharhinus limbatus</i>	Tiburón puntas negras	1.88	1.60	1.28	Media
	<i>Carcharhinus longimanus</i>	Tiburón oceánico puntas blancas	1.38	1.50	1.70	Media
	<i>Carcharhinus plumbeus</i>	Tiburón trozo	1.38	1.60	1.73	Media
	<i>Galeocerdo cuvier</i>	Tintorera	1.25	1.70	1.88	Alta
	<i>Sphyrna lewini</i>	Cornuda común	1.25	1.70	1.88	Alta
	<i>Sphyrna mokarran</i>	Cornuda gigante	1.25	1.50	1.82	Media
	<i>Rhincodon typus</i>	Tiburón ballena	1.25	2.00	2.02	Alta
Mantarraya	<i>Mobula birostris</i>	Manta cornuda	1.25	1.90	1.97	Alta
	<i>Aetobatus narinari</i>	Manta chucho pintado	1.25	1.63	1.86	Media

Tabla 2. Categoría, descripción y niveles de los indicadores de la susceptibilidad. Modificado de Patrick et al. (2010).

INDICADOR DE SUSCEPTIBILIDAD	DEFINICIÓN	NIVELES		
		ALTO (3)	MEDIO (2)	BAJO (1)
Distribución de los huevos	Posición en la columna de agua o en el sustrato	Pelágicos	Bentónicos	Vivíparos O no se sabe
Distribución de larvas	Zona costera con fondo marino menos de 200 m de profundidad, oceánico >200m	Costera	Oceánica	No se sabe O sin etapa larvaria
Distribución de los adultos	Posición en la columna de agua	Neustónico / intermareal O Estuarino / salobre	Epipelágico (0-200 m) y Pelágico (>200 m)	Demersales, bentónico O de agua dulce
Movimientos	Capacidad de nado O desplazamiento	A la deriva / plantónico O poco desplazamiento	Desplazamiento medio	Desplazamiento rápido O amplia distribución
Fidelidad	Fidelidad al golfo de México	Fidelidad persistente	Fidelidad estacional / transitoria	Sin fidelidad
Agregaciones / concentraciones	Forman agregaciones, grupos O se mantienen solitarios	Mantienen grandes cardúmenes o agregaciones	Forman agregaciones / cardúmenes pequeños O estacionalmente, sin persistir a lo largo del año	Especies solitarias O forman grupos muy pequeños
Modo de alimentación	Utiliza o no apéndices O mecanismos de filtración	Utiliza estrategias de filtración para extraer plancton de la columna de agua	Forrajea sedimento. Extrae infauna de sustratos bentónicos generando disturbio en el sustrato	Consumidores de plancton sin apéndices o mecanismos de filtración Y pelágicas piscívoras o carroñeras
Estado de las poblaciones	Estado de conservación en la lista roja de la IUCN O estado de las poblaciones	En peligro de extinción O vulnerable	Casi amenazada	Preocupación menor O no incluida
Distribución espacial	Rango de distribución de las especies	Endémico. La población entera está en el GM	Distribución regional en el océano Atlántico	Especies cosmopolitas
Alimentación especializada	Alimentación de uno o varios niveles tróficos	Altamente especializada	Moderadamente adaptable	Generalista

Estimación de la Susceptibilidad (S)

Para estimar la susceptibilidad se escogieron los indicadores de la metodología de Patrick *et al.* (2010), relacionados con la distribución, movimientos, ali-

mentación y estado de la población modificándolos para poder considerar la probabilidad de encuentro con una mancha de petróleo. Por lo que un valor alto de susceptibilidad para una especie es indicativo de una mayor probabilidad de interacción con

el petróleo, considerando a todos los indicadores. Cada indicador se evaluó semi-cuantitativamente en una escala de tres niveles (Tabla 2).

Estimación de la productividad (P)

Para la estimación de la productividad se utilizaron indicadores de la aproximación de Patrick *et al.* (2010) y King y McFarlane (2003) (Tabla 3 y 4). Se tomaron en cuenta aquellos indicadores relacionados con los parámetros de crecimiento individual y demografía de las especies, lo que permite evaluar su capacidad reproductiva y por ende su productividad potencial. En donde un valor alto de productividad indica una mayor ca-

pacidad de recuperación de la población de la especie, es decir una mayor resiliencia. Igualmente, se consideraron tres niveles semi-cuantitativos (Tabla 3).

La evaluación de las estrategias de crianza por especie se obtuvo a partir de la categorización propuesta por King y McFarlane (2003). Los indicadores se basan en las condiciones durante el periodo de desarrollo larval y embrionario (Tabla 4).

FUENTES DE LA INFORMACIÓN

Con la finalidad de estimar los indicadores de S y P por especie, se realizó una revisión bibliográfica exhaustiva para obtener la información sobre los

Tabla 3. Categoría, descripción y niveles de los indicadores de productividad. Modificado de Patrick *et al.* (2010).

INDICADOR DE PRODUCTIVIDAD	DEFINICIÓN	NIVELES		
		ALTO (3)	MEDIO (2)	BAJO (1)
Edad máxima (E _{max})	Edad máxima registrada	≤ 10 años	10 a 20 años	≥ 20 años
Talla máxima (T _{max})	Talla máxima registrada	≤ 200 cm	200 a 500 cm	≥ 500 cm
Coefficiente de crecimiento (k) del modelo de von Bertalanffy	Este coeficiente indica que tan rápido un pez alcanza la talla máxima	≥ 0.25	0.15 a 0.25	≤ 0.15
Mortalidad natural (M)	Poblaciones con altas tasas de mortalidad natural requerirán altos niveles de producción para mantener los niveles poblacionales	≥ 0.5	0.1 a 0.5	≤ 0.1
Fecundidad	Potencial reproductivo	≥ 100,000 huevos/crías	50 a 100,000 huevos/crías	≤ 50 huevos/crías
Estrategia de crianza	Provee un nivel de mortandad esperada durante la crianza en los primeros estadios del ciclo de vida; véase tabla 4	0	1 a 3	≥ 4
Edad de primera madurez (E _{mad})	Edad a la que alcanzan el 50% de la población es sexualmente madura	≤ 2 años	2 a 4 años	≥ 4 años
Talla de primera madurez (T _{mad})	Longitud a la que el 50% de la población es sexualmente madura	≤ 100 cm	100 a 200 cm	≥ 200 cm

Tabla 4. Indicadores, descripción y valores para la estrategia de crianza. Tomado de King y McFarlane (2003).

INDICADOR	DESCRIPCIÓN	VALOR
Deposición de larvas y/o huevos	Sin lugar/región específica	0
	Son depositados en un hábitat especial	1
	Se mantienen en un nido	2
Cuidado parental de larvas y/o huevos	Sin cuidado parental	0
	Protección temporal corta (< 12 mes)	1
	Protección parental larga (> 12 meses)	2
Contribución nutritiva a la larva y/o huevos	Sin contribución (excepto por el saco vitelino)	0
	Periodo corto de contribución nutritiva (e. i. < 1 mes del periodo de gestación)	2
	Periodo de gestación 1-12 meses	4
	Periodo de gestación > 12 meses	8

parámetros de sus historias de vida (Tablas 2, 3 y 4). A las estimaciones de cada parámetro reportadas en la literatura, se le dio el siguiente orden de prioridad: a aquellas realizadas dentro del GM, en el Atlántico oeste, en el Atlántico norte, y en los casos en que no hubo estimaciones, se complementó con la información de cualquier otro punto de su distribución. En los casos en que no existió alguna estimación directa para la especie, se utilizó el valor estimado para otra especie del mismo género con similitudes en su historia de vida, o en su defecto, un valor precautorio calificando al indicador con el valor más vulnerable. Para estimar la vulnerabilidad, los valores de los indicadores, tanto de S como P, fueron promediados por especie.

Identificación de hotspots de diversidad de las especies de peces pelágicos mayores

Para poder caracterizar el grado de exposición a un derrame de petróleo (Vikebø *et al.*, 2013), primero se determinaron las áreas en donde concurrían el mayor número de especies por grupo. Estas áreas son denominadas hotspots de alta diversidad o riqueza de especies, las cuales tienden a representar importantes hábitats oceánicos para la conservación (Worm *et al.*, 2005). Para identificar

los hotspots se necesita información geográficamente explícita de la abundancia de cada una de las especies. Lamentablemente este tipo de información es muy escasa para los pelágicos mayores en aguas mexicanas. Por lo que, en este capítulo se utilizó una aproximación que permite modelar la idoneidad ambiental de una especie, a partir de los escasos registros de su presencia, e inferir su distribución potencial seleccionando los sitio con un umbral alto de su valor de idoneidad ambiental (ver más adelante). Estos modelos se obtuvieron utilizando el algoritmo de máxima entropía (MaxEnt) versión 3.3.3k (Phillips *et al.*, 2006; Phillips y Dudík, 2008).

La revisión de los registros de presencia de las especies se realizó para los años 2016 y 2017. Esta información se obtuvo de tres fuentes principales: literatura científica (artículos científicos, tesis y reportes), datos del Sistema Nacional de Información sobre Biodiversidad (SNIB) de la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), y las bases de datos globales disponibles en la página de Global Biodiversity Information Facility (GBIF, <http://www.gbif.org>) y del Ocean Biogeographic Information System (OBIS, <http://www.iobis.org/>). Posteriormente, para cada especie se elimina-

ron los registros duplicados y se realizó un filtrado espacial para reducir el sesgo por muestreo y la autocorrelación espacial utilizando como criterio el desplazamiento diario promedio (Aiello-Lammens *et al.*, 2015).

Las variables ambientales consideradas en cada modelo de idoneidad ambiental fueron: la temperatura superficial del mar (°C), concentración superficial de clorofila *a* (mg m⁻³), topografía dinámica absoluta (m), velocidad absoluta de la corriente (m s⁻¹), concentración de oxígeno disuelto (ml l⁻¹), salinidad (UPS) y profundidad del fondo marino (m). Los datos de cada variable se obtuvieron para el periodo del 2002 al 2016, a través de los portales MODIS-Aqua, Copernicus Marine Environmental Monitoring Service (COPERNICUS, <http://marine.copernicus.eu>), Archiving, Validation and Interpretation of Satellite Oceanographic Data (AVISO, <https://www.aviso.altimetry.fr/en/home.html>), World Ocean Atlas 2013 (WOA, <https://www.nodc.noaa.gov>), National Oceanographic Data Centre de la National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) (NODC, <https://www.nodc.noaa.gov/OC5/woa13/>), Intergovernmental Oceanographic Commission e International Hydrographic Organization (IOC y IHO, <http://www.gebco.net/>), y General Bathymetric Chart of the Oceans (GEBCO, <https://www.gebco.net/>). Estos datos fueron obtenidos a diferentes resoluciones por lo que se homogeneizaron para proyectarlas a una resolución consistente de 0.25°. Previo a la modelación, se hizo un análisis estadístico para determinar cuáles variables ambientales serían utilizadas en cada modelo de idoneidad.

La idoneidad estimada en cada celda de 0.25° x 0.25° del GM se expresó en una escala de 0 (sin condiciones adecuadas) a 100% (condiciones idóneas). El rendimiento predictivo de cada modelo se evaluó utilizando el área bajo la curva (AUC), en donde un AUC=1 indica una discriminación perfecta entre los sitios donde la especie está presente y ausente; un AUC=0.5 es similar a una discriminación aleatoria, y un AUC<0.5 es un modelo deficiente (Elith *et al.*, 2006). En este estudio todos los modelos tuvieron un AUC>0.7, por lo que son lo suficientemente precisos y este criterio ha sido utilizado como una guía para la planeación de medidas de manejo y conservación (Elith *et al.*, 2006 y 2011).

La modelación abarca solo las zonas de interés en la plataforma continental y profunda, excluyendo todo el litoral costero que incluye las zonas someras, lagunas y estuarios debido a la baja probabilidad de una estimación robusta de la idoneidad ambiental.

Para identificar los *hotspots* solo se empataron las celdas cuyo valor de idoneidad ambiental por especie alcanzaron un umbral de $\geq 75\%$ para los grupos de especies de atunes y picudos y 60% para los tiburones y mantarrayas. La concurrencia de las especies en una zona, se determinó combinando los mapas de idoneidad ambiental arriba del umbral por especie, y se consideraron como los *hotspots* de cada grupo aquellas regiones en donde se sobrepusieron los hábitats adecuados de al menos cinco especies de atunes, dos de peces picudos, y nueve de tiburones y mantarrayas.

Modelación de los escenarios de derrame

Se utilizaron seis escenarios de derrame, cada uno en seis pozos profundos diferentes en el GM y tres tipos de petróleo (ligero, intermedio y pesado), los cuales se obtuvieron con el modelo CIC-OIL (Pérez Brunius *et al.*, 2020). Todos los escenarios presentan valores de fracción de masa promedio máxima (FMPM), en donde un valor alto significa una combinación de muchos derrames individuales durante la modelación del escenario, que pasaron por determinado punto, o solo unos cuantos, pero con fracciones de masa relativamente grandes. En cada escenario el área total considerada para posteriores análisis se delimitó con el contorno de 0.1%, la cual solo incluye el área con una fracción de masa promedio mayor al 0.001 y es en donde es más probable encontrar petróleo en la superficie en algún momento entre los 0 y 60 días. Los 18 escenarios de derrame fueron categorizados en FMPM baja (33.3%), media (66.6%) y alta (99.9%) (Figura 1).

Traslado de los hotspots con los escenarios de derrame

El porcentaje del traslado entre los *hotspots* de cada grupo de especies y las seis áreas cubiertas por los escenarios de derrame, considerando los

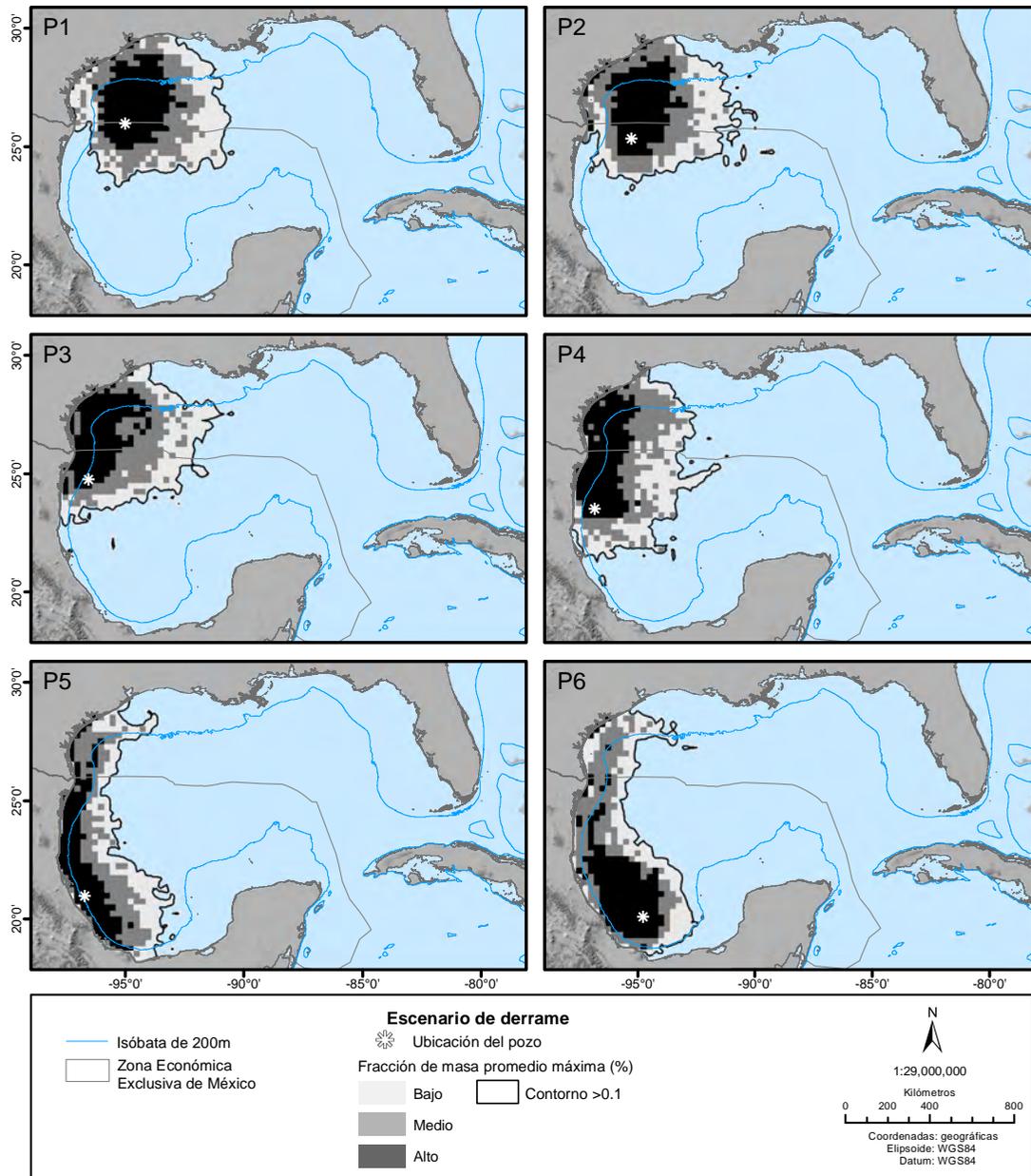


Figura 1. Ubicación de los escenarios de derrame con las áreas de cobertura de las categorías de fracción de masa promedio de petróleo.

diferentes tipos de petróleo, se estimaron en términos del número de píxeles de la zona traslapada en cada mapa. El área total cubierta por todos los *hotspots* se consideró como su 100% y la exposición al petróleo se estimó por medio del traslapo sobre los *hotspots* del área cubierta por el derrame. Así mismo, para cada escenario se obtuvo el por-

centaje de traslapo por cada categoría de FMPM (baja, media y alta). En el presente capítulo solo se explicarán los resultados obtenidos utilizando los escenarios de derrames del petróleo pesado, los correspondientes al petróleo ligero e intermedio se encuentran en los Anexos.

RESULTADOS

Vulnerabilidad al petróleo de los peces pelágicos mayores

La vulnerabilidad al petróleo estuvo principalmente relacionada con los valores de productividad en los peces pelágicos aquí analizados (Tabla 1). Mientras que las estimaciones de susceptibilidad tuvieron una menor variabilidad entre las especies, con valores entre 1.40 y 2.00 de S, la productividad varió entre 1.25 a 2.88 de P (Tabla 1; Figura 2). Con base en los valores de vulnerabilidad al petróleo se pueden distinguir dos subconjuntos de especies, los atunes y picudos con valores bajos y medios de vulnerabilidad debido a su alta productividad, y los tiburones y mantarrayas mayormente vulnerables por su bajo potencial reproductivo con valores medios y altos (Tabla 1; Figura 2; Cortés *et al.*, 2015).

Los valores de susceptibilidad de atunes y picudos variaron entre 1.60 a 2.00, mientras que los de los tiburones y mantarrayas entre 1.40 y 2.00 S. El atún aleta amarilla, el atún aleta azul y el tiburón ballena fueron las especies más susceptibles, inversamente el tiburón zorro común (*A. vulpinus*) y el tiburón mako aletas cortas (*I. oxyrinchus*) los menos susceptibles ($S=1.40$). Esta similitud en la susceptibilidad entre todas las especies sugiere que, al habitar en el ambiente pelágico oceánico,

éstas están expuestas a tener un contacto con los hidrocarburos provenientes de un derrame profundo sólo cuando son eventualmente acumulados en los primeros metros de la columna de agua.

En relación a los valores de productividad, el subconjunto de los atunes y picudos presentó la mayor productividad (2.00 - 2.88), siendo al barrilete (*K. pelamis*) al que se le estimó el mayor valor de P (2.88) y el atún aleta azul (*T. thynnus*) el de menor productividad (2.00) (Figura 2). En el subconjunto de tiburones y mantarrayas, el tiburón puntas negras (*C. limbatus*) presentó la mayor productividad (1.88), mientras que 9 de las 14 especies presentaron una productividad baja con un valor de 1.25 de P (Tabla 1).

De las 24 especies evaluadas, el tiburón ballena y la manta gigante presentaron una alta vulnerabilidad a un derrame de petróleo, 18 especies tienen una vulnerabilidad media, y cuatro especies de atunes fueron catalogadas con una vulnerabilidad al petróleo baja ≤ 0.88 (Tabla 1 y Figura 2). La vulnerabilidad alta del tiburón ballena y de la manta gigante se debe a su susceptibilidad alta a un derrame combinada con una productividad baja. Ambas especies son altamente susceptibles por ser especies filtradoras de presas planctónicas, y a que forman extensas agregaciones estacionales para alimentarse (Compagno, 2001; Carpenter, 2002; de la Parra *et al.*, 2011; Marshall *et al.*, 2011; Couturier *et al.*, 2012). Además, de acuerdo con las evaluaciones realizadas por la IUCN, la población del tiburón ballena se encuentra en peligro de extinción (Pierce y Norman 2016), y la de la manta cornuda está catalogada como vulnerable (Marshall *et al.*, 2018).

La vulnerabilidad baja del peto (*A. solandri*), barrilete, atún aletas negras y del atún ojón (*T. obesus*) se debe a que estas especies se caracterizan por tener una productividad muy alta

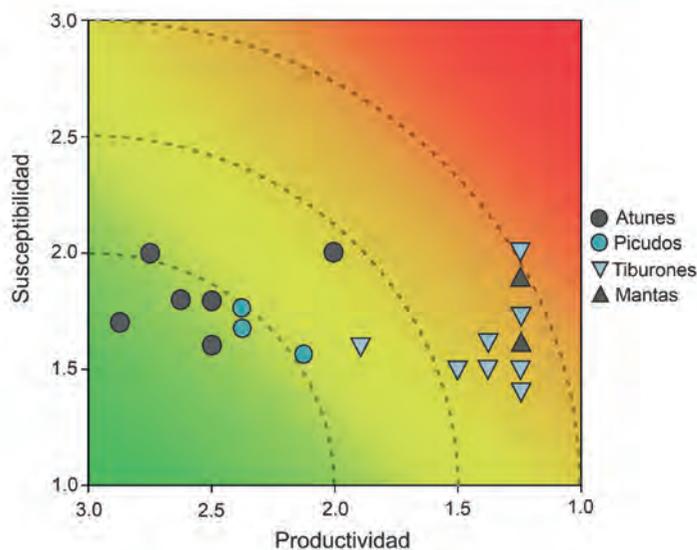


Figura 2. Productividad y susceptibilidad a derrames de petróleo de los peces pelágicos mayores del golfo de México. Los colores indican los niveles de vulnerabilidad: verde es bajo, amarillo un nivel medio y rojo es alto.

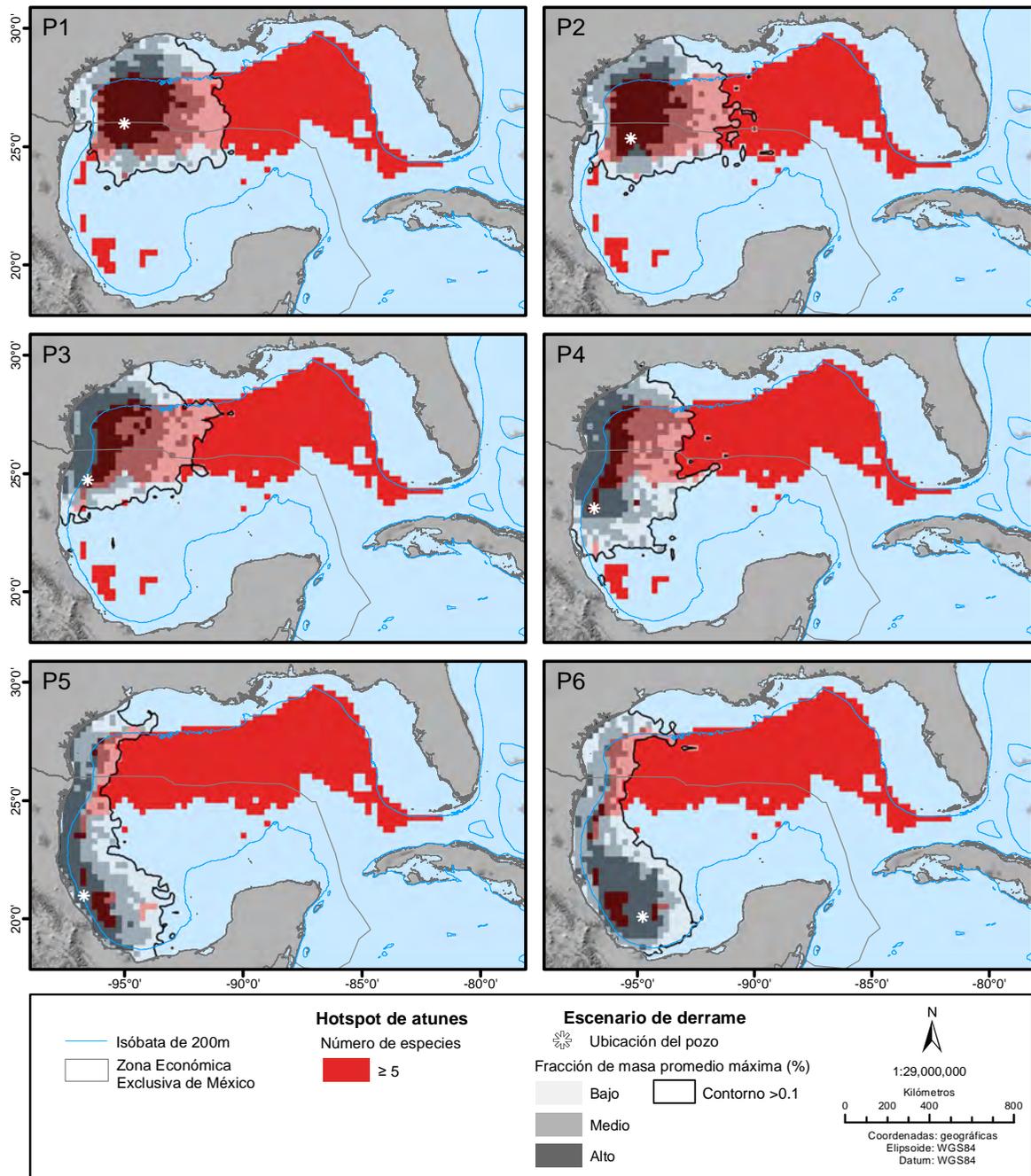


Figura 3. Traslape entre los *hotspots* de atunes y el área de distribución de la fracción de masa promedio máxima del petróleo pesado de los seis escenarios de derrame (del P1 al P6). Los *hotspots* (área roja) son las áreas en donde coinciden ≥ 5 especies.

(≥ 2.50) y a que, al tener tasas de crecimiento aceleradas (de 0.2 a 0.4 cm/año), alcanzan su longitud total máxima (< 250 cm) en poco tiempo (Fromentin y Fonteneau, 2001; McBride *et al.*, 2008; Collette, 2010; Collette *et al.*, 2011). Por lo

que, aun cuando existiera una alta mortalidad por exposición al derrame de petróleo, sus poblaciones tendrían una capacidad alta de recuperarse, en un tiempo generacional corto.

Tabla 5. Porcentaje de traslapo entre los escenarios de derrame de petróleo pesado y los hotspots de los tres grupos de pelágicos mayores del golfo de México. Las categorías bajo, medio y alto indican el porcentaje de fracción de masa promedio máxima de cada escenario del área total. Los valores resaltados en negritas indican el porcentaje de interacción total más alto en cada grupo.

ESCENARIO	ATUNES				PICUDOS				TIBURONES Y MANTARRAYAS			
	BAJO	MEDIO	ALTO	TOTAL	BAJO	MEDIO	ALTO	TOTAL	BAJO	MEDIO	ALTO	TOTAL
P1	9.2	11.0	17.1	37.3	5.2	5.4	12.3	22.8	5.1	6.6	7.8	19.6
P2	12.3	9.8	15.6	37.6	7.3	5.2	10.7	23.0	4.1	8.5	8.2	20.8
P3	10.7	12.8	8.7	32.2	6.6	8.8	5.4	20.7	3.0	4.9	14.9	22.9
P4	8.7	10.1	6.5	25.2	5.9	7.4	3.4	16.6	3.5	6.2	14.6	24.4
P5	4.7	2.8	3.0	10.4	5.6	6.3	4.2	16.1	8.3	9.8	11.7	29.9
P6	5.1	3.7	3.9	12.6	4.1	3.9	10.5	18.5	12.4	15.3	5.1	32.9

Área de distribución de los hotspots por grupo

Los *hotspots* identificados para cada uno de los grupos presentaron una distribución relativamente continua, con mayores extensiones en el norte del GM (Figuras 3, 4 y 5). Los *hotspots* de los atunes se localizan principalmente en las aguas oceánicas del norte del GM, más allá de la isóbata de los 200 m (Figura 3). Mientras que los *hotspots* de los picudos tienen una distribución sobre el talud continental tanto en el norte como en el sur del GM y en un área reducida de la zona costera de la región central (Figura 4). Contrariamente, los *hotspots* de los tiburones y mantarrayas tienen una distribución casi continua a lo largo de la isóbata de los 200 m en casi toda la extensión de la costa del GM, hasta un área sureña reducida al final de la plataforma, en el suroeste, e inicio del talud continental, excepto frente a los estados de Campeche y Yucatán en donde la plataforma continental es muy extensa (Figura 5).

Traslapes entre los hotspots de peces pelágicos mayores con escenarios de derrame profundo de petróleo pesado

Los traslapes entre los *hotspots* de los tres grupos de especies de pelágicos mayores con las distribuciones de los seis escenarios de derrame de pe-

tróleo pesado nos permitieron medir el grado de exposición a través de la estimación del porcentaje de su traslapo. El porcentaje final del traslapo dependió del punto de origen de cada escenario, en donde el área total de derrame de los escenarios P1, P2 y P3 impactaron con mayores porcentajes de traslapo a los *hotspots* de los atunes y picudos, mientras que los escenarios P5 y P6 a los de tiburones y mantarrayas (Tabla 5).

En los atunes, las áreas de concentración alta de FMPM de los escenarios P1 y P2 fueron las que tuvieron una mayor interacción con los *hotspots* (17.1 y 15.6%). En los escenarios P3 y P4, se obtuvo un mayor traslapo con el área de distribución de la categoría media de FMPM; y en los escenarios P5 y P6 el mayor porcentaje de traslapo ocurrió con valores bajos de FMPM (4.7 y 5.1%). En este último caso, aun cuando el área total de la dispersión del derrame se extiende a lo largo de las áreas con profundidades menores a los 200 m, el punto de origen del derrame es en el sur y, a pesar de que el área con mayores concentraciones de FMPM es extensa, el área de los *hotspots* de los atunes en el sur del GM es reducida (Figura 3).

En los *hotspots* de los picudos, el mayor traslapo fue estimado con valores altos de FMPM con 12.3, 10.7 y 10.5% de los escenarios P1, P2 y P6, respectivamente (Tabla 5). En los escenarios P3, P4 y P5 el mayor porcentaje de traslapo fue con valores

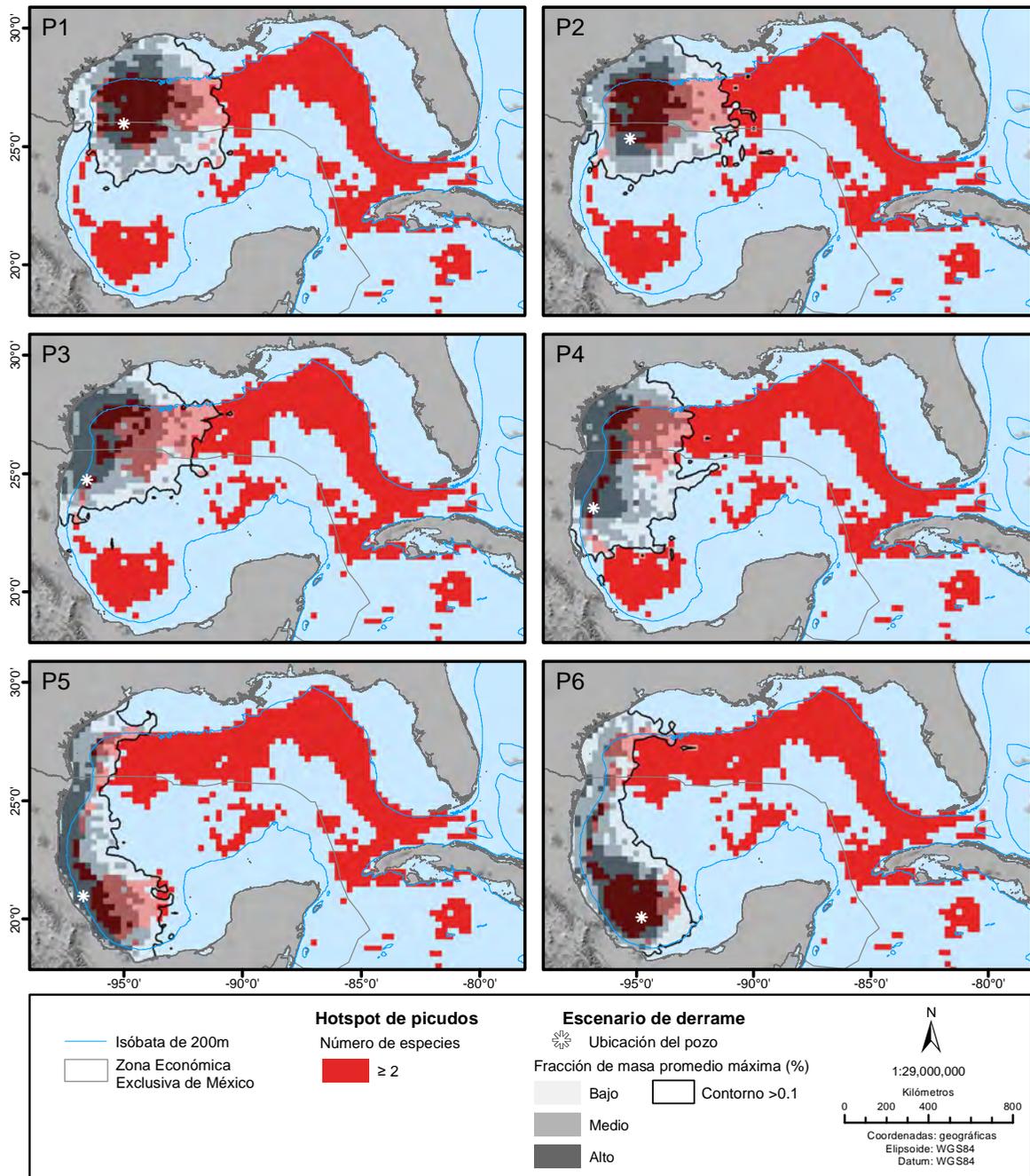


Figura 4. Traslado entre los *hotspots* de picudos y el área de distribución de la fracción de masa promedio máxima de petróleo pesado de cada escenario de derrame (del P1 al P6). Los *hotspots* (área roja) son las áreas en donde coinciden ≥ 2 especies.

medios de FMPM con 8.8, 7.4 y 6.3%, respectivamente (Figura 4). No obstante que los escenarios P5 y P6 tuvieron un porcentaje bajo de traslapeo con los *hotspots* de los picudos, si solo se toma en cuenta el *hotspot* frente a las costas de Veracruz, en la parte

suroeste del GM, el traslapeo puede alcanzar valores entre el 70 y 90% localmente.

La distribución de los tiburones y mantarrayas fue más costera que los otros grupos, por lo que el traslapeo con los escenarios de derrame fue

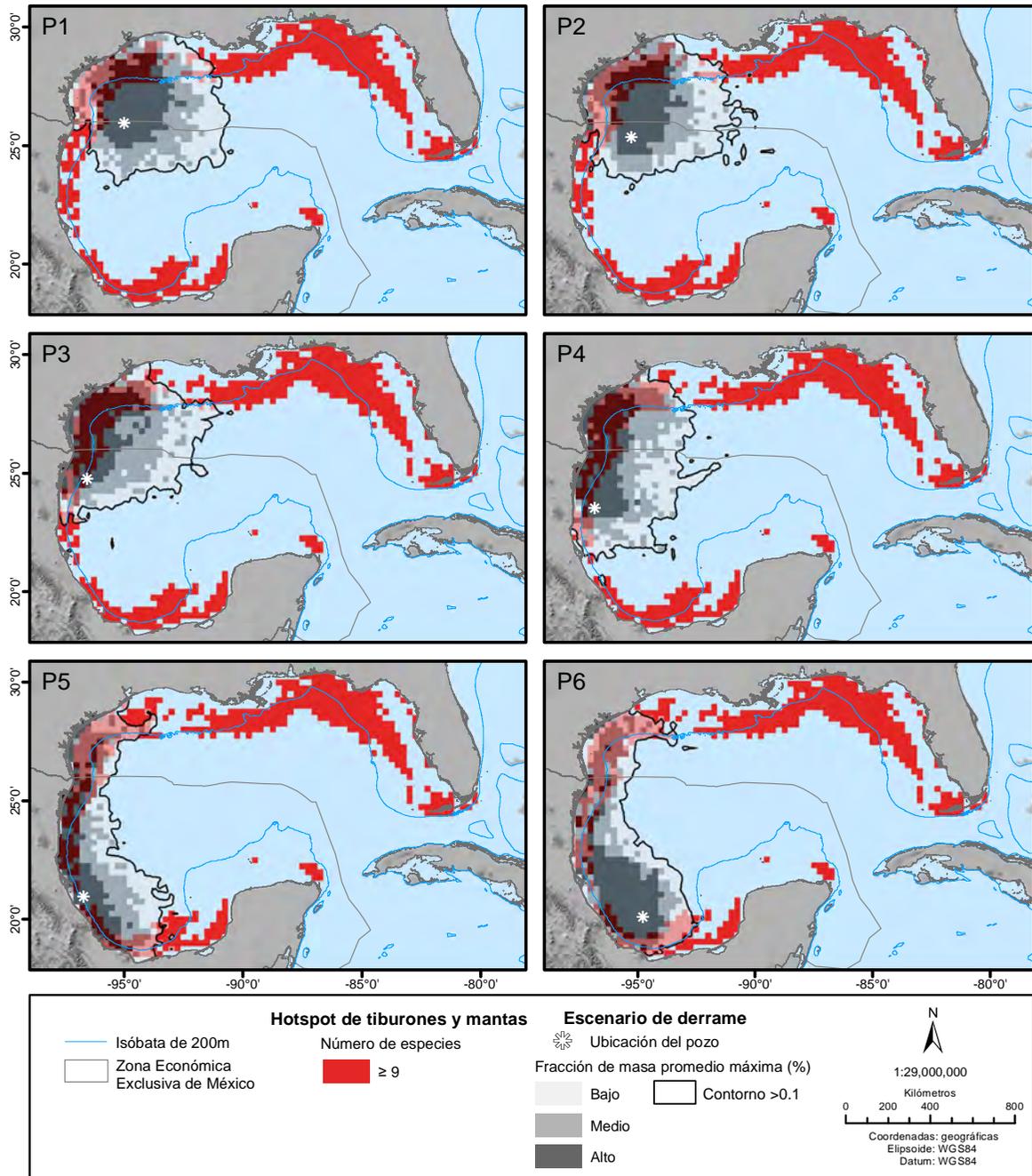


Figura 5. Traslado entre los hotspots de tiburones y mantarrayas, y el área de distribución de la fracción de masa promedio máxima de petróleo pesado de cada escenario de derrame (de P1 a P6). Los hotspots (área roja) son las áreas en donde coinciden ≥ 9 especies.

menor, ya que estos tuvieron una tendencia general a cubrir aguas oceánicas. Los escenarios que presentan un mayor traslape con los *hotspots* de este grupo de especies fueron el P5 y P6. Los escenarios P3 y P4 tuvieron un traslape mayor en

las zonas en donde hubo valores altos de FMPM (14.9 y 14.6%) y el P6 con una concentración media (15.3%; Tabla 5). Siendo el escenario P6 el que tiene una mayor incidencia con la distribución de los tiburones y mantarrayas debido a su mayor impacto

en la zona costera. Asimismo, dada la distribución costera de los *hotspots*, los escenarios P1 y P2 presentaron una interacción menor con los *hotspots* con valores de 19.6 y 20.8% en total, respectivamente (Figura 5).

Casos de estudio: atún aleta amarilla y tiburón ballena

De las 24 especies de peces pelágicos mayores del GM que estudiamos en este capítulo, el atún aleta amarilla y el tiburón ballena tienen una gran importancia, para la pesca industrial mexicana el primero (Abad-Uribarren *et al.*, 2020), y para el turismo ecológico el segundo (Cisneros-Montemayor *et al.*, 2020). Ambos resultaron con valores extremos en los indicadores empleados para estimar su vulnerabilidad al petróleo (Tabla 1). Mientras que el atún aleta amarilla tiene la segunda mayor productividad ($P=2.75$), después del barrilete, que resulta con una vulnerabilidad al petróleo media con un valor de $v=1.03$, el tiburón ballena tiene una vulnerabilidad alta ($v=2.02$), principalmente por su baja productividad ($P=1.25$) y su alta susceptibilidad ($S=2.0$). Haciendo uso de la distribución de la idoneidad de sus hábitats (Figura 6), en esta sección evaluamos el grado de exposición de las dos especies a los seis escenarios de derrame de petróleo como casos de estudio.

Impactos en el atún aleta amarilla

El hábitat idóneo del atún aleta amarilla se distribuye con valores altos, de alrededor del 90% de idoneidad ambiental, principalmente en la zona oceánica desde la parte central hacia el norte del GM, (Figura 6a). No obstante, a lo largo del quiebre de la plataforma continental las condiciones ambientales son favorables para su presencia con un 50 a 60% de idoneidad ambiental, sobre todo en la parte sur en aguas frente al estado de Veracruz. Este modelo de hábitat idóneo se ajustó con base en la información de presencias de atunes aleta amarilla juveniles adultos. Considerando que el atún aleta amarilla es una especie altamente migratoria, se ha sugerido que el GM es utilizado por la especie como un área importante para la alimentación de sus adultos, así como para el desove

y la crianza de sus estadios larval y juvenil (Rooker *et al.*, 2013; Brenner y McNulty, 2018; Kitchen *et al.*, 2018; Rooker *et al.*, 2019). Las zonas de desove y crianza se distribuyen principalmente desde la parte central noroeste hacia el norte del GM (Arocha *et al.*, 2001; Rooker *et al.*, 2013).

Para examinar el posible impacto de un derrame en los seis pozos analizados, en la distribución potencial del atún aleta amarilla se estableció un umbral de idoneidad del 60% que permite identificar zonas de alta idoneidad ambiental. Posteriormente se estimó el porcentaje de traslapeo con la distribución de los derrames. Los mayores porcentajes de traslapeo se observaron en los escenarios P1 y P2 con valor del 30%. Mientras que en los escenarios P3 y P4 el traslapeo con las zonas de alta idoneidad fue del 26%, y en P5 y P6 menos del 17% (Tabla 6; Figura 7). Al considerar las categorías baja, media y alta de las FMPM, las concentraciones altas de los escenarios P1 y P2 se traslapan en un 12.3 y 11.8%, mientras que en el resto de los escenarios las concentraciones baja y media se traslapan en menos del 11% de las zonas de alta idoneidad (Figura 7). Los escenarios de derrame del uno al cuatro representan un mayor impacto para las áreas de desove de la especie (Rooker *et al.*, 2013). Igualmente, a pesar que los escenarios P5 y P6 representan un menor impacto por sus bajos valores de traslapeo, la distribución de sus derrames cubre gran parte de la zona de pesca de la flota industrial mexicana; la cual pesca con palanques de superficie y durante sus lances los anzuelos se distribuyen generalmente entre los 40 y 120 m de profundidad (Weng *et al.*, 2009).

Impactos en el tiburón ballena

El tiburón ballena es el pez más grande del mundo, alcanzando hasta 18.4 m de longitud total, que se alimenta por filtración y tiene una amplia distribución en aguas tropicales y subtropicales del mundo (Motta *et al.*, 2010). Su principal alimento es el zooplancton, pero también pueden alimentarse de huevos y larvas de peces, así como de anchovetas de tamaño pequeño. Para el tiburón ballena las condiciones idóneas dentro del GM se ubican a lo largo de toda la plataforma, y sobre el quiebre y el talud continental, con valores de alrededor del 70%

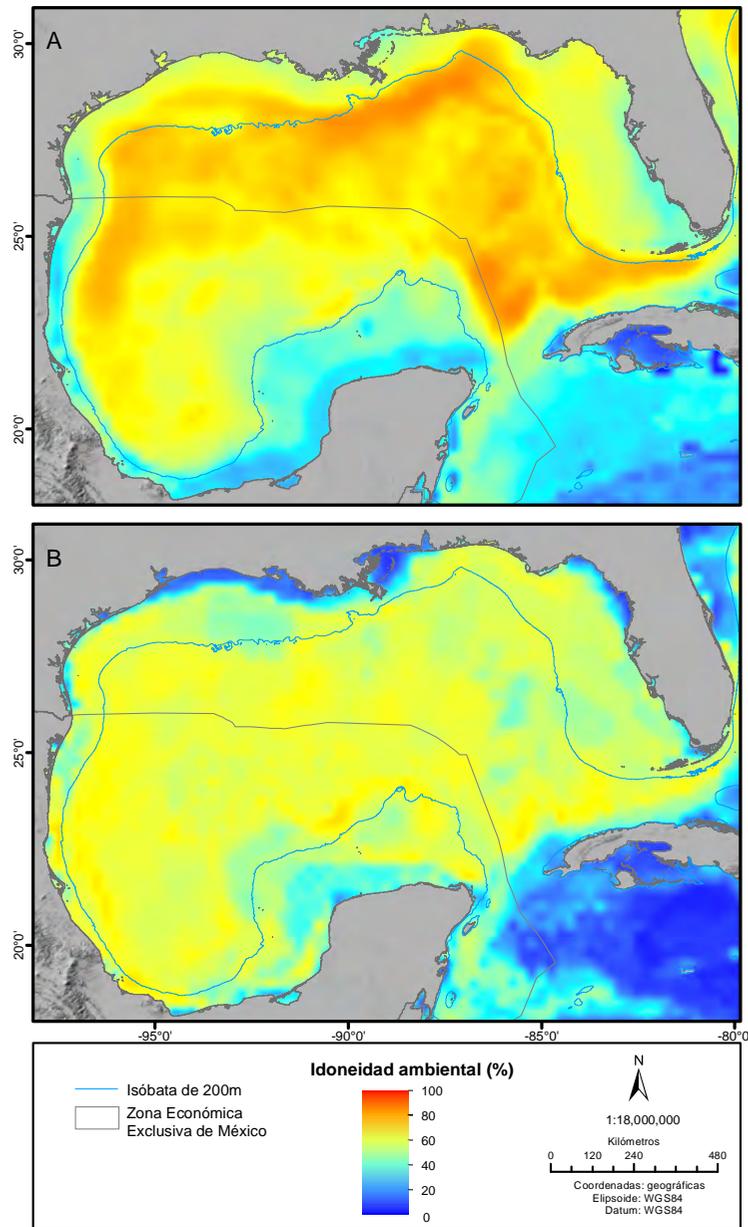


Figura 6. Áreas de idoneidad ambiental a) del atún aleta amarilla (*Thunnus albacares*) y b) del tiburón ballena (*Rhincodon typus*) dentro del golfo de México.

de idoneidad ambiental. Sin embargo, a lo largo del GM su hábitat idóneo tiene valores del 60% en toda su extensión incluyendo la zona oceánica (Figura 6b). Esto concuerda con los resultados del rastreo satelital de cinco tiburones marcados al noreste de la península de Yucatán, que muestran cómo todos ellos entran al GM y se distribuyen a lo largo del golfo (Tyminski *et al.*, 2015).

Al calcular el área de traslape entre los diferentes escenarios de derrame con valores mayores a un umbral del 60% de idoneidad ambiental, el porcentaje total de cada escenario de derrame fue menor al 30%. Así mismo, los porcentajes de traslape de las categorías de FMPM son menores al 12% (Tabla 6; Figura 8). Esto está relacionado con la amplia distribución potencial del tiburón

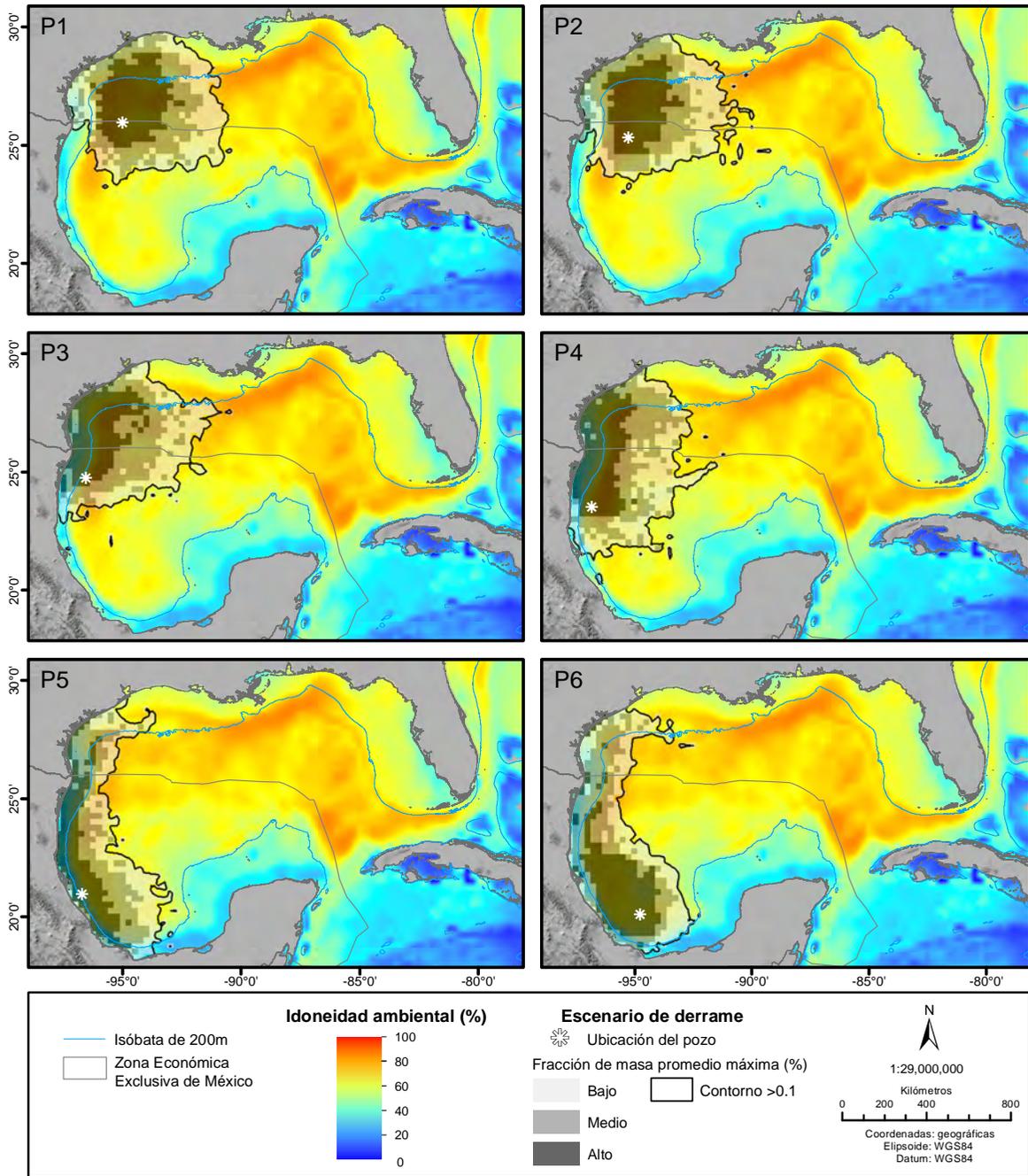


Figura 7. Traslapo entre la idoneidad ambiental del atún aleta amarilla (*T. albacares*) y los puntos de derrame (P1 a P6) en el golfo de México.

ballena en el GM. No obstante, el posible impacto de los escenarios de P4, y sobre todo del P6, sería muy alto si consideramos sus efectos en las poblaciones de zooplancton que son parte de la dieta de esta especie y que se encuentran en gran-

des concentraciones en la zona de influencia por los derrames de los escenarios, sobre todo en la bahía de Campeche (Färber-Lorda *et al.*, 2019; Figura 8).

Tabla 6. Porcentajes de traslapo entre las áreas de idoneidad ambiental del atún aleta amarilla (*T. albacares*) y del tiburón ballena (*R. typus*) con respecto a los escenarios de derrame profundo de petróleo pesado del golfo de México. Las categorías bajo, medio y alto indican el porcentaje de fracción de masa promedio máxima de cada escenario del área total. Los valores resaltados en negritas indican el porcentaje de interacción total más alto para cada especie.

ESCENARIO	ATÚN ALETA AMARILLA				TIBURÓN BALLENA			
	BAJO	MEDIO	ALTO	TOTAL	BAJO	MEDIO	ALTO	TOTAL
P1	8.1	10.0	12.3	30.4	9.5	8.1	9.4	27.0
P2	10.4	8.5	11.8	30.7	9.4	8.7	9.2	27.2
P3	9.7	9.9	6.8	26.4	7.6	8.6	8.8	25.0
P4	9.2	10.6	7.0	26.9	9.2	11.3	10.2	30.7
P5	6.8	6.5	3.6	16.8	8.1	9.6	8.9	26.6
P6	6.0	5.7	7.6	17.4	9.7	10.0	10.9	30.6

CONCLUSIONES

El análisis prospectivo de la vulnerabilidad al petróleo reportado en este capítulo nos permite llegar a las siguientes conclusiones:

En el golfo de México podemos distinguir dos subconjuntos de especies de pelágicos mayores en relación a su vulnerabilidad al petróleo. Los atunes y picudos presentaron valores bajos y medios de vulnerabilidad debido principalmente a su alta productividad, mientras que los tiburones y mantarrayas resultaron con vulnerabilidades medias y altas como resultado de su bajo potencial reproductivo.

Los *hotspots* identificados para los atunes y picudos, así como los de tiburones y mantarrayas presentaron una distribución relativamente continua, con mayores extensiones hacia la parte oceánica en el norte del GM. Destacando que los *hotspots* de los atunes se localizan principalmente en las aguas oceánicas del norte, mientras que para los picudos tienen principalmente una distribución sobre el talud continental, tanto en el norte como en el sur del GM. Lo que contrasta con los de los tiburones y mantarrayas que tienen una distribución casi continua a lo largo de la isóbata de los 200 m de todo el GM.

Los impactos de los escenarios de derrame evaluados a través del traslapo entre la distribución de los *hotspots* con la distribución de los derrames dependen del punto de origen de cada escenario, en donde el área total de los derrames de los escenarios

P1, P2 y P3 impactaron principalmente a los atunes y picudos, mientras que los escenarios P5 y P6 a los de tiburones y mantarrayas.

Los casos de estudio del atún aleta amarilla y tiburón ballena nos permitieron conocer que ambas especies cuentan con valores extremos de vulnerabilidad al petróleo. El atún aleta amarilla resultó con una vulnerabilidad media al petróleo de $v=1.03$, gracias a su alta productividad; mientras que el tiburón ballena fue el más vulnerable ($v=2.02$) en este estudio, debido principalmente por su baja productividad ($P=1.25$) y su alta susceptibilidad ($S=2.0$). Por otro lado, los escenarios de derrame que tienen un mayor potencial de impactar a ambas especies en aguas mexicanas son los escenarios P1, P2, P4 y P6.

Finalmente podemos considerar que los resultados de este capítulo establecen las bases que podrían ser utilizadas para predecir los efectos de los derrames en la ecología de las especies de peces pelágicos analizadas, así como para establecer medidas de mitigación o evaluación de posibles impactos para aquellas especies aquí estudiadas que tienen una importancia pesquera. Cabe señalar que todos los modelos de idoneidad ambiental fueron desarrollados con la poca información accesible de la presencia de las especies, por lo que no se pudo modelar una variación estacional debido a la ausencia de datos por estación del año. Asimismo, vale la pena señalar que estos modelos no representan la abundancia de las especies, ni tampoco su probabilidad de presencia. Por último,

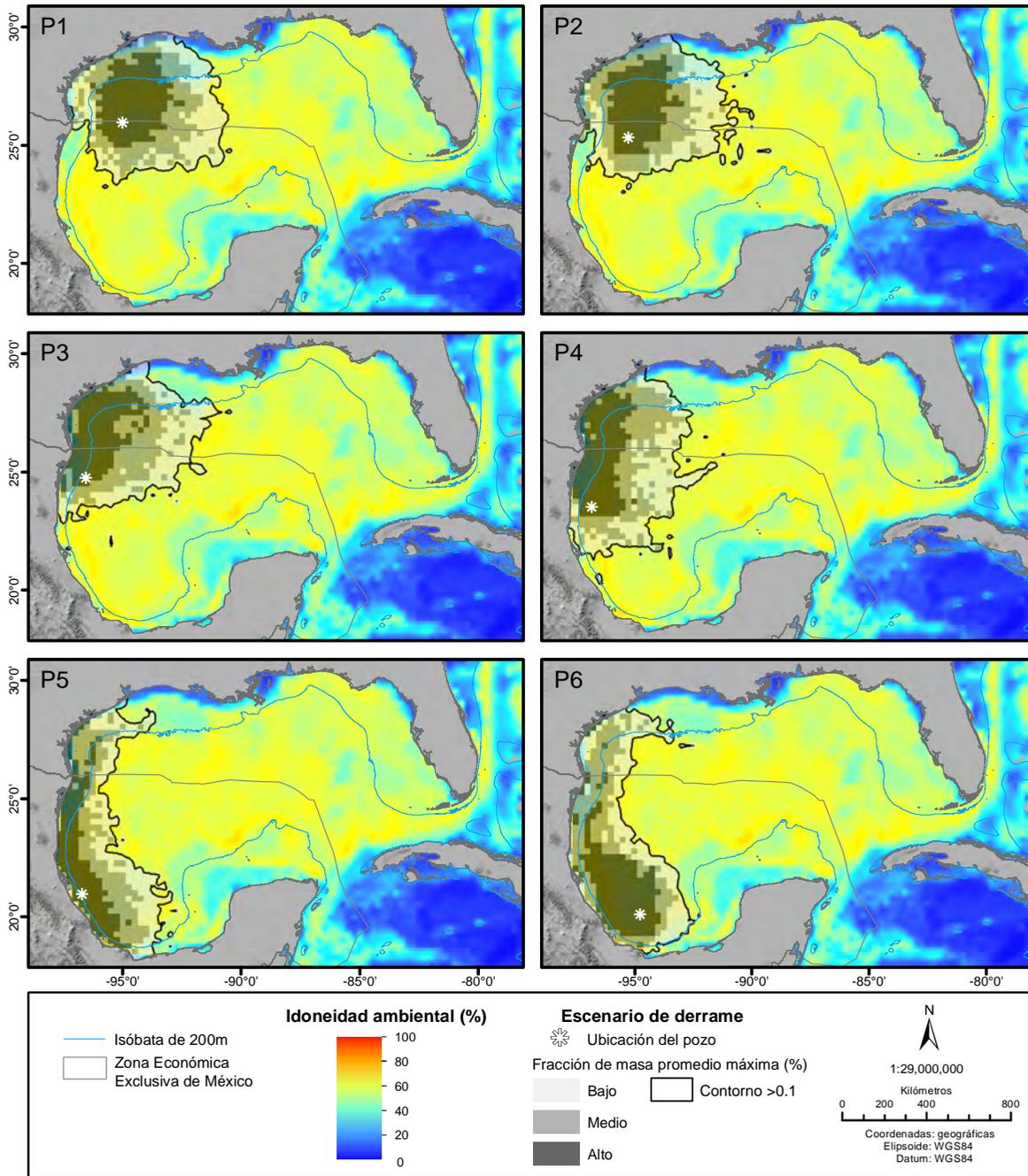


Figura 8. Traslapo entre la idoneidad ambiental del Tiburón ballena (*R. typus*) y los seis escenarios de derrame (P1 a P6) en el golfo de México.

estos modelos solo consideran la etapa adulta de las especies, por lo que los efectos de un derrame de petróleo en sus diferentes etapas de desarrollo, como las larvas y juveniles, no pudieron ser consideradas por la ausencia de información.

AGRADECIMIENTOS

Esta investigación ha sido financiada por el Fondo Sectorial CONACYT-SENER-Hidrocarburos, proyecto 201441. Esta es una contribución del Consorcio

de Investigación del Golfo de México (CIGoM). Reconocemos a PEMEX por promover ante el Fondo la demanda específica sobre los derrames de hidrocarburos y el medio ambiente. Se agradece el apoyo y aportaciones en la realización de este capítulo a Mercedes Chi Chan, Felipe Rocha, Rigel Zaragoza, Carmen Rodríguez, Yadira Palma y Pilar Ensaldo.

REFERENCIAS

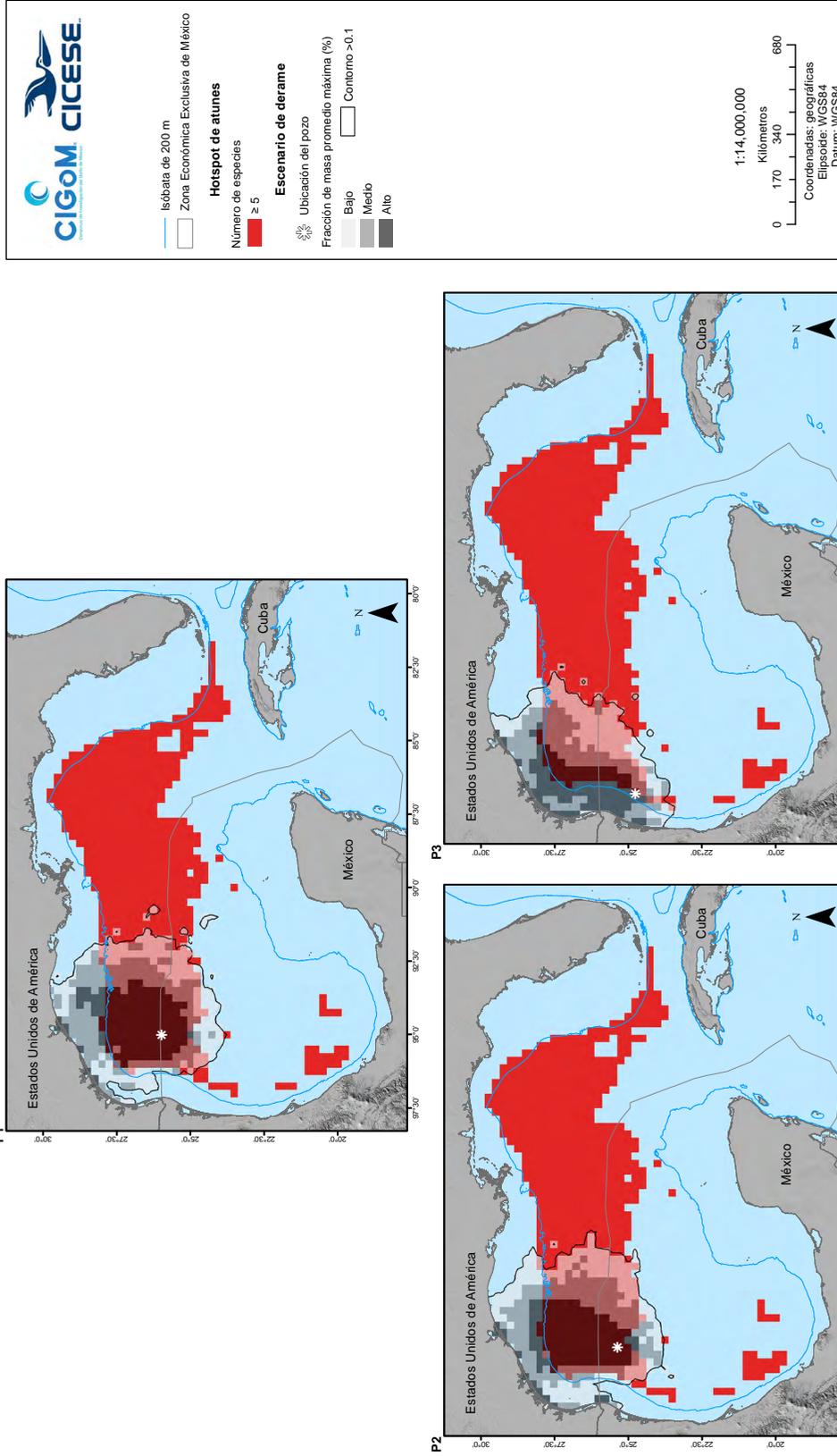
- Abad-Uribarren, A., Ortega-García, S., March, D., Quiroga-Brahams, C., Galván-Magaña, F., y Ponce-Díaz, G. (2018). Exploring spatio-temporal patterns of the Mexican longline tuna fishery in the Gulf of Mexico: a comparative analysis between yellowfin and bluefin tuna distribution. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 20(2), 113-125.
- Aiello-Lammens, M. E., Boria, R. A., Radosavljevic, A., Vilela, B., y Anderson, R. P. (2015). spThin: an R package for spatial thinning of species occurrence records for use in ecological niche models. *Ecography*, 38, 541-545. doi.org/10.1111/ecog.01132
- Baum, J. K., y Worm, B. (2009). Cascading top-down effects of changing oceanic predator abundances. *Journal of Animal Ecology*, 78(4), 699-714. doi.org/10.1111/j.1365-2656.2009.01531.x
- Bernal, D., Brill, R. W., Dickson, k. A., y Shiels, H. A. (2017). Sharing the water column: physiological mechanisms underlying species-specific habitat use in tunas. *Reviews of Fish Biology and Fisheries*, 27, 843-880. doi.org/10.1007/s11160-017-9497-7
- Bernal, D., Sepulveda, C., Musyl, M., y Brill, R. (2010). The eco-physiology of swimming and movement patterns of tunas, billfishes, and large pelagic sharks. En P. Domenici y Kapoor, B. G. (eds). *Fish locomotion. An eco-ethological perspective*. Science publisher.
- Beyer, J., Trannum, H. C., Bakke, T., Hodson, P. V., y Collier, T. K. (2016). Environmental effects of the Deepwater Horizon oil spill: A review. *Marine Pollution Bulletin*, 110(1), 28-51. doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.06.027
- Brenner, J., y McNulty, V. (2018). *Gulf of Mexico Tuna Migrations*. Arlington: The Nature Conservancy.
- Carpenter, K. E. (2002). *The living marine resources of the Western Central Atlantic. Volume 1: Introduction, molluscs, crustaceans, hagfishes, sharks, batoid fishes, and chimaeras*. FAO Species Identification Guide for Fishery Purposes and American Society of Ichthyologists and Herpetologists Special Publication No. 5 (pp. 1-600). Roma: FAO.
- Chen, Y. (2017). Fish resources of the Gulf of Mexico. En *Habitats and Biota of the Gulf of Mexico: Before the Deepwater Horizon Oil Spill* (pp. 869-1038). Springer.
- Cisneros-Montemayor, A. M., Becerril-García, E. E., Berdeja-Zavala, O. y Ayala-Bocos, A. (2020). Shark ecotourism in Mexico: scientific research, conservation, and contribution to a Blue Economy. *Advances in Marine Biology*, 85, 71-92.
- Collette, B. B. (2010). Reproduction and Development in Epipelagic Fishes. En K. S. Cole (ed.), *Reproduction and sexuality in marine fishes: patterns and processes* (pp. 21-63). Berkeley: University of California Press.
- Collette, B., Amorim, A. F., Boustany, A., Carpenter, K. E., Dooley, J., de Oliveira Leite Jr., N., Fox, W., Fredou, F. L., Fritzsche, R., Graves, J., Viera Hazin, F. H., Juan Jorda, M., Kada, O., Minte Vera, C., Miyabe, N., Nelson, J., Nelson, R., Oxenford, H., Teixeira Lessa, R. P., y Pires Ferreira Travassos, P. E. (2011). *Thunnus atlanticus*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2011*: e.T155276A4764002. Consultado el 19 de julio de 2018. doi.org/10.2305/IUCN.UK.2011-2.RLTS.T155276A4764002.en
- Compagno, L. J. V. (2001). Sharks of the world. An annotated and illustrated catalogue of shark species known to date. Vol. 2. Bullhead, mackerel and carpet sharks (*Heterodontiformes, Lamniformes and Orectolobiformes*). FAO Spec. Cat. Fish. Purp. 1 (2). Roma: FAO.
- CONAPESCA. (2017). *Anuario Estadístico de Acuicultura y Pesca*. México: SAGARPA, CONAPESCA.
- Cortes, E., Brooks, E. N. y Shertzer, K.W. (2015). Risk assessment of cartilaginous fish populations. *ICES Journal of Marine Science*, 72, 1057-1068. doi.org/10.1093/icesjms/fsu157
- Couturier, L. I. E., Marshall, A. D., Jaine, F. R. A., Kashiwagi, T., Pierce, S. J., Townsend, K. A., Weeks, S. J., Bennett, M. B., y Richardson, A. J. (2012). Biology, ecology and conservation of the Mobulidae. *Journal of Fish Biology*, 80, 1075-1119. doi.org/10.1111/j.1095-8649.2012.03264.x
- de la Parra Venegas, R., Hueter, R., González Cano, J., Tyminski, J., Remolina, J. G., Maslanka, M., Ormos,

- A., Weigt, L., Carlson, y Dove, A. (2011). An unprecedented aggregation of Whale Sharks, *Rhincodon typus*, in Mexican Coastal Waters of the Caribbean Sea. *PLoS ONE*, 6(4), e18994. doi.org/10.1371/journal.pone.0018994
- De Lange, H. J., Lahr, J., Van der Pol, J. J. C., Wessels, Y., y Farber, J. H. (2009). Ecological vulnerability in wildlife: An expert judgment and multicriteria analysis tool using ecological traits to assess relative impact of pollutants. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 28 (10): 2233-2240. doi.org/10.1897/08-626.1
- De Lange, H. J., Van der Pol, J. J. C., Lahr, J., y Farber, J. H. (2006). *Ecological vulnerability in wildlife: a conceptual approach to assess impact of environmental stressors*. Wageningen: Alterra-Rapport.
- Elith, J., Graham, C. H., Anderson, R. P., Dudík, M., Ferrier, S., Guisan, A., Hijmans, R. J., Huettmann, F., Leathwick, J. R., Lehmann, A., Li, J., Lohmann, L. G., Loiselle, B. A., Manion, G., Moritz, C., Nakamura, M., Nakazawa, Y., Overton, J. McC., Peterson, A. T., Phillips, S. J., Richardson, K. S., Scachetti-Pereira, R., Schapire, R. E., Soberón, J., Williams, S., Wisz, M. S., y Zimmermann, N. E. (2006). Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography*, 29(2), 129–151. doi.org/10.1111/j.2006.0906-7590.04596.x
- Elith, J., Phillips, S. J., Hastie, T., Dudík, M., Chee, Y. E., y Yates, C. J. (2011). A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Diversity and Distributions*, 17(1), 43–57. doi.org/10.1111/j.1472-4642.2010.00725.x
- Färber-Lorda, J., Athié, G., Camacho Ibar, V., Daessle, L. W., y Molina, O. (2019). The relationship between zooplankton distribution and hydrography in oceanic waters of the southern Gulf of Mexico. *Journal of Marine Systems*, 192, 28-41. https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2018.12.009
- Fromentin, J. M. y Fonteneau, A. (2001). Fishing effects and life history traits: a case study comparing tropical versus temperate tunas. *Fisheries Research*, 53, 133-150. doi.org/10.1016/S0165-7836(00)00299-X
- Frias-Torres, S., y Bostater Jr., C. R. (2011). Potential impacts of the Deepwater Horizon oil spill on large pelagic fishes. *Proceedings of SPIE - The International Society for Optical Engineering*, 8175, 81750F-81750F-7. doi.org/10.1117/12.903759
- Gracia, A., Murawski, A. A., y Vázquez-Bader, A. R. (2020). Impact of deep oil spills in fish and fisheries. En S. A. Murawski, C. H. Ainsworth, S. Gilbert, D. J. Hollander, C. B. Paris, C. B., M. Schlüter y D. L. Wetzel (Eds.) *Deep oil spills: facts, fate and effects* (pp. 414-432). Suiza: Springer Nature.
- Incardona, J. P., Gardner, L. D., Linbo, T. L., Brown, T. L., Esbaugh, A. J., Mager, E. M., Stieglitz, J. D., French, B. L., Labenia, J. S., Laetz, C. A., Tagal, M., Sloan, C. A., Elizur, A., Benetti, D. D., Grosell, M., Block, B. A., y Scholz, N. L. (2014). Deepwater Horizon crude oil impacts the developing hearts of large predatory pelagic fish. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 111(15), E1510-8. doi.org/10.1073/pnas.1320950111
- Incardona, J. P., Swarts, T. L., Edmunds, R. C., Linbo, T. L., Aquilina-Beck, A., Sloan, C. A., Gardener, L. D., Block, B. A., Scholz, N. L. (2013). Exxon Valdez to Deepwater Horizon: Comparable toxicity of both crude oils to fish early life stages. *Aquatic Toxicology*, 142-143, 303-316. doi.org/10.1016/j.aquatox.2013.08.011
- King, J. R., y McFarlane, G. A. (2003). Marine fish life history strategies: applications to fishery management. *Fisheries Management and Ecology*, 10, 249-264. doi.org/10.1046/j.1365-2400.2003.00359.x
- Kitchens, L. L., Rooker, J. R., Reynal, L., Falterman, B. J., Sailant, E., y Murua, H., (2018). Discriminating among yellowfin tuna *Thunnus albacares* nursery areas in the Atlantic Ocean using otoliths chemistry. *Marine Ecology Progress Series*, 603, 201-213.
- Lalli, C., y Parson, T. R. (1997). *Biological oceanography: an introduction*. Oxford: Elsevier Butterworth-Heinemann.
- Langangen, Ø., Olsen, E., Stige, L. C., Ohlberger, J., Yaringa, N. A., Vikebø, F. B., Bogstad, B., Stenseth, N. C., y Hjermmann, D. Ø. (2017). The effect of oils spills on marine fish: implications of spatial variation in natural mortality. *Marine Pollution Bulletin*, 119, 102-109.
- Marshall, A. D., Dudgeon, C., y Bennett, M. B. (2011). Size and structure of a photographically identified population of manta rays *Manta alfredi* in southern Mozambique. *Marine Biology*, 158(5), 1111-1124. doi.org/10.1007/s00227-011-1634-6
- Marshall, A., Bennett, M. B., Kodja, G., Hinojosa-Alvarez, S., Galvan-Magana, F., Harding, M., Stevens, G., y Kashiwagi, T. (2018). *Mobula birostris* (amended version of 2011 assessment).

