

Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano



Número Especial. Vol. 2 No.8. Julio-Diciembre 2015.

Recibido: 01 de julio de 2015

Acceptado: 01 de septiembre de 2015

Publicado: 01 de diciembre de 2015

INSTITUCIONES PARTICIPANTES



Universidad Veracruzana





ISSN 2007-5782



PARQUE NACIONAL SISTEMA ARRECIFAL VERACRUZANO

COMITÉ EDITORIAL PARTICIPANTE

UNIVERSIDAD AUTONOMA METROPOLITANA XOCHIMILCO

Dr. Jorge Castro Mejía

Responsable Editorial de la REVISTA DIGITAL E-BIOS

UNIVERSIDAD VERACRUZANA

Dr. José Antolín Aké Castillo

Investigador Titular C Tiempo Completo

ACUARIO DE VERACRUZ, A.C.

M. en C. Guadalupe Campos Bautista

Responsable Laboratorio de Alimento Vivo y Programa de Marea Roja



Universidad Veracruzana



PARQUE NACIONAL SISTEMA ARRECIFAL VERACRUZANO

AUTORIDADES INSTITUCIONALES

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA METROPOLITANA XOCHIMILCO

Dra. Patricia Emilia Alfaro Moctezuma
Rectora

Mtro. Rafael Díaz García
Director de la División de Ciencias Biológicas y de la Salud.

Dr. Gilberto Vela Correa
Jefe del Departamento El Hombre y su Ambiente

UNIVERSIDAD VERACRUZANA

Dra. Sara Ladrón de Guevara
Rectora

Dra. Carmen G. Blázquez Domínguez
Directora General de Investigaciones

Dr. Alfonso Gerardo Pérez Morales
Vicerrector región Veracruz-Boca del Río

ACUARIO DE VERACRUZ, A.C.

Sr. Anselmo Estandía Colom
Presidente del Consejo Administrativo

C.P.L. Armando Fernández Rangel
Director



Contenido

	Página
Prólogo.	1
Introducción.	2
Artículos.	
Comparación en el uso de globos y drones como herramientas para el mapeo y monitoreo del PNSAV. Comparing the performance of blimps and drones as monitoring and mapping tools for the PNSAV.	3-20
Aguilera-Arias, J, Ramírez-Chávez, E. J. y Bello-Pineda, J.	
Florecimientos algales nocivos y eutrofización frente a la costa del Puerto de Veracruz, suroeste del Golfo de México. Harmful algal blooms and eutrophication off the coast of the Port of Veracruz, southwestern Gulf of Mexico.	21-33
Pérez-Morales, A, Aké-Castillo, JA, Okolodkov, YB y Campos-Bautista, G	
Caracterización de la relación entre la distribución espacio-temporal de los tursiones (<i>Tursiops truncatus</i>) y las actividades humanas en el Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano. Characterization of the relationship between the spatial-temporal distribution of bottlenose dolphins (<i>Tursiops truncatus</i>) and human activities in the Veracruz Reef System National Park.	34-52
Hernández-Candelario, IC, Morteo, E, Heckel, G, Sosa-Nishizaki, O, Álvarez-Sánchez, LG, Flores-Uzeta, O y Martínez-Serrano, I.	
Lista anotada de las aves marinas, acuáticas y playeras del Sistema Arrecifal Veracruzano, México. Annotated Check-list of the seabirds, waterbirds and shorebirds of the Veracruz Reef System, Mexico.	53-82
Velarde-González, E, Ruz-Rosado, FD y Priego-Hernández, E.	

PARQUE NACIONAL SISTEMA ARRECIFAL VERACRUZANO

	Página
Migración anual del cazón tripa <i>Rhizoprionodon terraenovae</i> (Richardson, 1836) en el Sistema Arrecifal Veracruzano, suroeste del Golfo de México. Annual migration of sharpnose shark <i>Rhizoprionodon terraenovae</i> (Richardson, 1836) in the Veracruz Reef System, southwestern Gulf of Mexico. Marín-Osorno R.	83-95
Reclutamiento coralino in situ y en sustrato artificial en el Sistema Arrecifal Veracruzano, suroeste del golfo de México. Coral recruitment in situ and on artificial substrate in the Sistema Arrecifal Veracruzano, Southwestern Gulf of Mexico. Melo-Merino SM, Pérez-España H, Román-Vives MA.	96-105
Evaluación de técnicas de viveros y trasplantes para la restauración del coral <i>Acropora palmata</i> (Anthozoa:Scleractinia) en el Sistema Arrecifal Veracruzano. Evaluation of nursery and outplant techniques for <i>Acropora palmata</i> (Anthozoa:Scleractinia) restoration in the Veracruz Reef System Nava-Martínez, GG, García-Salgado, MA, Román-Vives MA, Lopez-Huerta I, Rangel-Avalos M., Ariane Dor, Edgar Samos.	106-123
Variación temporal de la estructura termohalina en el Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano. Thermohaline-structure temporal variation in the Sistema Arrecifal Veracruzano National Park. Perales-Valdivia, H, Sanay-González, R y Marín-Hernández, M.	124-137
Las pesquerías del Sistema Arrecifal Veracruzano SAV bajo un enfoque ecosistémico. Fisheries of Veracruz Reef System (SAV) under an Ecosystem Approach. Dávila-Camacho CA , Arceo Patricia, Pérez-España H y Bello-Pineda J.	138-150
La zona costera de Veracruz a Antón Lizardo: un análisis sobre la vulnerabilidad de sus servicios ambientales. The Veracruz to Antón Lizardo coastal zone: a vulnerability analysis of its environmental services Ortiz-Lozano, L, Granados-Barba, A, Espejel, I, Salas-Pérez, J y González-Gándara, C.	151-178
Revisión del estudio del fitoplancton en el Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano. A review of the study of phytoplankton in the National Park Sistema Arrecifal Veracruzano. Rodríguez-Gómez, CF, Aké-Castillo, JA, Campos-Bautista, G y Okolodkov, YB.	179-192

Prólogo

El Instituto de Ciencias Marinas y Pesquerías (ICIMAP), de la Universidad Veracruzana, ubicado en la ciudad de Boca del Río, realiza una gran parte de sus estudios científicos en el Sistema Arrecifal Veracruzano (SAV). En el mes de septiembre de este año, el ICIMAP cumplió 15 años de haberse fundado, y en este tiempo ha contribuido de manera notoria en la generación del conocimiento de esta zona arrecifal.

El Acuario de Veracruz, A.C. ubicado en la ciudad de Veracruz, dedica parte de sus esfuerzos al monitoreo ambiental con un programa específico denominado “Marea roja” que tiene como principal objetivo detectar florecimientos algales nocivos que puedan tener repercusiones negativas en sus instalaciones. Este monitoreo cumplió 10 años de trabajo en el mes de mayo del presente año.

Ambas instituciones han trabajado colaborativamente, y como conmemoración de sus años dedicados a estos esfuerzos de trabajo, se invitó a la comunidad académica a contribuir con los resultados de sus investigaciones en el SAV para la conformación de este número especial. Como resultado, el presente número del "Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano" ofrece una compilación de trabajos con aportaciones de diversos temas, que en conjunto integran información importante de un ecosistema marino que pertenece a una de las Áreas Nacionales Protegidas de México.

El número consta de once trabajos en total. Dos trabajos presentan los resultados de restauración de corales, que es una actividad clave en el mantenimiento y recuperación de las poblaciones al ser una zona arrecifal que resguarda a una riqueza y diversidad de especies marinas y que protege la línea de costa.

En el tema de pesquerías un trabajo nos muestra información de las migraciones anuales del *Rhizoprionodon terraenovae*, que es una especie de tiburón de importancia comercial en el sistema arrecifal y principal ingreso de la pesquería artesanal multiespecífica y ribereña. Otro trabajo presenta bajo un enfoque ecosistémico un análisis de las pesquerías, Respecto a la productividad primaria, que es de suma importancia por ser el primer eslabón de la cadena alimenticia, se proporciona en un trabajo una revisión del estudio del fitoplancton así como de las condiciones oceanográficas del PNSAV a largo plazo. También en otro trabajo se muestra un análisis sobre los florecimientos algales nocivos y eutrofización frente a la costa del Puerto de Veracruz.

Se continua con una serie de trabajos que abarcan las relaciones de distribución espacio-temporal de los tursiones (*Tursiops truncatus*) presentando un estudio de las condiciones ambientales y su relación con la abundancia y distribución de los cetáceos donde mencionan que muy raramente se incluyen las actividades humanas, las cuales pueden tener efectos negativos sobre los organismos. Otro trabajo presenta una lista anotada de las aves marinas, acuáticas y playeras, en la cual se muestran las características básicas de taxonomía, nomenclatura, distribución, hábitat, dieta, estatus migratorio y de protección en México.

Se abarca también, el tema de la vulnerabilidad de los servicios ambientales, en la zona costera de Veracruz a Antón Lizardo por efecto de las actividades humanas poniendo en contexto la relevancia y valoración de los ecosistemas de zona costera, así como de su conectividad. Otro trabajo describe la variación estacional de temperatura y salinidad observadas en la plataforma continental interna, en donde la estratificación termohalina presenta una fuerte estacionalidad que sugiere la influencia de la descarga de aguas continentales, radiación solar, temperatura del aire, patrón de vientos sinópticos y de corrientes sobre la plataforma continental.

Como complemento a este número, un trabajo muestra la comparación de usos de globo y drones como herramientas para el mapeo y monitoreo dentro de PNSAV para tener una alternativa del uso de plataformas independientes para obtener imágenes aéreas de alta resolución espacial y disminuir así los costos de trabajo de campo.

M. en C. Guadalupe Campos Bautista

Introducción.

Las investigaciones científicas en el Sistema Arrecifal Veracruzano han tomado relevancia por diversas circunstancias. La principal es el interés de preservar este maravilloso tesoro marino que día a día se ve fuertemente impactado por las presiones antropogénicas debido a la ubicación de uno de los puertos más importantes de México en este sitio: el puerto de Veracruz y la zona conurbada Boca del Río.

El Sistema Arrecifal Veracruzano representa un complejo estructural de formaciones coralinas de importancia ecológica en el Golfo de México. Estos arrecifes coralinos albergan una gran biodiversidad y proporcionan diversos servicios ambientales. Estos aspectos han sido reconocidos por el gobierno a nivel federal dando lugar al decreto que en 1992 declaró como área natural protegida a 23 formaciones arrecifales. Actualmente, el área natural protegida bajo la denominación de Parque Nacional, cuenta con una superficie total de aproximadamente 65 516 hectáreas. Esta protección tiene como objetivo principal preservar este ambiente natural dado los impactos antropogénicos a los cuales ha estado sujeto.

El Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano (PNSAV), a pesar de su protección durante 23 años, sigue siendo blanco de diversas actividades entre las que destacan las portuarias y pesqueras que inevitablemente impactan en el equilibrio ecológico de este ecosistema coralino. A su vez, diversos programas de investigación, educación, monitoreo, restauración son llevados a cabo como estrategias de mitigación de impactos.

El conocimiento generado en el PNSAV es vasto pero no suficiente. La generación de información científica para conocer la conformación topográfica del sistema, entender los procesos ecológicos y oceanográficos, y comprender la biodiversidad, son imprescindibles todavía para tener una adecuada organización y manejo del parque tal y como lo marca el decreto modificado en 2012.

Así, este número especial recopila una serie de trabajos con diversos enfoques: biodiversidad, métodos de estudio, oceanografía física, servicios ambientales, y pesquerías que conforman un marco de referencia para seguir con la generación de conocimiento de este ecosistema arrecifal.

Dr. José Antolín Aké Castillo

Comparación en el uso de globos y drones como herramientas para el mapeo y monitoreo del PNSAV.

Comparing the performance of blimps and drones as monitoring and mapping tools for the PNSAV.

¹Aguilera-Arias J, ²Ramírez-Chávez EJ, ³Bello-Pineda J.
Email: jabello@uv.mx.

¹Instituto de Ciencias Marinas y Pesquerías (ICIMAP)-Universidad Veracruzana. Av. Independencia No. 38, Segundo piso. Col. Centro. Boca del Río, Veracruz, México, C.P. 94290.

²Universidad Del Mar. Laboratorio de SIG y PR. Ciudad Universitaria Puerto Ángel, Distrito de San Pedro Pochutla, Oax. México, C.P. 70902.

³ICIMAP-Universidad Veracruzana. Av. Independencia No. 38, Segundo piso. Col. Centro. Boca del Río, Veracruz, México, C.P. 94290.

RESUMEN

La percepción remota (PR) ha probado su eficiencia para la caracterización, evaluación, monitoreo y modelaje en arrecifes coralinos someros, sin embargo algunos productos de PR más usados, como son las imágenes de satélite, presentan limitantes de resolución espacial o espectral que limitan obtener mapas de fondos a escala fina. Por esto se requieren enfoques de múltiples escalas, que implican la toma de datos de campo o usar imágenes de mayor resolución espacial para identificar los componentes a un detalle fino y así clasificar y verificar las imágenes de satélite. Esto aumenta los costos de los proyectos considerablemente. En años recientes y ante la disminución de costos en equipo de fotografía y video de alta definición se ha planteado la alternativa del uso de plataformas independientes para obtener imágenes aéreas de alta resolución espacial y disminuir así los costos de trabajo de campo. En este estudio se comparan dos plataformas autónomas para obtener imágenes de alta resolución espacial en el Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano; por un lado un globo inflado con helio y por otro lado un "dron". En ambos casos a estas plataformas se les montaron cámaras de alta definición no especializadas y en ambos casos la alta calidad de las imágenes permitió identificar tipos de fondo a una escala espacial similar a la obtenida con evaluaciones visuales rápidas en campo. A pesar que con ambas plataformas se obtienen resultados similares en cuanto a resolución espacial, existieron diferencias al evaluar tres categorías de aspectos para su uso práctico en campo: a) Facilidad de uso en terreno, b) facilidad de aprendizaje y adquisición de habilidad para su manipulación y c) aspectos relacionados al precio, accesorios y mantenimiento del equipo. La síntesis global arroja un puntaje ligeramente superior para el globo en comparación al dron.

Palabras clave: Percepción remota, arrecifes coralinos, imágenes de alta resolución.

ABSTRACT

Remote sensing (RS) has proven to be efficient in characterizing, evaluating, monitoring and modeling shallow coral reef; however some widely used RS products, such as satellite imagery, have limitations in their spatial and spectral resolutions to produce fine scale bottom types maps. That is why multi-scale approaches are required,

which implies the need of getting field data or using higher resolution imagery to identify bottom components to a finer detail and use them to classify and verify satellite imagery. This increases project costs considerably. Recently, the reduction on costs for high definition photography and video equipment has offered the alternative of using independent platforms to obtain high-resolution aerial imagery and reducing field work costs. In this paper, we compare two independent platforms to obtain high-resolution imagery at Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano; namely a Helium inflated blimp and a remotely operated drone. In both cases, platforms carried non-professional high definition cameras and in both cases high-resolution imagery obtained, allowed us to identify bottom types to a similar spatial resolution of rapid visual assessment techniques conducted directly in field. Despite that we obtained similar results with both platforms regarding spatial resolution, there were differences when we evaluated three categories of aspects related to their practical use in field: a) Ease to use in field, b) Ease to learn and developing skills for their use and c) aspects related to costs, accessories and maintaining of equipment. The overall synthesis ranked the blimp lightly above drone.

Key words: Remote sensing, coral reefs, high-resolution imagery.

INTRODUCCIÓN.

Los arrecifes coralinos se encuentran entre los ecosistemas más productivos y biodiversos en el planeta, y proveen de importantes servicios ambientales a las comunidades humanas (Costanza 1997; Hatcher 1997; Moberg y Folke 1999). Además de que contribuyen en gran medida a la economía de un área, por su valor turístico principalmente (Moberg y Floke 1999; Burke et al. 2011). Estos ecosistemas se encuentran en riesgo debido al acelerado crecimiento poblacional en zonas costeras y el cambio climático que ponen en riesgo su integridad ecológica (Souter y Lindén 2000), debido a la importancia de los arrecifes coralinos, existe una mayor conciencia para su conservación y protección (Wilkinson 2008).

El establecimiento de áreas naturales protegidas es una estrategia exitosa para conservar áreas coralinas a nivel mundial, sin embargo, el establecer e implementar un programa de monitoreo en tales sitios representa un costo económico que algunos países no pueden mantener (Phinn 1998; Green et al. 2000; Spalding et al. 2001; Coppin et al. 2004). La Percepción Remota (PR) ofrece una alternativa costo-efectiva que permite obtener información de extensas áreas arrecifales y a diversas escalas de tiempo, por lo que se han convertido en importantes herramientas en el monitoreo y evaluación de arrecifes coralinos (Mumby y Edwards 2002; Andréfouët et al. 2004; Scopéltis y Lindén 2010).

En ecosistemas de arrecifes coralinos, se han utilizado productos de PR, obtenidos mediante el uso de diversas plataformas (satélites, aviones, globos, papalotes, sondas, etcétera), en diversas aplicaciones como el mapeo de hábitats arrecifales (Cuevas-Jiménez et al. 2002; Aguirre-Gómez et al. 2005; Kabiri et al. 2014), detección de cambios a través del tiempo (Andréfouët et al. 2001; Palandro et al. 2003), evaluación de pérdida y cobertura coralina (Lewis 2002; Mumby et al. 2004), e incluso como insumo básico en el diseño de áreas marinas protegidas (Aswani y Lauer 2006).

Las imágenes satelitales, son uno de los productos de PR más costo-eficientes debido a que permiten mapear grandes áreas logrando una visión general del ecosistema, sin embargo, es necesario un

extensivo trabajo en campo para calibrar las imágenes, esto representa una alta inversión económica que depende directamente de la resolución de clasificación en la imagen satelital, es decir, a mayor detalle descriptivo es mayor el esfuerzo de trabajo en campo (Bird et al. 2000; Green et al. 2000; Capolsini et al. 2003).

Como alternativa al trabajo de campo, se han empleado enfoques de múltiples escalas (Scopéltis y Lindén 2010) que combinan diferentes tipos de productos de PR (imágenes satelitales, imágenes aéreas), estos productos son generalmente costosos ya que implican el uso de una plataforma alterna, principalmente aviones o avionetas (Green et al. 2000; Andréfoüet et al. 2005; Eakin et al. 2010). Otros trabajos han implementado el uso de plataformas independientes (globos, papalotes) como una manera costo-efectiva que reduce la inversión económica y el tiempo necesario para obtener información en campo (Estep et al. 1994; Boike y Yoshikawa, 2003; Sklaver et al. 2006; Terrados y García 2011; Kabiri et al. 2014). Recientemente, se ha popularizado y diversificado el uso de Vehículos Aéreos no Tripulados (UAV's por sus siglas en inglés) comúnmente llamados "Drones" (Añonuevo 2013; Fleur 2013; Kabiri et al. 2014), pero existen pocos trabajos que evalúen su eficiencia en zonas costeras.

En este trabajo se compara el uso de dos tipos de plataformas alternativas para la obtención de datos de PR en ecosistemas de arrecifes coralinos, un globo y un "dron". El estudio se realizó en el Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano, donde nos enfocamos en varios aspectos técnicos y discutimos el potencial de utilizar ambas herramientas como auxiliares en el mapeo y monitoreo de este tipo de ecosistemas.

ÁREA DE ESTUDIO

El Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano (PNSAV) se ubica en las coordenadas extremas: 19°02'16'' - 19°15'32'' Norte and 95°46'55'' - 96°11'45'' Oeste en el Golfo de México (Fig. 1). El PNSAV está conformado por 23 arrecifes de tipo plataforma divididos de manera natural por las descargas del Río Jamapa en grupos Norte y Sur (Lara et al. 1992). El grupo norte se encuentra frente a la ciudad de Veracruz (una de las ciudades más antiguas en México y puerto importante del Golfo de México), el grupo sur frente a la localidad de Antón Lizardo en el municipio de Alvarado. Históricamente, el PNSAV ha estado sujeto a fuertes impactos ambientales como la extracción de piedra coralina para la construcción de edificios en la época colonial (Carricart-Ganivet 1998), sedimentación por las descargas de ríos (Krutak et al. 1997), contaminación por descargas de aguas residuales, basura y sobrepesca (Tunnell 1992; Ortíz-Lozano et al. 2005) y recientemente por un proyecto de ampliación portuaria en las inmediaciones de algunos arrecifes cercanos al recinto portuario (APIVER 2011).

El PNSAV es un Área Natural Protegida desde 1992 (D.O.F. 1992), sin embargo aún no cuenta con un programa de manejo que establezca las medidas de conservación y aprovechamiento de esta área, aunado a esto ha sufrido modificaciones en su extensión (D.O.F. 2012) dejando de lado la protección a algunos sitios arrecifales previamente protegidos. El monitoreo que se realiza en esta área (por la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas), presenta limitantes espaciales que concentran sus

esfuerzos principalmente a los arrecifes de la parte Norte ya que existen carencias de infraestructura, personal y recursos económicos para monitorear toda la zona (CONANP 2012).

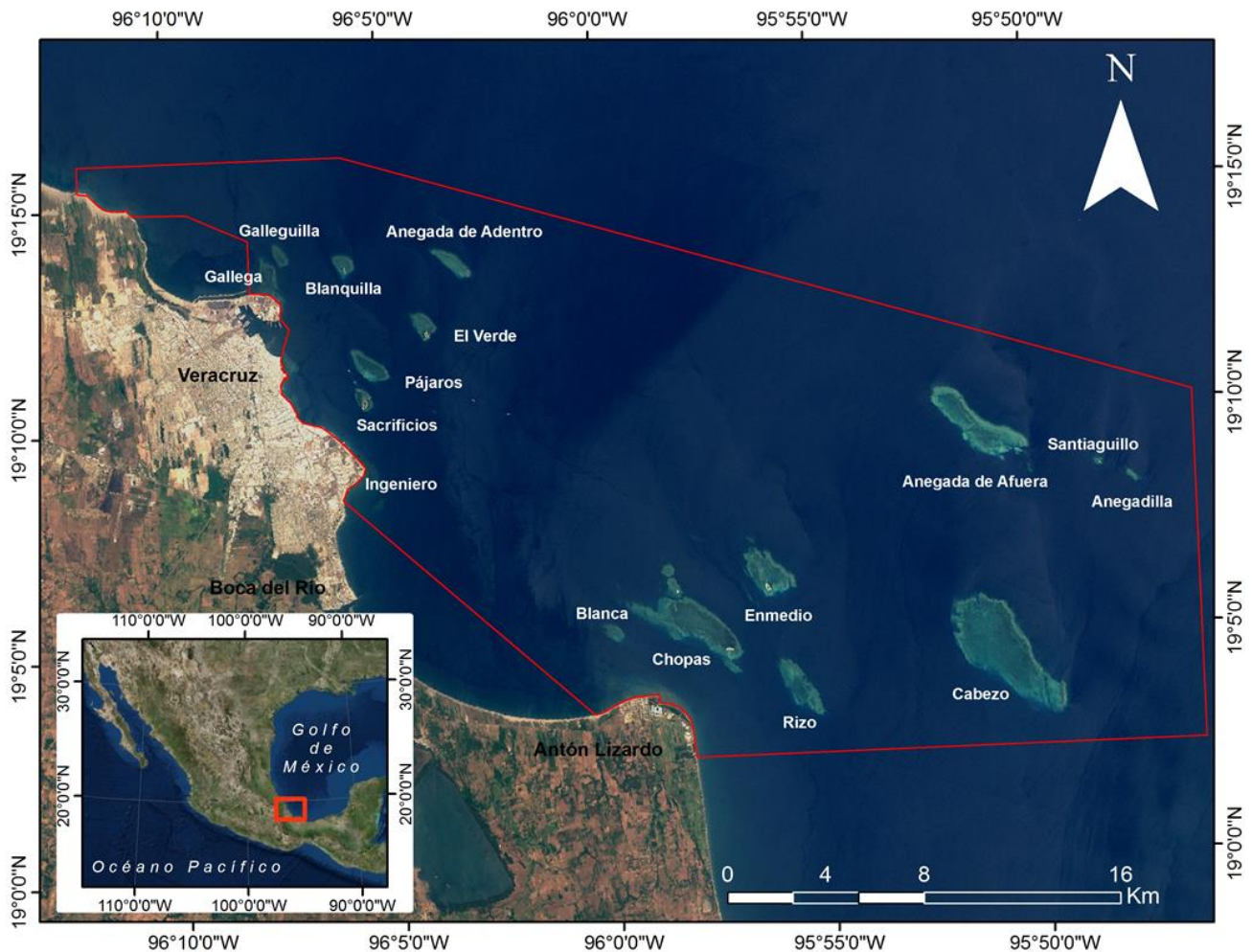


Fig. 1.- Área de estudio.

MATERIAL Y MÉTODOS.

Uso de un Globo para obtener video aéreo de alta resolución.

Para obtener video de alta resolución espacial (HD en inglés) se utilizó como plataforma un globo con forma de dirigible de 5 m de largo x 2m de ancho, hecho de nylon ultra-ligero con doble cámara e

inflado con Helio. Se emplearon dos tipos de cámaras, una de marca Sony HDR-SR10 (1920 X 1080 resolución) con la que se tomó video en los arrecifes Blanquilla, Sacrificios y Verde; y otra cámara de marca KODAK HD-K630 para los arrecifes Anegada de Afuera, Cabezo y En medio. Las cámaras se ajustaron a la base del globo mediante un tripie, al instalar la cámara se cuidó que el lente quedara perpendicular a la superficie del mar para comenzar a grabar con un zoom a infinito. El globo se elevó a 100 m de altura. Al utilizar un globo como plataforma no es posible mantener el control sobre la grabación así que al finalizar un transecto se recuperaba y revisaba el video. Los videos fueron tomados describiendo transectos en zigzag sobre las lagunas arrecifales durante la mañana (08:00 a 11:00 a.m.) en días calmos y sin nubes; los transectos fueron realizados utilizando una lancha de aluminio con motor fuera de borda, desde el bote los usuarios arrastraban el globo (líneas guías) que con el trayecto del bote abarcaba la mayor área posible del arrecife muestreado. Simultáneamente a la colecta de video aéreo desde la lancha y ayudados de una cubeta con fondo de vidrio se describían y registraban los tipos de fondos, utilizando una técnica de evaluación rápida considerando los elementos visualmente dominantes de acuerdo al sistema modificado de clasificación de Bello-Pineda (1998) y registrando los puntos de observación mediante un GPS Map76Cx Garmin™ (Done et al. 1981; Bello-Pineda et al. 2005).

Procesamiento del video aéreo obtenido con el globo.

El video aéreo se procesó congelando cuadros individuales y guardándolos como imágenes *.jpg con el programa Picture Motion Browser™. Estos cuadros fueron combinados mediante el software Photoshop para crear mosaicos de al menos tres imágenes. Estos mosaicos fueron importados al software Arc Gis 9.3 donde fueron corregidos geográficamente (georeferenciados), usando como referencia fotografías aéreas (adquiridas en Junio de 2007), y una imagen de satélite SPOT del 2009.

Generación de mapas temáticos de tipos de fondo.

Los mosaicos georeferenciados y los puntos de las estaciones con los resultados del análisis de datos de campo, fueron sobrelapados a las fotografías aéreas y a la imagen SPOT del 2009. Dicha imagen SPOT recibió un pre-procesamiento que consistió en aplicar una máscara (Green et al. 2000) con la cual se seleccionaron únicamente las lagunas arrecifales a estudiar, eliminando los elementos que “generan” ruido (agua profunda, islas, etc.) en la imagen (Green et al. 2000). La máscara se realizó empleando la banda infrarroja (longitud de onda 780 - 890 nm) de la imagen SPOT, ya que esta banda no penetra el agua (Green et al. 2000). Debido a las notorias diferencias en propiedades de la columna de agua (Lara et al. 1992), la imagen original fue subdividida entre arrecifes al norte y sur del sistema. Con el software TNT mips™ (<http://www.microimages.com>), se generaron los sitios de entrenamiento (Green et al. 2000), empleando la herramienta “sample cell ranges” del mismo programa, esta herramienta permite asignar pixel por pixel a cada tipo de clase (hábitat), para llevar a cabo la clasificación supervisada de la imagen de satélite se utilizó el algoritmo de máxima verosimilitud (Microimages 1997), ya que ha sido reportado que tiene una asignación de clases más precisa respecto a otros algoritmos de clasificación

supervisada (Green et al. 2000). El procedimiento de clasificación se realizó independientemente para las sub-imágenes de la parte norte y sur en que se dividió el área de estudio.

Evaluación de precisión de los mapas temáticos de tipos de fondo.

Para realizar la evaluación de la precisión de los mapas temáticos generados, se utilizaron algunos mosaicos de imágenes obtenidas del post-procesamiento de video aéreo HD. Se generaron sitios de verificación (polígonos) de los tipos de fondos presentes en las lagunas arrecifales usando el programa ArcMap 9.3™. Estos polígonos fueron convertidos a formato raster con el software IDRISI Andes™ (<http://www.clarklabs.org/>) y posteriormente exportados al programa TNT mips™. Estos polígonos se utilizaron como verificación de campo (“groundtruth”) en el proceso de evaluación de la precisión (Green et al. 2000), se utilizó el índice de Cohen Kappa para evaluar la precisión de los mapas generados (Cohen 1960).

Uso de un dron para obtener fotografía aérea de alta resolución.

El uso del dron tuvo como objetivo obtener exclusivamente imágenes aéreas de alta resolución del arrecife Verde. Las fotografías aéreas se obtuvieron el 7 de mayo de 2014 utilizando un Dron DJI Phantom V.1 (Fig. 4) el cual cuenta con sistema autopiloto Naza-M + GPS que ayuda a mantener estable su altitud. Se adaptó al fuselaje del dron un GPS Garmin modelo fénix de ± 1 m de error, cuya función es el registro del recorrido de vuelo con "checkpoint" (puntos de referencia) cada cinco segundos siendo sincronizado con la cámara fotográfica, GoPro 3+ Black edition (Dimensiones del sensor 6.6 [mm] x 4.95 [mm]) tomando fotografías cada cinco segundos con resolución de siete mega-píxeles. Para saber la altura a la que se encuentra el UAV se usó un Telemetro (Bushnell de precisión ± 1 m), y también para registrar el ascenso y detenerlo a una altura de 150 m.

Procesamiento de fotografías aéreas obtenidas con el dron.

Tanto las imágenes como los checkpoint fueron descargados y se seleccionaron las fotografías que se encontraban a una altura media de 150 m. El software Panorama Studio fue usado para crear un mosaico fotográfico que posteriormente fue exportado en ArcGIS 10.2 donde se le asignó referencia geográfica usando una imagen Landsat 8. En el caso de estas imágenes no se continuó ningún otro procesamiento de las imágenes de satélite pues el objetivo era obtener solo el mosaico del arrecife Verde.

Comparación de metodologías.

Con el objetivo de comparar los aspectos técnicos y prácticos del uso de ambas metodologías los autores tuvieron sesiones de análisis y se elaboró una tabla comparativa de ventajas y desventajas con el objetivo que sirva de guía sobre el tipo de enfoque a usar en estudios futuros. Adicionalmente y con el

objetivo de hacer una comparación lo más objetiva y sistemática posible se optó por utilizar un enfoque de análisis multicriterio. Los análisis multicriterio incluyen una serie de metodologías para abordar problemas que involucran la selección, orden y ponderación, que envuelven tanto objetivos como criterios múltiples (cuantitativos o cualitativos) y dar estructura a problemas de decisión poco estructurados (Bello-Pineda et al. 2013). En este caso se utilizó el Proceso analítico jerárquico (PAJ) implementado en el software Expert Choice™ (EC) (Saaty 1980). El PAJ permite establecer la importancia o contribución relativa de criterios, objetivos o preferencias utilizando comparaciones pareadas de los elementos utilizando un sistema de jerarquías. El resultado de las comparaciones pareadas de todos los elementos de un mismo nivel jerárquico entre sí permite asignar pesos (valores cuantitativos) relativos a cada elemento de acuerdo a su contribución respecto al criterio u objetivo del nivel jerárquico superior (Saaty 1980).

Utilizando el PAJ se realizó la comparación pareada de los siguientes atributos: accesibilidad de forma controlada y monitoreada, telemetría a distancia y programable para vuelos seguros, maniobrabilidad, escalabilidad, altitud y velocidad, estabilidad, tiempo de vuelo, precio, refacciones y accesorios, mantenimiento, control, transportación del equipo, curva de aprendizaje para el manejo y flyaway (vuelos en donde el vehículo no responde a los comandos del piloto).

La Fig. 2 muestra la estructura jerárquica usada para esta comparación. Debido a la diversidad de atributos a comparar, estos se agruparon en tres categorías:

- a. Facilidad de uso en terreno.
- b. Facilidad de aprendizaje y adquisición de habilidad para su manipulación.
- c. Aspectos relacionados al precio, accesorios y mantenimiento del equipo.



Fig. 2. Esquema jerárquico de los principales aspectos comparativos entre plataformas utilizadas (globo y dron).

Primero se estableció el peso global de cada uno de los tres grupos de atributos a evaluar y posteriormente cada atributo fue comparado de manera pareada para ambas plataformas utilizadas (globo y dron). Finalmente, utilizando el módulo de síntesis del EC, se estableció cuál de las dos plataformas ofrece mayores ventajas.

RESULTADOS.

Uso del Globo.

La Fig. 3 muestra la sobreposición de los mosaicos obtenidos a partir del video aéreo sobre las fotografías aéreas y la imagen SPOT. La resolución espacial alcanzada en estas imágenes fue de 4 cm en promedio.