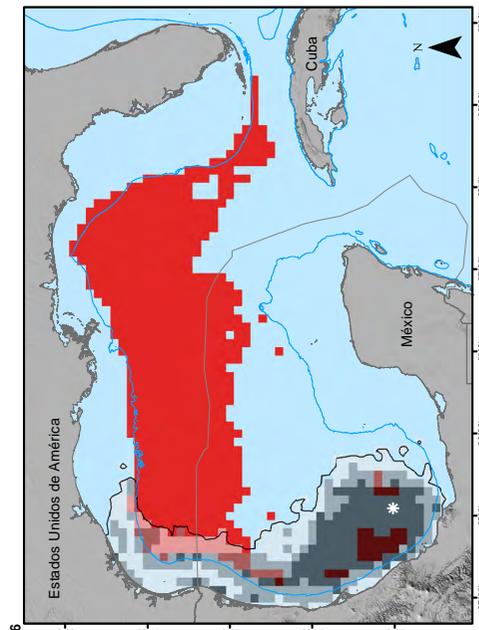
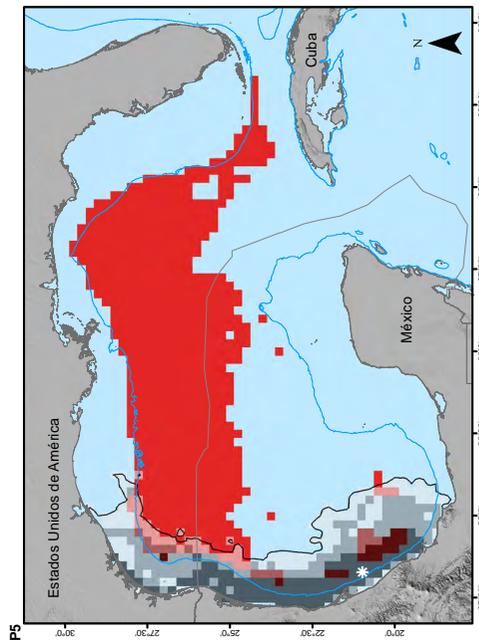
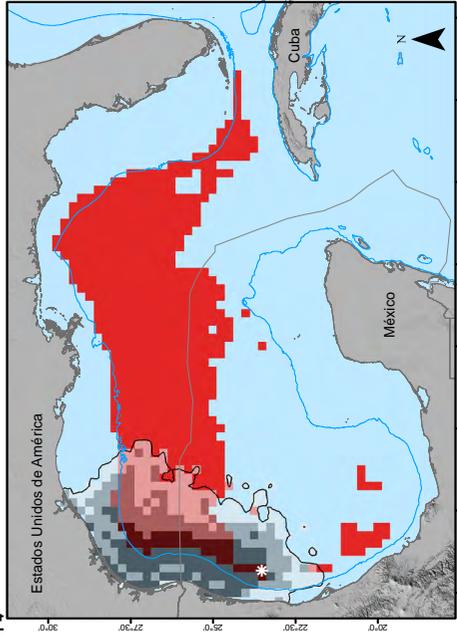
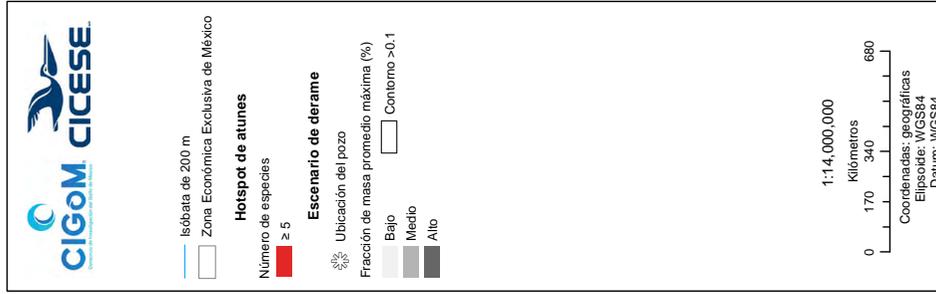
- The IUCN Red List of Threatened Species 2018*: e.T198921A126669349. Consultado el 4 de julio de 2019. doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-1.RLTS.T198921A126669349.en
- McBride, R. S., Richardson A. K., y Maki, K. L. (2008). Age, growth and mortality of Wahoo, *Acanthocybium solandri*, from the Atlantic coast of Florida and the Bahamas. *Marine and Freshwater Research*, 59, 799-807. doi.org/10.1071/MF08021
- McEachran, J. D. 2009. Fishes (Vertebrata: Pisces) of the Gulf of Mexico. En D. L. Felder y D. K. Camp (Eds.), *Gulf of Mexico-origins, waters, and biota: biodiversity* (pp. 1223–1316). College Station: Texas A&M University Press.
- Motta, P. J., Maslanka, M. Hueter, R. E., Davis, R. L., de la Parra, R., Mulvany, S. L., Habegger, M. L., Strother, J. A., Mara, K. R., Garinder, J. M., Tymiski, J. P. y Zeigler L. D. (2010). Feeding anatomy, filter feeding rate, and diet of whale sharks *Rhincodon typus* during surface ram filter feeding off Yucatan Peninsula, Mexico. *Zoology*, 113, 199-212. doi:10.1016/j.zool.2009.12.001
- Murawski, S. A., Hollander, D. J., Gilbert, S., y Gracia, A. (2020). Deepwater oil and gas production in the Gulf of Mexico and related global trends. En S. A. Murawski, C. H. Ainsworth, S. Gilbert, D. J. Hollander, C. B. Paris, M. Schlüter, y D. L. Wetzel (Eds.), *Scenarios and responses to future deep oil spills* (pp. 16–32). Springer International Publishing.
- Nelson, D., Heuer R. M., Cox, G. K., Stieglitz, J.D., Hoenig, R., Mager, E. M., Benetti, D. D., Grosell, M. y Crossley II, D. A. (2016). Effects of crude oil on *in situ* cardiac function in young adult mahi-mahi (*Coryphaena hippurus*). *Aquatic Toxicology*, 180, 274-281. doi.org/10.1016/j.aquatox.2016.10.012
- Patrick, W. S., Spencer, P., Link, J., Cope, J., Field, J., Kobayaski, D., Lawson, P., Gedamke, T., Cortés, E., Ormseth, O., Bigelow, K., y Overholtz, W. (2010). Using productivity and susceptibility indices to assess the vulnerability of United States fish stock to overfishing. *Fishery Bulletin*, 108(3): 305-322. Descargado de <http://aquaticcommons.org/id/eprint/8747>
- Pérez Brunius, P., Beron-Vera, F. J., Kotzakoulakis, K., Lara-Hernández, J. A., Miron, P., Olascoaga, M. J., Zavala-Romero, O., Rodríguez Outerelo, J., García Carrillo, P., Medrano, F., Zavala- Hidalgo, J., Sheinbaum, J. (2020). Regiones posiblemente afectadas bajo escenarios de derrames de petróleo en las aguas profundas del golfo de México. En P. Pérez Brunius, C. Turrent Thompson y P. García Carrillo (Eds.), *Escenarios oceánicos y atmosféricos de un derrame de petróleo en aguas profundas del golfo de México* (pp. 15-23). Ensenada: CICESE. <http://doi.org/10.5281/zenodo.4526638>
- Phillips, S. J. y Dudík, M. (2008). Modeling of species distributions with MaxEnt: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography*, 31, 161/175. doi.org/10.1111/j.2007.0906-7590.05203.x
- Phillips, S. J., Anderson, R. P. y Schapire, R. E. (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190, 231–259.
- Pierce, S. J. y Norman, B. (2016). *Rhincodon typus*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2016*: e.T19488A2365291. Consultado el 21 de febrero de 2019. doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T19488A2365291.en
- Reich, D. A., Balouskus, R., McCay, D. F., Fontenault, J., Rowe, J., Singer-Leavitt, S., Schmidt, E. D., Michel, J., Nixon, Z., Boring, C., McBrein, M., Hay, B. (2014). *Assessment of Marine Oil Spill Risk and Environmental Vulnerability for the State of Alaska*. Recuperado de <http://www.alaskafisheries.noaa.gov/habitat/restoration/oilspill/risk.htm>
- Rosenberg, A. L. J., MacDuffe, M. Rosenberg, A. G. W., y Ross, P. S. (2017). Oil spills and marine mammals in British Columbia, Canada: development and application of a risk-based conceptual framework. *Archives of the Environmental Contamination and Toxicology*, 73, 131-153.
- Rooker, J. R., Dance, M. A., Wells, R. J. D., Ajeman, M., Block, B. A., Castleton, M. R., Drymon, J. M., Faltenman, B. J., Franks, J. S., Hammershclang, N., Hendon, J. M., Hoffmayer, E. R., Kraus, R. T., McKinney, J. A., Secor, D. H., Stunz, G. W., y Walter, J. F. (2019). Population connectivity of pelagic megafauna in the Cuba-Mexico-United States triangle. *Scientific Reports*, 9, 1663. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-38144-8>
- Rooker, J. R., Kitchens, L. L., Dance, M. A., Wells, R. J. D. y Falterman, B. (2013). Spatial, temporal, and habitat-related variation in abundance of pelagic fishes in the Gulf of Mexico: Potential implications of the Deepwater Horizon oil spill. *PLoS ONE*, 8(10), e76080. doi.org/10.1371/journal.pone.0076080
- Rowat, D., y Brooks, K. S. (2012). A review of the biology, fisheries and conservation of the whale shark

- Rhincodon typus*. *Journal of Fish Biology*, 80, 1019-1056. doi.org/10.1111/j.1095-8649.2012.03252.x
- Ruíz-Fernández, A. C., Sanchez-Cabeza, J. A., Pérez-Bernal, L. H. y Fracia, A. (2019). Spatial and temporal distribution of heavy metal concentrations and enrichment in the southern Gulf of Mexico. *Science of the Total Environment*, 651, 3174-3186.
- SEGOB. (2015). Resumen ejecutivo de la Reforma Energética. *Diario Oficial de la Federación*. doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004
- Stieglitz, J. D., Mager, E. M., Hoenig, R. H., Benetti, D. D., y Grosell, M. (2016). Impacts of Deepwater Horizon crude oil exposure on adult mahi-mahi (*Coryphaena hippurus*) swim performance. *Environment Toxicology and Chemistry*, 35, 2613-2622. doi.org/10.1002/etc.3436
- Tyminski, J. P., de la Parra-Venegas, R., González Cano, J., y Hueter, R. E., (2015). Vertical movements and patterns in diving behavior of whale shark as revealed by pop-up satellite tags un the eastern Gulf of Mexico. *PLoS ONE*, 10(11), e0142156. doi:10.1371/journal.pone.0142156
- Vikebø, F. B., Rønningen, P., Lien V. S., Meier, S., Reed M., Adlandsvik, B. y Kristiansen, T. (2014). Spatio-temporal overlap of oil spills and early life stages of fish. *ICES Journal of Marine Science*, 74(4), 970-981.
- Ward, H. y Tunnell Jr. J. W. (2017). Habitat and biota of the Gulf of Mexico an overview. En H. Ward (Ed.), *Habitats and biota of the Gulf of Mexico: before the Deepwater Horizon oil spill* (vol. 1) (pp. 1-54). Nueva York: Springer Nature.
- Weng, K. C., Stokesbury, M. J. W., Boustany, A. M., Seitz, A. C., Teo, S. L. H., Miller, S. K. y Block B. A. (2009). Habitat and behavior of yellowfin *Thunnus albacares* in the Gulf of Mexico determined using pop-satellite archival tags. *Journal of Fish Biology* 74, 1434-1449.
- Worm, B., Sandow, M., Oschlies, A., Lotze, H. K. y Myers, R. (2005). Global patterns of predator diversity in the open ocean. *Science*, 309, 1365-1369.
- Young, J. W., Hunt, B. P., Cook, T. R., Llopiz, J. K., Hazen, E. L., Pethybridge, H. R., Ceccarelli, D., Lorrain, A., Olson, R. J., Allain, V., Menkes, C., Patterson, T., Nicol, S., Lehodey, P., Kloser, R. J., Arrizabalaga, H., y Choy, C.A. (2015). The trophodynamics of marine top predators: current knowledge, recent advances and challenges. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 113, 170-187. doi.org/10.1016/j.dsr2.2014.05.015
- Zhang, B., Matchinski, E. J., Chen, B., Ye, X., Jing, L., y Lee, K. (2019). Marine oil spills - oil pollution, sources and effects. *World Seas: an Environmental Evaluation* (2a. ed.). Volume III: Ecological Issues and Environmental Impacts (pp. 391-406). Elsevier. doi.org/10.1016/b978-0-12-805052-1.00024-3

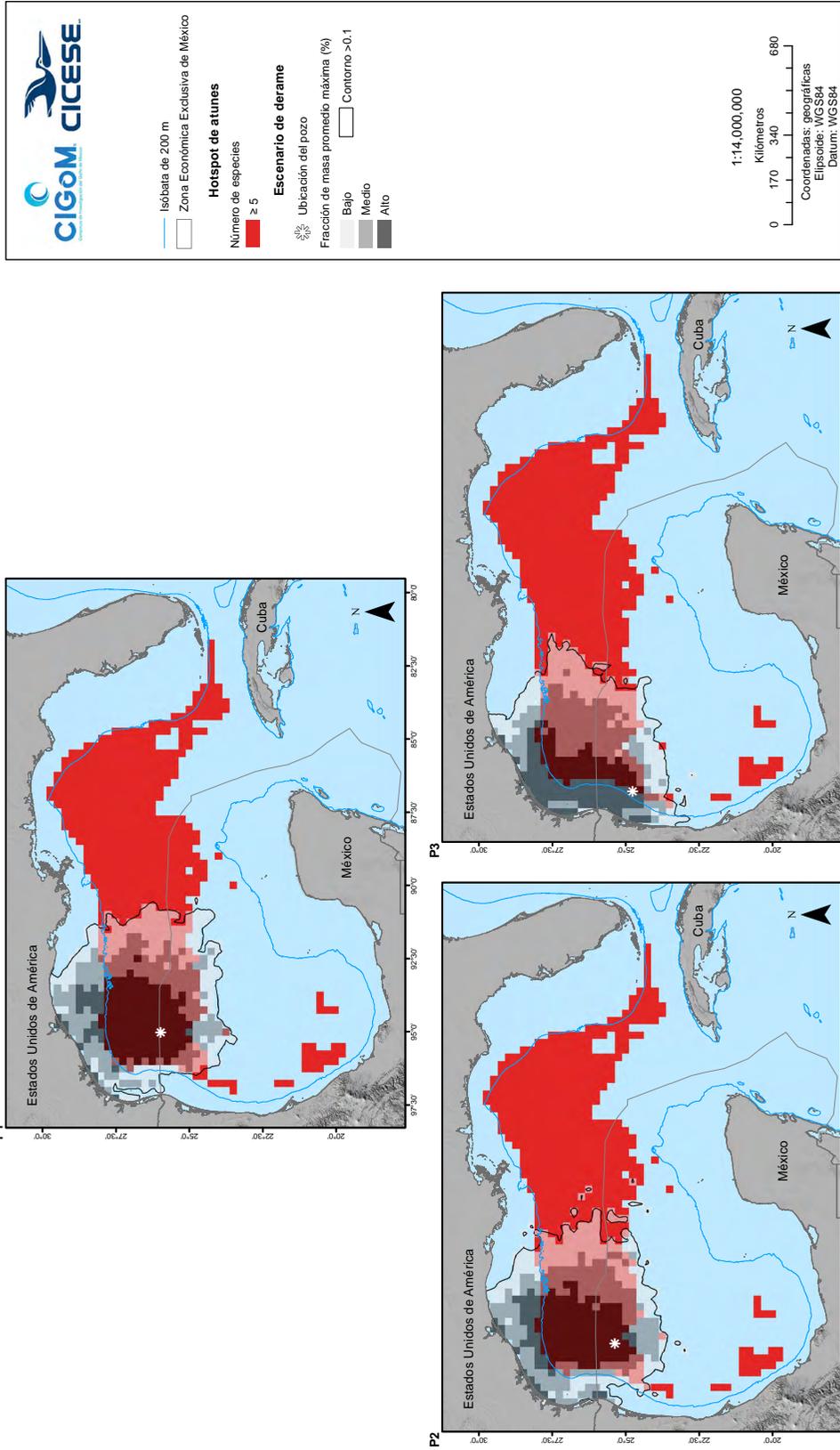
DISTRIBUCIÓN DEL HOTSPOT DE ATUNES Y ESCENARIOS DE DERRAME DE PETRÓLEO LIGERO



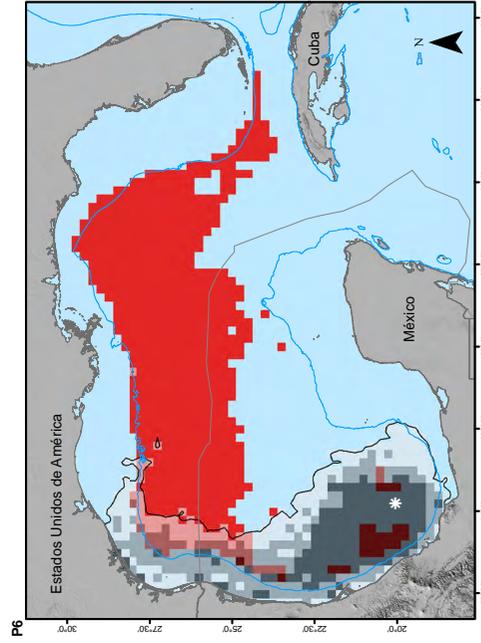
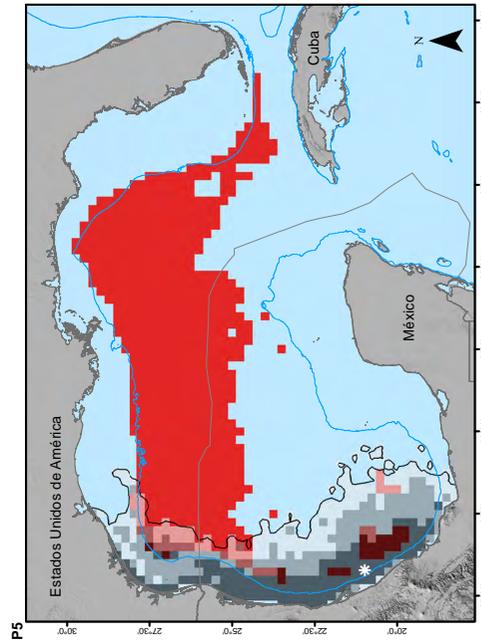
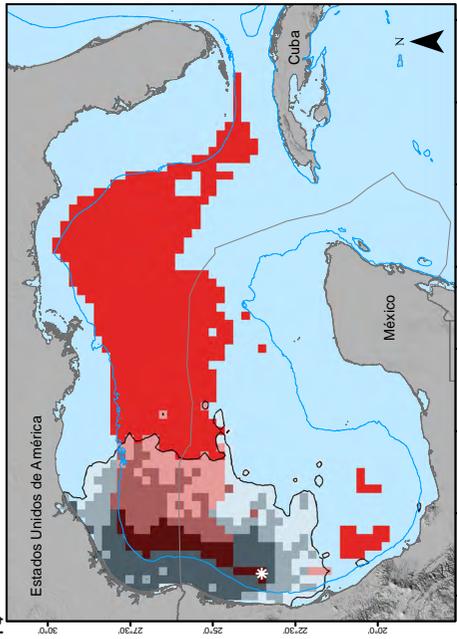
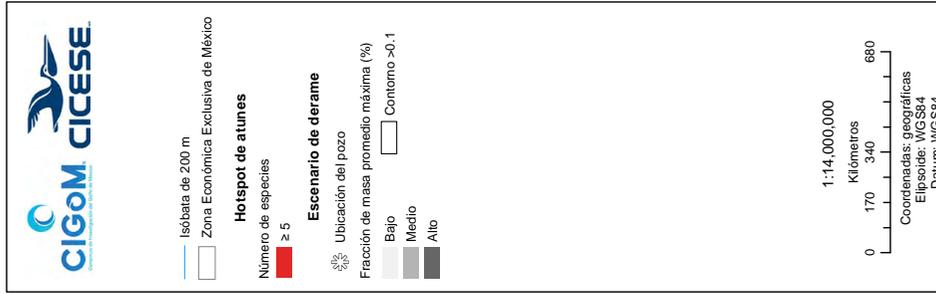
DISTRIBUCIÓN DEL HOTSPOT DE ATUNES Y ESCENARIOS DE DERRAME DE PETRÓLEO LIGERO



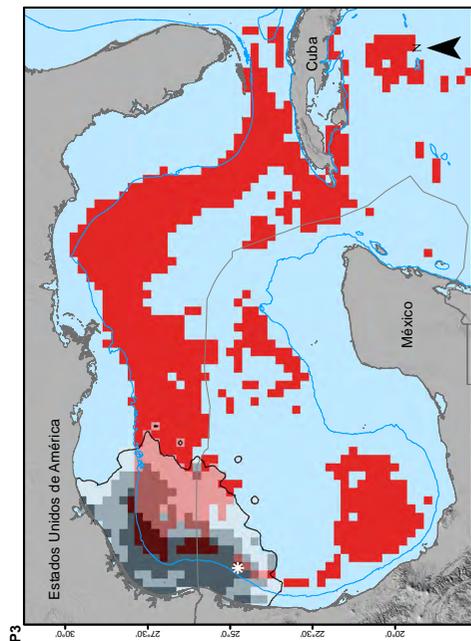
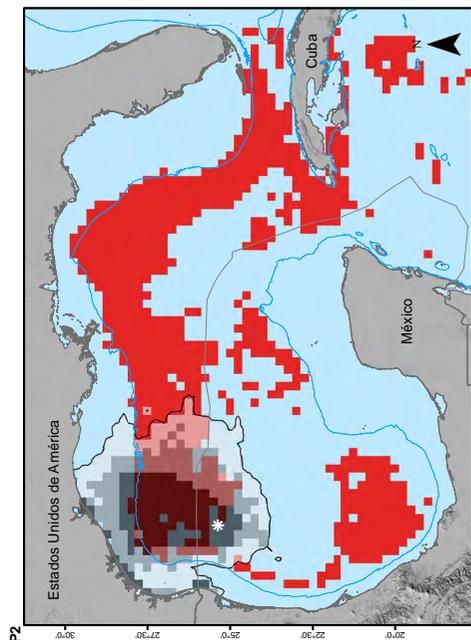
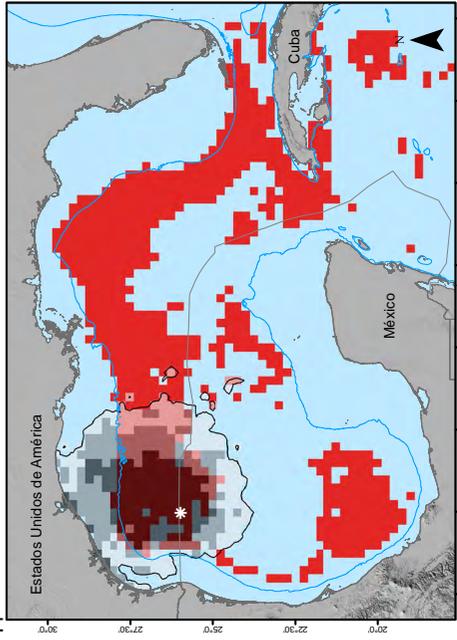
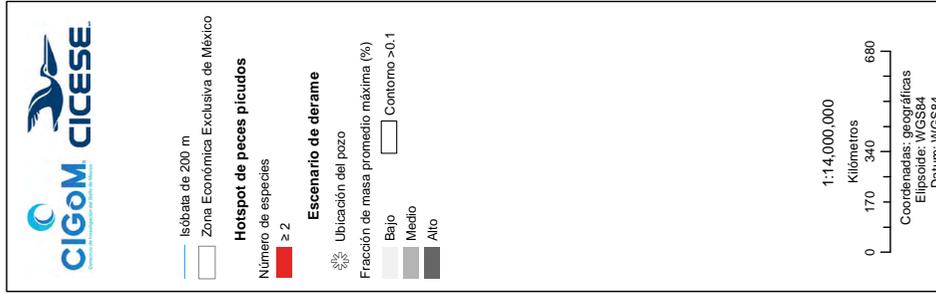
DISTRIBUCIÓN DEL HOTSPOT DE ATUNES Y ESCENARIOS DE DERRAME DE PETRÓLEO INTERMEDIO



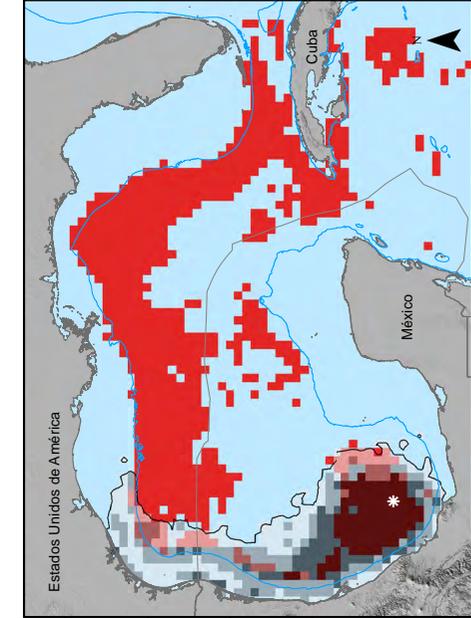
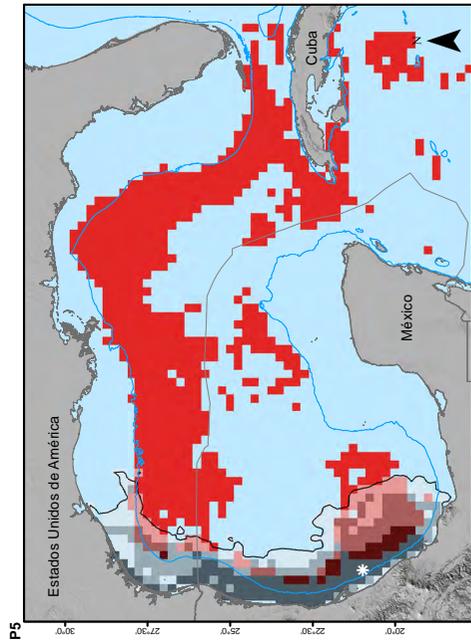
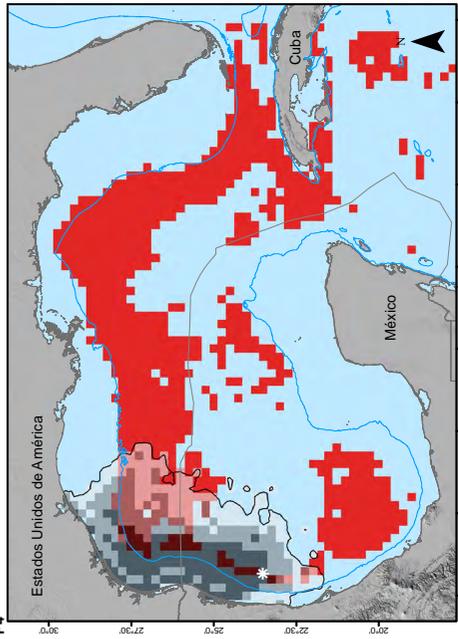
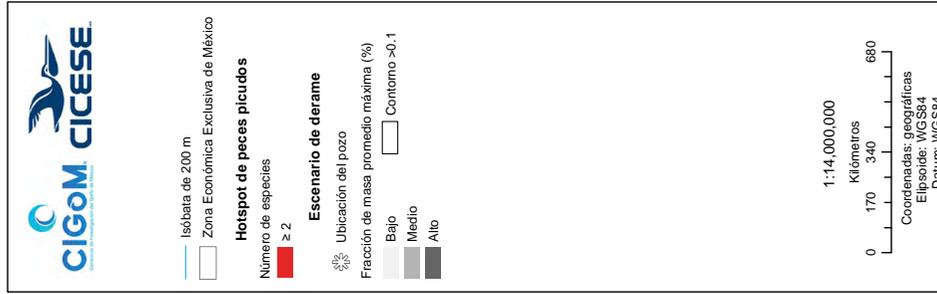
DISTRIBUCIÓN DEL HOTSPOT DE ATUNES Y ESCENARIOS DE DERRAME DE PETRÓLEO INTERMEDIO



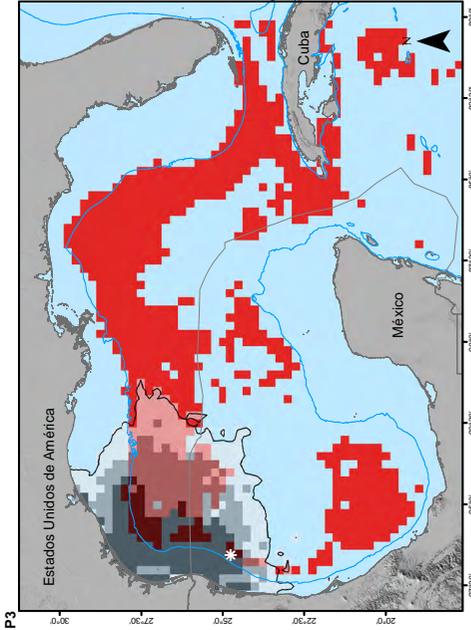
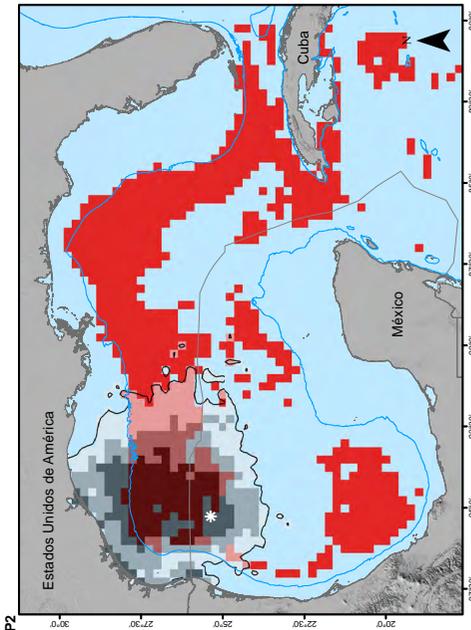
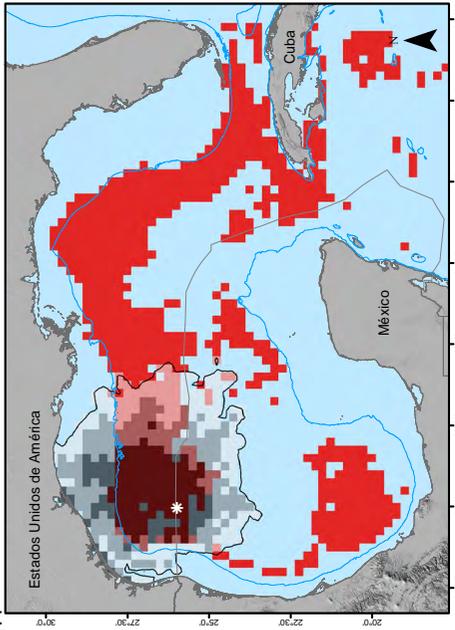
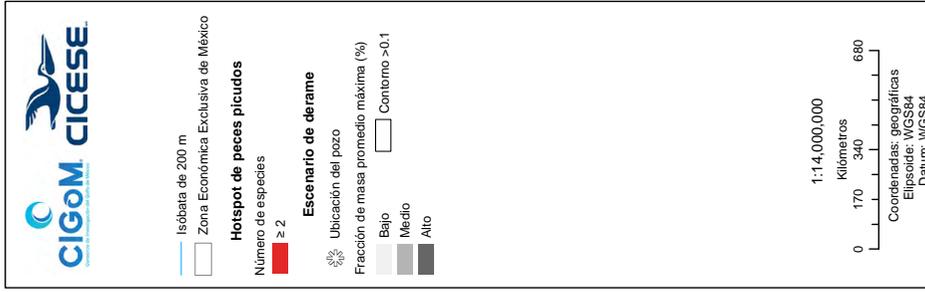
DISTRIBUCIÓN DEL HOTSPOT DE PECES PICUDOS Y ESCENARIOS DE DERRAME DE PETRÓLEO LIGERO



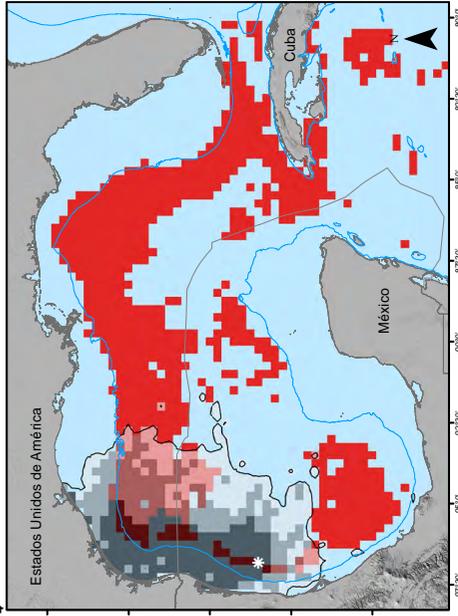
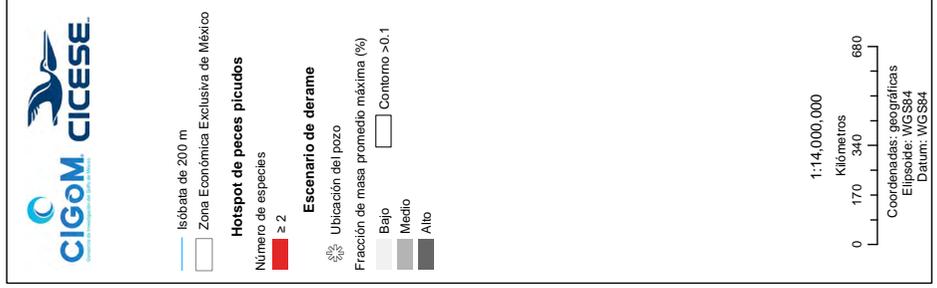
DISTRIBUCIÓN DEL HOTSPOT DE PECES PICUDOS Y ESCENARIOS DE DERRAME DE PETRÓLEO LIGERO



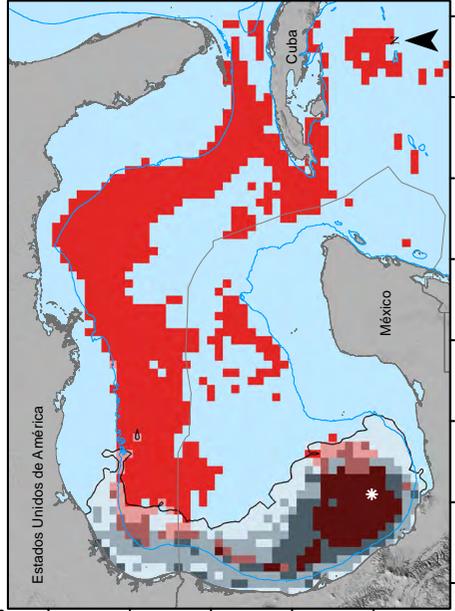
DISTRIBUCIÓN DEL HOTSPOT DE PECES PICUDOS Y ESCENARIOS DE DERRAME DE PETRÓLEO INTERMEDIO



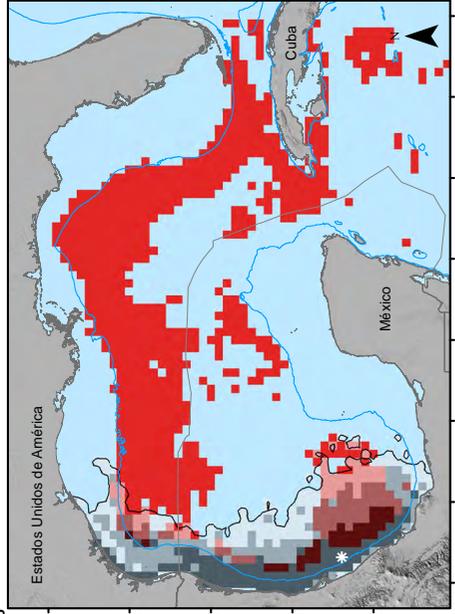
DISTRIBUCIÓN DEL HOTSPOT DE PECES PICUDOS Y ESCENARIOS DE DERRAME DE PETRÓLEO INTERMEDIO



P4

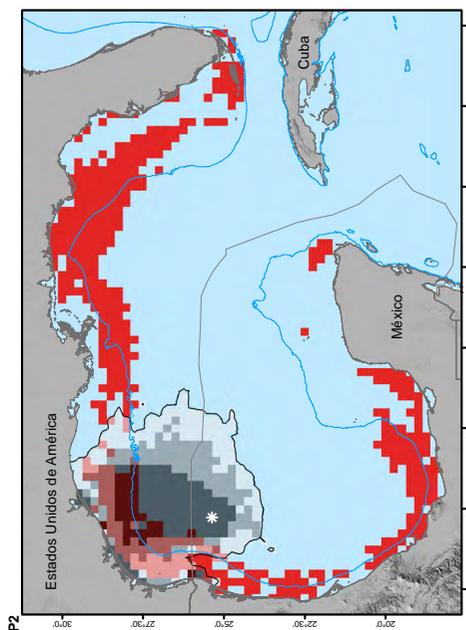
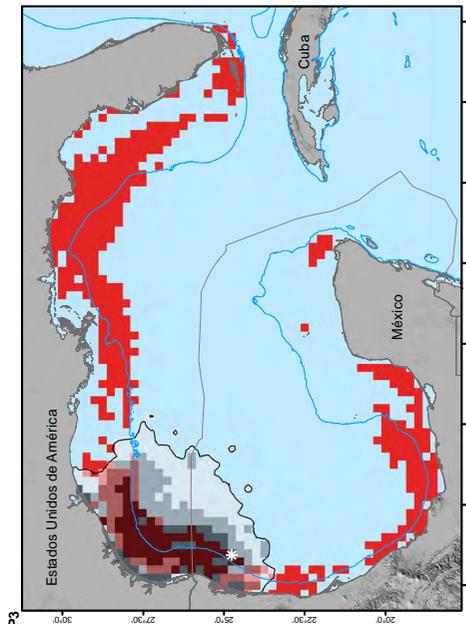
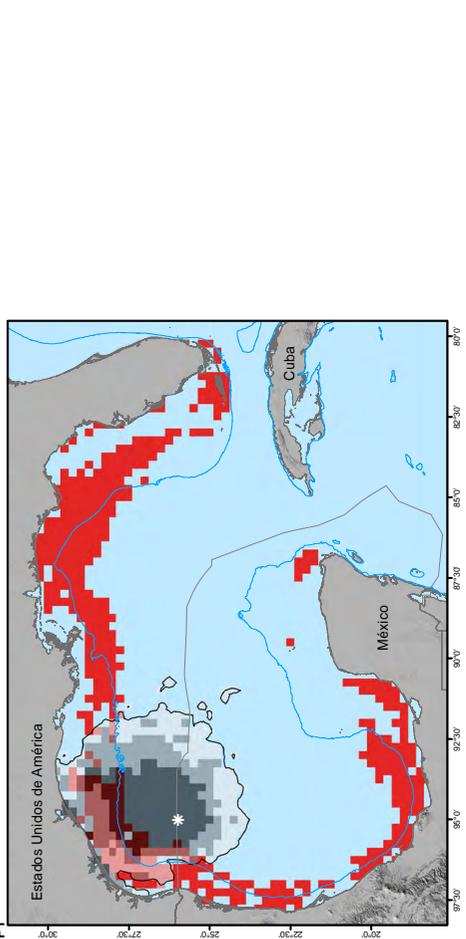
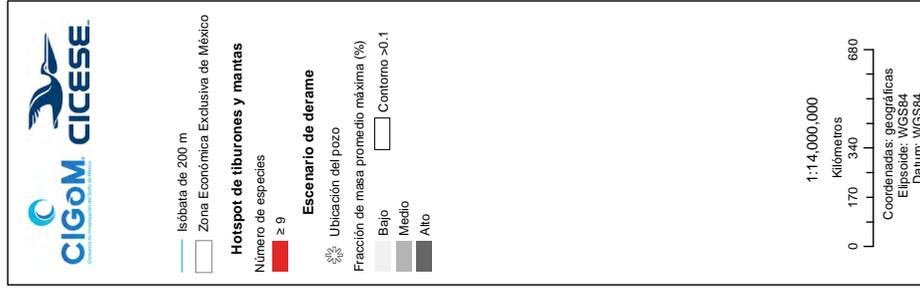


P6

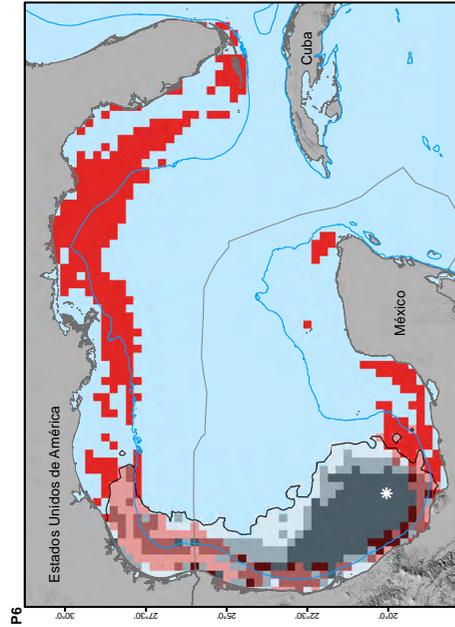
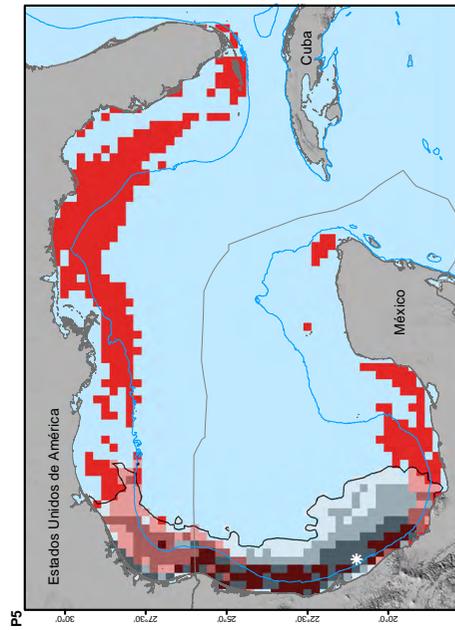
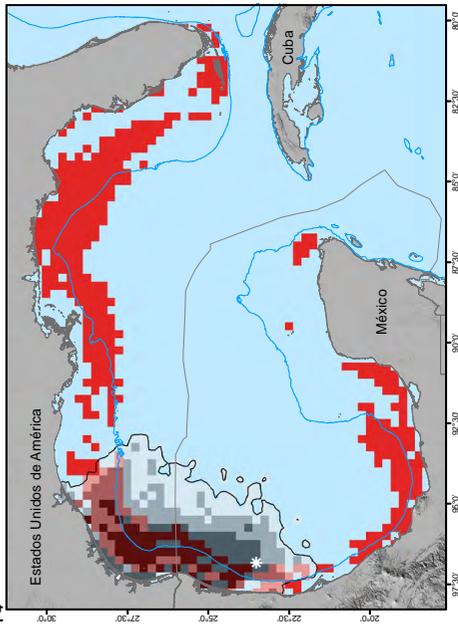
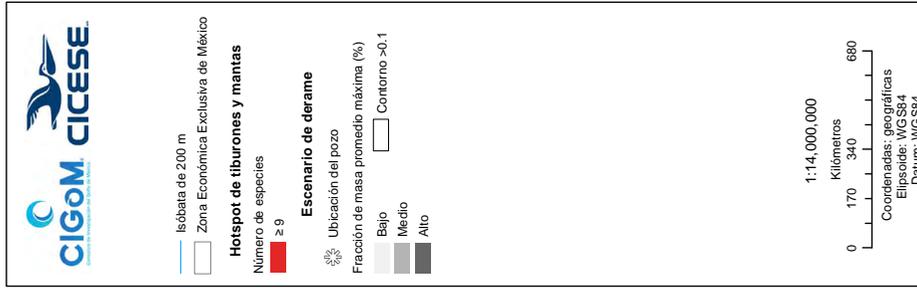


P5

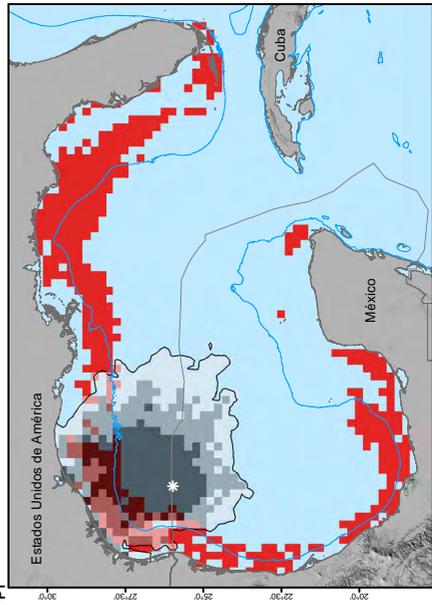
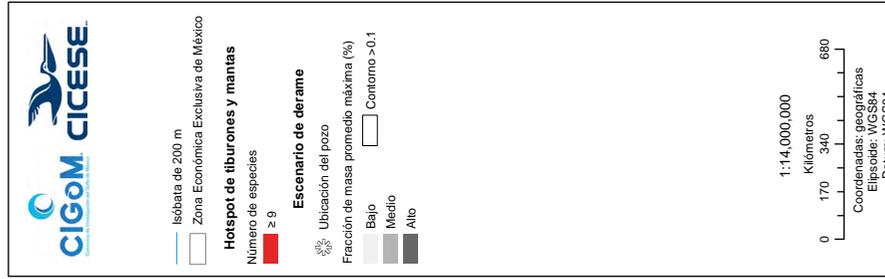
DISTRIBUCIÓN DEL HOTSPOT DE TIBURONES Y MANTAS, Y ESCENARIOS DE DERRAME DE PETRÓLEO LIGERO



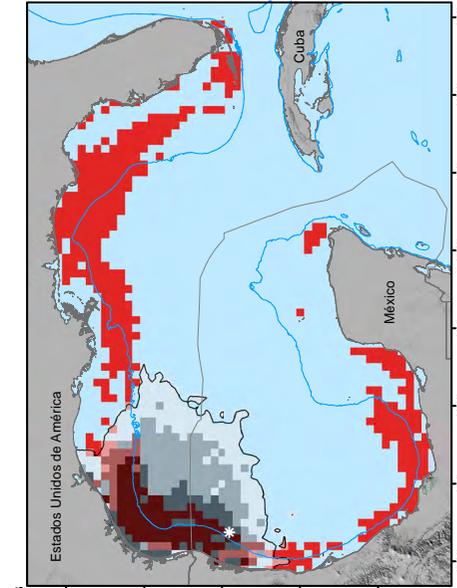
DISTRIBUCIÓN DEL HOTSPOT DE TIBURONES Y MANTAS, Y ESCENARIOS DE DERRAME DE PETRÓLEO LIGERO



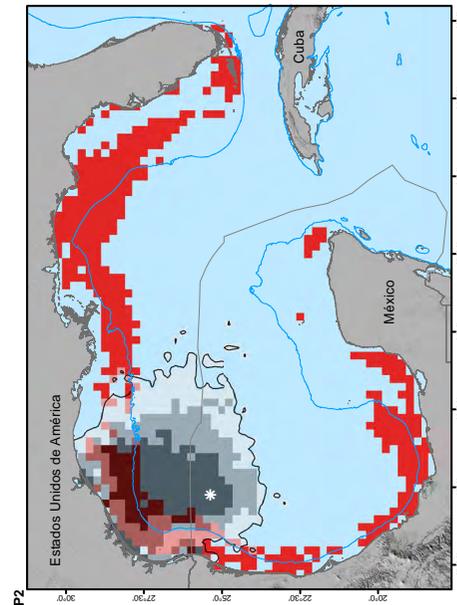
DISTRIBUCIÓN DEL HOTSPOT DE TIBURONES Y MANTAS, Y ESCENARIOS DE DERRAME DE PETRÓLEO INTERMEDIO



P1

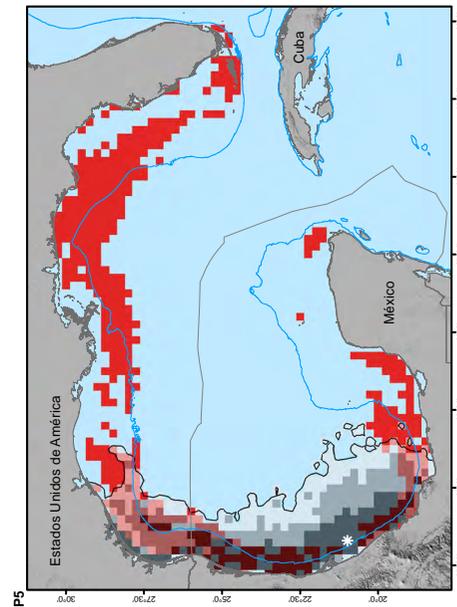
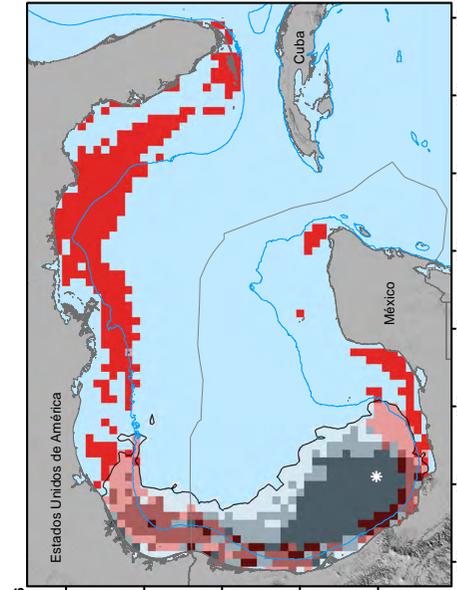
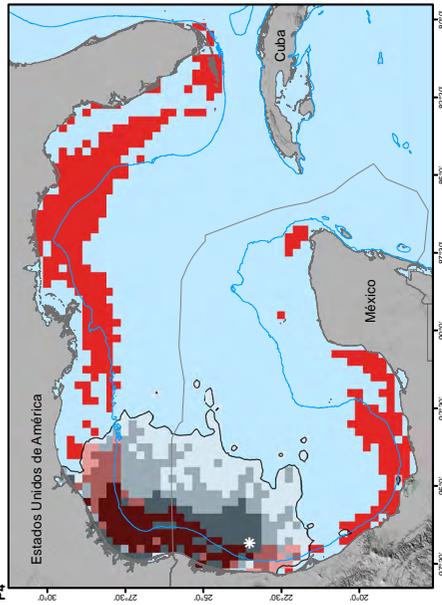
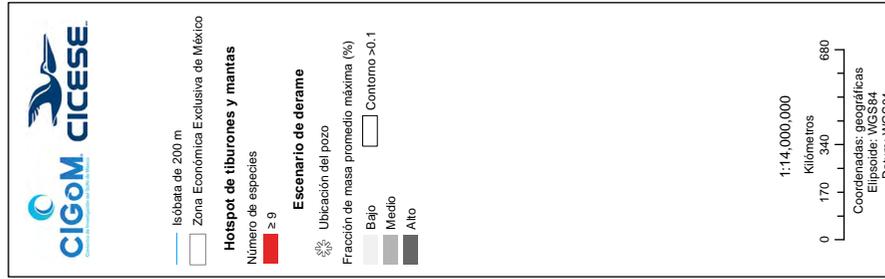


P2

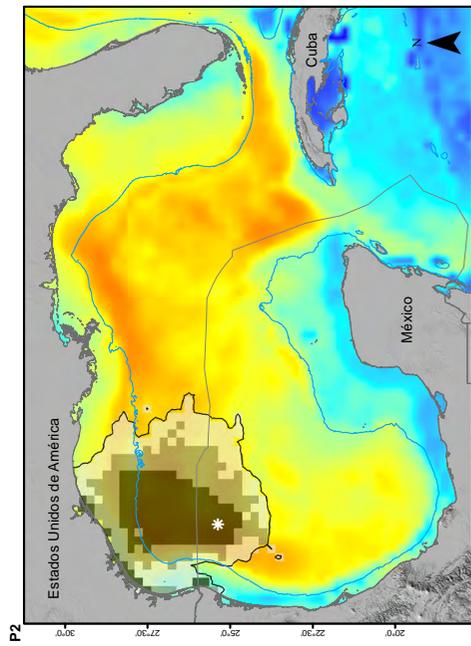
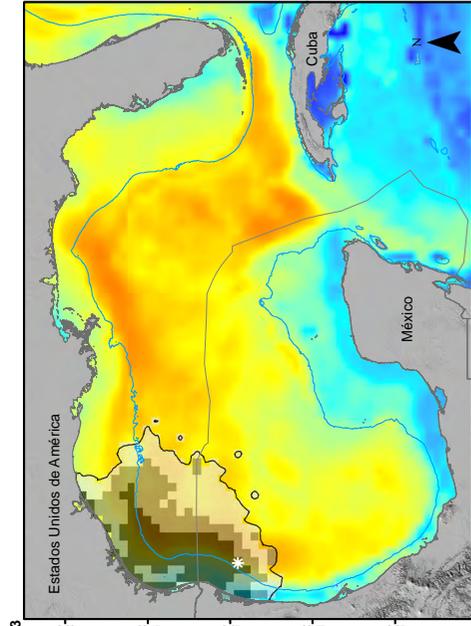
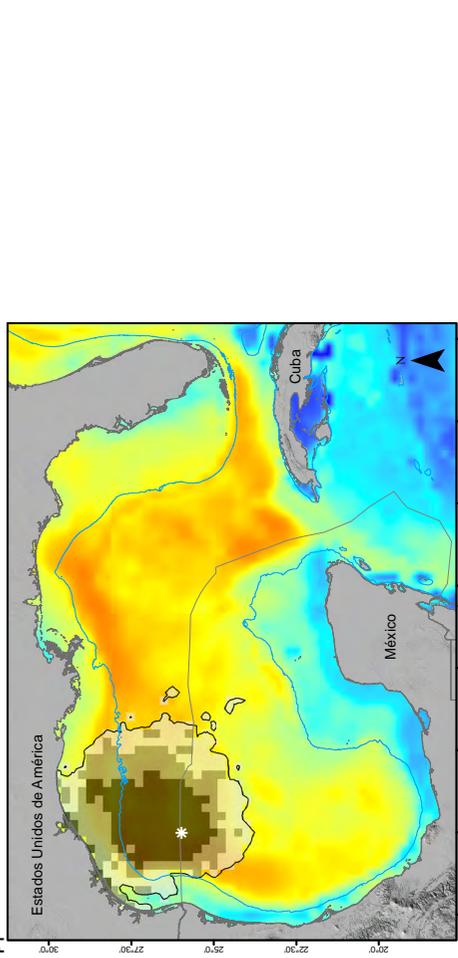
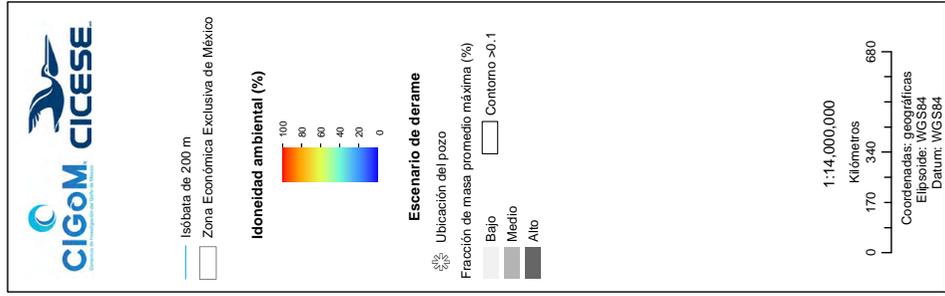


P3

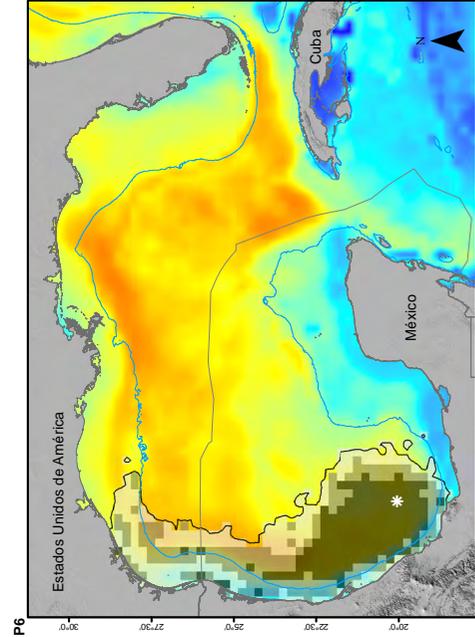
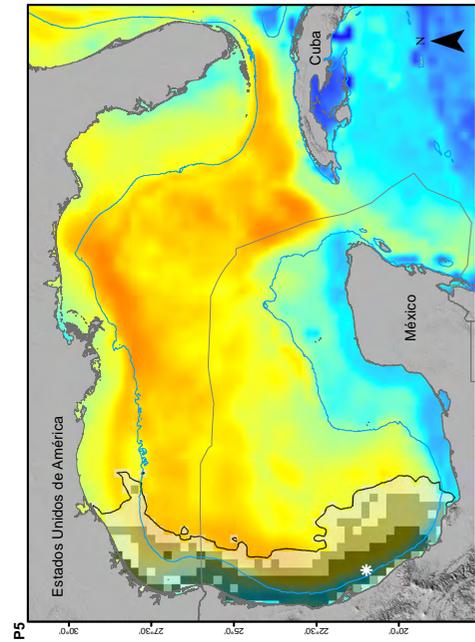
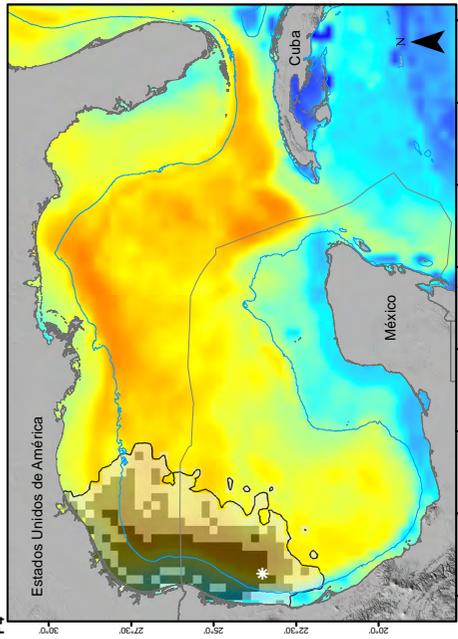
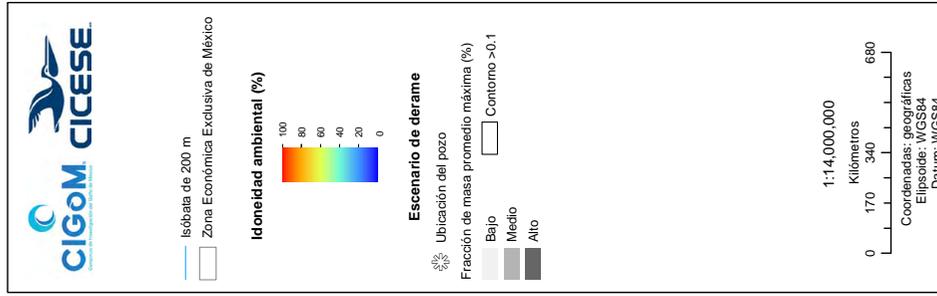
DISTRIBUCIÓN DEL HOTSPOT DE TIBURONES Y MANTAS, Y ESCENARIOS DE DERRAME DE PETRÓLEO INTERMEDIO



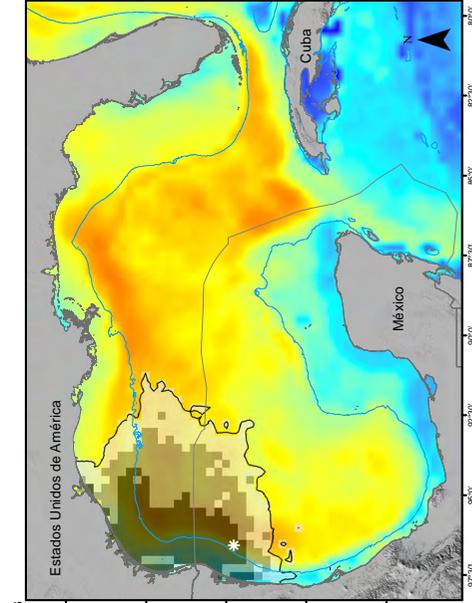
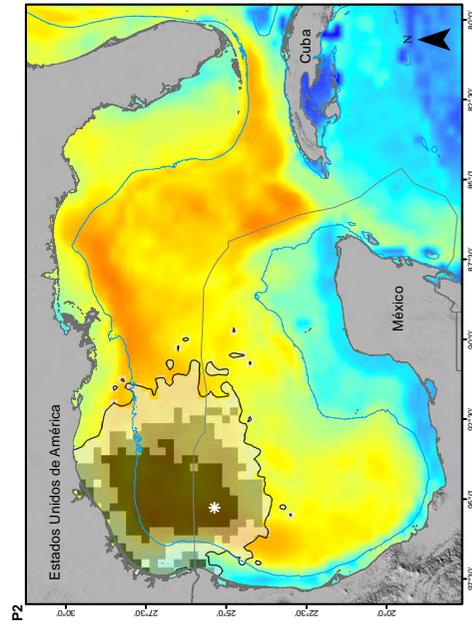
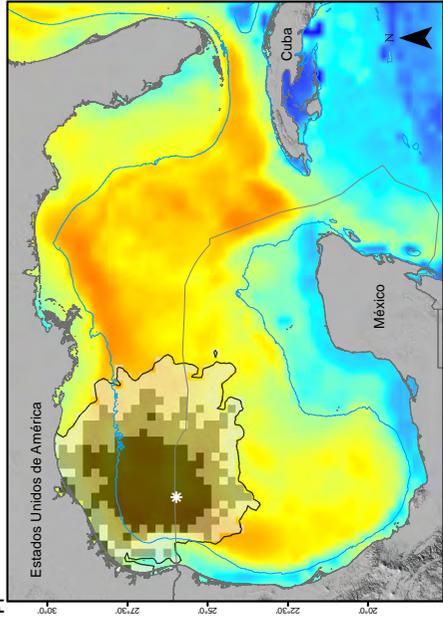
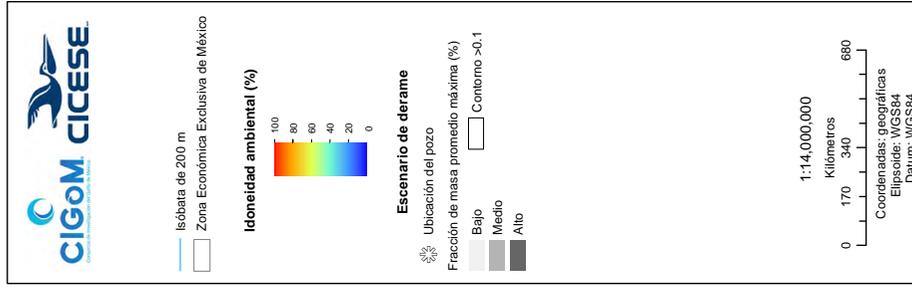
IDONEIDAD AMBIENTAL DEL ATÚN ALETA AMARILLA, Y ESCENARIOS DE DERRAME DE PETRÓLEO LIGERO



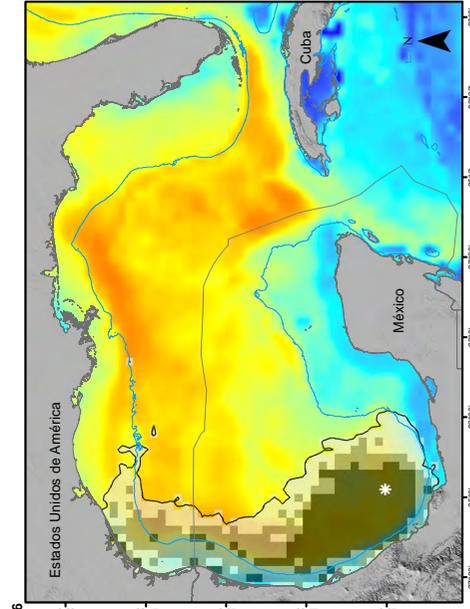
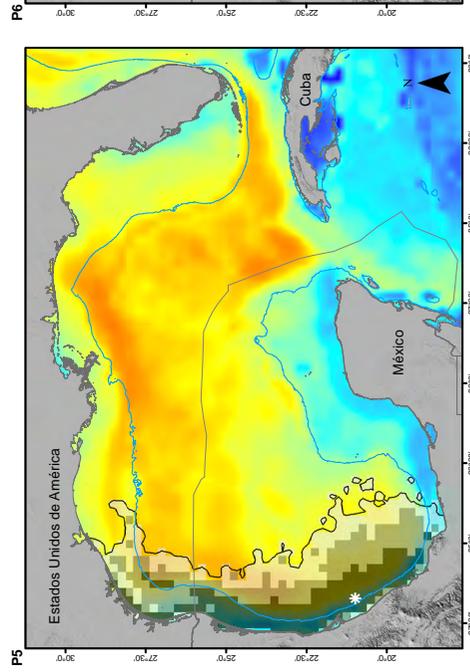
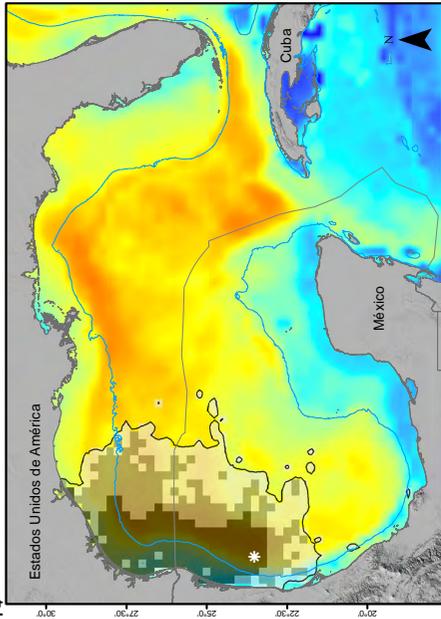
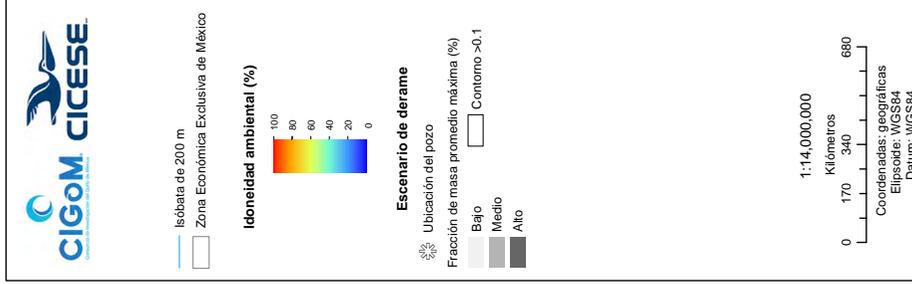
IDONEIDAD AMBIENTAL DEL ATÚN ALETA AMARILLA, Y ESCENARIOS DE DERRAME DE PETRÓLEO LIGERO



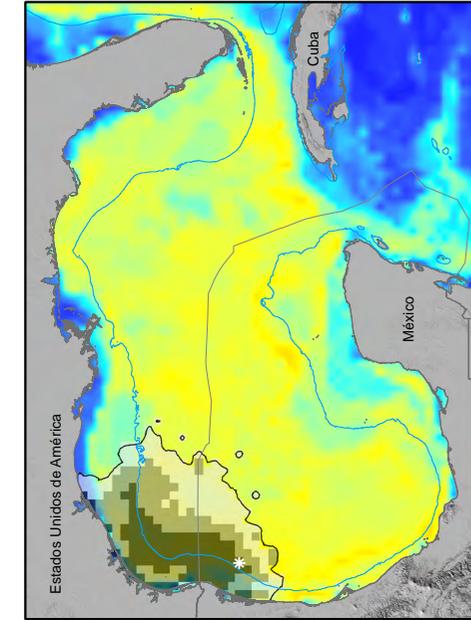
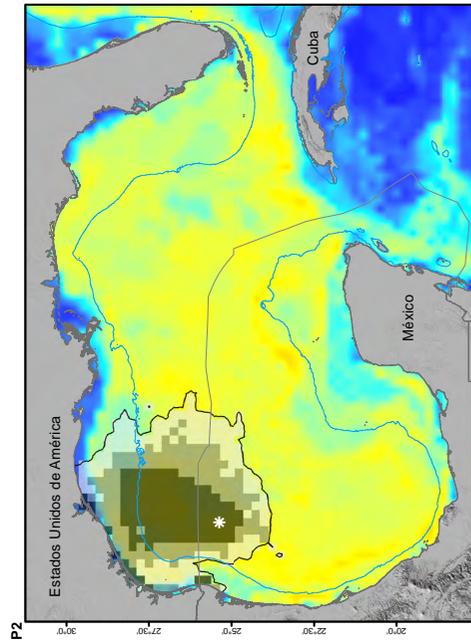
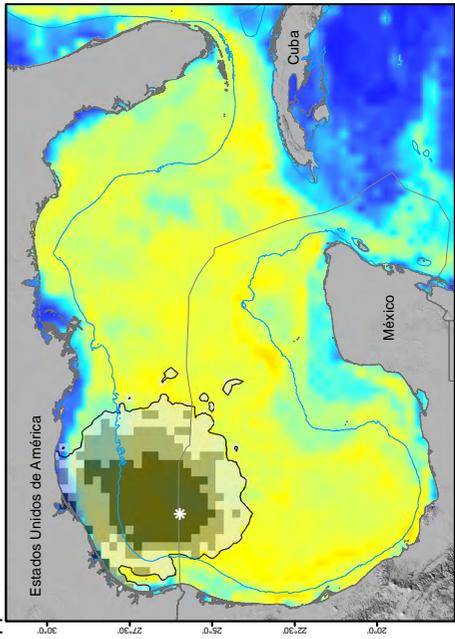
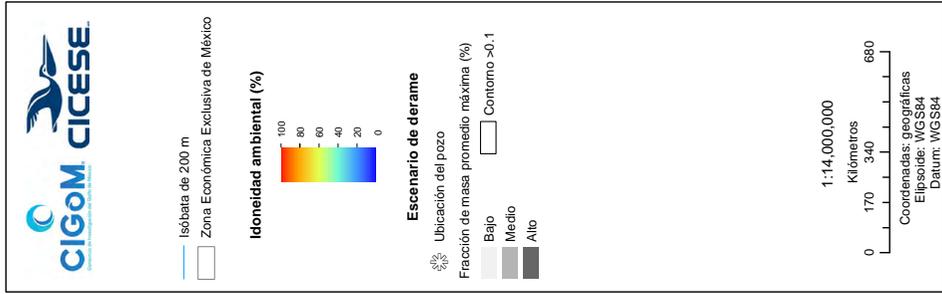
IDONEIDAD AMBIENTAL DEL ATÚN ALETA AMARILLA, Y ESCENARIOS DE DERRAME DE PETRÓLEO INTERMEDIO



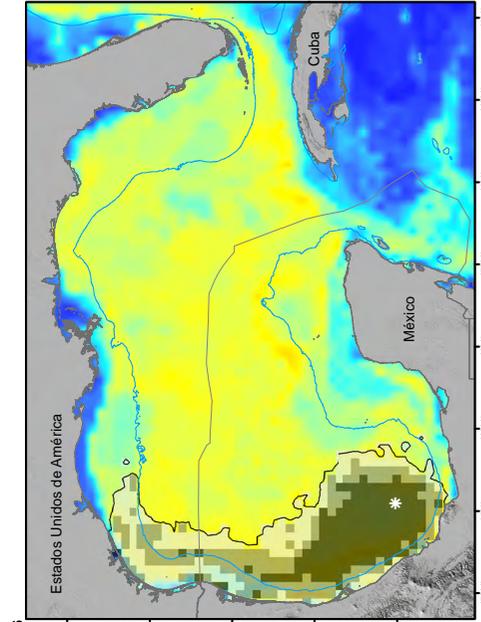
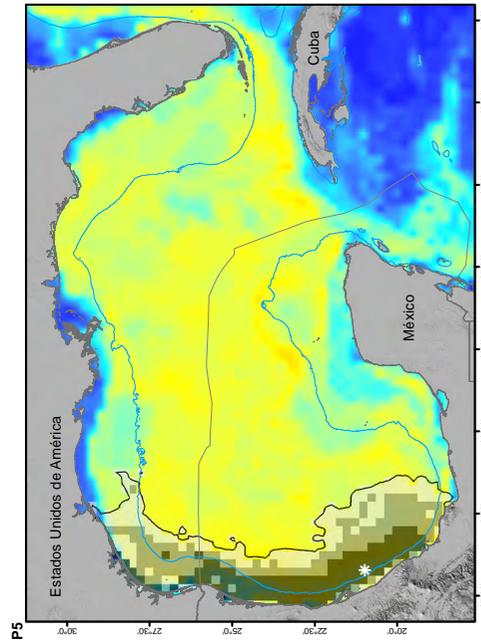
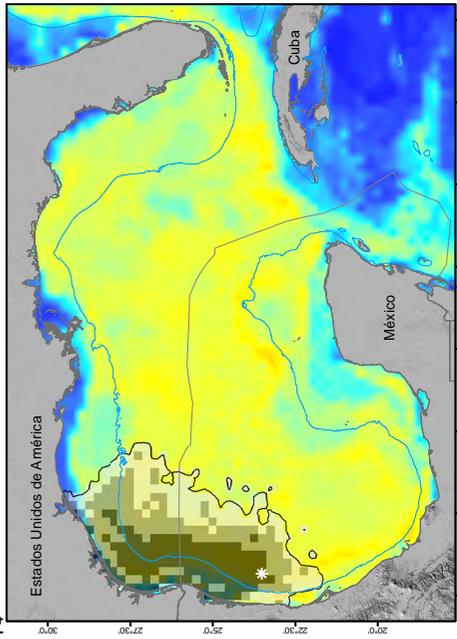
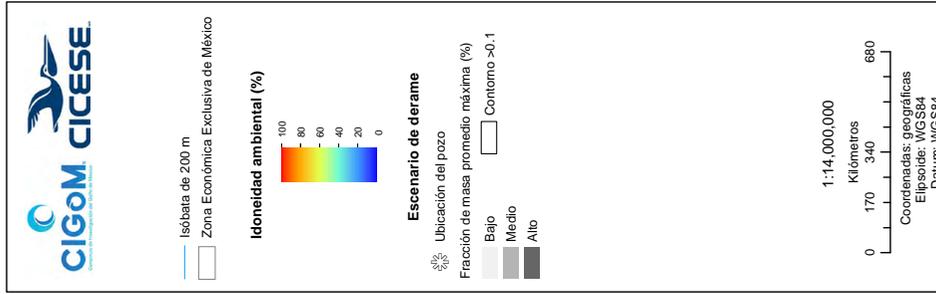
IDONEIDAD AMBIENTAL DEL ATÚN ALETA AMARILLA, Y ESCENARIOS DE DERRAME DE PETRÓLEO INTERMEDIO



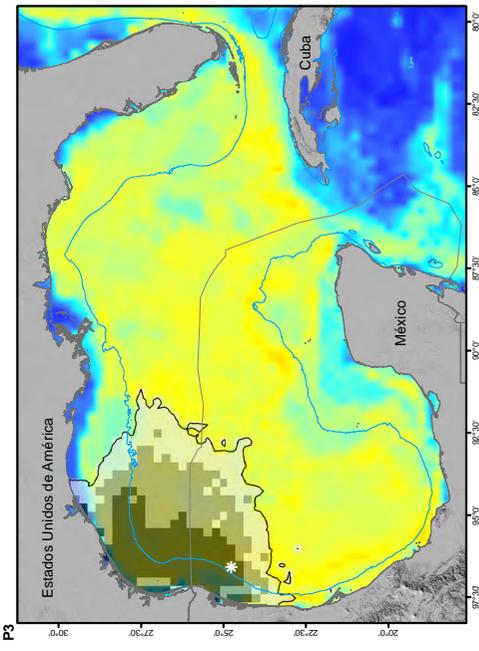
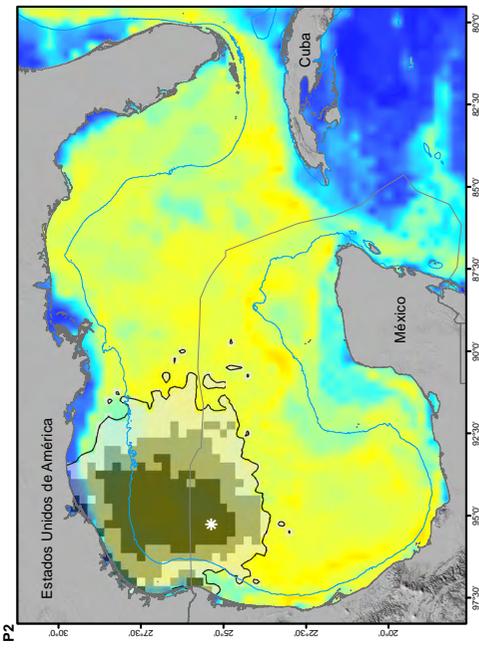
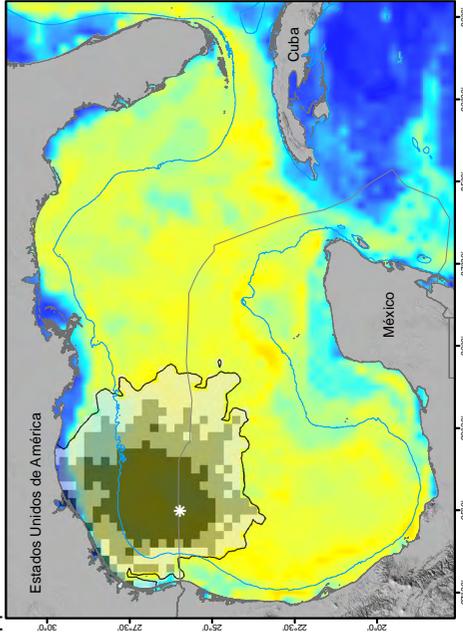
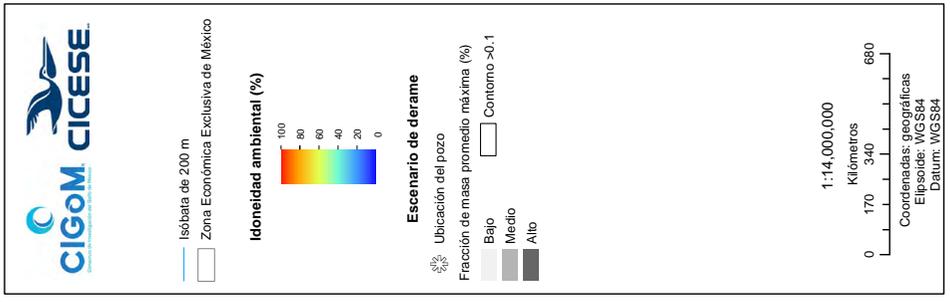
IDONEIDAD AMBIENTAL DEL TIBURÓN BALLENA, Y ESCENARIOS DE DERRAME DE PETRÓLEO LIGERO



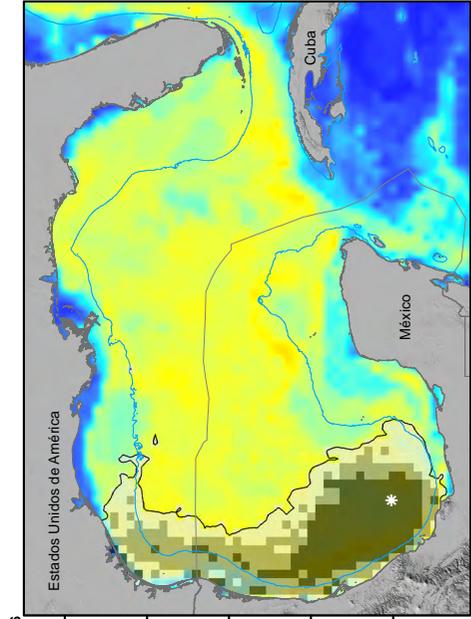
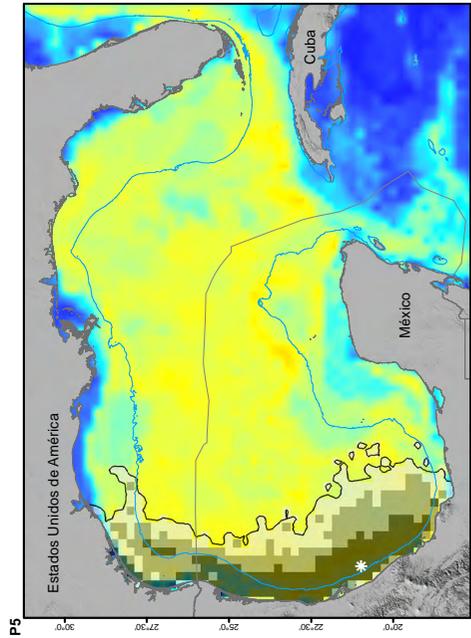
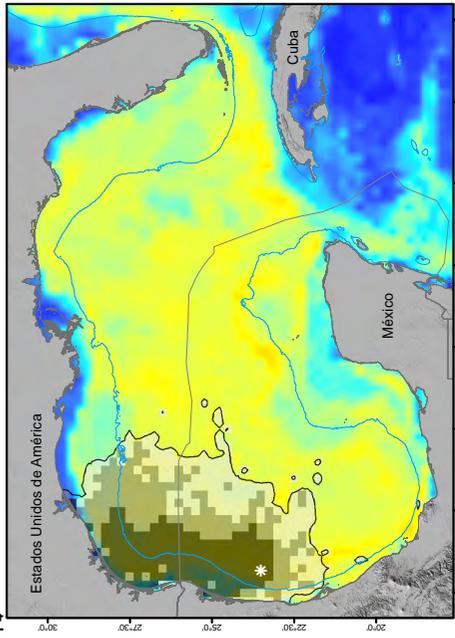
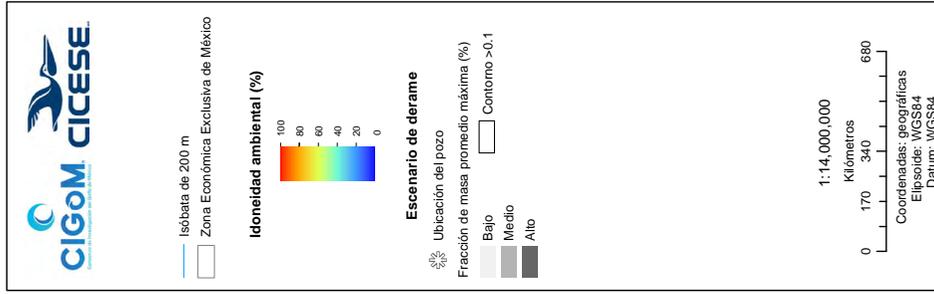
IDONEIDAD AMBIENTAL DEL TIBURÓN BALLENA, Y ESCENARIOS DE DERRAME DE PETRÓLEO LIGERO



IDONEIDAD AMBIENTAL DEL TIBURÓN BALLENA, Y ESCENARIOS DE DERRAME DE PETRÓLEO INTERMEDIO



IDONEIDAD AMBIENTAL DEL TIBURÓN BALLENA, Y ESCENARIOS DE DERRAME DE PETRÓLEO INTERMEDIO





CAPÍTULO 4

Vulnerabilidad integral de pastos marinos en las costas de la Península de Yucatán

Gilberto Hernández Cárdenas,* Alma Delia Toledo-Guzmán,* Angélica Itai Mijangos Hernández,† Yasser Said López de Olmos Reyes,* Fernando Valdez Cruz,† Iliana Pérez Espinosa,§ Margarita E. Gallegos Martínez†

INTRODUCCIÓN

La vegetación acuática sumergida (VAS) está conformada por pastos marinos y macroalgas (Gallegos *et al.*, 2018). En la VAS las praderas de pastos marinos son componentes fundamentales que se encuentran constituidas por una o varias especies dominantes, algunas veces entremezcladas (Barrios y Gómez 2001). En las costas de la península de Yucatán, la flora de pastos marinos está representada por las especies *Thalassia testudinum* (Banks ex König); *Syringodium filiforme* (Kutz), *Halodule wrightii* (Ascherson) (Gallegos, 2010; Pérez *et al.*, 2018) y *Halophila decipiens* (Ostenfeld) (Espinoza-Avalos, 1996). La composición y distribución de la VAS depende de los intervalos de tolerancia de cada una de las especies a los parámetros físico-químicos tales como temperatura, salinidad, atenuación de la luz, disponibilidad de nutrientes, composición de los sedimentos y profundidad de los mismos (van Tussenbroek *et al.*, 2006).