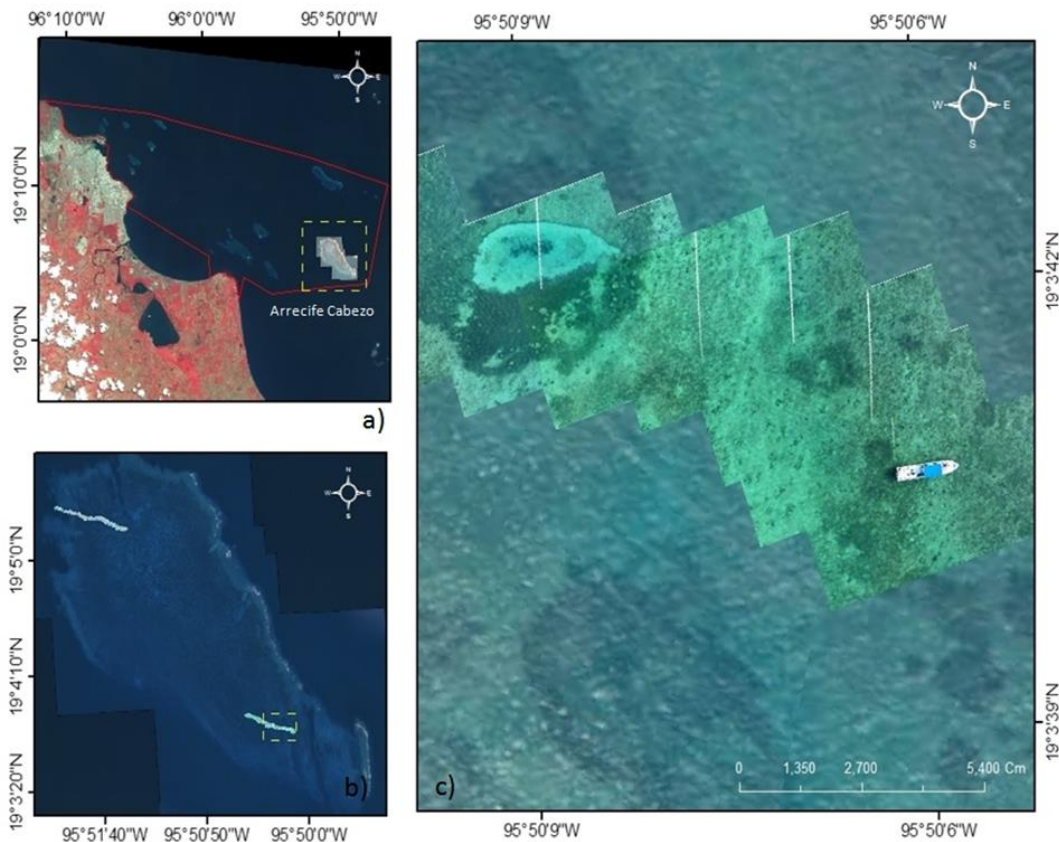


Fig. 3. Proceso de georreferencia de video aéreo obtenido mediante el uso del globo, a) imágenes satelitales, b) fotografía aérea y c) video aéreo.

La Fig. 4 muestra el mapa temático obtenido del proceso de clasificación de la imagen SPOT considerando las clases temáticas determinadas con el análisis estadístico de las clases de campo. La imagen muestra una clara diferencia estructural entre lagunas arrecifales al norte (cuatro tipos de fondos) y sur (tres tipos de fondos). La evaluación de la precisión mostró la utilidad del uso del video aéreo como fuente de información para verificar los mapas resultantes; obteniéndose un valor del índice de Kappa estimado para norte (72.95%) y para sur (77.53%). Los resultados presentados, sólo incluyen el procesamiento final de los datos obtenidos por Aguilera-Arias (2012).

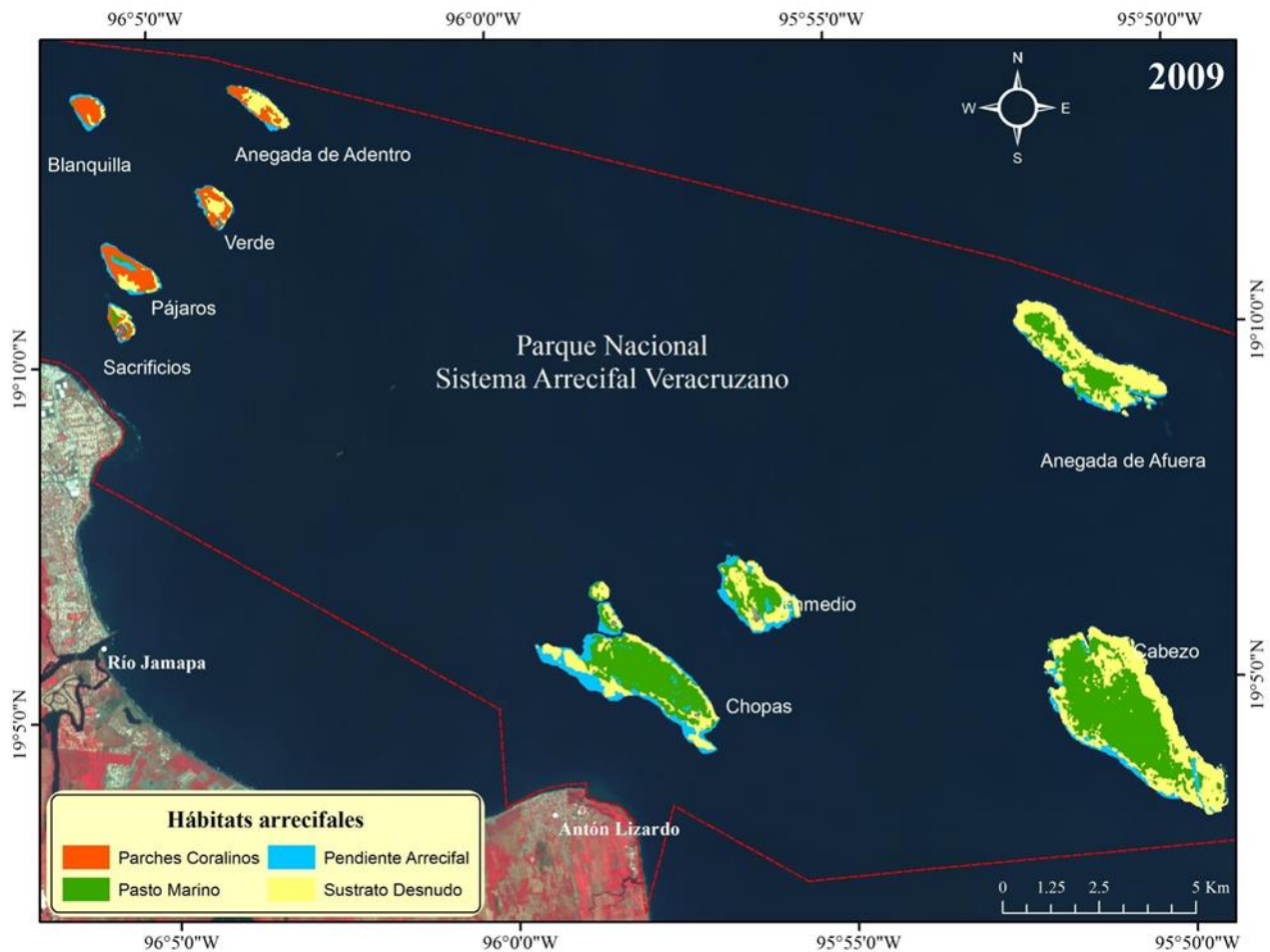


Fig. 4. Mapa temático de los tipos de hábitats presentes en lagunas arrecifales del PNSAV.

Uso del Dron.

La Fig. 5 muestra la imagen del arrecife Verde obtenida con el dron. Se alcanzó una resolución espacial de 2 cm y una cobertura de alrededor de 1 Km². A pesar de que en este caso no se prosiguió con una etapa de clasificación, el detalle de la imagen permitiría en teoría un enfoque análogo al seguido en Ramírez-Chávez et al. (2014) para la costa de Oaxaca.

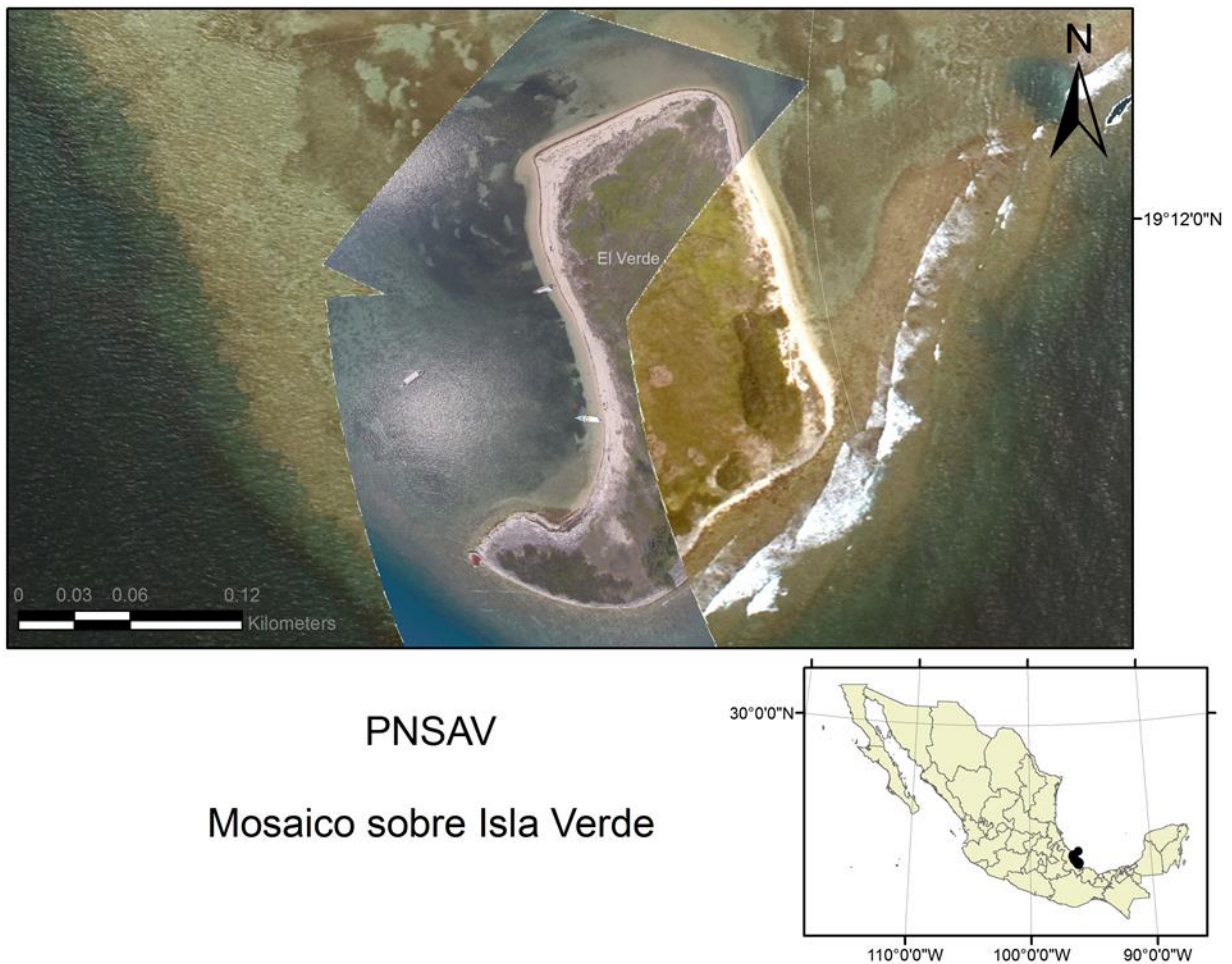


Fig. 5. Mosaico de imágenes del arrecife Verde obtenidas con el dron sobrepuesta a la fotografía aérea.

Comparación de métodos.

La tabla 1 muestra un comparativo de ambos métodos considerando los diferentes aspectos evaluados.

Tabla 1. Análisis comparativo entre aspectos técnicos relacionados con las plataformas alternativas utilizadas para la obtención de imágenes aéreas.

Atributo	Globo	Dron
Accesibilidad de forma controlada y monitoreada	De fácil acceso en áreas remotas e inaccesibles. Mantienen la integridad del ecosistema al ser una técnica no intrusiva.	Se puede acceder a zonas inaccesibles, peligrosas o a una distancia considerada manteniendo intacta la integridad del usuario ya que puede transmitir video en tiempo real (Trimble 2013).
Telemetría a distancia y programable para vuelos seguros	No es posible programar la dirección del vuelo, que depende totalmente del usuario que arrastra el globo con ayuda de cordel de longitud variable.	El GPS, la brújula, acelerómetros, giroscopios interno además de evitar la pérdida del dron, se enlazan a una aplicación que permite calcular automáticamente la energía para no rebasar punto de no retorno. De esta manera el dron entra en modo de vuelo autónomo “Home Lock” y regresa al punto de despegue siempre y cuando se haya esperado el despegue para que registre dicho punto.
Maniobrabilidad	Debido al uso de cordel guía los cables o árboles son un obstáculo considerable.	Puede librar obstáculos con mucha facilidad, evitando así los problemas de accesibilidad. Pero esta características no solo pueden variar por el diseño, también el usuario juega un papel importante en el desempeño de la maniobrabilidad, así como las condiciones climatológicas.
Escalabilidad	Soporta pesos mayores a 5 Kg por lo que se pueden acoplar varios aditamentos sin problema.	Gran número de drones son diseñados con el objetivo de obtener fotografía y video aéreo comercial o publicitario. Es por eso algunos cuentan con <i>gadgets</i> como complementación. Tal es el caso de diferentes tipos de arneses, estabilizadores de cámaras digitales de diferentes modelos para su manipulación. Hay que señalar que el peso extra de los <i>gadgets</i> afecta en la duración del vuelo.
Altitud y velocidad	La altitud depende enteramente del usuario. La velocidad está dada por el usuario que tiene el control del globo en tierra, pero el uso de cuerda limita su altitud pues entre más larga sea, mayor la resistencia al viento.	Pueden alcanzar alturas de hasta 6 Km, con una velocidad máxima registrada de 18 km/h. Al momento de escribir este artículo se cuenta con la circular CO AV-21.2/07Rde la SCT la cual divide a estos vehículos en 3 secciones según su peso, para el usado en este artículo se recomienda no volarlo a menos de 8 km de un aeropuerto y nomas allá de 150 metros.

PARQUE NACIONAL SISTEMA ARRECIFAL VERACRUZANO
NÚMERO ESPECIAL VOL.2, No.8. JULIO-DICIEMBRE 2015.

Atributo	Globo	Dron
Estabilidad	Diseño aerodinámico que permite al globo adaptarse a las condiciones climáticas presentes (cuenta con alerones que se ajustan a la dirección del viento).	Depende de la eficiencia de los motores, así como de las variables climáticas, puesto que no soportan vientos de más de 40 km/H, Índice K (electromagnetismo del sol) mayor a 7. Sin embargo su GPS, controlador electrónico de velocidad de los motores, giroscopios y acelerómetros permite mantener al dron en un sola posición sin necesidad de ajustarla manualmente con el radio control, con una precisión de +/- 50 cm.
Tiempo de vuelo	Indefinido, depende directamente del Helio (entre 2 o 3 días de durabilidad). El tiempo de vuelo depende directamente de la capacidad de la batería utilizada en la cámara (entre 1 a 2 horas continuas).	El tiempo de vuelo está relacionado a las baterías, debido a su durabilidad. Se han registrado drones no militares con vuelos de alrededor de 9 a 25 minutos sin equipo fotográfico, lo cual podría ser una limitante, sin embargo programando la cámara para tomar fotografía cada 3 o 5 segundos se puede llegar a cubrir 16 Ha.
Precio	Entre \$US 1,000.00 y 1,200.00	Variaran de acuerdo a los diseños y modelos que pongan a disposición las diferentes empresas distribuidoras, o los componentes que uno quiere comprar para ensamblar, sin embargo se puede conseguir desde \$10,000 ^{Mn} . Aun así es claro que se pueden obtener drones a muy buen precio y con muy buenos atributos. Es importante mencionar que la rentabilidad de estos dependerá del uso y el mantenimiento que se proporcione. Un apartado especial son las baterías éstas van desde los \$800 hasta los \$6,000, según el numero de celdas, capacidad de carga y de descarga. Se recomienda por lo menos tener un par de baterías para aprovechar al máximo el UAV
Refacciones y accesorios	Mínimas. Parches y pegamento de PVC alrededor de \$50.00, pero el precio de cada recarga de Helio es de \$1,900.00.	Actualmente es fácil de conseguir refacciones para drones comerciales, se pueden encontrar en línea de diferentes empresas alrededor de la republica que ofrecen servicios de reparación o envío, refacciones, teniendo costos desde \$150 hasta \$6,000.
Mantenimiento	No se considera obligatorio, solamente si el globo se moja con agua salada se recomienda enjuagarse con agua dulce para eliminar el salitre y secarlo. La garantía de fábrica es de 2 años.	El mantenimiento es de bajo costo, salvo que se tenga que cambiar o reparar una pieza, sobre todo si se trata del estabilizador de la cámara. Se requiere limpieza de motores por cada sesión de trabajo, actualizaciones de software una vez al mes, revisión mecánica tuercas y conexiones eléctricas, verificación de carga de las baterías. No es recomendable volar el UAV por más de 4 baterías, se recomienda un descanso de una hora con la finalidad que los motores no se sobrecalienten.