La VAS se encuentran entre los ecosistemas más valiosos y productivos en el mundo (Costanza *et al.*, 1997), que además es considerada como uno de los ingenieros en el ecosistema, ya que reduce la velocidad de las corrientes, modifica las características del sedimento y la altura de la columna de agua (Koch 2001). Exportan materia orgánica hacia los ecosistemas adyacentes, sirve de refugio y área de desarrollo de peces juveniles e invertebrados, mejora la calidad del agua al reducir las partículas y absorber nutrientes disueltos, y los rizomas y las raíces de los pastos marinos estabilizan los sedimentos y previenen la resuspensión de las partículas (Hemminga y Duarte 2008). También contribuyen a mitigar el cambio climático mediante el secuestro de dióxido de carbono (CO₂) de la atmósfera y de los océanos (CO_{2ac}), el cual es absorbido durante la fotosíntesis, generando un almacenamiento significativo de carbono (Duarte *et al.*, 2005; Howard *et al.*, 2014). Desafortunadamente, la VAS se ha visto afectada por la concentración y aumento de actividades y asentamientos humanos a

* Departamento de Biología, Universidad Autónoma Metropolitana

† Departamento de Hidrobiología, Universidad Autónoma Metropolitana

§ Comisión Nacional para la Conservación y Uso de la Biodiversidad (CONABIO)

CÓMO CITAR: Hernández Cárdenas, G., Toledo-Guzmán, A. D., Mijangos Hernández, A. I., López de Olmos Reyes, Y. S., Valdez Cruz, F., Pérez Espinosa, I., Gallegos Martínez, M. E. (2020). Vulnerabilidad integral de pastos marinos en las costas de la Península de Yucatán. En M. L. Aguirre Macedo, P. Pérez Brunius y L. E. Saldaña-Ruiz (Eds.), *Vulnerabilidad ecológica del golfo de México ante derrames de gran escala* (pp. 119-148). Ensenada: CICESE. doi: <http://doi.org/10.5281/zenodo.4527457>

lo largo de los litorales y estuarios en todo el mundo (Bonanno y Orlando-Bonaca, 2017). Las principales amenazas se derivan de actividades como la extracción petrolera, el turismo y las actividades agropecuarias, que generan pérdida de estos ecosistemas, disminución de la calidad del agua, modificación de la línea de costa, sobre explotación de los recursos costeros, daño físico por la pesca de arrastre y anclaje, entre otros impactos (de la Lanza *et al.*, 2001, Short *et al.*, 2001), lo que genera vulnerabilidad en las praderas de pastos marinos.

En esta investigación se evaluó la vulnerabilidad integral de la vegetación acuática sumergida

de la península de Yucatán bajo seis amenazas: pérdida de la diversidad bentónica, su vulnerabilidad ambiental, erosión de la costa, desarrollo turístico, vulnerabilidad de la costa ante derrames petroleros y fenómenos ciclónicos extremos (Figura 1).

El concepto de vulnerabilidad ha sido ampliamente discutido por diversos autores y tiene gran importancia en las ciencias naturales y en las sociales (Adger, 2006; Hamidi, Zeng, y Khan, 2020). De acuerdo con Adger (2006) la vulnerabilidad nos permite describir estados de susceptibilidad de sistemas socio-ambientales ante diferentes amenazas, de tal manera que su evaluación genere información

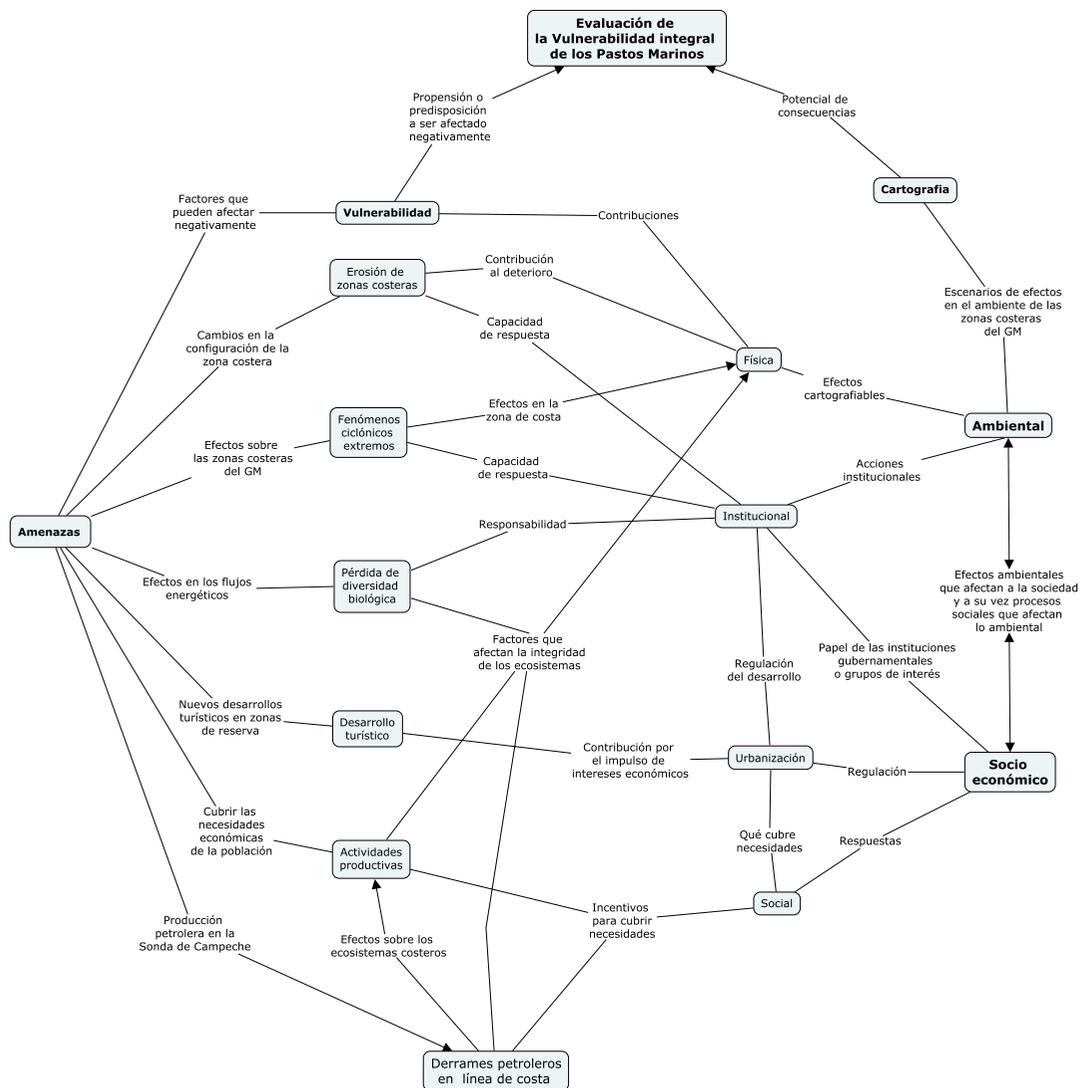


Figura 1. Modelo conceptual de la evaluación de la vulnerabilidad integral de los pastos marinos en la península de Yucatán.

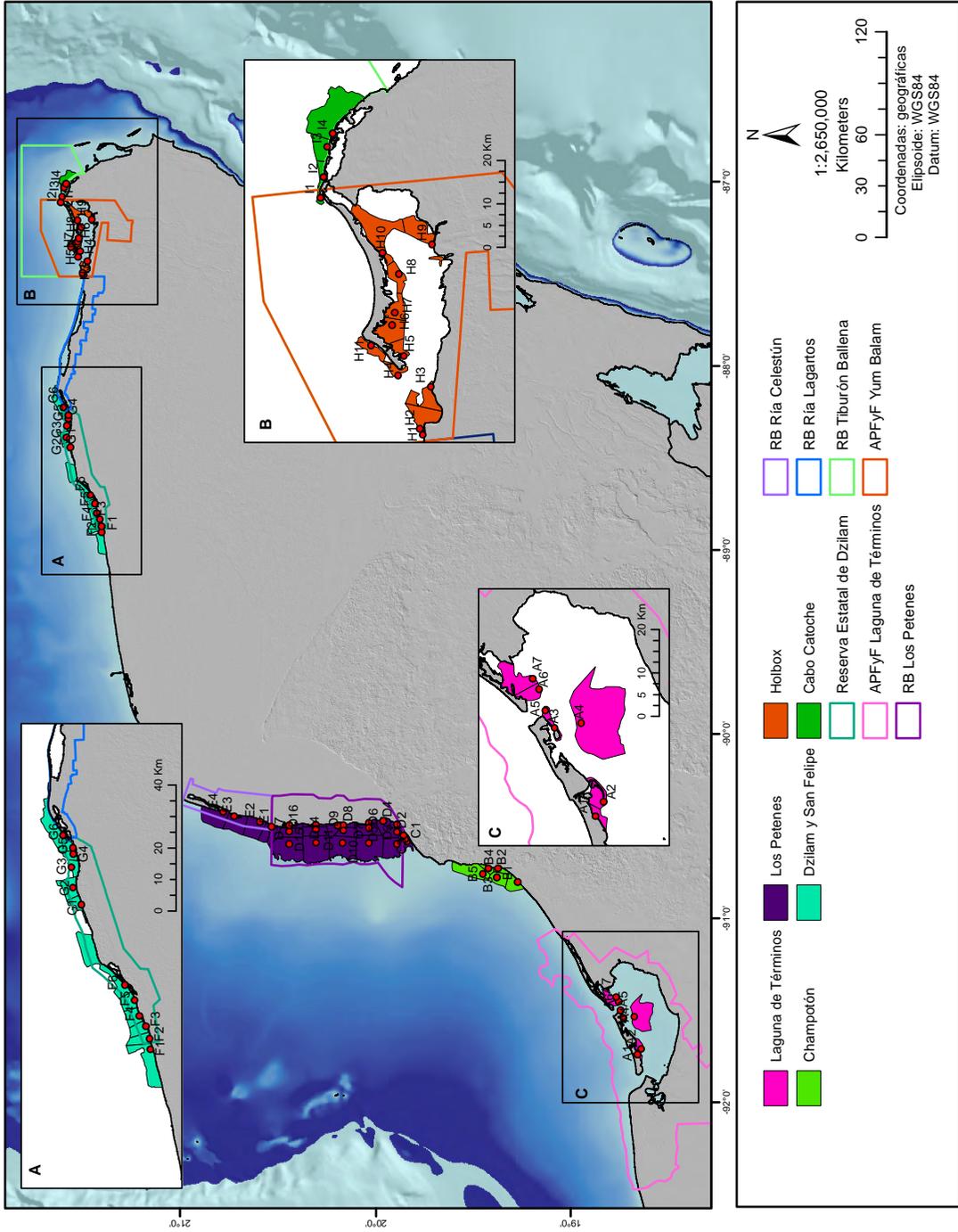


Figura 2. Mapa de la zona de estudio. APFyF (área de protección de flora y fauna), RB (reserva de la biosfera). Fuente: elaboración propia

que permita llevar a cabo medidas de acción enfocadas en la reducción de esas amenazas. Esto implica que la vulnerabilidad tiene un contexto espacial específico y su evaluación genera resultados que son válidos bajo ciertas condiciones de exposición, susceptibilidad y resiliencia de un sistema específico (Hamidi *et al.*, 2020). La exposición se entiende como la posibilidad de que el objeto de interés (en este caso la VAS) se vea afectado por la presencia de una amenaza en una misma área (Amaratunga *et al.*, 2009), mientras que la susceptibilidad se refiere a que el sistema tiene elementos expuestos debido a que hay condiciones socio-ambientales que aumentan la probabilidad de que sea expuesto (Balica, Douben, y Wright, 2009).

ÁREA DE ESTUDIO

El área de estudio se localiza en la península de Yucatán, y se establecieron seis zonas de monitoreo que van desde la laguna de Términos en Campeche hasta cabo Catoche en el estado de Quintana Roo (Figura 2). A lo largo de estas zonas se establecieron 63 sitios de monitoreo, el criterio para su elección fue la presencia de VAS. De estos sitios se excluyó la zona de Progreso (localizada entre Los Petenes y Dzilam), ya que, aunque tiene distribución de macroalgas, no cuenta con presencia de pastos marinos, razón por la que se decidió que no formara parte de las zonas de monitoreo del presente proyecto.

EVALUACIÓN DE LA VULNERABILIDAD INTEGRAL DE PASTOS MARINOS

Cada una de las amenazas consideradas para generar el modelo de vulnerabilidad integral (VI) requirieron de un modelo conceptual con información de diferentes fuentes cartográficas, escalas y con estadísticas a diferentes niveles administrativos. El modelo de VI de la VAS se realizó mediante una combinación lineal ponderada (WLC) de las siguientes amenazas: pérdida de la biodiversidad, vulnerabilidad ambiental de la VAS, erosión de la costa, desarrollo turístico, vulnerabilidad de la costa ante derrames petroleros y fenómenos ciclónicos extremos.

Para calcular la contribución al modelo de cada una de estas amenazas se utilizó la técnica

de proceso jerárquico analítico (AHP, por sus siglas en inglés) de Saaty (1995). Dicha técnica consiste en aplicar una generalización del método de eigenvectores para determinar el orden de importancia (también llamado valor de contribución o ponderación) de cada amenaza al modelo general a través de una matriz de comparación pareada. La matriz relaciona la influencia entre cada una de las amenazas, asignándoles valores de acuerdo a la escala propuesta por Saaty (Tabla 1). Los valores indican si una amenaza tiene mucha influencia sobre otra, si ambas tienen el mismo valor de importancia o si hay una influencia moderada de una amenaza sobre otra. La asignación de los valores se hace en función del conocimiento teórico de influencia de una amenaza sobre otra.

Se realizaron varias matrices hasta obtener valores del índice de consistencia (CI) y la razón de consistencia (CR) menores a 0.1, ya que esto indica que los valores de ponderación de cada amenaza son los adecuados. En nuestro modelo VI se obtuvieron valores de CI de 0.091 y 0.073 de CR. Este procedimiento se realizó introduciendo la matriz pareada en el sistema de información geográfica (SIG) QGIS versión 2.8, utilizando el complemento Easy AHP.

Para generar el modelo de vulnerabilidad integral de VAS se combinaron las capas cartográficas de las seis amenazas en el software para SIG Arc Map 10.3, utilizando el complemento Weighted overlay, y los valores de ponderación obtenidos con el Easy AHP (Tabla 2). Este modelo permitió visualizar cartográficamente la vulnerabilidad de las áreas de VAS, donde se incluyen los pastos marinos.

Vulnerabilidad de las zonas de distribución de la vegetación acuática sumergida ante la pérdida de la biodiversidad

La vulnerabilidad de las zonas de monitoreo de pastos marinos (que incluyen a la VAS) se estimó conjuntando tres criterios: contaminación pecuaria, pérdida de manglares, y la diversidad bentónica, la cuál es reconocida como un atributo que incrementa la resistencia y resiliencia de los ecosistemas que han sufrido una perturbación (Douglas *et al.*, 2017). Una baja diversidad puede potencia-

Tabla 1. Escala de Saaty para establecer la escala de preferencias.

Fuente: Saaty (1995).

ESCALA NUMÉRICA	ESCALA VERBAL
1	Ambos elementos son de igual importancia Ambos elementos contribuyen con la propiedad en igual forma
3	Moderada importancia de un elemento sobre otro La experiencia y el juicio favorece a un elemento sobre otro
5	Fuerte importancia de un elemento sobre otro Un elemento es fuertemente favorecido
7	Muy fuerte importancia de un elemento sobre otro Un elemento es muy fuertemente dominante
9	Extrema importancia de un elemento sobre otro Un elemento es favorecido, por lo menos con un orden de magnitud de diferencia
2, 4, 6, 8	Valores intermedios entre dos juicios adyacentes Usados como valores de consenso entre dos juicios

Tabla 2. Ponderaciones de los criterios del modelo de vulnerabilidad integral de VAS.

Fuente: elaboración propia.

CRITERIOS	VALOR DE PONDERACIÓN
1. Pérdida de la biodiversidad	0.360
2. Vulnerabilidad ambiental de la VAS	0.327
3. Erosión de la costa	0.129
4. Desarrollo turístico	0.114
5. Vulnerabilidad de la costa ante derrames petroleros	0.045
6. Fenómenos ciclónicos extremos	0.025

lizar los efectos negativos de una perturbación generando una recuperación más lenta, porque una redundancia ecológica es la clave para mejorar la resiliencia de los ecosistemas (Baggini, Issaris, Salomidi y Hall-Spencer, 2015), entonces con valores bajos de biodiversidad los ecosistemas se ven amenazados, de ahí su importancia de ser considerada en la evaluación de este modelo.

A continuación, se describen estos criterios, la metodología para calcularlos y generar los escenarios cartográficos, los principales resultados

y su discusión. Posteriormente se menciona como se utilizó esta información para evaluar la vulnerabilidad de las zonas de distribución de VAS ante la pérdida de la biodiversidad.

Patrones de diversidad de comunidades bentónicas

Las clases de moluscos Bivalvia y Gastropoda son de las más abundantes y diversas dentro de la VAS (Antit *et al.*, 2016). Su presencia se asocia

al incremento de la diversidad de los ecosistemas (Hemminga y Duarte 2000), razón por la que han sido utilizadas como un indicador de la riqueza de otros taxa (Smith 2005). En este trabajo se tomaron como indicadores de diversidad de las praderas de pastos marinos que componen a la VAS. Para realizar el análisis de los patrones de diversidad se utilizaron los datos a nivel taxonómico de especie de los organismos bentónicos colectados en las tres temporadas climáticas; secas, lluvias y nortes durante 2017, y se realizaron a lo largo de las 63 estaciones de monitoreo desde laguna de Términos, en el estado de Campeche hasta cabo Catoche en Quintana Roo. Se identificaron en total 22 897 organismos. Para calcular y mapear la riqueza de especies, el índice de dominancia de Simpson, el índice de equitatividad de Shannon y el índice de biodiversidad de Margalef se utilizó el software Diva GIS 7.0 (Hijmans *et al.*, 2012) (Anexo A).

Los patrones de diversidad mostraron que laguna de Términos es la zona que tuvo menor diversidad bentónica, mientras que la parte más alejada de la costa de Los Petenes fue la que tuvo mayor diversidad, seguida de la zona norte de Champotón y de Dzilam. Las zonas con mayor diversidad presentan más resistencia y resiliencia ante las perturbaciones tanto naturales como antrópicas, por lo que son menos vulnerables que aquellas que poseen menor biodiversidad (Baggini *et al.*, 2015; Douglas *et al.*, 2017; Sotelo-Casas *et al.*, 2019).

Pérdida de manglares

Los ecosistemas de pastos marinos y manglares se encuentran interconectados por diferentes procesos de migración de fauna tanto terrestre como marina en diferentes estados de su ciclo de vida, proporcio-

nando hábitat, refugio y alimento. Además, los procesos de reciclado de nutrientes que se llevan a cabo en los manglares enriquecen las praderas marinas más cercanas y viceversa (Chittaro, Usseglio, y Sale 2005; Fortes 1988; Holmer y Bachmann Olsen 2002; Unsworth *et al.*, 2008; Verweij *et al.*, 2006; Yáñez-Arancibia, Lara-Domínguez, y Day 1993). Se han demostrado varios beneficios ecosistémicos que tienen los manchones de pastos marinos que se encuentran cercanos a los manglares, por lo que su eliminación trae consigo consecuencias devastadoras para los pastos marinos (Skilleter *et al.*, 2005).

Se analizaron los cambios en la cobertura del manglar para los años 2005, 2010 y 2015, estableciendo tres categorías de cambio: permanencia, pérdida y regeneración. Las capas utilizadas fueron tomadas del Atlas de naturaleza y sociedad (CONABIO, 2015) y se combinaron para detectar las zonas en cada categoría de cambio. Dado que el modelo se basa en el supuesto de que, a mayor cercanía del manglar a las praderas de pastos marinos, mayor es la conectividad entre los ecosistemas, se calculó la distancia euclidiana de la capa de cambios en la cobertura del manglar a los manchones de distribución de VAS, misma que se categorizó en tres niveles: cercano (0 a 5 km), medianamente cercano (6 a 15 km) y lejano (16 a 30 km). Finalmente, se definieron nueve categorías de vulnerabilidad ante la pérdida de manglar (Tabla 3) considerando las categorías de cambio y de distancia.

El modelo mostró que las áreas más vulnerables ante la pérdida de los manglares son Dzilam y San Felipe en contraste, las áreas de menor vulnerabilidad ante la pérdida de los manglares son Los Petenes y Celestún. La mayor parte del área de Los Petenes se localiza en la reserva de la biósfera del mismo nombre, tal vez por esto no se presentaron grandes cambios en la cobertura del manglar, y el

Tabla 3. Categorías de vulnerabilidad de la VAS ante la pérdida de manglares.

Fuente: elaboración propia

CATEGORÍA DE CAMBIO	DISTANCIA DE LA VAS A LOS MANGLARES		
	CERCANO	MEDIANAMENTE CERCANO	LEJANO
Permanencia	1. Extremadamente bajo	2. Muy bajo	3. Bajo
Regeneración	6. Alto	5. Medio	4. Medio bajo
Pérdida	9. Extremadamente alto	8. Muy alto	7. Medio alto

área de Celestún, aunque no se encuentra dentro de un área de protección, presenta un buen estado de conservación.

Contaminación por actividades pecuarias

Como indicador de contaminación por actividades pecuarias se utilizó el ingreso monetario a nivel municipal por actividades pecuarias (Balvanera *et al.*, 2008). La evaluación se basó en el supuesto de que a mayor ingreso hay mayor acumulación de contaminantes, ya que se ha demostrado que existe una infiltración de los contaminantes que termina en los mantos acuíferos (Cho, Cho y Kim, 2000). Para relacionar los datos de ingreso monetario con la VAS se realizó un modelo de acumulación, calculando la red de flujos con las cuencas y las escorrentías que se obtuvieron a partir del modelo digital de elevación (MDE) del SRTM-CGIAR (Suttle Radar Topography Mission-Consultative Group on International Agricultural Research) con una resolución espacial de 90 metros. Las escorrentías van acumulando los contaminantes en las cuencas por acción de la gravedad y al final desembocan en el mar. De esta manera se cuantificaron estas acumulaciones sumando las cuencas que se encontraban en cada escorrentía hasta su llegada al mar. El MDE está en formato ráster, por lo que cada pixel tenía un valor de acumulación que iba permaneciendo o incrementando (suma) hasta llegar a los píxeles del mar donde se obtenía el valor final de contaminación pecuaria por acumulación. El cálculo se realizó en el software GRASS GIS 7.0 utilizando el algoritmo llamado *r.watershed* que permite calcular las acumulaciones por cuencas. Se encontró que las zonas más vulnerables a la contaminación pecuaria son la parte norte de Champotón, Los Petenes, Celestún y Dzilam. En contraparte son laguna de Términos, Holbox y cabo Catoche las áreas que presentaron menor riesgo, debido a que en estas zonas hay una baja actividad pecuaria.

Modelo general ante la pérdida de la biodiversidad

Para realizar el modelo general de pérdida de biodiversidad se aplicó la técnica AHP (Saaty, 1995) descrita en el apartado de la generación del mo-

dulo de vulnerabilidad integral. Las ponderaciones de los criterios se muestran en la Tabla 4. El índice de consistencia (CI) fue de 0.002 y la razón de consistencia (RC) 0.003, por lo que la matriz de comparación pareada es aceptable.

Tabla 4. Ponderación de los criterios del modelo de pérdida de la biodiversidad.

Fuente: elaboración propia.

CRITERIOS	VALOR DE PONDERACIÓN
1. Pérdida de manglares	0.447
2. Patrones de diversidad de bentos	0.447
3. Contaminación por actividades pecuarias	0.104

Los resultados muestran que laguna de Términos es la zona más vulnerable ante la pérdida de la biodiversidad, seguida de Dzilam y la parte interna de la laguna de Yalahau (zona de Hólbax). En contraste, Champotón, Celestún en la zona de los Petenes y la parte más alejada de la costa de Los Petenes son las áreas menos vulnerables (Figura 3).

Vulnerabilidad ambiental de la vegetación acuática sumergida

La vulnerabilidad ambiental de la VAS se estimó a partir del índice de impacto ambiental con indicadores de magnitud, extensión y duración (MED) propuesto por Bojórquez-Tapia *et al.* (1998). Se consideraron como factores ambientales limitantes para la VAS el pH, la salinidad, la temperatura y la eutrofización, ya que estos son los principales parámetros físico-químicos que determinan la distribución y la fisiología de la VAS (van Tussenbroek *et al.*, 2010). Para establecer los intervalos de tolerancia a cada uno de los factores ambientales analizados de las macroalgas y tres especies de pastos marinos que se distribuyen en la península de Yucatán (*T. testudinum*, *H. wrightii* y *S. filiforme*), se realizó una búsqueda bibliográfica. A cada referencia se le agregó un indicador de calidad dependiendo de la localización de la zona de estudio; se asignó el valor de 1 a los estudios realizados dentro de la zona

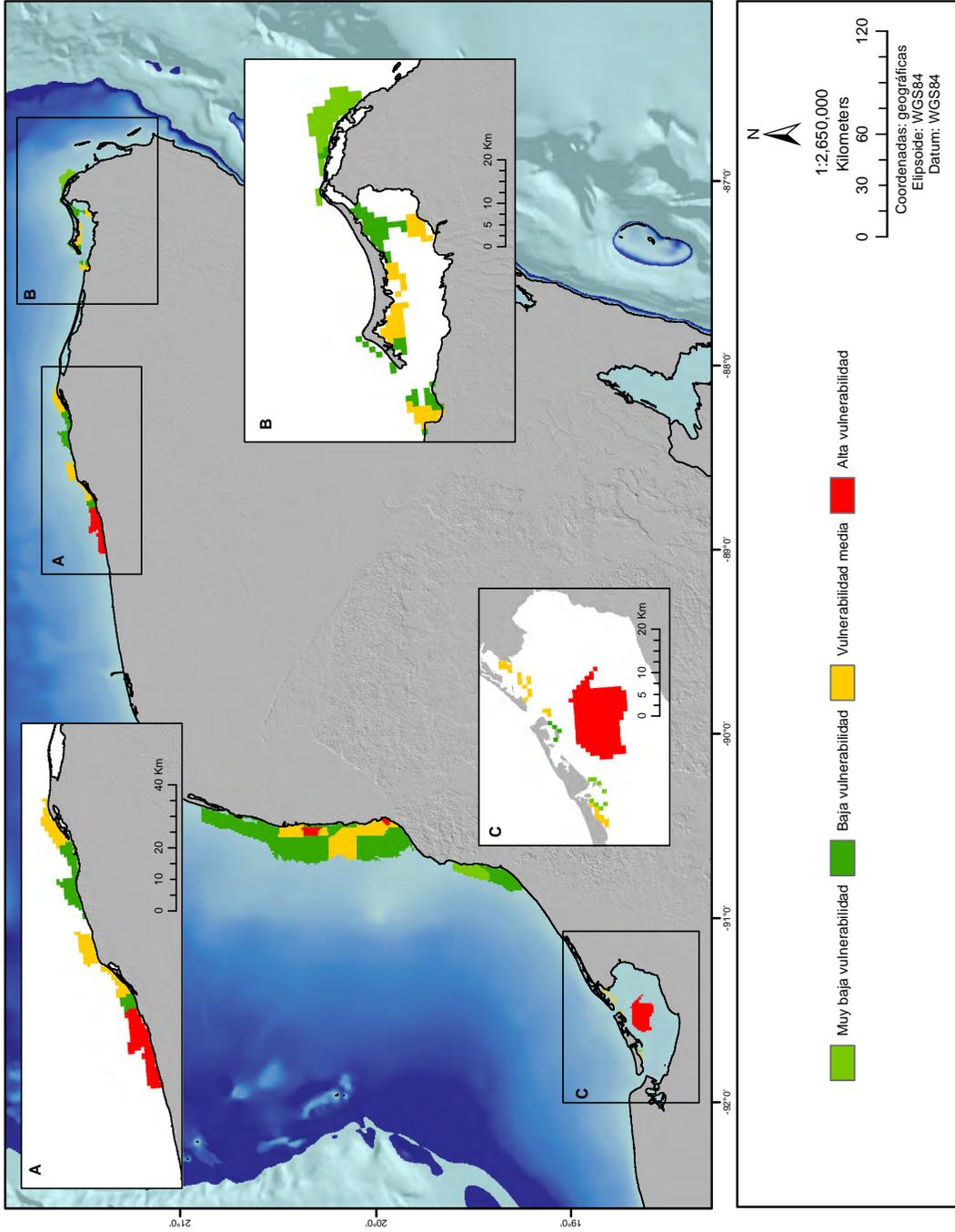


Figura 3. Mapa de la vulnerabilidad de las zonas de distribución de pastos marinos ante la pérdida de la biodiversidad

Fuente: elaboración propia

marítima nacional del golfo de México y Caribe (exclusivamente en Quintana Roo) por estar más cerca de nuestra zona de estudio, y el valor de calidad de 2 a trabajos de la zona norte del golfo de México, más alejados de nuestra zona de estudio. Se realizó una comparación entre los valores ambientales limitantes reportados en la literatura y los datos ambientales tomados en campo, los cuales se obtuvieron durante nueve monitoreos en las 63 estaciones de muestreo que comprendieron la zona de estudio. Los muestreos se realizaron entre 2016 y 2018, durante las tres temporadas climáticas del año: secas, lluvias y nortes. Con estos datos se calculó la mediana para los valores ambientales mínimos y máximos de cada especie de VAS. A partir de estos dos valores se definieron los intervalos de tolerancia ambiental para

los cuatro tipos de VAS. Se utilizó la mediana porque es un estadístico más robusto que el promedio, al no considerar los valores extremos (Tabla 5).

El grado de eutrofización se determinó a partir del índice trófico TRIX, el cual está basado en la fórmula de Vollenweider *et al.* (1998):

$$TRIX = \frac{(LOG[ChA \times aD\%O \times DIN \times PT] + k)}{m}$$

Donde cada uno de los componentes representa un estado trófico variable:

Factores de productividad: concentración de clorofila a en mg/m³ (ChA) y valor absoluto de la desviación del porcentaje de saturación de oxígeno disuelto (aD%O).

Tabla 5. Intervalos de tolerancia de los tipos de VAS a cada uno de los factores ambientales limitantes obtenidos de la revisión bibliográfica y en muestreos de campo.

Fuente: elaboración propia.

FACTOR AMBIENTAL LIMITANTE	BIBLIOGRAFÍA			DATOS DE CAMPO	
	MÍNIMO	MÁXIMO	CALIDAD	MÍNIMO	MÁXIMO
<i>Thalassia testudinum</i>					
pH	7.9	8.8	1	7.69	8.55
Salinidad	31.58	38.2	1	31.97	41.17
Temperatura	23.95	31.75	1	24.88	31.09
TRIX	4.15	7.84	1	5.19	7.29
<i>Halodule wrightii</i>					
pH	7.9	8.4	1	7.83	8.47
Salinidad	30.5	38.65	1	32.90	40.83
Temperatura	23.74	30.5	1	25.76	30.65
TRIX	6.54	7.84	1	5.75	6.87
<i>Syringodium filiforme</i>					
pH	7.8	8.6	1	7.71	8.50
Salinidad	32.3	38.5	1	33.66	40.15
Temperatura	23.87	32	1	25.54	30.81
TRIX	6.39	8	2	5.29	6.97
Macroalgas					
pH	7.8	8.6	1	7.74	8.49
Salinidad	32.3	38	1	32.90	40.83
Temperatura	23.74	30	1	25.18	30.93
TRIX	5.51	7.98	1	5.35	7.03

Factores nutricionales: Nitrógeno Inorgánico Disuelto como $\text{NO}_2 + \text{NO}_3 + \text{NH}_4$ en $\mu\text{g/L}$ (DIN) y Fósforo Total en $\mu\text{g/L}$ (PT).

Constantes: $k = 1.5$ y $m = 1.2$ son valores de escala introducidos para ajustar el valor límite más bajo del índice y la extensión de la escala trófica relacionada, de 0 a 10 unidades TRIX.

Para establecer el efecto de los factores ambientales limitantes sobre la VAS se elaboró una escala de ausencia-presencia de macroalgas y las especies de pastos marinos en las estaciones de monitoreo. Se consideró la biomasa de cada especie, tomando como mínimo 500 gr/m^2 para *T. testudinum*, 100 gr/m^2 para *H. wrightii* y *S. filiforme* y 50 gr/m^2 para las macroalgas. Estos valores se establecieron a partir de los datos de biomasa obtenidos en los muestreos de campo.

Con base en los intervalos obtenidos de la bibliografía, así como los datos obtenidos en campo de la presencia-ausencia y la biomasa de la VAS y la información de los factores ambientales limitantes de la zona de estudio, se otorgó un valor numérico en escala de uno a tres a la magnitud, extensión espacial y duración del impacto siguiendo los criterios modificados de Bojórquez-Tapia *et al.* (1998) (Tabla 6).

Una vez elaborada la matriz de magnitud, duración y extensión se estimó la MED mediante la siguiente fórmula:

$$MED_{ij} = \frac{1}{9}(M_{ij} + E_{ij} + D_{ij})$$

Donde: M_{ij} = magnitud del impacto; E_{ij} = extensión del impacto; y D_{ij} = duración del impacto; i = especies de VAS; j = factores ambientales.

El resultado final de la ecuación indicó la vulnerabilidad ambiental de la VAS de acuerdo a los intervalos de tolerancia de cada especie de VAS a los factores ambientales analizados. Los intervalos de vulnerabilidad quedaron de la siguiente manera: $0.78 - 1$ = alta, $0.51 - 0.77$ = moderada, y $0.33 - 0.50$ mínima.

A pesar de que ninguna de las zonas de monitoreo mostró valores altos de vulnerabilidad ambiental para la VAS, en la zona de laguna de Términos se encontró la distribución de VAS con más vulnerabilidad ambiental (Figura 4). Con excepción de *T. testudinum*, el resto de la VAS de esta zona presenta un alto índice de vulnerabilidad ambiental a los cuatro factores ambientales limitantes; principalmente a la salinidad. Con respecto a los pastos marinos, su exposición a la salinidad fuera del intervalo óptimo ocasiona que los procesos metabólicos clave, como la fotosíntesis, la producción de hojas nuevas y el consumo de nutrientes, puedan verse comprometidos impidiendo la rápida recuperación de la pradera de laguna

Tabla 6. Escala utilizada para determinar la magnitud, extensión y duración de la vulnerabilidad ambiental de la vegetación acuática sumergida.

ESCALA	MAGNITUD	EXTENSIÓN	DURACIÓN
<i>Thalassia testudinum</i>			
1	Mínima: las condiciones presentadas en campo se encuentran dentro de los límites mínimos y máximos establecidos a partir de la bibliografía.	Puntual: ocurre y se extiende dentro de la estación de muestreo.	Corta: la acción ocurre solo en un monitoreo.
2	Moderada: las condiciones presentadas en campo se encuentran fuera de los límites establecidos, pero dentro de los intervalos reportados en bibliografía.	Local: ocurre y/o se extiende en dos o tres estaciones de muestreo.	Mediana: la acción ocurre en dos o tres monitoreos.
3	Alta: las condiciones presentadas en campo se encuentran fuera de los intervalos reportados en bibliografía.	Regional: ocurre o su extensión excede las tres estaciones de muestreo.	Larga: la acción ocurre en más de tres monitoreos.

de Términos (Wilson y Duton 2018). En la zona de Los Petenes también se encontraron importantes manchones de vegetación con vulnerabilidad ambiental media, el resto de las zonas de estudio tuvieron valores bajos.

También se observó que *H. wrightii* es la especie que presenta la más alta vulnerabilidad ambiental en las zonas de estudio. Al ser una especie colonizadora puede generar manchones poco duraderos o transitorios, lo que explica la alternancia de esta especie en la mayoría de las estaciones de monitoreo. En contraste, *T. testudinum* es la especie con menor vulnerabilidad ambiental porque es una especie persistente que genera manchones duraderos (Kilminster *et al.*, 2015). Además, *T. testudinum* puede formar comunidades maduras y estables debido a su lento crecimiento y al desarrollo de grandes reservas de carbohidratos que utilizan para resistir las perturbaciones a corto o mediano plazo (Unsworth *et al.*, 2015).

Vulnerabilidad de la VAS a la erosión de la costa

El grado de erosión costera refleja el grado de intervención humana y los efectos de los ciclones tropicales. Para evaluar el grado de erosión de costa se utilizó información cartográfica de los cambios temporales en la línea costera de la península Yucatán. Las capas que cuantifican los cambios se obtuvieron en formato vectorial del portal de transparencia de la CONABIO (2015) y contienen información sobre pérdidas y ganancias de la línea de costa durante los siguientes periodos 1970-2005, 2005-2010 y 2010-2015.

El método que siguió la CONABIO parte de segmentar las pérdidas y ganancias de la costa en áreas de 1 ha para obtener el índice de dinámica de costa por transectos (IDCt). El desplazamiento de pérdida o ganancia (TC) se presenta en porcentaje, y es dividido entre el número de transectos totales. El desplazamiento de la línea de costa (DLC) se obtiene a través del área continental al año final (tiempo dos) menos el área continental del año inicial (tiempo uno) entre la longitud de la costa al tiempo dos y el resultado es dividido entre el año final menos el año inicial. Este cálculo se reali-

zó con la capa de pérdidas y ganancias de la costa en hectáreas y fue transformado a metros por año (m/a) para obtener la tasa de erosión costera (TEC m/a) (USGS, 2005) (Figura 5). Los valores del DLC (retroceso y acreción de la costa) fueron categorizados para indicar la dinámica costera de ganancia o pérdida por erosión de la siguiente manera: “alta erosión” valores de DLC menores a -1.5 metros por año (m/a), “erosión” valores entre -1.5 y -0.2 m/a; “estabilidad” valores entre -0.2 y 0.2 m/a y “acreción” valor mayor o igual a 1.5 m/a (Jonah, 2015 y Rangel-Buitrago *et al.*, 2015). A partir de la capa con los cálculos de la TEC y el DLC se realizó la unión espacial con la capa de distribución de la VAS para establecer si la composición de especies tiene efectos en la erosión de la costa o la relevancia de las áreas naturales protegidas (ANP) y por entidad federativa.

En la Tabla 7 se resumen los resultados del análisis del promedio de desplazamiento de línea de costa (DLC) anuales considerando los estados de la península de Yucatán en donde se encuentra la distribución de vegetación acuática sumergida (VAS) y por esquema de conservación. En el análisis se consideraron las zonas de monitoreo. Con lo que se establecen los balances entre las zonas que presentan acreción, que sean estables o que presenten erosión o alta erosión.

La información del DLC se relacionó con el tipo de cobertura del suelo, cuya importancia se resalta debido a que la cobertura o la ausencia de la misma tiene una influencia directa en el proceso erosivo, siendo más importante la cobertura arbolada, como los manglares, que pueden contribuir a la protección de la costa, mientras que las áreas sin vegetación sufren procesos de erosión más acelerados (Othman, 1994; Besset *et al.*, 2019). Por lo tanto, las zonas con vegetación que tienen una categoría DLC de acreción o erosión estable son menos vulnerables que las áreas que no tienen cobertura vegetal y están categorizados como erosión. En la Figura 6 se observan las zonas de menor a mayor erosión de la costa por procesos de erosión, estabilidad y acreción y tipo de cobertura del suelo; las áreas de vegetación en su mayoría están cubiertas por manglares, seguido de otros humedales. Laguna de Términos fue la zona que presentó un mayor grado de ero-

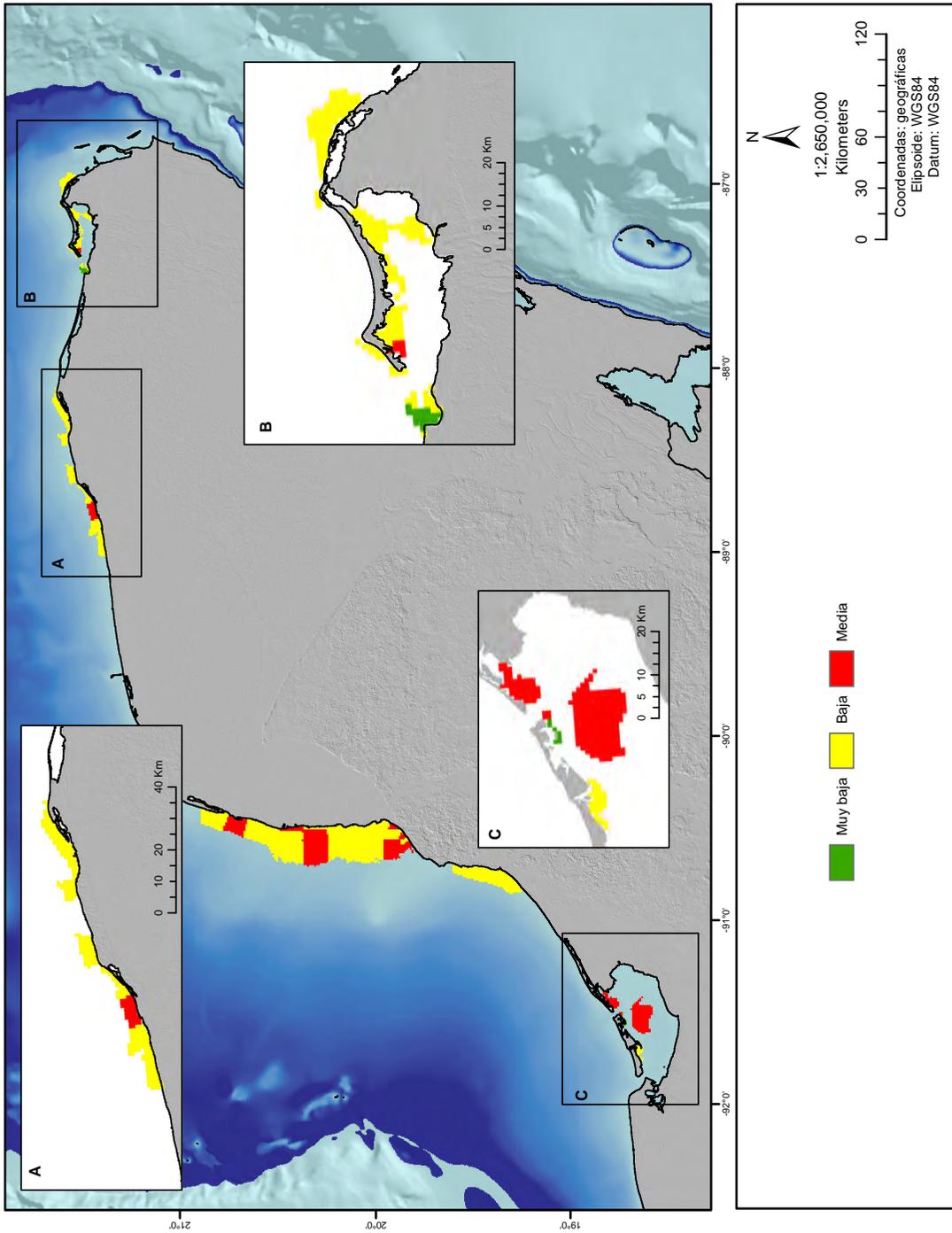
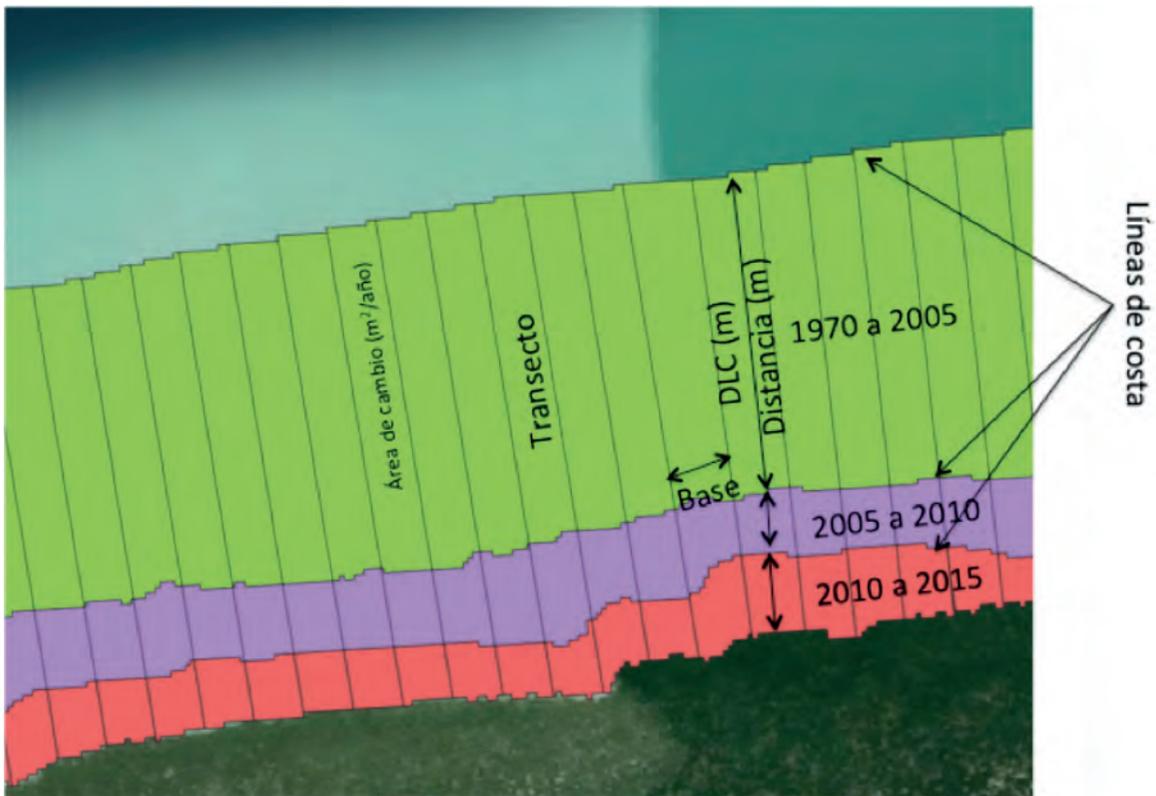


Figura 4. Mapa de la vulnerabilidad ambiental de la vegetación acuática sumergida
Fuente: elaboración propia.



Base = 100 m

Figura 5. Cálculo del desplazamiento de línea costera a partir de la capa de erosión de costa.

Fuente: elaboración propia.

sión de la costa con carencia de cobertura vegetal del suelo. En Los Petenes se encuentra un área importante de área con vegetación con alto grado de erosión costera. El área menos erosionada se encontró en la zona de cabo Catoche.

Vulnerabilidad de la vegetación acuática sumergida al desarrollo turístico

El modelo de vulnerabilidad de la VAS al desarrollo turístico tomó en cuenta la dinámica del mercado determinada por la oferta y demanda, en el que las necesidades y preferencias de los visitantes son las que moldean el área visitada de tal manera que esta se transforma para ofertar lo que los visitantes buscan (Butler, 1980).

Para reflejar la oferta del mercado turístico se eligió la ubicación de los hoteles de la península de Yucatán junto con una estimación de su plan-

tilla de empleados como medida de la magnitud de la oferta del mercado turístico. Para modelar la demanda se eligió la ubicación de los aeropuertos principales de la península de Yucatán en combinación con el número total de pasajeros de un año reciente.

Los datos hoteleros y su contexto geoestadístico se obtuvieron del Directorio Estadístico Nacional de Unidades Económicas (INEGI, 2017). Los datos de ubicación de aeropuertos y número total de pasajeros por año se obtuvieron del proyecto OpenFlights.org (2017), los datos públicos de la paraestatal Aeropuertos y Servicios Auxiliares (ASA, 2017) y la concesionaria Grupo Aeroportuario del Sureste (ASUR, 2017). Con esta información se elaboró el índice de demanda. En ambos casos la infraestructura carretera de la península de Yucatán fue un factor considerado en términos de los tiempos mínimos de

Tabla 7. Promedios de desplazamiento de línea de costa (metros por año) para áreas con presencia de vegetación acuática sumergida (VAS) por categoría de promedio de desplazamiento de línea de la costa (DLC), estado administrativo y esquema de conservación de área natural protegida (ANP). Reserva de la Biósfera (RB), Reserva de la Biósfera Tiburón Ballena (RBTB), Área de Protección de Flora y Fauna (APFyF), Reserva Estatal (RE), Área sin ANP (S/ANP).

Fuente: elaboración propia.

ESTADO/ ANP	ACRECIÓN	ALTA EROSIÓN	EROSIÓN	ESTABLE	PROMEDIO GENERAL
Campeche	3.448	-4.155	-0.783	-0.079	0.854
RB	3.469	-3.682	-0.725	-0.085	1.765
S/ANP	2.294	-4.397	-0.960	-0.060	-2.705
Quintana Roo	5.808	-3.638	-0.617	0.008	1.747
APFyF	6.481	-3.807	-0.647	0.064	2.893
RBTB	2.619	-3.513	-0.589	-0.059	-0.171
Yucatán	4.693	-4.882	-0.832	-0.065	-1.246
RB	4.400	-5.360	-0.687	0.091	1.119
RE	4.872	-5.105	-0.827	-0.078	-1.453
S/ANP	2.810	-1.861	-0.879	-0.056	-0.847
Promedio general	4.600	-4.678	-0.792	-0.040	-0.156

traslado (Moritz, 2014) y se obtuvo a partir de la Red Nacional de Caminos (INEGI y SCT, 2016).

Índice de desarrollo turístico

Para el índice de desarrollo turístico se utilizó como factores de ponderación la oferta (hoteles y empleados) y la demanda (número de pasajeros que arriban a los aeropuertos de la zona y llegada de automóviles por carretera), dado que ambas tienen una dependencia mutua. El cálculo se hizo con la siguiente fórmula:

$$IDT = a \cdot ID \cdot b \cdot IO$$

Donde:

- a y b son factores de ponderación de oferta y demanda
- ID es el índice de demanda
- IO es el índice de oferta.

Ambos índices están en el rango de cero a uno y con una relación directamente proporcio-

nal, dando como resultado un indicador de desarrollo turístico en el que si la oferta y la demanda son bajas (cerca de 0), el índice de desarrollo turístico es bajo, lo opuesto ocurre cuando la oferta y la demanda son altas (cerca de 1).

Acumulación de la actividad turística

Para modelar el impacto de la actividad turística en la zona marítima se utilizó la extracción de redes de drenaje a partir un modelo digital de elevación (MDE) (Metz *et al.*, 2011). Los principales supuestos de este enfoque son:

1. Los productos de la actividad turística (entendidos como la huella ecológica de los turistas) fluyen favorecidos por la gravedad y el terreno.
2. El turismo acumula productos por su actividad de forma proporcional a lo estimado por el índice de desarrollo turístico.
3. No hay actividades humanas dedicadas a la redistribución de los productos de la actividad turística.

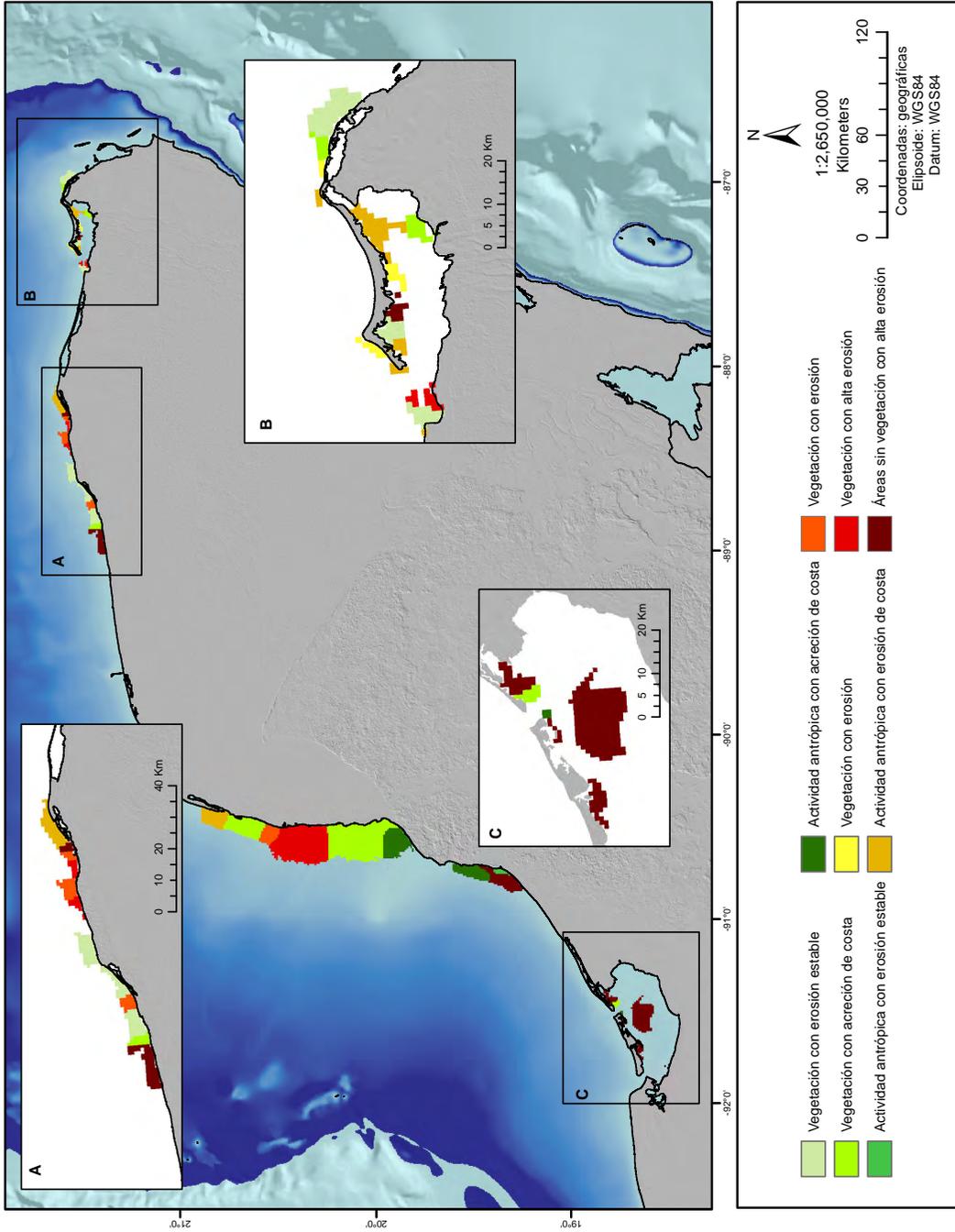


Figura 6. Mapa de la vulnerabilidad por erosión de costa.
Fuente: elaboración propia.

La modelación de la acumulación se realizó en el software GRASS GIS 7.0 con el algoritmo llamado *r.watershed* que permite calcular la acumulación de la actividad turística (IDT) (Ehlschlaeger *et al.*, 2014), el MDE se obtuvo del SRTM-CGIAR a una resolución espacial de 90 metros (Jarvis *et al.*, 2008). El valor utilizado de umbral del tamaño mínimo exterior de las cuencas fue de 350 unidades, el cual permitía una salida práctica y aceptable para la escala de trabajo. De este procedimiento se obtuvieron las capas de cuencas y escorrentías.

Al igual que en el modelo de contaminación pecuaria, a partir de la capa de cuencas se obtuvo la sumatoria del IDT por acumulación en cada una de las cuencas. Adicionando todas las acumulaciones del turismo a cada escorrentía a la que le corresponden, y dado que se asume que toda esta actividad turística fluye hacia el final de la escorrentía, hay un pixel que desemboca en la costa, en el que se acumulan los efectos de las actividades turísticas de una o varias cuencas y este es el valor final de vulnerabilidad de las zonas de distribución de VAS al desarrollo turístico.

Como resultado se detectó que, de las zonas con presencia de VAS, fue Holbox el área más vulnerable por desarrollo turístico, seguida de Dzilam, San Felipe y cabo Catoche. La laguna de Términos es la zona con menor vulnerabilidad, al igual que Champotón, Los Petenes y Celestún (Figura 7).

Vulnerabilidad de la línea de costa ante derrames petroleros

Se utilizó un índice de vulnerabilidad costera (IVC) ante derrames petroleros modificado de Gundlach y Hayes, (1978). Este índice se basa en dos características relacionadas con el tipo de costa, la primera es la diversidad biológica, ya que a mayor diversidad mayor riesgo de que se vea afectada por el derrame petrolero y por lo tanto mayor vulnerabilidad, el segundo es el grado de dificultad de la limpieza después de un derrame petrolero. El grado de dificultad de limpieza está relacionado con la persistencia del petróleo en el sustrato y con la exposición de la costa a la dinámica de las olas, las corrientes y las mareas y la capacidad del petróleo para pe-

netrar en los estratos litológicos (permeabilidad). Si la limpieza se puede realizar de forma natural la vulnerabilidad es menor, y a mayor grado de intervención humana para remover el derrame, mayor vulnerabilidad. Como insumo para el modelo se utilizó la línea de costa de CONABIO (2018), la cual se ajustó a una escala de 1:25 000. Posteriormente se realizó una clasificación visual de los tipos de costa, abarcando 1503.60 km de línea de costa de los estados de Campeche, Yucatán y norte de Quintana Roo, incluyendo las interfaces de laguna de Términos y laguna de Yalahau. La caracterización de la costa se realizó con videos, fotografías tomadas con cámara fotográfica y con un vehículo aéreo no tripulado (VANT) y por medio de imágenes de satélite de ESRI (Environmental Systems Research Institute) disponible en el servidor del software QGIS. Para considerar el sustrato de costa se tomaron muestras de sedimentos para conocer la granulometría de la línea de costa (Wentworth, 1922). Una vez clasificada la costa, se categorizó el IVC en 9 categorías (Tabla 8).

El tipo de costa con mayor extensión fue la del manglar, con el valor más alto de vulnerabilidad (9), y en conjunto con las marismas mareales (categoría 8) representan la mayor extensión de áreas vulnerables en la península de Yucatán (Figura 8). El segundo tipo de costa más abundante fue la de arena de grano grueso (4). El análisis por zonas de distribución de pastos marinos, reveló que el área de Los Petenes es la más vulnerable debido a que toda su zona costera está cubierta de manglares, al igual que la parte interna de Holbox, la zona con menor vulnerabilidad es la parte sur de Champotón.

Vulnerabilidad de los pastos marinos ante fenómenos ciclónicos

Se aplicó la metodología del atlas de riesgos de México del Centro Nacional para la Prevención de Desastres (Eslava Morales 2006) para estimar la probabilidad de ocurrencia de ciclones tropicales (CT) en la zona de estudio. El primer insumo del modelo espacial para obtener dicha probabilidad de ocurrencia fueron los trayectos de los fenómenos ciclónicos versión 3 revisión 10 (NCDC-

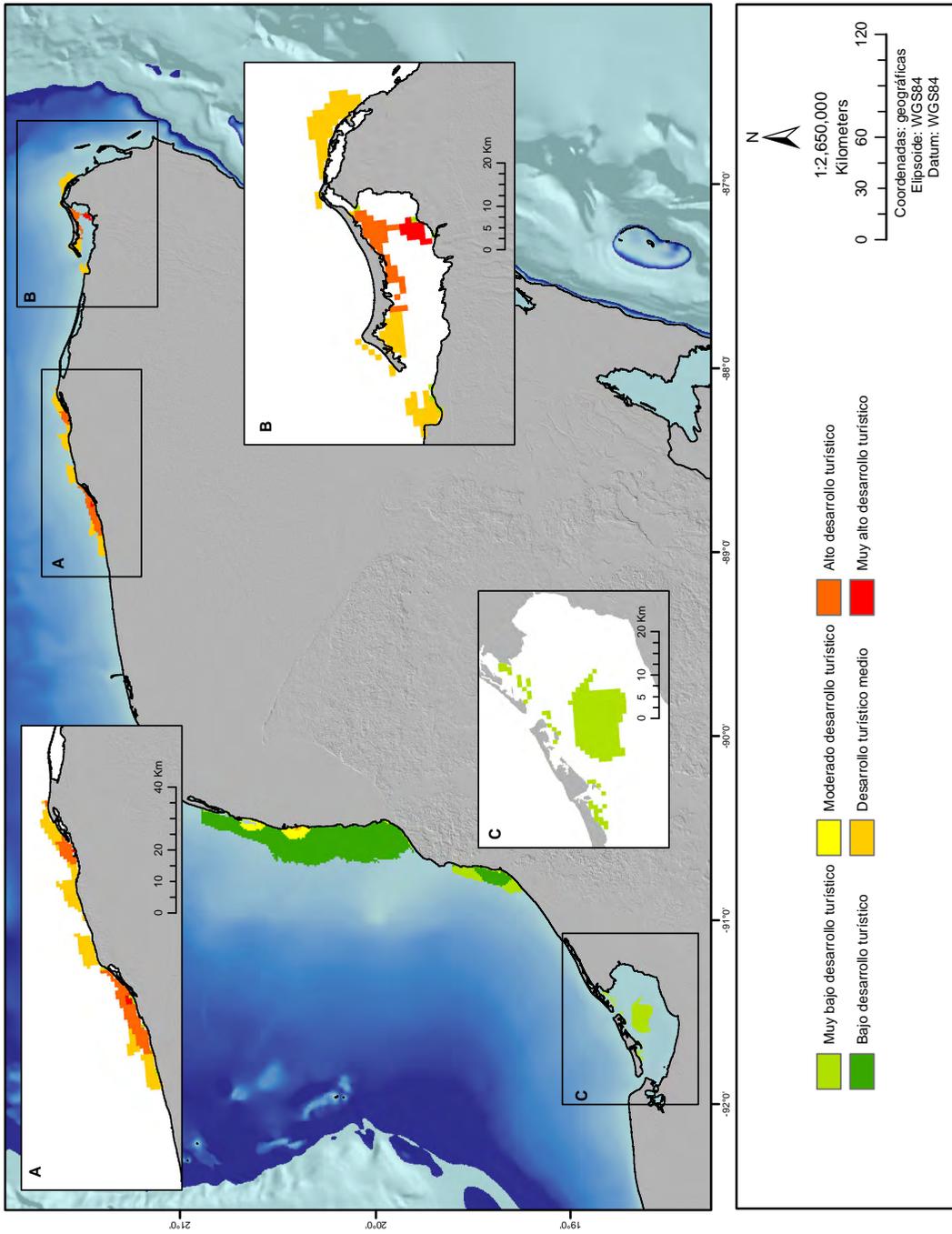


Figura 7. Mapa de la vulnerabilidad de VAS al desarrollo turístico.
Fuente: elaboración propia.

Tabla 8. Índice de vulnerabilidad costero (IVC), tipos de costas y sus observaciones.

Fuente: elaboración propia.

IVC	TIPO DE COSTA	OBSERVACIONES
1	Costa rocosa o estructuras artificiales verticales	El régimen de las olas mantiene la mayor parte del petróleo mar adentro, por lo que no se necesita limpieza.
2	Costa rocosa en plataformas planas	Playas ligeramente inclinadas expuestas al barrido de las olas. Impermeable al aceite con alta capacidad de limpieza natural.
3	Arena de grano medio (0.0625mm a 0.25mm).	Baja a media penetración de petróleo por la compactación de arena fina. Capacidad de limpieza natural moderada a mayor.
4	Arena de grano grueso (0.25mm a 2.0mm).	La penetración del petróleo es rápida aproximadamente de 20 a 25 cm de profundidad, por lo que se dificulta la limpieza. La limpieza natural puede tomar meses por efecto de la energía hidrodinámica del oleaje.
5	Construcción y escombros artificiales con costa arenosa	Formación de trampas de petróleo que dificultan la limpieza natural.
6	Construcciones artificiales - rompe olas	Alta penetración de petróleo entre grietas de rocas.
7	Costa rocosa protegida	Las rocas reducen la acción de la ola impidiendo la limpieza natural. La limpieza es muy difícil y relativamente inaccesible. El petróleo persiste por años. No es recomendable la limpieza a menos que el petróleo sea muy pesado.
8	Manglares	Las marismas proporcionan áreas de crianza y alimentación de numerosas especies acuáticas y proporciona lugares de anidamiento de aves costeras. El efecto de las mareas puede dejar el petróleo dentro la marisma al bajar la marea.
9	Marismas mareales	Los efectos a las plántulas y árboles de mangle están relacionados a la asfíxia y muerte cuando el petróleo pesado o viscoso cubre los neumatóforos. El petróleo persiste por años. La limpieza del manglar puede ser por quema del combustible o corte de la vegetación.

NOAA, 2019). Estos trayectos fueron utilizados en conjunto con una malla de 1° x 1° para hacer una selección de aquellos CT que ocurrieron en el periodo de 1958 a 2017 (NOAA, 2020; Knapp *et al.*, 2010). La malla en la latitud norte comprende de los 17° a los 32° y en la longitud de 78° a los 99° oeste, extensión seleccionada para la cuenca del GM. Para obtener el tipo de categoría de cada CT de acuerdo con la escala Saffir-Simpson (1969) se tomó en cuenta la velocidad máxima de los vientos sostenidos (VMS) en superficie en nudos (kts) (Tabla 3).

Tasa de excedencia de ciclones tropicales

La tasa de excedencia $v(i)$ registra el número de niveles rebasados durante el mismo evento; es decir, el paso de intensidad de una categoría a otra (ejemplos: de 1 a 2 a 3... 7, etc). Para hacer los cálculos se elaboró una tabla dinámica con los datos tabulares de las categorías y los años de ocurrencia, para contar el número de ocurrencias por categoría de CT dentro de cada cuadro de la malla (Figura 3). Las tasas de excedencias $v(i)$ se calcularon con la siguiente fórmula:

$$v(i) = \sum_{j=0}^{N-i} (M_{N-j})$$

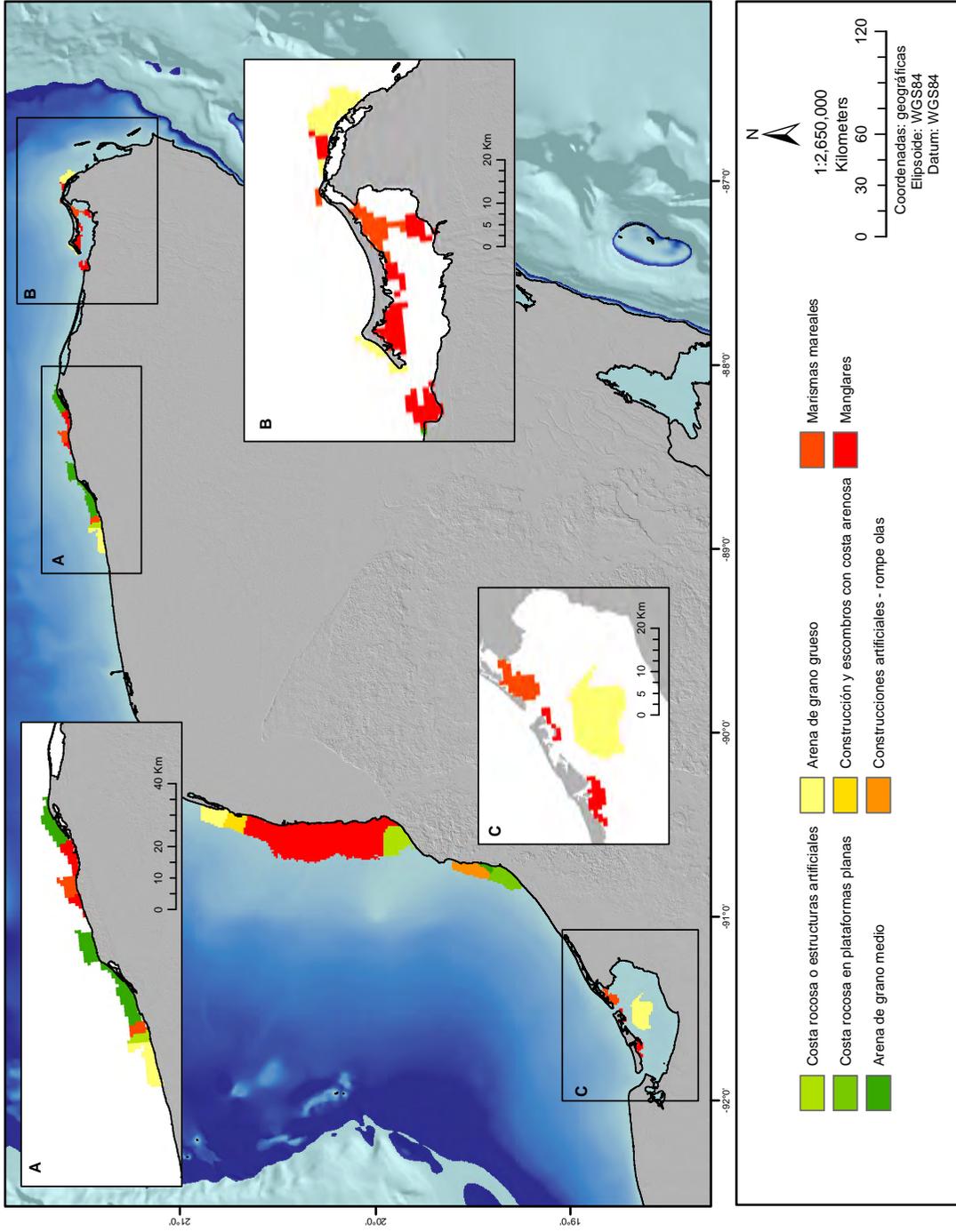


Figura 8. Mapa de la vulnerabilidad de la línea de costa ante derrames petroleros.
Fuente: elaboración propia.

Periodo de retorno de los ciclones tropicales

Donde:

N = máximo nivel de intensidad (i) que se puede alcanzar

M = conteo de ocurrencias por categoría.

Peligro o probabilidad de ocurrencia de ciclones tropicales

Para calcular el peligro se consideraron las siete categorías de intensidad a partir de las cuales se obtuvieron las tasas de excedencias mediante la siguiente ecuación:

$$p(i) = -k \frac{dv(i)}{di}$$

Donde:

p = probabilidad o peligro de ocurrencia

v(i) = tasas de excedencias por intensidad

k = es una constante que se calculó de la siguiente manera:

$$k = \frac{1}{v(i)}$$

Donde i es la intensidad 1

En la ecuación se simplifico el cálculo como se muestra a continuación:

$$p(i) = -k [v(i_2) - v(i_1)]$$

Donde i_1 es la intensidad anterior (1) e i_2 la posterior (2).

La tasa de retorno se define, de acuerdo con la CENAPRED (2006), "como el promedio de tiempo en que vuelve a ocurrir la excedencia de cierta intensidad i", y se obtuvo con la siguiente fórmula:

$$Tr(i) = \frac{1}{v(i)}$$

Donde:

Tr = tasa de retorno

i = intensidad

v(i) = tasa de excedencias.

Los resultados muestran que la zona de laguna de Términos es la que tiene mayor riesgo de presentar fenómenos ciclónicos de mayor intensidad, seguida de las zonas de Champotón y la laguna de Yalahau. La zona de menor vulnerabilidad es la Reserva de la Biósfera de Los Petenes (Figura 10). Los Petenes se encuentran es una zona poco amenazada por CT. Es probable que este contexto geográfico haya permitido que se encuentren en Los Petenes las mayores extensiones de praderas de pastos marinos en zonas de VAS en México.

La amenaza de los ciclones tropicales en las zonas de distribución de pastos marinos es mayor en laguna de Términos y en la costa hasta Champotón, disminuyendo hacia Los Petenes y Celestún. En el estado de Yucatán la vulnerabilidad por CT es de medio a alto hacia Dzilam de Bravo, San Felipe y Ría Lagartos. En laguna Yalahau y Holbox la vulnerabilidad es de medio a alto en cabo Catoche.

Tabla 3. Categoría de ciclones tropicales escala Saffir-Simpson.

Fuente: elaboración propia.

INTENSIDAD	CATEGORÍA	DESCRIPCIÓN	VMS (KTS)
1	D.T.	Depresión tropical	<34
2	T.T.	Tormenta tropical	34-63
3	H1	Huracán categoría 1	64-82
4	H2	Huracán categoría 2	83-95
5	H3	Huracán categoría 3	96-113
6	H4	Huracán categoría 4	114-135
7	H5	Huracán categoría 5	136+

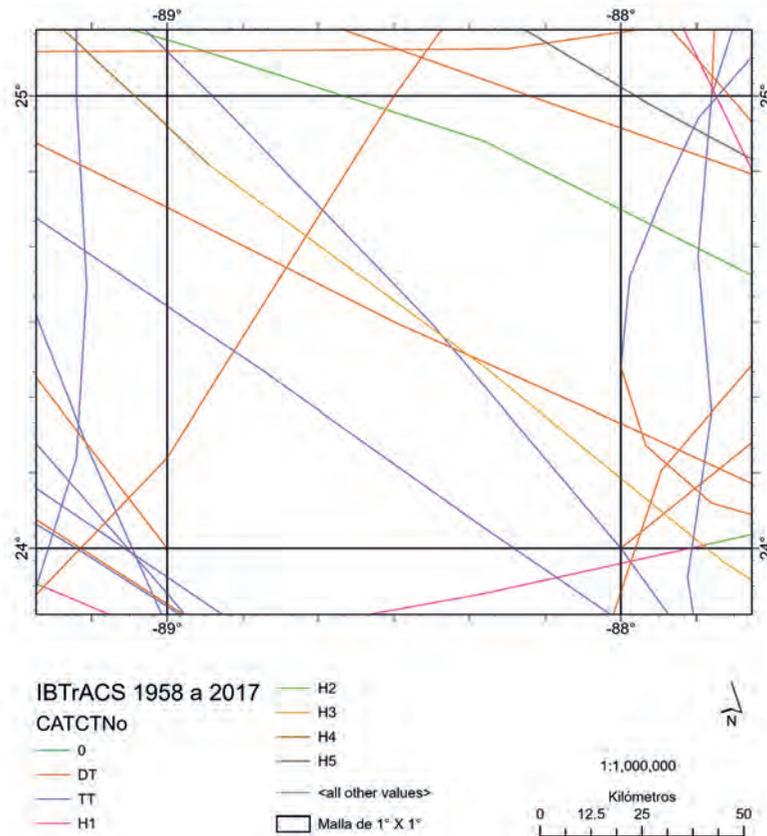


Figura 9. Malla usada para contar el número de ciclones tropicales por categoría para el cálculo de las excedencias.

Fuente: elaboración propia.

Los ciclones tropicales presentan una vulnerabilidad relativamente baja en el área monitoreada de vegetación acuática sumergida, salvo en laguna de Términos y al norte del estado de Yucatán y hacia laguna Yalahau.

Vulnerabilidad integral

La vulnerabilidad integral (VI) indica cómo las amenazas en conjunto pueden afectar negativamente a la vegetación acuática sumergida (Figura 11). Al integrar amenazas naturales, antrópicas y las condiciones vulnerables, se puede considerar como un primer acercamiento al cálculo de riesgo. Sin embargo, no se traduce en una probabilidad que de idea de la magnitud de los efectos. Por ello le hemos llamado vulnerabilidad integral.

Los factores físicos que ejercen perturbaciones importantes como los ciclones tropicales y los factores ambientales (temperatura, pH y salinidad) evaluados en conjunto, proporcionan una mejor perspectiva del grado de afectación en las áreas de estudio. Por otro lado, pero coincidente en el espacio geográfico de la zona costera de la península de Yucatán, la biodiversidad de las comunidades de VAS se ve amenazada por las actividades humanas, como el turismo, las actividades agropecuarias, y la posibilidad de derrames petroleros de la zona más importante de producción de México que es la Sonda de Campeche. Estas actividades humanas provocan contaminación severa, constantes u ocasionales. Esto último es el caso de la producción de petróleo. La erosión de costa es un reflejo de la disminución de la VAS y del efecto de

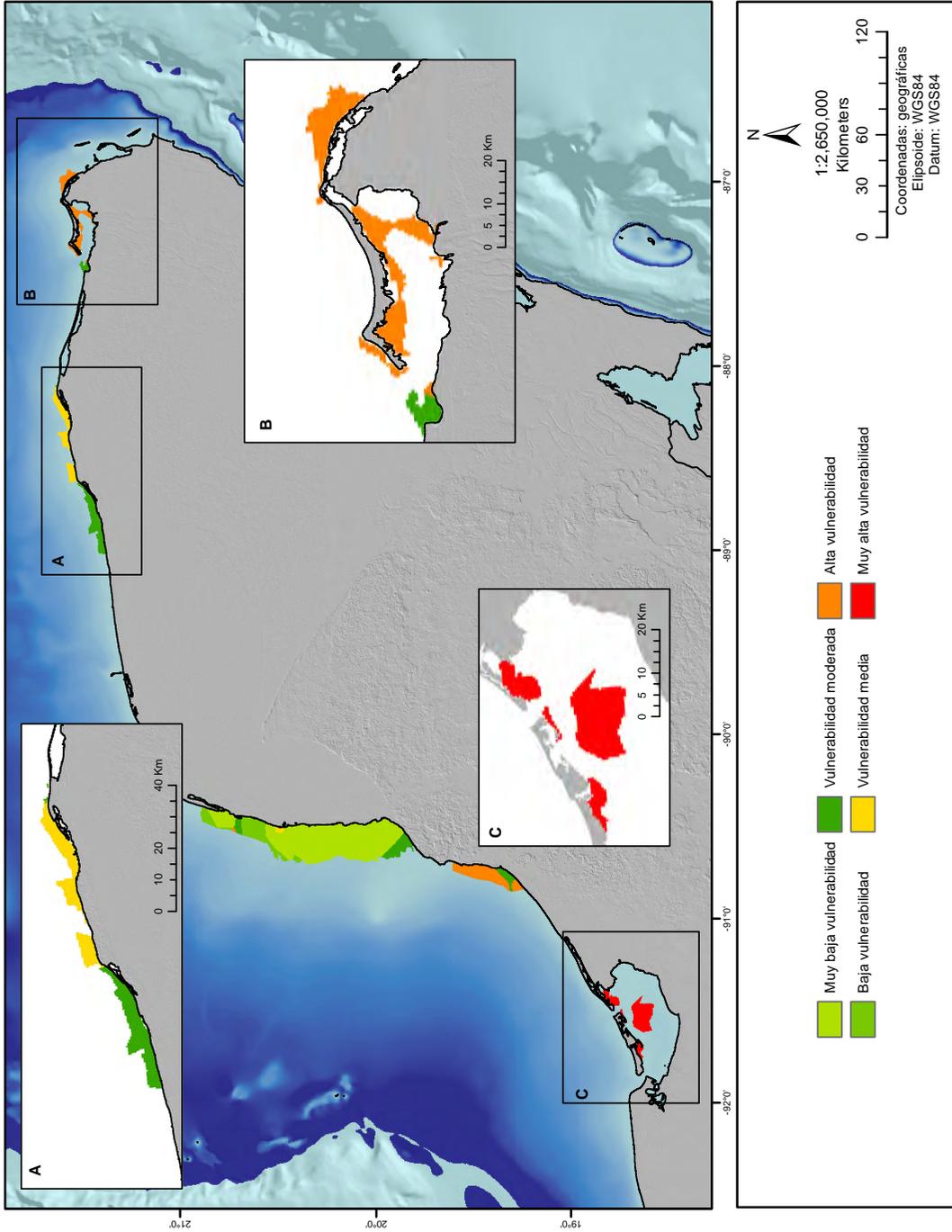


Figura 10. Mapa de la vulnerabilidad ante fenómenos ciclónicos.
Fuente: elaboración propia.

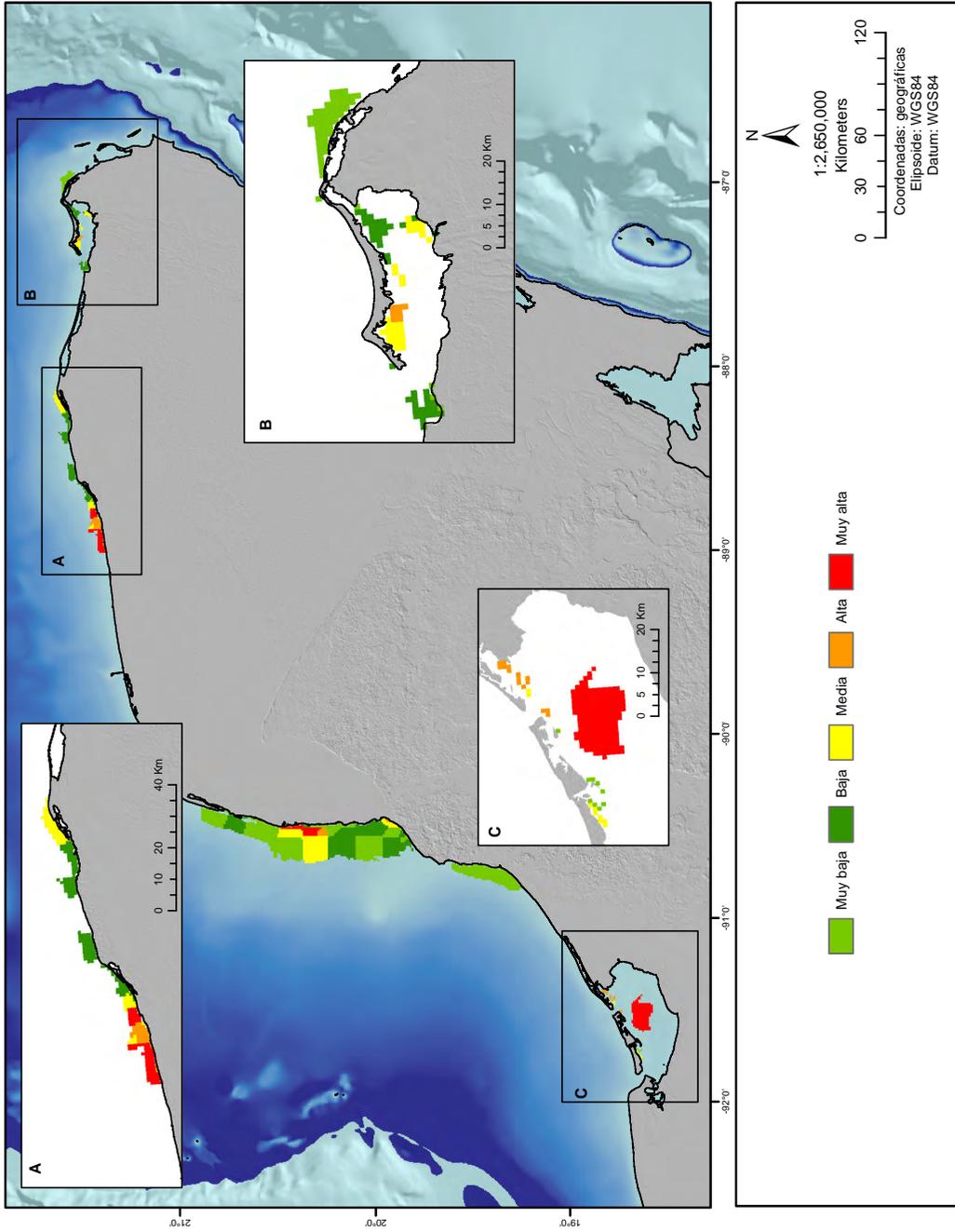


Figura 11. Mapa de la vulnerabilidad integral de los pastos marinos.
Fuente: elaboración propia.

las obras de infraestructura en las áreas monitoreadas de VAS.

En cuanto a las extensiones de la VI, el 43% de la superficie de VAS monitoreada resultó con vulnerabilidad muy baja, 28% vulnerabilidad baja y el 15% en vulnerabilidad media. Sólo el 15% de la superficie tiene vulnerabilidades de alta a muy alta. Esto es positivo porque establece que el 86% de la zona de estudio tiene de vulnerabilidades muy bajas a medias, lo que indica que la mayor parte de las zonas de distribución de la VAS pueden no ser muy susceptibles a ser afectadas. Sin embargo, las zonas con vulnerabilidades altas a muy altas son focos de atención para darles seguimiento porque son las zonas en donde, de suceder un desastre, se deben de enfocar los esfuerzos para prevenir, mitigar o en su caso adaptarse. Esto último enfocado a las alertas tempranas que puedan contribuir a aminorar efectos.

CONCLUSIONES

A continuación, se presentan las conclusiones para cada una de las vulnerabilidades y al final se hace referencia a la vulnerabilidad integral de la VAS.

El modelo de vulnerabilidad de las zonas de monitoreo de la VAS ante la pérdida de la biodiversidad mostró que la laguna costera de Términos es la zona con mayor vulnerabilidad, debido principalmente a su baja diversidad con respecto a las otras zonas de monitoreo. El modelo también evidenció que, a pesar de que el área de Dzilam tiene una diversidad de media a alta, es vulnerable debido a la alta pérdida de manglares y a la elevada contaminación agropecuaria. Por el contrario, la zona de Los Petenes que se encuentra más alejada de la costa, Celestún (al norte de Petenes) y Champotón presentaron la menor vulnerabilidad, también asociada a su baja pérdida de manglares y a sus altos valores de diversidad bentónica. Estos resultados resaltan la importancia de Champotón como zona que debe ser conservada por su alta riqueza ya que es la única porción del área de estudio que no se encuentra bajo un decreto de protección federal o estatal.

Los resultados de la vulnerabilidad ambiental por especie indican que *T. testudinum* es la

menos vulnerable de las tres especies de pastos marinos y *H. wrightii* la más vulnerable. Al analizar la vulnerabilidad ambiental para la VAS en conjunto los resultados mostraron que la mayoría de las zonas tienen una vulnerabilidad de baja a media, siendo la zona de laguna de Términos la que presentó los valores más altos de vulnerabilidad, seguida de varias zonas de Los Petenes, Celestún y Dzilam. La zona con la menor vulnerabilidad se localizó al principio de Hólbax. El factor ambiental con mayor impacto en la VAS es la temperatura y el de menor impacto es el índice trófico TRIX.

En cuanto a la vulnerabilidad a la erosión de la costa laguna de Términos es la que presentó la mayor erosión. En Champotón también se presenta un área de alta erosión por la ausencia de manglar y la presencia de actividades antrópicas. En general la ausencia de vegetación en la costa se relaciona con procesos de erosión mientras que las áreas con algún tipo de cobertura presentan procesos de acreción y tienden a ser estables. Tal es el caso cabo Catoche.

Las zonas de monitoreo de VAS con mayor vulnerabilidad por desarrollo turístico se presentaron en áreas como Holbox, Dzilam, San Felipe y cabo Catoche. Esto se debe a la cercanía de grandes polos de desarrollo turístico como Cancún y en general la Riviera Maya del Caribe mexicano. En zonas como la laguna de Términos, Champotón, Los Petenes y Celestún se presenta una menor vulnerabilidad debido a la baja afluencia de turistas y a la menor oferta de infraestructura hotelera.

La mayor parte de la zona de estudio presentó alta vulnerabilidad de la línea de costa ante derrames petroleros. Esto se debe a que los manglares son el tipo de costa más vulnerable y estos se encuentran ampliamente extendidos en el área de estudio, principalmente en Los Petenes y la parte interna de la laguna de Yalahau dentro de la zona de Hólbax. Las áreas de menor vulnerabilidad son las que tienen costas rocosas como en la parte sur de Champotón.

La vulnerabilidad integral nos permite identificar las zonas de monitoreo de la distribución de VAS por categoría que muestra la susceptibilidad a ser afectadas. El patrón geográfico de la VI no es homogéneo muestra de ello es que en laguna de

Términos y Dzilam se estimaron vulnerabilidades de altas a muy altas. Mientras que en Champotón, Celestún, Los Petenes y cabo Catoche se estimaron las vulnerabilidades más bajas. Esto es de gran importancia porque en la zona de Los Petenes se encuentra la extensión más amplia de praderas de pastos marinos, Champotón es un caso particular porque toda la zona presenta vulnerabilidad muy baja siendo que es la única zona con pradera de pastos marinos que no se encuentra bajo un esquema de protección como ya se había mencionado. Las propuestas de las áreas de naturales consideran como primer criterio el estado de conservación en el que se encuentran los ecosistemas a preservar. Champotón, pese a la proximidad al área urbana presenta muy baja vulnerabilidad y una alta diversidad, lo cual refleja su buen estado de conservación. De implementarse en Champotón un área natural protegida permitiría preservarla en su estado actual y cumplir con el objetivo de conservación.

Los resultados de la VI indican que la mayor parte de los pastos marinos se encuentran en zonas que no presenta altos grados de vulnerabilidad. Sin embargo, la vulnerabilidad ante cada amenaza difiere y es algo que debe considerarse al interpretar la información que se aporta.

Aportaciones de este trabajo para los tomadores de decisiones

El estudio muestra las vulnerabilidades de la vegetación acuática sumergida con respecto a las dimensiones ecológica y socioeconómicas. Siendo que las comunidades de VAS se encuentran en aguas muy someras, los escenarios oceánicos y atmosféricos de un derrame de petróleo en aguas profundas del golfo de México, realizados para este proyecto (véase Pérez-Brunius *et al.*, 2020) no influyen en sus zonas de distribución. Sin embargo, la Sonda de Campeche, principal zona de producción petrolera del país se presenta cercana a las zonas de VAS monitoreadas en Campeche. Por ello se evaluó la vulnerabilidad a derrames de petróleo en la línea de costa, con la finalidad de generar información de las posibles afectaciones en las zonas monitoreadas en este trabajo. La costa cubierta de manglar es altamente vulnerable ante un derrame petrolero debido a la gran diversidad

que presentan y a la dificultad de la remoción del petróleo. Puede afectar particularmente a la parte cercana a la sonda de Campeche de Los Petenes.

Los tomadores de decisiones y grupos de interés podrán encontrar información esencial de las amenazas específicas y de manera conjunta. Es importante aclarar que, en el caso de las vulnerabilidades por pérdida de biodiversidad, vulnerabilidades ambientales, vulnerabilidad a derrames en línea de la costa, los datos base se obtuvieron de los 9 monitoreos realizados entre 2016 y 2019. En el caso de la vulnerabilidad a ciclones tropicales, vulnerabilidad por erosión de costa, y vulnerabilidad por desarrollo turístico los datos usados fueron recopilados de fuentes consultadas y el resultado de los modelos se acotan a las áreas de distribución de la vegetación acuática sumergida que fue parte del monitoreo. Las vulnerabilidades no son estáticas, cambian con el tiempo, sobre todo las que se generaron a partir de datos del monitoreo. Eso debe ser considerado por los tomadores de decisiones.

La resolución espacial de los modelos de vulnerabilidad se ajustó a 1 km, pero dentro de las zonas monitoreadas los manchones de VAS pueden ser de tamaños menores porque en gran parte de la zona monitoreada no presentan una distribución continua, salvo en Los Petenes. Las categorías de vulnerabilidad se obtuvieron a partir de reescalar los valores de los mapas a la escala de Saaty y de acuerdo con las ponderaciones por el método de AHP, por lo que son valores relativos a las consideraciones hechas en el desarrollo de cada modelo de vulnerabilidad.

En caso de suceder un desastre en las zonas de monitoreo de VAS, la información que presentamos le permitiría a los tomadores de decisiones, enfocar sus esfuerzos para prevenir, mitigar o tomar medidas de adaptación dirigidas a aminorar sus efectos negativos y contribuir a mantener la diversidad y servicios ecosistémicos que esas áreas proporcionan.

AGRADECIMIENTOS

Esta investigación ha sido financiada por el Fondo Sectorial CONACYT-SENER-Hidrocarburos, proyecto 201441. Esta es una contribución del Consorcio de Investigación

del Golfo de México (CIGoM). Reconocemos a PEMEX por promover ante el Fondo la demanda específica sobre los derrames de hidrocarburos y el medio ambiente

Se agradece el apoyo y aportaciones en la realización de este capítulo a Mercedes Chi Chan, Felipe Rocha, Rigel Zaragoza, Carmen Rodríguez, Yadira Palma y Pilar Ensaldo.

REFERENCIAS

- Adger, W. N. (2006). Vulnerability. *Global environmental change*, 16(3), 268-281.
- Amaratunga, D., Haigh, R., Boshier, L., Dainty, A., Carrillo, P., Glass, J. y Price, A. (2009). Attaining improved resilience to floods: a proactive multi-stakeholder approach. *Disaster Prevention and Management: An International Journal*, 18(1). DOI: 10.1108/09653560910938501.
- Antit, M., A. Daoulati, J. Urra, J. L. Rueda, S. Gofas, y C. Salas. 2016. "Seasonality and Trophic Diversity in Molluscan Assemblages from the Bay of Tunis (Southern Mediterranean Sea)". *Mediterranean Marine Science*, 17(3):692-707.
- ASA. (2017). Estadística de Pasajeros de los Aeropuertos de la Red ASA. <https://datos.gob.mx/busca/dataset/estadistica-de-pasajeros-de-los-aeropuertos-de-la-red-asa>
- ASUR. (2017). Tráfico de Pasajeros. Tráfico de Pasajeros. <http://www.asur.com.mx/es/inversionistas/trafico-de-pasajeros.html>
- Baggini, C., Issaris, Y., Salomidi, M., y Hall-Spencer, J. (2015). Herbivore diversity improves benthic community resilience to ocean acidification. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 469, 98-104.
- Balica, S. F., Douben, N. y Wright, N. G. (2009). Flood vulnerability indices at varying spatial scales. *Water science and technology*, 60(10), 2571-2580. DOI: 10.2166/wst.2009.183.
- Balvanera, P., F. Castellarini, C. Pacheco y U. Carrillo, (2008). Valor de la producción total pecuaria en México. Sitio web: <http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/>
- Barrios, L. y Gómez, D. (2001). Estado de las praderas de pastos marinos. En: *Informe del Estado de los Ambientes Marinos y Costeros en Colombia* (pp. 41-51). Colombia: Invemar.
- Besset, M., Gratiot, N., Anthony, E. J., Bouchette, F., Goichot, M., y Marchesiello, P. (2019). Mangroves and shoreline erosion in the Mekong River delta, Viet Nam. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 226, 106263.
- Bojórquez-Tapia, L. A., Ezcurra, E. y García, O. (1998). Appraisal of environmental impacts and mitigation measures through mathematical matrices. *Journal of Environmental Management*, 53, 91-99.
- Bonanno, G., y Orlando-Bonaca, M. (2017). Trace elements in Mediterranean seagrasses: accumulation, tolerance and biomonitoring. A review. *Marine Pollution Bulletin*, 125(1-2), 8-18.
- Butler, R. (1980). The Concept of A Tourist Area Cycle of Evolution: Implications for Management of Resources. *The Canadian Geographer / Le Géographe canadien*, 24, 5-12. DOI: 10.1111/j.1541-0064.1980.tb00970.x
- Chittaro, P. M., Usseglio, P. y Sale, P. F. 2005. Variation in Fish Density, Assemblage Composition and Relative Rates of Predation among Mangrove, Seagrass and Coral Reef Habitats. *Environmental Biology of Fishes*, 72(2):175-87.
- Cho, J. C., Cho, H. B. y Kim, S. J. (2000). Heavy contamination of a subsurface aquifer and a stream by livestock wastewater in a stock farming area, Wonju, Korea. *Environmental Pollution*, 109(1), 137-146.
- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). 2015. Atlas de naturaleza y sociedad. CONABIO. <https://www.biodiversidad.gob.mx/atlas/manglar/cambios/YUC/index.html>
- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). (2018). Línea de costa de la República Mexicana (2011-2014). http://www.conabio.gob.mx/informacion/metadatos/gis/lc2018gw.xml?_httpcache=yes&_xsl=/db/metadatos/xsl/fgdc_html.xsl&_indent=no
- Constanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R. G., Sutton, P. y van den Belt, M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387, 253-260.
- de la Lanza, E. G., Gómez R., J. C. y Hernández P., S. (2001). Vulnerabilidad de la zona costera. Físicoquímica. En: A.V. Botello, S. Villanueva F., J. Gutiérrez y J. L. Rojas G. (Eds.), *Vulnerabilidad*

- de las zonas costeras mexicanas ante el cambio climático (2ª. ed.) (pp. 15-36). México: Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa, UNAM-ICMyL, Universidad Autónoma de Campeche.
- Douglas, E. J., Pilditch, C. A., Kraan, C., Schipper, L. A., Lohrer, A. M. y Thrush, S. F. (2017). Macrofaunal functional diversity provides resilience to nutrient enrichment in coastal sediments. *Ecosystems*, 20(7), 1324-1336.
- Duarte, C. M.; Mieddelburg, J. J. y Caraco, N. (2005). Major role of marine vegetation on the oceanic carbon cycle. *Biogeosciences*, 2:1-8.
- Ehlschlaeger, C., Douglas, B., Bowman, H. y Metz, M. (2014). R.watershed [C, python; GNU/Linux]. Open Source Geospatial Foundation. <https://github.com/OSGeo/grass-addons>
- Eslava Morales, H. 2006. *Guía básica para elaboración de atlas estatales y municipales de peligros y riesgos: fenómenos hidrometeorológicos*. México: Secretaría de Gobernación, Centro Nacional de Prevención de Desastres.
- Espinoza-Avalos, J. (1996). Distribution of seagrasses in the Yucatan Peninsula, Mexico. *Bulletin of marine science*, 59(2), 449-454.
- Fortes, M. D. 1988. Mangrove and Seagrass Beds of East Asia: Habitats under Stress. *Ambio*, 17(3):207-13.
- Gallegos, M. E. (2010). Pastos marinos. En G. J. Villalobos-Zapata y J. Mendoza V. (Coord.), *La Biodiversidad en Campeche: Estudio de estado* (pp. 204-209). México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), Gobierno del Estado de Campeche, Universidad Autónoma de Campeche, El Colegio de la Frontera Sur.
- Gallegos, M. E., Ramírez R., P., Hernández C., G., Herrera M. C., I. R., Pérez E., I., Ocampo Á., H., Márquez L., G., Valdez C., F., Hernández E., E. y García P., R. (2018). *Indicadores del estado de salud de las comunidades de pastos marinos en la costa del Golfo de México: Fase II (Actualizada 2018). Adaptación al cambio climático*. México: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático.
- Gundlach, E. R. y Hayes, M.O. (1978). *Classification of coastal environments in terms of potential vulnerability to oil spill impact*. Marine Technology Society
- Hamidi, A. R., Zeng, Z. y Khan, M. A. (2020). Household vulnerability to floods and cyclones in Khyber Pakhtunkhwa, Pakistan. *International journal of disaster risk reduction*, 46, 101496.
- Hemminga, M. A. y Duarte. C. M. (2000). *Seagrass Ecology*. Cambridge University Press.
- Hijmans, R. J., Guarino, L. y Mathur, P. (2012). *DIVA-GIS Version 7.5, Manual*. https://www.diva-gis.org/docs/DIVA-GIS_manual_7.pdf
- Holmer, M. y Bachmann Olsen, A. 2002. Role of Decomposition of Mangrove and Seagrass Detritus in Sediment Carbon and Nitrogen Cycling in a Tropical Mangrove Forest. *Marine Ecology Progress Series*, 230, 87-101.
- Howard, J., Hoyts, S., Isensee, K., Telszewski, M. y Pidgeon, E. (Eds.) (2014). *Coastal blue carbon: Methods for assessing carbon stocks and emissions factors in mangroves, tidal salt marshes and seagrasses*. Conservation International, Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, International Union for Conservation of Nature. Arlington, Virginia, EUA.
- INEGI y SCT. (2016). Red Nacional de Caminos 2015 [Mapa]. Instituto Nacional de Estadística y Geografía; Datos Abiertos. <https://datos.gob.mx/busca/dataset/red-nacional-de-caminos-2016>
- INEGI. (2017). Directorio Nacional de Unidades Económicas. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. INEGI. <https://www.inegi.org.mx/app/mapa/denue/>
- Jarvis, A., Reuter, H. I., Nelson, A. y Guevara, E. (2008). Hole-filled SRTM for the globe (4.1) [Raster]. <https://cgiarcsi.community/data/srtm-90m-digital-elevation-database-v4-1/>
- Jonah, F. E. (2015). Managing coastal erosion hotspots along the Elmina, Cape Coast and Moree area of Ghana. *Ocean & Coastal Management*, 109, 9-16.
- Kilminster, K., McMahon, K., Waycott, M., Kendrick, G. A., P. Scanes; L. McKenzie; K.R. O'Brien; M. Lyons; A. Ferguson; P. Maxwell; T. Glasby y J. Udy. (2015). Unravelling complexity in seagrass systems of management: Australia as a microcosm. *Science of the Total Environment*, 534:97-109.
- Knapp, K. R., Kruk, M. C., Levinson, D. H., Diamond, H. J. y Neumann, C. J.. (2010). The International Best Track Archive for Climate Stewardship (IBTrACS). *Bulletin of the American Meteorological Society*, 91(3), 363-376.
- Koch, W. E. (2001). Beyond Light: Physical, geological and geochemical parameters as posible submerged

- aquatic vegetation habitat requirements. *Journal Estuaries*, 1(24), 1-17.
- Metz, M., Mitasova, H. y Harmon, R. (2011). Efficient extraction of drainage networks from massive, radar-based elevation models with least cost path search. *Hydrology and Earth System Sciences*, 15(2), 667-678. DOI: 10.5194/hess-15-667-2011
- Moritz, L. (2014). V.isochrones [C, python; GNU/Linux]. Open Source Geospatial Foundation. <https://github.com/OSGeo/grass-addons>
- NCDC-NOAA. (2019, 14 de julio). IBTrACS - International Best Track Archive for Climate Stewardship. Recuperado de <https://www.ncdc.noaa.gov/ibtracs/>.
- NOAA. (2020, 21 de mayo). NCDC International Best Track Archive for Climate Stewardship (IBTrACS) Project, Version 3 - NOAA Data Catalog. Recuperado de <https://data.noaa.gov/dataset/dataset/ncdc-international-best-track-archive-for-climate-stewardship-ibtracs-project-version-3>.
- OpenFlights. (2017, 1 de marzo). Flight logging, mapping, stats and sharing. Recuperado de <https://openflights.org/>
- Othman, M. A. (1994). Value of mangroves in coastal protection. *Hydrobiologia*, 285(1-3), 277-282.
- Pérez, E. I. (2018). *Patrones de distribución espacial de la vegetación acuática sumergida en la Reserva de la Biósfera los Petenes, Campeche, México*. Tesis de Maestría en Ciencias. Universidad Autónoma Metropolitana.
- Pérez Brunius, P., Beron-Vera, F. J., Kotzakoulakis, K., Lara-Hernández, J. A., Miron, P., Olascoaga, M. J., Zavala-Romero, O., Rodríguez Outerelo, J., García Carrillo, P., Medrano, F., Zavala-Hidalgo, J., Sheinbaum, J. (2020). Regiones posiblemente afectadas bajo escenarios de derrames de petróleo en las aguas profundas del golfo de México. En P. Pérez Brunius, C. Turrent Thompson y P. García Carrillo (Eds.), *Escenarios oceánicos y atmosféricos de un derrame de petróleo en aguas profundas del golfo de México* (pp. 15-23). Ensenada: CICESE. <http://doi.org/10.5281/zenodo.4526638>
- Ramírez, L. H. y Torres B., F. (2001). Metodología para evaluar vulnerabilidad costera por los efectos del cambio climático. En A.V. Botello, S. Villanueva F., J. Gutiérrez y J. L. Rojas G. (Eds.), *Vulnerabilidad de las zonas costeras mexicanas ante el cambio climático* (2ª. ed.) (pp. 447-470). México: Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa, UNAM-ICMyL, Universidad Autónoma de Campeche.
- Rangel-Buitrago, N. G. Anfuso, G. y Williams, A. T. (2015). Coastal erosion along the Caribbean coast of Colombia: Magnitudes, causes and management. *Ocean & Coastal Management* 114,129-144.
- Saaty, T. L. (1995). *Decision-Making for Leaders*. Pittsburgh: RWS Publications.
- Short, F. T., Coles, R. G. y Pergent-Martini, C. (2001). Global seagrass distribution. En F.T. Short y R.G. Coles (Eds.), *Global seagrass research methods* (pp. 5-30). Elsevier Science.
- Skilleter, G. A., Olds, A., Loneragan, N. R., y Zharikov, Y. (2005). The Value of Patches of Intertidal Seagrass to Prawns Depends on Their Proximity to Mangroves. *Marine Biology* 147(2), 353-365.
- Smith, S. D. A. (2005). Rapid Assessment of Invertebrate Biodiversity on Rocky Shores: Where There's a Whelk There's a Way. *Biodiversity & Conservation*, 14(14), 3565-3576.
- Sotelo-Casas, R. C., Rodríguez-Troncoso, A. P., Rodríguez-Zaragoza, F. A., Solís-Marín, F. A., Godínez-Domínguez, E. y Cupul-Magaña, A. L. (2019). Spatial-temporal variations in echinoderm diversity within coral communities in a transitional region of the northeast of the eastern pacific. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 227, 106346.
- Unsworth, R. K., De León, P. S., Garrard, S. L., Jompa, J., Smith, D. J. y Bell, J. J. (2008). High connectivity of Indo-Pacific seagrass fish assemblages with mangrove and coral reef habitats. *Marine Ecology Progress Series*, 353, 213-224.
- Unsworth, R. K. F., Collier, C. J., Waycott, M., McKenzie, L. J. y Cullen-Unsworth, L. C. (2015). A framework for the resilience of seagrass ecosystems. *Marine Pollution Bulletin*, 100, 34-46.
- USGS. (2005). User Guide & Tutorial for the Digital Shoreline Analysis System (DSAS) version 3.2: Extension for ArcGIS v.9.0. (1304). https://www.usgs.gov/centers/whcmsc/science/digital-shoreline-analysis-system-dsas?qt-science_center_objects=0#qt-science_center_objects
- van Tussenbroek, B. I., Vonk, J. A., Erftemeijer, P. L., Middelburg, J. J. y Ziemann, J. C. (2006). The biology of *Thalassia*: Paradigms and recent advances in research. En A. W. D. Larkum, R. J. Orth y C. M. Duarte (Eds.), *Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation* (pp. 409-439). Springer.

- van Tussenbroek, B. I., Barba-Santos, M. G., Ricardo Wong, J. G., van Dijk, J. K., Waycott, M. (2010). *A guide to the tropical seagrasses of the Western Atlantic*. México: UNAM.
- Verweij, M., Nagelkerken, I., de Graaff, D., Peeters, M., Bakker, E. J. y van der Velde, G. (2006). Structure, Food and Shade Attract Juvenile Coral Reef Fish to Mangrove and Seagrass Habitats: A Field Experiment. *Marine Ecology Progress Series*, 306, 257-268.
- Vollenweider, R. A., Giovanardi, F., Montanari, G. y Rinaldi, A. (1998). Characterization of the trophic conditions of marine coastal waters with special reference to the new adriatic sea: proposal for a trophic scale, turbidity and generalized water quality index. *Environmetrics*, 9, 329-357.
- Wentworth, C. K. (1922). A scale of grade and class terms for clastic sediments. *Journal of Geology*, 30, 377-392.
- Wilson, S. S. y Dutton, K. H. (2018). Hypersalinity during regional drought drives mass mortality of the seagrass *Syringodium filiforme* in a subtropical lagoon. *Estuaries and Coasts*, 41, 855-865.
- Yáñez-Arancibia, A., Lara-Domínguez, A. L. y Day, J. W. 1993. Interactions between Mangrove and Seagrass Habitats Mediated by Estuarine Nekton Assemblages: Coupling of Primary and Secondary Production. *Hydrobiologia*, 264(1), 1-12.

ANEXO

Tabla 1. Índices de diversidad de comunidades bentónicas por estación de monitoreo.

Fuente: elaboración propia.

ESTACIONES	ZONA	ESTADO	RIQUEZA	MARGALEF	SIMPSON	SHANNON
A1	Laguna de Términos	Campeche	40	7.02820	0.93823	3.07154
A2	Laguna de Términos	Campeche	43	6.96716	0.93487	3.02197
A3	Laguna de Términos	Campeche	32	5.30764	0.89787	2.69954
A4	Laguna de Términos	Campeche	27	4.37119	0.67074	1.94245
A5	Laguna de Términos	Campeche	38	6.03682	0.86869	2.61271
A6	Laguna de Términos	Campeche	31	4.85111	0.84449	2.34185
A7	Laguna de Términos	Campeche	35	5.73139	0.86691	2.64650
B1	Champotón	Campeche	41	7.01700	0.90198	2.87138
B2	Champotón	Campeche	36	5.97480	0.89472	2.72836
B3	Champotón	Campeche	41	7.32087	0.92146	2.96767
B4	Champotón	Campeche	31	5.82808	0.87529	2.60268
B5	Champotón	Campeche	48	8.64276	0.93666	3.19344
C1	Los Petenes	Campeche	79	11.57587	0.93078	3.26099
C2	Los Petenes	Campeche	79	11.57587	0.93078	3.26099
C3	Los Petenes	Campeche	83	11.59991	0.93709	3.25548
D1	Los Petenes	Campeche	35	5.22133	0.84717	2.36435
D2	Los Petenes	Campeche	83	11.59991	0.93709	3.25548
D3	Los Petenes	Campeche	65	10.24004	0.93194	3.21743
D4	Los Petenes	Campeche	26	4.64296	0.83300	2.34567
D5	Los Petenes	Campeche	21	3.34652	0.86794	2.23292
D6	Los Petenes	Campeche	41	6.82835	0.90372	2.79719
D7	Los Petenes	Campeche	70	10.71537	0.93575	3.32620
D8	Los Petenes	Campeche	37	5.79467	0.92578	2.91620
D9	Los Petenes	Campeche	47	6.94856	0.89012	2.75499
D10	Los Petenes	Campeche	47	7.73026	0.93659	3.09397
D11	Los Petenes	Campeche	37	5.79467	0.92578	2.91620
D12	Los Petenes	Campeche	32	5.31829	0.91039	2.79369
D13	Los Petenes	Campeche	37	6.13361	0.81380	2.28205
D14	Los Petenes	Campeche	60	9.42268	0.93471	3.27844
D15	Los Petenes	Campeche	24	4.05161	0.88702	2.49306
D16	Los Petenes	Campeche	40	6.86187	0.89411	2.73950
D17	Los Petenes	Campeche	57	9.35446	0.91646	3.17377
E1	Los Petenes	Campeche	42	7.11165	0.92439	3.06897
E2	Los Petenes	Campeche	37	6.60946	0.93204	3.04508
E3	Los Petenes	Campeche	52	7.85370	0.92668	3.01265
E4	Los Petenes	Campeche	30	5.16983	0.89121	2.65574

Tabla 1. Continúa.

ESTACIONES	ZONA	ESTADO	RIQUEZA	MARGALEF	SIMPSON	SHANNON
F1	Dzilam y San Felipe	Yucatán	48	7.79659	0.91804	2.94387
F2	Dzilam y San Felipe	Yucatán	40	6.36088	0.92487	2.90741
F3	Dzilam y San Felipe	Yucatán	29	4.69517	0.91906	2.82561
F4	Dzilam y San Felipe	Yucatán	40	6.86599	0.94967	3.20412
F5	Dzilam y San Felipe	Yucatán	34	6.13922	0.92778	2.94517
F6	Dzilam y San Felipe	Yucatán	47	8.08866	0.94489	3.24398
G1	Dzilam y San Felipe	Yucatán	48	7.78420	0.92806	3.04496
G2	Dzilam y San Felipe	Yucatán	47	7.70356	0.93119	3.06646
G3	Dzilam y San Felipe	Yucatán	42	6.82053	0.94764	3.18240
G4	Dzilam y San Felipe	Yucatán	45	7.07782	0.93674	3.10555
G5	Dzilam y San Felipe	Yucatán	45	7.07782	0.93674	3.10555
G6	Dzilam y San Felipe	Yucatán	39	6.60574	0.88547	2.74529
H1	Holbox	Quintana Roo	36	6.83862	0.92677	2.99582
H2	Holbox	Quintana Roo	29	4.68117	0.85784	2.33289
H3	Holbox	Quintana Roo	35	5.95058	0.90521	2.74638
H4	Holbox	Quintana Roo	42	7.58883	0.90375	2.86555
H5	Holbox	Quintana Roo	38	6.67246	0.92463	2.93824
H6	Holbox	Quintana Roo	46	6.49764	0.86817	2.54644
H7	Holbox	Quintana Roo	46	6.49764	0.86817	2.54644
H8	Holbox	Quintana Roo	24	4.44833	0.85662	2.31723
H9	Holbox	Quintana Roo	26	4.75042	0.79571	2.15958
H10	Holbox	Quintana Roo	31	5.78951	0.92586	2.85838
H11	Holbox	Quintana Roo	36	5.84164	0.89308	2.66688
I1	Cabo Catoche	Quintana Roo	53	8.25535	0.95140	3.28882
I2	Cabo Catoche	Quintana Roo	44	7.86993	0.94811	3.22143
I3	Cabo Catoche	Quintana Roo	55	8.48653	0.93015	3.09895
I4	Cabo Catoche	Quintana Roo	55	8.48653	0.93015	3.09895



SECCIÓN 2

Vulnerabilidad ecológica espacial del hábitat y biota marinos



CAPÍTULO 5

Vulnerabilidad ecológica de tortugas marinas, macrofauna bentónica y pastos marinos ante múltiples amenazas y derrames de petróleo de gran escala en el golfo de México

Eduardo Cuevas,^{*§} Abigail Uribe-Martínez,^{*} Frank A. Ocaña Borrego,^{*}
Sara M. Morales Ojeda,^{*} María de los Ángeles Liceaga Correa,^{*} Daniel Pech,[¶]
Jorge A. Herrera Silveira^{*}

INTRODUCCIÓN

Las grandes regiones marinas del mundo reúnen elementos de la biodiversidad en sus distintos niveles de organización biológica (especies, comunidades y ecosistemas) (Wilkinson *et al.*, 2009) y su estudio requiere el análisis desde múltiples escalas ecológicas y espaciotemporales. Considerando esta com-

plejidad se requieren herramientas robustas de modelado y predicción que contribuyan a identificar patrones ecológicos en sus distintas escalas, que apoyen la toma de decisiones y la implementación de estrategias para la conservación de la biodiversidad de acuerdo con el detalle que requieran los procesos particulares. En este sentido, los esquemas multinivel proponen el estudio y monitoreo de ecosistemas prioritarios a través de indicadores cuantitativos fácilmente medibles que, además, permitan

* Departamento de Recursos del Mar, Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional, Unidad Mérida (CINVESTAV-IPN, Unidad Mérida).

¶ Laboratorio de Biodiversidad Marina y Cambio climático, El Colegio de la Frontera Sur, Unidad Campeche, Campeche.

§ Afiliación actual: CONACYT-Universidad Autónoma del Carmen, Centro de Investigación de Ciencias Ambientales (CICA-UNACAR), Campeche.

CÓMO CITAR: Cuevas, E., Uribe-Martínez, A., Ocaña Borrego, F. A., Morales Ojeda, S., Liceaga Correa, M. de los Á., Pech, D., Herrera Silveira, J. A. (2020). Vulnerabilidad ecológica de tortugas marinas, macrofauna bentónica y pastos marinos ante múltiples amenazas y derrames de petróleo de gran escala en el golfo de México. En M. L. Aguirre Macedo, P. Pérez Brunius y L. E. Saldaña-Ruiz (Eds.), *Vulnerabilidad ecológica del golfo de México ante derrames de gran escala* (pp. 153-184). Ensenada: CICESE. <http://doi.org/10.5281/zenodo.4527457>

la evaluación de las intervenciones de conservación y restauración implementadas (Zacharias y Roff, 2000; Neme y Nido, 2013).

La evaluación de la vulnerabilidad ecológica de los componentes de la biodiversidad de un ecosistema es un aspecto esencial para conocer la condición de su integridad, la cual aporta elementos para el diseño e implementación de estrategias de gestión y manejo que coadyuven a mantener su viabilidad a largo plazo, así como contender con riesgos de índole antrópica y natural (De Lange *et al.*, 2010). En este contexto, contar con una representación multinivel de la distribución de las especies y su vulnerabilidad ecológica permite abordar de manera más completa la variabilidad de los componentes ecosistémicos de interés, considerando sus dimensiones espacial y temporal.

El golfo de México es un Gran Ecosistema Marino que tiene dinámicas físicas, biológicas y geoquímicas particulares (Sherman *et al.*, 1999) y su interacción configura su gran biodiversidad a distintos niveles. La dinámica del flujo de materia y energía, así como los procesos intra e inter especies, que existen entre esos niveles de organización de la biodiversidad, suelen ser intrincados. Esta complejidad inherente a los Grandes Ecosistemas Marinos se ha abordado a través del estudio de especies o grupos de especies substitutas (o substitutas), es decir, grupos que poseen características intrínsecas y de contexto que permiten que sean utilizados como indicadores de la complejidad estructural y funcional de los ecosistemas que ocupan. El uso de estos indicadores es una estrategia viable y de bajo costo, útil para evaluar su variación espacial y temporal, así como identificar patrones de los elementos de la biodiversidad en el largo plazo (Caro y O'Doherty, 1999; Hunter Jr. *et al.*, 2016). Para este fin, es imprescindible contar con valores de referencia de los indicadores de la integridad ecológica de los grupos seleccionados para que, con base en estos, se pueden identificar los cambios en los ecosistemas de forma oportuna y así adaptar las estrategias y políticas de conservación, así como optimizar los recursos económicos y humanos en las estrategias de manejo (Zacharias y Roff, 2000).

La selección de este grupo de especies substitutas debe ser tal que, en la medida de lo posible, se procure la representatividad de múltiples niveles de organización biológica como indicadores de las interacciones en el ecosistema de estudio. Esto es en sí complejo, pero busca contraponerse a una aproximación reduccionista en el estudio de los ecosistemas, en la cual se trabaja con una sola especie o grupo de especies afines en un mismo nivel de organización, sacrificando así la inclusión de indicadores de procesos biológicos y factores ambientales que son esenciales en el funcionamiento de los ecosistemas (Caro y O'Doherty, 1998; Lindenmayer y Likens, 2011). Estos esquemas con grupos multinivel permiten en el mediano y largo plazo evaluar su estabilidad y eficiencia como indicadores de la condición de la biodiversidad a distintos niveles de organización (Mellin *et al.*, 2011).

Conscientes de la complejidad y retos que implica el estudio de numerosos elementos de la biodiversidad marina, y dada la necesidad de evaluar su condición de vulnerabilidad ecológica en el golfo de México, para el presente estudio se seleccionaron tres componentes de la biota marina con distinto nivel de organización biológica y estrato trófico.

Vulnerabilidad ecológica acumulada

Los ecosistemas marinos están amenazados a nivel global por múltiples fuentes de presión que actúan a diferentes escalas con el potencial de ocasionar cambios en su estructura y función, sobre todo si impactan de manera conjunta al ecosistema y sus elementos (Maxwell *et al.*, 2013). La cuantificación de la vulnerabilidad a los elementos de la biodiversidad puede realizarse con distintas aproximaciones metodológicas, cuya aplicación dependerá de los fines perseguidos. La transferencia, facilidad de replicación y versatilidad deberán privilegiarse en la selección de la aproximación de evaluación de vulnerabilidad con el fin de brindar información robusta en el mediano y largo plazos. Se busca que tal aproximación apoye la gestión ambiental de los ecosistemas marinos desde diferentes perspectivas de conservación, mitigación y restauración, a la vez que promueva el conoci-

miento con base en indicadores cuantificables para el monitoreo continuo.

Conscientes del efecto acumulativo de las diferentes fuentes de presión que pueden incidir sobre los elementos de la biodiversidad, una de las aproximaciones para estimar la vulnerabilidad ecológica considera evaluar la condición actual de vulnerabilidad de elementos clave (objetos de interés, OI) ante el efecto acumulado de las fuentes de presión que operan actualmente sobre ellos (Halpern *et al.*, 2008; Maxwell *et al.*, 2013, Cuevas *et al.*, 2019). Una vez que esta condición se conoce, se pueden estimar niveles diferenciados de impactos potenciales ante la exposición a amenazas, como es el caso de potenciales derrames de hidrocarburos. En esta aproximación se consideran las condiciones de sensibilidad, exposición a múltiples fuentes de presión y el grado de estabilidad ecológica de los mismos, permitiendo posteriormente evaluar el impacto que amenazas potenciales, como un derrame de hidrocarburo, tendrían sobre el ecosistema.

Componentes de la biodiversidad marina

En este trabajo se evaluó la vulnerabilidad ecológica acumulada individual y conjunta de tres Objetos de Interés (OI) en aguas mexicanas del golfo de México y el mar Caribe: praderas de pastos marinos, macrofauna bentónica (organismos entre 0.5 y 50 mm de talla, que viven sobre el lecho marino o en los primeros 10 centímetros del fondo (Gray y Elliot, 2009) y tortugas marinas. Estos representan distintos niveles de organización biológica, extensiones espaciotemporales de su distribución y funciones ecológicas diferenciadas, con consecuentes contrastes en sus nichos ecológicos, todos ampliamente reconocidos como grupos de especies indicadoras (Bjorndal y Jackson, 2003; Frazier, 2005; Norling *et al.*, 2007; Guannel *et al.*, 2016; Roca *et al.*, 2016, Dimitriou *et al.*, 2020; McLaverty *et al.*, 2020).

Debido a que estos tres grupos son indicadores de la condición de sus ecosistemas y hábitats subyacentes, existe una considerable cantidad de información relacionada con su ecología, factores de presión y amenazas, aunado a la disponibilidad de conocimiento generado en el

proyecto marco.¹ Es importante resaltar que representan distintos niveles de organización biológica (especies, comunidades y ecosistemas) y que se conocen interacciones importantes entre ellos, lo que contribuye a tener una mejor representación de la biodiversidad en conjunto (Singer *et al.*, 2017; Esteban *et al.*, 2018; Hays *et al.*, 2018; Jankowska *et al.*, 2018).

Este análisis representa una línea base para el golfo de México y una plataforma de integración de la información y conocimiento ecológico generados en distintos subproyectos del proyecto marco. Se utilizó una aproximación de múltiples niveles de organización biológica, con la versatilidad de acoplamiento de información y experiencia externas al proyecto, así como la factibilidad de posteriormente incrementar el número de elementos de la biodiversidad para mayor representación de la complejidad del Gran Ecosistema que es el golfo de México. Con estos elementos focales seleccionados en la evaluación de la línea base del golfo de México se construyó una aproximación multinivel de la vulnerabilidad con grupos indicadores de la biota marina.

Las praderas de pastos marinos conforman ecosistemas altamente productivos, proveen diversos servicios ambientales en los socioecosistemas costeros como la estabilización de los sedimentos que previenen la erosión costera, además de que son hábitat y refugio para numerosas especies de vertebrados e invertebrados, incluyendo aquellas de importancia comercial y ecológica (Kirkman, 1996; Hemminga y Duarte, 2000; Mateo *et al.*, 2006). A nivel mundial se reportan importantes reducciones en la extensión y densidad de los hábitats de pastos marinos, lo que se ha atribuido al impacto por eventos naturales y estrés provocado por el hombre (Short y Wyllie-Echevaria, 1996, Larkum y West, 1990; Green y Short, 2003). Por estas condiciones de riesgo y

¹ “Plataformas de observación geográfica, línea base, modelos de simulación y escenarios de la capacidad natural de respuesta ante derrames de gran escala en el Golfo de México”, financiado por la Secretaría de Energía y el Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología al Consorcio de Investigación del Golfo de México (CIGoM).

sus cualidades ecológicas, las especies de pastos marinos que se distribuyen en México son especies protegidas por la norma oficial mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010 (*Diario Oficial de la Federación*, 2019).

La macrofauna bentónica se refiere a especies de macroinvertebrados que habitan los 10 primeros cm del sedimento; son un componente biológico clave al ser un eslabón intermedio en la cadena trófica del medio marino y que lleva a cabo importantes procesos como la remoción de sedimentos, el reciclaje de nutrientes y el transporte de oxígeno (Oug *et al.*, 2012). Finalmente, las tortugas marinas son especies catalogadas en peligro de extinción en la norma oficial mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010 (*Diario Oficial de la Federación*, 2019) que se encuentran en el tope de la cadena alimenticia, ocupando diversos nichos ecológicos que las lleva a interactuar en distinta medida con comunidades establecidas en el fondo de los mares (bentónicas), como los pastos marinos y la macrofauna bentónica, a la vez que se asocian con especies que se mueven activa (necton) y pasivamente (pelágicas) en las masas de agua marinas. Son altamente sensibles a impactos de origen humano y natural (Bjorndal y Jackson, 2003; Frazier, 2005; Cuevas, 2017; Kalinkat *et al.*, 2017; Wallace *et al.*, 2020), lo que, sumado a sus extensos movimientos migratorios, las hace un elemento importante para la representatividad de múltiples niveles de la biota marina en el golfo de México.

METODOLOGÍA

Se implementó una aproximación espacialmente explícita para evaluar la vulnerabilidad ecológica acumulada de cada uno de los OI, considerando que ésta es el resultado de un efecto acumulativo de las distintas fuentes de presión que inciden actualmente sobre estos grupos. También se evaluó la vulnerabilidad ecológica conjunta de todos los OI y la interacción de dichas vulnerabilidades con los modelos espaciales de escenarios de derrame de hidrocarburos en pozos potenciales distribuidos en la zona del talud al oeste y suroeste del golfo de México.

Evaluación de la vulnerabilidad ecológica de los OI

La aproximación aquí implementada se basa en evaluar la vulnerabilidad ecológica de cada OI a las distintas fuentes de presión que operan sobre ellos, para integrar una condición de vulnerabilidad que considera el efecto acumulativo de las distintas fuentes de presión (Cuevas *et al.*, 2019). Así, se generó un modelo conceptual de la vulnerabilidad ecológica del OI en una dimensión temporal en la que se consideran las tendencias actuales de presión sobre dichos OI.

En la construcción de modelos conceptuales de los OI se identificaron los atributos de cada uno de los componentes de la ecuación general: sensibilidad, exposición y coeficiente de estabilidad, (Ecuación 1). También se identificaron las variables con las que se pueden representar tales atributos que permitieran realizar los análisis numéricos a partir de las relaciones entre ellas, incluyendo la definición de los intervalos de variación que determinan la condición de sensibilidad, exposición y estabilidad para cada OI.

Los modelos conceptuales de cada OI se construyeron con base en información bibliográfica y conocimiento experto compilado en talleres y consultas a distancia sobre cada uno de los componentes evaluados. Con esta información de base se integraron los indicadores de cada uno de los atributos, fuentes de presión y coeficientes de estabilidad en una representación espacialmente explícita definida a partir de los modelos conceptuales de cada OI (Cuevas *et al.*, 2019). Para realizar los cálculos de la vulnerabilidad, las variables fueron representadas como capas vectoriales en una malla regular de hexágonos con un diámetro pertinente a la escala de los atributos de cada OI (5 km para pastos marinos y macrofauna bentónica, 25 km para tortugas marinas).

El cálculo de la vulnerabilidad ecológica se realizó utilizando la siguiente expresión,

$$Vuln_{Amz} = Sens * Exp_{Amz} - CE \quad \text{Ecuación 1}$$

donde $Vuln_{Amz}$ es la vulnerabilidad de un OI a una amenaza Amz , $Sens$ es la sensibilidad ecológica

de ese mismo OI, Exp_{Amz} es la exposición a la amenaza Amz , y CE es el coeficiente de estabilidad que hace referencia a las propiedades del OI para responder ante la presión de la amenaza.

La vulnerabilidad ecológica acumulada de cada uno de los OI derivó de la suma ponderada de sus valores de vulnerabilidad a cada una de las amenazas evaluadas, la cual se definió con la Ecuación 2 (Cuevas *et al.*, 2019),

$$Vuln\ Ac.OI = \sum_{j=1}^m \mu_j * Vuln_{Amzj} \quad \text{Ecuación 2}$$

donde $Vuln\ Ac.\ OI$ se refiere a la vulnerabilidad ecológica acumulada por las distintas amenazas al OI de estudio, μ_j es el valor numérico de ponderación para la amenaza j hasta m amenazas que inciden sobre el OI (el valor de μ_j se definió a partir de talleres participativos con expertos), y $Vuln_{Amzj}$ hace referencia a la vulnerabilidad ecológica del OI a la amenaza Amz_j .

Finalmente, la vulnerabilidad ecológica conjunta de los tres OI se calculó numéricamente con la siguiente ecuación,

$$Vuln\ Conjunta\ OI = \sum_{i=1}^3 Vuln\ Ac.OI_i \quad \text{Ecuación 3}$$

Para este último cálculo se utilizaron las representaciones hexagonales de las vulnerabilidades ecológicas acumuladas de cada OI (valores entre 0 y 1 en todos los casos), estandarizadas a una resolución de 10 km de diámetro de los hexágonos. Estas se sumaron al interior de cada unidad espacial de análisis para obtener la vulnerabilidad ecológica conjunta. En esta aproximación, los tres objetos tuvieron el mismo valor relativo de importancia ecológica, aun cuando los modelos conceptual y numérico permiten una diferenciación. Se mantuvo el mismo peso para los OI, en particular con fines de parsimonia en el cálculo de la vulnerabilidad conjunta. Se utilizaron los programas R (v.3.4.6.1.) y QGIS (v.3.10.4.) para la integración de las variables de entrada y los análisis numéricos en la dimensión espacial.

Escenarios de potenciales derrames de hidrocarburos

A partir de escenarios de derrames generados para seis distintos pozos proyectados para el suroeste

y oeste del golfo de México (Pérez Brunius *et al.*, 2020), se cuantificó la interacción con la vulnerabilidad ecológica acumulada de los tres OI de forma individual y en su conjunto (vulnerabilidad conjunta). Los escenarios fueron construidos con datos de 20 años de corrientes y vientos modelados numéricamente, a partir de los cuales se pusieron en movimiento partículas numéricas con las que se obtuvo la probabilidad de que una partícula de petróleo que inicia en un pozo sea encontrada en un cuadro de una malla geográfica de 25 km de lado tras un tiempo dado (módulo de derrames “PetroTrans”), considerando todas las condiciones oceanográficas y atmosféricas observadas durante esos 20 años. Los productos representan la probabilidad de encontrar partículas que fueron emitidas continuamente durante 15 días desde el pozo simulado, analizando la evolución probabilística del derrame por 60 días desde el inicio del siniestro.

De estos modelos derivaron dos variables cuantitativas, la “fracción de masa promedio máxima” (P_{max}), que es una medida de la máxima probabilidad de encontrar petróleo en un cuadro de malla durante los 60 días que se siguió la evolución de derrame, y el tiempo entre el inicio del derrame simulado y el primer posible contacto con un área dada (tiempo de arribo en el que se observa por primera vez una fracción de masa promedio $\geq 0.1\%$, T_{hit}). El comportamiento de las partículas corresponde a un petróleo pesado genérico que incluye el decaimiento por evaporación (el principal contribuyente al intemperismo del hidrocarburo en superficie), así como el arrastre directo debido al viento.

Estas dos variables (P_{max} y T_{hit}) fueron sintetizadas para construir un indicador de la severidad de los escenarios de derrame para el que se categorizaron rangos de la fracción de masa promedio máxima (P_{max}) y del tiempo de primer contacto (Figura S1). Las clases se identificaron con categorías del 1 al 10 en orden ascendente de severidad, en el que el 10 representa la categoría de severidad más alta por conjuntar los valores de P_{max} mayores y los tiempos de arribo más cortos, mientras que la clase 1 representa valores de P_{max} menores a 0.001 con tiempos de arribo indeterminados. Con estas categorías de severidad se clasificaron los es-

cenarios de derrames de hidrocarburo con origen en los seis pozos simulados y con ellos se evaluó la posible interacción de un derrame con la vulnerabilidad ecológica de los OI.

Estos modelos únicamente son una herramienta de utilidad estratégica en la estimación de interacciones de potenciales derrames con los sistemas socioambientales y que aportan criterios de conocimiento e información para el avance en el estudio de la vulnerabilidad y posteriormente riesgo de distintos ecosistemas marinos. Esto es, los escenarios no representan la distribución de masa de petróleo durante un derrame particular, ya que quedará determinada por las condiciones oceánicas y atmosféricas durante el incidente. Estos resultados son más bien un elemento estadístico que permite establecer las regiones que pudieran verse afectadas durante un derrame en el pozo en cuestión, considerando todas las condiciones ambientales posibles.

Integración de variables para definir el modelo de vulnerabilidad

Se utilizaron distintas fuentes de datos para generar cada una de las variables que representaron a los atributos evaluados en los modelos conceptuales de los tres objetos de interés y que posteriormente fueron integrados en entradas espacialmente estandarizadas para la evaluación de la vulnerabilidad ecológica. La identificación de los atributos y las variables que los representan se realizó con base en investigaciones bibliográficas y a partir de conocimiento experto recabado en talleres y a través de encuestas (Halpern *et al.*, 2006).

En lo que corresponde a los elementos de sensibilidad (Tabla 1), para los pastos marinos se definieron siete atributos y para su construcción se utilizaron datos existentes de la cobertura de las praderas de pastos marinos (Palafox-Juárez y Liceaga-Correa, 2017; Cerdeira *et al.*, 2018; Herrera *et al.* 2018), junto con análisis numéricos (Forman y Godron, 1986; McGarigal y Marks, 1994; Hesselbarth *et al.*, 2019) e información de campo para validación (Herrera-Silveira *et al.*, 2018).

Para el caso de la macrofauna bentónica, los datos de los cuatro indicadores de sensibilidad de-

rivaron del análisis de las características funcionales de los organismos colectados en la plataforma de Yucatán y en el cinturón de plegado Perdido, frente a la costa de Tamaulipas. A partir de los índices de sensibilidad construidos se generaron capas de información sobre la distribución espacial utilizando técnicas de geoestadística (interpolación) (Ocaña *et al.*, 2019).

Para las tortugas marinas los datos utilizados para evaluar los tres indicadores de su sensibilidad fueron capas de la distribución de sus hábitats críticos neríticos, generadas a partir de datos de telemetría satelital (Liceaga *et al.*, 2020). Las fuentes de presión o amenazas fueron integradas en un conjunto de 10 capas espaciales de variables que fueron identificadas para los tres OI (Tabla 2) y que fueron generadas utilizando álgebra de mapas a partir de distintas fuentes de datos como productos satelitales diversos, bases de datos públicas y publicaciones del gobierno mexicano.

Finalmente, para el tercer componente de la ecuación, el coeficiente de estabilidad, también se integró un conjunto de 12 variables en las que algunas fueron de naturaleza intrínseca a los OI y otras de contexto (extrínsecas) (Tabla 3). Las variables intrínsecas derivaron de datos de la distribución paisajística de las praderas de pastos marinos y su ambiente, de datos de colectas en cruceros para macrofauna bentónica y de bases de datos públicas y publicaciones científicas para el caso de tortugas marinas. Las extrínsecas se obtuvieron de datos ambientales (productos satelitales) y poligonales de áreas restringidas de conservación y salvaguarda (Tabla 3).

Interacción entre escenarios de derrames y vulnerabilidad de los OI

La interacción entre los escenarios de derrames, la vulnerabilidad ecológica acumulada de cada OI y la vulnerabilidad conjunta, se definieron como la intersección espacial y numérica entre la severidad de los escenarios con los valores de vulnerabilidad ecológica acumulada de cada uno de los OI y con la vulnerabilidad conjunta de los tres OI.

Se cuantificó la extensión geográfica de la interacción, los rangos de las categorías de severidad que intervinieron y los valores de vulnerabilidad

Tabla 1. Listado de variables indicadoras de sensibilidad para los objetos de interés pastos marinos, macrofauna bentónica y tortugas marinas; así como los datos utilizados para la construcción de sus capas espaciales.

OBJETO DE INTERÉS	VARIABLE	FUENTES DE DATOS
Pastos marinos	Área total de cobertura de parche	Capas vectoriales de cobertura de praderas de pastos marinos (Palafox-Juárez y Liceaga-Correa, 2017; Cerdeira <i>et al.</i> , 2018; Herrera-Silveira <i>et al.</i> , 2018)
	Cobertura al interior del parche (Braun-Blanquet)	Datos de campo alrededor de la península de Yucatán y el Sistema Arrecifal Veracruzano (Herrera-Silveira <i>et al.</i> , 2018)
	Densidad de haces	
	Indicador de transparencia en columna de agua	Derivado de imágenes satelitales MODIS del coeficiente de atenuación difusa a los 490 nm 2003-2018 (Aguilar-Maldonado <i>et al.</i> , 2018; OBPG, 2019).
	Promedio de la temperatura superficial marina	Derivado de imágenes satelitales MODIS de la temperatura superficial nocturna del mar en promedios semanales 2003-2018 (OBPG, 2019, modificado de Uribe-Martínez <i>et al.</i> , 2019).
	Salinidad promedio superficial	Climatología mensual del Golfo de México a partir de datos derivados de modelos HYCOM (Hybrid Coordinate Ocean Model) (2011 a 2018) (modificado de Uribe-Martínez <i>et al.</i> , 2019).
Macrofauna bentónica	Tamaño de grano de sedimento	
	Proporción especies con exoesqueleto rígido/número total de especies	Datos taxonómicos y de abundancia derivados de Campañas oceanográficas GOMEX y Perdido (Herzka <i>et al.</i> , 2016).
	Proporción de sedentarios/número total de especies	
	Proporción de filtradores/número total de especies	
Tortugas marinas	Densidad del uso de hábitats de interanidación Tortugas marinas	
	Densidad del uso de hábitats de alimentación/residencia	Datos de telemetría satelital (Cuevas <i>et al.</i> , 2019)
	Densidad del uso de hábitats migratorios	

Tabla 2. Listado de variables utilizadas para representar las fuentes de presión identificadas para los objetos de interés pastos marinos, macrofauna bentónica y tortugas marinas, así como los datos utilizados para la construcción de sus capas de indicadores espacialmente explícitos.

VARIABLE	OBJETO DE INTERÉS	FUENTES DE DATOS
Descarga de agua dulce: superficial y subterránea	Pastos marinos	<ul style="list-style-type: none"> • Subcuencas hidrológicas (CONAGUA, 2018) • Caudal principal de ríos (CONAGUA, 2015) • Puntos de descarga de los acuíferos localizados en la porción sureste de México (Gondwe, 2010; Bauer-Gottwein <i>et al.</i>, 2011) • Imágenes satelitales Landsat 8-OLI de julio a octubre para delimitación de plumas térmicas • Imágenes satelitales de estimación de precipitación diaria (TRMM) del 2000 al 2018 (https://trmm.gsfc.nasa.gov/) • Derivado de imágenes satelitales MODIS de la temperatura superficial nocturna del mar en promedios semanales 2003-2018 (OBPG, 2019, modificado de Uribe-Martínez <i>et al.</i>, 2019). • Climatología mensual de la salinidad superficial del Golfo de México a partir de datos derivados de modelos HYCOM (Hybrid Coordinate Ocean Model) (2011 a 2018) (modificado de Uribe-Martínez <i>et al.</i>, 2019) • Regionalización por afluentes de agua dulce (Morales-Ojeda <i>et al.</i>, 2010)
Frecuencia de ocurrencia florecimientos algales	Pastos marinos	<ul style="list-style-type: none"> • Concentración de clorofila durante eventos de marea roja en costa de Yucatán 2002-2015 (Herrera-Silveira <i>et al.</i>, 2018) • Delimitación de plumas de florecimientos y valores satelitales históricos (Signoret <i>et al.</i>, 2006; Enríquez <i>et al.</i>, 2010; Álvarez-Gongora <i>et al.</i>, 2012) • Derivado de imágenes satelitales MODIS de clorofila-a en promedios semanales correspondientes a las fechas de los florecimientos nocivos de 2003, 2008, 2010 y 2011 (OBPG, 2019)
Tendencia de la temperatura superficial marina	Pastos marinos y tortugas marinas	<ul style="list-style-type: none"> • Derivado de imágenes satelitales MODIS de la temperatura superficial nocturna del mar en promedios semanales 2003-2018 (OBPG, 2019, modificado de Uribe-Martínez <i>et al.</i>, 2019).

Tabla 2. Continúa.

VARIABLE	OBJETO DE INTERÉS	FUENTES DE DATOS
Frecuencia de ocurrencia de eventos hidrometeorológicos extremos	Pastos marinos, macrofauna bentónica y tortugas marinas	<ul style="list-style-type: none"> • Trayectorias de eventos hidrometeorológicos desde el año 1851 al 2016 (desde tormentas tropicales a huracanes categoría 5) de la NOAA (NOAA, 2017) y del Servicio Meteorológico Nacional de México (Servicio Meteorológico Nacional, 2017)
Tránsito marítimo de embarcaciones menores	Pastos marinos	<ul style="list-style-type: none"> • Análisis visual de 82 imágenes satelitales Landsat 8 OLI (https://earthexplorer.usgs.gov/) cubriendo el área de estudio durante el año 2018
Pesca de arrastre de mediana altura y flota mayor	Macrofauna bentónica	<ul style="list-style-type: none"> • Información espacial derivada de la Carta Nacional Pesquera (<i>Diario Oficial de la Federación</i>, 2012) (Ocaña-Borrego <i>et al.</i>, 2019)
Tránsito marítimo mayor	Tortugas marinas y macrofauna	<ul style="list-style-type: none"> • Ocurrencia de embarcaciones mayores en el Golfo de México para los años disponibles (2011 al 2013) (ftp://ftp.coast.noaa.gov/pub/MSP/2011AIS/GulfofMexicoVesselDensity2011.zip) (Cuevas <i>et al.</i>, 2019)
Prospecciones sísmicas	Tortugas marinas	<ul style="list-style-type: none"> • Áreas de prospección sísmica modalidad 2D, 3D y 4D publicados por la Comisión Nacional de Hidrocarburos (2017)
Actividades en plataformas petroleras	Tortugas marinas	<ul style="list-style-type: none"> • Ubicaciones de 556 plataformas en el área de estudio (Comisión Nacional de Hidrocarburos, 2017)
Esfuerzo pesquero artesanal y mediana altura	Tortugas marinas	<ul style="list-style-type: none"> • Indicador creado a partir de datos de 10 años de compendios estadísticos de pesquerías en México • Carta Nacional Pesquera (<i>Diario Oficial de la Federación</i>, 2012) • Literatura sobre esfuerzo de pesca en el Golfo de México (Noguez-Fuentes <i>et al.</i>, 2007; Cuevas <i>et al.</i>, 2018a; Cuevas <i>et al.</i>, 2019)

ecológica afectados en la interacción. Todos los análisis se realizaron utilizando la malla vectorial de hexágonos de 10 km de diámetro y la capa vectorial categorizada de cada uno de los escenarios de derrame de hidrocarburos desde los seis distintos pozos considerados.

RESULTADOS

Evaluación de vulnerabilidad ecológica

En los modelos conceptuales de cada uno de los tres OI se identificaron algunas fuentes de

presión similares (*e.g.*, fenómenos hidrometeorológicos y tránsito marítimo), aunque en su mayoría fueron específicas para cada uno de ellos (Tabla S1). Las fuentes de presión que inciden sobre más de un OI fueron, en orden descendente de importancia: frecuencia de ocurrencia de eventos hidrometeorológicos extremos, tendencia de la temperatura superficial marina, frecuencia de ocurrencia de florecimientos algales, tránsito marítimo de embarcaciones (menores y mayores) e infraestructura en agua (muelles, barreras físicas, entre otros) (Tabla S1). Algunas de las fuentes de presión identificadas en los

Tabla 3. Listado de variables utilizadas para representar los coeficientes de estabilidad definidos para los objetos de interés pastos marinos, macrofauna bentónica y tortugas marinas, así como los datos de entrada utilizados para la construcción de sus capas espaciales.

VARIABLE	OBJETO DE INTERÉS	FUENTES DE DATOS
Áreas naturales protegidas	Pastos marinos y tortugas marinas	Poligonales de áreas naturales protegidas marinas y costeras (http://sig.conanp.gob.mx/website/pagsig/info_shape.htm)
Rango de salinidad superficial marina		Imágenes satelitales de la climatología mensual del Golfo de México y datos de asimilaciones y observaciones utilizando el modelo HYCOM (Hybrid Coordinate Ocean Model) (2011 a 2018)
Rango de temperatura superficial marina		Derivado de imágenes satelitales MODIS de la temperatura superficial nocturna del mar en promedios semanales 2003-2018 (OBPG, 2019, modificado de Uribe-Martínez <i>et al.</i> , 2019)
Rango de transparencia de luz en columna de agua	Pastos marinos	Derivado de imágenes satelitales MODIS del coeficiente de atenuación difusa a los 490 nm 2003-2018 (OBPG, 2019)
Índice de agregación de parches		Cálculo de métricas del paisaje a partir de capas vectoriales de cobertura de praderas de pastos marinos (Palafox-Juárez y Liceaga-Correa, 2017; Cerdeira <i>et al.</i> , 2018)
Índice paisajístico de forma		
Distancia al parche vecino más cercano		
Conexión entre parches		
Proporción de especies sin cuidado parental y con dispersión larval	Macrofauna bentónica	Datos taxonómicos y de abundancia derivados de Campañas oceanográficas GOMEX y Perdido (Herzka <i>et al.</i> , 2016)
Equidad funcional		
Salvaguardas por operación industria petrolera		Poligonales de decreto presidencial (<i>Diario Oficial de la Federación</i> , 2016)
Tendencia poblacional	Tortugas marinas	Indicador de tendencias históricas de la anidación de las distintas poblaciones de tortugas evaluadas (Cuevas <i>et al.</i> , 2018b; Castellanos-Hernández, 2018)

modelos conceptuales de vulnerabilidad no se integraron en el análisis espacial final debido a que no se encontraron fuentes de datos para construir una representación espacial de ellas, o bien, porque la escala espacial del proceso de impacto era menor a la resolución de 10 km del análisis aquí realizado.

Los modelos conceptuales de la vulnerabilidad ecológica de cada uno de los tres OI se construyeron con los componentes de la Ecuación (1), incluyendo especificaciones de umbrales numéricos y cualitativos de las condiciones de sensibilidad y exposición (Tablas 4, S2, S3). En ellos se expresan las variables de los tres componentes de

la Ecuación (1), así como los valores de los umbrales considerados para la integridad ecológica de cada uno de los tres OI.

Las áreas de mayor valor de vulnerabilidad de pastos marinos se registraron alrededor de la península de Yucatán, en donde zonas como la Reserva de la Biosfera Los Petenes (en la costa oeste) y la zona de cabo Catoche (al noreste) tuvieron consistentemente valores de medios a altos de vulnerabilidad a las fuentes de presión de mayor impacto (descargas de agua dulce —superficial y subterránea—, tendencia de la temperatura superficial marina, frecuencia de ocurrencia de marea roja, y frecuencia de ocurrencia de eventos hidrometeorológicos extremos) (Figura 1). La zona de Los Petenes, al oeste de la pe-

nínsula de Yucatán, se caracteriza por condiciones de aguas someras e importantes aportes de agua desde el bosque de manglar adenaño, el cual influye en las condiciones físicas y químicas de la columna de agua y que se ven reflejadas en las condiciones evaluadas con los indicadores de sensibilidad, exposición y coeficiente de estabilidad de las praderas de pastos marinos (Figura S2). En el caso específico de la variable indicadora *frecuencia de ocurrencia de florecimientos algales*, los datos en esta área de Campeche muestran una alta variación a lo largo del año. Debido a que este indicador se construyó a partir de la estimación de la concentración de clorofila con productos satelitales del color del océano, tal variación puede estar asociada a cambios en

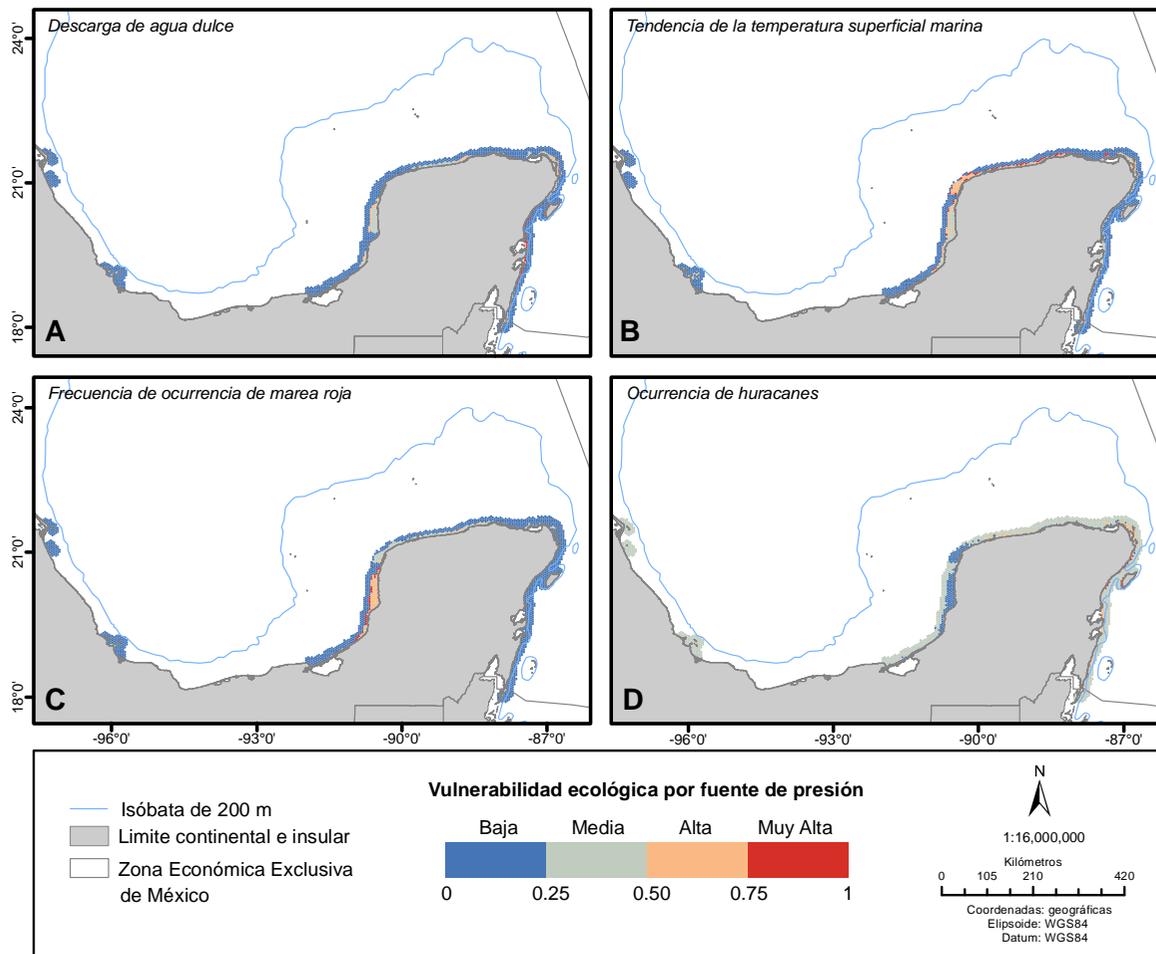


Figura 1. Configuración espacial de la vulnerabilidad ecológica de las praderas de pastos marinos a las descargas de agua dulce: superficial y subterránea (A); la tendencia de la temperatura superficial marina (B); la frecuencia de ocurrencia florecimientos algales (C), y la frecuencia de ocurrencia de eventos hidrometeorológicos extremos (D).