Atributo	Globo	Dron
Control	Este globo no cuenta con control remoto. Depende directamente del usuario en tierra ya que se maneja el globo a través de una cuerda de longitud variable.	El radiocontrol y el GPS de los drones pueden considerarse una ventaja. Debido a la accesibilidad y el control que permiten. Aun así puede ser una desventaja debido a que pueden ser <i>hackeados</i> mediante su navegador GPS (Wozni 2012). Logrando hacer que el dron entre en piloto automático mencionado anteriormente, al aumentar el nivel de ruido, para después ser guiado por una señal pirata que le proporciona coordenadas de aterrizaje, que el dron tomará como punto de inicio.
Transportación del equipo	Equipo frágil. Un Volumen de 0.5 m ² y peso de 3 Kg con accesorios. Requiere un maletín especial.	En el país, el transportar un UAV principalmente por medio aéreo, no cuenta con regulaciones estrictas. Sin embargo ante la creciente demanda y conocimiento de ellos, algunos aeropuertos piden documentar baterías o guardarlas en bolsas protectoras y maletines especiales.
Curva de aprendizaje para el manejo de Dron	No es necesario un entrenamiento extenso para manipularlo solo es necesario mantenerlo estable (1 a 2 semanas).	Apenas se empiezan a generar estadísticas sobre el uso de los drones, sin embargo se estima una curva de 4 a 6 meses para maniobrar de forma precisa el equipo y saber cómo reaccionar ante algún imprevisto.
<i>Flyaway</i> (vuelos en donde el vehículo no responde a los comandos del piloto)	Depende básicamente de la resistencia del cordel con que se sujeta, pero puede resistir vientos de hasta 40Km/h manteniéndose estable.	Principalmente se deben a errores de piloto o falta de mantenimiento. Sin embargo, se han dado por fallas eléctricas de los motores, aunque con probabilidad del 1% o menor.

La tabla 2 muestra el peso asignado, primero a cada grupo de atributos y posteriormente a los diferentes atributos por cada grupo. Se puede observar que se le asignó un mayor peso al grupo de atributos relacionados con la facilidad de uso (0.523), seguido por el grupo de aspectos relacionados al precio, accesorios y mantenimiento del equipo (0.289) y finalmente el grupo relacionado a la facilidad de aprendizaje y adquisición de habilidad para su manipulación (0.188). Posteriormente se observa el puntaje asignado a cada atributo individualmente, mediante la comparación pareada. Es importante resaltar que la contribución individual de cada atributo es a su vez ponderada por el peso asignado al grupo al que pertenece, por lo que los atributos del grupo relacionado a la facilidad de uso (con un peso de 0.523) tienen un mayor peso global que los del grupo relacionado a la facilidad de aprendizaje y adquisición de habilidad para su manipulación (con un peso 0.188).

La síntesis global de los resultados asigna una calificación ligeramente mayor al globo con un valor general de 0.515 respecto al 0.485 del dron.

Tabla 2. Peso asignado a los diferentes grupos de atributos y calificación parcial asignada para cada plataforma y para cada atributo.

Nivel 1 Grupo de Atributos	Peso	Nivel 2 Atributo	Peso	Calificación Parcial	
				Globo	Dron
Uso	0.523	estabilidad	0.092	0.092	0.046
		control	0.090	0.069	0.090
		tiempo	0.089	0.089	0.029
		accesibilidad	0.078	0.049	0.078
		telemetría	0.070	0.035	0.070
		altitud	0.056	0.037	0.056
		velocidad	0.049	0.022	0.049
Precio	0.289	costo	0.093	0.093	0.075
		mantenimiento	0.071	0.071	0.036
		refacciones	0.050	0.039	0.050
		escalabilidad	0.042	0.042	0.042
		transportabilidad	0.033	0.033	0.021
Aprendizaje	0.188	maniobrabilidad	0.077	0.023	0.077
		flyway	0.066	0.066	0.025
		aprendizaje	0.046	0.046	0.017

DISCUSIÓN.

El uso de imágenes satelitales continua constituyendo una herramienta importante en el mapeo de arrecifes coralinos debido a que ofrecen una visión sinóptica regional de un área arrecifal (Andréfouët et al. 2004; Eakin et al. 2010). Actualmente, las plataformas independientes alternas (globos, papalotes, paracaídas y drones) han cobrado popularidad en diversas aplicaciones, que incluyen los arrecifes coralinos (Añonuevo 2013; Fleur 2013; Kabiri et al. 2014; Schill 2014). Las plataformas alternas permiten obtener información de alta resolución, pero con menor amplitud de área; por esta razón, se propone que el uso de plataformas alternas sirva como información complementaria en el mapeo de arrecifes coralinos, tal y como en este trabajo, que se demostró la utilidad del video aéreo con el globo para obtener información útil en la clasificación y verificación de mapas temáticos, similar a los trabajos de Schill (2014) y Kabiri et al. (2014) donde utilizan video aéreo de una plataforma alterna (dron y paracaídas) como fuente de información en el mapeo de arrecifes coralinos.

Adicionalmente, la resolución final del video y fotografía aéreos ofrece una herramienta que pueda ser utilizada en el monitoreo de organismos marinos. Tal y como lo señalan Kabiri et al. (2014), quienes indican que las imágenes HD obtenidas mediante una plataforma alterna proporcionan información detallada sobre cobertura coralina que podría ser utilizada en un programa de monitoreo para observar cambios en colonias de corales. Durante la realización de este trabajo, se pudieron observar

organismos como tortugas, peces grandes (rayas), camas de pastos marinos, erizos de mar y corales, que pueden ser objetivos de monitoreo posterior.

Al comparar las plataformas utilizadas (globo y dron), fue posible establecer algunas diferencias y similitudes entre ambas herramientas. Sin embargo, una diferencia relevante es el tiempo de grabación de video que en el caso del globo depende de la batería de la cámara, pudiendo grabar hasta 2:30 hrs. En el caso del dron, la grabación no es constante ya que necesita cambios de baterías cada 12 minutos, lo que concuerda con Schill (2014) quien menciona que fueron necesarias 10 baterías de 2700 mAh para obtener 100 minutos de grabación de un ecosistema arrecifal. Sin embargo, el dron presenta mayor estabilidad para tomar video y/o fotografía debido a sus giroscopios, acelerómetros y GPS integrado, por lo que en un periodo de tiempo más pequeño la cantidad de material desperdiciable llega a ser nulo o cercano a nulo. En el caso del globo, el Helio dura entre 2 – 3 días, por lo cual se podría considerar una herramienta con mayor costo-beneficio ya que no es necesario adquirir varias unidades de baterías. A pesar de esta diferencia, actualmente los drones se están convirtiendo en herramientas más comerciales y de fácil acceso, cada vez con mejoras en cuanto a eficiencia, tiempo de vuelo, maniobrabilidad y navegación (Austin 2010). Por lo que representan herramientas en proceso de mejoramiento, con potencial de uso en el monitoreo de ecosistemas naturales.

En el presente trabajo se comparó el uso de dos plataformas independientes (globo y dron) para obtener imágenes aéreas en arrecifes coralinos someros. El análisis comparativo de ambos métodos se inclina al uso del globo como una mejor alternativa, sin embargo, las características tecnológicas del dron no demeritan su enorme potencial. Debe considerarse que esta comparación es un ejercicio basado en la percepción de los autores y que con seguridad otros usuarios pueden tener percepciones diferentes. Tanto el método de comparación, como los atributos evaluados, la forma en que éstos fueron agrupados y los pesos asignados a dichos grupos determina el resultado obtenido, por lo que se recomienda ampliar la muestra con otros usuarios de plataformas independientes e incluso extenderla a otros tipos de cámaras. Los resultados sugieren que ambas alternativas son herramientas no intrusivas que mantienen la integridad ecológica del ecosistema, las imágenes aéreas obtenidas son de alta resolución (4 cm/pixel para el globo y 2 cm/pixel para el dron) lo que representan gran potencial para identificar organismos en el fondo (camas de pastos marinos, corales, peces grandes, erizos, entre otros). Aunque aquí no se realizó un estricto análisis costo-beneficio, si se incluyeron en la evaluación los aspectos de precio, accesorios y mantenimiento del equipo, que nos permite considerar que ambas herramientas son opciones costo-efectivas para el monitoreo de ambientes arrecifales. Esto es relevante, sobre todo en países como el nuestro, con bajos presupuestos para el monitoreo ambiental; como quedó de manifiesto en el proceso que llevó a la modificación de la poligonal del PNSAV (Diario Oficial de la Federación 2012), pues la Comisión de Áreas Naturales Protegidas cuenta con un presupuesto muy reducido para monitorear las áreas naturales protegidas (ANP) del país, especialmente ecosistemas costeros y marinos como el PNSAV. Consideramos que el uso de plataformas independientes como son globos o drones representan una oportunidad de obtener información a diferentes resoluciones espaciales y temporales que pueden contribuir a un mejor manejo de los recursos naturales.

AGRADECIMIENTOS.

Agradecemos el financiamiento por el CONACYT al proyecto 89997 y la beca de maestría a Aguilera-Arias. Al Dr. J.L. Hernández-Stefanoni por sus recomendaciones y apoyo para conseguir las imágenes de satélite a través de la SEMAR (convenio DIS-007/09). Al Biol. Jorge Carranza por las fotografías aéreas utilizadas.

BIBLIOGRAFÍA.

- Aguilera-Arias J. 2012. Caracterización estructural y dinámica del paisaje en lagunas arrecifales: estudio de caso Sistema Arrecifal Veracruzano. Tesis de Maestría. Instituto de Ciencias Marinas y Pesquerías de la Universidad Veracruzana, Boca del Río, Veracruz, México. 81 p.
- Aguirre-Gómez R y LM Morales-Manilla. 2005. Análisis espectral del arrecife coralino de Cayos Arcas, Campeche, México. Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM. 57: 7-20.
- Andréfouët S y B Riegl. 2004. Remote sensing: a key tool for interdisciplinary assessment of coral reef processes. Coral Reefs 23: 1-4.
- Andréfouët S, EJ Hochberg, C Chevillon, FE Muller-Karger, JC Brock y C Hu. 2005. Multi-scale remote sensing of coral reefs. p. 297-315. En Miller RL, CE Del Castillo y BA McKee (eds.). Remote sensing of coastal aquatic environments. Springer. Netherlands.
- Andréfouët S, FE Muller-Karger, EJ Hochberg, C Hu y KL Carder. 2001. Change detection in shallow coral reef environments using Landsat 7 ETM+ data. Remote Sensing of the Environment. 78: 150-162.
- Año nuevo. 2013. How kites are being used to save PHL coral reefs. GMA news online. <http://www.gmanetwork.com/news/story/337627/scitech/how-kites-are-being-used-to-save-phl-coral-reefs> (accesado el 20 de Abril de 2015).
- APIVER. 2011. Programa Maestro de Desarrollo Portuario de Veracruz 2011-2016, p. 57 y 160, Disponible en <http://www.puertodeveracruz.com.mx/apiver/archivos/PDMP/PMDP-2011-2016.mod.Dic-2012.pdf>
- Aswani S y M Lauer. 2006. Benthic mapping using local aerial photo interpretation and resident taxa inventories for designing marine protected areas. Environmental Conservation 33 (3): 263-273.
- Austin R. 2010. Unmanned aircraft systems: UAVs design, development and deployment. John Wiley & Sons, Chichester, UK. 365 p.
- Bello-Pineda J. 1998. Sistema de clasificación para los tipos de fondo del arrecife Alacranes compatible con una imagen Landsat TM. Tesis de Maestría. Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional, Mérida, Yucatán, México. 104 p.
- Bello-Pineda J., MA Liceaga-Correa, H Hernández-Núñez y R Ponce-Hernández. 2005. Using aerial video to train the supervised classification of Landsat TM imagery for coral reef habitats mapping. Environ. Monit. Assess. 105: 145-164.
- Bello-Pineda J, V Obregón-Noriega, J C Grageola-Núñez, M A Cruz-Nieto y C Carmona-Islas. 2013. Developing a user-friendly decision support system for the Wetlands Corridor of the Gulf of California. Ocean and Coastal Management. 82: 127-137.
- Bird A C, J C Taylor y T R Brewer. 2000. Mapping National Park Landscape form ground, air and space. International Journal of Remote Sensing. 21(23): 2719-2736.
- Boike J y K Yoshikawa. 2002. Mapping of periglacial geomorphology using kite/blimp aerial photography. Permafrost and Periglacial Processes. 14: 81-85.
- Burke L, K Reytar, M Spalding y A Perry. 2011. Reefs at risk revisited. World Resources Institute. Washington, D.C. 130 p.

PARQUE NACIONAL SISTEMA ARRECIFAL VERACRUZANO
NÚMERO ESPECIAL VOL.2, No.8. JULIO-DICIEMBRE 2015.

- Capolsini P, S Andréfouët, C Rion y C. Payri. 2003. A comparison of Landsat ETM+, SPOT HRV, Ikonos, ASTER, and airborne MASTER data for coral reef habitat mapping in South Pacific islands. *Canadian Journal of Remote Sensing*. 29(2): 187-200.
- Carricart-Ganivet J P. 1998. Corales escleractíneos, “piedra mucar” y San Juan de Úlva, Veracruz. *Cienciay Desarrollo* 141: 70-73.
- CONANP. 2010. Bitácora de registro de actividades realizadas en el Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas.
- Coppin P, I Jonckheere, K Nackaerts, B Muys y E Lambin. 2004. Review Article Digital Change detection methods in ecosystem monitoring: review. *International Journal of Remote Sensing*. 25 (9): 1565-1596.
- Costanza R, R d’Arge, R de Groot, S Farber, M Grasso, B Hannon, K Limburg, S Naeem, R V O’Neill, J Paruelo, R G Raskin, P Sutton y M Van Den Belt. 1997. The value of the world’s ecosystem services and natural capital. *Nature* 387: 253-260.
- Cuevas-Jiménez A, P L Ardisson y A R Condal. 2002. Mapping of shallow coral reefs by colour aerial photography- *International Journal of Remote Sensing*. 23(18): 3697-3712.
- De Vel O Y y W Bour. 1990. The structural and thematic mapping of coral reefs using High resolution SPOT data: Application to the Tetembia reef (New Caledonia). *Journal Geocarto International*. 2: 1-8.
- Diario Oficial de la Federación. 1992. Decreto Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano. Lunes 24 de Agosto de 1992, México. <http://www.conanp.gob.mx/sig/decretos/parques/sav.pdf>
- Diario Oficial de la Federación. 2012. Decreto por el que se modifica la extensión del Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano. Viernes 30 de Noviembre de 2012, México. http://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5280548&fecha=29/11/2012
- Done P J. 1992. Phase-shifts in coral reef communities and their ecological significance. *Hydrobiología* 247: 121-132.
- Eakin C M , C J Nim, R E Brainard, C Aubrecht, C Elvidge, D K Gledhill, F Muller-Karger, P J Mumby, W J Skirving, A E Strong, M Wang, S Weeks, F Wentz, y D Ziskin. 2010. Monitoring coral reefs from space. *Oceanography*. 23(4):118–133.
- Estep K W, F MacIntyre, T T Noji, B Stenholt y T Oritsland. 1994. Seal sizes and habitat conditions assessed from aerial photography and video analysis. *ICES Journal of Marine Science*. 51: 253-261.
- Fleur. 2013. Charting the world’s reefs using drones. *Monterey herald news*. http://www.montereyherald.com/news/ci_24429361/charting-worlds-reefs-using-drondrones (accesado el 20 de Abril de 2015).
- Graham N A, K L Nash y J T Kool. 2010. Coral reef recovery dynamics in a changing world. *Coral Reefs*. 30: 283 – 294.
- Green P E, J P Mumby, A J Edwards y D C Clark. 2000. Remote sensing handbook for tropical coastal management. UNESCO, London, England. 320 p.
- Hatcher B G. 1997. Coral reef ecosystems: how much greater is the whole than the sum of the parts. *Coral Reefs* 16: 77-91.
- Jones J, K Withers y J W Jr Tunnell. 2008. Comparison of benthic communities on six coral reefs in the Veracruz Reef System (Mexico). *Proceedings of the 11th International Coral Reef Symposium, Ft. Lauderdale, Florida, 7-11 Julio 2008*. N.p.
- Kabiri K, H Rezai y M Moradi. 2014. Coral reefs mapping using parasailing aerial photography-feasibility study: Kish Island, Persian Gulf. *Journal of Coastal Conservation*. DOI. 10.1007/s11852-014-0345-9. N.p.
- Krutak P R. 1997. Petrography and provenance of siliclastic sediments, Veracruz-Antón Lizardo Reefs, México. In: *Paleoceanography and paleoclimatology in the northwest Pacific region*. San-Joon, J. y Y. hi-II. (eds.). Special Issue 3, *Ocean Resources*, 19, 231-243.
- Lara M, C Padilla, C García y J J Espejel. 1992. Coral reef of Veracruz Mexico I. Zonation and community. *Proceedings of the 7th International Coral Reef Symposium.. University of Guam Press, UOG Station, Guam, June 22-27, 1992*. Pp. 535-544.
- Lewis J B. 2002. Evidence from aerial photgraphy of structural loss of coral reefs at Barbados, West Indies. *Coral Reefs*. 21: 49-56.
-