Fuente: datos propios

Tabla 4. Síntesis del modelo conceptual que se aplicó para la evaluación espacialmente explícita de la vulnerabilidad ecológica de los pastos marinos. Las celdas de color rojo indican Sensibilidad muy alta/Impacto muy alto; las amarillas Sensibilidad media /Impacto medio; las verdes Sensibilidad baja/Impacto bajo.

	SENSIBILIDAD	EXPOSICIÓN	COEFICIENTE DE ESTABILIDAD
Área total de cobertura de parche	1.000	Descargas de agua dulce (superficial y subterránea)	0.462
	0.457		
Cobertura al interior del parche (Braun-Blanquet)	0.147	Tendencia de la temperatura superficial marina	0.462
	1	Frecuencia de ocurrencia de marea roja	0.308
Indicador de transparencia en columna de agua	3	Frecuencia de ocurrencia de eventos hidrometeorológicos extremos	0.154
	4	Pesca artesanal de arrastre	0.154
Indicador de transparencia en columna de agua	1.000	Tránsito marítimo de embarcaciones menores	0.077
	0.197		0.074
	0.074		

Tabla 4. Continúa.

	SENSIBILIDAD	EXPOSICIÓN	COEFICIENTE DE ESTABILIDAD
			1.000
Densidad de haces			0.5460
			0.194
Promedio de la temperatura superficial marina		<20°C - >40°C	
		23°-26° y 35°-40°	
		26°-33°	
Salinidad promedio superficial		>65 y <3.5	
		0 - 50	
		24 - 35	

las propiedades ópticas del agua por efecto del incremento de turbidez derivada de aportes de origen terrestre, particularmente en temporada de lluvias (Moore *et al.*, 2009). Si bien la estimación de clorofila en estos casos puede verse afectada por sólidos suspendidos de diversa índole, este indicador refleja las condiciones de alta atenuación de la luz en la columna de agua, aunque los valores estrictos de concentración de clorofila con imágenes satelitales deban interpretarse con precaución (Muller-Karger *et al.*, 2015).

Por otro lado, los pastos marinos localizados en el área del Sistema Arrecifal Veracruzano registraron su mayor vulnerabilidad a las descargas de agua dulce provenientes de tierra, a la tendencia de la temperatura superficial marina, así como a la recurrencia y severidad de eventos hidrometeorológicos (Figura S2).

En general, los pastos marinos localizados en las distintas regiones alrededor de la península de Yucatán tuvieron valores de vulnerabilidad ecológica similares entre sí (Figuras S2, S3). Sin embargo, la región del Caribe centro y sur (costa de Quintana Roo) se destacó por presentar los valores de vulnerabilidad más altos (0.5-0.7), aunque en áreas pequeñas, similar a la zona norte (Holbox-Cancún) en donde se registró una variación mayor en los valores de vulnerabilidad

(0.2-0.5) sin un valor central dominante, aunque con tendencia hacia valores medios (0.4) (Figuras S2, S3). Por otro lado, la costa oeste (Campeche) destacó por presentar zonas con vulnerabilidades medias (0.3 – 0.4) pero en áreas geográficas más amplias, similar a la costa norte de la península (Yucatán) en donde se presentó una alta abundancia de áreas con vulnerabilidades de medias a bajas (0.2-0.4). Finalmente, la región del Sistema Arrecifal Veracruzano mostró algunas de las áreas más pequeñas con valores bajos de vulnerabilidad de pastos marinos, principalmente entre 0.1 y 0.2, pero con valores medios de 0.25 a 0.35 en algunas unidades espaciales de análisis (Figura S2).

La vulnerabilidad de la macrofauna bentónica mostró una zona consistentemente vulnerable a la pesca de arrastre y a los huracanes en el centro-este de la plataforma de Yucatán (Figura 2A y B). La fuente de presión tránsito marítimo solamente mostró impactos potenciales relevantes de manera puntual en la zona del cinturón plegado Perdido (Figura 2C). La macrofauna bentónica de la región oeste de la plataforma de Yucatán también presentó valores altos de vulnerabilidad (> 0.5) a las fuentes de presión de pesca de arrastre y frecuencia de eventos hidrometeorológicos extremos (Figuras 2A y 2B).

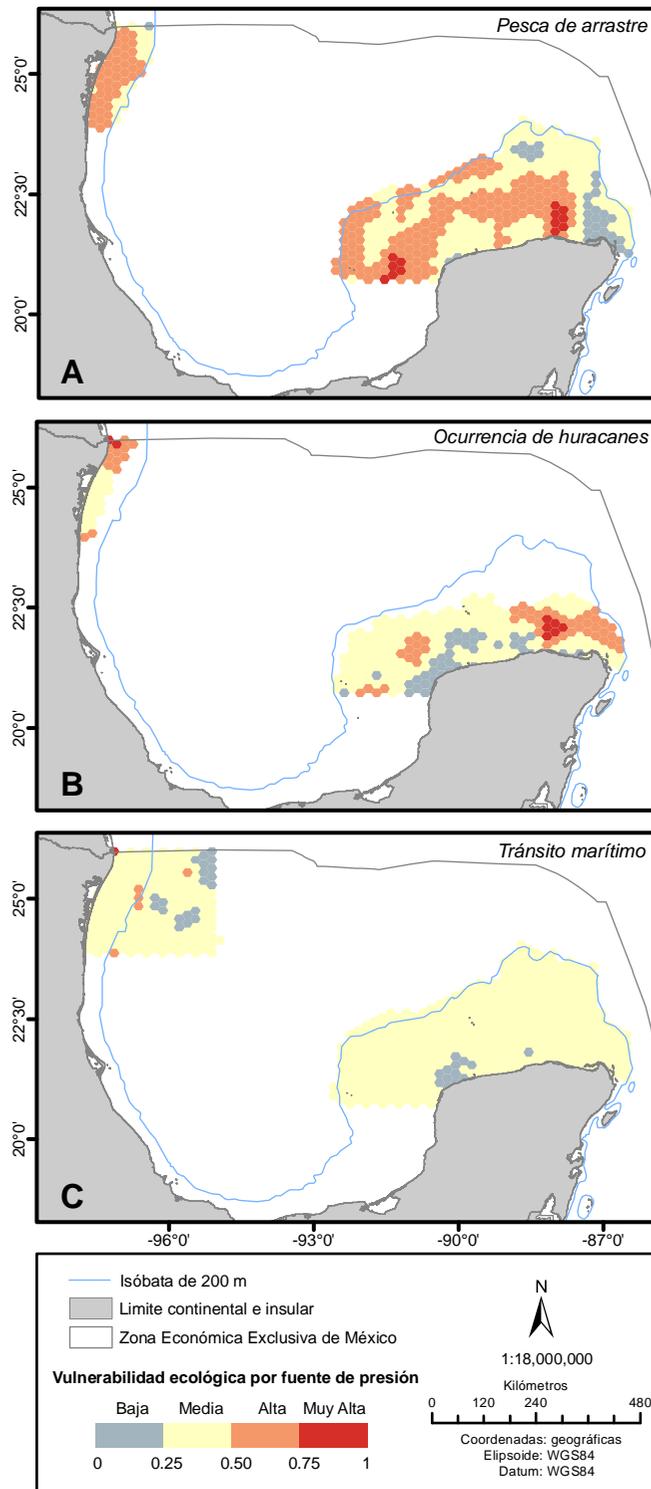


Figura 2. Configuración espacial de la vulnerabilidad ecológica de las comunidades de macrofauna bentónica a distintas fuentes de presión en el golfo de México. Se presentan las configuraciones de vulnerabilidad ante las tres fuentes de presión identificadas. Pesca de arrastre de mediana altura y flota mayor (A), frecuencia de ocurrencia de eventos hidrometeorológicos extremos (B) y tránsito marítimo mayor (C)

Fuente: datos propios.

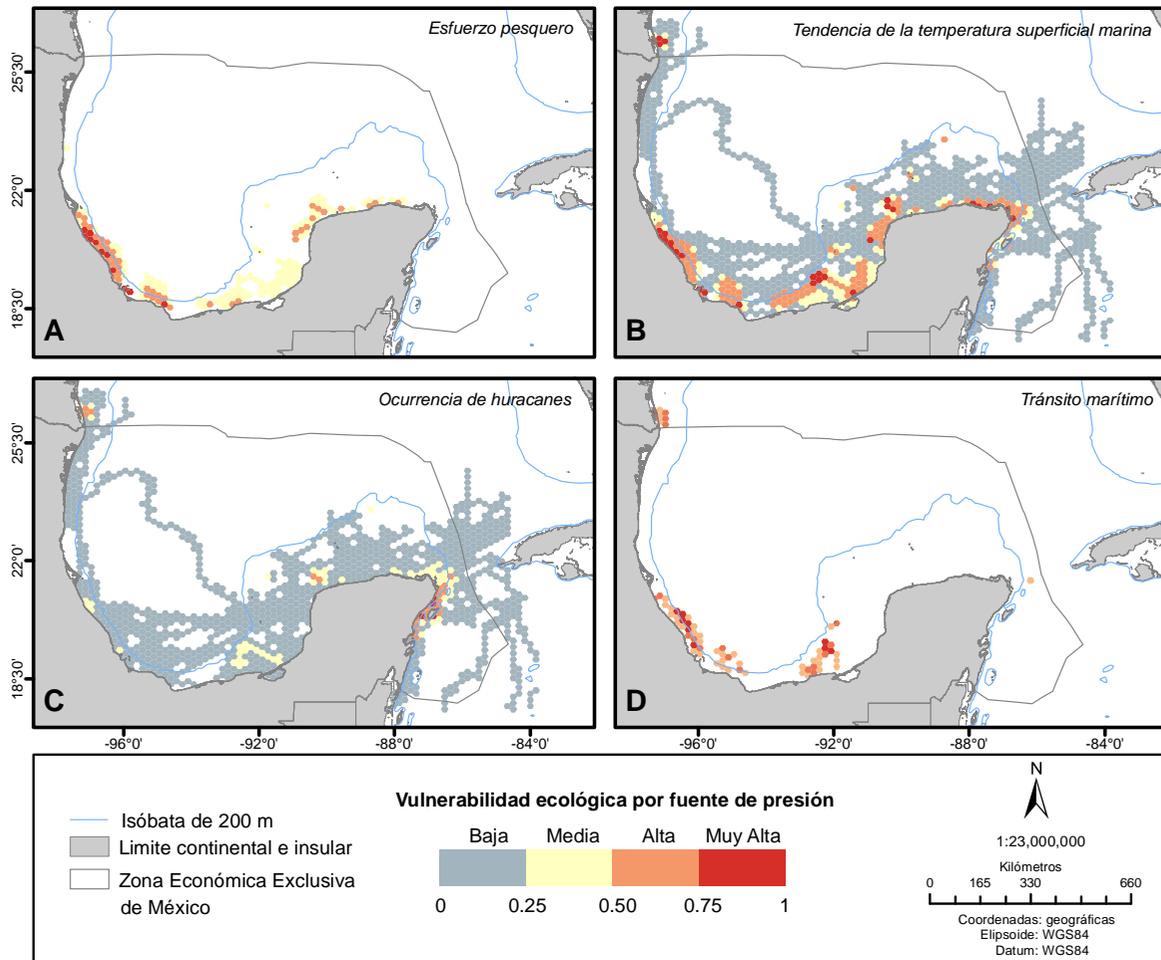


Figura 3. Configuración espacial de la vulnerabilidad ecológica de cuatro especies de tortugas marinas a distintas fuentes de presión en el golfo de México y Caribe mexicano. Se presenta la configuración de vulnerabilidad ante las cuatro principales fuentes de presión identificadas: esfuerzo pesquero artesanal y mediana altura (A); tendencia de la temperatura superficial marina (B); frecuencia de ocurrencia de eventos hidrometeorológicos extremos (C), y tránsito marítimo mayor (D).

Fuente: datos propios.

Las tortugas marinas tuvieron la distribución espacial más amplia de los tres OI, cubriendo la zona sobre la plataforma continental del oeste y sur del golfo de México prácticamente por completo, así como del Caribe mexicano (Figura 3). Las zonas de mayor vulnerabilidad ecológica a las cuatro fuentes de presión principales se localizaron en las zonas centro y sur de Veracruz, así como en el noroeste y noreste de la península de Yucatán. En la región oceánica se identificaron algunas zonas con valores de vulnerabilidad bajos (<0.2), que corresponden mayormente a corredores migratorios de estas especies. La macrofauna

bentónica fue el OI que presentó mayor vulnerabilidad en la zona de Perdido, con amplias zonas de valores altos (> 0.5) en dicha región.

La vulnerabilidad ecológica conjunta de los tres OI fue alta (> 0.5) en la zona costera al norte de Tamaulipas, centro y norte de Veracruz, así como en el norte-noroeste de la península de Yucatán (Figura 4A). Sin embargo, también se destacaron algunas zonas al norte de la península de Yucatán y el Sistema Arrecifal Veracruzano, en las que únicamente coincidieron dos de los OI evaluados (pastos marinos y tortugas marinas), y que en conjunto alcanzaron valores de vulne-

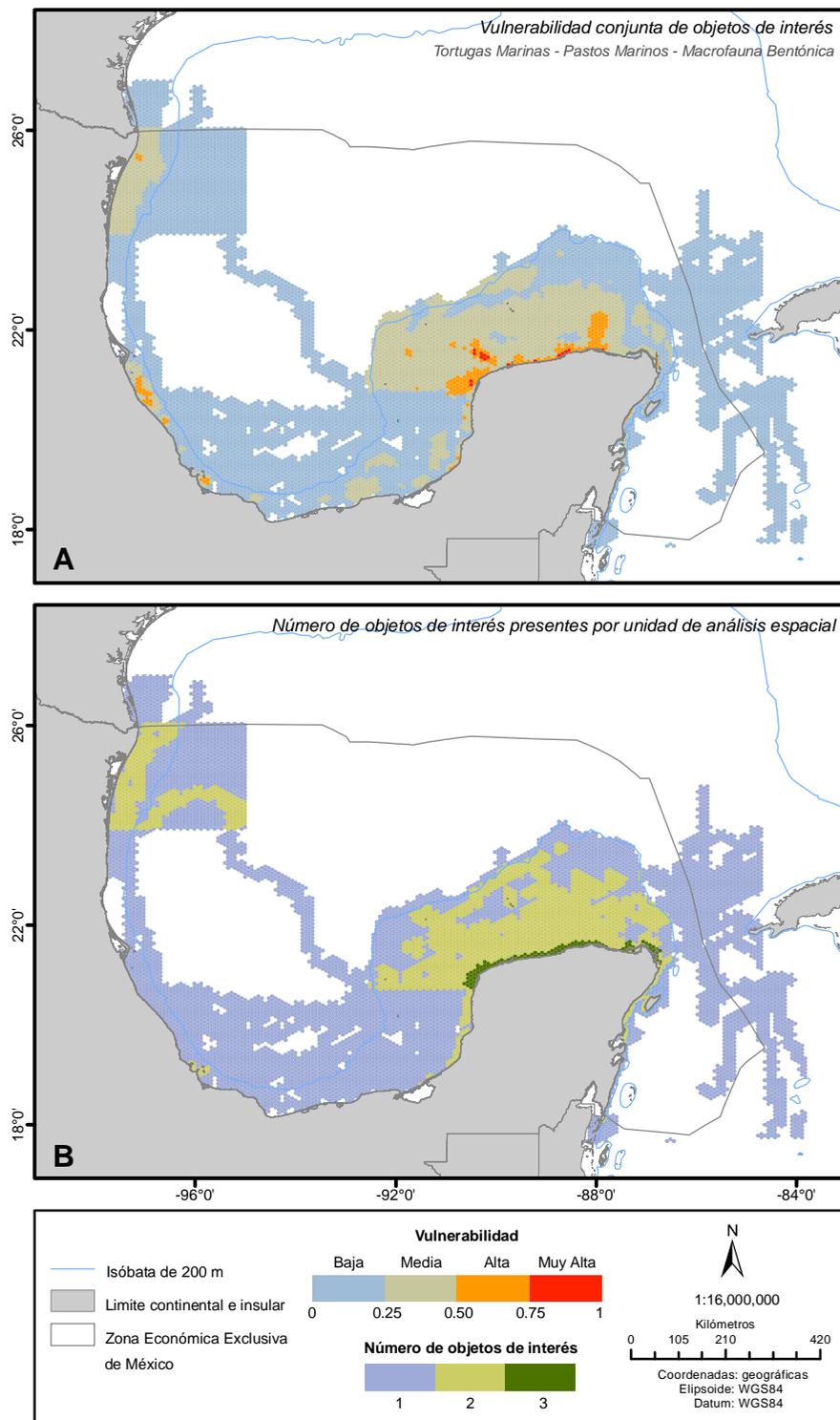


Figura 4. Disposición espacial de la vulnerabilidad ecológica conjunta de las praderas de pastos marinos, la macrofauna bentónica y las tortugas marinas en el golfo de México y Caribe mexicano (A). Se incluye la distribución del número de OI localizados en cada una de las unidades espaciales de análisis (B).

Fuente: datos propios.

rabilidad entre 0.5 y 0.75 (Figura 4B). La mayor proporción de la zona oceánica con valores mínimos de vulnerabilidad ecológica (< 0.25) corresponden a la distribución de uno o dos de los OI (tortugas marinas y macrofauna bentónica). La evaluación de la vulnerabilidad de la macrofauna de la región de sur (Tabasco y Campeche) y oeste (Veracruz) del golfo de México no fue incluido en este ejercicio.

El litoral costero fue donde primordialmente ocurrieron traslapes de áreas con valores altos de vulnerabilidad para los componentes considerados, conformando zonas de alta vulnerabilidad, condición que ha sido reportada para los ecosistemas costeros por otros autores, donde son señalados como ecológicamente vulnerables (Halpern *et al.*, 2008).

Interacción entre derrames y vulnerabilidad acumulada de los OI

El alcance espacial de la interacción entre los modelos de derrames y la vulnerabilidad ecológica estimada mostró una distribución espacial distinta para cada OI. Mientras que el oeste del golfo presenta interacciones de manera recurrente con los OI, en la región del banco de Campeche no ocurrió interacción alguna (Figura 5).

Debido a la ubicación del origen de los escenarios de derrame, predominantemente hacia el oeste del golfo de México, no se registraron interacciones geográficamente extensas sobre el rango de distribución de los pastos marinos (Figura 5A). La zona de mayor interacción entre los escenarios de los pozos 5 y 6 con su vulnerabilidad acumulada fue el Sistema Arrecifal Veracruzano. Los resultados muestran que en esta zona la vulnerabilidad de los pastos marinos fue entre 0.2 y 0.4 (baja) con categorías de severidad de derrame media (5) y altas (9) (Figura 6). Este sistema está espacialmente restringido a un área pequeña y, aunque tiene el estatus de área natural protegida, se considera de alta sensibilidad por la diversidad de los ecosistemas que alberga, en particular los pastos marinos que como productores primarios exportan materia y energía hacia otros ecosistemas y niveles tróficos.

En el caso de la macrofauna bentónica, el escenario de derrame generado a partir del

pozo 3 es el que mostró la mayor interacción (Figura 5B). La mayor interacción espacial de este escenario de derrame y la vulnerabilidad de este OI fue en áreas con valores de vulnerabilidad bajos (0.2), baja cobertura geográfica y con categorías de severidad del derrame entre bajas y medias (1-6) (Figura 6). Sin embargo, se registró una zona de interacción con la categoría de severidad de derrame más alta (10), aunque con áreas de baja vulnerabilidad (0.2) y una cobertura geográfica de media a alta (número de hexágonos ocupados (N) de aproximadamente 300). La interacción del derrame simulado desde el pozo 2 mostró un área de interacción de cobertura amplia ($N > 500$) en zonas de baja vulnerabilidad de macrofauna (0.2) y la categoría de severidad de derrame más alta (10). En el resto de las zonas de distribución de macrofauna bentónica, la cobertura de la interacción y severidad del derrame fueron de los más bajos. Se debe considerar que en el caso de la plataforma continental frente a Veracruz, Tabasco y Campeche no se descartan impactos por potenciales derrames de hidrocarburo sobre la macrofauna que ahí se distribuye y que no se pudo incluir en este trabajo.

El grupo de especies de tortugas marinas tuvo las interacciones de mayor cobertura geográfica y de mayor severidad con el escenario del derrame en el pozo 5 (Figura 5C), presentándose una amplia cobertura espacial de interacción con categorías de severidad medias y altas (7 a 10) tanto en zonas con valores de vulnerabilidad desde bajas (0.2), hasta zonas de alta y muy alta vulnerabilidad (0.6-1.0) (Figura 6). El escenario de derrame con origen en el pozo 6 presenta una cobertura espacial y de vulnerabilidad similares al escenario generado por el pozo 5, aunque sin interacciones con zonas de máxima severidad del derrame (categoría 10). Los escenarios de derrame desde los pozos 1 al 4 interactuaron mayormente con zonas de baja vulnerabilidad de tortugas marinas, aunque abarca todas las posibles categorías de severidad de los derrames.

La interacción de la vulnerabilidad ecológica conjunta de los OI con los escenarios de derrame generados con todos los pozos ocurrió

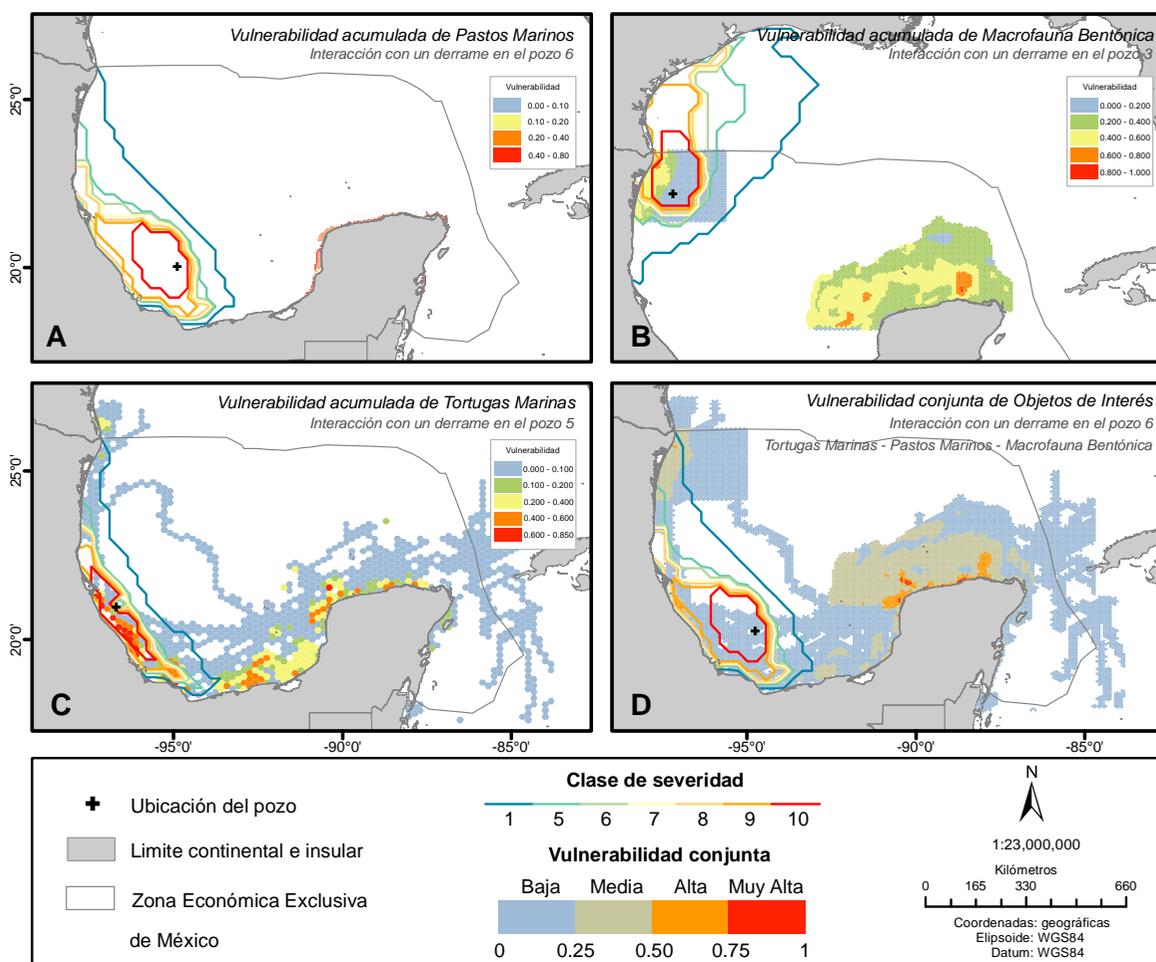


Figura 5. Interacción espacial entre escenarios de derrame para distintos pozos y la vulnerabilidad ecológica acumulada de los tres objetos de interés: pastos marinos (A), macrofauna bentónica (B) y tortugas marinas (C) y la vulnerabilidad ecológica conjunta (D). Únicamente se muestran los resultados de los escenarios de derrame de los pozos (se especifica en cada recuadro) que mostraron mayor grado de interacción espacial con los atributos de los OI. Fuente: datos propios.

mayormente con vulnerabilidades bajas (0.2) y medias (0.4) (Figura 5D) con categorías de severidad de derrame altas (9-10). La mayor interacción en términos de cobertura geográfica ocurrió con el pozo 5, en áreas con el mayor valor de vulnerabilidad y con las categorías de severidad más altas. Le siguió el pozo 6, con el cual ocurrieron las interacciones de mayor cobertura en zonas con vulnerabilidad baja (0.2) pero con las categorías de severidad más altas (9 y 10) (Figura 6). En ambos escenarios se registraron interacciones entre zonas de máxima vulnerabilidad conjunta (0.8) y de alta severidad del derrame (categoría 9).

Los escenarios de derrame con origen en los pozos 2 y 3 mostraron interacciones con las coberturas más extensas y las categorías de severidad más altas (9 y 10) pero con zonas de vulnerabilidad bajas (0.2). Con menor extensión de cobertura, se presentaron interacciones con categorías de severidad media a alta (6-9) y valores de vulnerabilidad media (0.4-0.6).

CONCLUSIONES

La construcción del modelo de vulnerabilidad ecológica basada en la consideración de impac-

Interacción de derrames por pozo con la vulnerabilidad acumulada de cada objeto de interés

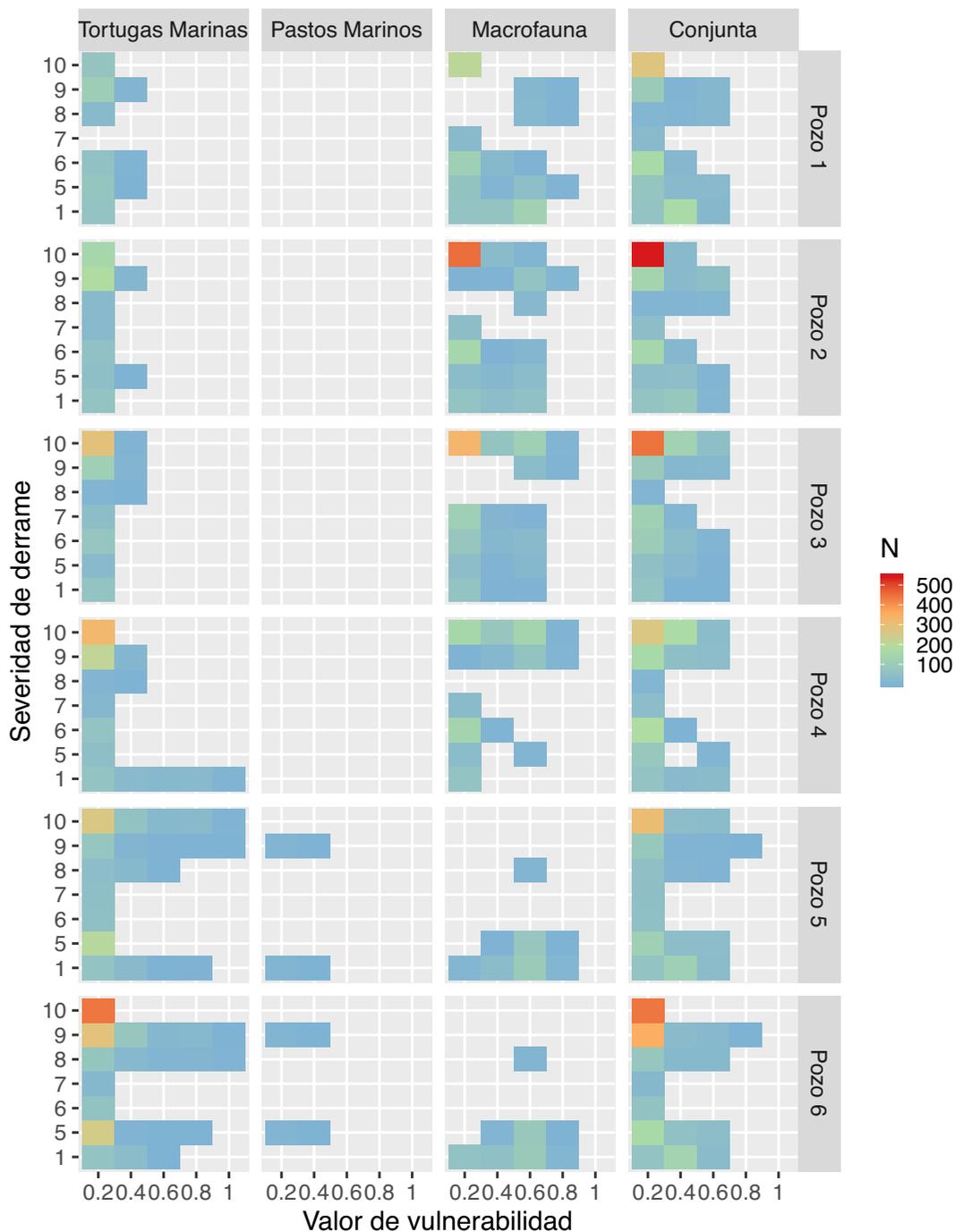


Figura 6. Distribución numérica de los valores de vulnerabilidad ecológica acumulada de pastos marinos, macrofauna bentónica, tortugas marinas y su vulnerabilidad conjunta, en función de las categorías de severidad de los escenarios de derrames derivado a partir de sus variables descriptoras (P_{max} y T_{Hit}). La cobertura espacial de la interacción está contabilizada en términos del número (N) de unidades de análisis espacial (hexágonos) que abarcó, representados en una escala de color. Fuente: datos propios.

tos acumulados y espacialmente explícita, provee información integrada multinivel para la delimitación de áreas sujetas a múltiples estresores que inciden sobre especies, poblaciones y comunidades con diversos nichos ecológicos y que incluye especies focales con alguna categoría de protección por la norma oficial mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010. La caracterización de la condición inicial de vulnerabilidad ecológica de los objetos de interés previo a la evaluación de su interacción con alguna amenaza contribuye a generar modelos cuantitativos que permiten estimar el efecto adicional de presión sobre la condición de vulnerabilidad actual del sistema. Es decir, se consideran las condiciones preexistentes que afectan a los OI previo a la estimación de las afectaciones puntuales derivadas de eventos como en este caso, escenarios de derrame.

La vulnerabilidad conjunta expresada en la integración de las vulnerabilidades de las tortugas y los pastos marinos, ambos grupos de especies listados en la norma oficial mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010, muestra cómo el centro y norte de Veracruz son zonas altamente vulnerables debido al conjunto de estresores que ahí operan. De ocurrir un derrame en algún lugar cercano al pozo simulado número 5, el potencial de impacto sobre los ecosistemas aledaños, de por sí altamente vulnerables, se incrementa de forma notable por el amplio ámbito geográfico de interacción derrame-ecosistema y por la severidad con la que se afectaría esta zona. Lo anterior se relaciona directamente con la relevancia de los servicios ecosistémicos que brindan los OI aquí evaluados y el enorme reto que representaría una contingencia de este tipo para la región.

La intensidad y severidad de un derrame están sujetas a variables como la cantidad y tipo de petróleo, a las condiciones oceanográficas en el momento del incidente, la vulnerabilidad ecológica de las especies, poblaciones y comunidades que habitan el área y a la capacidad de respuesta de los actores involucrados en tal contingencia. Por esto, las zonas que presentan un alto grado de vulnerabilidad ecológica y cerca de las cuales se desarrollen actividades de explotación y transporte de hidrocarburos, deben contar con planes y recursos de aplicación inmediata ante una contingencia

por derrame de hidrocarburo. Por ejemplo, un derrame con origen en la ubicación del pozo 5 alcanzaría de manera directa y en muy poco tiempo las zonas de pastos marinos y los hábitats asociados de tortugas marinas.

Aun cuando en este estudio no se incluyó información de la macrofauna bentónica para la plataforma de Veracruz, es evidente el alto grado de amenaza que representa un pozo cercano a esas costas, ya que su potencial de impacto a las áreas de distribución y vulnerabilidad para los OI analizados aquí es alta y representa un grado de amenaza igualmente significativo para las especies asociadas o hábitats aledaños a esta importante área. Esto refuerza la idea planteada por Zacharias y Roff (2000) quienes proponen que las estrategias de conservación pueden (y deben) ser implementadas a partir de la información existente, sobre todo identificando aquellos componentes de la biodiversidad que sirven como indicadores de sus hábitats y ecosistemas subyacentes, como en este caso son los pastos y tortugas marinos. No por ello se descarta la necesidad de utilizar más y mejor información sobre la macrofauna bentónica y otros elementos clave de la biota, que permitan generar modelos de vulnerabilidad ecológica para crear un panorama cada vez más completo de las implicaciones de contingencias ambientales como un derrame de gran escala.

A diferencia de otras aproximaciones en las que se generalizan grandes regiones (Reich *et al.*, 2014), o no se considera la condición preexistente de las entidades bióticas analizadas (*e. g.*, Romero *et al.*, 2013; Rosenberger *et al.*, 2017), este método permite el rescalamiento de abajo hacia arriba en su análisis numérico, tanto espacial como conceptualmente. Los patrones espaciales develados de esta manera posibilitan la síntesis de información numérica de la vulnerabilidad ecológica en regiones del tamaño (mayores a 10 km) y forma que se requieran para satisfacer las necesidades que se presenten en la toma de decisiones y en caso de una contingencia. A la vez, se tienen diferentes niveles de detalle que permiten que estos esfuerzos de investigación sirvan de base para cuantificar impactos potenciales de amenazas en diferentes escalas espaciales y con diversos alcances de los impactos.

La aproximación aquí implementada permite la incorporación de objetos de interés adicionales para enriquecer la representatividad del grado de vulnerabilidad de especies, poblaciones y comunidades en el golfo de México. Los resultados que se presentan son una plataforma que incorpora datos de línea base con distintos niveles de organización de la biota marina en el golfo de México y Caribe mexicano, en la que se identifican áreas, zonas y regiones en las múltiples amenazas que actúan para configurar la condición actual de los OI evaluados. La identificación de zonas con mayor vulnerabilidad conjunta de estos objetos característicos de la biota marina representa un hito en el conocimiento de biodiversidad marina y sus interrelaciones, así como en la planeación y operatividad ante contingencias como son los derrames de hidrocarburos.

AGRADECIMIENTOS

Esta investigación ha sido financiada por el Fondo Sectorial CONACYT-SENER-Hidrocarburos, proyecto 201441. Esta es una contribución del Consorcio de Investigación del Golfo de México (CIGoM). Reconocemos a PEMEX por promover ante el Fondo la demanda específica sobre los derrames de hidrocarburos y el medio ambiente.

A Edgar R. Castro Pineda por su colaboración para elaborar los mapas en formatos estándares. Al personal del Laboratorio de Producción Primaria por su participación en las diferentes etapas del proceso para la elaboración de los componentes de pastos marinos, en especial al M. en C. Juan Mendoza Martínez. A Sandra A. Gallegos Fernández por su apoyo en el análisis espacial de los pastos marinos. A Sara Balan Zetina y Anabel Hernández León por la labor en campo y laboratorio para obtener la información del bentos. A M. Leopoldina Aguirre Macedo por sus aportaciones en las evaluaciones de los OI y en las discusiones durante los talleres. A Emma R. Alonzo Marrufo por su colaboración para el seguimiento de los compromisos en el proyecto y el seguimiento de las formas requeridas para cumplir los productos entregados.

REFERENCIAS

- Aguilar-Maldonado, J.A., Santamaría-Del-Ángel, E., González-Silvera, A., Cervantes-Rosas, O.D. y Sebastián-Frasquet, M.T. (2018). Mapping satellite inherent optical properties index in coastal waters of the Yucatán Peninsula (Mexico). *Sustainability*, 10(6), 1894.
- Álvarez-Góngora, C. C., Liceaga-Correa, M. D. L. A. y Herrera-Silveira, J. A. (2012). Seasonal variations of community structures phytoplankton in groundwater discharge areas along the Northern Yucatan Peninsula coast. *Revista de Biología Tropical*, 60(1), 157-172.
- Bauer-Gottwein, P., Gondwe, B. R., Charvet, G., Marín, L. E., Rebolledo-Vieyra, M. y Merediz-Alonso, G. (2011). The Yucatan Peninsula karst aquifer, Mexico. *Hydrogeology Journal*, 19(3), 507-524.
- Bjorndal, K. A. y Jackson, J. B. C. (2003). Roles of sea turtles in marine ecosystems: reconstructing the past. En: Lutz, P.L., Musick, J.A., Wyneken, J. (Eds.). *The Biology of Sea Turtles* (vol. II) (pp. 259-274). Boca Raton: CRC Press.
- Caro, T. M., O'Doherty, G. (1999). On the use of surrogate species in conservation biology. *Conservation Biology*, 13(4), 805-814.
- Castellanos-Hernández, M. E. (2018). *Regeneración de la Playa de Lechuguillas, Veracruz, como medida de conservación del espacio de anidación de tortugas marinas* (tesis de licenciatura). Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Cordeira-Estrada, S., Martínez-Clorio, M. I., Rosique-De La Cruz, L. O., Kolb, M., Gonzales-Posada, A. M., Uribe-Martínez, A., Martell-Dubois, R., Cruz-López, M. I., Ressler, R. (2018). Hábitats Bentónicos de los Ecosistemas Marinos del Caribe Mexicano: Cabo Catoche - Xcalak. 2018, escala: 1:8000. Edición: 2. México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Comisión Nacional de Hidrocarburos. (2017). Pozos y Licitaciones del Portal de información técnica v2.1.4. 2017a. Consultado el 15 de agosto de 2018 de <https://portal.cnih.cnh.gob.mx/estadisticas.php>
- Conagua. (2015). Atlas del agua en México 2015. Ciudad de México: Comisión Nacional del Agua, SEMARNAT.
- Conagua. (2018). *Estadísticas del agua en México. Edición 2018*. Ciudad de México: Comisión Nacional del Agua, SEMARNAT.

- Cuevas, E. (2017). Dimensiones espacial y temporal de los procesos de selección de hábitats críticos por las tortugas marinas. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 52(2), 187-199.
- Cuevas, E., Guzmán-Hernández, V., Uribe-Martínez, A., Raymundo-Sánchez, A. y Herrera-Pavón, R. (2018a). Identification of potential sea turtle bycatch hotspots using a spatially explicit approach in the Yucatan Peninsula, Mexico. *Chelonian Conservation and Biology*, 17(1), 78-93. <http://doi.org/102744/CCB-1263.1>
- Cuevas, E., Guzmán-Hernández, V., Sarti-Martínez, A. L., López-Castro, M., Tzeek-Tuz, M., Lira-Reyes, D., Gómez-Nieto, L., Castañeda-Ramírez, D. G., Gallegos-Fernández, S. A., Cáceres-G-Cantón, C., Ortiz-Hernández, A. y Quintana-Pali, G., (2018b). Chapter 4: Mexico. En M. Nalovic, E. Cuevas, M. Godfrey (Eds.), *Sea Turtles in the North-West Atlantic & Caribbean Region*. MTSG Annual Regional Report 2018. Draft Report of the IUCN-SSC Marine Turtle Specialist Group.
- Cuevas, E., Liceaga-Correa, M.A. y Uribe-Martínez, A. (2019). Ecological vulnerability of two sea turtle species in the Gulf of Mexico: an integrated spatial approach. *Endangered Species Research*, 40, 337-356. <http://doi.org/10.3354/esr00984>
- De Lange, H. J., Sala, S., Vighi, M. y Faber, J. H. (2010). Ecological vulnerability in risk assessment—a review and perspectives. *Science of the total environment*, 408(18), 3871-3879.
- Diario Oficial de la Federación. (2012). Acuerdo por el que se da a conocer la Actualización de la Carta Nacional Pesquera. Consultado el 15 de agosto de 2018 de <https://www.inapesca.gob.mx/portal/documentos/publicaciones/CARTA%20NACIONAL%20PESQUERA/24082012%20SAGARPA.pdf>
- Diario Oficial de la Federación. (2016). Quinta Sección, Poder Ejecutivo, Secretaría de Energía. Decreto por el que se establece la zona de salvaguarda denominada Arrecifes de Coral del Golfo de México y Caribe Mexicano. Consultado el 15 de agosto de 2018 de http://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5464472&fecha=07/12/2016
- Diario Oficial de la Federación. (2019). Modificación del Anexo Normativo III, Lista de especies en riesgo de la Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010, Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo, publicada el 30 de diciembre de 2010. Consultado el 8 de junio de https://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5578808&fecha=14/11/2019
- Dimitriou, P. D., Chatzinikolaou, E. y Arvantidis, C. (2020). Ecological status assessment based on benthic macrofauna of three Mediterranean ports: Comparisons across seasons, activities and regions. *Marine Pollution Bulletin*, 153, 110997. <http://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.110997>
- Enríquez, C., Mariño-Tapia, I. J. y Herrera-Silveira, J. A. (2010). Dispersion in the Yucatan coastal zone: Implications for red tide events. *Continental Shelf Research*, 30(2), 127-137.
- Esteban, N., Unsworth, R. K. F., Gourlay, J. B. Q. y Hays, G. C. (2018). The discovery of deep-water seagrass meadows in a pristine Indian Ocean wilderness revealed by tracking green turtles. *Marine Pollution Bulletin*, 134, 99-105.
- Forman, R. T. T. y Godron, M. (1986). *Landscape ecology*. John Wiley & Sons. Canada. 619 p.
- Frazier, J., (2005). Marine Turtles: The Role of Flagship Species in Interactions Between People and the Sea. *MAST*, 3(2) y 4(1), 5-38.
- Gondwe, B. (2010). *Exploration, Modeling and Management of Groundwater-Dependent Ecosystems in Karst – the Sian Ka'an case study, Yucatan, Mexico* (tesis de doctorado). DTU Environment Department of Environmental Engineering Technical University of Denmark.
- Gray, J. S. Elliott, M. (2009). *Ecology of marine sediments: from science to management*. Oxford University Press.
- Green, E. P. y Short, F. T. (2003). *World Atlas of Seagrasses*. Prepared by the UNEP World Conservation Monitoring Centre. Berkeley: University of California Press.
- Guannel, G., Arkema, K., Ruggiero, P. y Verutes, G. (2016). The power of three: Coral reefs, seagrasses and mangroves protect coastal regions and increase their resilience. *PLoS ONE*, 11(7), e0158094. <http://doi.org/10.1371/journal.pone.0158094>
- Halpern, B. S., Selkoe, K. A., Micheli, F. y Kappel, C.V. (2006). Evaluating and ranking the vulnerability of global marine ecosystems to anthropogenic threats.

- Conservation Biology*, 21(5), 1301-1315. <http://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2007.00752.x>
- Halpern, B. S., Wallbridge, S., Selkoe, K. A., Kappel, C. V., Micheli, F., D'Agrosa, C., Bruno, J. F., Casey, K. S., Ebert, C., Fox, H. E., Fujita, R., Heinemann, D., Lenihan, H. S., Madin, E. M. P., Perry, M. T., Selig, E. R., Spalding, M., Steneck, R. y Watson, R. (2008). A global map of human impact on marine ecosystems. *Science*, 319, 948-952.
- Hays, G. C., Alcoverro, T., Christianen, M. J. A., Duarte, C. M., Hamann, M., Macreadle, P. I., Marsh, H. D., Rasheed, M. A., Thums, M., Unsworth, R. K. F., York, P. H. y Esteban, N., (2018). New tools to identify the location of seagrass meadows: Marine grazers as habitat indicators. *Frontiers in Marine Science*, 5(9). <http://doi.org/10.3389/fmars.2018.00009>
- Heithaus, M. R., Alcoverro, T., Arthur, R., Burkholder, D. A., Coates, K. A., Christianen, M. J. A., Kelkar, N., Manuel, S. A., Wirsing, A.J., Kenworthy, W. J. y Fourqurean, J. W., (2014). Seagrasses in the age of sea turtle conservation and shark overfishing. *Frontiers in Marine Science*, 1, 28. <http://doi.org/10.3389/fmars.2014.00028>
- Hemminga, M.A. y Duarte, C. M. (2000). *Seagrass Ecology*. Cambridge University Press.
- Herrera-Silveira, J. A., Mendoza-Martínez J., Morales-Ojeda, S., Camacho-Rico, A., Medina-Gómez, I., Ramírez-Ramírez, I., López-Herrera, M., Pech-Poot, E., Pérez-Martínez, O., Pech-Cárdenas, M., Cota-Lucero, T., Teutli-Hernández, C. (2018). Base de datos de almacenes de carbono en los pastos marinos de México. *Elementos para Políticas Públicas*, 2(1), 45-52.
- Herzka, S., Delgadillo-Rodríguez, S., Ramírez-Preciado, R., Llamas-Valenzuela, A., Combarro-Simón, Licea Navarro, A. F., M., Michan-Aguirre, L., Juarez-Jimenez, J., (2016). Módulos Cruceros y Resultados de análisis [Software]. Ensenada: CICESE. Disponible en <https://cruceros.cigom.org/>
- Hesselbarth, M. H., Sciaini, M., With, K. A., Wiegand, K. y Nowosad, J. (2019). Landscapemetrics: an open-source R tool to calculate landscape metrics. *Ecography*, 42(10), 1648-1657.
- Hunter, Jr., M., Westgate, M., Barton, P., Calhoun, A., Pierson, J., Tulloch, A., Beger, M., Branquinho, C., Caro, T., Gross, J., Heino, J., Lane, P., Longo, C., Martin, K., McDowell, W.H., Mellin, C., Salo, H. y Lindenmayer, D. (2016). Two roles for ecological surrogacy: Indicator surrogates and management surrogates. *Ecological Indicators*, 63, 121-125.
- Jankowska, E., De Troch, M., Michel, L. N., Lepoint, G. y Wlodarska-Kowalczyk, M. (2018). Modification of benthic food web structure by recovering seagrass meadows, as revealed by trophic markers and mixing models. *Ecological Indicators*, 90, 28-37. DOI: 10.1016/j.ecolind.2018.02.054
- Kalinkat, G., Cabral, J. S., Darwall, W., Ficetola, F., Fisher, J. L., Giling, D. P., Gosselin, M. P., Grossart, H. P., Jähnig, S. C., Jeschke, J. M., Knopf, K., Larsen, S., Onandia, G., Pätzig, M., Saul, W. C., Singer, G., Sperfeld, E. y Jaric, I. (2017). Flagship umbrella species needed for the conservation of overlooked aquatic biodiversity. *Conservation Biology*, 31(2), 481-485. DOI: 10.1111/cobi.12813
- Kirkman, H., (1996). Baseline and monitoring methods or seagrass meadows. *Journal of environmental Management*, 47, 191-201.
- Larkum, A. y West, R. (1990). Long-term changes of seagrass meadows in Botany Bay, Australia. *Aquatic Botany*, 37, 55-57.
- Liceaga Correa, M. A., Uribe-Martínez, A. y Cuevas, E. (2020). Vulnerabilidad ecológica de tortugas marinas ante múltiples amenazas y derrames de petróleo de gran escala en el Golfo de México. En M. L. Aguirre Macedo, P. Pérez Brunius y L. Erandi Saldaña-Ruiz (Eds.), *Vulnerabilidad ecológica del golfo de México ante derrames de gran escala*. Ensenada: CICESE. <http://doi.org/10.5281/zenodo.4527457>
- Lindenmayer, D. B. y Likens, G.E. (2011). Direct measurement versus surrogate indicator species for evaluating environmental change and biodiversity. *Ecosystems*, 14, 47-59.
- Mateo, M. A., Cebrian, J., Dunton, K. H. y Mutchler, T., (2006). Carbon flux in seagrass ecosystems. En A.W.D. Larkum, R. J. Orth y C. Duarte (Eds.), *Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation* (pp. 159-192). Dordrecht: Springer Netherlands.
- Maxwell, S. M., Hazen, E. L., Bograd, S. J., Halpern, B. S., Breed, G. A., Nickel, B., Teutschel, N. M., Crowder, L. B., Benson, S., Dutton, P. H., Bailey, H., Kappes, M. A., Kuhn, C. E., Weise, M. J., Mate, B., Shaffer, S. A., Hassrick, J. L., Henry, R. W., Irvine, L., McDonald, B. I., Robinson, P. W., Block, B. A. y Costa, D. P. (2013). Cumulative human impacts on marine predators. *Nature Communications*, 4, 2688. <http://doi.org/10.1038/ncomms3688>

- McGarigal, K. y Marks, B. J. (1994). *Fragstats: Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Reference manual*. Corvallis, Oregon: Forest Science Department, Oregon State University.
- McLaverty, C., Eigaard, O. R., Gislason, H., Bastardie, F., Brooks, M. E., Jonsson, P., Lehmann, A. y Dinesen, G. E. (2020). Using large benthic macrofauna to refine and improve ecological indicators of bottom trawling disturbance. *Ecological Indicators*, 110, 105811. <http://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105811>
- Mellin, C., Delean, S., Caley, J., Edgar, G., Mekan, M., Pitcher, R., Przeslawski, R., Williams, A., & Bradshaw, C., (2011). Effectiveness of biological surrogates for predicting patterns of marine biodiversity: A global meta-analysis. *PLoS ONE*, 6(6), e20141. <http://doi.org/10.1371/journal.pone.0020141>
- Moore, T., Campbell, J. y Dowell, M. (2009). A class based approach for characterizing the uncertainty of the MODIS chlorophyll product. *Remote Sensing of Environment*, 113, 2424-2430. <http://doi.org/10.1016/j.rse.2009.07.016>
- Morales-Ojeda, S. M., Herrera-Silveira, J. A. y Montero, J. (2010). Terrestrial and oceanic influence on spatial hydrochemistry and trophic status in subtropical marine near-shore waters. *Water Research*, 44(20), 5949-5964.
- Muller-Karger, F. E., Smith, J. P., Werner, S., Chen, R., Roffer, M., Liu, Y., Muhling, B., Lindo-Atichati, D., Lamkin, J., Cerdeira-Estrada, S., Enfield, D. B. (2015). Natural variability of surface oceanographic conditions in the offshore Gulf of Mexico. *Progress in Oceanography*, 134, 54-76. <http://doi.org/10.1016/j.pcean.2014.12.007>
- National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA). (2017). Hurricanes and storms Dataset; 2017. Consultado el 15 de Agosto de 2018 de Database: storm: <ftp://eclipse.ncdc.noaa.gov/pub/ibtracs/v03r10/all/shp>
- Neme, A. y Nido, A. (2013). Exploratory Data Analysis through the Inspection of the Probability Density Function of the Number of Neighbors. In *International Symposium on Intelligent Data Analysis* (pp. 310-321). Berlin, Heidelberg: Springer.
- Noguez-Fuentes, J. F., Dreyfus-León, M. J., Robles-Ruiz, H. (2007). Analysis of the long-line tuna fishery in the Gulf of Mexico during the new and full moon phases. *Hidrobiológica*, 17(2): 91-99.
- Norling, K., Rosenberg, R., Hulth, S., Grémare, A. y Bonsdorff, E. (2007). Importance of functional biodiversity and species-specific traits of benthic fauna for ecosystem functions in marine sediment. *Marine Ecology Progress Series*, 332, 11-23.
- Ocaña, F. A., Pech, D., Simões, N. y Hernández-Ávila, I. (2019). Spatial assessment of the vulnerability of benthic communities to multiple stressors in the Yucatan Continental Shelf, Gulf of Mexico. *Ocean & Coastal Management*, 181, 104900. <http://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2019.104900>
- Ocean Biology Processing Group (OBPG) (2019) MODIS Aqua Level 3 <https://oceancolor.gsfc.nasa.gov/l3/>. Consultado el 2019/03/10. Maintained by NASA Ocean Biology Distributed Active Archive Center (OB.DAAC), Goddard Space Flight Center, Greenbelt MD.
- Oug, E., Fleddum, A., Rygg, B. y Olsgard, F. (2012). Biological traits analyses in the study of pollution gradients and ecological functioning of marine soft bottom species assemblages in a fjord ecosystem. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 432-433, 94-105. <http://doi.org/10.1016/J.JEMBE.2012.07.019>
- Palafox-Juárez, E. B. y Liceaga-Correa, M. A. (2017). Spatial diversity of a coastal seascape: Characterization, analysis and application for conservation. *Ocean & Coastal Management*, 136, 185-195.
- Pérez Brunius, P., Beron-Vera, F. J., Kotzakoulakis, K., Lara-Hernández, J. A., Miron, P., Olascoaga, M. J., Zavala-Romero, O., Rodríguez Outerelo, J., García Carrillo, P., Medrano, F., Zavala-Hidalgo, J., Sheinbaum, J. (2020). Regiones posiblemente afectadas bajo escenarios de derrames de petróleo en las aguas profundas del golfo de México. En P. Pérez Brunius, C. Turrent Thompson y P. García Carrillo (Eds.), *Escenarios oceánicos y atmosféricos de un derrame de petróleo en aguas profundas del golfo de México* (pp. 15-23). Ensenada: CICESE. <http://doi.org/10.5281/zenodo.4526638>
- Reich, D. A., Balouskus, R., McCay, D. F., Fontenault, J., Rowe, J., Singer-Leavitt, Z., Etkin, D. S., Michel, J., Nixon, Z., Boring, C., McBrien, M., y Hay, B. (2014). *Assessment of Marine Oil Spill Risk and Environmental Vulnerability for the State of Alaska*. Seattle, Washington, U.S.A.: National

- Oceanic and Atmospheric Administration Restoration Center.
- Roca, G., Alcoverro, T., Krause-Jensen, D., Balsby, T. J. S., van Katwijk, M. M., Marba, N., Santos, R., Arthur, R., Mascaró, O., Fernández-Torquemada, Y., Pérez, M., Duarte, C. M. y Romero, J. (2016). Response of seagrass indicators to shifts in environmental stressors: A global review and management synthesis. *Ecological Indicators*, 63, 310-323. DOI:10.1016/j.ecolind.2015.12.007
- Romero, A. F., Abessa, D. M. S., Fontes, R. F. C. y Silva, G. H., (2013). Integrated assessment for establishing an oil environmental vulnerability map: Case study for the Santos Basin region, Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 74, 156-164. DOI:10.1016/j.marpolbul.2013.07.012
- Rosenberger, A. L. J., MacDuffe, M., Rosenberger, A. G. J. y Ross, P. S. (2017). Oil spills and marine mammals in British Columbia, Canada: Development and application of a risk-based conceptual framework. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 73, 131-153. DOI: 10.1007/s00244-017-0408-7
- Servicio Meteorológico Nacional. (2017). Etapas de Evolución-Ciclones tropicales (2017) Consultado el 15 de agosto de 2018 de Database: Ciclones tropicales: <http://smn.conagua.gob.mx/es/ciclones-tropicales/etapas-de-evolucion>
- Sherman, K., Kumpf, H. y Steidinger, K. (1999). *Gulf of Mexico Large Marine Ecosystems*. Blackwell Science.
- Short, F. T. y Wyllie-Echeverria, S. (1996). Natural and human-induced disturbance of seagrasses. *Environmental Conservation*, 23, 17-27.
- Signoret, M., Aldeco, J., & Barreiro, M.T., (2006). Variabilidad de perfiles de clorofila a obtenidos por fluorescencia natural en el oeste y centro del Golfo de México en junio de 1999. *Hidrobiológica*, 16(3), 221-232.
- Singer, A., Millat, G., Staneva, J. & Krönche, I., (2017). Modelling benthic macrofauna and seagrass distribution patterns in a North Sea tidal basin in response to 2050 climatic and environmental scenarios. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 188, 99-108. DOI: 10.1016/j.ecss.2017.02.003
- Uribe-Martínez, A., Aguirre-Gómez, R., Zavala-Hidalgo, J., Ressler, R. y Cuevas, E. (2019). Unidades oceanográficas del Golfo de México y áreas adyacentes: La integración mensual de las características biofísicas superficiales Oceanographic units of Gulf of Mexico and adjacent areas: The monthly integration of surface biophysical features. *Geofísica internacional*, 58(4), 295-315.
- Wallace, B. P., Stacey, B. A., Cuevas, E., Holyoake, C., Lara, P.H., Marcondes, A. C. J., Miller, J. D., Nijkamp, H., Pilcher, N. J., Robinson, I., Ritherford, N. y Shigenaka, G. (2020). Oil spills and sea turtles: documented effects and considerations for response and assessment efforts. *Endangered Species Research*, 41, 17-37. DOI: 10.3354/esr01009
- Wilkinson, T., Wiken, E., Bezaury-Creel, J., Hourigan, T., Agardy, T., Herrmann, H., Janishevski, L., Madden, C., Morgan, L., Padilla, M. (2009). *Marine Ecoregiones of North America*. Montreal, Canadá: Commission for Environmental Cooperation.
- Zacharias, M.A. y Roff, J.C. (2000). A hierarchical approach to conserving marine biodiversity. *Conservation Biology*, 14(5), 1327-1334.

ANEXO

Tabla S1. Síntesis de la jerarquización de fuentes de presión para los tres objetos de interés de manera individual, así como en conjunto para toda su área de distribución en el golfo de México y Caribe mexicano.

FUENTES DE PRESIÓN (AMENAZAS) ESPECÍFICAS PARA LOS OBJETOS DE INTERÉS	INDICADOR INCLUIDO EN EL MODELO ESPACIALMENTE EXPLÍCITO	PASTOS MARINOS	MACROFAUNA BENTÓNICA	TORTUGAS MARINAS	VALOR JERÁRQUICO DE AMENAZA
Frecuencia de ocurrencia de eventos hidrometeorológicos extremos	Suma del número de eventos hidrometeorológicos ponderados por su categoría Saffir-Simpson	Medio	Bajo	Muy alto	Alto
<i>Tendencia de la temperatura superficial marina</i>	Valor de la pendiente de una serie de tiempo de temperatura marina del 2003-2018	Muy alto		Bajo	Alto
<i>Descarga de agua dulce: superficial y subterránea</i>	Índice de influencia de descargas subterráneas y cobertura de plumas de descarga de ríos superficiales	Muy alto			Alto
<i>Incremento del nivel medio del mar</i>	---	Muy alto			Alto
<i>Frecuencia de ocurrencia florecimientos algales</i>	Número de meses en el que la concentración de clorofila <i>a</i> fue mayor a 3 mg/m ³	Alto		Medio	Medio
<i>Esfuerzo pesquero artesanal y mediana altura (uso inadecuado de artes de pesca)</i>	Áreas de concesiones por tipo de pesca ponderadas por la captura total anual			Muy alto	Alto

Tabla S1. Continúa.

FRECUENCIA DE OCURRENCIA DE EVENTOS HIDROMETEOROLÓGICOS EXTREMOS	INDICADOR INCLUIDO EN EL MODELO ESPACIALMENTE EXPLÍCITO	PASTOS MARINOS	MACROFAUNA BENTÓNICA	TORTUGAS MARINAS	VALOR JERÁRQUICO DE AMENAZA
<i>Tránsito marítimo de embarcaciones menores</i>	Densidad de embarcaciones menores detectadas	Bajo		Alto	Medio
<i>Pesca artesanal de arrastre</i>	---	Alto			Medio
<i>Pesca industrial de arrastre</i>	Áreas concesionadas para pesca ponderadas por captura anual		Medio		Bajo
<i>Degradación de hábitats de alimentación</i>	---			Alto	Medio
<i>Arribo atípico de sargazo</i>	---			Medio	Bajo
<i>Densidad de estructuras físicas en agua</i>	---	Medio			Bajo
<i>Infraestructuras en agua (muelles, barreras físicas)</i>	---	Medio		Medio	Bajo
<i>Concentración de hidrocarburos, pesticidas, metales pesados</i>	---			Medio	Bajo
<i>Tránsito marítimo mayor</i>	---		Bajo	Bajo	Bajo
<i>Actividad de dragado</i>	---	Bajo			Bajo
<i>Descarga de termoeléctricas</i>	---	Bajo			Bajo
<i>Prospecciones sísmicas</i>	Polígonos de concesión definidos por la Comisión Nacional de Hidrocarburos en México ponderados por tecnología sísmica			Bajo	Bajo
Estado de amenaza por objeto de interés y en conjunto		Muy alto	Bajo	Muy alto	Muy alto

Tabla S2. Síntesis del modelo conceptual que se aplicó para la evaluación espacialmente explícita de la vulnerabilidad ecológica de la macrofauna bentónica. Las celdas de color rojo indican Sensibilidad muy alta/Impacto muy alto; las amarillas Sensibilidad media/Impacto medio; las verdes Sensibilidad baja/Impacto bajo.

	SENSIBILIDAD	EXPOSICIÓN	COEFICIENTE DE ESTABILIDAD	
Tamaño de grano (mm)	> 2.000	Pesca de arrastre de mediana altura y flota mayor	0.500	Proporción de especies sin cuidado parental y con dispersión larval; equidad funcional
	<0.031			
	.031 – 0.250	Tránsito marítimo mayor	0.333	
Proporción especies con exoesqueleto rígido/Número total especies	<0.250	Frecuencia de ocurrencia de eventos hidrometeorológicos extremos	0.167	
	0.250 – 0.500			
	>0.750			
Proporción sedentarios/ Número total de especies	>0.750			
	0.510 – 0.750			
	<0.250			
Proporción de filtradores/ Número total de especies	<0.250			
	0.250 – 0.500			
	>0.750			

Tabla S3. Síntesis del modelo conceptual que se aplicó para la evaluación espacialmente explícita de la vulnerabilidad ecológica de las cuatro especies de tortugas marinas. Las celdas de color rojo indican *Sensibilidad muy alta/Impacto muy alto*; las amarillas *Sensibilidad media/Impacto medio*; las verdes *Sensibilidad baja/Impacto bajo* (Cuevas et al., 2019).

	SENSIBILIDAD	EXPOSICIÓN	COEFICIENTE DE ESTABILIDAD	
Densidad del uso de hábitats de interanidación	0.1214	Esfuerzo pesquero	0.481	Áreas naturales protegidas
	0.5357			Refugios pesqueros
	1.0000	Incremento en temperatura del mar	0.142	Tendencia de tamaño poblacional
Densidad del uso de hábitats de alimentación/residencia	0.2150	Ocurrencia de huracanes	0.118	Tendencia de tamaño poblacional
	0.8000	Tránsito de embarcaciones mayores	0.116	Áreas naturales protegidas
	1.0000	Impacto por plataformas petroleras	0.088	Áreas naturales protegidas
0.1493	Polígonos de salvaguardas			
Densidad del uso de hábitats migratorios	0.6924	Estudios sísmicos	0.054	Áreas naturales protegidas
				Polígonos de salvaguardas
	1.0000			

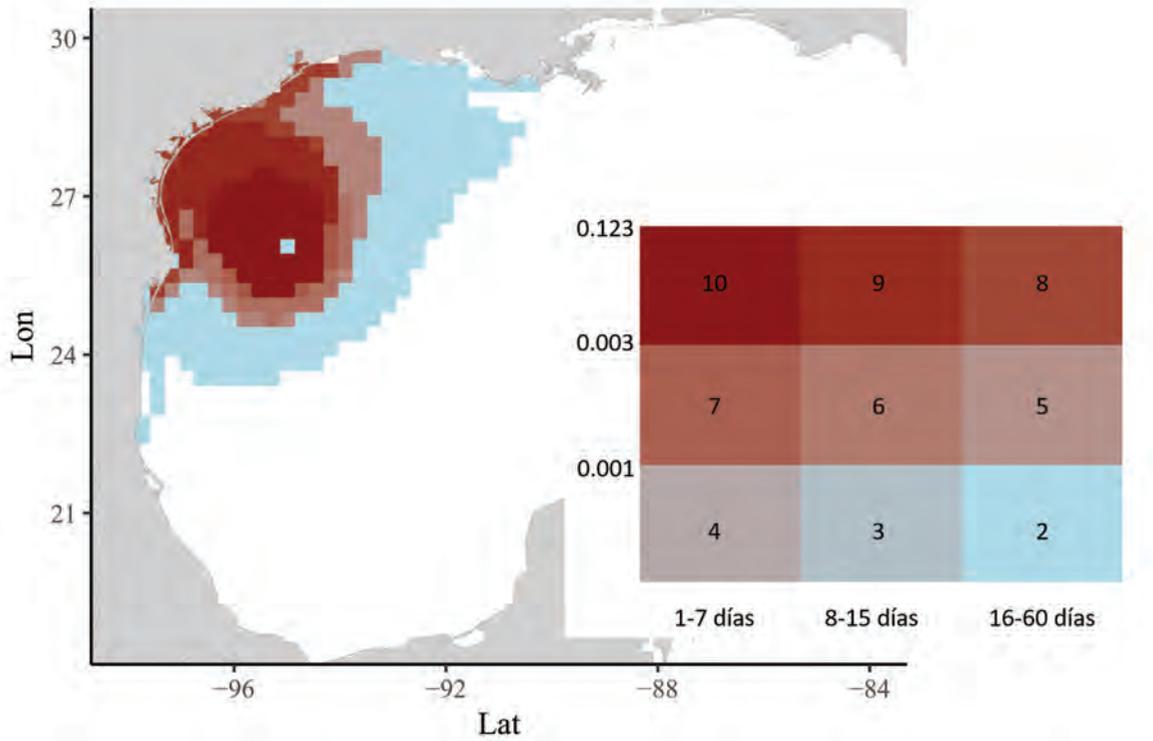


Figura S1. Esquema de reclasificación categórica de las variables fracción de masa promedio máxima (P_{max}) y el tiempo de arribo a un área dada (tiempo en el que se observa por primera vez una fracción de masa $\geq 0.1\%$) (T_{hit}). Se muestra la disposición espacial de las categorías en un modelo de derrame simulado desde el pozo 1, así como la relación entre cuantiles de los rangos de días de T_{hit} (eje x) y P_{max} (eje y). El número dentro de cada cuadro del esquema hace referencia a la categoría de severidad del derrame, junto con la escala de colores de azul a café intenso.

Fuente: datos propios.

VULNERABILIDAD ECOLÓGICA ACUMULADA DE PASTOS MARINOS

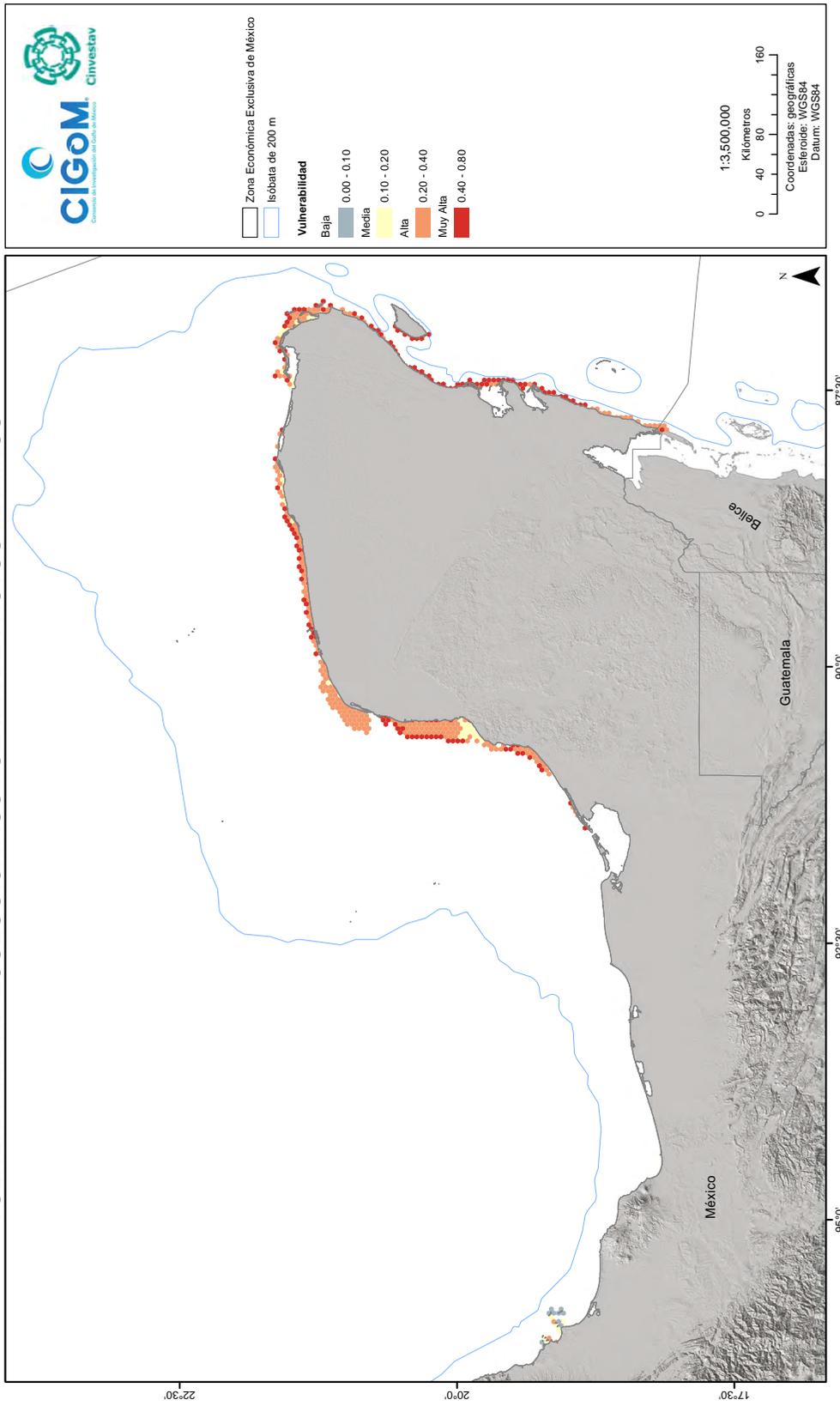


Figura S2. Valores de vulnerabilidad ecológica acumulada de pastos marinos en el golfo de México.
Fuente: datos propios.

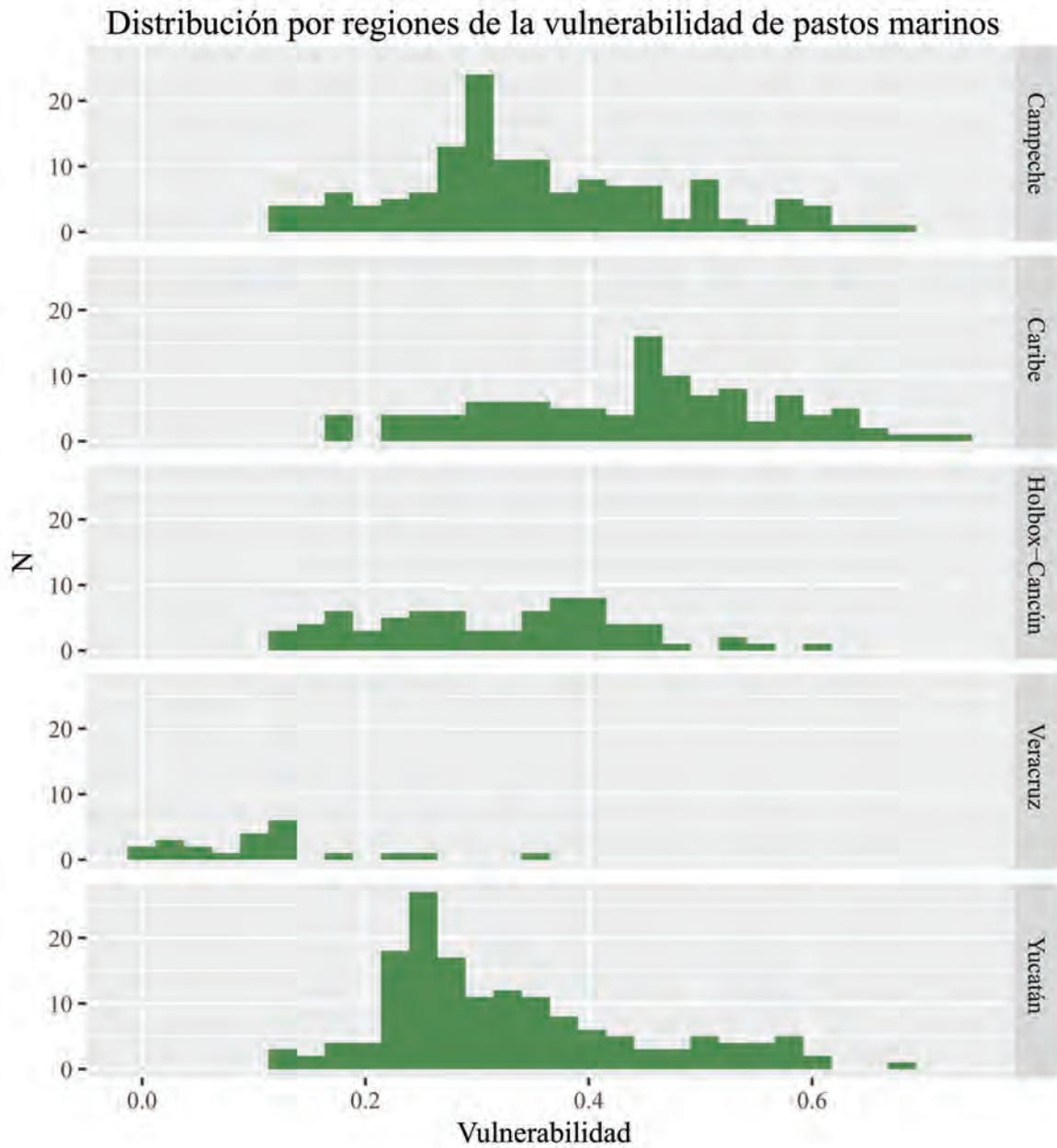


Figura S3. Estructura de frecuencia de los valores de vulnerabilidad ecológica en distintas regiones nominales de la distribución de pastos marinos en el golfo de México y Caribe mexicano.

Fuente: datos propios.

CAPÍTULO 6

Vulnerabilidad del ecosistema marino del sur del golfo de México y el mar Caribe mexicano a derrames de petróleo

Luz Erandi Saldaña-Ruiz,* Paula Pérez Brunius,† Oscar Sosa-Nishizaki,*
Alfonsina E. Romo-Curiel,* Zurisaday Ramírez-Mendoza,* Arturo Fajardo-Yamamoto,*
María C. García Aguilar,* M. Rafael Ramírez-León*

INTRODUCCIÓN

En la costa mexicana del golfo de México (GM) y mar Caribe existen diversos ecosistemas marinos que albergan una gran biodiversidad como sistemas lagunares complejos, bosques de mangle, praderas de pastos marinos y arrecifes de coral (Amezcu-Linares *et al.*, 2015; Felder y Camp, 2009). En el GM se realiza una de las mayores producciones de petróleo del mundo y la presencia de petróleo relacionado con operaciones de extracción, refinación, transporte, y almacenamiento, ponen en constante riesgo a estos ecosistemas costeros, al igual que a los oceánicos, por lo que es importante realizar evaluaciones sobre la vulnerabilidad de los hábitats y de la biota (Murawski *et al.*, 2019; Soto *et al.*, 2014). Ante la posibilidad de explora-

ciones petroleras en el sur del GM (SEGOB, 2015), es necesario anticiparse a la ocurrencia de potenciales derrames e identificar ecosistemas, hábitats y especies que podrían tener una mayor probabilidad de traslazo con estos accidentes.

En este capítulo se presentan los resultados de la evaluación de la vulnerabilidad ambiental del sur del GM y mar Caribe mexicano ante diferentes escenarios de derrame de petróleo de gran escala. En esta aproximación se desarrolló un modelo de vulnerabilidad ambiental usando al petróleo como estresor, el cual incluye dos evaluaciones: 1) la vulnerabilidad de los hábitats que componen el ecosistema y 2) la vulnerabilidad de especies seleccionadas (Reich *et al.*, 2014). Posteriormente, se estimó la probabilidad de traslazo, la cual se obtuvo combinando los resultados de la vulnerabilidad ambiental con los resultados de seis escenarios de derrame originados en

* Departamento de Oceanografía Biológica, Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada (CICESE).

† Departamento de Oceanografía Física, Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada (CICESE).

puntos de posibles exploraciones de petróleo. Si un derrame de petróleo ocurre en cualquiera de los seis puntos modelados, la probabilidad de traslapeo estimada es muy alta en la región estuarina de la laguna Madre y plataforma de Tamaulipas (GM_1), una zona que se caracteriza por la presencia de hábitats vulnerables al petróleo (por ej., mangle y pastos marinos) y que cuenta con la presencia de una gran diversidad de aves, peces e invertebrados. También se observó que tres de los escenarios de derrames tiene una moderada probabilidad de traslapeo en la región Nerítica Tabasqueña (GM_3), en donde hay un humedal costero de alta importancia ecológica, ya que provee de refugio a muchas especies, incluyendo especies de importancia comercial como el camarón café y el camarón blanco del golfo.

EVALUACIÓN DE VULNERABILIDAD

Para facilitar la evaluación de los complejos ecosistemas marinos del sur del GM y el mar Caribe mexicano, se determinaron 11 regiones geográficas (Figura 1) con base en características oceanográficas físicas y biológicas delimitadas por la Zona Económica Exclusiva de México (ZEE) (Wilkinson *et al.*, 2009; Zavala-Hidalgo y Fernández-Eguiarte, 2004). La vulnerabilidad ambiental de cada región, usando al petróleo como estresor, se estimó a partir de la metodología establecida por la Administración Nacional Oceánica y Atmosférica de Estados Unidos (NOAA, por sus siglas en inglés) (Reich *et al.*, 2014). Esta metodología se basó en la

evaluación de la vulnerabilidad de hábitats y de las especies bajo el supuesto de la llegada de un derrame de petróleo a determinado hábitat y de que cada especie evaluada tiene un traslapeo potencial con el área de dispersión del petróleo.

VULNERABILIDAD DEL HÁBITAT

Los hábitats costeros y de fondo de cada una de las 11 regiones fueron caracterizados con base en el Código Administrativo de Washington (WAC, por sus siglas en inglés) y el índice de sensibilidad ambiental (ESI, por sus siglas en inglés) (Petersen *et al.*, 2002; WAC, 2003). Los hábitats costeros se identificaron a partir del tipo de costa, vegetación, elevación y exposición al régimen del oleaje y mareas; y los fondos oceánicos mediante el tipo de sustrato, presencia de vegetación acuática sumergida y profundidad (Tabla 1).

La vulnerabilidad de cada tipo de hábitat se evaluó a partir de tres efectos del petróleo: 1) toxicidad aguda, 2) lesiones mecánicas y 3) persistencia del petróleo, esto en función de la propensión del hábitat a arrastrar el petróleo y el régimen dinámico del tipo de hábitat. Cada efecto fue calificado siguiendo el mismo esquema de puntuación en el WAC, en una escala de 1 a 5, en donde un valor de 5 equivale a una vulnerabilidad alta y uno a vulnerabilidad baja (WAC, 2003). En este trabajo, los puntajes asignados a los hábitats fueron similares a los puntajes del WAC, solo se desarrolló una nueva puntuación

Tabla 1. Tipos de hábitats utilizados en la evaluación de vulnerabilidad del hábitat del sur del golfo de México y mar Caribe mexicano.

HÁBITATS	CLASIFICACIÓN	CARACTERÍSTICAS	EFECTOS DEL PETRÓLEO		
			TOXICIDAD AGUDA	LESIONES MECÁNICAS	PERSISTENCIA DEL PETRÓLEO
	Playas de grava expuestas	Playas compuestas de arena y grava expuestas a la acción moderada del oleaje.	3.2	3.2	3.2
Costeros	Playas rocosas expuestas	Hábitats de roca expuestos a moderado o alto oleaje.	3.7	4.3	3.1
	Playas rocosas protegidas	Hábitats de roca con poco o nulo oleaje oceánico.	3	3.5	3

Tabla 1. Continúa.

		EFECTOS DEL PETRÓLEO			
HÁBITATS	CLASIFICACIÓN	CARACTERÍSTICAS	TOXICIDAD AGUDA	LESIONES MECÁNICAS	PERSISTENCIA DEL PETRÓLEO
	Playas arenosas expuestas	Playas de arenas marinas puras con moderado a alto oleaje. Las bocas de bahías con algo de acción de las olas también entran en esta categoría.	2.9	1.3	1.8
	Planicies de marea expuestas	Áreas intermareales compuestas principalmente de arena y pequeñas cantidades de grava o lodo expuestas a moderado o alto oleaje.	3.5	3	3
	Estructuras artificiales sólidas protegidas	Estructuras como muros de contención, revestimientos, muelles e instalaciones portuarias de concreto, madera o metal.	3.7	4.3	3.1
	Manglares	Las raíces y los troncos son intermareales y solo las hojas más bajas inundadas por la marea alta.	4.3	4.3	4.3
Costeros	Escollera de escombros rocosos	Escombros rocosos compuestos por bloques de granito, piedra caliza, concreto u otros materiales del tamaño de adoquines a rocas; expuesto a moderado o alto oleaje.	3	3.5	3
	Lagunas hipersalinas	Áreas de aguas costeras poco profundas, total o parcialmente separadas del mar por bancos de arena. Las salinidades varían con la evaporación y la escorrentía, pero generalmente son altas.	3.7	3.7	4.1
	Marismas de agua salada y salobre	Áreas en la zona intermareal que se inundan y drenan por el agua salada que traen las mareas. De salinidad variable debido a la influencia de las mareas. Y suelo compuesto de lodo profundo o turba (materia vegetal en descomposición).	3	3.5	3.9

Tabla 1. Continúa.

		EFECTOS DEL PETRÓLEO			
HÁBITATS	CLASIFICACIÓN	CARACTERÍSTICAS	TOXICIDAD AGUDA	LESIONES MECÁNICAS	PERSISTENCIA DEL PETRÓLEO
Fondo oceánico	Submareal de fondo duro superficial con profundidad < 20 m	Áreas predominantes por sustrato duro grande (p. ej., roca o adoquín). Tamaño de grano que va de 64 a más de 256 mm. Los sedimentos no cubren completamente el lecho de roca.	3.7	3.7	3.1
	Submareal de fondo blando superficial con profundidad > 20 m	Áreas predominantes por un fondo suave y no consolidado (p. ej., mezcla gruesa, grava, arena, limo, barro o arcilla). Tamaño de grano que va de menos de 0.06 mm a 64 mm).	3.2	3	2.9
	Submareal profundo de fondo rocoso con profundidad > 20 m	Áreas predominantes por sustrato duro grande (p. ej., roca o adoquín). Tamaño de grano que va de 64 a más de 256 mm. Los sedimentos no cubren completamente el lecho de roca.	2.1	2.4	3.1
	Submareal profundo de fondo blando con profundidad > 20 m	Áreas predominantes por un fondo suave y no consolidado (p. ej., mezcla gruesa, grava, arena, limo, barro o arcilla). Tamaño de grano que va de menos de 0.06 mm a 64 mm).	1.8	2	2.2
	Pastos marinos	Áreas que contienen lechos de pastos marinos, independientemente del tipo de sustrato del fondo.	4.3	4.2	4.3
	Sin información disponible	Áreas con un tipo de sustrato desconocido.	3.5	3.4	3

Fuente: elaboración propia.

para los manglares siguiendo las pautas del WAC y el ESI (Petersen *et al.*, 2002; WAC, 2003).

La vulnerabilidad de hábitats costeros y de fondo oceánico se estimó para cada región (k) siguiendo las siguientes formulas:

$$Vulnerabilidad\ costera_k = \Sigma(\%Hábitat\ costeros_k) \\ * Puntaje\ de\ los\ efectos\ del\ petróleo$$

$$Vulnerabilidad\ fondo_k = \Sigma(\%Hábitat\ de\ fondo_k) \\ * Puntaje\ de\ los\ efectos\ del\ petróleo$$

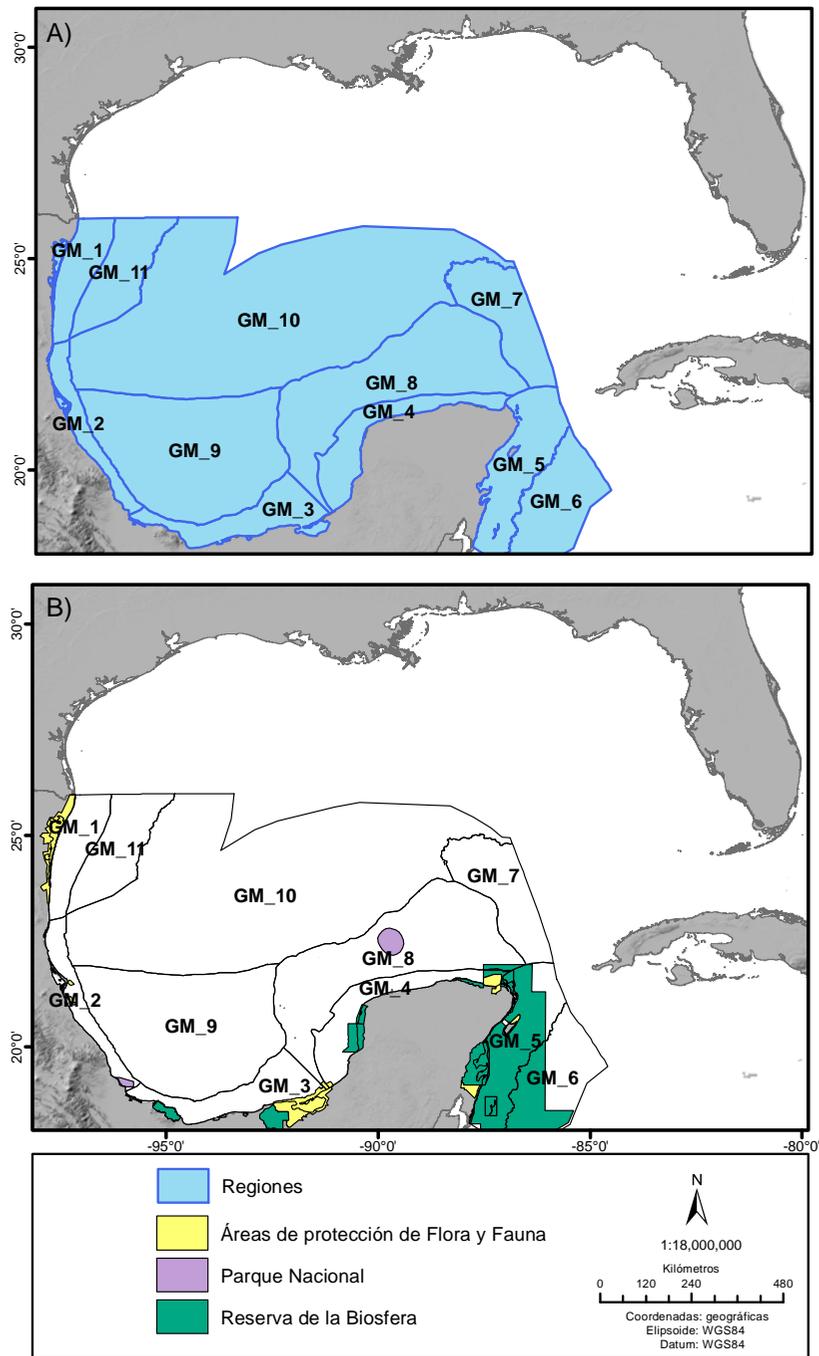


Figura 1. A) Localización de las regiones del sur del golfo de México y el mar Caribe mexicano: GM_1) Estuarina de la laguna Madre y plataforma de Tamaulipas, GM_2) Nerítica Veracruzana, GM_3) Nerítica Tabasqueña, GM_4) Nerítica interior de Campeche y Yucatán, GM_5) Talud del Caribe mexicano, GM_6) Cuenca de Yucatán, GM_7) corriente de Lazo, GM_8) Nerítica exterior de Campeche y Yucatán, GM_9) Región oceánica de la bahía de Campeche, GM_10) Planicie del sur del GM y GM_11) Talud profundo del GM. B) Áreas Naturales Protegidas de México incluidas en este análisis.

Fuente: elaborada por Luz Erandi Saldaña Ruiz.

La vulnerabilidad del hábitat es la sumatoria de la vulnerabilidad estimada de los hábitats costeros y de fondo oceánico por región (k)

$$\text{Vulnerabilidad hábitat}_k = (\text{vulnerabilidad costera}_k + \text{vulnerabilidad fondo}_k)$$

El porcentaje de cobertura de las áreas naturales protegidas en cada región (ANP) se incluyó en el análisis como un modificador que incrementa la vulnerabilidad del hábitat por región (k) siguiendo metodología de Reich *et al.*, 2014 (Figura 1B) y se elaboró un mapa con la vulnerabilidad del hábitat por región.

$$= 1 + \frac{\text{Modificador área protegida}_k \left(\frac{\text{área marina protegida}_k}{\text{área marina total}_k} + \frac{\text{Longitud de zona costera protegida}_k}{\text{Longitud de costa total}_k} \right)}{2}$$

$$\text{Vulnerabilidad hábitat}_k = (\text{Vulnerabilidad costera}_k + \text{vulnerabilidad fondo}_k) * \text{Modificador área protegida}$$

Los valores más altos de vulnerabilidad del hábitat se observaron en las regiones localizadas a lo largo de la zona costera, debido a la alta heterogeneidad de hábitats que incluye bosques de mangles, praderas o parches de pastos marinos y lagunas salinas (Figura 2). La alta vulnerabilidad observada se debe a que estos hábitats tienen un alto potencial de retención de petróleo por periodos largos a causa de las corrientes de marea y oleaje que se caracterizan por ser de baja intensidad y que, a su vez, ocasionan que se depositen y retengan sedimentos, con tiempos de residencia altos (Duke 2016, Kenworthy *et al.*, 2017). A nivel regional, la región estuarina de la laguna Madre y plataforma de Tamaulipas (GM_1) y el área nerítica Tabasqueña (GM_3) son las que presentaron mayor vulnerabilidad a posibles derrames de petróleo. La variedad de hábitats identificados en GM_1 se debe al aporte de agua salobre de las cuencas del río Bravo y de los ríos San Fernando-Soto La Marina. Además, en la región GM_1 se localiza el Área de Protección de Flora y Fauna Laguna Madre y Delta del Río Bravo, si bien esta área es mayormente una laguna semicerrada con poca comunicación

con el mar abierto, se caracterizada por tener un relieve moderado y la presencia de pastos marinos y mangle en los cuales se acumula una gran cantidad de sedimento y contaminantes (Tunnell *et al.*, 2002; Yañez-Arancibia *et al.*, 2004),

Y la GM_3 se caracteriza por la presencia de extensos bosques de mangles y abundante vegetación acuática sumergida conformada principalmente por pastos marinos como *Thalassia testudinum*, *Syringodium filiforme*, *Halodule wrightii* y diferentes especies de macroalgas (Ayala-Pérez *et al.*, 2012; Domínguez-Domínguez *et al.*, 2011; Pérez-Espinosa *et al.*, 2019).

Vulnerabilidad de especies por región

Se seleccionaron 90 especies marinas con base en su representatividad en la porción mexicana del GM y mar Caribe, considerando principalmente aquellas de amplia distribución, endémicas, bajo algún estado de protección especial, con una amplia variedad de roles ecológicos e importancia comercial y disponibilidad de información. En total se analizaron 15 especies de invertebrados, 15 de peces costeros, 20 de peces pelágicos, 4 de tortugas, 24 de aves y 12 de mamíferos (Tabla 2).

La vulnerabilidad de cada especie (n) por grupo taxonómico (g) por región (k) se obtuvo en función de su abundancia relativa en cada región, el potencial del impacto a exposición a petróleo y su potencial de recuperación, siguiendo metodología de Reich *et al.* (2014).

$$\text{Vulnerabilidad invertebrados, peces, tortugas, mamíferos o aves}_{nk} = \text{Abundancia}_{nk} * \left(\frac{\sum \text{puntaje impacto}_n}{\text{Puntaje total posible}_g * 100} \right) * \frac{\sum \text{puntaje potencial recuperación}}{5}$$

Se emplearon múltiples fuentes de información como evaluaciones poblacionales, avistamientos, bases de datos de abundancia, artículos científicos y reportes técnicos (para mayor detalle de las fuentes de información empleadas en el análisis ver el reporte final del subproyecto de vulnerabilidad ecológica, aproximación espacial específica Saldaña-Ruiz *et al.*, 2020).

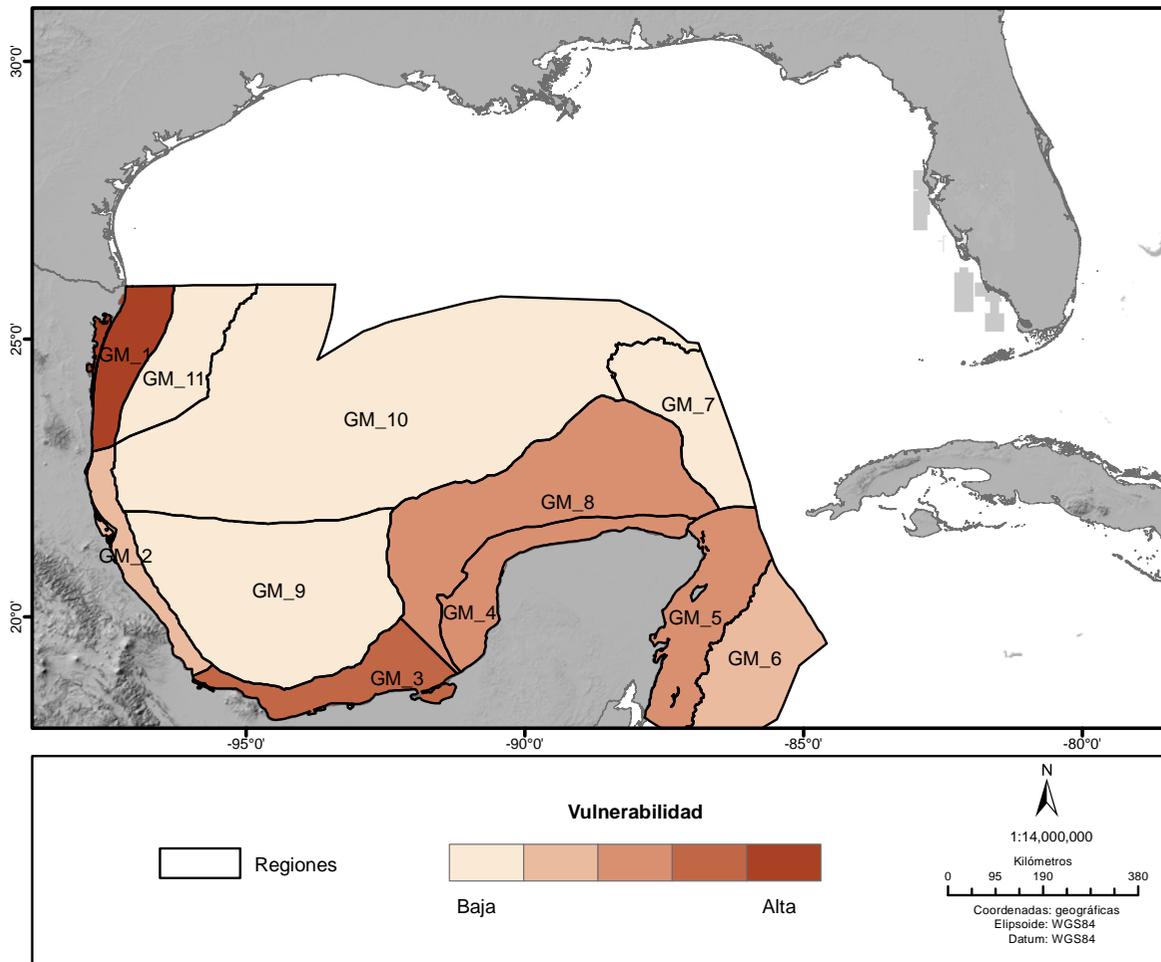


Figura 2. Vulnerabilidad de hábitats del sur del golfo de México y mar Caribe mexicano a derrames de petróleo por región (GM-1 a GM-11).

Fuente: elaborada por Luz Erandi Saldaña Ruiz.

Tabla 2. Lista de especies marinas seleccionadas para la evaluación de la vulnerabilidad por región del sur del GM y mar Caribe mexicano. Se incluye la categoría de protección en la NOM-059-SEMARNAT-2010 (NOM-059): P = en peligro de extinción, Pr = sujeto a protección especial, A = especie amenazada, N = no incluida en la NOM-059. Y las categorías de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN): NE = no evaluada, DD = datos deficientes, LC = preocupación menor, NT = casi amenazada, VU = vulnerable, EN = en peligro, CR = en peligro crítico.

GRUPO TAXONÓMICO	NOMBRE COMÚN	NOMBRE CIENTÍFICO	NOM-059	UICN
Invertebrados	Camarón café	<i>Farfantepenaeus aztecus</i>	N	NE
	Camarón blanco del golfo	<i>Penaeus setiferus</i>	N	NE
	Pulpo maya	<i>Octopus maya</i>	N	LC
	Langosta del caribe	<i>Panulirus argus</i>	N	DD
	Caracol rosado	<i>Strombus gigas</i>	N	NE
	Ostión de Virginia	<i>Crassostrea virginica</i>	N	NE

Tabla 2. Continúa.

GRUPO TAXONÓMICO	NOMBRE COMÚN	NOMBRE CIENTÍFICO	NOM-059	IUCN
	Jaiba azul	<i>Callinectes sapidus</i>	N	NE
	Almeja gallito	<i>Rangia cuneata</i>	N	NE
	Caracol tomburro	<i>Turbinella angulata</i>	N	NE
	Almeja de fango	<i>Polymesoda caroliniana</i>	Pr	NE
	Cacerola de mar	<i>Limulus polyphemus</i>	P	VU
	Caracol blanco	<i>Lobatus costatus</i>	N	NE
	Pepino de mar	<i>Fasciolaria tulipa</i>	N	NE
	Estrella de mar	<i>Oreaster reticulatus</i>	N	NE
	Erizo diadema	<i>Diadema antillarum</i>	N	NE
	Pato real	<i>Cairina moschata</i>	Pr	LC
	Playero blanco	<i>Calidris alba</i>	N	LC
	Chorlo chiflador	<i>Charadrius melodus</i>	P	NT
	Charrán negro	<i>Chlidonias niger</i>	N	LC
	Bobo enmascarado	<i>Sula dactylatra</i>	N	LC
	Pelicano café	<i>Pelecanus occidentalis</i>	N	LC
	Cormorá neotropical	<i>Phalacrocorax brasilianus</i>	N	LC
	Fragata tijereta	<i>Fregata magnificens</i>	N	LC
	Garza rojiza	<i>Egretta rufescens</i>	P	NT
	Vuelvepiedras rojizo	<i>Arenaria interpres</i>	N	LC
	Espátula rosada	<i>Platalea ajaja</i>	N	LC
Aves	Cigüeña Jabirú	<i>Jabiru mycteria</i>	P	LC
	Flamenco rosado	<i>Phoenicopterus ruber</i>	A	LC
	Agachona norteamericana	<i>Gallinago delicata</i>	N	LC
	Rascón real	<i>Rallus elegans</i>	A	NT
	Carrao	<i>Aramus guarauna</i>	A	LC
	Chorlo nevado	<i>Charadrius nivosus</i>	A	NT
	Ostrero americano	<i>Haematopus palliatus</i>	N	LC
	Falaropo pico largo	<i>Phalaropus tricolor</i>	N	LC
	Playero rojo	<i>Calidris canutus</i>	N	NT
	Salteador robusto	<i>Stercorarius pomarinus</i>	N	LC
	Gaviota reidora	<i>Leucophaeus atricilla</i>	N	LC
	Rayador americano	<i>Rynchops niger</i>	N	LC

Tabla 2. Continúa.

GRUPO TAXONÓMICO	NOMBRE COMÚN	NOMBRE CIENTÍFICO	NOM-059	IUCN	
Tortugas marinas	Charrán albinegro	<i>Onychoprion fuscatus</i>	N	LC	
	Tortugas caguama	<i>Caretta caretta</i>	P	VU	
	Tortuga verde	<i>Chelonia mydas</i>	P	EN	
	Tortuga de carey	<i>Eretmochelys imbricata</i>	P	CR	
	Tortuga lora	<i>Lepidochelys kempii</i>	P	CR	
Peces costeros	Peje puerco blanco	<i>Balistes capriscus</i>	N	VU	
	Caballito de mar estriado	<i>Hippocampus erectus</i>	Pr	VU	
	Xlavitia	<i>Lagodon rhomboides</i>	N	LC	
	Huachinango del golfo	<i>Lutjanus campechanus</i>	N	VU	
	Cazón de ley	<i>Rhizoprionodon terraenovae</i>	N	LC	
	Tiburón aleta negra	<i>Carcharhinus brevipinna</i>	N	NT	
	Raya mariposa	<i>Gymnura micrura</i>	N	DD	
	Raya látigo de espina	<i>Hypanus sabinus</i>	N	LC	
	Raya látigo americana	<i>Hypanus americanus</i>	N	DD	
	Raya gavilán	<i>Rhinoptera bonasus</i>	N	NT	
	Manta chucho pintado	<i>Aetobatus narinari</i>	N	NT	
	Tiburón chato	<i>Carcharhinus leucas</i>	N	NT	
	Cornuda gigante	<i>Sphyrna mokarran</i>	N	CR	
	Cornuda cabeza de pala	<i>Sphyrna tiburo</i>	N	LC	
	Manta cornuda	<i>Mobula birostris</i>	Pr	VU	
	Peces pelágicos mayores	Peto	<i>Acanthocybium solandri</i>	N	LC
		Barrilete	<i>Katsuwonus pelamis</i>	N	LC
Albacora		<i>Thunnus alalunga</i>	N	NT	
Atún aleta amarilla		<i>Thunnus albacares</i>	N	NT	
Atún aletas negras		<i>Thunnus atlanticus</i>	N	LC	
Atún ojón		<i>Thunnus obesus</i>	N	NT	
Aún aleta azul		<i>Thunnus thynnus</i>	N	EN	
Pez vela del Atlántico		<i>Istiophorus albicans</i>	N	LC	
Marlín azul		<i>Makaira nigricans</i>	N	EN	
Pez espada		<i>Xiphias gladius</i>	N	LC	
Tiburón zorro ojón		<i>Alopias superciliosus</i>	N	VU	
Tiburón zorro común	<i>Alopias vulpinus</i>	N	VU		

Tabla 2. Continúa.

GRUPO TAXONÓMICO	NOMBRE COMÚN	NOMBRE CIENTÍFICO	NOM-059	IUCN
Peces pelágicos mayores	Tiburón sedoso	<i>Carcharhinus falciformis</i>	N	VU
	Tiburón puntas negras	<i>Carcharhinus limbatus</i>	N	NT
	Tiburón oceánico puntas blancas	<i>Carcharhinus longimanus</i>	N	CR
	Tiburón trozo	<i>Carcharhinus plumbeus</i>	N	VU
	Tintorera	<i>Galeocerdo cuvier</i>	N	NT
	Tiburón mako aletas cortas	<i>Isurus oxyrinchus</i>	N	EN
	Tiburón ballena	<i>Rhincodon typus</i>	A	EN
	Cornuda común	<i>Sphyrna lewini</i>	N	CR
Mamíferos antillanos	Manatí antillano	<i>Trichechus manatus ssp. manatus</i>	P	EN
	Cachalote	<i>Physeter macrocephalus</i>	Pr	VU
	Cachalote enano	<i>Kogia sima</i>	Pr	DD
	Calderón tropical	<i>Globicephala macrorhynchus</i>	Pr	LC
	Delfín de dientes rugosos	<i>Steno bredanensis</i>	Pr	LC
	Delfín de Risso	<i>Grampus griseus</i>	Pr	LC
	Delfín moteado del Atlántico	<i>Stenella frontalis</i>	Pr	LC
	Delfín moteado pantropical	<i>Stenella attenuata</i>	Pr	LC
	Delfín listado	<i>Stenella coeruleoalba</i>	Pr	LC
	Delfín tornillo	<i>Stenella longirostris</i>	Pr	LC
	Delfín Clymene	<i>Stenella clymene</i>	Pr	LC
	Tonina	<i>Tursiops truncatus</i>	Pr	LC

Fuente: elaboración propia.

Se empleó la abundancia estimada por especie para cada región como un indicador de la cantidad de la población de una especie que pudiera verse afectada en caso de un derrame de petróleo. Para muchas de las especies las estimaciones de abundancia confiables fueron muy escasas por lo que se utilizó un índice de abundancia relativa, lo que permitió mayor flexibilidad con la información disponible por especie. Los puntajes de abundancia relativa tuvieron una escala de 0 a 1, donde

cero indica que la especie no está presente y 1 es la mayor abundancia relativa de la especie en alguna de las regiones analizadas dentro del área de estudio. Debido a la ausencia de estimaciones de abundancia para varias de las especies, principalmente los peces, se empleó el área geográfica de distribución de cada especie, sus patrones migratorios, datos de agregaciones y la distribución potencial de la especie estimada a partir de modelos de nicho ecológico, como un proxy que da infor-

mación sobre la potencial abundancia de las especies. Los modelos de nicho ecológico permiten estimar la idoneidad ambiental, la cual se define como las regiones que presentan las condiciones ambientales adecuadas para que habite determinada especie (Peterson *et al.*, 2015). En este caso, la construcción de los modelos se hizo a partir de información sobre registros georreferenciados de la presencia de las especies y determinadas variables ambientales de la cuenca del GM y el mar Caribe mexicano (para mayor detalle de la modelación del nicho ecológico véanse García Aguilar *et al.*, 2020 y Sosa Nishizaki *et al.*, 2020).

A partir del potencial del impacto a exposición al petróleo, se estimó el grado de afectación del petróleo sobre cada especie. El potencial del impacto se estimó evaluando parámetros basados en características ecológicas de las especies, relacionadas con su probabilidad de encontrarse con el petróleo, su capacidad de formar agregaciones, su fisiología y los efectos tróficos indirectos causados por el petróleo (Tabla 3). Dadas las diferencias biológicas y ecológicas de cada grupo de especies, para cada uno de estos grupos se utilizó un conjunto de parámetros únicos relacionados con las características ecológicas antes

mencionadas, los cuales se basaron en la metodología de Reich *et al.* (2014), y se modificaron para su aplicación en el golfo de México (Anexo 1-4). Para invertebrados, peces costeros y peces pelágicos mayores se evaluaron ocho parámetros, mientras que para tortugas marinas y aves, siete y para mamíferos marinos, seis parámetros (Anexo 1-4). La evaluación del potencial del impacto consistió la asignación de puntajes a cada parámetro en una escala de 0 a 5, en donde 0 indica que no hay un impacto potencial y 5 indica el mayor potencial de impacto negativo de un derrame. El esquema de puntuación para cada grupo de especie se detalla en los anexos 1-4).

El potencial de recuperación evalúa la rapidez con la que la población podría recuperarse en caso de un derrame de petróleo. Este es un importante contrapunto al puntaje de impacto y puede disminuir la vulnerabilidad final, ya que ciertas especies pueden sufrir un gran impacto por un derrame de petróleo, pero se consideran menos vulnerables si tienen la capacidad de recuperarse rápidamente (por ejemplo, el erizo diadema, el pez *Xlavitia* y el pelícano café). Los parámetros evaluados para estimar el potencial de recuperación de las especies fueron el estado de la población, el

Tabla 3. Características biológicas en las que se basaron los parámetros para evaluar el potencial del impacto a exposición al petróleo de las especies.

CARACTERÍSTICAS BIOLÓGICAS	DESCRIPCIÓN
Encuentro	Probabilidad de traslapeo entre la especie y el petróleo. Basado en el comportamiento de las especies como el tiempo que pasan en la superficie de agua o respuestas de atracción o evitación al petróleo.
Concentración o agregaciones	Las especies que forman agregaciones extensas tienden a ser más vulnerables, ya que un gran número de individuos podría tener encuentro con el petróleo, en comparación a una población dispersa.
Fisiología	Reflejo de ciertas características fisiológicas que pueden afectar la magnitud del impacto de la exposición al petróleo derramado (p. ej., presencia de pelo o surcos en la piel que incrementen la retención de petróleo).
Efectos tróficos indirectos	Efectos de un derrame de petróleo en niveles tróficos más bajos de los cuales se alimentan las especies de interés (p. ej., una especie que se alimenta de presas muy específicas se considera más vulnerable que una especie que consume una amplia variedad de presas).

* UICN: Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza.

Fuente: Reich *et al.* (2014).

potencial reproductivo de la especie y su distribución geográfica, los mismos para todos los grupos de especies (Tabla 4). La evaluación del potencial de recuperación consistió la asignación de puntajes a cada parámetro en una escala de 1 a 5, en donde 1 es la mínima y 5 la máxima vulnerabilidad siguiendo el esquema de puntuación establecido en la metodología de Reich *et al.* 2014 (Tabla 4). La vulnerabilidad por grupo taxonómico se obtuvo sumando la vulnerabilidad estimada para todas las especies consideradas en cada región.

Los resultados de vulnerabilidad de cada grupo de especies fueron normalizados a una escala de 0 a 1, dividiendo por región y temporada, con la más alta puntuación para cada grupo, respectivamente. Esta normalización se realizó para que los resultados de vulnerabilidad de los grupos de especie sean equivalentes y para eliminar la necesidad de analizar al mismo número de especies en cada grupo.

La vulnerabilidad final de todas las especies para cada región (k) se calculó mediante el pro-

medio de la vulnerabilidad estimada para cada grupo de especies:

Los resultados de la vulnerabilidad de especies se muestran en la Figura 3. Los mapas de vulnerabilidad estimada para cada grupo taxonómico se muestran en los Anexos 5 y 6.

La vulnerabilidad de las especies seleccionadas resultó mayor en las regiones GM_3 y nerítico interior de Campeche y Yucatán (GM_4) (Figura 3), dentro de las cuales se localizan varios ecosistemas costeros con una alta biodiversidad, que incluyen a la laguna de Términos y dos reservas de la biósfera, Los Petenes y Ría Celestún. En estas regiones hay extensas áreas con vegetación acuática sumergida, aportes de nutrientes de los ríos Grijalva y Usumacinta y áreas con una alta heterogeneidad y complejidad de hábitats que da soporte a comunidades de peces e invertebrados (Guevara *et al.*, 2007; Raz-Guzmán, 1995; Pérez-Espinosa *et al.*, 2019; Aguilar-Medrano *et al.*, 2020). En ambas reservas de la biósfera los extensos bosques de

Tabla 4. Parámetros y esquema de puntuación utilizados en la evaluación del potencial de recuperación.
Fuente: modificada de Reich *et al.* (2014).

Parámetro	Puntaje	Descripción
Estado de la población	5	Poblaciones pequeñas o con tendencias negativas o especies en riesgo (i.e., en peligro de extinción o vulnerables)
	3	Presencia de pequeñas subpoblaciones o especies casi amenazadas
	2	Sin evaluación o datos insuficientes
	1	Poblaciones grandes y estables o especies en preocupación menor
Potencial reproductivo	5	Baja fecundidad (<100 huevos/crías) y madurez sexual tardía (>4 años)
	4	Baja fecundidad (<100 huevos/crías) y madurez sexual temprana (<4 años)
	3	Intermedio entre categorías 4 y 2
	2	Alta fecundidad (>100 huevos/crías) y madurez sexual tardía (>4 años)
	1	Alta fecundidad (>100 huevos/crías) y madurez sexual temprana (<4 años)
Distribución	5	Especies endémicas del golfo de México y Mar Caribe
	4	Especies que se distribuyen regionalmente (océano Atlántico occidental)
	3	Especies de distribución amplia (océano Atlántico)
	1	Especies cosmopolitas

Fuente: modificada de Reich *et al.* (2014).

$$Vulnerabilidad\ de\ especies_k = \frac{V\ invertebrados_k + V\ peces\ costeros_k + V\ peces\ pelagicos_k + V\ tortugas_k + V\ mamiferos_k + V\ aves_k}{6}$$

mangle asociados a la vegetación acuática sumergida, son importantes áreas de reproducción, crianza, alimentación y protección de larvas y juveniles de peces e invertebrados (Ayala-Pérez *et al.*, 2016; Ramos-Miranda *et al.*, 2010; Sánchez, 1993; Vega Cendejas, 2004), mamíferos marinos (Villalobos-Zapata y Mendoza Vega, 2010; Puc-Carrasco *et al.*, 2016), y tortugas marinas (Cuevas, 2017). Además,

estas regiones son de importancia pesquera en el GM debido a la alta diversidad y abundancia de peces, incluyendo especies clave seleccionadas para este análisis como tiburones (Pérez-Jiménez *et al.*, 2020). En caso de un derrame de petróleo en estas regiones con alta biodiversidad, se podría aumentar las posibilidades de traslapeo del derrame con muchas especies, en sitios críticos para su desarrollo y algunas especies con poblaciones amenazadas y bajos potenciales de recuperación como, por ejemplo, la garza rojiza, el flamenco, la cacerola de mar, el huachinango, el caballito de mar estriado, el tiburón martillo común, el cachalote, el manatí antillano y las tortugas caguama, verde, carey y lora.

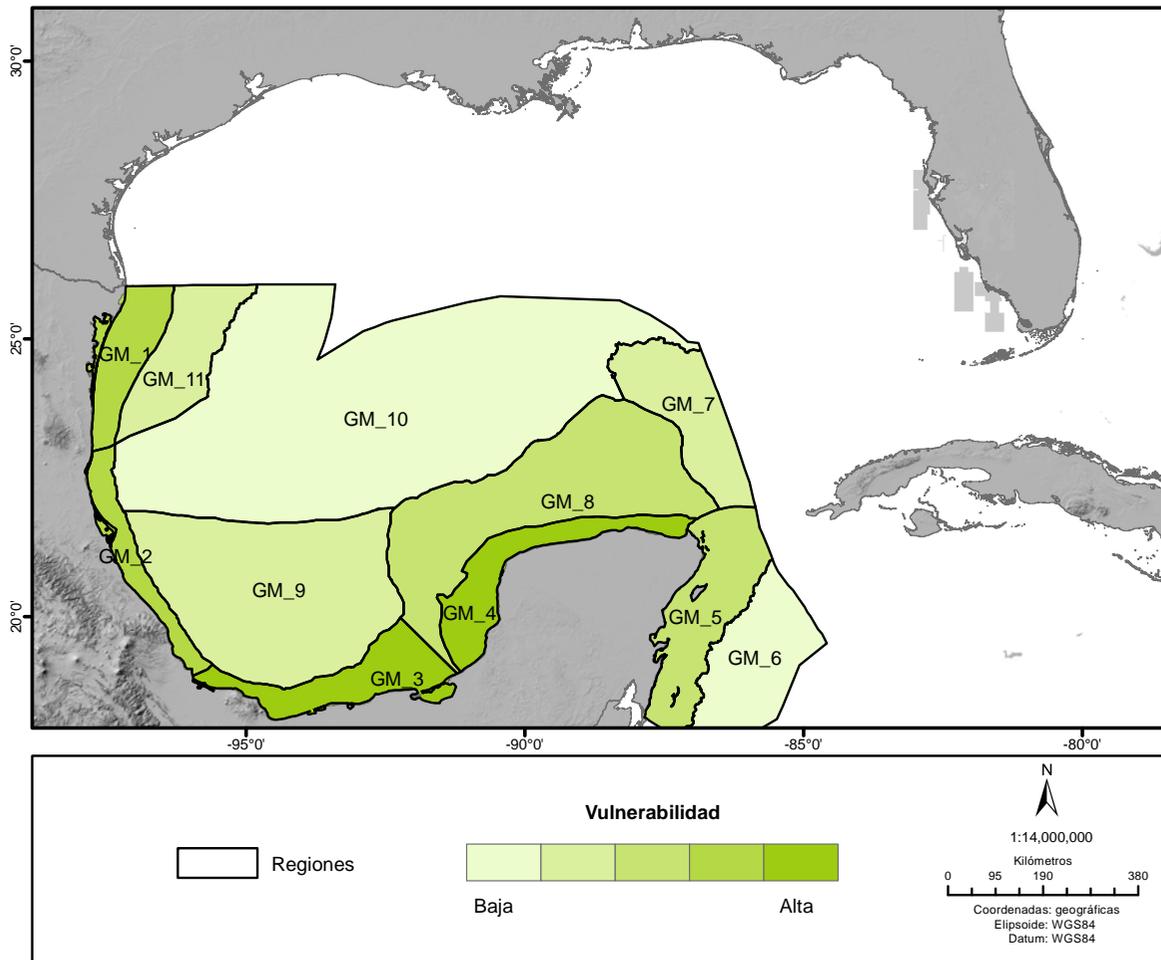


Figura 3. Vulnerabilidad de especies que habitan el sur del golfo de México y mar Caribe mexicano a derrames de petróleo por región (GM-1 a GM-11).

Fuente: elaborada por Luz Erandi Saldaña Ruiz.

Vulnerabilidad ambiental de cada región

La vulnerabilidad ambiental por región se calculó a partir de la sumatoria de la vulnerabilidad de los hábitats y de las especies por región dando igual peso a ambas. Las mayores vulnerabilidades ambientales se observaron en la región estuarina de la laguna Madre y plataforma de Tamaulipas (GM_1) y en la región Nerítica tabasqueña (GM_3; Figura 4). Estas regiones cuentan con diferentes hábitats vulnerables a la presencia de petróleo, tales como lagunas costeras, manglares y áreas con vegetación acuática sumergida (Raz-Guzmán, 1995; Tunnell *et al.*, 2002). La región GM_1 es un sitio con una alta diversidad de aves residentes y son importantes áreas de alimentación para aves migratorias (Domínguez Orozco, 2010; Garza Torres y Navarro Sigüenza, 2002). En la región GM_3 existen ecosistemas con una gran diversidad de peces e invertebrados y algunas zonas en esta región son áreas de crianza de especies como el camarón rosado, blanco y café, y el tiburón martillo común (Cuevas Gómez, 2018; Durán-García *et al.*, 2016; Gómez-Ponce *et al.*, 2018; Tunnell *et al.*, 2002; Ramírez-Rodríguez *et al.*, 2004; Villalobos-Zapata y Mendoza Vega, 2010). Las regiones Nerítica interior de Campeche y Yucatán (GM_4), talud del Caribe mexicano (GM_5) y Nerítica exterior de Campeche y Yucatán (GM_8) también cuentan con una alta biodiversidad y variedad de hábitats susceptibles a derrames y, aunque el resultado de vulnerabilidad ambiental no fue tan alto como en las regiones GM_1 y GM_3, cuya vulnerabilidad debe ser tomada en cuenta al momento de planear actividades de exploración, extracción y transporte de petróleo cercanas a estas áreas. Es importante destacar la región del talud profundo del GM (GM_11) en la cual se obtuvieron valores de vulnerabilidad alta para especies de mamíferos marinos y peces pelágicos mayores debido a mayor distribución de especies con potenciales de recuperación relativamente bajos en esta región (Anexo 6). Sin embargo, la biodiversidad y la presencia de tipos de hábitats sensibles a derrames de petróleo en esta región fueron me-

nores en comparación con las zonas costeras. En este modelo de vulnerabilidad no se evaluaron todas las especies presentes en cada una de las regiones, sin embargo, esta aproximación es un primer indicador de la vulnerabilidad ecológica de las 11 regiones a posibles derrames de petróleo.

PROBABILIDAD DE TRASLAPO CON SEIS ESCENARIOS DE DERRAME DE PETRÓLEO POR REGIÓN

Para la estimación de la probabilidad de traslapo de un posible derrame que se derive de los seis puntos de futuras exploraciones por región, se emplearon escenarios de derrame de cada uno de los puntos de origen. Los escenarios representan el área dentro de la cual pudiera encontrarse petróleo al ocurrir un derrame ocurrido en el pozo en cuestión. Los escenarios son un ensamble estadístico de 240 derrames individuales que se modelaron para condiciones oceánicas y atmosféricas distintas. Se simuló un derrame en que el pozo emitió petróleo pesado durante 15 días y se registra la evolución del petróleo derramado por 60 días. Lo que se cuantifica es la fracción de masa, que es la cantidad de petróleo presente cada día en cada celda de un malla geográfica de $0.25^\circ \times 0.25^\circ$, dividida entre el total de petróleo derramado. La métrica que se utiliza para definir el escenario es el máximo valor alcanzado durante los 60 días de la fracción de masa promediada sobre todos los derrames individuales (P_{\max}). Esta estadística contiene las condiciones de todas las temporadas del año, denominado escenario de derrame global. Cada escenario representa la probabilidad de encontrar una partícula de petróleo en la superficie del mar en un tiempo t después del comienzo del derrame, dadas todas las condiciones oceanográficas posibles durante el periodo de modelación. Se utilizaron escenarios de derrame de petróleo crudo pesado con la finalidad de considerar el peor escenario posible, ya que este tipo de crudo tiene una alta persistencia en el ambiente y sedimentos, toxicidad crónica y mayor potencial de bioacumulación (García-Cuéllar *et al.*, 2004; Hayes *et al.*, 1992). Los escenarios se generaron con el mode-

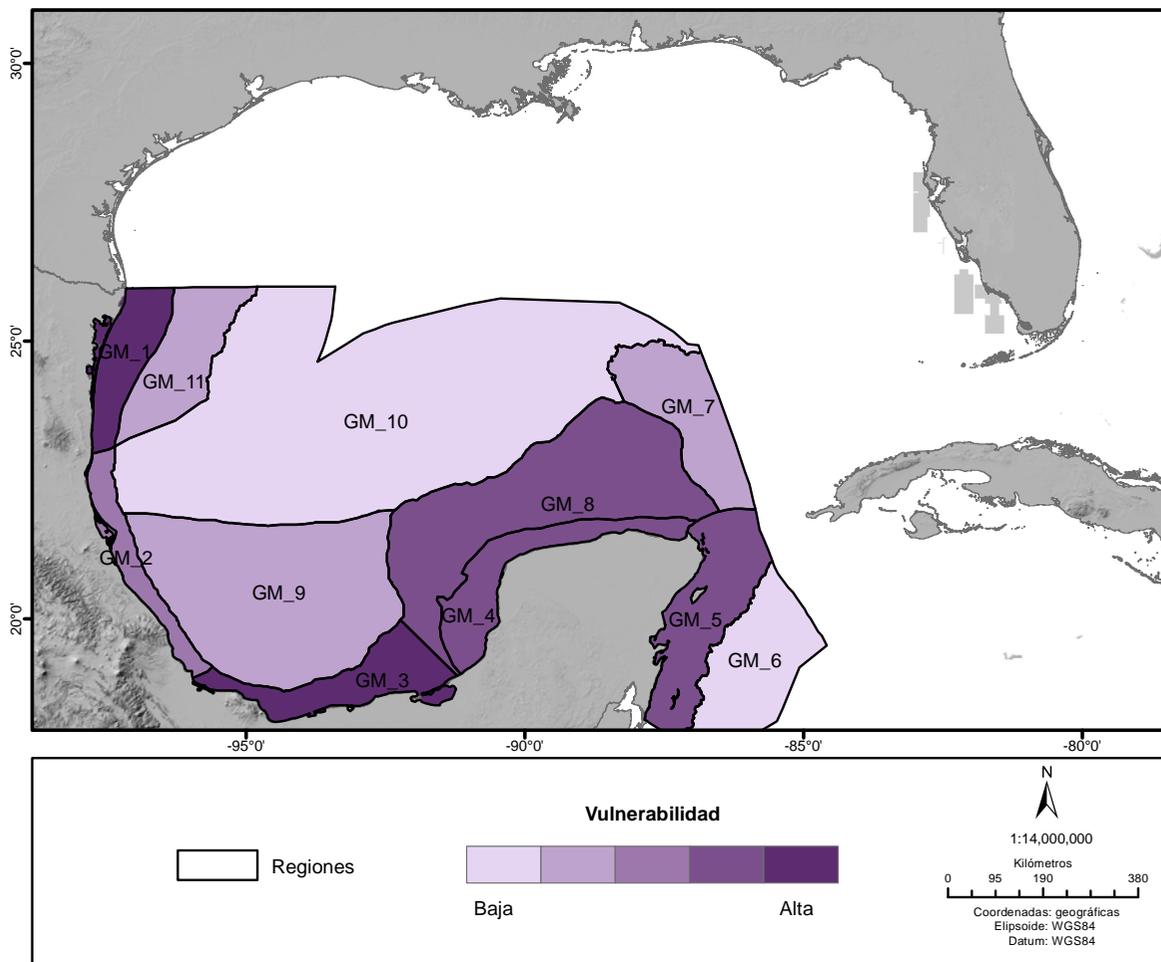


Figura 4. Vulnerabilidad ambiental de cada una de las regiones (GM_1 a GM_11) del sur del GM y mar Caribe mexicano. Fuente: elaborada por Luz Erandi Saldaña Ruiz.

lo de derrames CIC-OIL y se describen en detalle en Pérez Brunius *et al.* (2020). La probabilidad de traslape de cada escenario por región se obtuvo multiplicando el valor de vulnerabilidad ambiental de dicha región por el valor de fracción de masa promedio máxima que cubre su superficie. Cabe señalar que la fracción de masa promedio máxima de petróleo varió en función de la localización del punto de inicio del derrame. A partir de la probabilidad de traslape obtenida por escenario se construyeron mapas tipo semáforo, los cuales indican si el traslape es alto (rojo), medio (amarillo) o bajo (verde) (Figura 5).

El sur del GM y mar Caribe mexicano evaluados resultaron tener mayor probabilidad de traslape en las zonas costeras, en donde existe

una alta variabilidad de hábitats que albergan una alta diversidad de especies. Los seis escenarios de derrame tuvieron un elevado traslape con la región estuarina de la laguna Madre y plataforma de Tamaulipas (GM_1), siendo esta región la que obtuvo una mayor probabilidad de traslape de los seis escenarios (Figura 5). En la porción costera de la región GM_1 se localiza la laguna Madre, la cual posee poca comunicación con el mar abierto gracias a las islas de barrera y esta característica pudiera reducir el traslape con un posible derrame de petróleo. Por lo anterior, se podría estar sobrestimando el posible traslape de un derrame, lo cual es resultado de la forma de evaluación del modelo empleado, en el que se sumaron varios aspectos (hábitat, especies y traslape con escenarios de

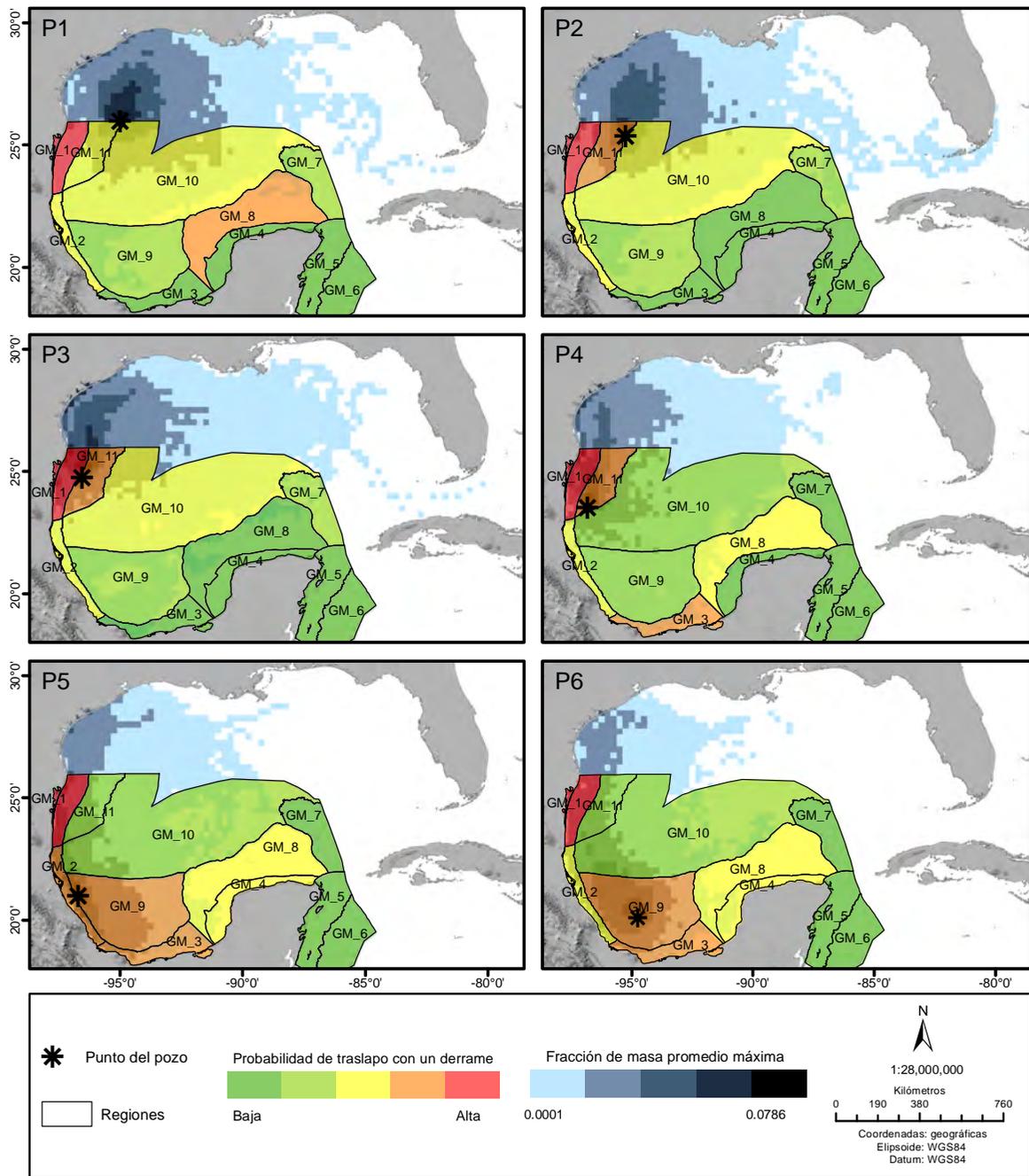


Figura 5. Probabilidades de traslapo de escenarios de derrames de petróleo en seis puntos (P1-P6) de futuras exploraciones petroleras con regiones del ecosistema del golfo de México (GM_1 a GM_11).

Fuente: elaborada por Luz Erandi Saldaña Ruiz.

derrame modelados) en regiones amplias, además, la presencia de áreas naturales protegidas aumentó la vulnerabilidad de las regiones. No obstante, esta zona cuenta con un gran mosaico de hábitats con alta propensión a la retención de contaminantes, incluido el petróleo y es una zona es muy importante para la anidación y alimentación de aves, así como para la reproducción de peces e invertebrados, por lo que su monitoreo en caso de un derrame cercano será importante para tratar de evitar impactos negativos. Otra región con probabilidad de traslapo a los escenarios de derrames de petróleo es la Nerítica Tabasqueña (en la región GM_3). Y aunque el traslapo de esta región fue solo con un umbral bajo de fracción de masa promedio, se debe tener en consideración que la región GM_3 es un ecosistema que sirve de refugio, reproducción, anidación, desarrollo y crecimiento para muchas especies. Las regiones Nerítica tabasqueña (GM_4) y talud del Caribe mexicano (GM_5) resultaron con una muy baja probabilidad de traslapo para los seis escenarios de derrames de petróleo, como resultado de un bajo a nulo traslapo entre los escenarios de derrames y estas regiones. Sin embargo, la vulnerabilidad ambiental estimada para estas regiones es alta, por lo que es relevante considerar este resultado al momento de planear exploraciones o extracciones de petróleo cercanas a estas regiones.

CONCLUSIONES

La vulnerabilidad estimada de hábitats (solo el aspecto físico) a derrames de petróleo fue mayor en la región estuarina de la laguna Madre y plataforma de Tamaulipas (GM_1) y el área Nerítica tabasqueña (GM_3). La vulnerabilidad estimada de las especies seleccionadas, en conjunto, resultó mayor en las regiones Nerítica tabasqueña GM_3 y nerítico interior de Campeche y Yucatán (GM_4). Si un derrame de petróleo ocurre en cualquiera de los seis pozos modelados, la probabilidad de traslapo estimada es muy alta en la región GM_1, una zona con presencia de hábitats vulnerables al petróleo (p. ej., mangle y pastos marinos) y gran diversidad de aves, peces e invertebrados. Tres de los escenarios de derrames (Pozo 4, 5 y 6) tienen una probabilidad de traslapo en la región Nerítica Tabasqueña (GM_3),

pero con fracciones de masa promedio de petróleo derramado modelado muy bajas. El modelo y los resultados presentados aquí permiten identificar, en una primera etapa, regiones prioritarias a considerar en planes de contingencia en el GM y mar Caribe mexicano en caso de derrames de petróleo asociados a alguno de los seis puntos de futuras exploraciones petroleras. No obstante, este es un modelo y por lo tanto tiene limitaciones que deben ser tomadas en cuenta. Las estimaciones de vulnerabilidad se realizaron para regiones muy amplias y esto disminuyó la resolución espacial. Sin embargo, cada factor que contribuye al modelo se calculó para cada región como un todo y esto facilitó la integración de la poca información disponible para obtener las estimaciones de vulnerabilidad. Las principales limitaciones y la incertidumbre del modelo se deben a la escasa información en muchos de los factores que se evaluaron. Los principales vacíos en información están relacionados con el tipo de hábitat en diversas partes del GM, especialmente en áreas profundas y con limitados datos de abundancia y biología de muchas especies que se distribuyen en el GM. Por lo anterior, la obtención de información de los tipos de fondos y el monitoreo de especies es crucial, especialmente si se realizaran futuras exploraciones petroleras y se busca reducir el daño y los impactos negativos para el ecosistema resultado de estas actividades. La ventaja de este modelo aplicado es la posibilidad de agregar y actualizar la información para mejorar las estimaciones, incluyendo la posibilidad de agregar mayor número de especies a evaluar. Otra limitación de este modelo es que la vulnerabilidad de los recursos socioeconómicos (p. ej., pesca comercial, pesca deportiva, actividades de subsistencia, recursos culturales, turismo, etc.) no se incluyeron en el modelo actual, pero podrían incorporarse en iteraciones futuras y con ello contar con estimaciones de vulnerabilidad más completas y escalas más finas que permitan identificar mayores detalles. Finalmente, los resultados de vulnerabilidad ambiental son una primera aproximación para priorizar hábitats, especies y regiones vulnerables a derrames de petróleo independientemente de los seis puntos de exploración. Y estos resultados podrán emplearse como apoyo en el desarrollo de herramientas y políticas que permitan acciones de monitoreo y colaborar en planes de contingencia en

caso de un posible derrame resultado de la actividad de transporte, en cualquier punto de exploración dentro la ZEE de México, y con ello anticiparse a cualquier incidente que pueda ocurrir en el futuro.

AGRADECIMIENTOS

Esta investigación ha sido financiada por el Fondo Sectorial CONACYT-SENER-Hidrocarburos, proyecto 201441. Esta es una contribución del Consorcio de Investigación del Golfo de México (CIGoM). Reconocemos a PEMEX por promover ante el Fondo la demanda específica sobre los derrames de hidrocarburos y el medio ambiente.

Agradecemos al Dr. Rigel Alfonso Zaragoza Álvarez y a la M. en C. Mercedes Yamily Chi Chan por la ayuda con la elaboración y revisión de los mapas. También agradecemos al Dr. Jacobo Santander Monsalvo por compartir mapas e información de arrecifes coralinos en las zonas marítimas de México para el golfo de México y mar Caribe. Y gracias a los estudiantes Karen Amador y Jesús Jordán Domínguez Sevilla por su ayuda en la recopilación de información.

REFERENCIAS

- Amezcu-Linares, F., Amezcua, F. y Gil-Manrique, B. (2014). Effects of the Ixtoc I oil spill on fish assemblages in the southern Gulf of Mexico. En J. B. Alford, M. S. Peterson y C. C. Green (Eds.), *Impacts of oil spill disasters on marine habitats and fisheries in North America* (pp. 209-236). CRC Press.
- Ayala-Pérez, L. A., Terán-González, G. J., Flores-Hernández, D., Ramos-Miranda, J. y Sosa-López, A. (2012). Variabilidad espacial y temporal de la abundancia y diversidad de la comunidad de peces en la costa de Campeche, México. *Latin american journal of aquatic research*, 40(1), 63-78.
- Ayala-Pérez, L. A., Muñoz-Rojas, S., Sosa-López, A., Terán-González, G. y Vasco-Villa, O. (2016). Peces costeros de la Reserva de la Biosfera los Petenes, Campeche. México: Universidad Autónoma Metropolitana.
- Aguilar-Medrano, R., de Santillana, M. H. y Vega-Cendejas, M. E. (2020). Using fish assemblages to understand environmental connectivity and usage. A contribution to the conservation of the Yucatan Wetland. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 106766. <http://doi.org/10.1016/j.ecss.2020.106766>.
- Cuevas, E. (2017). Dimensiones espacial y temporal de los procesos de selección de hábitats críticos por las tortugas marinas. *Revista de biología marina y oceanografía*, 52(2), 187-199.
- Cuevas Gómez, G. A. (2018). Identificación de áreas de crianza para el tiburón martillo *Sphyrna lewini* (Griffith y Smith, 1834) en el sur del Golfo de México usando datos dependientes de la pesca. Tesis doctoral dissertation. El Colegio de la Frontera Sur.
- Domínguez-Domínguez M., Zavala-Cruz, J. y Martínez-Zurimendi, P. (2011). *Manejo forestal sustentable de los manglares de Tabasco*. Tabasco, México: Secretaría de Recursos Naturales y Protección Ambiental. Colegio de Postgraduados.
- Domínguez Orozco, A. L. (2010). Cambios en la diversidad alfa y beta de la avifauna de la Laguna Madre, Tamaulipas, México, de 1964 al 2008. Tesis doctoral dissertation. Universidad Autónoma de Nuevo León.
- Duke, N. C. (2016). Oil spill impacts on mangroves: recommendations for operational planning and action based on a global review. *Marine Pollution Bulletin*, 109(2), 700-715.
- Durán-García, R., Méndez-González, M. y Larqué-Saavedra, A. (2016). The biodiversity of the Yucatan Peninsula: a natural laboratory. *Progress in Botany* (vol. 78) (pp. 237-258). Springer, Cham.
- Felder, D. L. y Camp, D. K. (2009). *Gulf of Mexico origin, waters, and biota: biodiversity*. Texas A&M University Press.
- García Aguilar, M. C., Romo-Curiel, A. E., Ramírez-León, R., Ramírez-Mendoza, Z., Fajardo-Yamamoto, A., Sosa-Nishizaki, O. (2020). Modelación espacial de la coocurrencia entre los cetáceos y derrames de petróleo en el golfo de México. En M. L. Aguirre Macedo, P. Pérez Brunius y L.E. Saldaña-Ruiz (Eds.), *Vulnerabilidad ecológica del golfo de México ante derrames de gran escala* (pp. 43-73). Ensenada: CICESE. <http://doi.org/10.5281/zenodo.4527457>
- Garza Torres, H. A. y Navarro Sigüenza, A. G. (2002). Avifauna de la laguna Madre de Tamaulipas. Universidad Autónoma de Tamaulipas. Instituto de Ecología Aplicada. Informe final SNIB-CONABIO, proyecto No. S085. México.
- Geselbracht, L. y Logan, R. (1993). Washington's marine oil spill compensation schedule—simplified

- resource damage assessment. En *International Oil Spill Conference* (vol. 1993, no. 1) (pp. 705-709). American Petroleum Institute.
- Gómez-Ponce, M. A., Flores-Coto, C., López-Martínez, J., Cruz-Sánchez, J. L. y Sanvicente-Añorve, L. (2018). Evaluation of the entry of white shrimp postlarvae (Decapoda: Penaeidae) to a nursery area in the southern Gulf of Mexico. *Latin american journal of aquatic research*, 46(1), 166-175.
- Guevara, E., Sánchez, A. J., Rosas, C., Mascaró, M. y Brito, R. (2007). Asociación trófica de peces distribuidos en vegetación acuática sumergida en Laguna de Términos, sur del Golfo de México. *Universidad y Ciencia*, 23(2), 151-166.
- Hayes, M.O., Hoff, R., Michel, J., Scholz, D. y Shigenaka, G. (1992) Introduction to coastal habitats and biological resources for oil-spill response. NOAA report. United States of America.
- Kenworthy, W. J., Cosentino-Manning, N., Handley, L., Wild, M. y Rouhani, S. (2017). Seagrass response following exposure to Deepwater Horizon oil in the Chandeleur Islands, Louisiana (USA). *Marine Ecology Progress Series*, 576, 145-161.
- Murawski, S. A., Hollander, D. J., Gilbert, S. y Gracia, A. (2020). Deepwater Oil and Gas Production in the Gulf of Mexico and Related Global Trends. En Murawski, S. A., Ainsworth, C. H., Gilbert, S., Hollander, D. J., Paris, C. B., Schlüter, M. y Wetzell, D. L. (Eds.), *Scenarios and Responses to Future Deep Oil Spills* (pp. 16-32). Springer.
- Pérez Brunius, P., Beron-Vera, F. J., Kotzakoulakis, K., Lara-Hernández, J. A., Miron, P., Olascoaga, M. J., Zavala-Romero, O., Rodríguez Outerelo, J., García Carrillo, P., Medrano, F., Zavala- Hidalgo, J., Sheinbaum, J. (2020). Regiones posiblemente afectadas bajo escenarios de derrames de petróleo en las aguas profundas del golfo de México. En P. Pérez Brunius, C. Turrent Thompson y P. García Carrillo (Eds.), *Escenarios oceánicos y atmosféricos de un derrame de petróleo en aguas profundas del golfo de México* (pp. 15-23). Ensenada: CICESE. <http://doi.org/10.5281/zenodo.4526638>
- Pérez-Espinosa, I., Gallegos-Martínez, M. E., Ressler, R. A., Valderrama-Landeros, L. H. y Hernández-Cárdenas, G. (2019). Distribución espacial de la vegetación acuática sumergida en los Petenes, Campeche. *Terra Digitalis*, 3(2).
- Pérez-Jiménez, J., Wakida-Kusunoki, A., Hernández-Lazo, C. y Mendoza-Carranza, M. (2020). Shark catch composition and seasonality in the data-poor small-scale fisheries of the southern Gulf of Mexico. *Marine and Freshwater Research*. <https://doi.org/10.1071/MF19184>.
- Petersen, J., Michel, J., Zengel, S., White, M., Lord, C. y Plank, C. (2002). Environmental Sensitivity Index Guidelines Ver. 3. National Oceanic and Atmospheric Administration. Technical memo NOS OR7R 11.
- Puc-Carrasco, G., Olivera-Gómez, L. D., Arriaga-Hernández, S. y Jiménez-Domínguez, D. (2016). Abundancia relativa del manatí antillano en la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla en la planicie costera de Tabasco, México. *Ciencias marinas*, 42(4), 261-270.
- Ramírez-Rodríguez, M., Santos-Ortega, Y. y Navarrete-Del-Proo, A. (2004). Juvenile pink shrimp, *Farfantepenaeus duorarum* (Burkenroad, 1939): length composition in three nursery areas in Campeche Sound, Gulf of Mexico. *Crustaceana*, 77(9), 1107-1116.
- Ramos-Miranda, J., Flores-Hernández, D., Ayala-Pérez, L. A., Álvarez-Guillén, H. y Vega-Cendejas, M.E., (2010). Peces marinos. En G. J.Villalobos-Zapata y J. Mendoza Vega (Eds.) *La biodiversidad en Campeche: Estudio de Estado* (pp. 308-321). México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), Gobierno del Estado de Campeche, Universidad Autónoma de Campeche, El Colegio de la Frontera Sur.
- Raz-Guzmán, A. (1995). Caracterización trófica de los componentes dominantes de las comunidades bentónicas en Laguna de Términos, Campeche y en la plataforma continental adyacente. Tesis Doctorado, CCH Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM, México D.F., México.
- Reich, D. A., Balouskus, R., McCay, D. F., Fontenault, J., Rowe, J., Singer-Leavitt, Z., Etkin, D. S., Michel, J., Nixon, Z., Boring, C., McBrien, M. y Hay, B. (2014) *Assessment of Marine Oil Spill Risk and Environmental Vulnerability for the State of Alaska*. Seattle, Washington, National Oceanic and Atmospheric Administration Restoration Center.
- Saldaña-Ruiz, L.E., Pérez Brunius, P., Sosa Nishizaki, O., Romo Curiel, A.E., Ramírez Mendoza, Z.,

- Fajardo Yamamoto, A., García Aguilar, M.C., Ramírez León, M.R. (2020). Reporte técnico final del subproyecto: vulnerabilidad ecológica, aproximación espacial específica. Consorcio de Investigación del Golfo de México (CIGoM). Centro de Investigación y de Educación Superior de Ensenada, Baja California. <https://doi.org/10.5281/zenodo.4311990>
- Sánchez, A. 1993. Selectividad y valor del hábitat de los estadios inmaduros del camarón rosado, *Penaeus (F) duorarum* (Crustacea: Decápoda) en Laguna de Términos, Campeche. Tesis Doctorado, CCH. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM, México D.F., México.
- SEGOB. (2015). *Resumen ejecutivo de la Reforma Energética*. México: Diario Oficial de La Federación.
- Sosa-Nishizaki, O., Romo-Curiel, A. E., Ramírez-Mendoza, Z., Fajardo-Yamamoto, A., García Aguilar, M. C., Ramírez-León, M. R. (2020). Evaluación de la vulnerabilidad de los peces pelágicos ante escenarios de derrame de petróleo profundos en el golfo de México. En M. L. Aguirre Macedo, P. Pérez Brunius y L. E. Saldaña-Ruiz (Eds.), *Vulnerabilidad ecológica del golfo de México ante derrames de gran escala* (pp. 75-117). Ensenada: CICESE. <http://doi.org/10.5281/zenodo.4527457>
- Soto, L. A., Botello, A. V., Licea-Durán, S., LizárragaPartida, M. L. y Yáñez-Arancibia, A. (2014). The environmental legacy of the Ixtoc-I oil spill in Campeche Sound, southwestern Gulf of Mexico. *Frontiers in Marine Science*, 1, 57.
- Tunnell, J. W., Hilburn, N. L. y Withers, K. (Comps.) (2002). *Comprehensive bibliography of the Laguna Madre of Texas and Tamaulipas*. Texas: Center for Coastal Studies, Texas A&M University, Corpus Christi for The Nature Conservancy of Texas.
- Vega Cendejas, M. E. (2004). Ictiofauna de la Reserva de la Biosfera Celestún, Yucatán: una contribución al conocimiento de su biodiversidad. *Anales del Instituto de Biología. Serie Zoología*, 75(1), 193-206.
- Villalobos-Zapata, G. J. y Mendoza Vega, J. (2010). La biodiversidad en Campeche: Estudio de Estado. México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), Gobierno del Estado de Campeche, Universidad Autónoma de Campeche, El Colegio de la Frontera Sur.
- WAC (Washington Administrative Code) 173-183-410 (2003). Marine and estuarine habitat vulnerability.
- Wilkinson T., Wiken, E., Bezaury Creel, J., Hourigan, T., Agardy, T., Herrmann, H., Janishevski, L., Madden, C., Morgan, L. y Padilla, M. (2009). *Ecorregiones marinas de América del Norte*. México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO).
- Yáñez-Arancibia A., Lara-Domínguez, A. L., Sánchez-Gil, J P. W. Day. (2004). Interacciones ecológicas estuario-mar: Marco conceptual para el manejo ambiental costero. En: M. Caso, I. Pisanty y E. Ezcurra (Eds.), *Diagnóstico ambiental del Golfo de México* (pp. 431-490). México: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología.
- Zavala-Hidalgo J., Fernández-Eguiarte A., (2006). Propuesta para la regionalización de los mares mexicanos desde el punto de vista de los procesos físicos: el caso del Golfo de México. En A. Córdova, F. Rosete-Vergés G. Enríquez y B. Hernández (Coords.), *Ordenamiento Ecológico Marino. Visión temática de la regionalización*. (pp. 21-32). México: INE.

ANEXOS

Anexo 1. Parámetros y esquema de puntuación utilizados en la evaluación del potencial del impacto a exposición al petróleo de invertebrados y peces costeros y pelágicos.

PARÁMETRO	PUNTUACIÓN	DESCRIPCIÓN
Distribución de los huevos	5	Los huevos tienen flotabilidad neutra y se ubican en la zona intermedia de la columna de agua (por encima de los 200 m).
	4	Adheridos al sustrato bentónico en hábitats profundos o someros.
	3	La especie no tiene una etapa de desarrollo en huevos externos o los huevos son depositados en ambientes de agua dulce.
	1	Sin información
Distribución de larvas	5	Las larvas se mantienen principalmente en la zona costera (0-200 m).
	3	Las larvas se mantienen principalmente en la zona oceánica > 200 m.
	1	Sin información disponible
	0	Ciclo de vida sin etapa larvaria
Distribución de juveniles/adultos	5	Juveniles/adultos neustónicos u ocupan hábitats intermareales.
	4	Juveniles/adultos habitan ambientes estuarinos o boca de ríos.
	3	Juveniles/adultos habitan principalmente la superficie de la columna de agua (0-200 m).
	2	Juveniles/adultos habitan principalmente aguas intermedias (> 200 m).
	1	Juveniles/adultos habitan ambientes semi-demersales, demersales, o bentónicos en ambientes submareales.
Movimientos	5	Especies sin capacidad de nado, derivan con las corrientes oceánicas.
	3	Especies con nado lento o se mueve solo distancias cortas.
	1	Especies con nado rápido, o tiene amplios rangos de distribución.

Tabla 1. Continúa.

PARÁMETRO	PUNTUACIÓN	DESCRIPCIÓN
Fidelidad al sitio	5	Hábitat crítico o alta fidelidad demostrada al golfo de México y mar Caribe
	3	Fidelidad estacional o transitoria al golfo de México y mar Caribe
	1	Sin hábitat crítico ni fidelidad al golfo de México y mar Caribe
Método de alimentación	5	La especie es filtradora, extrae plancton de la columna de agua.
	4	La especie extrae infauna de sustratos bentónicos (generando disturbio en el sustrato).
	3	Especies consumidoras de plancton, pero sin usar mecanismos de filtración.
	1	Especies pelágicas o demersales piscívoras o carroñeras.
Agregación / concentración	5	Forman grandes cardúmenes o agregaciones.
	3	Forman agregaciones/cardúmenes pequeños o agregaciones/cardúmenes estacionalmente.
	1	Especies solitarias, o forman grupos muy pequeños.
Alimentación especializada	5	Especies con dietas limitadas a un solo nivel trófico. Sin cambio en la dieta preferencial.
	3	Especies con dieta limitada a uno o dos niveles tróficos. Posible sustitución de presa preferencial.
	1	Especies que consumen una variedad de presas en diferentes niveles tróficos, o un amplio rango de presas del mismo nivel trófico.

Fuente: modificada de Reich *et al.* (2014).

Anexo 2. Parámetros y esquema de puntuación utilizados en la evaluación del potencial del impacto a exposición al petróleo de tortugas marinas.

INDICADOR	PUNTAJE	DESCRIPCIÓN
Uso de hábitat	5	Mantienen contacto con la superficie del agua o en la columna de agua superior.
	4	Utilizan activamente hábitats costeros, intermareales y submareales cercanos a la costa.
	3	Utilizan la columna de agua pelágica como hábitat principal. Salen a la superficie del agua solo para respirar o para excursiones ocasionales.
	1	Una parte del ciclo de vida de las especies no depende de los hábitats marinos.
Fidelidad al sitio	3	Hábitat crítico o alta fidelidad demostrada al golfo de México y mar Caribe.
	2	Fidelidad estacional o transitoria al golfo de México y mar Caribe.
	1	Sin hábitat crítico ni fidelidad al golfo de México y mar Caribe.
Método de alimentación	5	La especie se alimenta en la superficie o alimentación por filtración.
	3	La especie se alimenta de la fauna bentónica.
	1	La especie es piscívora pelágica.
Evitación/ Atracción	5	Especies con atracción demostrada a sitios de derrames de hidrocarburos o no evitan activamente la presencia de hidrocarburos.
	3	Sin información.
	1	La especie ha sido documentada como capaz de detectar y evitar zonas con hidrocarburos.
Adhesión	5	Presencia de pelo.
	3	Presencia de surcos o balanos, piel rugosa o pelo corto.
	1	Piel lisa.
Agregación	5	Forman grandes agregaciones.
	3	Forman agregaciones pequeñas o estacionales.
	1	Especie mayormente solitaria.
Dieta	5	Altamente especializada.
	3	Dieta limitada a presas de determinado nivel trófico.
	1	Generalistas u oportunistas.

Fuente: modificada de Reich *et al.* (2014).

Anexo 3. Parámetros y esquema de puntuación utilizados en la evaluación del potencial del impacto a exposición al petróleo de mamíferos marinos.