- Moberg F y C Folke. 1999. Ecological goods and services of coral reef ecosystems. *Ecological Economics*. 29: 215-233.
- Mumby P J, Hedley J D, Chisholm J R M, Clark C D, Ripley H y Jaubert J. 2004. The cover living and dead corals from airborne remote sensing. *Coral Reefs*. 23: 171 – 183.
- Ortíz-Lozano L, A Granados-Barba, V Solís-Weiss y M A García-Salgado. 2005. Environmental evaluation and development problems of the Mexican Coastal Zone. *Ocean and Coastal Management*. 48: 161-176.
- Palandro D, S Andréfouët, F E Muller-Karger, P Dustan, H Chuanmin y P Hallock. 2003. Detection of changes in coral reef communities using Landsat-5 TM and Landsat-7 ETM+ data. *Canadian Journal of Remote Sensing*. 29 (2): 201 – 209.
- Phinn S R, C M Roeflsemá y P J Mumby. 2012. Multi-scale, object-based image analysis for mapping geomorphic and ecological zones on coral reefs. *International Journal of Remote Sensing*. 33(12): 3768-3797.
- Phinn S R. 1998. A framework for selecting appropriate remotely sensed data dimensions for environmental monitoring and management. *International Journal of Remote Sensing*. 19(17): 3457-3463.
- Ramírez-Chávez E J, A Cruz-García A G Lagunas-Pérez y O E Carreño-Reyes. 2014. Uso de vehículos aéreos no tripulados para la caracterización del paisaje sumergido; Bahía Estacahuite. *Ciencia y Mar*. 49(16): 30-40.
- Saaty T L. 1980. *The Analytic Hierarchy Process*. McGraw-Hill, New York. 237 p.
- Schill S. 2014. Trip Report for Benthic Mapping in Caracol and Fort Liberté Bays, Northern Haiti. Unpublished data. The Nature Conservancy. Florida, USA. 12 p.
- Scopéltis J, S Andréfouët, S Phinn, L Arroyo, M Dalleau, A Cros y P Chabanet. 2010. The next step in shallow coral reef monitoring: combining remote sensing and in situ approaches. *Marine Pollution Bulletin*. 60: 1956-1968.
- Secretaría de Comunicaciones y Transportes. 2015, CO AUV-23/10 R2. Uso de sistema aeronave piloteada a distancia. 27 p. http://www.sct.gob.mx/fileadmin/DireccionesGrales/DGAC/00%20Aeronautica/CO_AV_23_10_R2.pdf
- Sklaver B A, A Manangan, S Bullard, A Svanberg y T Handzel. 2006. Technical note and cover: rapid imagery through kite aerial photography in a complex humanitarian emergency. *International Journal of Remote Sensing*. 27(21): 4709-4714.
- Souter D W y O Lindén. 2000. The health and future of coral reef systems. *Ocean and Coastal Management*. 43: 657-688.
- Spalding M D, C Ravilious y E P Green. 2001. *World atlas of coral reefs*. 1st ed. Prepared at the UNEP World Conservation Monitoring Centre. University of California Press, Berkeley, USA. 432 pp.
- Terrados J y P Ramírez-García. 2011. Cover and edge length to area ratio of seagrass (*Thalassia testudinum*) meadows in coral reef lagoons (Veracruz Reef System, Southwest Gulf of México). *Aquatic Conservation Marine and Freshwater Ecosystems*. Doi: 10.1002/aqc. 1188.
- Tunnell J W. 1992. Natural versus human impacts to southern Gulf of Mexico coral reef resources. *Proceedings of the 7th International Coral Reef Symposium*. University of Guam Press, UOG Station, Guam, June 22-27, 1992. Pp. 535-544.
- Wilkinson C. 2008. Status of coral reefs of the world: 2008. *Global Coral Reef Monitoring Network and Rainforest Research Centre*. Wilkinson, C. (ed). Townsville, Australia. 296 p.

Florecimientos algales nocivos y eutrofización frente a la costa del Puerto de Veracruz, suroeste del Golfo de México

Harmful algal blooms and eutrophication off the coast of the Port of Veracruz, southwestern Gulf of Mexico

¹Pérez-Morales A, ¹Aké-Castillo JA, ¹Okolodkov YB, ²Campos-Bautista G.

¹Instituto de Ciencias Marinas y Pesquerías, Universidad Veracruzana. Cuerpo Académico “Arrecifes Coralinos”. Calle Hidalgo No. 617, Col. Río Jamapa, C.P. 94290. Boca del Río, Veracruz, México.

²Acuario de Veracruz A. C., Blvd. Manuel Ávila Camacho s/n, Col. Flores Magón, C. P. 91900. Veracruz, Veracruz, México.

Email: alfredperezmorales@gmail.com

RESUMEN

La contaminación de las zonas costeras en México es fundamentalmente de origen antropogénico, debido principalmente a los aportes desmedidos de compuestos nitrogenados y fosforados al agua de mar, lo que ha dado origen a procesos de eutrofización constante. Este enriquecimiento de nutrientes ha favorecido la reproducción de ciertos grupos de microalgas que forman agregaciones de millones de células por litro; a estos eventos se les describe como florecimientos algales nocivos (FANs). En las aguas costeras de México con alto grado de eutrofización tales como el Puerto de Veracruz, los eventos de FANs son recurrentes con ciertas variaciones de espacialidad y temporalidad. En este manuscrito se presenta una breve descripción de la eutrofización provocada por contaminación antropogénica en las zonas costeras de México, así como una semblanza de los reportes de FANs en México y sus efectos en el ambiente marino, con énfasis en reportes del Puerto de Veracruz que forma parte del Sistema Arrecifal Veracruzano.

Palabras clave: contaminación ambiental, ecosistemas costeros, fitoplancton, *Peridinium quinquecorne*, Sistema Arrecifal Veracruzano.

ABSTRACT

Contamination of coastal zones in Mexico is principally from anthropogenic origin, due mainly to excessive contributions of nitrogen and phosphorus compounds to the seawater, which it has given rise to constant eutrophication processes. This nutrients enrichment has favored the reproduction of certain microalgae groups that forming aggregations of millions of cells per liter; these events are described as harmful algal blooms (HABs). In coastal waters of Mexico with high degree of eutrophication such as the Port of Veracruz, HABs events are recurring with variations of spatiality and temporality. This manuscript shows a brief sketch of eutrophication caused by anthropogenic pollution on coastal zones of Mexico, as well as a semblance of HABs reports in Mexico

and their effects on the marine environment, with emphasis on reports at the Port of Veracruz belonging to the reef system “Sistema Arrecifal Veracruzano”.

Key words: coastal ecosystems, environmental pollution, phytoplankton, *Peridinium quinquecorne*, Sistema Arrecifal Veracruzano.

EUTROFIZACIÓN EN ZONAS COSTERAS DE MEXICO

De acuerdo a criterios internacionales propuestos por la Agencia de Protección al Ambiente y la Agencia Ambiental Europea (por sus siglas en inglés, EPA y EEA, respectivamente), los procesos de eutrofización son considerados dentro de los principales problemas que amenazan la integridad de los ecosistemas costeros; el agua, debido a sus propiedades físicas y químicas, facilita el transporte, transformación y proceso de diversos componentes bióticos y abióticos, por lo que los ambientes acuáticos presentan mayor vulnerabilidad al deterioro de su calidad ambiental (Herrera-Silveira et al. 2011). Las fuentes de contaminación ambiental se clasifican por su origen en natural o antropogénico y por su ubicación en interna o externa al sistema (Ortiz-Lozano 2012). Las costas de México son principalmente afectadas por aportes antropogénicos y las que presentan el mayor grado de contaminación e impacto ambiental son las costas que abarcan el Golfo de México. Los aportes mayormente documentados en estas zonas son: (1) desechos urbanos, principalmente aportes de aguas negras con elevadas cantidades de compuestos de nitrógeno, fósforo y sílice, así como coliformes, *Escherichia coli* (Migula) Castellani et Chalmers, y estreptococos fecales; (2) aportes rurales y agrícolas, fundamentalmente fertilizantes, emisiones de amoníaco (NH₃), fungicidas, plaguicidas e insecticidas sintéticos, metales traza, dioxinas, desechos de animales de granja y sedimentos, y (3) desechos industriales, en mayor medida aportes de químicos como reactivos usados, solventes, colorantes, ácidos, aceites, quema de combustibles fósiles, derivados de petróleo, lodos industriales, amianto (asbestos) y metales pesados en diferentes proporciones, i.e. antimonio, arsénico, bario, cadmio, cromo, estroncio, hierro, mercurio, níquel, plomo y zinc comúnmente derivados de diferentes actividades industriales (Martínez-López et al. 2007; Herrera-Silveira et al. 2011; Landeros-Sánchez et al. 2012).

La actividad portuaria es un tema poco estudiado en relación a la contaminación ambiental en México, en parte debido a que la información disponible relacionada a los aportes de contaminantes originados por esta actividad es escasa. La principal causa de esta poca información es originada por políticas internas de manejo y ejecución que tiene la empresa responsable Administración Portuaria Integral sobre los puertos en México, que limita la difusión de la información respectiva o la realización de investigaciones al respecto (Ortiz-Lozano et al. 2005). Cabe mencionar que México está caracterizado por poseer una ubicación estratégica en relación al intercambio de mercancías, ya que es considerado punto de partida y distribución para diversas regiones del mundo. Los puertos más importantes con respecto a transporte de mercancías en México son, en el Golfo de México: Altamira- Tampico, Tamps., Tuxpan, Ver., Veracruz, Ver., Coatzacoalcos, Ver., Dos Bocas, Tab., y Progreso, Yuc., mientras que en el Océano Pacífico: Ensenada, B. C., Santa Rosalía, B. C. S., San Carlos, B. C. S., Guaymas, Son.,

Topolobampo, Sin., Mazatlán, Sin., Manzanillo, Col., Lázaro Cárdenas, Mich., Salina Cruz, Oax., y Puerto Chiapas, Chis. (SCT Estadísticas 2015).

La actividad pesquera en México ha tenido un impacto de moderado a severo en relación a contaminación ambiental. Los puertos con mayor actividad pesquera del país son los que se encuentran en los estados de Sonora, Sinaloa, Baja California Sur, Baja California y Veracruz, cuya producción anual durante el 2013 fue del 38.68, 18.82, 9.01, 7 y 3.99 % (respectivamente) de la producción total nacional (SAGARPA 2013). Estos puertos alcanzan niveles severos de contaminación por los procesos propios de la actividad (capturas, procesamiento, conservación y transporte de productos), originados principalmente por la falta de plantas de tratamiento de desechos orgánicos y por la falta de una regulación para estos procesos (Ortiz-Lozano et al. 2005). Por otra parte, la actividad acuícola ha impactado la zona costera por contaminación directa, esto debido a efluentes ricos en material disuelto y suspendido con alta carga de compuestos como nitrógeno, fósforo y carbono vertidos al ecosistema sin el tratamiento adecuado, provocando mayor detrimento de la calidad del agua. Entre estos aportes destacan los originados por fertilización orgánica e inorgánica, debido a que los elementos químicos utilizados como fertilizante en los estanques para acuicultura son consistentes con los asociados a la formación de florecimientos algales nocivos. Otros desechos importantes son los originados por el alimento que no es consumido por los organismos en cultivo, generando lixiviados que al ser desechados causan eutrofización, impactando a la biodiversidad y el hábitat de los cuerpos de agua receptores de estas descargas (Martínez-López et al. 2007; Martínez-Córdova et al. 2009).

FLORECIMIENTOS ALGALES NOCIVOS

Diversas especies de microalgas son formadoras de florecimientos algales nocivos (FANs), los cuales se describen como una multiplicación acelerada y acumulación masiva de algas microscópicas unicelulares o coloniales de una o varias especies fitoplanctónicas, cuya dinámica responde a condiciones físico-químicas del ambiente (luz, temperatura, salinidad, vientos, nutrientes, etc.) favorables para su crecimiento y reproducción; en ocasiones se forman agregaciones con millones de células por litro y debido a sus pigmentos fotosintéticos pueden causar que la superficie del agua de mar cambie de color, tornándose rojiza, pardo o marrón (Paerl 1997; Smayda 1997).

La zona costera está constituida por la interacción entre los ambientes terrestre, oceánico y atmosférico donde se generan numerosos procesos físicos, químicos y biológicos que dan origen a diversos ecosistemas, i.e. estuarios, humedales costeros, franja intermareal y de dunas, manglares, esteros, marismas, lagunas costeras, macroalgas, arrecifes de coral y pastizales acuáticos (CONABIO 2008). Ciertas circunstancias tales como eutrofización, surgencias, cambios en los patrones de las condiciones climáticas, así como la duración de la termoclina estacional y la estabilidad de la columna de agua, pueden influenciar la formación espacial y temporal de eventos de FANs (Paerl 1997; Anderson et al. 2002, 2008; Glibert y Burkholder 2011). Aunado a lo anterior, se ha reportado que el enriquecimiento de nutrientes de origen antropogénico ha causado cambios en la estructura de los

ecosistemas costeros, favoreciendo el incremento de la biomasa del fitoplancton y de la producción primaria (Martínez-López et al. 2007; Kudela et al. 2010).

Los eventos de FANs son fenómenos que impactan las costas de diversas regiones del mundo ocasionando cambios en el ambiente por lo que se les considera nocivos, alcanzando en la mayoría de las ocasiones agotamiento de oxígeno en la columna de agua creando condiciones de hipoxia y anoxia, reducción de la irradiancia solar y daño físico en peces por obstrucción de branquias (Anderson et al. 2002; Imai et al. 2006). Algunas especies de microalgas formadoras de FANs producen potentes toxinas, que provocan diferentes síndromes de intoxicación, entre las más importantes se encuentran las toxinas paralizantes, las toxinas diarreicas, las toxinas amnésicas, las toxinas neurotóxicas, la intoxicación por azaspirácidos, las yesotoxinas y las ciguatoxinas (por sus siglas en inglés, PSP, DSP, ASP, NSP, AZP, YTX y CTX, respectivamente) (FAO 2005). Además de la producción de toxinas, algunas especies también pueden producir metabolitos secundarios tóxicos, tales como especies reactivas de oxígeno, especies reactivas de nitrógeno, compuestos hemolíticos, compuestos hemaglutinantes, ácidos grasos poliinsaturados libres, entre otros, que afectan severamente poblaciones naturales de peces, crustáceos, moluscos, mamíferos, aves e invertebrados marinos, provocando altas mortandades desde su ontogenia inicial (Bossart 2006; Band-Schmidt et al. 2011; Núñez-Vázquez et al. 2011; Pérez-Morales et al. 2014a,b).

A nivel mundial las toxinas marinas generadas por microalgas han causado en humanos una gran variedad de enfermedades neurológicas, respiratorias y gastrointestinales, afectando a la salud pública, catalogándose sus efectos como agudos, sub-crónicos o crónicos (FAO 2005; Callejas et al. 2015). La principal ruta, por la cual se efectúa la transferencia y acumulación de toxinas en el ambiente marino, es a través de la red trófica, debido a que estas pueden incorporarse fácilmente en músculo y en diferentes órganos como lo que sucede con peces, crustáceos y moluscos cuando han sido expuestos a un evento de FAN y que al ser consumidos por organismos del siguiente nivel trófico provocan intoxicaciones (Bossart 2006; Núñez-Vázquez et al. 2011). El principal vector de intoxicación para el hombre son los moluscos bivalvos filtradores, i.e. ostiones, almejas y ostras principalmente, ya que absorben las toxinas, las acumulan y en algunas ocasiones las transforman en compuestos análogos, produciendo metabolitos conjugados y productos de reducción metabólica incluso más tóxicos que las toxinas en su estado natural (Pérez-Morales y Band-Schmidt 2011; Callejas et al. 2015).

La mayoría de las especies fitoplanctónicas que producen FANs son excelentes competidoras bajo condiciones altamente variables de nitrógeno y fósforo en aguas costeras (Imai et al. 2006). Los cambios en la dominancia de especies formadoras de FANs pueden ser atribuidas a las diferencias en su ciclo de vida y a la respuesta de cambios en la concentración de nutrientes (Anderson et al. 2002; Glibert y Burkholder 2011). Los ambientes costeros y estuarinos están fuertemente influenciados por la entrada de nitrógeno nuevo, el cual es independiente de la producción de nitrógeno originado por producción primaria (producción regenerada). Los impactos de la eutrofización incluyen el incremento de compuestos inorgánicos, nitrogenados (NaNO_3 , NaNO_2 y NH_4Cl) y fosforados (ortofosfatos (NaH_2PO_4 y PO_4), pirofosfatos ($\text{Na}_4\text{O}_7\text{P}_2$), tripolifosfatos ($\text{Na}_5\text{P}_3\text{O}_{10}$), metafosfatos (NaPO_3), entre otros), compuestos orgánicos (urea (CON_2H_4) y ácido úrico ($\text{C}_5\text{H}_4\text{N}_4\text{O}_3$), así como el enriquecimiento de

metales traza; en conjunto, estos nutrientes son determinantes para el desarrollo, mantenimiento y expansión de los FANs, ya que son considerados como nutrientes esenciales para el crecimiento celular del fitoplancton (Paerl 1997; Glibert y Burkholder 2011; Pérez-Morales et al. 2015).