INDICADOR	PUNTAJE	DESCRIPCIÓN
Contacto	5	Se alimentan en la superficie de presas epi y mesopelágicas o presentan comportamientos en superficie.
	3	Se alimentan de presas bentónicas o realizan buceos de larga duración.
Hábitat	5	Hábitat crítico o alta fidelidad demostrada al golfo de México y mar Caribe.
	3	Sin información.
	1	Sin hábitat crítico ni fidelidad al golfo de México y mar Caribe.
Adhesión	5	Presencia de pelo.
	3	Presencia de surcos, balanos, piel rugosa o pelo corto.
	1	Piel lisa.
Ingesta directa	5	Presencia de barbas y alimentación bentónica.
	3	Presencia de barbas o alimentación bentónica.
	1	Presencia de dientes.
Agregación	5	Forman grupos grandes con >50 individuos.
	3	Forman grupos medianos de >10 a ≤50 individuos.
	1	Forman grupos pequeños <10 individuos.
Dieta	5	Altamente especializada.
	3	Dieta limitada a presas de determinado nivel trófico.
	1	Generalistas u oportunistas.

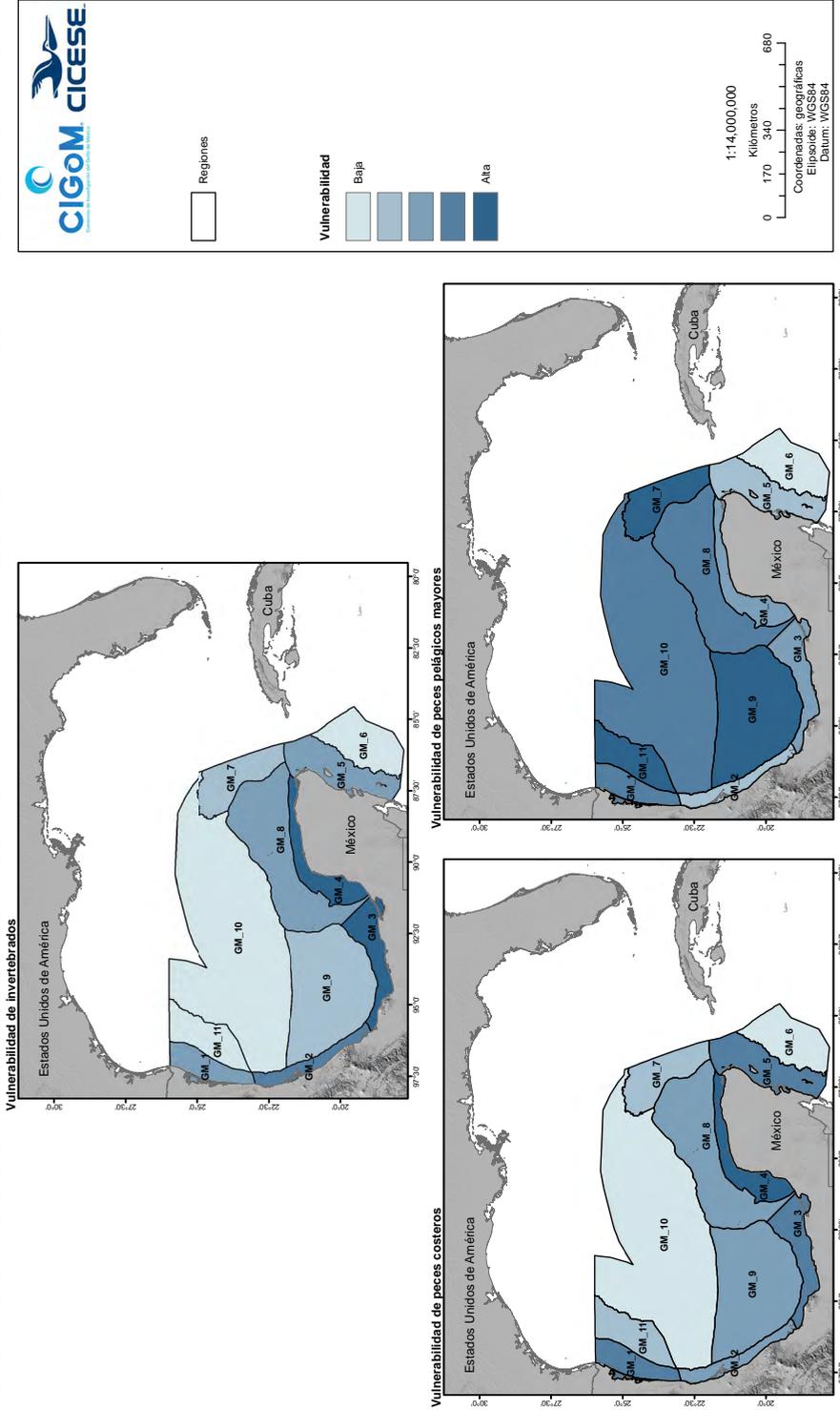
Fuente: modificada de Reich *et al.* (2014) y Jarvela Rosenberger *et al.* (2017).

Anexo 4. Parámetros y esquema de puntuación utilizados en la evaluación del potencial del impacto a exposición al petróleo de aves.

INDICADOR	VALOR	DESCRIPCIÓN
Descanso nocturno	5	Casi siempre descansan en aguas marinas.
	3	Pasa una cantidad moderada de tiempo en el agua.
	1	Pasa un tiempo mínimo descansando en el agua.
	0	Nunca descansan en el agua.
Fidelidad al sitio	3	Hábitat crítico o alta fidelidad demostrada al golfo de México y mar Caribe.
	2	Fidelidad estacional o transitoria al golfo de México y mar Caribe.
	1	Sin hábitat crítico ni fidelidad al golfo de México y mar Caribe.
Método de alimentación	5	Se alimentan en superficie o en intermareal.
	3	Se zambullen o permanecen de pie y se alimentan de fauna bentónica.
	1	Se sumergen y se alimentan en la columna de agua pelágica.
Evitación/Atracción	5	Especies con atracción demostrada a sitios de derrames de hidrocarburos o no evitan activamente la presencia de hidrocarburos.
	4	Comportamiento de evitación: nado o buceo.
	3	Sin información.
	1	Comportamiento de evitación: vuela o la evitación al petróleo esta documentada.
Bandadas de aves en el agua	5	Forman grandes bandadas.
	4	Forman bandadas de grupos variables.
	3	Forman bandadas pequeñas.
	1	No forman bandadas en aguas marinas.
Concentración en los nidos	5	Forman grandes colonias.
	3	Forman pequeñas colonias.
	1	Anidan solitariamente.
	0	No anidan en el golfo de México y mar Caribe.

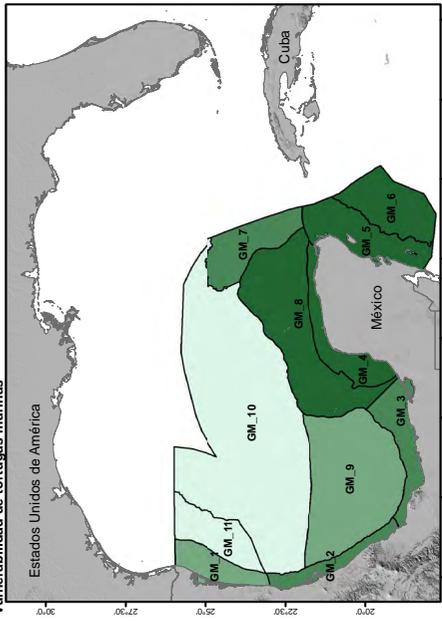
Fuente: modificada de Reich *et al.* (2014).

VULNERABILIDAD DE ESPECIES DEL GOLFO DE MÉXICO Y MAR CARIBE MEXICANO A DERRAMES DE PETRÓLEO

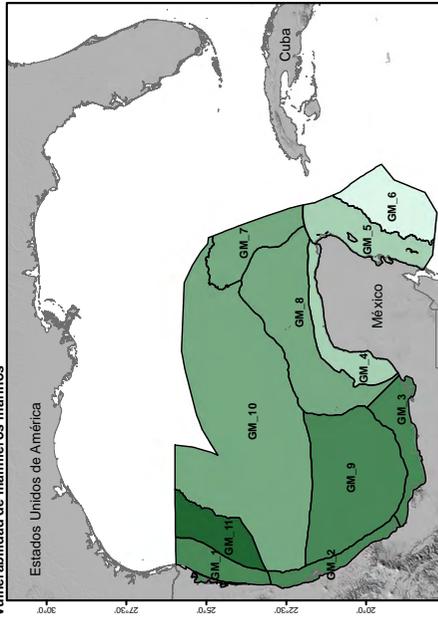


VULNERABILIDAD DE ESPECIES DEL GOLFO DE MÉXICO Y MAR CARIBE MEXICANO A DERRAMES DE PETRÓLEO

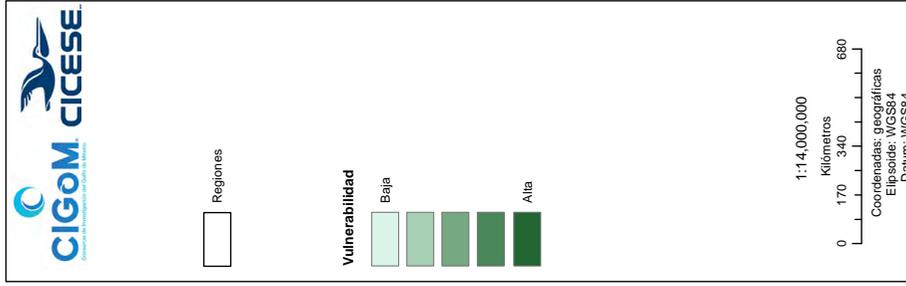
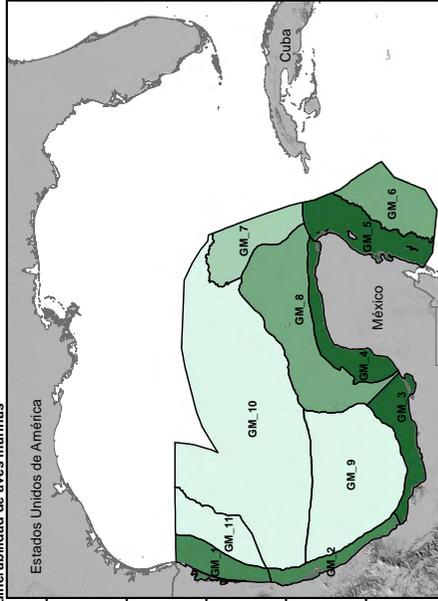
Vulnerabilidad de tortugas marinas



Vulnerabilidad de mamíferos marinos



Vulnerabilidad de aves marinas





SECCIÓN 3

Vulnerabilidad de comunidades y organismos selectos expuestos a petróleo en condiciones experimentales



CAPÍTULO 7

Evaluación de la vulnerabilidad en sistemas experimentales: del laboratorio hacia un modelo de vulnerabilidad

Daniel Pech,* Monica Améndola Pimenta,† Sébastien Putzeys†

CONSIDERACIONES PARA EVALUAR LA VULNERABILIDAD EN SISTEMAS EXPERIMENTALES

La evaluación de la vulnerabilidad se ha convertido en una necesidad clave para los sistemas sociales y ecológicos que enfrentan exposiciones cada vez mayores a amenazas de origen diverso (e.g., eutrofización, acidificación, contaminación petroquímica). A partir de esta necesidad, han surgido varias propuestas metodológicas, de diversas disciplinas (e.g. geografía, ecología, sociología) que han propuesto y probado aproximaciones conceptuales y numéricas con un objetivo principal: estimar la probabilidad de que un sistema sufra daños debido a la exposición a un peligro por la presencia de una perturbación antrópica o estresor ambiental (Adger 2016) y evaluar el estado del sistema en términos de vulnerabilidad.

Las diferentes propuestas metodológicas para cuantificar la vulnerabilidad han sido defi-

nidas, replanteadas o adaptadas en función del propósito y el enfoque de la evaluación, en función de la escala espacial y temporal y de la disponibilidad de datos. A pesar de esta diversidad de propuestas, el punto de convergencia ha sido la necesidad de identificar las variables e indicadores relevantes a ser utilizados para estimar los parámetros básicos de la vulnerabilidad: la sensibilidad del sistema ante la amenaza, el nivel o grado de exposición del sistema ante la amenaza, y la capacidad de adaptación o recuperación del sistema después del impacto de la amenaza. La diferencia entre los métodos propuestos radica en la elección de los indicadores para estimar los parámetros (e.g. sensibilidad, exposición, capacidad de adaptación) y la estrategia numérica para integrar las mismas para el cálculo de la vulnerabilidad. Uno de los mayores retos metodológicos, para todas las aproximaciones propuestas, es la disponibilidad y generación de datos específicos a las escalas temporales y espaciales adecuadas que permitan general modelos de vulnerabilidad confiables (Ramieri *et al.*, 2011; Rangel-Buitrago

* Laboratorio de Biodiversidad Marina y Cambio Climático, El Colegio de la Frontera Sur, Unidad Campeche.

† Departamento de Recursos del Mar, Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del I.P.N., Unidad Mérida.

CÓMO CITAR: Pech, D., Améndola Pimenta, M., Putzeys, S. (2020). Evaluación de la vulnerabilidad en sistemas experimentales: del laboratorio hacia un modelo de vulnerabilidad. En M. L. Aguirre Macedo, P. Pérez Brunius y L. E. Saldaña-Ruiz (Eds.), *Vulnerabilidad ecológica del golfo de México ante derrames de gran escala* (pp. 215-222). Ensenada: CICESE. doi: <http://doi.org/10.5281/zenodo.4527457>

et al., 2020). La estrategia más frecuente es utilizar información ya generada y adaptarla a las preguntas y a las escalas de interés.

La oportunidad de evaluar las consecuencias potenciales de diferentes escenarios de derrames de petróleo en el marco del proyecto “Implementación de redes de observación oceanográficas (físicas, geoquímicas, ecológicas) para la generación de escenarios ante posibles contingencias relacionadas a la exploración y producción de hidrocarburos en aguas profundas del Golfo de México”, permitió la planeación de experimentos de laboratorio para evaluar la vulnerabilidad de organismos selectos expuestos a diferentes concentraciones de petróleo utilizando diseños experimentales. Esto a su vez permitió construir, desde el inicio, una aproximación metodológica, experimental y numérica, para generar información explícita y a la escala adecuada para estimar la vulnerabilidad de las diversas especies y comunidades expuestas a la amenaza del petróleo, utilizando un modelo basado en curvas de vulnerabilidad en función del tiempo.

En este capítulo se exponen los mayores retos y las soluciones alcanzadas desde la concepción de los diseños experimentales hasta la construcción de un modelo de vulnerabilidad basado en curvas en función del tiempo, así como algunos ejemplos de los resultados fisiológicos y ecológicos que permitieron establecer los índices de sensibilidad que fueron utilizados para el cálculo de la vulnerabilidad.

RETOS DE LA IMPLEMENTACIÓN DEL MODELO DE VULNERABILIDAD

Debido a que no existe hasta el momento un modelo numérico para evaluar la vulnerabilidad de una especie o comunidad en un ambiente experimental, la primera etapa del trabajo consistió en desarrollar el modelo conceptual del mismo. Dado que la vulnerabilidad de organismos modelo en condiciones experimentales considera únicamente una sola fuente de presión (amenaza) inducida, con diverso grado de intensidad (controlada) y que el experimento puede tener una duración de varios días, la premisa principal fue que la vulnerabilidad de la especie o comunidad experimental, expuesta a varias intensidades (tra-

tamientos experimentales) de presión de la amenaza (petróleo crudo ligero), puede modificarse durante el tiempo de exposición (duración del experimento). La capacidad de recuperación fue el único parámetro que no fue considerado debido a que los experimentos no fueron diseñados para este fin. La vulnerabilidad puede tomar un valor de 0 cuando el efecto de la presencia del petróleo sobre todo el sistema es mínimo, a 1 cuando los efectos de la presencia del petróleo sobre todo el sistema son máximos (Tabla 1).

La realización de los experimentos permitió cuantificar directamente la sensibilidad genética, molecular, fisiológica, bioquímica, fisicoquímicas, poblacional y comunitaria de los organismos expuestos a diferentes concentraciones de petróleo crudo ligero (API 35). Con esta aproximación se establecieron las bases para la parametrización e interpretación de la vulnerabilidad. Esto fue un reto que necesitó de una discusión profunda y dirigida entre los expertos que participaron en la ejecución de los experimentos. La integración de los parámetros para el cálculo de la vulnerabilidad se basó el modelo conceptual (Figura 1) (véase Pech *et al.*, 2017).

En este modelo conceptual la sensibilidad de las especies o comunidades experimentales fue interpretada en función de sus respuestas en un tiempo dado y a una concentración de petróleo crudo ligera establecida en cada tratamiento. De acuerdo a la significancia e intensidad de las respuestas y efectos, los valores numéricos fueron ponderados en un rango (escenario de vulnerabilidad) definido en base a la metodología del criterio de expertos y clasificados en una categoría numérica y clase de vulnerabilidad (Tabla 1).

Para la consecución final de las curvas de vulnerabilidad de cada uno de los experimentos fue necesaria la intervención de 46 personas de 7 laboratorios diferentes (Geoquímica Marina, Producción Primaria, Inmunología y Biología Molecular, Patología Acuática, Ecotoxicología Acuática, Procesos Costeros y Oceanografía Física, Biodiversidad Marina y Cambio Climático) trabajando por 36 meses en el diseño y construcción de la infraestructura experimental, selección de las especies y comunidades experimentales, conducción de experimentos, análisis de muestras

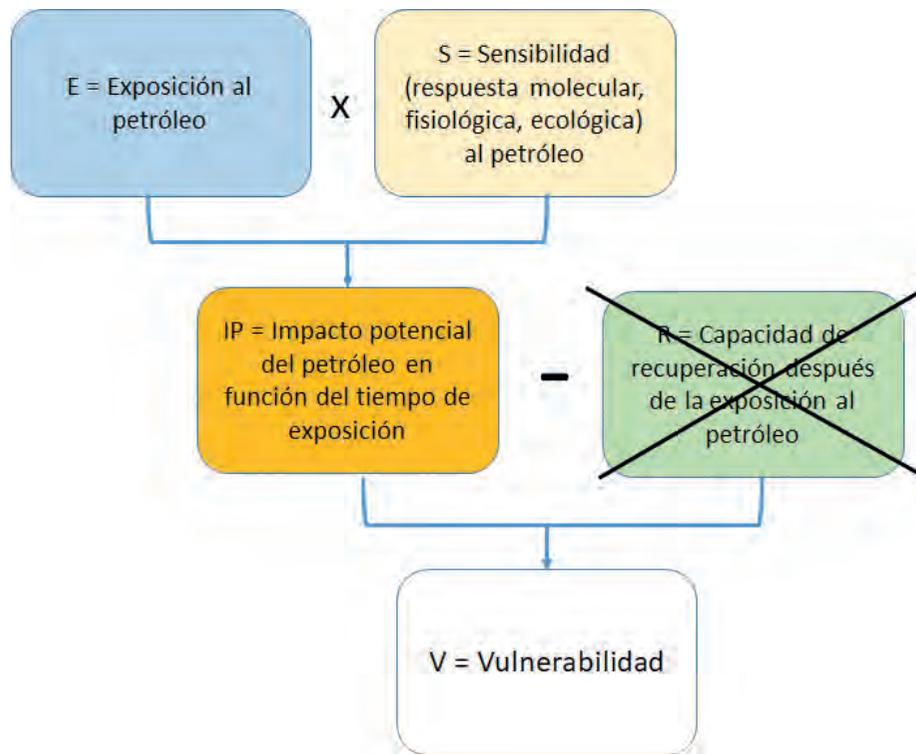


Figura 1. Modelo conceptual de vulnerabilidad. Los signos entre los componentes indican la operación aritmética que ocurre entre los componentes. La capacidad de recuperación no fue utilizada para estimar la vulnerabilidad de especies y comunidades en condiciones experimentales.

Tabla 1. Categorización propuesta para la evaluación de la vulnerabilidad de organismos y comunidades en condiciones experimentales. Modificado de Reyes Salinas *et al.* (2006).

CATEGORÍA NUMÉRICA	CLASE DE VULNERABILIDAD
0.0 – 0.20	Muy bajo
0.21 – 0.40	Bajo
0.41 – 0.60	Medio
0.61 – 0.80	Alto
0.81 – 1.0	Muy alto

de laboratorio, análisis numérico de datos y evaluación de la vulnerabilidad.

LOS EXPERIMENTOS

Mesocosmos

Para la ejecución de los experimentos fue necesaria la construcción de un sistema experimental de 12 unidades de mesocosmos, instrumentadas con un set de sensores de temperatura y salinidad

(Figura 2) que registraban y transmitían cada 15 segundos, en tiempo real, la información de las condiciones de la columna de agua. La construcción y las pruebas de funcionamiento de todo el sistema experimental de mesocosmos tuvo una duración de 8 meses.

Para probar la infraestructura, la propuesta metodológica y el funcionamiento general del sistema experimental se realizó un experimento piloto en octubre del 2017 (Valencia-Agami, 2019). Posterior a esto se realizaron 3 experimentos para evaluar la vul-

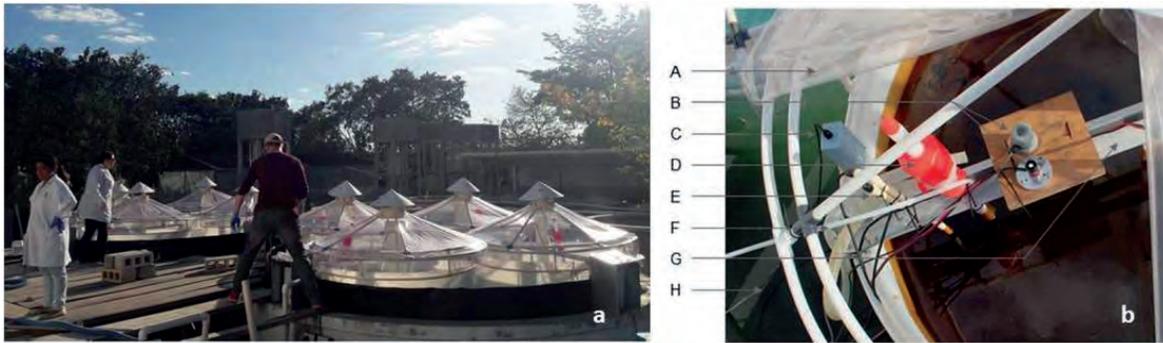


Figura 2. a) Sistema de mesocosmos; b) Detalle del sistema de muestreo con, A, cúpula protectora; B, sensores PAR y UV; C, sensor de nivel de agua; D, sifón para muestreo de grandes volúmenes; E, sensor luminiscencia; F, tubo de muestreo para pequeños volúmenes o muestras sensibles (oxígeno disuelto, nutrientes); G, eje del motor de agitación; H, baño maría.

nerabilidad de la comunidad del fitoplancton y de las bacterias presentes en la columna de agua ante la amenaza de un derrame de petróleo de diferente magnitud y en tres escenarios climáticos (i.e lluvias, secas y nortes; Putzeys *et al.*, 2020). La ejecución de los 3 experimentos generó un total de 5,194 muestras de agua para analizar y obtener información sobre la comunidad del fitoplancton, bacterias, nutrientes, hidrocarburos y metales y 391,176 registros en tiempo real de los parámetros físicos de la columna de agua, incluida la radiación fotosintética activa (PAR). Los análisis de

muestras en el laboratorio tuvieron una duración de 24 meses. Los resultados de los experimentos además de ser utilizados para estimar la vulnerabilidad han sido analizados para entender las diferentes respuestas ecológicas a la exposición al petróleo. Algunos de los resultados de los experimentos de mesocosmos mostraron una disminución en la diversidad bacteriana, en todos los tratamientos desde el inicio del experimento, que ocurre por el reemplazo de especies degradadoras de hidrocarburos. Después de 15 días de experimento y al disminuir la concentración de

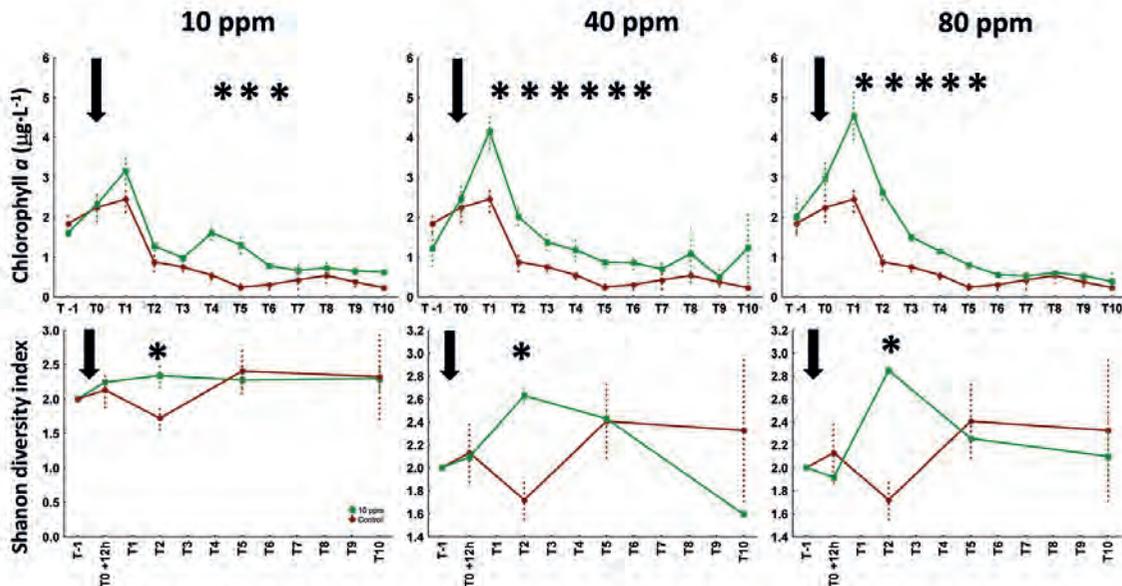


Figura 3. Índice de biomasa fitoplanctónica (Clorofila *a*, $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) e índice de diversidad de la población fitoplanctónica (índice de Shannon) registrados a lo largo del experimento. * indica diferencias significativas entre el control (verde) y el tratamiento (rojo). Datos del experimento realizado en febrero del 2018.

petróleo en la columna de agua la diversidad bacteriana tiende a mostrar valores similares que los observados al inicio del experimento (Valencia-Agami *et al.*, 2019). También se demostró que a mayor concentración de petróleo en la columna de agua disminuyó la biomasa fitoplanctónica y modificó la diversidad y la composición de la comunidad (Figura 3) y que la

nismos utilizados en los experimentos: lenguados (*Achirus lineatus*) y corvinas rojas (*Sciaenops ocellatus*). La temperatura del agua se mantuvo controlada con termómetros, calentadores y enfriadores; y los parámetros fisicoquímicos fueron monitoreados continuamente utilizando un equipo multiparamétrico YSI 556MPS Multi Probe. Después del periodo de aclimatación, se realizaron los bioensayos con cada una de las especies seleccionadas, en áreas experimentales acondicionadas para este fin (Figura 5). Los detalles del experimento se encuentran en el capítulo 9 de la presente obra y en el informe técnico final de Bioensayos (Améndola Pimenta *et al.*, 2019).

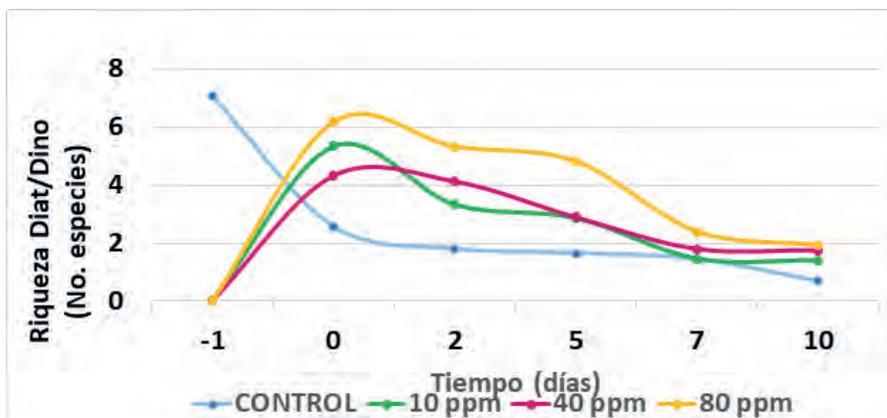


Figura 4. Cambios temporales en la relación de la riqueza de diatomeas/dinoflagelados (Diat/Dino) expuestos a diferentes concentraciones de petróleo. El -1 en la gráfica indica el día antes de la exposición al petróleo.

riqueza de especies de diatomeas y dinoflagelados varían en función del tiempo de exposición y en función de las concentraciones de petróleo (Figura 4). Los detalles del experimento se encuentran en el capítulo 8 de la presente obra y en el informe técnico final de mesocosmos (Putzeys *et al.*, 2019).

Bioensayos

Para la realización de los bioensayos, se acondicionaron tanques con un sistema de recirculación y filtrado de agua acoplado para la aclimatación de los orga-

anismos utilizados en los experimentos: lenguados (*Achirus lineatus*) y corvinas rojas (*Sciaenops ocellatus*). La temperatura del agua se mantuvo controlada con termómetros, calentadores y enfriadores; y los parámetros fisicoquímicos fueron monitoreados continuamente utilizando un equipo multiparamétrico YSI 556MPS Multi Probe. Después del periodo de aclimatación, se realizaron los bioensayos con cada una de las especies seleccionadas, en áreas experimentales acondicionadas para este fin (Figura 5). Los detalles del experimento se encuentran en el capítulo 9 de la presente obra y en el informe técnico final de Bioensayos (Améndola Pimenta *et al.*, 2019).

Los dos experimentos de bioensayos fueron diseñados para evaluar la vulnerabilidad de las dos especies de peces ante la amenaza de un derrame de petróleo: una especie pelágica, que habita la columna de agua (corvina roja) y una especie bentónica, que habita el fondo marino (lenguado). La ejecución de los experimentos generó un total de 4104 muestras para analizar (2160 de corvinas, 1944 de lenguados) y obtener información sobre el efecto de la exposición a hidrocarburos en condiciones controladas. Los análisis de las muestras en cada laboratorio correspondiente tuvieron una duración aproximada de 18 meses.

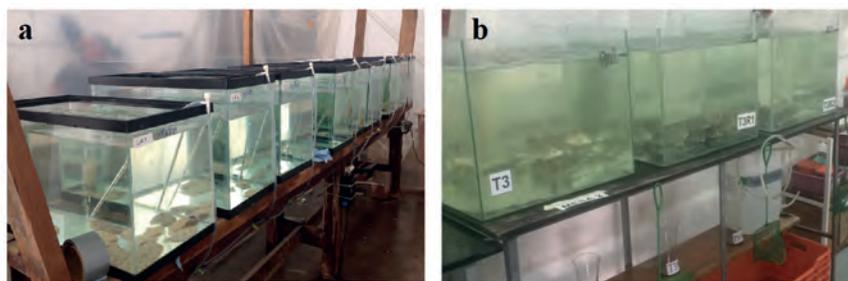


Figura 5. Área experimental para bioensayo de exposición con a) lenguados; y b) corvinas rojas.

Un ejemplo de los indicadores analizados en los bioensayos para evaluar la respuesta fisiológica de los peces fueron los cambios en la intensidad de las reacciones enzimáticas en la bilis, que muestran el estrés fisiológico del pez causado por la presencia de componentes de los hidrocarburos (e.g., PAH hidrocarburos de bajo peso molecular, de alto peso molecular). Mayor concentración de hidrocarburos produjo un incremento en la concentración de los metabolitos en bilis, tanto en el caso de las corvinas (Figura 6), como en el caso de los lenguados (Figura 7). El tiempo de exposición también influyó este efecto, a mayor tiempo de exposición las concentraciones de los metabolitos aumentaron.

A través de la integración de los todos los resultados generados, para cada uno de los indicadores analizados, fue posible la elaboración de las curvas de vulnerabilidad (Amendola Pimenta *et al.*, 2020). Además, la información generada ha permitido registrar los efectos de la exposición a hidrocarburos en las especies seleccionadas, causando una desregulación en la

expresión de genes clave, daños considerables a niveles celulares, histológicos y metabólicos, así como alteraciones en la carga parasitaria. Esto aún en cortos intervalos de tiempo, mientras que a mayor tiempo de exposición los daños aumentaron hasta causar impactos graves e irreversibles que sin duda afectaron la funcionalidad de los organismos.

CONSIDERACIONES FINALES

La evaluación de la vulnerabilidad experimental planteo varios retos desde el planteamiento de la metodología experimental hasta la conceptualización del modelo *ad hoc* de estimación de la vulnerabilidad cuyas soluciones incluyeron la construcción de infraestructura experimental, la generación de protocolos experimentales, y la generación de un modelo conceptual de vulnerabilidad basado en la elaboración de curvas en función del tiempo.

Los resultados de laboratorio permitieron generar indicadores genéticos, moleculares, celulares, metabólicos e histológicos, poblacionales y

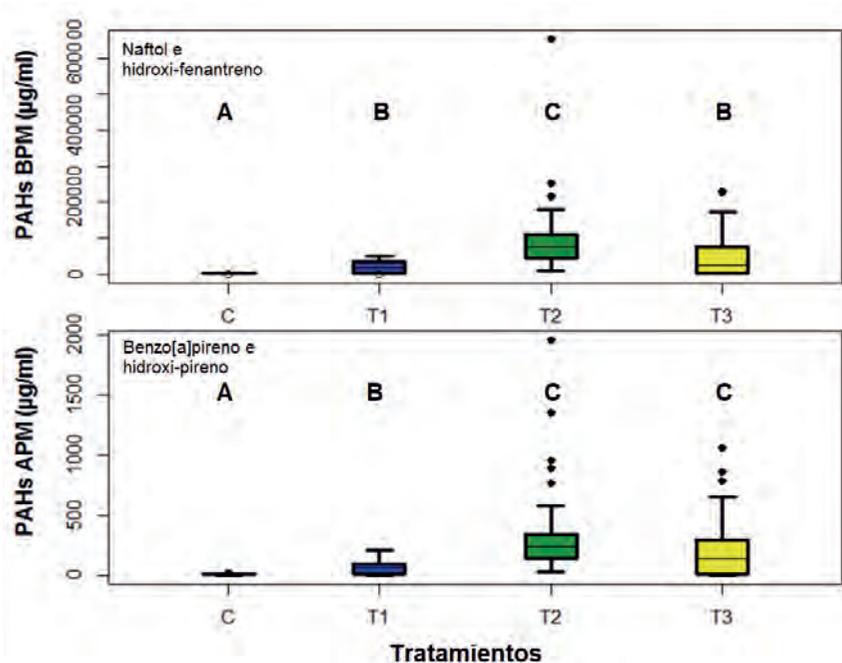


Figura 6. Medianas de la concentración de metabolitos de PAHs en bilis de corvinas expuestas a petróleo ligero. Las letras sobre el gráfico representan la diferencia significativa encontrada entre los tratamientos.

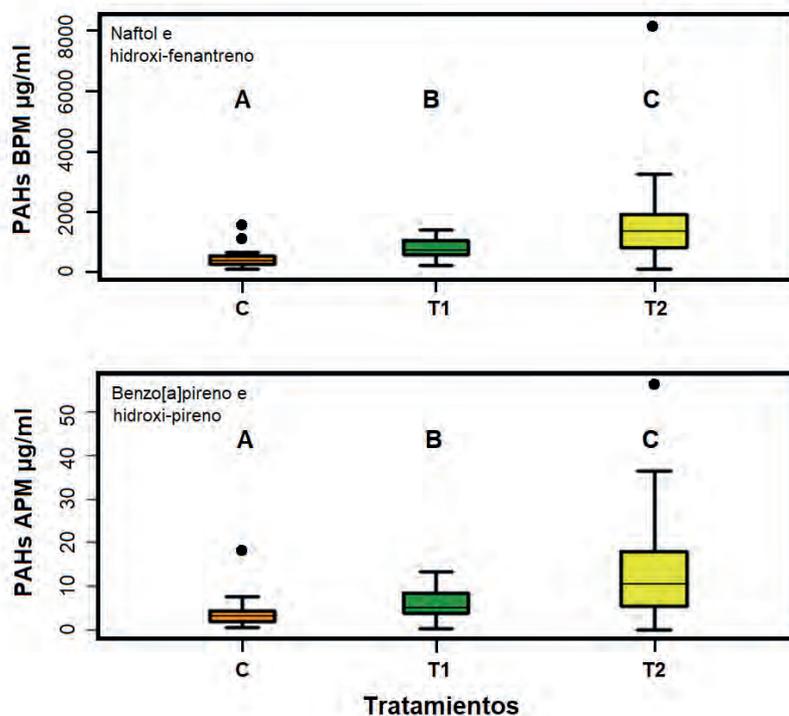


Figura 7. Medianas de la concentración de metabolitos de PAHs en bilis de lenguados expuestos a petróleo ligero. Las letras sobre el gráfico representan la diferencia significativa encontrada entre los tratamientos.

comunitarios, de sensibilidad que fueron interpretados y sintetizados en función de una escala de vulnerabilidad e integrados en curvas de vulnerabilidad en función del tiempo para cada experimento realizado.

Los resultados de este esfuerzo muestran por primera vez una aproximación metodológica que permite evaluar la vulnerabilidad de organismos y comunidades marinas expuestas al efecto ocasionado por la amenaza del petróleo crudo ligero durante varios días. El modelo experimental, los indicadores de efecto utilizados y el modelo de vulnerabilidad basado en curvas de vulnerabilidad se sugieren como herramientas a utilizar para evaluar de manera integral los potenciales efectos de un derrame de petróleo en el golfo de México.

AGRADECIMIENTOS

Esta investigación ha sido financiada por el Fondo Sectorial CONACYT-SENER-Hidrocarburos, proyec-

to 201441. Esta es una contribución del Consorcio de Investigación del Golfo de México (CIGoM). Reconocemos a PEMEX por promover ante el Fondo la demanda específica sobre los derrames de hidrocarburos y el medio ambiente.

REFERENCIAS

- Adger, W. N. (2006). Vulnerability. *Global Environmental Change*, 16, 268–281. <http://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2006.02.006>
- Aguirre Macedo, M. L y Pech, D. (2020). Informe Técnico final: Evaluación de posibles impactos de los compuestos orgánicos persistentes sobre la biota marina en mesocosmos. Zenodo. <http://doi.org/10.5281/zenodo.4252716>
- Améndola Pimenta, M., Aguirre Macedo, M.L., Couoh Puga, E.D., May Tec, A.L., Quintanilla Mena, M., Puch Hau, C.A., Rodríguez González, A., Vidal Martínez, V.M., Rodríguez Canul, R., Pech, D. (2020). Vulnerabilidad de especies selectas de peces bentóni-

- cos y pelágicos expuestos a hidrocarburos de petróleo en condiciones experimentales. En M. L. Aguirre Macedo, P. Pérez Brunius y L. E. Saldaña-Ruiz (Eds.), *Vulnerabilidad ecológica del golfo de México ante derrames de gran escala* (pp. 237-253). Ensenada: CICESE. Zenodo. <http://doi.org/10.5281/zenodo.4527457>
- Améndola-Pimenta, M., Rodríguez- Canul, R., Ek-Huchim, J. P., Vidal- Martínez, V. M., Aguirre-Macedo, M. L., Rodríguez-González, A., May Tec, A. L., Ciuoh Puga, D., Puch Hau, C., Quintanilla Mena, M. A., Rivas Reyes, I., Cañizares Martínez, M. A., Árcega Cabrera, F. E., Dótor Almazán, A., Ceja Moreno, V. (2019). Despliegue y corrida de bioensayos de exposición aguda y crónica a hidrocarburos con organismos acuáticos [peces: lenguado (*Achirus lineatus*) y corvina roja (*Sciaenops ocellatus*)]. CINVESTAV. Zenodo. <http://doi.org/10.5281/zenodo.4279937>
- Pech, D. (2020). Informe técnico parcial. Modelo de vulnerabilidad basado en experimentos de exposición. CINVESTAV. Zenodo. <http://doi.org/10.5281/zenodo.4281645>
- Putzeys, S, Járez-Fonseca, M, Valencia-Agami, S, Aguirre Macedo, L., Herrera Silveira, J, Pech, D. (2019). Evaluación de posibles impactos de los compuestos orgánicos persistentes sobre la biota marina en mesocosmos y condiciones controladas de laboratorio. Informe final. CINVESTAV.
- Putzeys, S., Aguilar Trujillo, A., Aguirre Macedo, M. L., Juárez Fonseca, M., García-Maldonado J. Q., Herrera Silveira, J., Valencia Agami, S., Pech, D. (2020). Vulnerabilidad de las comunidades planc-tónicas expuestas a diferentes concentraciones de petróleo basado en condiciones experimentales de mesocosmos. En Ma. L. Aguirre Macedo, P. Pérez Brunius y L. E. Saldaña-Ruiz (Eds.), *Vulnerabilidad ecológica del golfo de México ante derrames de gran escala* (pp. 223-236). Ensenada: CICESE. <http://doi.org/10.5281/zenodo.4527457>
- Rangel-Buitrago, N., Neal, W. J., Bonetti, J., Anfuso, G., de Jonge, V. N. (2020). Vulnerability assessment as a tool for the coastal and marine hazards management: An overview. *Ocean and coastal management*, 189, 105134. <http://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2020.105134>
- Ramieri, E., Hartley A., Barbanti, A., Duarte Santos, F., Gomes, A., Hilden, M., Laihonon, P., Marinova, N., Santini, M. (2011). Methods for assessing coastal vulnerability to climate change. *European environmental agency*. 1/2011, 93 pp.
- Reyes Salinas C., Flores Corona L., Pacheco Martínez M.M., López Bátiz O., Valerio Zárata L.A., Zepeda Ramos O. 2006. Evaluación de la Vulnerabilidad. En: CONAPRED (ed.), *Guía básica para la elaboración de atlas estatales y municipales de peligro y riesgo*. CONAPRED.
- Valencia-Agami, S.S., Cerqueda-García, D., Putzeys, S., Uribe-Flores, M.M., García-Cruz, N., Pech, D., Herrera-Silveira, J., Aguirre-Macedo, M.L., García-Maldonado, J.Q. (2019). Changes in the bacterio-plankton community structure from Southern Gulf of Mexico during a simulated crude oil spill at mesocosm scale *Microorganisms*, 7, 441. <http://doi.org/10.3390/microorganisms7100441>.

CAPÍTULO 8

Vulnerabilidad de las comunidades planctónicas expuestas a diferentes concentraciones de petróleo basado en condiciones experimentales de mesocosmos

Sébastien Putzeys,* Ana Aguilar Trujillo,* M. Leopoldina Aguirre Macedo,* Miryam Juárez Fonseca,* José Q. García-Maldonado,* Jorge Herrera Silveira,* Sonia Valencia Agami,* Daniel Pech[†]

INTRODUCCIÓN

Las comunidades planctónicas en el ambiente marino son potenciales indicadores que permiten evaluar el impacto de los hidrocarburos ante un derrame de petróleo. Esto se debe a la relación intrínseca entre bacterias y microalgas ya que estos grupos tienen un papel clave en los ciclos biogeoquímicos, en la productividad primaria y son la base de las redes tróficas (Lindh y Pinhassi, 2018; Shade *et al.*, 2012; Zhu, Hong, Zada, Hu y Wang, 2018). Se conoce que la estructura y funcionamiento de las comunidades planctónicas cambia a lo largo del año (Niu *et al.*, 2011; Salmerón-García, Zavala-Hidalgo, Mateos-Jasso y Romero-Centeno, 2011),

por lo tanto se considera que su vulnerabilidad podría ser variable.

La contaminación por hidrocarburos es un problema a nivel mundial en ambientes tanto terrestres como acuáticos. No obstante, el ecosistema marino está considerado como uno de los más susceptibles y expuestos, sobre todo en áreas de explotación, extracción, refinería y transporte de petróleo (Van der Heul, 2009; Xue, Yu, Bai, Wang y Wu, 2015). En el golfo de México (GM) la industria petrolera es una de las principales actividades económicas, y su continua expansión incrementa el riesgo de derrames y representa una amenaza sobre la salud de este ecosistema (García Cruz y Aguirre Macedo, 2014; Joye *et al.*, 2016; Onwurah, Ogugua, Onyike, Ochonogor, y Otitoju, 2007).

* Departamento de Recursos del Mar, Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional, Unidad Mérida.

[†] Laboratorio de Biodiversidad Marina y Cambio Climático, El Colegio de la Frontera Sur, Unidad Campeche.

CÓMO CITAR: Putzeys, S., Aguilar Trujillo, A., Aguirre Macedo, M. L., Juárez Fonseca, M., García-Maldonado J. Q., Herrera Silveira, J., Valencia Agami, S., Pech, D. (2020). Vulnerabilidad de las comunidades planctónicas expuestas a diferentes concentraciones de petróleo basado en condiciones experimentales de mesocosmos. En M. L. Aguirre Macedo, P. Pérez Brunius y L. E. Saldaña-Ruiz (Eds.), *Vulnerabilidad ecológica del golfo de México ante derrames de gran escala* (pp. 223-236). Ensenada: CICESE. doi: <http://doi.org/10.5281/zenodo.4527457>

Una de las aproximaciones utilizada para evaluar el potencial efecto de las amenazas sobre los ecosistemas es la evaluación de la vulnerabilidad (Bárcena, Gómez, García, Álvarez y Juanes, 2017). La fortaleza de esta aproximación radica en la integración de distintas variables (e.g., fisiológicas, ecológicas) en una sola escala de referencia. Los modelos de vulnerabilidad permiten evaluar la capacidad de respuesta, espacial y temporal, de los diferentes niveles de organización de un sistema ambiental afectado por una amenaza utilizando indicadores de recuperación y adaptación. Los resultados de las estimaciones de vulnerabilidad permiten priorizar las acciones de protección, gestión de riesgo y desarrollar normativas para mejorar la salud del medio ambiente (Adger, 2006; Bárcena *et al.*, 2017; Ocaña *et al.*, 2019).

En los estudios de vulnerabilidad, la primera etapa consiste en determinar los atributos e indicadores clave para tener de forma fácil y rápida una visión integral de los procesos y efectos que están ocurriendo ante la presencia de una amenaza (Beroya-Eitner, 2016). Dado que estos estudios son relativamente nuevos aún no existen indicadores universales; la literatura recomienda seleccionar aquellos componentes que puedan relacionar la estructura de las comunidades con los factores abióticos de los ecosistemas (Beroya-Eitner, 2016; De Lange, Sala, Vighi y Faber, 2010; He, Shen y Zhang, 2018).

En el marco del proyecto¹ Hidrocarburos (201441, Fondo Sectorial de Investigación 0020SRE-CONACYT S0018), se elaboró un subproyecto para evaluar la vulnerabilidad de las comunidades planctónicas (fitoplancton y bacterias) ante la amenaza de los derrames de petróleo de diversa magnitud utilizando sistemas experimentales de mesocosmos con tres concentraciones de petróleo crudo ligero.

¹ “Implementación de redes de observación oceanográficas (físicas, geoquímicas, ecológicas) para la generación de escenarios ante posibles contingencias relacionadas a la exploración y producción de hidrocarburos en aguas profundas del Golfo de México”, financiada por el Fondo de Hidrocarburos del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología y la Secretaría de Energía.

MATERIAL Y MÉTODOS

De los experimentos de mesocosmos a la estimación de vulnerabilidad

Para estimar y generar las curvas de vulnerabilidad de las comunidades fitoplanctónica y bacteriana en función del tiempo, se analizaron los datos procedentes de tres experimentos de mesocosmos con tres concentraciones de petróleo ligero (0.1, 0.4 y 0.8 g·L⁻¹ proporcionado por PEMEX) realizados en las tres épocas climáticas características del sureste del GM, lluvias, secas y nortes, las cuales muestran marcadas diferencias en la productividad. Los detalles metodológicos de los experimentos se encuentran en Putzeys *et al.* (2019, 2020) y Pech *et al.* (véase el capítulo 7 de este volumen).

Los resultados de las simulaciones de derrame se utilizaron para identificar y entender las respuestas diferenciales a la exposición de petróleo de la comunidad fitoplanctónica y bacteriana a través del uso de indicadores e índices de respuesta (Pech *et al.*, 2020, véase capítulo 7 de este volumen), lo cual permitió evaluar su vulnerabilidad en función del tiempo utilizando la metodología modificada de CENAPRED (2006) y generar curvas de vulnerabilidad.

Estimación de la vulnerabilidad

En el contexto de la evaluación de la vulnerabilidad se consideraron los siguientes términos: 1) objeto de interés: son organismos experimentales o comunidades sobre las cuales se estima el impacto de la exposición al petróleo; 2) atributo: es la variable de mayor respuesta ante el impacto del petróleo para el objeto de interés seleccionado y 3) indicador: es la unidad de medida o el índice asociado a cada atributo.

Para integrar la información utilizada para el cálculo de la vulnerabilidad se hizo un análisis de los resultados para: 1) seleccionar indicadores de efecto de exposición; 2) generar una matriz de categorización de vulnerabilidad en función de los efectos observados en los valores de los indicadores; 3) generar una matriz de impacto en función de los valores de los indicadores y de las cate-

rizaciones de la matriz de vulnerabilidad y 4) construir una matriz de ponderación del impacto basado en la asignación de valores en función de la importancia relativa de los indicadores para expresar los efectos del petróleo sobre las comunidades fitoplanctónica y bacteriana.

Selección de los atributos

Se seleccionaron aquellas variables que mostraron mayor respuesta al impacto del petróleo en nuestros objetos de interés (comunidad fitoplanctónica y bacteriana; Tabla anexa 1 para la comunidad bacteriana y Tabla anexa 2 para la comunidad fitoplanctónica), estas variables fueron consideradas

como atributos (indicadores) para estimar la vulnerabilidad del sistema (Tabla 1).

Para generar la matriz de categorización (Tabla 2) para establecer intervalos de vulnerabilidad en función de la valoración de la intensidad del efecto del petróleo, en los indicadores seleccionados para los objetos de interés.

La categorización se generó a partir del criterio de expertos que participaron en el desarrollo de los experimentos y análisis de los efectos biológicos causados por la exposición al petróleo. Las categorías de vulnerabilidad van de muy baja (0) a muy alta (1) (Pech *et al.*, 2020).

Posteriormente, se generó la matriz de impacto basada en la ponderación de los valores de los

Tabla 1. Matriz de impacto basada en los atributos e indicadores seleccionados para medir la respuesta a la exposición del petróleo, utilizados en la estimación de la vulnerabilidad para la comunidad fitoplanctónica y bacteriana. *OTUs = unidades taxonómicas operativas. Los indicadores se seleccionaron en función de la presencia de una respuesta significativa del fitoplancton y bacterias a la presencia del petróleo crudo ligero.

OBJETO DE INTERÉS	ATRIBUTO	INDICADOR	JUSTIFICACIÓN
Comunidad fitoplanctónica	Abundancia específica	Razón diatomeas / dinoflagelados	Una menor abundancia de diatomeas es indicadora de una disminución de la calidad del agua por presencia de hidrocarburos (Ramírez, 2000)
	Riqueza específica	Razón diatomeas / dinoflagelados	Durante los experimentos de mesocosmos, el recambio de especies hace referencia a la resistencia de las comunidades fitoplanctónicas ante la presencia de hidrocarburos. Específicamente un menor número de dinoflagelados se relaciona con menor resistencia (mayor concentración) (Ramírez, 2000)
	Abundancia de nanoflagelados	Células por litro (Cel·L ⁻¹)	El incremento en la abundancia de nanoflagelados indica que esta comunidad es más resistente a la presencia de hidrocarburos (Alba-Tercedor, 1996)
	Índice de biomasa (Clorofila a)	Miligramo por metro cúbico (mg·m ⁻³)	En caso de mesocosmos, el incremento de la biomasa fitoplanctónica se relaciona con la concentración de hidrocarburos (Ozhan, Parsons y Bargu, 2014)

Tabla 1. Continúa.

OBJETO DE INTERÉS	ATRIBUTO	INDICADOR	JUSTIFICACIÓN
Comunidad bacteriana	Índice de bacterias hidrocarbonoclastas	Porcentaje de la razón de bacterias heterótrofas ^a / hidrocarbonoclastas ^b	A mayores valores de la relación heterótrofas/hidrocarbonoclastas, mayor disponibilidad de hidrocarburos en el sistema (Lizárraga-Partida <i>et al.</i> , 1991)
	Diversidad bacteriana	Índice de diversidad de Shannon	La pérdida de diversidad por la presencia de hidrocarburos sugiere también una pérdida en las funciones ecológicas (Hazen, 2018; King <i>et al.</i> , 2015; Kostka <i>et al.</i> , 2015)
	Riqueza específica	Número de OTU* observados	La disminución de OTUs modifica la función del ecosistema por alteración funcional en los procesos biogeoquímicos (Marietou <i>et al.</i> , 2018)

^a Las bacterias heterótrofas son microorganismos que sintetizan sus propias biomoléculas a partir de compuestos orgánicos carbonados complejos, aunque pueden captar elementos inorgánicos diferentes al carbono.

^b Las bacterias hidrocarbonoclastas son microorganismos con capacidad de utilizar los hidrocarburos como fuente de carbono para su metabolismo.

Tabla 2. Matriz de categorización de vulnerabilidad en función del impacto ocasionado por la exposición ligera, moderada y aguda al petróleo. La categorización y descripción del impacto se generó a partir del criterio de expertos (Tablas anexas 3 y 4, respectivamente, para la comunidad bacteriana y fitoplanctónica).

INTERVALOS	CATEGORÍA DE VULNERABILIDAD	IMPACTO
0.0 - 0.20	Muy bajo	Impacto mínimo, reversible, sin daño aparente a las funciones ecológicas y fisiológicas de la comunidad. Respuestas similares a las observadas en comunidades no expuestas a hidrocarburos.
0.21 - 0.40	Bajo	Impacto bajo, reversible, sin pérdida de funciones ecológicas y fisiológicas de las comunidades. Ligero aumento de la abundancia de bacterias hidrocarbonoclastas.
0.41 - 0.60	Medio	Impacto medio con modificación estructural en las comunidades y sucesión de especies (fitoplancton y bacterias).
0.61-0.80	Alto	Impacto grave, la comunidad fitoplanctónica sufre un cambio en la estructura de tamaño de los organismos y un recambio de especies. Porcentaje alto de bacterias hidrocarbonoclastas.
0.81-1.0	Muy alto	Sin punto de retorno, impacto severo, colapso de las comunidades fitoplanctónicas (colapso del índice de biomasa fitoplanctónica). Dominancia total de bacterias hidrocarbonoclastas.

indicadores en función de las categorizaciones de la matriz de vulnerabilidad. En esta etapa los valores brutos de los indicadores (Tabla 1) fueron interpretados y reescalados en función de la matriz de categorización (Tabla 2) para cada unidad de tiempo, en donde las mediciones de las variables fueron realizadas durante los experimentos. De esta manera se obtuvo una matriz de impacto en donde todos los valores de los indicadores se reescalaban de 0, que representa una vulnerabilidad muy baja, a 1, que representa una vulnerabilidad muy alta. La información se concentró en una matriz individual para cada experimento de mesocosmos realizado y para cada comunidad (Tabla anexa 5 y 6, respectivamente, para la comunidad bacteriana y fitoplanctónica).

Una vez definida el valor de la importancia relativa de cada uno de los indicadores, se generó la matriz final de ponderación como resultado de multiplicar el valor de importancia relativa de cada indicador por los valores de cada indicador generados en la matriz de impacto: $Vt(n) = IR * vIPt(n)$, en donde el valor de la vulnerabilidad en un tiempo dado es igual al valor de la importancia relativa (IR) multiplicado por el valor del indicador ponderado (vIP) para un mismo tiempo dado. Los valores de indicador ponderado se obtuvieron de la matriz de impacto.

Para la comunidad fitoplanctónica se asignó mayor importancia relativa a: 1) la relación de riqueza de diatomeas/dinoflagelados; 2) la relación abundancia de diatomeas/dinoflagelados y 3) clorofila *a*. Para la comunidad bacteriana la mayor importancia relativa se asignó a la riqueza, mientras que el índice de Shannon y la relación de las bacterias heterótrofas/ hidrocarbonoclastas tuvieron el mismo valor de ponderación. La sumatoria total de los valores ponderados de los indicadores en un tiempo dado se utilizaron para generar las curvas del modelo de vulnerabilidad ecológica (Tablas anexas 7 y 8, respectivamente, para la comunidad bacteriana y fitoplanctónica).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El cambio de vulnerabilidad de las comunidades fitoplanctónica y bacteriana durante cada época climática (lluvias, secas y nortes) se muestra en la

Figura 1. Para el período de marzo asociado al inicio de la época de secas, se observa una vulnerabilidad fitoplanctónica similar en todos los tratamientos (0.1, 0.4 y 0.8 g·L⁻¹), iniciando con una categoría baja, la cual incrementa a media o alta a lo largo del experimento. Para el período de agosto, asociado a la época de lluvias, todos los tratamientos inician y terminan en una vulnerabilidad media-alta. En la época de nortes (noviembre) se observa una vulnerabilidad alta para todos los tratamientos. El tratamiento 0.1 g·L⁻¹ incrementa a muy alto conforme avanza el experimento. Mientras que 0.4 y 0.8 g·L⁻¹ presentan una disminución de la vulnerabilidad hasta media-baja en el T7 y posteriormente incrementa a un índice medio-alto en T15.

El periodo de marzo se caracteriza por presentar una relación entre la disponibilidad de nutrientes, composición, crecimiento y estructura de la comunidad fitoplanctónica (Sidabutar y Srimariana, 2020; Wang, Qi, Chen y Xu, 2006). Por lo tanto, un derrame en estas condiciones tendría un alto impacto en el medio marino en cuanto a la capacidad de reemplazo de la comunidad fitoplanctónica. Además, la potencial toxicidad de los compuestos contenidos en el petróleo (Lewis y Pryor, 2013) afecta en mayor proporción a las células que no tienen suficientes nutrientes para crecer durante este período del año.

Durante los períodos de agosto y noviembre (lluvias y nortes), en el ambiente marino del sureste del GM, la biomasa fitoplanctónica es mayor debido a una mayor disponibilidad de nutrientes y condiciones ambientales más favorables (Salmerón-García *et al.*, 2011). En ambos experimentos realizados, la vulnerabilidad permanece media-alta debido a la influencia del petróleo sobre la estructura taxonómica de la población fitoplanctónica (Almeda, Cosgrove y Buskey, 2018). La riqueza específica es un indicador de la sucesión de especies fitoplanctónicas, pero también es indicadora de una menor resistencia al factor de estrés, causada por el petróleo (Anexos, Fotografía 1). Se demostró que el petróleo crudo ligero tiene una incidencia sobre la composición taxonómica (Almeda *et al.*, 2018), lo cual parece favorecer a especies potencialmente tóxicas o formadoras de florecimientos algales nocivos. Se sugiere la razón diatomeas/dinoflagelados como

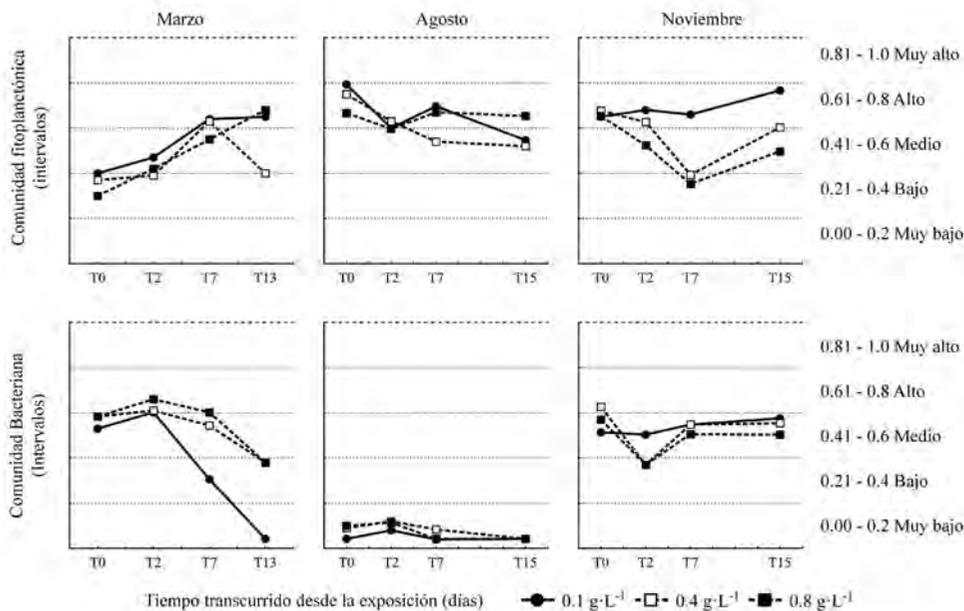


Figura 1. Curvas de vulnerabilidad total obtenidas a partir de los experimentos realizados en diferentes épocas del año, comunidad fitoplanctónica (parte superior) y comunidad bacteriana (parte inferior).

un índice para la evaluación de la vulnerabilidad del ecosistema marino ante el impacto de un derrame de petróleo.

La vulnerabilidad de la comunidad bacteriana presentó una variabilidad estacional para los períodos de marzo (secas) y noviembre (nortes). Dentro de los conceptos utilizados para evaluar la respuesta de las bacterias a las perturbaciones ambientales se encuentra el concepto de estado estable alternativo. Se define como el cambio o transición de la comunidad a una composición diferente pero estable, ya que se pueden llevar a cabo las funciones necesarias (e.g., fijación de CO_2 , nitrificación, entre otros) para mantener el funcionamiento del ecosistema (Shade *et al.*, 2012). Lo antes descrito puede ayudar a entender los resultados obtenidos durante el mes de marzo (secas) donde se observó que del T0 al T2 la vulnerabilidad fue de media a alta en los tres tratamientos, sin embargo, para el T7 y T13 fue baja para los tratamientos de 0.4 y 0.8 $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (Figura 1), mientras que para el tratamiento de menor concentración (0.1 $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$), la vulnerabilidad fue muy baja. Para el mes de agosto (lluvias) se observó que la vulnerabilidad se mantuvo en un

intervalo de muy bajo de principio a fin del experimento. En contraste, los resultados del mes de noviembre (nortes), la vulnerabilidad fue de alta a media. La discrepancia entre las vulnerabilidades correspondientes a la estacionalidad está dada por la estabilidad de la comunidad, la cual es definida por la capacidad de resistencia y resiliencia que tienen las bacterias después de un disturbio (Shade *et al.*, 2014, 2012). Esta capacidad está relacionada con los factores físico-químicos, sobre todo con la disponibilidad de nutrientes (Shade *et al.*, 2012); lo que sugiere que durante el mes de agosto los factores abióticos permiten tener una comunidad más resistente y resiliente, mientras que en noviembre la comunidad es más vulnerable. Esto está respaldado por el trabajo de Reyes-Mendoza *et al.* (2016) donde se observa un incremento en los nutrientes del mes de marzo a agosto debido a la presencia de la surgencia estacional de cabo Catoche.

Las comunidades fitoplanctónica y bacteriana presentan una vulnerabilidad que varía entre muy baja y alta. Para las dos comunidades estudiadas parece existir un comportamiento cíclico anual (Figura 2) con valores inversos entre estas dos co-

comunidades. Es probable que este ciclo esté vinculado con la productividad de la zona, la que a su vez varía con las condiciones ambientales dadas por 1) la estacionalidad (secas, lluvias y nortes) y 2) el funcionamiento dinámico de la plataforma de Yucatán.

CONCLUSIONES Y PERSPECTIVAS

La evaluación de los cambios de la vulnerabilidad de las comunidades planctónicas expuestas experimentalmente a la presencia de petróleo crudo ligero, en condiciones de mesocosmos, mostró cambios contrastantes en función del tiempo de exposición y de la estacionalidad. La exposición a este contaminante afectó el índice de biomasa, el recambio de especies y la riqueza específica. Estos resultados muestran por primera vez: 1) los efectos diferenciales directos de la presencia del petróleo crudo ligero en el funcionamiento de las comunidades del plancton y 2) los cambios temporales en los valores de vulnerabilidad después de un evento de exposición directa. La vulnerabilidad de las comunidades fitoplanctónica y bacteriana parece presentar un ciclo estacional anual, probablemente vinculado a las condiciones ambientales locales. Estos resultados muestran que la menor vulnerabilidad del bacterioplancton a la exposición al petróleo ocurre en la época de lluvias cuando la disponibilidad de nutrientes en la columna de agua es mayor durante el ciclo anual

estacional, por lo que de ocurrir un derrame en esta época, en el sureste de México, la probabilidad de recuperación de la comunidad en un período relativamente corto de tiempo es mayor. Los resultados permitieron evidenciar que el modelo de vulnerabilidad basado en curvas es una aproximación que permite monitorear los cambios integrales en la respuesta de las comunidades en función del tiempo. Adicionalmente, gracias al uso de los experimentos de mesocosmos, se pudieron identificar indicadores (véase Tabla 1) que podrían ser utilizados en estimaciones de vulnerabilidad ante la amenaza de un derrame de petróleo en los ambientes marinos del golfo de México.

AGRADECIMIENTOS

Esta investigación fue financiada por el Fondo Sectorial CONACYT-SENER-Hidrocarburos, proyecto 201441. Es una contribución del Consorcio de Investigación del Golfo de México (CIGoM). Reconocemos a PEMEX por promover ante el Fondo la demanda específica sobre los derrames de hidrocarburos y el medio ambiente.

Esta investigación multidisciplinaria no habría sido posible sin la participación y el apoyo de los integrantes de los laboratorios de Física, Producción Primaria, Microbiología, Geoquímica y Patología Acuática del CINVESTAV (unidad Mérida) así como de los integrantes del laboratorio de Biodiversidad Marina y Cambio climático del colegio de la Frontera Sur (Campeche).

Además, agradecemos a los laboratorios involucrados en el mantenimiento del sistema de mesocosmos, la realización de la colecta y de los experimentos, así como el procesamiento de muestras:

LABORATORIO DE PROCESOS COSTEROS Y OCEANOGRAFÍA FÍSICA: Rubén R. Raygosa Barahona, Emilio Heyser Ojeda.

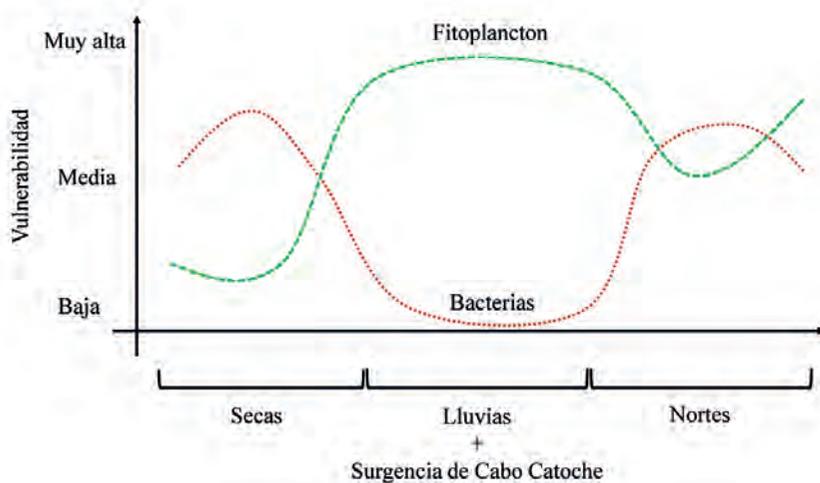


Figura 2. Modelo de vulnerabilidad estacional sobre las comunidades fitoplanctónicas y bacterianas.

LABORATORIO DE PRODUCCIÓN PRIMARIA: Sara M. Morales Ojeda, Israel Medina Gómez, Giuliana I. Cruz Trejo, Viridiana Nava Ruiz, Ileana Osorio Moreno, Daniela Medina Euan, Daniela Sierra Oramas, Juan Mendoza Martínez, Javier Ramírez Ramírez, Fany Merino Virgilio.

LABORATORIO DE PATOLOGÍA ACUÁTICA: Ulises García Cruz, Arturo Centeno Chale, Abril Gamboa Muñoz, Francisco Puc Itzá, Gregory Arjona Torres, Efraín Sarabia, Germán López Guerra, Alberto Chan Martínez, Oswaldo González Yam, Rosa Canul Puc, Regina Morales y Celina Saavedra.

LABORATORIO DE GEOQUÍMICA MARINA: Flor E. Árcaga Cabrera, Azucena Dótor Almazán, Víctor Ceja Moreno, Jorge Villafuerte, Jessica Romo, Luis Cetina Euán, Claudia Mané Gutierrez, Irma Lizárraga.

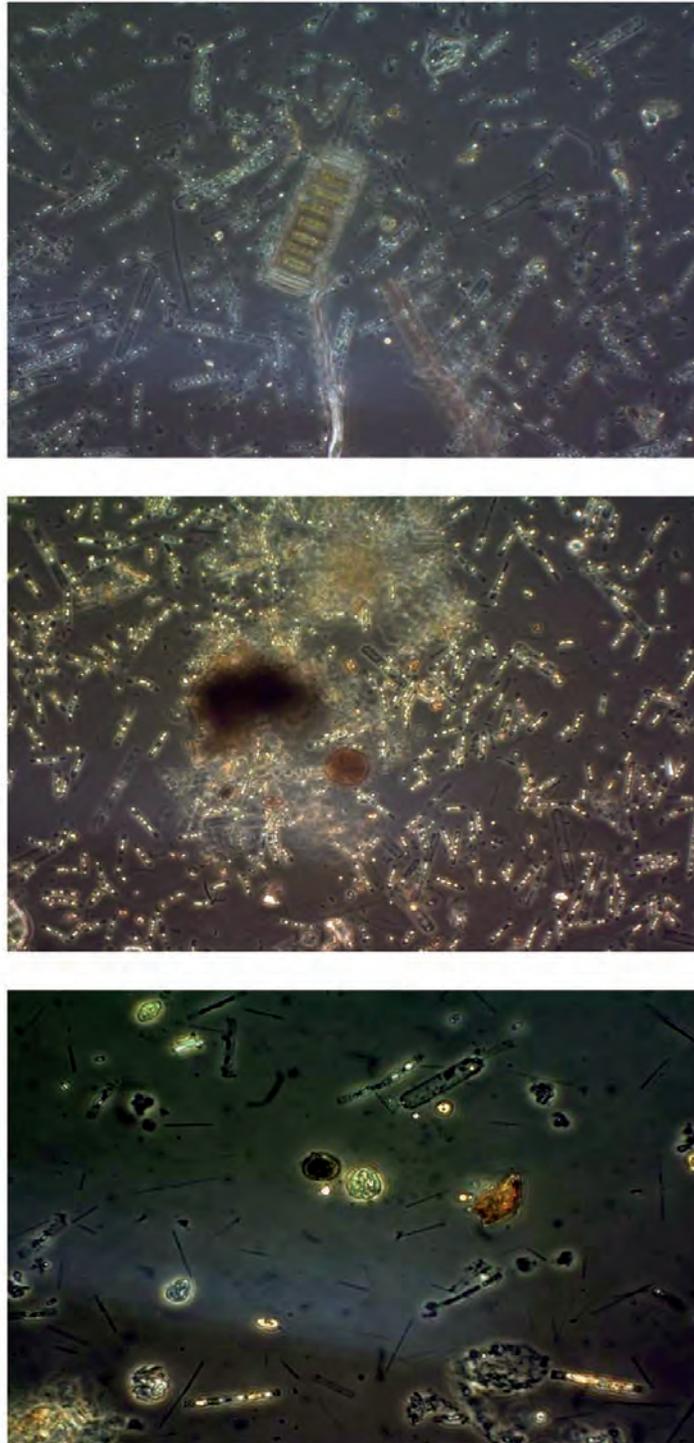
LABORATORIO DE BIODIVERSIDAD MARINA Y CAMBIO CLIMÁTICO DEL COLEGIO DE LA FRONTERA SUR: Román Ochoa-Rosado, José A. Martínez.

REFERENCIAS

- Adger, W. N. (2006). Vulnerability. *Global Environmental Change*, 16, 268-281. doi: 10.1016/j.gloenvcha.2006.02.006.
- Alba-Tercedor, J. (1996). Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. In I. S. del agua en A. (SIAGA) (Ed.), *IV Simposio del agua en Andalucía (SIAGA)* (vol. II) (pp. 203-213). Almería.
- Almeda, R., Cosgrove, S. y Buskey, E. J. (2018). Oil Spills and Dispersants Can Cause the Initiation of Potentially Harmful Dinoflagellate Blooms ("Red Tides"). *Environmental Science and Technology*, 52(10), 5718-5724. doi: 10.1021/acs.est.8b00335.
- Bárcena, J. F., Gómez, A. G., García, A., Álvarez, C. y Juanes, J. A. (2017). Quantifying and mapping the vulnerability of estuaries to point-source pollution using a multi-metric assessment: The Estuarine Vulnerability Index (EVI). *Ecological Indicators*, 76, 159-169. doi: 10.1016/j.ecolind.2017.01.015.
- Beroya-Eitner, M. A. (2016). Ecological vulnerability indicators. *Ecological Indicators*, 60, 329-334. doi: 10.1016/j.ecolind.2015.07.001.
- Cappello, S. y Yakimov, M. M. (2010). Mesocosms for Oil Spill Simulation. In *Handbook of Hydrocarbon and Lipid Microbiology*. doi: 10.1007/978-3-540-77587-4_274.
- CENAPRED. (2006). *Guía básica para elaboración de atlas estatales y municipales de peligro y riesgo*. México: CENAPRED.
- De Lange, H. J., Sala, S., Vighi, M. y Faber, J. H. (2010). Ecological vulnerability in risk assessment - A review and perspectives. *Science of the Total Environment*. Elsevier. doi: 10.1016/j.scitotenv.2009.11.009.
- García Cruz, N. U. y Aguirre Macedo, M. L. (2014). Biodegradación de petróleo por bacterias: algunos casos de estudio en el Golfo de México. En *Golfo de México: Contaminación e impacto ambiental, diagnóstico y tendencias* (pp. 641-652). México: EPOMEX.
- Hazen, T. C. (2018). Lessons from the 2010 Deepwater Horizon Accident in the Gulf of Mexico. In *Hydrocarbons, Oils and Lipids: Diversity, Origin, Chemistry and Fate* (pp. 1-19). Springer International Publishing. doi: 10.1007/978-3-319-54529-5_31-1.
- He, L., Shen, J. y Zhang, Y. (2018). Ecological vulnerability assessment for ecological conservation and environmental management. *Journal of Environmental Management*, 206, 1115-1125. doi: 10.1016/j.jenvman.2017.11.059.
- Joye, S. B., Kleindienst, S., Gilbert, J. A., Handley, K. M., Weisenhorn, P., Overholt, W. A. Yy Kostka, J. E. (2016). Responses of microbial communities to hydrocarbon exposures. *Oceanography*, 29(3), 136-149. doi: 10.5670/oceanog.2016.78.
- King, G. M., Kostka, J. E., Hazen, T. C. y Sobczyk, P. A. (2015). Microbial Responses to the Deepwater Horizon Oil Spill: From Coastal Wetlands to the Deep Sea. *Annual Review of Marine Science*, 7(1), 377-401. doi: 10.1146/annurev-marine-010814-015543.
- Lewis, M. y Pryor, R. (2013). Toxicities of oils, dispersants and dispersed oils to algae and aquatic plants: Review and database value to resource sustainability. *Environmental Pollution*. Elsevier. doi: 10.1016/j.envpol.2013.05.001.
- Lindh, M. V. y Pinhassi, J. (2018). Sensitivity of bacterioplankton to environmental disturbance: A review of Baltic Sea field studies and experiments. *Frontiers in Marine Science*, 5, 361. doi: 10.3389/fmars.2018.00361.
- Lizárraga-Partida, M. L., Izquierdo-Vicuña, F. B. y Wong-Chang, I. (1991). Marine bacteria on the Campeche Bank Oil field. *Marine Pollution Bulletin*, 22(8), 401-405. doi: 10.1016/0025-326X(91)90344-R.