Diversos autores han documentado al respecto un sinergismo entre el incremento en la entrada de nitrógeno exógeno al ambiente marino y el incremento en la frecuencia y magnitud de los florecimientos algales nocivos y tóxicos que provocan agotamiento de oxígeno y alteración en la cadena trófica. Además, han mencionado que el incremento poblacional de diversas especies formadoras de FANs (cianobacterias, dinoflagelados, diatomeas, haptofitas y rafidofíceas) se encuentra estrechamente relacionado al incremento de nutrientes en las aguas costeras donde se encuentran. Los cambios en la proporción de nutrientes C/N, N/P y Si/N pueden favorecer o limitar el crecimiento de algunas especies fitoplanctónicas (Imai et al. 2006; Kudela et al. 2010; Glibert y Burkholder 2011; Pérez-Morales et al. 2015).

REPORTES DE FLORECIMIENTOS ALGALES EN MÉXICO

En las aguas costeras mexicanas, diversas compilaciones se han realizado sobre los eventos de FANs, las especies que los integran, las especies que potencialmente pueden formarlos y los efectos que han causado a la fauna marina y a la salud pública. Dentro de estas compilaciones resaltan las realizadas por Gárate-Lizárraga et al. (2001), Cortés-Altamirano et al. (2004), Hernández-Becerril et al. (2007), Cortés-Altamirano y Sierra-Beltrán (2008), Band-Schmidt et al. (2011), Núñez-Vázquez et al. (2011), Pérez-Morales y Band-Schmidt (2011) y Aké-Castillo et al. (2014).

Los principales grupos formadores de FANs en México en orden de importancia son dinoflagelados, diatomeas, cianobacterias, silicoflagelados, haptofitas y rafidofíceas (Hernández-Becerril et al. 2007; Band-Schmidt et al. 2011). Especies como *Alexandrium catenella* (Whedon et Kof.) Balech, *Chattonella* spp., *Cochlodinium polykrikoides* Margalef, *Gymnodinium catenatum* HW Graham, *Karenia brevis* (Davis) G. Hansen et Moestrup, *Polykrikos* sp., *Pseudo-nitzschia* spp. y *Pyrodinium bahamense* L. Plate var. *compressum* (Böhm) Steidinger, Tester et FJR. Taylor han ocasionado problemas de salud pública, económicos y de impacto ambiental en los estados de Chiapas, Guerrero, Oaxaca, Sinaloa, Tabasco, Tamaulipas y Veracruz (Alonso-Rodríguez et al. 2011; Cortés-Altamirano 2011; Gárate-Lizárraga et al. 2011; Pérez-Morales y Band-Schmidt 2011; Pérez-Cruz et al. 2015).

En estudios recientes se ha reportado la presencia de varias especies de rafidofíceas con potencial tóxico en las aguas costeras del Pacífico Mexicano, incluyendo el Golfo de California y Golfo de México, tales como *Chattonella subsalsa* B. Biecheler, *C. marina* (Subrahmanyam) Y. Hara et M. Chihara var. *marina*, *C. marina* var. *ovata* (Y. Hara et M. Chihara) Demura et Kawachi, *Fibrocapsa japonica* S. Toriumi et J. Takano y *Heterosigma akashiwo* (Y. Hada) Y. Hada ex Y. Hada et M. Chihara (Barraza-Guardado et al. 2004; Cortés-Altamirano et al. 2006; Gárate-Lizárraga et al. 2009; Pérez-Morales y Band-Schmidt 2011). En el Pacífico Mexicano, florecimientos de *C. marina* var. *marina* y *C. marina* var. *ovata* se han asociado con eventos de altas mortandades en la fauna marina. En 2003, estos florecimientos impactaron la costa de Sonora, afectando principalmente peces y moluscos en un área

estimada de 95 km² y mermando los reservorios naturales de los moluscos *Atrina tuberculosa* (G.B. Sowerby I) y de los crustáceos *Callinectes* sp., perjudicando severamente a las pesquerías. En 2006, los FANs afectaron poblaciones naturales de peces bentónicos, moluscos y crustáceos, además, provocaron altas mortandades de peces pelágicos, principalmente, palometas (*Trachinotus paitensis* Cuvier) en un aproximado de 48 a 60 toneladas distribuidos en 3 km de playa frente a la costa de Sinaloa (Barraza-Guardado et al. 2004; Cortés-Altamirano et al. 2006).

La zona costera más estudiada en México con múltiples registros de FANs es el Golfo de California, e.g. en Bahía Concepción se han presentado especies tóxicas generadoras de PSP tales como *Gymnodinium catenatum*, *Alexandrium catenella* y *A. monilatum* (J.F. Howell) Balech; en Bahía de La Paz se han reportado FAN de *Pseudo-nitzschia fraudulenta* (Cleve) Hasle conocida por producir ácido domóico, el agente causal del ASP (Gárate-Lizárraga et al. 2007); en Bahía de Mazatlán, desde finales de los 1970's se cuenta con reportes recurrentes de especies tóxicas y nocivas principalmente, *G. catenatum* (PSP), *Pseudo-nitzschia pseudodelicatissima* (Hasle) Hasle (ASP), *C. marina* var. *marina*, *C. marina* var. *ovata* y *C. polykrikoides* (Cortés-Altamirano et al. 2004, Cortés-Altamirano 2011). Además de los FANs causados por especies tóxicas, para el Golfo de California se cuenta con reportes de especies nocivas formadoras de FANs que no producen toxinas, e.g. en la costa de Sinaloa frente al sistema lagunar San Ignacio-Navachiste-Macapule, se presentó un florecimiento de *Prorocentrum minimum* (Pavillard) Schiller en abril de 2000 (Martínez-López et al. 2008); en la costa de Baja California Sur, en la Bahía de La Paz se reportó *Cochlodinium polykrikoides* en septiembre de 2000, *Peridinium quinquecorne* T.H. Abé en julio de 2003, *Gonyaulax polygramma* F. Stein en octubre de 2004, y recientemente en agosto de 2012; *Levanderina fissa* (Freud. et J.J. Lee) Coats y *Katodinium glaucum* (Lebour) A.R. Loeb., en junio de 2008 y *Amphidinium carterae* Claparède y Lachmann en diciembre de 2011 (Gárate-Lizárraga et al. 2004, 2006, 2009, 2012, 2013, Gárate-Lizárraga y Muñetón-Gómez 2008).

SITUACIÓN ACTUAL EN EL PUERTO DE VERACRUZ

El ecosistema costero del puerto de Veracruz se considera un sistema altamente dinámico ya que presenta aportes fluviales significativos que originan mezclas constantes de agua dulce y marina, fuertes vientos (nortes), procesos geológicos, mareas y corrientes, por esta misma razón la zona costera de Veracruz es influenciada por aportes de contaminantes desde diversos orígenes (Herrera-Silveira et al. 2011; Ortiz-Lozano 2012). Las principales causas antropogénicas asociadas a eutrofización generadas en el área litoral de la zona metropolitana Veracruz-Boca del Río son: el incremento de la población, desechos sólidos, descargas industriales y en mayor medida, descargas de aguas negras con tratamiento incompleto o nulo (INEGI 2012; Aké-Castillo et al. 2014). Las aguas costeras adyacentes al puerto de Veracruz son afectadas principalmente por los contaminantes provenientes de los ríos Jamapa y Antigua, cuya principal actividad económica es la agricultura, la ganadería y en menor grado la acuicultura, con tres granjas acuícolas en sus cercanías: “La Rayana”, “Las Gualdras” y “Aquaguadalupe” (Landeros-Sánchez et al. 2012; Ortiz-Lozano 2012). Los mayores aportes de contaminación por estos ríos son: contaminación por agroquímicos, coliformes fecales, desechos industriales, aceites y productos de

petróleo, materia orgánica, metales pesados y desechos sólidos - basura y otros (Herrera-Silveira et al. 2011; Landeros-Sánchez et al. 2012).

Por otra parte, poco se conoce acerca del impacto ambiental originado por las actividades portuarias, lo que implica la operación y funcionamiento del Puerto de Veracruz, por lo que es necesario verificar que se cumpla el Reglamento de la Ley de Puertos, como se estipula en el Título segundo Servicios Portuarios, capítulo IV Servicios generales a embarcaciones, Artículos 76, 77 y 78 correspondientes a la recolección y transporte de basura, desechos y eliminación de aguas residuales en el cumplimiento de las disposiciones aplicables del Convenio Internacional para Prevenir la Contaminación por los Buques, la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente, así como por lo correspondiente al Reglamento para la Prevención y Control de la Contaminación del Mar por Vertimiento de Desechos y otras Materias (SCT Ley de puertos 2015). Además, se ha documentado que los barcos mercantes, han ayudado a la distribución global del fitoplancton (Shapoori y Gholami 2014). Esto debido a que los barcos almacenan agua marina dentro de sus cascos, la cual ocupan de lastre para evitar flotabilidad y mantener un adecuado equilibrio durante la navegación, por esta razón una gran cantidad de especies fitoplanctónicas se han distribuido de forma extendida. Al igual que en otros puertos de México, en el Puerto de Veracruz se carece de información acerca de especies invasoras transportadas por agua de lastre, que potencialmente pueden formar florecimientos provocando impactos sobre la diversidad biológica, cambios en la estructura de la comunidad, dinámica del ecosistema y efectos de nivel socio-económico.

En relación a los FANs que se han detectado en las aguas costeras que forman parte del Sistema Arrecifal Veracruzano (SAV) y que abarcan la zona conurbada Veracruz-Boca del Río, las principales especies de microalgas identificadas como potencialmente nocivas con abundancias altas son los dinoflagelados: *Peridinium quinquecorne* principalmente formando florecimientos en los meses cálidos (abril a septiembre) y *Protoperidinium ovum* (Schiller) Balech (abril); las diatomeas: *Chaetoceros curvisetus* Cleve (octubre), *C. lacinosus* F. Schütt (octubre), *Coscinodiscus walesii* Gran & Angst (noviembre), *Pseudo-nitzschia* spp. (junio a septiembre), *Thalassiosira* spp. Cleve (sin temporalidad definida) y *Skeletonema costatum* (Grev.) Cleve (sin temporalidad definida); y la cianobacteria *Trichodesmium erythraeum* Ehrenb. ex Gomont (octubre) (Fig. 1); especies consideradas como potencialmente tóxicas con abundancias bajas son los dinoflagelados: *Karenia brevis*, *Dinophysis caudata* Saville-Kent (mayo), *D. fortii* Pavillard (mayo), *D. rapa* (Stein) Balech (enero), *Prorocentrum lima* (Ehrenberg) F. Stein (septiembre) y *P. mexicanum* Osorio-Tafall (mayo a octubre); y la cianofita *Trichodesmium thiebautii* Gomont ex Gomont (agosto y enero); solo una especie se ha considerado como potencialmente nociva, ya que se ha detectado con abundancias bajas, el dinoflagelado *Akashiwo sanguinea* (K. Hirasaka) G. Hansen & Ø Moestrup (agosto); además se tienen reportes de florecimientos no pelágicos originados por las cianobacterias *Pseudanabaena catenata* (Lauterborn) y *Romeria mexicana* (M. I. Rouchiyajnen) Komárek (Barón-Campis et al. 2005; Aké-Castillo et al. 2009; Aké-Castillo et al. 2014). Cabe mencionar que de las especies fitoplanctónicas anteriores, el dinoflagelado tóxico *Karenia brevis* es uno de los más estudiados en el mundo con respecto a su toxinología, y recurrentemente impacta las costas del Golfo de México incluyendo Veracruz (Pérez-Morales y Band-

Schmidt 2011). Sin embargo, en los últimos años el principal organismo causante de FANs en la región es el dinoflagelado *Peridinium quinquecorne* (Fig. 2), por lo que actualmente en las aguas costeras de Veracruz se ha planteado la hipótesis de que los FANs causados por este dinoflagelado no tóxico han ido desplazando paulatinamente los florecimientos de *K. brevis*, al grado de presentarse esta última especie ocasionalmente (sin formación de florecimientos) con escasos representantes en muestras de agua, predominantemente durante temporada cálida (Barón-Campis et al. 2005; Aké-Castillo et al. 2014).

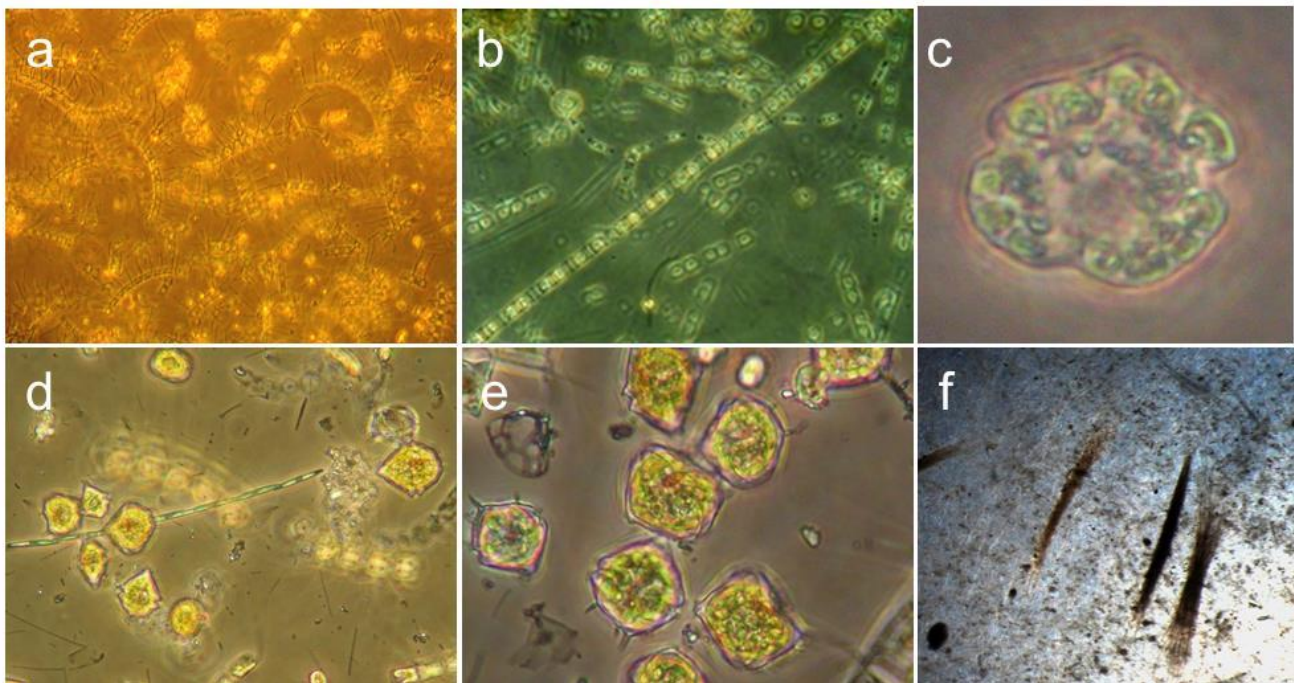


Fig. 1. Principales especies fitoplanctónicas formadoras de florecimientos algales en las aguas costeras del Puerto de Veracruz, a) *Chaetoceros curvisetus*, b) *Skeletonema costatum*, c) *Karenia brevis*, d) *Peridinium quinquecorne* y *Pseudo-nitzschia* sp., e) *Peridinium quinquecorne*, f) *Trichodesmium erythraeum*.

Las instancias encargadas de emitir alertas cuando se presentan eventos de FANs que ponen en riesgo a la salud pública, son la Secretaría de Marina y la Secretaría de Salud, de acuerdo a lo publicado en el Diario Oficial de la Federación (DOF 2011). Por otra parte, el Acuario de Veracruz, A. C., a partir de mayo de 2005 ha realizado monitoreos semanales constantes en el SAV para la identificación de especies fitoplanctónicas nocivas no tóxicas y tóxicas que puedan afectar a los organismos marinos que mantienen en exhibición, esto por la incorporación constantemente de agua marina a los sistemas de recirculación cerrada o abierta que operan en el Acuario. Centros de investigación tales como el Instituto

de Ciencias Marinas y Pesquerías de la Universidad Veracruzana están dedicados a la identificación de especies fitoplanctónicas formadoras de FANs y a las que potencialmente pueden causarlos.