- Marietou, A., Chastain, R., Beulig, F., Scoma, A., Hazen, T. C. y Bartlett, D. H. (2018). The effect of hydrostatic pressure on enrichments of hydrocarbon degrading microbes from the Gulf of Mexico following the deepwater Horizon oil spill. *Frontiers in Microbiology*, 9(APR). doi: 10.3389/fmicb.2018.00808.
- Niu, Y., Shen, H., Chen, J., Xie, P., Yang, X., Tao, M., ... Qi, M. (2011). Phytoplankton community succession shaping bacterioplankton community composition in Lake Taihu, China. *Water Research*, 45(14), 4169-4182. doi: 10.1016/j.watres.2011.05.022.
- Ocaña, F. A., Pech, D., Simões, N. y Hernández-Ávila, I. (2019). Spatial assessment of the vulnerability of benthic communities to multiple stressors in the Yucatan Continental Shelf, Gulf of Mexico. *Ocean and Coastal Management*, 181, 104900. doi: 10.1016/j.ocecoaman.2019.104900.
- Onwurah, I. N. E., Ogugua, V. N., Onyike, N. B., Ochonogor, A. E. y Otitoju, O. F. (2007, September). Crude oils spills in the environment, effects and some innovative clean-up biotechnologies. *International Journal of Environmental Research*, 1(4), 307-320.
- Ozhan, K., Parsons, M. L. y Bargu, S. (2014). How were phytoplankton affected by the deepwater horizon oil spill? *BioScience*, 64(9), 829-836. doi: 10.1093/biosci/biu117.
- Pech, D., Améndola Pimenta, M., Putzeys, S. (2020). Evaluación de la vulnerabilidad en sistemas experimentales: del laboratorio hacia un modelo de vulnerabilidad. En M. L. Aguirre Macedo, P. Pérez Brunius y L. E. Saldaña-Ruiz (Eds.), *Vulnerabilidad ecológica del golfo de México ante derrames de gran escala* (pp. 215-222). Ensenada: CICESE. <http://doi.org/10.5281/zenodo.4527457>
- Putzeys, S., Herrera-Silveira, J. y Pech, D. (2019). Establecimiento de concentraciones y condiciones de experimentación en Mesocosmos. En *Caracterización biológica y de compuestos derivados del petróleo de la zona de Perdido para establecer las condiciones de los bioensayos y experimentos de mesocosmos*. Reporte técnico. Consorcio de Investigación del Golfo de México (CIGoM), Centro de Investigación y Estudios Avanzados - Unidad Mérida (pp. 210-220). <http://doi.org/10.5281/zenodo.4018044>
- Putzeys, S., Juárez Fonseca, M., Herrera Silveira, J.A., Valencia Agami, S. S., Aguirre Macedo, M. L. & Pech, D. (2020). Informe Técnico final: Evaluación de posibles impactos de los compuestos orgánicos persistentes sobre la biota marina en mesocosmos. Zenodo. doi: <http://doi.org/10.5281/zenodo.4252716>
- Ramírez, J. (2000). *Fitoplancton de Agua Dulce: Aspectos Ecológicos, Taxonómicos y Sanitarios*. Colombia: Editorial Universidad de Antioquia.
- Reyes-Mendoza, O., Mariño-Tapia, I., Herrera-Silveira, J., Ruiz-Martínez, G., Enriquez, C. y Largier, J. L. (2016). The Effects of Wind on Upwelling off Cabo Catoche. *Journal of Coastal Research*, 319(3), 638-650. DOI:10.2112/jcoastres-d-15-00043.1.
- Salmerón-García, O., Zavala-Hidalgo, J., Mateos-Jasso, A. y Romero-Centeno, R. (2011). Regionalization of the gulf of Mexico from space-time chlorophyll-a concentration variability. *Ocean Dynamics*, 61(4), 439-448. doi: 10.1007/s10236-010-0368-1.
- Shade, A., Jones, S. E., Gregory Caporaso, J., Handelsman, J., Knight, R., Fierer, N. y Gilbert, J. A. (2014). Conditionally rare taxa disproportionately contribute to temporal changes in microbial diversity. *MBio*, 5(4). doi: 10.1128/mBio.01371-14.
- Shade, A., Peter, H., Allison, S. D., Baho, D. L., Berga, M., Bürgmann, H., ... Handelsman, J. (2012). Fundamentals of microbial community resistance and resilience. *Frontiers in Microbiology*, 19(3), 417. doi: 10.3389/fmicb.2012.00417.
- Sidabutar, T. y Srimariana, E. S. (2020). The connectivity of nutrient ratios on the abundance of phytoplankton population in Jakarta bay. *E3S Web of Conferences*, 147, 02012. doi: 10.1051/e3s-conf/202014702012.
- Van der Heul, R. M. (2009). *Environmental Degradation of petroleum hydrocarbons*. Utrecht University.
- Wang, Z. H., Qi, Y. Z., Chen, J. F. y Xu, N. (2006). Population dynamics of *Chaetoceros* spp. and multivariate analysis of its relationship with environmental factors in Daya Bay, South China Sea. *Acta Ecologica Sinica*, 26(4), 1096-1102.
- Xue, J., Yu, Y., Bai, Y., Wang, L., & Wu, Y. (2015). Marine oil-degrading microorganisms and biodegradation process of petroleum hydrocarbon in marine environments: a review. *Current Microbiology*, 71(2), 220-228. doi: 10.1007/s00284-015-0825-7.
- Zhu, J., Hong, Y., Zada, S., Hu, Z. y Wang, H. (2018). Spatial variability and co-acclimation of phytoplankton and bacterioplankton communities in the Pearl River Estuary, China. *Frontiers in Microbiology*, 9, 2503. doi: 10.3389/fmicb.2018.02503-

ANEXO



Fotografía 1. Comunidad fitoplanctónica. Fotografías tomadas respectivamente en el tiempo inicial (T0 día de contaminación), tiempo intermedio (T7) y tiempo final (T15). En la primera fotografía se observa una población fitoplanctónica sana. En la segunda fotografía se observa una gota de petróleo y las células fitoplanctónicas muertas. En la última fotografía se aprecian pocas células vivas y estructuras sin contenido celular.

Tabla anexa 1. Datos procedentes de los análisis realizados sobre la población bacteriana (experimento de mesocosmos de marzo de 2018).

TRATAMIENTOS (PETRÓLEO CRUDO EN G·L ⁻¹)	TIEMPO	PORCENTAJE DE PÉRDIDA DEL ÍNDICE DE DIVERSIDAD DE SHANNON	PORCENTAJE DE PÉRDIDA DEL ÍNDICE DE RIQUEZA	ÍNDICE DE BACTERIAS HETERÓTROFAS/HIDRO- CARBONOCLASTAS
0.1	T0	10.00	37.00	2.42
0.1	T2	10.82	44.60	7.50
0.1	T7	0.00	9.00	5.25
0.1	T13	0.00	0.00	2.81
0.4	T0	19.00	37.00	6.96
0.4	T2	18.10	48.90	4.13
0.4	T7	5.41	27.00	7.20
0.4	T13	0.00	15.30	4.35
0.8	T0	19.00	37.00	6.42
0.8	T2	11.00	46.40	45.10
0.8	T7	5.98	30.61	11.88
0.8	T13	3.98	16.32	2.12

Tabla anexa 2. Datos procedentes de los análisis realizados sobre la población fitoplanctónica (experimento de mesocosmos de marzo de 2018).

TRATAMIENTO (PETRÓLEO CRUDO EN G·L ⁻¹)	TIEMPO	CONCENTRACIÓN DE CLOROFILA-α (MG·M ⁻³)	ABUNDANCIA DIATOMEAS / DI- NOFLAGELADOS	RIQUEZA ESPECÍFI- CA DIATOMEAS / DI- NOFLAGELADOS	ABUNDANCIA DE NANOFLAGELADOS (CÉLULAS·L ⁻¹)
0.1	T0	2.9	10.2	5.4	69.5
0.1	T2	1.4	1.1	3.3	0.0
0.1	T7	0.9	3.2	1.5	277.8
0.1	T13	0.6	4.1	1.6	1944.7
0.4	T0	3.4	6.1	4.3	0.0
0.4	T2	2.1	1.7	4.1	0.0
0.4	T7	0.8	5.0	1.8	625.1
0.4	T13	0.4	101.8	2.5	5556.3
0.8	T0	2.8	7.2	6.2	0.0
0.8	T2	2.3	2.4	5.3	0.0
0.8	T7	0.5	2.7	2.4	1528.0
0.8	T13	0.2	1.2	1.2	4445.0

Tabla anexa 3. Categorización empleada para la elaboración de la matriz de impacto de la población bacteriana.

INTERVALOS NUMÉRICOS	CATEGORÍAS DE VULNERABILIDAD	PORCENTAJES DE PÉRDIDA DE RIQUEZA
0.00-0.20	Muy bajo o nulo	0 -1%
0.21-0.40	Bajo	1.1 -6 %
0.41-0.60	Medio	6.1 - 25%
0.61-0.80	Alto	25 - 50 %
0.80-1.00	Muy alto	50- 100%

Tabla anexa 4. Categorización empleada para la elaboración de la matriz de impacto de la población fitoplanctónica.

INTERVALOS NUMÉRICOS	CATEGORÍAS DE VULNERABILIDAD	CLOROFILA- α	ABUNDANCIA DIATOMEAS / DINOFLAGELADOS	RIQUEZA ESPECÍFICA DIATOMEAS / DINOFLAGELADOS	ABUNDANCIA DE NANOFLAGELADOS
0.00-0.20	Muy bajo o nulo	≤ 4.70	> 15	> 4	> 10000
0.21-0.40	Bajo	3.60-4.69	11-15	4	1001-10000
0.41-0.60	Medio	2.10-3.59	6-10	3	501-1000
0.61-0.80	Alto	0.12-2.00	1-5	2	101-500
0.80-1.00	Muy alto	≤ 0.11	< 1	1	< 100

Tabla anexa 5. Matriz de impacto bacteriana con los intervalos aplicados a los resultados de la Tabla anexa 3.

TRATAMIENTOS (PETRÓLEO CRUDO EN G·L ⁻¹)	TIEMPO	DIVERSIDAD DE SHANNON	ÍNDICE DE RIQUEZA	ÍNDICE HETERÓTROFAS / HIDROCARBONOCLASTAS
0.1	T0	0.61	0.61	0.21
0.1	T2	0.41	0.70	0.50
0.1	T7	0.00	0.41	0.30
0.1	T13	0.00	0.00	0.21
0.4	T0	0.59	0.61	0.50
0.4	T2	0.55	0.70	0.40
0.4	T7	0.39	0.61	0.50
0.4	T13	0.00	0.50	0.40
0.8	T0	0.59	0.61	0.50
0.8	T2	0.50	0.70	0.70
0.8	T7	0.40	0.67	0.60
0.8	T13	0.20	0.50	0.20

Tabla anexa 6. Matriz de impacto fitoplanctónica con los intervalos aplicados a los resultados de la Tabla anexa 4.

TRATAMIENTOS (PETRÓLEO CRU- DO EN G·L ⁻¹)	TIEMPO	CLOROFILA <i>a</i>	ABUNDANCIA DIA- TOMEAS / DINOFLAGELADOS	RIQUEZA ESPECÍ- FICA DIATOMEAS / DINOFLAGE- LADOS	ABUNDANCIA DE NANOFLAGE- LADOS
0.1	T0	0.50	0.50	0.30	0.30
0.1	T2	0.60	0.70	0.30	0.10
0.1	T7	0.80	0.60	0.70	0.40
0.1	T13	0.90	0.60	0.70	0.40
0.4	T0	0.40	0.50	0.30	0.10
0.4	T2	0.60	0.60	0.20	0.10
0.4	T7	0.70	0.70	0.60	0.40
0.4	T13	0.90	0.10	0.60	0.30
0.8	T0	0.50	0.50	0.10	0.10
0.8	T2	0.50	0.70	0.20	0.10
0.8	T7	0.80	0.60	0.50	0.30
0.8	T13	0.90	0.70	0.70	0.30

Tabla anexa 7. Matriz bacteriana ponderada. Los factores de ponderación aplicados a la matriz de sensibilidad (0.2, 0.2 y 0.6 respectivamente para la diversidad de Shannon, el índice de bacterias heterótrofas e hidrocarbonoclastas y para el índice de riqueza específica). La información ponderada global está reflejada en la figura 1 (marzo-comunidad bacteriana).

TRATAMIENTOS (PETRÓLEO CRUDO EN G·L ⁻¹)	TIEMPO	INFORMACIÓN PONDERADA GLOBAL	CATEGORÍA DE VULNERA- BILIDAD BACTERIANA
0.1	T0	0.53	Medio
0.1	T2	0.60	Medio
0.1	T7	0.31	Muy bajo
0.1	T13	0.04	Muy bajo
0.4	T0	0.58	Medio
0.4	T2	0.61	Medio
0.4	T7	0.54	Bajo
0.4	T13	0.38	Bajo
0.8	T0	0.58	Medio
0.8	T2	0.66	Alto
0.8	T7	0.60	Bajo
0.8	T13	0.38	Bajo

Tabla anexa 8. Matriz fitoplanctónica ponderada. Los factores de ponderación aplicados a la matriz de sensibilidad (0.1, 0.1, 0.4 y 0.4; respectivamente para la clorofila a, la abundancia de nanoflagelados, la abundancia diatomeas/dinoflagelados y la riqueza específica diatomeas / dinoflagelados, abundancia de nanoflagelados). La información ponderada global está reflejada en la figura 1 (marzo-comunidad fitoplanctónica).

TRATAMIENTOS (PETRÓLEO CRUDO EN G·L ⁻¹)	TIEMPO	INFORMACIÓN PONDERADA DE LA COMUNIDAD	CATEGORÍA DE VULNERABILIDAD FITOPLANCTÓNICA
0.1	T0	0.40	Bajo
0.1	T2	0.47	Medio
0.1	T7	0.64	Alto
0.1	T13	0.65	Alto
0.4	T0	0.37	Bajo
0.4	T2	0.39	Bajo
0.4	T7	0.63	Alto
0.4	T13	0.40	Bajo
0.8	T0	0.30	Bajo
0.8	T2	0.42	Medio
0.8	T7	0.55	Medio
0.8	T13	0.68	Alto

CAPÍTULO 9

Vulnerabilidad de especies selectas de peces bentónicos y pelágicos expuestos a hidrocarburos de petróleo en condiciones experimentales

Monica Améndola Pimenta,* M. Leopoldina Aguirre Macedo,* Eunice D. Couoh Puga,* Ana L. May Tec,* M. Quintanilla Mena,* Carlos A. Puch Hau,* Abril Rodríguez González,* Víctor M. Vidal Martínez, Rossanna Rodríguez Canul,* Daniel Pech[‡]

INTRODUCCIÓN

La vulnerabilidad ecológica se refiere al grado en el que un sistema es susceptible a sufrir un daño ante el disturbio ocasionado por una o varias amenazas y a la capacidad de respuesta de este sistema para enfrentarse, recuperarse o adaptarse ante el mismo. De forma general, la vulnerabilidad se compone de tres elementos: 1) la exposición, refiriéndose al nivel o intensidad del disturbio; 2) la sensibilidad o capacidad del sistema de ser afectado por el disturbio y 3) la capacidad del sistema de recuperarse del impacto generado, producto de la interacción del disturbio con alguna característica que lo hace sensible (De Lange *et al.*, 2010; Ocaña *et al.*, 2019).

Debido a que los disturbios o amenazas no se mantienen constantes, la vulnerabilidad de cualquier sistema es cambiante en el espacio y en el tiempo. Por ejemplo, el grado de vulnerabilidad es mayor cuando la amenaza y sus efectos están presentes, pero se modifica conforme la amenaza y sus efectos disminuyen en función del espacio y en el tiempo. Los experimentos de bioensayos permiten controlar variables específicas, como la selección de la especie a ser analizada, así como la concentración y tiempo de exposición a la amenaza (Adams, 1990; Marcogliese, 2005). Teniendo esto en consideración, a través de la exposición en condiciones controladas, es posible evaluar cómo un determinado organismo de interés responde y cambia su estado de vulnerabilidad desde un momento ini-

* Departamento de Recursos del Mar, Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional, Unidad Mérida (CINVESTAV-IPN, Unidad Mérida).

‡ Laboratorio de Biodiversidad Marina y Cambio Climático, El Colegio de la Frontera Sur, Unidad Campeche (BIOMARCCA-ECOSUR, Unidad Campeche).

CÓMO CITAR: Améndola Pimenta, M., Aguirre Macedo, M.L., Couoh Puga, E.D., May Tec, A.L., Quintanilla Mena, M., Puch Hau, C.A., Rodríguez González, A., Vidal Martínez, V.M., Rodríguez Canul, R., Pech, D. (2020). Vulnerabilidad de especies selectas de peces bentónicos y pelágicos expuestos a hidrocarburos de petróleo en condiciones experimentales. En M. L. Aguirre Macedo, P. Pérez Brunius y L. E. Saldaña-Ruiz (Eds.), *Vulnerabilidad ecológica del golfo de México ante derrames de gran escala* (pp. 237-253). Ensenada: CICESE. doi: <http://doi.org/10.5281/zenodo.4527457>

cial de disturbio hasta el término del experimento, y esta información se puede utilizar para generar curvas de vulnerabilidad en función del tiempo y de la intensidad del estresor (e.g., petróleo).

Los bioensayos de toxicidad permiten evaluar el impacto que sufren los organismos ante la exposición a contaminantes (e.g., hidrocarburos derivados del petróleo) a través del análisis de diferentes indicadores de respuesta, y también inferir el impacto potencial de la exposición en campo, aunque las extrapolaciones de los resultados encontrados en laboratorio deben ser realizadas con precaución, y se recomienda la integración de datos experimentales con datos en campo para la calibración de variables e indicadores (Spurgeon, 1997). El uso de peces como modelos experimentales de toxicidad acuática es amplio, lo que permite evaluar los efectos de la exposición a hidrocarburos derivados de petróleo e identificar características específicas de los organismos para ser utilizadas como biomarcadores y bioindicadores que sirvan de referencia para evaluar los efectos sobre el ecosistema marino en el caso de un derrame (Améndola-Pimenta *et al.*, 2020; Pulster *et al.*, 2020; Schlenk *et al.*, 2008b). En el presente capítulo se presentan las curvas de vulnerabilidad obtenidas de bioensayos de exposición con peces selectos expuestos a diferentes concentraciones de hidrocarburos derivados del petróleo.

Los bioensayos se realizaron utilizando dos especies modelo que habitan el golfo de México (GM), para evaluar la vulnerabilidad ocasionada por la exposición a petróleo: una de ellas fue el lenguado *Achirus lineatus*, de hábitos bentónicos (peces que habitan el fondo marino), lo que los expone constantemente a los contaminantes en el sedimento. Estudios previos con lenguados han demostrado la respuesta fisiológica de estos peces a contaminantes ambientales como hidrocarburos y metales pesados (Améndola-Pimenta *et al.*, 2020; Quintanilla-Mena *et al.*, 2019; Vidal-Martínez *et al.*, 2014), por lo que son considerados como buenos bioindicadores del impacto de exposición a compuestos del petróleo (Brown-Peterson *et al.*, 2015; Cachot *et al.*, 2013; Kahn *et al.*, 2003; Kammann, 2007; Kleinkauf *et al.*, 2004; Zhu *et al.*, 2016). La otra especie fue la corvina roja, *Sciaenops ocellatus*, que habita la co-

lumna de agua (pez pelágico) y que, en caso de derrame de petróleo, podría estar expuesta a los contaminantes que se precipitan en forma de rocío (nieve negra). Esta especie es económicamente importante para la pesca recreativa del GM (Coleman *et al.*, 2004). Su distribución a lo largo de las costas del océano Atlántico y del GM (FAO, 2005-2018) ha propiciado su exposición crónica a compuestos derivados de petróleo (Gallaway *et al.*, 2007) y a los de derrames de petróleo como el del Deepwater Horizon en 2010 (Mendelssohn *et al.*, 2012) y más recientemente al incidente de Shell Glider Field en mayo del 2016 (Johansen y Esbaugh, 2017). Los efectos más evidentes de la exposición experimental a petróleo se han detectado sobre la función respiratoria de peces adultos y sobre la función cardíaca y supervivencia de larvas (Johansen y Esbaugh, 2017; Khursigara *et al.*, 2017).

En este capítulo se presenta los resultados de la evaluación de la vulnerabilidad de *A. lineatus* y *S. ocellatus* a petróleo en función de la concentración y del tiempo de exposición. El uso de curvas temporales de vulnerabilidad permitió cuantificar en una escala única los efectos de los contaminantes del petróleo sobre los diferentes niveles de organización biológica analizados (i. e., molecular, celular, metabólico, histológico y ecológico) en cada pez.

DE LOS BIOENSAYOS A LAS CURVAS DE VULNERABILIDAD

Los bioensayos se realizaron siguiendo protocolos experimentales de exposición aguda y de exposición crónica (Lee *et al.*, 2013). En los experimentos de exposición aguda se usaron concentraciones relativamente altas de petróleo para generar una alta probabilidad de alcanzar niveles tóxicos en un tiempo corto para simular lo que ocurre a los organismos cercanos a la fuente del derrame (Redman y Parkerton, 2015). En los experimentos de exposición crónica los peces modelo fueron expuestos a una menor concentración de hidrocarburos, en un intervalo de tiempo más largo (Redman y Parkerton, 2015) para simular lo que puede ocurrir en áreas relativamente alejadas del punto de origen del derrame en donde los hidrocarburos se encuen-

tran intemperizados y dispersos en la columna de agua y son transportados por las corrientes y depositados en el fondo marino (Allan *et al.*, 2012).

Los bioensayos se utilizaron para identificar los efectos de la exposición al petróleo y entender de manera integral las respuestas diferenciales a nivel molecular, celular, histológico y poblacional de cada organismo expuesto empleando indicadores e índices de respuesta. Los resultados detallados de cada bioensayo se encuentran en el fichero anexo al entregable (Améndola-Pimenta *et al.*, 2019), en el Módulo de Seguimiento Técnico CIGoM. Los índices e indicadores obtenidos como resultado de los bioensayos fueron utilizados para evaluar la vulnerabilidad de los peces modelo en función del tiempo utilizando una aproximación adaptada para el cálculo de vulnerabilidad según CENAPRED (2006).

Para la evaluación de la vulnerabilidad, los valores de los indicadores e índices, genéticos, moleculares histológicos y poblacionales fueron interpretados en función de una escala de vulnerabilidad para este ejercicio. Las escalas de vulnerabilidad se construyeron con base a las interpretaciones fisiológicas y ecológicas de respuesta (sensibilidad) observadas al largo de los experimentos. En el presente capítulo únicamente se presentan los resultados de la evaluación de la vulnerabilidad empleando curvas de vulnerabilidad.

MATERIAL Y MÉTODOS

Colecta de organismos para los bioensayos de toxicidad

La corvina roja, *Sciaenops ocellatus*, es un pez marino de la familia Sciaenidae, distribuida en el Atlántico occidental, desde el norte de los Estados Unidos de América (EUA) hasta el norte del GM. Es una especie demersal que se encuentra en fondos arenosos en zonas costeras y estuarios. En agosto del 2017 se adquirieron 400 alevines de corvina roja, de 10 a 12 cm de la granja Tecnología Pesquera Avanzada de Campeche SA de CV, para ser utilizados en los experimentos de exposición aguda. Los alevines fueron transportados vivos a los laboratorios de la Estación Marina del

CINVESTAV-Unidad Mérida, ubicada en Telchac Puerto, Yucatán, donde fueron distribuidos y aclimatados en tinas de fibras de vidrio (1-3 m³), con un sistema de recirculación y filtrado de agua integrado durante un mes aproximadamente antes de someterlos al experimento de bioensayo.

El pez plano o lenguado, *Achirus lineatus*, es una especie bentónica de la familia Achiridae que se distribuye en aguas costeras poco profundas, desde el GM hasta el Atlántico sur, en Argentina. En el 2017 se capturaron organismos adultos de vida libre en la costa de la península de Yucatán. Los organismos capturados vivos se trasladaron en contenedores con aireación a las instalaciones del CINVESTAV-Unidad Mérida para su aclimatación en tanques con sistemas de recirculación y filtrado de agua, donde se monitorearon y controlaron los parámetros fisicoquímicos de la columna de agua. Una vez pasado el periodo de aclimatación de 60 días meses, los organismos se utilizaron en el ensayo de exposición crónica a hidrocarburos.

Bioensayo de exposición aguda con corvina roja (Sciaenops ocellatus)

El bioensayo de exposición aguda con *S. ocellatus* se realizó utilizando tres concentraciones de petróleo ligero (35 API): 0.1 gL⁻¹, 0.8 gL⁻¹ y 8 gL⁻¹. En total, 120 corvinas adultas fueron distribuidas en doce peceras de 80 litros (10 peces por pecera). Tanto en controles como en tratamientos, se usaron tres peceras, el tratamiento y dos réplicas. Por tanto, tres peceras correspondieron al grupo control (C: agua de mar), tres al tratamiento 1 (T1: 0.1 gL⁻¹), tres al tratamiento 2 (T2: 0.8 gL⁻¹), y tres al tratamiento 3 (T3: 8 gL⁻¹). Durante el experimento se extrajeron peces para toma de muestras y análisis a los 4 y 12 días de exposición (Figura 1). Los biomarcadores y bioindicadores de respuesta considerados en los peces fueron la expresión de genes relacionados con respuesta a contaminantes, grado de metilación del ADN, presencia de alteraciones en el núcleo celular (microcitos y micronúcleos), concentración de metabolitos derivados del procesamiento de hidrocarburos en la bilis, presencia de daño histológico en hígado, riñón, bazo y branquias, y presencia de parásitos.

Bioensayo de exposición crónica con lenguados (*Achirus lineatus*)

El bioensayo de exposición crónica de lenguados (*A. lineatus*) se realizó con la fracción soluble de hidrocarburo en agua (WAF: Water Accommodated Fraction, por sus siglas en inglés) para simular el efecto que puede ocurrir en áreas en donde los hidrocarburos del petróleo se encuentran intemperizados y dispersos en la columna de agua. La mezcla de petróleo-agua se preparó de acuerdo con la CROSERF (Chemical Response to oil Spills: Ecological effects Research Forum) (Singer *et al.*, 2001). El experimento duró 28 días, y se utilizaron 108 organismos distribuidos en nueve peceras de 40 litros (12 peces por pecera). Tanto en controles como en tratamientos, se usaron tres peceras, el tratamiento y dos réplicas. Por lo tanto, tres peceras correspondieron al grupo de control (C: agua de mar), tres al tratamiento 1 (T1: WAF de 1 g L^{-1} diluido al 5%), y tres al tratamiento 2 (T2: WAF de 1 g L^{-1} diluido al 10%). Las mismas variables fisiológicas utilizadas como referencia en el bioensayo agudo fueron utilizadas para el bioensayo crónico. Los peces fueron analizados a los 14 y 28 días de exposición al hidrocarburo (Figura 2). Esta temporalidad en la toma de muestras de los dos bioensayos se aplicó por la capacidad logística de los laboratorios para procesar las muestras.

Curvas de vulnerabilidad obtenidas a partir de los bioensayos agudos y crónicos

La evaluación de los cambios de la vulnerabilidad en función del tiempo y la generación de la curva de vulnerabilidad de los peces modelo se realizó a partir de los valores de los indicadores e índices medidos en cada unidad de tiempo a lo largo de los experimentos. Para integrar la información utilizada para el cálculo de la vulnerabilidad se hizo un análisis de los resultados para: 1) seleccionar indicadores de efecto de exposición, 2) generar una matriz de categorización de vulnerabilidad en función de los efectos observados en los valores de los indicadores, 3) generar una matriz de impacto en función de los valores de los indicadores y de las categorizaciones de la matriz de vulnerabilidad, y 4) construir una matriz de ponderación del impacto basado en la asignación de valores en función de la importancia relativa de los indicadores para expresar los efectos del petróleo sobre el pez.

1. Matriz de impacto. La matriz de impacto se generó a partir de la selección de indicadores basados en el criterio de expertos para validar y justificar la pertinencia de los indicadores en el cálculo de vulnerabilidad. La exclusión de indicadores se analizó en función de la presencia de una respuesta fisiológica significativa del pez al petróleo (Tabla 1).
2. Se construyó una matriz de categorización de los intervalos de vulnerabilidad en función de

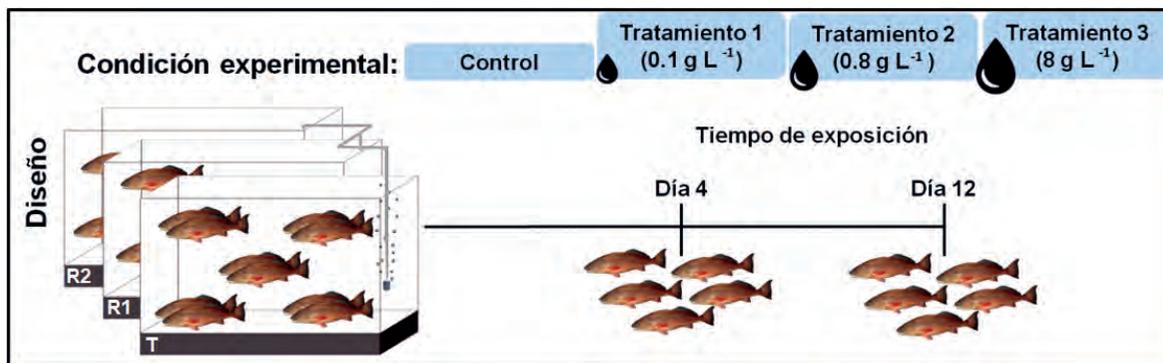


Figura 1. Figura 1. Diseño experimental del bioensayo de exposición aguda a petróleo ligero utilizando *S. ocellatus* (T= tratamiento; R= réplica).

Fuente: datos propios.

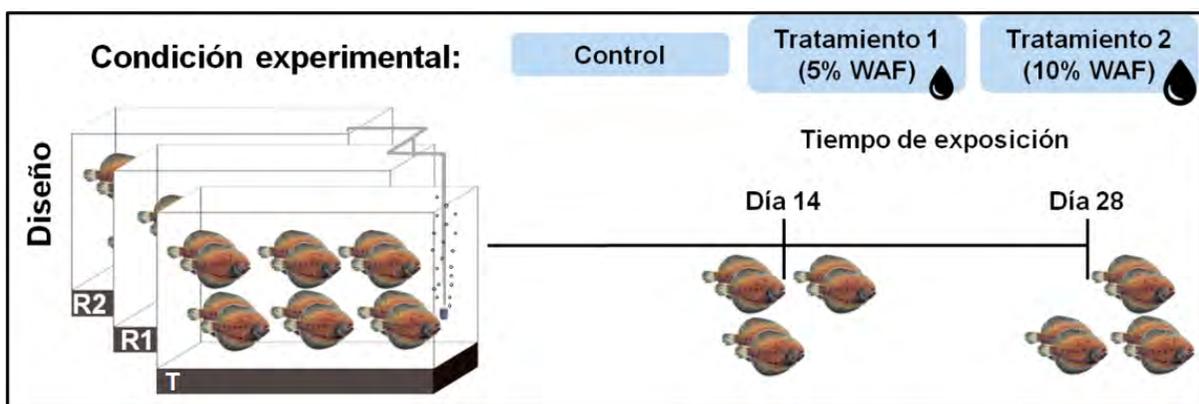


Figura 2. Diseño experimental del bioensayo de exposición crónica con *A. lineatus* (T= tratamiento; R= réplica). WAF = water accommodated fraction.

Fuente: datos propios.

la valoración de la intensidad del efecto del petróleo en los indicadores seleccionados. Las categorías de vulnerabilidad van de muy baja (0) a muy alta (1). Las categorías numéricas se basaron en las sugeridas por CENAPRED (2006). La categorización de las clases se generó a partir del criterio de expertos que participaron en el desarrollo de los experimentos y análisis de los efectos biológicos causados por la exposición a petróleo (Tabla 2).

3. Matriz de impacto. La construcción de la matriz se basó en la ponderación de los valores de los indicadores en función de las categorizaciones de la matriz de vulnerabilidad. Los valores de cada uno de los indicadores (véase Tabla 1) fueron interpretados y re-escalados en función de la matriz de categorización (Tabla 2) para cada unidad de tiempo, en donde las mediciones de las variables fueron realizadas durante los experimentos. De esta manera, se obtuvo una matriz de impacto en donde todos los valores de los indicadores se re-escalaron de 0, que representa una vulnerabilidad baja, a 1, que representa una vulnerabilidad muy alta. Se elaboró una matriz de impacto para la corvina roja (Tabla 3) y para el lenguado (Tabla 5).
4. Matriz de ponderación. La construcción de la matriz se basó en definir la importancia relativa de cada uno de los indicadores asignándole valores ponderados relativos (la suma de

todos los valores relativos de los indicadores es igual a 1) en función de la relevancia de los indicadores para expresar los efectos del petróleo sobre el pez. Una vez definida los valores de la importancia relativa de cada uno de los indicadores, se generó la matriz final de ponderación como resultado de multiplicar el valor de importancia relativa de cada indicador por los valores de cada indicador generados en la matriz de impacto $Vt(n) = IR \cdot vIPt(n)$, en donde el valor de la vulnerabilidad en un tiempo dado es igual al valor de la importancia relativa (IR) multiplicado por el valor del indicador ponderado (vIP) en el mismo tiempo dado. Los valores de indicador ponderado se obtuvieron de la matriz de impacto. Se generó una matriz de ponderación para la corvina roja (Tabla 4) y para el lenguado (Tabla 6) para cada uno de los tratamientos experimentales.

La sumatoria total de los valores de los indicadores en un tiempo dado se utilizaron para graficar la vulnerabilidad en función del tiempo.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Bioensayo de exposición aguda con corvinas (S. ocellatus)

Durante la exposición aguda a tres concentraciones diferentes de petróleo los valores de vulnerabili-

Tabla 1. Matriz de impacto basado en los indicadores seleccionados para medir el efecto de la exposición al petróleo utilizados en el cálculo de la vulnerabilidad de la corvina roja (*Sciaenops ocellatus*) y del lenguado (*Achirus lineatus*). Los indicadores se seleccionaron en función de la presencia de una respuesta fisiológica significativa del pez a los compuestos derivados del petróleo.

Fuente: elaboración propia.

NIVEL DE ORGANIZACIÓN BIOLÓGICA	ATRIBUTO	INDICADOR	JUSTIFICACIÓN
Molecular	Genes marcadores de estrés oxidativo	Expresión (# de copias del gen)	La inducción de la expresión de los genes del sistema de estrés oxidativo (catalasa, glutatión peroxidasa, glutatión reductasa, superóxido dismutasa y aldehído deshidrogenasa) indican una respuesta a la exposición de hidrocarburos (Di Giulio y Meyer, 2008; Quintanilla-Mena <i>et al.</i> , 2019; Valavanidis <i>et al.</i> , 2006).
Molecular	Genes marcadores de biotransformación de xenobióticos	Expresión (# de copias del gen)	La inducción de la expresión de estos genes (citocromo P450 1A y glutatión S-transferasa) indican la biotransformación de los hidrocarburos para la desintoxicación de los organismos (Quintanilla-Mena <i>et al.</i> , 2019; Schlenk <i>et al.</i> , 2008a).
Molecular	Metilación del ADN	Porcentaje	Bajos porcentajes de metilación (hipometilación) indican que los organismos están siendo afectados por la exposición a hidrocarburos (Quintanilla-Mena <i>et al.</i> , 2019; Shugart, 1990).
Metabólico	Metabolitos de PAH en bilis de bajo peso molecular (BPM)	Concentración (µg/ml)	La presencia de metabolitos de PAH de bajo peso molecular en la bilis indican una exposición a hidrocarburos (Gagnon y Holdway, 2000; Quintanilla-Mena <i>et al.</i> , 2019).
Metabólico	Metabolitos de PAH en bilis de alto peso molecular (APM)	Concentración (µg/ml)	La presencia de metabolitos de PAH de alto peso molecular en la bilis indican una exposición a hidrocarburos (Gagnon y Holdway, 2000; Quintanilla-Mena <i>et al.</i> , 2019).
Celular	Daño celular en eritrocitos	Número de microcitos y micronúcleos / 3000 células	Alteraciones celulares durante el proceso de división del núcleo (mitosis), como resultado de la exposición ante algún contaminante (hidrocarburos). Estas alteraciones surgen aún con bajas concentraciones de sustancias tóxicas (Arcand-Hoy, 2000; Koppey Starling, 2001).
Histológico	Índice de daño histológico	Extensión y severidad de daños histológicos (hígado, bazo, riñón y branquias)	Las alteraciones histopatológicas se usan como indicadores de efectos adversos por exposición a diversos contaminantes antropogénicos incluidos los hidrocarburos. (Schwaiger <i>et al.</i> , 1997).

Tabla 1. Continúa.

NIVEL DE ORGANIZACIÓN BIOLÓGICA	ATRIBUTO	INDICADOR	JUSTIFICACIÓN
Ecológico	Infección de parásitos	Número total de helmintos parásitos	Los parásitos son indicadores de calidad ambiental que responden a la presencia de hidrocarburos (Sures, 2004; Vidal-Martínez <i>et al.</i> , 2010). Se incrementan en número cuando son expuestos a bajas y medianas concentraciones de contaminantes y desaparecen a altas concentraciones de hidrocarburos (Marcogliese <i>et al.</i> , 2005; Sures <i>et al.</i> , 2017).

Tabla 2. Matriz de categorización de las clases de vulnerabilidad en función del efecto ocasionado por la exposición aguda y crónica a los compuestos derivados del petróleo. La categorización de las clases y descripción del efecto se generó a partir del criterio de expertos. Fuente: elaboración propia.

CATEGORÍA	CLASE DE VULNERABILIDAD	EFECTO
0.0-0.20	Muy bajo	Impacto mínimo, reversible, sin daño aparente a la función fisiológica del organismo. Respuestas moleculares y bioquímicas encontradas en un mismo intervalo en organismos no expuestos. Sin daño celular. Órganos y tejidos morfológica y funcionalmente normales. Número total de parásitos encontrados sin una aparente modificación en el número de individuos.
0.21-0.40	Bajo	Impacto bajo, reversible, sin pérdida de función fisiológica y ecológica en los organismos. Evidencia molecular de respuesta al stress por exposición a los componentes del petróleo. Daño celular escaso. Daños esporádicos en tejidos que no afectan el funcionamiento del órgano. El total de parásitos no es afectado.
0.41-0.60	Medio	Impacto medio pero el organismo sobrevive. El estrés por exposición al petróleo se expresa a través de cambios moleculares evidentes. Alta frecuencia, pero baja prevalencia de daños en el núcleo celular (microcitos y micronúcleos). Mayor frecuencia de daños histológicos dependiendo de la extensión, pero aún reversibles. Se observa una disminución en el número de parásitos.
0.61-0.80	Alto	Impacto grave (modificación irreversible) pero el organismo sobrevive. La presencia de petróleo afecta de manera irreversible al organismo a nivel molecular. Daño celular y de tejido evidente que afecta la funcionalidad del organismo. Se observa una baja abundancia de parásitos que pudiera tener un efecto en la función ecológica.
0.81-1.0	Muy alto	Impacto severo o muerte del organismo, no reversible. Sistema molecular no funcional o daño irreparable en órganos y tejidos, lesiones histológicas crónicas y degenerativas que causan la muerte del organismo. Ausencia de parásitos. Impacto ecológico severo.

dad variaron en función del tiempo, de muy bajos y medios en los primeros días de exposición, hasta altos en los últimos días. Los peces expuestos a una concentración menor de petróleo (0.1 gL^{-1}) mostraron una vulnerabilidad muy baja a los cuatro días de exposición, lo que indica que el impacto del petróleo es mínimo en el pez. En el día 12 la vulnerabilidad fue alta, se observó un impacto grave que afecta de manera irreversible la funcionalidad del organismo. Los tratamientos con mayor concentración (0.8 y 8 gL^{-1}) ocasionaron una vulnerabilidad media desde los primeros días de exposición, la cual se incrementó a alta en los últimos días (Figura 3). Lo anterior sugiere que a partir de concentraciones de 0.8 gL^{-1} los efectos del petróleo sobre la corvina ocasionan daños considerables a niveles celulares e histológicos aun en cortos intervalos de tiempo, y a mayor tiempo de exposición los daños aumentaron hasta causar impactos graves e irreversibles que afectan la funcionalidad de pez (Figura 4).

Bioensayo de exposición crónica con lenguados

En la exposición crónica a dos concentraciones de WAF se observaron categorías bajas a medias del índice de vulnerabilidad. Los lenguados expuestos a una concentración menor de WAF (5%) presentaron una vulnerabilidad muy baja durante los 28 días de exposición crónica, lo que indica que los compuestos derivados del petróleo tuvieron un impacto mínimo y sin efecto aparente en la fisiología de los peces (véase Tabla 6). Los peces expues-

tos crónicamente a una concentración de WAF del 10% presentaron una vulnerabilidad media a los 14 días y baja a los 28 días de exposición (Figura 5). Los daños histológicos y celulares que presentaron los peces al inicio de la exposición disminuyeron en función del tiempo. Los resultados indican que a mayor concentración de WAF mayor es la vulnerabilidad de los peces durante los primeros 14 días. Por otro lado, a mayor tiempo de exposición, se observó una disminución en la vulnerabilidad, la cual pudiera deberse a la adaptación fisiológica del organismo. Esto se ha observado en diversas especies peces expuestas crónicamente a contaminantes ambientales (Hamilton *et al.*, 2017; Williams y Oleksiak, 2011) incluyendo respuestas evolutivas en peces y copépodos del GM expuestos a petróleo (Lee *et al.*, 2017; Reid *et al.*, 2016; Whitehead *et al.*, 2012). Muchas de estas adaptaciones potenciales involucran procesos fisiológicos que regulan desde la absorción, distribución, metabolismo y/o excreción de los contaminantes (Van Veld y Nacci, 2008).

CONCLUSIONES Y PERSPECTIVAS

Los bioensayos con especies modelo permitieron generar una aproximación de la vulnerabilidad de estas especies ante un derrame petrolero de gran magnitud. Los peces de la columna de agua, como la corvina roja (*S. ocellatus*), podrían ser más vulnerables si estuvieran expuestos en periodos de tiempo más largos (> 12 días) aún a concentraciones relativamente bajas de petróleo (0.1 g^{-1}). Esta vulnerabilidad aumenta conforme aumenta la concentración de petróleo. A largo plazo se producirían efectos más graves e irreversibles en los organismos. Sin embargo, la vulnerabilidad en exposición aguda dependerá de la magnitud del derrame, del tipo de petróleo (ligero, mediano o pesado), de la concentración de este, así como

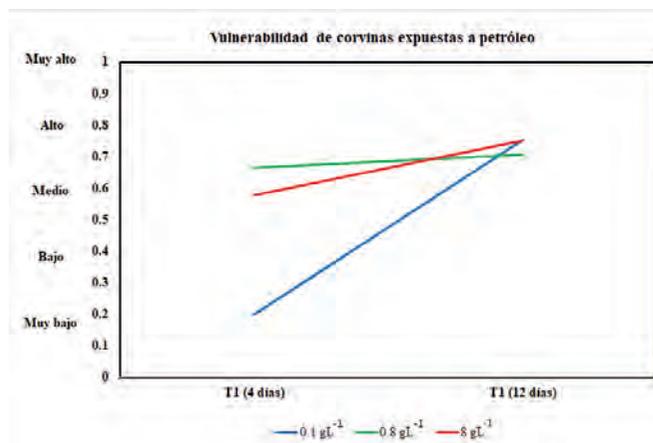


Figura 3. Curva de vulnerabilidad en corvinas rojas sometidas a experimentos de exposición aguda usando tres concentraciones de petróleo ligero (bioensayo agudo). T1: primer tiempo de muestreo; T2: segundo tiempo de muestreo. Fuente: datos propios.

Tabla 3. Matriz de impacto para cada atributo analizado en bioensayo de exposición con corvina roja. Los valores de los indicadores obtenidos en los experimentos por cada unidad de tiempo se re-escalaron a valores entre 0 (vulnerabilidad baja) a 1 (vulnerabilidad muy alta) en función de las clases definidas en la matriz de categorización a partir del criterio e interpretación de expertos. Fuente: elaboración propia.

TRATAMIENTO (TIEMPO)	GENES MARCA- DORES DE ESTRÉS OXIDATIVO	GENES MARCADO- RES DE BIOTRANS- FORMACIÓN DE XENOBIÓTICOS	METILACIÓN DE ADN	METABOLITOS DE PAH EN BILIS BPM	METABOLITOS DE PAH EN BI- LIS APM	DAÑO CELULAR EN ERITROCITO	ÍNDICE DE DAÑO HISTOLÓGICO	INFECCIÓN DE PARÁSITOS
T1 (4 días)	0.76	0.35	0.7	0.66	0.62	0.03	1	0.2
T1 (12 días)	1	1	1	1	1	0.06	ND	0
T2 (4 días)	0.8	0.73	0.62	0.72	0.69	0.2	1	0.2
T2 (12 días)	0.91	0.75	0.62	0.79	0.71	0.39	1	0.2
T3 (4 días)	0.94	0.11	0.68	0.69	0.76	0.01	1	0
T3 (12 días)	1	1	1	1	1	ND	ND	0

Tabla 4. Matriz de ponderación de impacto para cada atributo analizado en bioensayo de exposición con corvina roja. Los valores de ponderación relativa se obtuvieron en función de la relevancia de los indicadores para expresar los efectos del petróleo sobre el pez. Los valores de la ponderación relativa se multiplicaron por los valores de los indicadores ponderados, obtenidos en la matriz de la matriz de impacto. Los valores de la matriz de ponderación representan los valores de vulnerabilidad en cada unidad de tiempo para cada indicador. La sumatoria total de los valores de los indicadores en un tiempo dado, se utilizador para graficar la vulnerabilidad en función del tiempo. Fuente: elaboración propia.

PONDERACIÓN RELATIVA	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15	0.05	0.1	0.1	1
	GENES MARCADORES DE ESTRÉS OXIDATIVO	GENES MARCHADOS DE BIOTRANSFORMACIÓN DE XENOBIÓTICOS	METILACIÓN DE ADN	METABOLITOS DE PAH EN BILIS BPM	METABOLITOS DE PAH EN BILIS APM	DAÑO CELULAR EN ERITROCITO	ÍNDICE DE DAÑO HISTOLÓGICO	INFECCIÓN DE PARÁSITOS	TOTAL	
T1 (4 días)	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	0.01	0.02	0.02	0.2	
T1 (12 días)	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15	0.003	ND	0	0.753	
T2 (4 días)	0.12	0.1095	0.093	0.108	0.1035	0.01	0.1	0.02	0.664	
T2 (12 días)	0.1365	0.1125	0.093	0.1185	0.1065	0.0195	0.1	0.02	0.7065	
T3 (4 días)	0.141	0.0165	0.102	0.1035	0.114	0.0005	0.1	0	0.5775	
T3 (12 días)	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15	ND	ND	0	0.75	

Tabla 5. Matriz de impacto para cada atributo analizado en bioensayo de exposición con lenguaje. Los valores de los indicadores obtenidos en los experimentos por cada unidad de tiempo se re-escalaron a valores entre 0 (vulnerabilidad baja) a 1 (vulnerabilidad muy alta) en función de las clases definidas en la matriz de categorización a partir del criterio e interpretación de expertos. Fuente: elaboración propia.

TRATAMIENTO (TIEMPO)	GENES MARCA- DORES DE ESTRÉS OXIDATIVO	GENES MAR- CADORES DE BIOTRANS- FORMACIÓN DE XENOBIÓ- TICOS	METILACIÓN DE ADN	METABOLITOS DE PAH EN BILIS BPM	METABOLITOS DE PAH EN BILIS APM	DAÑO CELULAR EN ERITROCITO	ÍNDICE DE DAÑO HIS- TOLÓGICO	INFECCIÓN DE PARÁSITOS
T1 (14 días)	0.69	0.59	0.6	0.3	0.4	0.55	0.46	0.2
T1 (28 días)	0.73	0.58	0.49	0.31	0.44	0.46	0.2	0.2
T2 (14 días)	0.77	0.6	0.49	0.35	0.45	0.48	0.41	0.5
T2 (28 días)	0.88	0.58	0.41	0.35	0.49	0.87	0.5	0.2

AGRADECIMIENTOS

Esta investigación ha sido financiada por el Fondo Sectorial CONACYT-SENER-Hidrocarburos, proyecto 201441. Esta es una contribución del Consorcio de Investigación del Golfo de México (CIGoM). Reconocemos a PEMEX por promover ante el Fondo la demanda específica sobre los derrames de hidrocarburos y el medio ambiente.

Agradecemos a todo el grupo de trabajo involucrado en la colecta y mantenimiento de peces, disección de organismos y procesamiento de muestras:

LABORATORIO DE INMUNOLOGÍA Y BIOLOGÍA MOLECULAR: Dr. Juan Pablo Ek Huchim, M. C. Alejandro Zamora Briseño, M.C. Carlos E. González Penagos, M.C. Juan Antonio Pérez Vega, Biól. Irma Pérez García, IBT. Richard Mena Loria.

LABORATORIO DE PATOLOGÍA ACUÁTICA: Dra. Catherinne Soler Jiménez, Dr. José Q. Garcia Maldonado, Dr. Daniel Cerqueda Garcia, Dra. Amelia Paredes Trujillo, Dr. Ulises García Cruz, Tec, MC. Danilú Couoh Puga, M.C. Arturo Centeno Chale, MC. Abril Gamboa Muñoz, Francisco Puc Itzá, Téc. Clara Vivas Rodríguez, Téc. Gregory Arjona Torres, Nadia Herrera Castillo, Efraín Sarabia, Ylse Ucán Max, Germán López Guerra, Alberto Chan Martínez, Oswaldo González Yam, Ixchel Olvera, Erick Domínguez Blas, Rosa Canul Puc

LABORATORIO DE ECOTOXICOLOGÍA ACUÁTICA: Dr. Omar Zapata (QEPD), M.C. Isajav Rivas Reyes, M.C. Mayra A. Cañizares Martínez, Quím. Marcela Del Río García, M.C. Victoria Patiño Suárez.

LABORATORIO DE GEOQUÍMICA MARINA: Dra. Flor E. Árcega Cabrera, Dra. Azucena Dótor Almazán, M.C. Victor Ceja Moreno, Jorge Villafuerte, Jessica Romo, Luis Cetina Euán, Claudia Mané Gutiérrez, Irma Lizárraga.

BIBLIOGRAFÍA

- Adams, S. M. (1990). *Biological indicators of stress in fish*. American Fisheries Society: Bethesda, MD, USA.
- Allan, S.E., Smith, B.W. y Anderson, K. A. (2012). Impact of the Deepwater Horizon oil spill on bioavailable polycyclic aromatic hydrocarbons in Gulf of Mexico coastal waters. *Environmental Science and Technology*, 46, 2033–2039.
- Améndola-Pimenta, M., Rodríguez-Canul, R., Ek-Huchim, J. P., Vidal-Martínez, V. M., Aguirre-Macedo, M. L. Rodríguez-González, A.,... Ceja-Moreno, V. (2019). Despliegue y corrida de bioensayos de exposición aguda y crónica a hidrocarburos con organismos acuáticos [peces: lenguado (*Achirus lineatus*) y corvina roja (*Sciaenops ocellatus*)] (Informe Final). Zenodo. <http://doi.org/10.5281/zenodo.4279937>
- Améndola-Pimenta, M., Cerqueda-García, D., Zamora-Briseño, J. A., Couoh-Puga, D., Montero-Muñoz, J., Árcega-Cabrera, F. ... Rodríguez-Canul, R. (2020). Toxicity evaluation and microbiota response of the lined sole *Achirus lineatus* (Chordata: Achiridae) exposed to the light petroleum water-accommodated fraction (WAF). *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A*, 83,313-329.
- Arcand-Hoy, J. y Metcalfe, C. (2000). Hepatic micro-nuclei in brown bullheads (*Ameiurus nebulosus*) as a biomarker for exposure to genotoxic chemicals. *Journal of Great Lakes Research*, 26,408-415.
- Brown-Peterson, N. J., Krasnec, M., Takeshita, R., Ryan, C. N., Griffitt, K. J., Lay, C., ... Griffitt, R. J. (2015). A multiple endpoint analysis of the effects of chronic exposure to sediment contaminated with Deepwater Horizon oil on juvenile Southern flounder and their associated microbiomes. *Aquatic Toxicology*, 165, 197-209.
- Brown-Peterson, N. J., Krasnec, M. O., Lay, C. R., Morris, J. M. y Griffitt, R. J. (2017). Responses of juvenile southern flounder exposed to Deepwater Horizon oil-contaminated sediments. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 36, 1067–1076.
- Cachot, J., Cherel, Y., Larcher, T., Pfohl-Leszkowicz, A., Laroche, J., Quiniou, L. ... Pottier, D. (2013). Histopathological lesions and DNA adducts in the liver of European flounder (*Platichthys flesus*) collected in the Seine estuary versus two reference estuarine systems on the French Atlantic coast. *Environmental Science and Pollution Research*, 20,723-737.
- CENAPRED. (2006). *Guía básica para elaboración de atlas estatales y municipales de peligro y riesgo*. México.
- Coleman, F. C., Figueira, W.F., Ueland, J. S. y Crowder, L. B. (2004). The impact of United States recreatio-

- nal fisheries on marine fish populations. *Science*, 305,1958-1960.
- De Lange, H. J., Sala, S., Vighi, M. y Faber, J. H. (2010). Ecological vulnerability in risk assessment - a review and perspectives. *Science of the Total Environment*, 408, 3871-3879.
- Di Giulio, R. T. y Meyer, J. N. (2008). Reactive oxygen species and oxidative stress. En R.T. Di Giulio y D.E. Hinton (Eds.), *The Toxicology of Fishes* (pp. 274-324). Boca Raton: CRC Press-Taylor y Francis Group.
- FAO. (2005-2018). Cultured Aquatic Species Information Programme *Sciaenops ocellatus*. Programa de información de especies acuáticas. Texto de Cynthia K. Faulk, A. En Departamento de Pesca y Acuicultura de la FAO [en línea]. Roma.
- Gagnon, M. M. y Holdway, D. A. (2000). EROD induction and biliary metabolite excretion following exposure to the water accommodated fraction of crude oil and chemical dispersed crude oil. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 38, 70-77.
- Galloway, B. J., Gazey, W. J., Cole, J. G. y Fechhelm, R. G. (2007). Estimation of potential impacts from offshore liquefied natural gas terminals on red snapper and red drum fisheries in the Gulf of Mexico: An alternative approach. *Transactions of the American Fisheries Society*, 136, 655-677.
- Hamilton, P. B., Rolshausen, G., Uren Webster, T. M. y Tyler, C. R. (2017) Adaptive capabilities and fitness consequences associated with pollution exposure in fish. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 372, 20160042.
- Hinton, D. E., Spitsbergen, J. M. y Homun, M. W. (1992). Cell, cellular responses and their markers in chronic toxicity of fishes. En D.C. Malins y G.K. Ostrander (Eds.), *Aquatic Toxicology* (pp 207-239). Boca Raton: Lewis Publishers.
- Johansen, J. L. y Esbaugh, A. J. (2017). Sustained impairment of respiratory function and swim performance following acute oil exposure in a coastal marine fish. *Aquatic Toxicology*, 187, 82-89.
- Kahn, R. A. (2003). Health of flatfish from localities in Placentia Bay, Newfoundland, contaminated with petroleum and PCBs. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 44, 485-492.
- Kammann, U. (2007). PAH metabolites in bile fluids of dab (*Limanda limanda*) and flounder (*Platichthys flesus*): spatial distribution and seasonal changes. *Environmental Science and Pollution Research International*, 14, 102-108.
- Kleinkauf, A., Connor, L., Swarbreck, D., Levene, C., Walker, P., Johnson, P. J. y Leah, R.T. (2004). General condition biomarkers in relation to contaminant burden in European flounder (*Platichthys flesus*). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 58, 335-355.
- Koppe, C. y Starling, F. (2001). Micronuclei monitoring of fishes from Lake Paranoá, under influence of sewage treatment plant discharges. *Mutation Research*, 491, 39-44.
- Khursigara, A. J., Perrichon, P., Martinez Bautista, N., Burggren, W. W. y Esbaugh, A. J. (2017). Cardiac function and survival are affected by crude oil in larval red drum, *Sciaenops ocellatus*. *The Science of the Total Environment*, 579, 797-804.
- Lee, C. E., Remfert, J. L., Opgenorth, T., Lee, K. M., Stanford, E., Connolly, J. W., Kim, J. y Tomke, S. (2017). Evolutionary responses to crude oil from the Deepwater Horizon oil spill by the copepod *Eurytemora affinis*. *Evolutionary applications*, 10, 813-828.
- Lee, K. W., Shim, W. J., Yim, U. H. y Kang, J. H. (2013). Acute and chronic toxicity study of the water accommodated fraction (WAF), chemically enhanced WAF (CEWAF) of crude oil and dispersant in the rock pool copepod *Tigriopus japonicus*. *Chemosphere*, 92, 1161-1168.
- Marcogliese, D. J. (2005). Parasites of the superorganism: Are they indicators of ecosystem health? *International Journal for Parasitology*, 35, 705-716.
- Mendelssohn, I. A., Andersen, G. L., Baltz, D. M., Caffey, R. H., Carman, K. R., Fleeger, J. W., Joye, S. B., Lin, Q. ... Rozas, L. P. (2012). Oil impacts on coastal wetlands: implications for the Mississippi River Delta ecosystem after the Deepwater Horizon oil spill. *BioScience*, 62, 562-574.
- Morales-Caselles, C., Jiménez-Tenorio, N., González de Canales, M. L., Sarasquete, C. y DelValls, T. A. (2006). Ecotoxicity of sediments contaminated by the oil spill associated with the tanker "Prestige" using juveniles of the fish *Sparus aurata*. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 51, 652-660.
- Ocaña, F. A., Pech, D., Simões, N. y Hernández-Ávila, I. (2019). Spatial assessment of the vulnerability of benthic communities to multiple stressors in the

- Yucatan Continental Shelf, Gulf of México. *Ocean & Coastal Management*, 181, 104900.
- Quintanilla-Mena, M., Gold-Bouchot, G., Zapata-Pérez, O., Rubio-Piña, J., Quiroz-Moreno, A., Vidal-Martínez, V. M., Aguirre-Macedo, M. L. y Puch-Hau, C. (2019). Biological responses of shoal flounder (*Syacium gunteri*) to toxic environmental pollutants from the southern Gulf of Mexico. *Environmental Pollution*, 258, 113669.
- Pulster, E. L., Gracia, A., Armenteros, M., Toro-Farmer, G., Snyder, S. M., Carr, B. E., Schwaab, M. R., Nicholson, T. J. ... Murawski, S. A. (2020). A first comprehensive baseline of hydrocarbon pollution in Gulf of Mexico fishes. *Scientific Reports*, 10, 6437.
- Raimondo, S., Hemmer, B. L., Lilavois, C. R., Krzykwa, J., Almario, A., Awkerman, J. A. y Barron, M. G. (2015). Effects of Louisiana crude oil on the sheephead minnow (*Cyprinodon variegatus*) during a life-cycle exposure to laboratory oiled sediment. *Environmental Toxicology*, 31, 1627-1639.
- Redman, A. D. y Parkerton, T. F. (2015). Guidance for improving comparability and relevance of oil toxicity tests. *Marine Pollution Bulletin*, 98, 156-170.
- Reid, N. M., Proestou, D. A., Clark, B. W., Warren, W. C., Colbourne, J. K., Shaw, J. R., Karchner, S. I., Hahn, M. E. ... Whitehead, A. (2016). The genomic landscape of rapid repeated evolutionary adaptation to toxic pollution in wild fish. *Science*, 354, 1305-1308.
- Schlenk, D., Celandier, M., Gallagher, E. P., George, S., James, M., Kullman, S. W., Hurk, P. Van Den y Willett, K. (2008a). Biotransformation in fishes. En R.T. Di Giulio y D. E. Hinton (Eds.), *The Toxicology of fishes* (pp. 153-234). Boca Raton: CRC Press-Taylor & Francis.
- Schlenk, D., Handy, R., Steinert, S., Depledge, M. H. y Benson, W. (2008b). Biomarkers. En R. T. Di Giulio y D. E. Hinton (Eds.), *The Toxicology of fishes* (pp. 683-732). Boca Raton: CRC Press-Taylor & Francis.
- Schwaiger, J., Wanke, R., Adam, S., Pawert, M., Honnen, W. & Triebkorn, R. (1997). The use of histopathological indicators to evaluate contaminant-related stress in fish. *Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery*, 6, 75-86.
- Shugart, L. R. (1990). 5-Methyl deoxycytidine content of DNA from bluegill sunfish (*Lepomis macrochirus*) exposed to benzo[a]pyrene. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 9, 205-208.
- Singer, M. M., Aurand, D. V., Coelho, G. M., Bragin, G. E., Clark, J. R., Sowby, M. y Tjeerdema, R. S. (2001). Making, measuring, and using water-accommodated fractions of petroleum for toxicity testing. *International Oil Spill Conference*, 2001(2), 1269-1274.
- Spurgeon, D. J. (1997). Extrapolation of laboratory toxicity results to the field: a case study using the OECD artificial soil earthworm toxicity test. En N.M. van Straalen y H. Løkke (Eds.), *Ecological Risk Assessment of Contaminants in Soil*. Boston: Springer
- Sures, B. (2004). Environmental Parasitology: relevancy of parasites in monitoring environmental pollution. *Trends in Parasitology*, 20, 170-177.
- Sures, B., Nachev, M., Selbach, C. y Marcogliese, D.J. (2017). Parasite responses to pollution: what we know and where we go in 'Environmental Parasitology'. *Parasites & Vectors*, 10, 65.
- Valavanidis, A., Vlahogianni, T., Dassenakis, M. y Scoullou, M. (2006). Molecular biomarkers of oxidative stress in aquatic organisms in relation to toxic environmental pollutants. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 64, 178-89.
- Van Noordwijk, J. (1989). Bioassays in whole animals. *Journal of Pharmaceutical and Biomedical Analysis*, 7, 139-145.
- Van Veld, P. A. y Nacci, D. E. (2008). Toxicity resistance. En R.T. Di Giulio y D. E. Hinton (Eds.), *Toxicology of fishes* (pp. 597-641). Boca Raton: CRC Press.
- Vidal-Martínez, V. M., Pech, D., Sures, B., Purucker, S. T. y Poulin, R. (2010). Can parasite really reveal environmental impact? *Trends in Parasitology*, 26, 44-51.
- Vidal-Martínez, V. M., Centeno-Chale, O. A., Torres-Irineo, E., Sanchez-Ávila, J., Gold-Bouchot, G. y Aguirre-Macedo, M. L. (2014). The metazoan parasite communities of the shoal flounder (*Syacium gunteri*) as bioindicators of chemical contamination in the southern Gulf of Mexico. *Parasites and Vectors*, 7, 1e14.
- Williams, L. M. y Oleksiak, M. F. (2011). Ecologically and evolutionarily important SNPs identified in natural population. *Molecular Biology and Evolution*, 28, 1817-1826.
- Whitehead, A., Dubansky, B., Bodinier, C., Garcia, T. I., Miles, S., Pilley, C., Raghunathan, V., Roach, J. L. ... Galvez, F. (2012). Genomic and physiological footprint of the Deepwater Horizon oil spill on

resident marsh fishes. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109, 20298-20302.

Zhu, L., Qu, K., Xia, B. Sun, X. y Chen, B. (2016).
Transcriptomic response to water accommodated

fraction of crude oil exposure in the gill of Japanese flounder, *Paralichthys olivaceus*. *Marine Pollution Bulletin*, 106, 283–291.



Conclusiones generales

Luz Erandi Saldaña-Ruiz,* Eduardo Cuevas,**[‡] Oscar Sosa-Nishizaki,* Daniel Pech,[§] María de los Angeles Liceaga Correa,** M. Leopoldina Aguirre Macedo,[‡] Paula Pérez Brunius[‡]

En este tomo se presentó información de la evaluación de vulnerabilidad ecológica de ecosistemas marinos y sus componentes en el golfo de México, además de haber cuantificado la intensidad de interacción espacial y posibles impactos potenciales de derrames de petróleo sobre estos ecosistemas desde un conjunto de pozos propuestos por Petróleos Mexicanos (PEMEX) en aguas profundas. La identificación de áreas, regiones, especies y comunidades de alta vulnerabilidad ecológica y el conocimiento de las respuestas de organismos indicadores ante la exposición de hidrocarburos es de gran relevancia estratégica para los procesos de planeación, gestión, exploración y producción en la operación de la industria petrolera.

A partir del abordaje metodológico multi e interdisciplinario de la vulnerabilidad ecológica (p. ej. vulnerabilidad de tortugas y pelágicos con respecto a modelos de derrames) en el presente tomo, se generaron patrones generales consistentes entre las distintas aproximaciones implementadas. Estos patrones son clave para los procesos de planeación y atención de incidentes en la industria petrolera. El desarrollo de varios modelos para estimar vulnerabilidad permitió a) evaluar distintos niveles jerárquicos de organización biológica (especies, comunidades, hábitats) incluyendo especies focales, carismáticas, de interés comercial o bajo un estatus de protección, b) contar con un conjunto numeroso de indicadores y parámetros evaluados, c) evaluaciones a diferentes escalas es-

* Departamento de Oceanografía Biológica, Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada (CICESE).

** Laboratorio de Percepción Remota y SIG, CINVESTAV-IPN, Unidad Mérida.

[‡] Laboratorio de Ecología Espacial y del Movimiento, CONACYT-Universidad Autónoma del Carmen

[§] Laboratorio de Biodiversidad Marina y Cambio Climático, El Colegio de la Frontera Sur, Unidad Campeche

[‡] Departamento de Recursos del Mar, CINVESTAV-IPN, Unidad Mérida.

[‡] Departamento de Oceanografía Física, Centro de Investigación Científica y de Educación Superior

paciales, d) utilización de aproximaciones que permitieron modificar y crear indicadores específicos para los objetivos del proyecto, e) la evaluación de diversas amenazas además del petróleo, f) la categorización y mapeo de la vulnerabilidad ecológica, y g) la posibilidad de evaluar el efecto inmunológico y fisiológico en organismos centinelas ante la exposición a petróleo.

En este contexto de una gran diversidad de productos complementarios construidos, se generó información novedosa e inédita, con sustento técnico y científico robusto, basados en la distribución y dinámica espacial de elementos físicos, químicos y biológicos claves para la viabilidad en el largo plazo de los ecosistemas, así como de poblaciones de especies de interés ecológico y económico (regiones de alta diversidad y hotspots) en el golfo de México. La evaluación de la vulnerabilidad ecológica de estos elementos y su interacción con escenarios de derrames de petróleo son estratégicos para la toma de decisiones, evaluación y monitoreo de las condiciones de integridad y viabilidad ecológica en las áreas de operación de la industria petrolera. Esto se logró mediante el trabajo coordinado de especialistas de las ciencias biológicas, químicas, oceanográficas, físicas, matemáticas y de la tierra para construir los modelos y entregables cartográficos. Esta riqueza de visiones y conocimientos integrados en los productos es un hito *per se* en México, y a su vez una fortaleza por incluir criterios de naturaleza diversa integrados en productos inéditos.

A una escala geográfica, los modelos numéricos espacialmente explícitos de escenarios de derrames de hidrocarburos desde pozos en aguas profundas fueron fundamentales para la evaluación de potenciales interacciones entre escenarios de derrames con ecosistemas, comunidades y especies focales. En términos de la configuración espacial de la vulnerabilidad ecológica, los modelos coincidieron en la identificación de las zonas de plataforma continental como áreas de alta vulnerabilidad ecológica, condición que era esperada dada la alta productividad de estas zonas marinas; sin embargo, se desconocían los ensambles de componentes ecosistémicos (p. ej., pastos marinos y manglares) que configuran esta vulne-

rabilidad, y tampoco el grado de interacción con escenarios de derrame de hidrocarburo dada la dinámica de las corrientes marinas del golfo de México. Ahora conocemos cuáles son esas zonas críticas para atención en términos de la biota marina, incluyendo hotspots de diversidad a distintos niveles de organización biológica (individuos, poblaciones, comunidades, ecosistemas). Así también fue posible determinar la vulnerabilidad ecológica de elementos selectos de las comunidades de especies enlistados en la norma oficial mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010 y especies de importancia comercial.

Los modelos para la evaluación de la vulnerabilidad ecológica de diversos objetos de interés fueron construidos a diferentes escalas espaciales, de los cuales se extrajeron las siguientes conclusiones principales:

1. La región de distribución de tortugas marinas del norte de Veracruz y Tamaulipas es altamente sensible a posibles derrames desde los pozos 1, 2, 3 y 4 ya que contempla áreas de interanidación, migración y alimentación de estas especies en peligro de extinción. Las áreas de alta vulnerabilidad de tortugas marinas entre Veracruz y Tabasco presentaron un muy alto potencial de impactos por derrames desde los pozos 5 y 6.
2. El delfín clymene (*Stenella clymene*) es la especie de cetáceo residente del golfo de México más vulnerable ante la exposición a petróleo derramado por su baja abundancia poblacional y su tendencia a formar grandes agregaciones lo que podría aumentar la interacción con un posible derrame. Las especies que presentaron mayor peligro de co-ocurrencia con el petróleo ante escenarios de derrame en los pozos 1 a 3 son el delfín listado (*Stenella coeruleoalba*), el cachalote enano (*Kogia sima*) y el delfín de Risso (*Grampus griseus*); mientras que para los pozos 5 y 6 son la ballena piloto de aletas cortas (*Globicephala macrorhynchus*) y el cachalote (*Physeter macrocephalus*). El delfín moteado del Atlántico (*Stenella frontalis*) podría verse afectado ante escenarios de derrame en cualquiera de los seis pozos.

3. A partir de la evaluación de la vulnerabilidad ecológica de los peces pelágicos mayores ante derrames de petróleo se identificaron dos subgrupos. El primero integrado por atunes y picudos con una vulnerabilidad de media a baja, y el segundo por tiburones y mantarrazas con una vulnerabilidad media a alta. Se observó un patrón diferenciado de interacción entre los escenarios de derrame evaluados y los dos grupos, siendo que los pozos 1, 2 y 3 impactaron principalmente a los atunes y picudos, mientras que los escenarios de los pozos 5 y 6 a los de tiburones y mantarrazas. Estos resultados establecen las bases que podrían ser utilizadas para predecir efectos de los derrames de petróleo en la ecología de las especies de peces pelágicos analizadas, así como para establecer medidas de mitigación o evaluación de posibles impactos sobre estas y otras especies importantes a la pesca.
4. Las comunidades de vegetación acuática sumergida (VAS) de Campeche y Yucatán se encuentran lejos de las zonas posiblemente afectadas por los escenarios de derrames de petróleo en los seis pozos de aguas profundas presentados en el tomo I de esta obra (Pérez Brunius *et al.*, 2020), por lo que no influyen en sus zonas de distribución. Sin embargo, se evaluó la vulnerabilidad a derrames de petróleo en la línea de costa en zonas de VAS en la región de la sonda de Campeche, principal zona de producción petrolera del país. Junto con esta evaluación se remarca la alta susceptibilidad del manglar en esta región, el cual es altamente vulnerable ante impactos por petróleo. La información espacialmente explícita presentada contribuye a que los tomadores de decisiones cuenten con la información estratégica para enfocar sus esfuerzos de prevención, planeación, mitigación e implementación de medidas de adaptación dirigidas a aminorar los efectos negativos para mantener la diversidad y servicios ecosistémicos que estas áreas proporcionan.
5. Se probó la factibilidad y pertinencia de evaluar la vulnerabilidad ecológica en un ensamble espacial con objetos de interés de distintos niveles de organización biológica como poblaciones -tortugas marinas-, comunidades -macrofitos- y ecosistemas -praderas de pastos marinos-. La evaluación aportó modelos cuantitativos espacialmente explícitos que permiten evaluar el efecto adicional de presión que provocaría un derrame de petróleo sobre la condición de vulnerabilidad actual del sistema. Se presentó el centro y norte de Veracruz como zonas altamente vulnerables y el Pozo 5 fue el de mayor impacto de los evaluados sobre esta zona de por sí altamente vulnerables.
6. Desde una aproximación por regiones en el golfo de México, si un derrame de petróleo ocurre en cualquiera de los seis pozos modelados, la probabilidad de traslapo estimada es alta en la región costera nombrada laguna Madre y plataforma de Tamaulipas, una zona que se caracteriza por la presencia de hábitats vulnerables al petróleo (p. ej. mangle y pastos marinos) y que cuenta con la presencia de una gran diversidad de aves, peces e invertebrados. Tres de los escenarios de derrames (pozos 4, 5 y 6) tiene una moderada probabilidad de traslapo en la región costera de la laguna de Términos. Esta región en particular alberga un humedal costero de alta importancia ecológica que influye también sobre especies de importancia comercial como el camarón café y el camarón blanco del golfo, y su monitoreo es clave en caso de futuras exploraciones petroleras cercanas.
7. La vulnerabilidad de las comunidades planctónicas expuestas experimentalmente a la presencia de petróleo crudo ligero, en condiciones de mesocosmos, mostró cambios contrastantes en función del tiempo de exposición al petróleo y de la temporada del año. La vulnerabilidad de las comunidades fitoplanctónica y bacteriana presentó menor vulnerabilidad en la época de lluvias, cuando la disponibilidad de nutrientes en la columna de agua es mayor. De aquí se infiere que, de ocurrir un derrame en esta época en el sureste de México, la probabilidad de recuperación de la comunidad en un período relativamente corto de tiempo es mayor.

Adicionalmente, gracias al uso de los experimentos de mesocosmos, se identificaron indicadores que pueden ser utilizados en estimaciones de vulnerabilidad ante la amenaza de un derrame de petróleo en los ambientes marinos del golfo de México.

8. Se demostró la respuesta de organismos centinela (lenguado, *Achirus lineatus*; corvina roja, *Sciaenops ocellatus*) a la exposición experimental al petróleo y se generó información inédita sobre afectaciones fisiológicas y estructurales a estos organismos que son mayores conforme se incrementa la concentración de petróleo a la que se ven expuestos (exposición aguda) hasta el punto de producir daños irreversibles y mortalidad. En el mediano plazo (semanas a meses), los daños fisiológicos y estructuras pueden ser irreversibles, en especial en etapas tempranas de estos organismos. Los indicadores fisiológicos y estructurales generados son herramientas que permitirán estimar la vulnerabilidad y respuesta de otras especies marinas del golfo de México a la exposición a petróleo, y así comprender mejor la evolución de los efectos de un derrame de petróleo en la comunidad de peces que habitan la región.

De manera integral, es importante reconocer que las aproximaciones y modelos empleados aún tienen oportunidades de crecimiento, entre las que se incluyen las singularidades de resolución espacial de análisis de los modelos, ya que debido a que los objetivos de este proyecto fueron enfocados a aguas profundas no se realizaron evaluaciones de vulnerabilidad ecológica de los ecosistemas lagunares costeros y de zonas someras que se encuentran en la plataforma del golfo de México, y por ende la resolución espacial de los modelos de derrames (>25 km) no fue ajustada para estos sistemas. Otra oportunidad de crecimiento que minimizaría algunas limitantes fue que no todas las aproximaciones reflejan las variaciones temporales de distribución de las especies de interés, y por fines de parsimonia y homologación de los productos entregados no se estimaron los efectos de un derrame en aguas profundas en diferentes temporadas del año.

Por otro lado, uno de los principales retos fue la integración metodológica de los escenarios de derrame con los resultados de vulnerabilidad ecológica obtenidos con diversos modelos. Lograr esta integración requirió un gran esfuerzo de coordinación entre los equipos de trabajo que dio como resultado una colaboración interdisciplinaria que establece los precedentes para el desarrollo de futuros proyectos que puedan abordar problemáticas ambientales de los mares nacionales.

También, el conocimiento generado permitió delinear ensambles de distintas escalas de respuesta de los elementos de la biota marina de interés a la exposición directa o modelada a hidrocarburos, yendo desde las respuestas celulares y funcionales de los individuos (bioensayos y mesocosmos) que aportan criterios de sensibilidad poblacional y de comunidades, para pasar a la evaluación de la posible interacción de derrames con poblaciones (tortugas marinas, peces pelágicos mayores, mamíferos marinos), comunidades (macrofauna bentónica), ecosistemas (pastos marinos) y regiones con características físicas y ecosistémicas particulares. Este conocimiento aporta criterios robustos y espacialmente explícitos que son clave para la gestión de riesgos, y para la toma de decisiones por los distintos actores involucrados en la gestión y operación de la industria petrolera, a la vez que auxilia en la planeación estratégica para dirigir inversiones e implementar los procedimientos de responsabilidad ambiental que les corresponde. Esta información también es útil para los tomadores de decisiones que, junto con las empresas, tienen la responsabilidad de evaluar y monitorear las condiciones de integridad y viabilidad ecológica en las áreas de operación costa afuera de la industria energética, tal y como lo especifica el marco legal en México.

Finalmente, la información y conocimiento generados y que se describen en este Tomo son clave para fines de planeación de la exploración, producción y transporte de hidrocarburos, así como para el diseño, capacitación, preparación de protocolos de respuesta ante derrame de hidrocarburos, y para las evaluaciones y monitoreo de las condiciones ecosistémicas en zonas de aprovechamiento petrolero. Es de gran relevancia enfatizar que los resultados de este Tomo

también tienen un impacto social dado que aportan productos útiles a las autoridades mexicanas, compuestos por información esencial que permite sentar las bases metodológicas para evaluar las condiciones preexistentes a actividades futuras de exploración y producción, así como para futuras evaluaciones de seguimiento de la integridad ecológica en el golfo de México.

Los productos presentados en este Tomo son en sí hitos y un éxito histórico a nivel nacional, e incluso internacional dada la vecindad y responsabilidad política con los Estados Unidos de América y Cuba en el golfo de México. Sin embargo, el mayor éxito e impacto que estas aportaciones técnicas y científicas podrán tener sobre el futuro de los mares mexicanos y la responsa-

bilidad ambiental de la industria petrolera en nuestro país depende de la adopción e implementación del vasto conocimiento que se vierte en este Tomo. Se ha completado una etapa que es parteaguas en la generación del conocimiento necesario en la gestión de este gran ecosistema que es el golfo de México, y es ahora turno de las empresas y autoridades correspondientes adoptar e implementar estos cimientos, a la vez que de manera coordinada entre los múltiples sectores involucrados se planeen estrategias para dar continuidad a este gran inicio, procurando imprimir en conjunto un espíritu vivo y dinámico a este conocimiento, evitando se estanque y quede como un esfuerzo, sí muy grande y exitoso, pero aislado en el largo plazo.



*Vulnerabilidad ecológica del golfo de México ante
derrames de gran escala se terminó de editar
durante el mes de octubre de 2020*