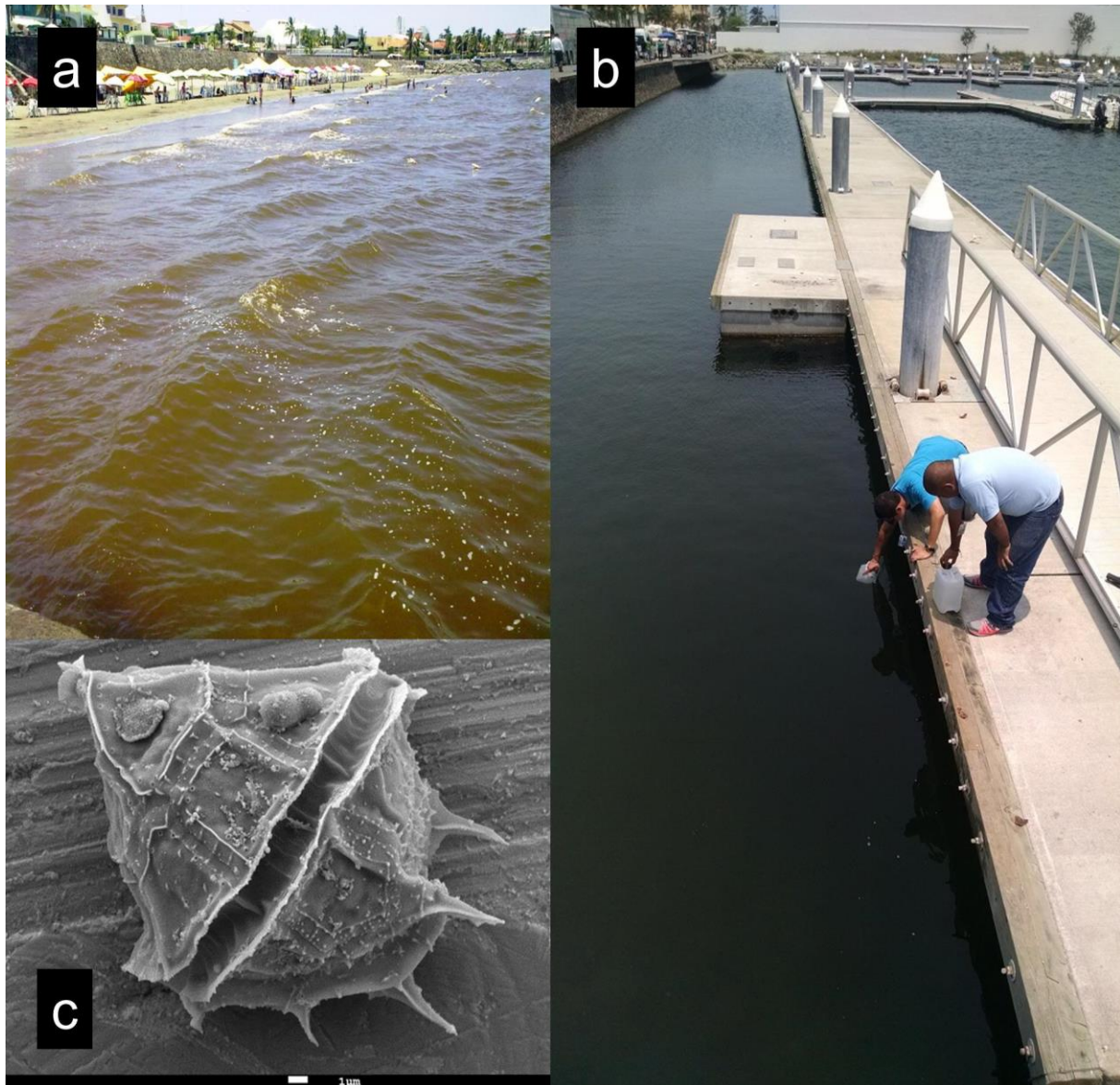


Fig. 2. a) Florecimiento del dinoflagelado no tóxico *Peridinium quinquecorne* en la playa El Morro, Boca del Río; b) Florecimiento de *P. quinquecorne* en el muelle ubicado a un costado del Acuario de Veracruz, Puerto de Veracruz; c) Imagen de *P. quinquecorne* en microscopio electrónico de barrido.

CONSIDERACIONES FINALES

A pesar de que es bien sabido que no únicamente los nutrientes definen el éxito de un FAN, existe una estrecha relación entre la formación de FANs y las descargas antropogénicas que eutrofizan las aguas costeras del Puerto de Veracruz. En la actualidad se siguen realizando ensayos para determinar las causas de proliferación de algunas especies de fitoplancton bajo condiciones específicas de nutrientes. En este sentido, las rutas biogeoquímicas de transformación de nutrientes antropogénicos deben ser exploradas para identificar las formas químicas asimilables y sus proporciones. Con esta información se pueden relacionar a las especies que forman FANs y que potencialmente asimilan estos compuestos, estableciendo así estrategias para el control, mitigación y posiblemente, prevención de eventos de FANs. Por otra parte, diversas alternativas para la mitigación de los FANs se han propuesto alrededor del mundo, algunas incluyen la adición de limos y arcillas directamente a los florecimientos y estrategias de control biológico tales como la adición de bacterias o virus algicidas; sin embargo, la mejor opción sigue siendo la regulación de aportes de nutrientes al ambiente marino para el control de FANs.

Eventos de contaminación antropogénica y su asociación a FANs observados actualmente en México se han reportado de igual manera en distintas regiones del mundo (Paerl 1997; Anderson et al. 2002, 2008; Glibert y Burkholder 2011). Imai et al. (2006) mencionaron que durante las décadas de los 1960's y 1970's, el Mar Interior de Seto en Japón tenía gran influencia por contaminantes antropogénicos urbanos, rurales e industriales, incluyendo acuicultura de peces, moluscos y algas, además de poseer uno de los mayores puertos pesqueros de Japón. Todas estas actividades incrementaron en corto tiempo la incorporación de grandes cantidades de contaminantes al mar, provocando un incremento constante de eutrofización en la zona, repercutiendo en la formación continua de FANs, observándose un pico máximo en 1976 cuando se registraron un total de 299 eventos de FAN. A partir de la implementación de leyes que conciernen a "medidas especiales para la conservación del ambiente del Mar Interior de Seto", estos eventos descendieron a 100 por año desde 1980, manteniendo ese número constante hasta la actualidad.

Los efectos de eutrofización por origen antropogénico pueden disminuirse, tal como lo han logrado diversos países, sin embargo, es necesario continuar con los programas de monitoreo continuo que determinen el diagnóstico ambiental de la zona costera para promover programas de restauración ecológica, conservación y manejo sustentable, incluyendo ajustes en los aspectos correspondientes a regulación, inspección y sanciones que deben ser abordados a la brevedad para disminuir los eventos de FANs en las aguas costeras del Puerto de Veracruz.

AGRADECIMIENTOS

APM agradece al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología por la beca posdoctoral otorgada correspondiente a la convocatoria "Estancias Posdoctorales Vinculadas al Fortalecimiento de la Calidad del Posgrado Nacional 2014". A los técnicos del Laboratorio Nacional de Nano y Biomateriales Dora A. Quintanilla-Huerta y Ana R. Cristóbal-Ramos del CINVESTAV-IPN Unidad Mérida por la toma de fotografías en microscopía electrónica.

BIBLIOGRAFÍA

- Aké-Castillo JA, YB Okolodkov, E Mora-Heredia y H Pérez-España. 2009. Especies nocivas y potencialmente tóxicas en la zona costera de Veracruz, p. 17. En Libro de resúmenes del III Taller sobre Florecimientos Algaes Nocivos, 9-11 de Noviembre de 2009, Acapulco, Gro., México.
- Aké-Castillo JA, YB Okolodkov, CF Rodríguez-Gómez y G Campos-Bautista. 2014. Florecimientos algaes nocivos en Veracruz: especies y posibles causas (2002-2012). p.133-146. En Botello AV, J Rendón von Osten, JA Benítez y G Gold-Bouchot (eds.). Golfo de México. Contaminación e impacto ambiental: diagnóstico y tendencias. Ed. UAC, UNAM-ICMyL, CINVESTAV-Unidad Mérida.
- Alonso-Rodríguez R, E Mendoza-Amézquita, JA Seim y SA Velázquez-López. 2011. Seguimiento de toxinas paralizantes (TPS) durante florecimientos algaes de *Pyrodinium bahamense* en la zona costera de Oaxaca, México (2006-2009). p.9. En Libro de resúmenes del 1er Congreso Nacional de la Sociedad para el Estudio de los Florecimientos Algaes Nocivos A. C., 16-18 de noviembre de 2011, Mazatlán, Sinaloa, México.
- Anderson DM, PM Glibert y JM Burkholder. 2002. Harmful algal blooms and eutrophication: nutrients sources, composition, and consequences. *Estuaries* 25(4b): 704-726.
- Anderson DM, JM Burkholder, WP Cochlan, PM Glibert, CJ Gobler, CA Heil, RM Kudela, ML Parsons, JEJ Rensel, DW Townsend, VL Trainer y GA Vargo. 2008. Harmful algal blooms and eutrophication: Examining linkages from selected coastal regions of the United States. *Harmful Algae* 8: 39-53.
- Band-Schmidt CJ, JJ Bustillos-Guzmán, DJ López-Cortés, E Núñez-Vázquez y FE Hernández-Sandoval. 2011. El estado actual de los florecimientos algaes nocivos en México. *Hidrobiológica* 21(3): 381-413.
- Barón-Campis SA, DU Hernández-Becerril, NO Juárez-Ruíz y C Ramírez-Camarena. 2005. Red tide produced by the dinoflagellate *Peridinium quinquecorne* in Veracruz, México (oct-nov. 2002): morphology of the causative agent. *Hidrobiológica* 15: 73-78.
- Barraza-Guardado R, R Cortés-Altamirano y A Sierra-Beltrán. 2004. Marine die-offs from *Chattonella marina* and *Ch. cf. ovata* in Kun Kaak Bay, Sonora in the Gulf of California. *Harmful Algae News* 25: 7-8.
- Bossart GD. 2006. Marine mammals as sentinel species for oceans and human health. *Oceanography* 19(2): 134-137.
- Callejas L, AC Melendez-Darce, JJ Amador, L Conklin, N Gaffga, HS Rogers, S DeGrasse, S Hall, M Earley, J Mei, C Rubin, S Aldighieri, LC Backer y E Azziz-Baumgartner. 2015. Paralytic shellfish poisonings resulting from an algal bloom in Nicaragua. *BMC Research Notes* 8: 74.
- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). 2008. Capital natural de México, vol. I: Conocimiento actual de la biodiversidad. Ed. CONABIO. México. 621 p.
- Cortés-Altamirano R. 2011. Florecimientos algaes nocivos durante tres décadas en la Bahía de Mazatlán, Sinaloa, México. p.42. En Libro de resúmenes del 1er Congreso Nacional de la Sociedad para el Estudio de los Florecimientos Algaes Nocivos A. C., 16-18 de noviembre de 2011, Mazatlán, Sinaloa, México.
- Cortés-Altamirano R, AP Sierra-Beltrán y MC Cortés-Lara. 2004. Dominance and permanence of species of harmful algae forming blooms in Mazatlán Bay, Mexico (1979–2002). p.344-346. En Steidinger KA, JH Landsberg, CR Tomas y GA Vargo (eds.). *Proceedings of Harmful Algae 2002*. Florida Fish and Wildlife Conservation Commission, Florida Institute of Oceanography, and Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO.
- Cortés-Altamirano R, R Alonso-Rodríguez y A Sierra-Beltrán. 2006. Fish mortality associated with *Chattonella marina* and *C. cf. ovata* (Raphidophyceae) blooms in Sinaloa (Mexico). *Harmful Algae News* 31: 7-8.
- Cortés-Altamirano R y AP Sierra-Beltrán. 2008. Biotoxins from freshwater and marine harmful algal blooms occurring in Mexico. *Toxin Reviews* 27(1): 27-77.
- Diario Oficial de la Federación (DOF). 2011. NORMA Oficial Mexicana NOM-242-SSA1-2009, Productos y servicios. Productos de la pesca frescos, refrigerados, congelados y procesados. Especificaciones sanitarias y métodos de prueba. Recuperado el 22 de mayo de 2015, de http://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5177531&fecha=10/02/2011
- Food and Agriculture Organization (FAO). 2005. Biotoxinas Marinas. FAO, Roma, Italia, 280 p.
-

PARQUE NACIONAL SISTEMA ARRECIFAL VERACRUZANO
NÚMERO ESPECIAL VOL.2, No.8. JULIO-DICIEMBRE 2015.

- Gárate-Lizárraga I. 2012. Proliferation of *Amphidinium carterae* (Gymnodiniales: Gymnodiniaceae) in Bahía de La Paz, Gulf of California. *CICIMAR Oceánides* 27(2): 37-49.
- Gárate-Lizárraga I, LH Hernández-Orozco, CJ Band-Schmidt y G Serrano-Casillas. 2001. Red tides along the coasts of Baja California Sur, México (1984 to 2001). *CICIMAR Oceánides* 16(2): 127-134.
- Gárate-Lizárraga I, DJ López-Cortés, JJ Bustillos-Guzmán y FE Hernández-Sandoval. 2004. Blooms of *Cochlodinium polykrikoides* (Gymnodiniaceae) in the Gulf of California, Mexico. *Revista de Biología Tropical* 52: 51-58.
- Gárate-Lizárraga I, MS Muñetón-Gómez y V Maldonado-López. 2006. Florecimiento del dinoflagelado *Gonyaulax polygramma* frente a las isla Espíritu Santo, Golfo de California, México. *Revista de Investigaciones Marinas* 27: 31-39.
- Gárate-Lizárraga I, CJ Band-Schmidt, DJ López-Cortés, JJ Bustillos-Guzmán y K Erler. 2007. Bloom of *Pseudo-nitzschia fraudulenta* in Bahía de La Paz, Gulf of California (June-July 2006). *Harmful Algae News* 33: 6-7.
- Gárate-Lizárraga I y MS Muñetón-Gómez. 2008. Bloom of *Peridinium quinquecorne* Abé in La Ensenada de La Paz, Gulf of California (July 2003). *Acta Botánica Mexicana* 83: 33-47.
- Gárate-Lizárraga I, CJ Band-Schmidt, F Aguirre-Bahena y T Grayeb del Alamo. 2009. A multi-species microalgae bloom in Bahía de La Paz, Gulf of California, México (June 2008). *CICIMAR Oceánides* 24: 15-29.
- Gárate-Lizárraga I, J Díaz-Ortiz, B Pérez-Cruz, MA Alarcón-Romero, ML Chávez-Almazán y S López-Silva. 2011. A multi-species dinoflagellate bloom and shellfish toxicity in Costa Grande, Guerrero, Mexico (December, 2010). *CICIMAR, Oceánides*. 26(1): 67-71.
- Glibert PM y JM Burkholder. 2011. Harmful algal blooms and eutrophication: “strategies” for nutrient uptake and growth outside the Redfield comfort zone. *Chinese Journal of Oceanography and Limnology* 29(4): 724-738.
- Hernández-Becerril DU, R Alonso-Rodríguez, C Álvarez-Góngora, SA Barón-Campis, G Ceballos-Corona, J Herrera-Silveira, ME Meave-del Castillo, N Juárez-Ruiz, F Merino-Virgilio, A Morales-Blake, JL Ochoa, E Orellana-Cepeda, C Ramírez-Camarena y R Rodríguez-Salvador. 2007. Toxic and harmful marine phytoplankton and microalgae (HABs) in Mexican coasts. *Journal of Environmental Science and Health Part A* 42: 1349-1363.
- Herrera-Silveira JA, SM Morales-Ojeda y TO Cortés-Balan. 2011. Eutrofización en los ecosistemas costeros Del Golfo de México: V.1. SEMARNAT-NOAA-GEF-UNIDO. 88 p.
- Imai I, M Yamaguchi y Y Hori. 2006. Eutrophication and occurrences of harmful algal blooms in the Seto Inland Sea, Japan. *Plankton & Benthos Research* 1(2): 71-84.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía e Informática (INEGI). 2012. Perspectiva estadística de Veracruz Ignacio de la llave. INEGI. México. 103 p.
- Kudela RM, S Seeyave y WP Cochlan. 2010. The role of nutrients in regulation and promotion of harmful algal blooms in upwelling systems. *Progress in Oceanography* 85: 122-135.
- Landeros-Sánchez C, F Lango-Reynoso, MR Castañeda-Chávez, I Galaviz-Villa, I Nikolskii-Gavrilov, M Palomarez-García, C Reyes-Velázquez y MM Mínguez-Rodríguez. 2012. Assessment of water pollution in different aquatic systems: aquifers, aquatic farms on the Jamapa River, and coastal lagoons of Mexico. *Journal of Agricultural Science* 4(7): 186-196.
- Martínez-Córdova LR, M Martínez-Porchas y E Cortés-Jacinto. 2009. Camaronicultura mexicana y mundial: ¿Actividad sustentable o industria contaminante? *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 25(3): 181-196.
- Martínez-López A, DC Escobedo-Urías, A Reyes-Salinas y MT Hernández-Real. 2007. Phytoplankton response to nutrient runoff in a large lagoon system in the Gulf of California. *Hidrobiológica* 17(2): 101-112
- Martínez-López A, DC Escobedo-Urías, AE Ulloa-Pérez y R Aguirre. 2008. Dynamics of a *Prorocentrum minimum* bloom along the northern coast of Sinaloa, Mexico. *Continental Shelf Research* 28: 1693-1701.
- Núñez-Vázquez EJ, I Gárate-Lizárraga, CJ Band-Schmidt, A Cordero-Tapia, DJ López-Cortés, FE Hernández-Sandoval, A Heredia-Tapia y JJ Bustillos-Guzmán. 2011. Impact of harmful algal blooms on wild and cultured animals in the Gulf of California. *Journal of Environmental Biology* 32: 413-423.
- Ortiz-Lozano L. 2012. Identification of priority conservation actions in marine protected areas: Using a causal networks approach. *Ocean & Coastal Management* 55: 74-83.
-

PARQUE NACIONAL SISTEMA ARRECIFAL VERACRUZANO
NÚMERO ESPECIAL VOL.2, No.8. JULIO-DICIEMBRE 2015.

- Ortiz-Lozano L, A Granados-Barba, V Solís-Weiss y MA García-Salgado. 2005. Environmental evaluation and development problems of the Mexican coastal zone. *Ocean & Coastal Management* 48: 161–176.
- Paerl HW. 1997. Coastal eutrophication and harmful algal blooms: Importance of atmospheric deposition and groundwater as “new” nitrogen and other nutrient sources. *Limnology and Oceanography* 42(5, part 2): 1154–1165.
- Pérez-Cruz B, JA Díaz-Ortiz, D Garibo-Ruiz, MA Mata Díaz, E Godoy-Galeana y I Gárate-Lizárraga. 2015. Proliferación de microalgas en las costas del Estado de Guerrero (Diciembre 2013-Abril 2014). p.55. En Libro de resúmenes de la XIX Reunión Nacional de la Sociedad Mexicana de Planctología, A. C., 25-29 de mayo de 2015, La Paz, Baja California Sur, México.
- Pérez-Morales A y CJ Band-Schmidt. 2011. Brevetoxins off the coasts of Mexico: potential effects on public health. *CICIMAR Océánides* 26: 59-68.
- Pérez-Morales A, CJ Band-Schmidt, JL Ortíz-Galindo y AS Sobrino-Figueroa. 2014a. Mortality in the initial ontogeny of *Paralabrax maculatofasciatus* (Actinopterygii, Perciformes, Serranidae) caused by *Chattonella* spp. (Raphidophyceae). *Hydrobiologia* 722: 247-261.
- Pérez-Morales A, CJ Band-Schmidt, SF Martínez-Díaz y AS Sobrino-Figueroa. 2014b. Mortality on zoea stage of *Litopenaeus vannamei* (Malacostraca) exposed to *Cochlodinium polykrikoides* (Dinophyceae) and *Chattonella* spp. (Raphidophyceae). p.132. En Libro de resúmenes de 16th International Conference on Harmful Algae, 27-31 de Octubre de 2014, Wellington, Nueva Zelanda.
- Pérez-Morales A, A Martínez-López y JM Camalich-Carpizo. 2015. Dry weight, carbon, C/N ratio, hydrogen, and chlorophyll variation during exponential growth of selected microalgae species used in aquaculture. *CICIMAR Océánides* 30(1): 33-43.
- Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (SAGARPA). 2013. Anuario Estadístico de Acuicultura y Pesca 2013. Ed. Comisión Nacional de Acuicultura y Pesca. México. 295 p.
- Secretaría de Comunicaciones y Transportes (SCT Estadísticas). 2015. Recuperado el 12 de mayo de 2015, de <http://www.sct.gob.mx/puertos-y-marina/direccion-general-de-puertos/estadisticas/mensuales/>
- Secretaría de Comunicaciones y Transportes (SCT Ley de puertos). 2015. Recuperado el 10 de agosto de 2015, de <http://www.sct.gob.mx/fileadmin/CGPMM/biblioteca/pdf/REGLAMENTOLEYDEPUERTOS.pdf>
- Shapoori M y M Gholami. 2014. Effect of a ballast water treatment system on a survivorship of natural populations of marine plankton in Persian Gulf, Iran. *Marine Science* 4(2): 44-48.
- Smayda TJ. 1997. What is a bloom? A commentary. *Limnology and Oceanography* 42(5, part 2): 1132-1136.

Caracterización de la relación entre la distribución espacio-temporal de los tursiones (*Tursiops truncatus*) y las actividades humanas en el Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano

Characterization of the relationship between the spatial-temporal distribution of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) and human activities in the Veracruz Reef System National Park

¹Hernández-Candelario IC, ^{2,3}Morteo E, ¹Heckel G, ¹Sosa-Nishizaki O, ¹Álvarez-Sánchez LG, ¹Flores-Uzeta O y ⁴Martínez-Serrano I

¹Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Baja California (CICESE), Carretera Ensenada-Tijuana No. 3918, Zona Playitas, C.P. 22860, Ensenada, B.C. México Tel. (646)175-05-00

²Instituto de Ciencias Marinas y Pesquerías–Universidad Veracruzana (ICIMAP-UV) Calle Independencia No. 30, Col Río Jamapa, C.P. 94290, Boca del Río, Veracruz. Tel. (229) 956 72 27.

³Instituto Investigaciones Biológicas–Universidad Veracruzana (IIB-UV) Calle Dr. Luis Castelazo Ayala s/n, km 2.5 Carr. Xalapa-Veracruz, Col. Industrial Ánimas, CP 91190, Xalapa, Veracruz. Tel. (228) 841-89-10

⁴Facultad de Biología–Universidad Veracruzana (FB-UV) Museo de Zoología. Facultad de Biología, Universidad Veracruzana. Circ. Gonzalo Aguirre Beltrán s/n Zona Universitaria. CP 91090. Xalapa, Veracruz. Tel. (228) 842 17 48

Email: emorteo@gmail.com

RESUMEN

El estudio de las condiciones ambientales y su relación con la abundancia y distribución de los cetáceos incluye raramente las actividades humanas, las cuales pueden tener efectos negativos sobre los organismos. En este estudio se caracterizó la relación entre la distribución temporal y espacial de las operaciones marinas (pesquera, comercial y recreativa) y la de los tursiones (*Tursiops truncatus*) dentro del Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano. Se realizaron 25 navegaciones en transectos lineales entre julio de 2006 y junio de 2007, para registrar el número, tipo y ubicación geográfica de las actividades humanas y de las manadas de delfines. La abundancia relativa diaria (IAR= número de objetos·h⁻¹) se calculó para cada variable y se comparó entre temporadas (secas, lluvia y nortes). Las densidades (número de objetos·km⁻²) se calcularon para cada variable mediante un sistema de información geográfica y se compararon con las divisiones de la zona de estudio en función de su distancia a la costa. En total se navegaron 167 h, registrando 180 delfines (IAR= 1.23·h⁻¹), 1,489 embarcaciones (IAR= 9.59·h⁻¹) y 201 operaciones de pesca (IAR= 1.3·h⁻¹). El IAR de los delfines no mostró diferencias significativas entre temporadas (Kruskal-Wallis = KW, p> 0,05), a diferencia de las embarcaciones y las artes de pesca (KW, p<0.05). La distribución de los delfines y las actividades humanas presentaron mayores densidades alrededor de la desembocadura del Río Jamapa (KW, p<0.05), pero sólo las embarcaciones tuvieron mayor presencia a lo largo de la zona costera (KW, p<0.05). Las actividades humanas fueron muy diversas y se encontraron en áreas distintas, por lo que no coincidieron con los delfines de forma instantánea. Dado que la distribución espacial general del

tráfico marítimo se superpone con el área ocupada por los delfines y las operaciones de pesca, esto sugiere una evasión recíproca.

Palabras clave: embarcaciones, operaciones pesqueras, toninas costeras.

ABSTRACT

The study of the influence of environmental conditions on the abundance and distribution of cetaceans rarely includes human activities, which may have negative effects on these organisms. In the present study we characterized the relationship between the temporal and spatial distribution of marine operations (fishing, commercial and recreational activities) and bottlenose dolphins within the Veracruz Reef System National Park. Sailings were performed in 25 linear transects between July 2006 and June 2007, to record the number, type and geographical location of human activities and dolphin schools. Daily relative abundances (DRA= number of objects·h⁻¹) were calculated for each variable and compared among seasons (dry, rainy and windy). Densities (number of objects·km⁻²) were calculated for each variable using a geographic information system and were compared with divisions from the study zone depending on its distance from the coast. Surveys accounted for 167 h of observations, where 180 dolphins (DRA= 1.23·h⁻¹), 1,489 vessels (DRA= 9.59·h⁻¹) and 201 fishing operations (DRA= 1.3·h⁻¹) were recorded. DRA for dolphins showed no significant differences among seasons (Kruskal-Wallis= KW, p>0.05), contrasting vessels and fishing gears (KW, p<0.05). Distributions for dolphins and human activities showed higher densities around the mouth of the Jamapa river (KW, p<0.05) but only vessels had higher presence along the coastal zone (KW, p<0.05). Human activities were very diverse and were located in different areas, thus being not concurrent instantly with the dolphins. Since the overall spatial distribution of vessel traffic and the fishing operations overlapped with the areas occupied by these animals, this suggests reciprocal evasion.

Key words: vessels, fishing operations, coastal bottlenose dolphin.

INTRODUCCIÓN

Los delfines nariz de botella, también conocidos como tursiones o toninas (*Tursiops truncatus* Montagu, 1821) son organismos altamente sociales, por lo que generalmente llevan a cabo sus actividades en grupos que varían de acuerdo con el tipo de hábitat, la distribución de los recursos y las estrategias para maximizar la obtención de éstos (Morteo et al. 2004; Martínez-Serrano et al. 2011; Morteo et al. 2014; García-Vital et al. 2015; La Fauci 2015). Aunque pueden desplazarse grandes distancias, las altas densidades de estos animales suelen asociarse con sitios específicos en donde la configuración de la costa, la profundidad, la temperatura superficial, la productividad, así como la abundancia y disponibilidad de sus presas les permiten llevar a cabo su alimentación, socialización, crianza y descanso (Kelly 1983; Cockcroft et al. 1990; Hansen y Defran 1990; Quinn y Brodeur 1991; Defran y Weller 1999; Cañadas et al. 2002; Chávez-Andrade 2006; Vázquez-Castán et al. 2007; Martínez-Serrano et al. 2011; Morteo et al. 2012).

Las actividades humanas en las zonas costeras han aumentado en las últimas décadas, modificando las características del hábitat. En muchos casos estas alteraciones coinciden con las zonas de mayor uso para muchas especies marinas, incluyendo los delfines (Vázquez-Castán et al. 2007; Martínez-Serrano et al. 2011; La Fauci 2015). Estas actividades son especialmente relevantes en los sitios considerados para la conservación, tales como las Áreas Naturales Protegidas (ANP) (Morteo E. datos no publicados).

La distribución, así como el comportamiento de los mamíferos marinos son notablemente influenciados por la pesca, el tráfico general de embarcaciones, construcciones de estructuras marítimas, perforaciones para extracción de petróleo y exploraciones militares mediante sonares de frecuencia media (Morgan y Patton 1990; Zavala-González et al. 1994; Barco et al. 1999; Lusseau 2006; Hildebrand 2009). En el caso particular de las pesquerías, la interacción con los tursiones puede ser directa (cuando éstos aprovechan las presas atrapadas en las artes de pesca, o los descartes pesqueros), e indirecta (cuando tanto tursiones y pescadores se enfocan en una misma especie de importancia comercial) (Lusseau 2004, Bearzi et al. 2009; Simões-Lopes 1991; Morteo et al. 2012; La Fauci 2015). Entre las consecuencias más importantes de dicha interacción se encuentra el enmallamiento en las artes de pesca, que puede ocasionarles heridas graves o incluso la muerte por ahogamiento (Read et al. 2006).

El Sistema Arrecifal Veracruzano (SAV) es uno de los complejos arrecifales más importantes del Golfo de México, donde desde finales del siglo XIX, la construcción y operación de uno de los puertos más importantes de México ha promovido una gran variedad e intensidad de actividades humanas (Aguilar y Ortiz-Escamilla 2011). Por lo anterior, el objetivo principal de este trabajo fue caracterizar la relación de dichas actividades, principalmente el tránsito de embarcaciones con la distribución y el número de tursiones en el área de estudio.

MATERIAL Y MÉTODOS

Área de Estudio

El Estado de Veracruz, en el Golfo de México, cuenta con uno de los puertos marítimos comerciales más importantes de México; desde sus inicios en la época colonial y durante los siguientes 250 años fue el único puerto para el ingreso y salida de mercancías desde América hacia Europa (SRE 2012). Dicho puerto se localiza en la zona noroeste del Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano (PNSAV), cuya extensión es de 655.16 km² (Fig. 1.) (Salas-Pérez y Granados-Barba 2008; SEGOB 2012). Fue declarado Área Natural Protegida (ANP) en 1992, recategorizado en el año 2000 y modificado en su extensión en el 2012, pero aún no cuenta con un plan de manejo. Está constituido por dos áreas arrecifales: la primera conformada por 11 arrecifes localizados al noreste de las ciudades de Veracruz y Boca del Río, mientras que el segundo grupo de 12 arrecifes, está ubicado a ~5 km de Punta Antón Lizardo, a unos 20 km al sureste del puerto de Veracruz (Fig. 1). La costa consiste principalmente de la zona conurbada Veracruz-Boca del Río, considerada como altamente poblada y con acelerado desarrollado industrial, urbano y turístico (GEV 2006).

PARQUE NACIONAL SISTEMA ARRECIFAL VERACRUZANO
NÚMERO ESPECIAL VOL.2, No.8. JULIO-DICIEMBRE 2015.

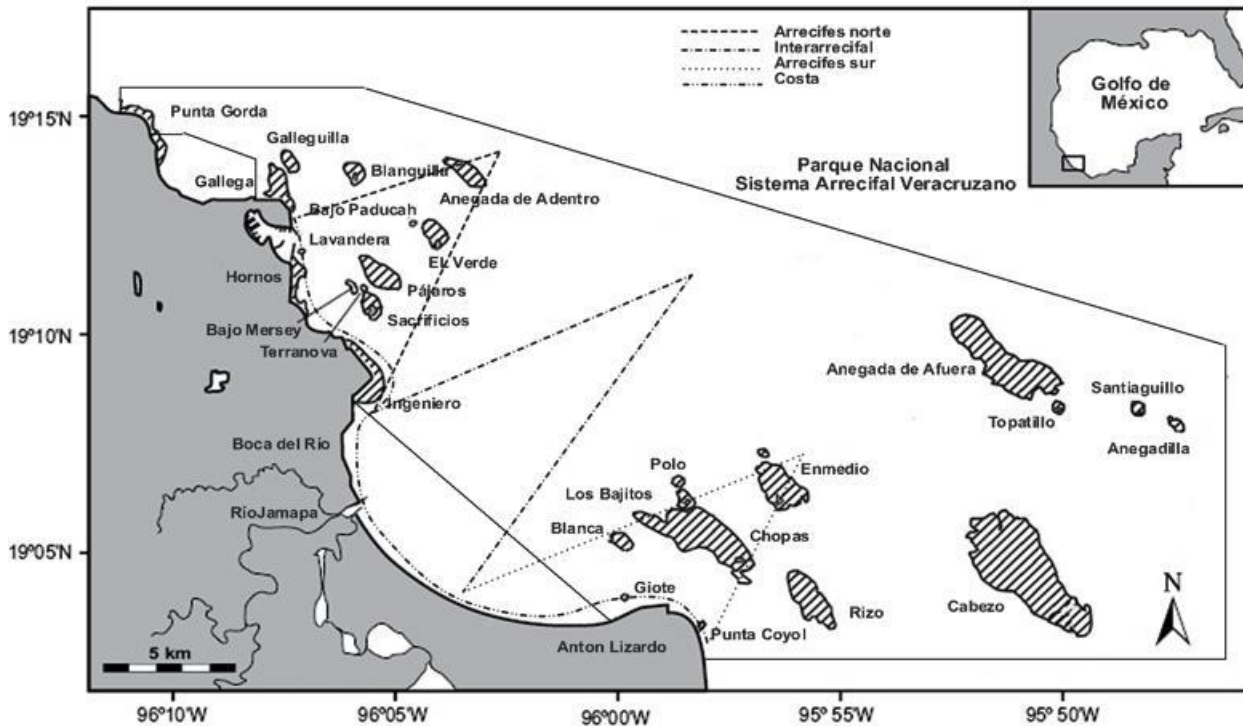


Fig. 1. Polígono del Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano, con rutas de navegación de muestreos (modificado de Parsons et al. 2012).

Una de las actividades más relevantes en el PNSAV es la pesca artesanal, que sirve de sustento para alrededor de 1000 familias de pescadores registrados y no registrados (Jiménez-Badillo y Castro-Gaspar 2007; Morteo y Hernández-Candelario 2007). De las tres localidades que abarca el PNSAV (Veracruz, Boca del Río y Antón Lizardo), en Antón Lizardo es donde se centra principalmente la actividad pesquera (Jiménez-Badillo et al. 2006; CONAPESCA 2006; SAGARPA 2008). Además de la intensa pesquería que se realiza en todo el polígono del PNSAV, la segunda actividad relevante dentro de este polígono es el tránsito de embarcaciones mayores, tales como los buques de carga comercial, debido a la exportación e importación de productos, atravesando la zona de arrecifes norte (APIVER 2009).

Las condiciones climáticas del área de estudio se diferencian entre temporadas, principalmente en tres periodos: 1) secas, que abarca de marzo a junio; 2) lluvias, que va de julio a octubre, con presencia de depresiones tropicales; y 3) nortes, con presencia de frentes fríos del norte, y rachas de viento de hasta 80 km h⁻¹, la cual va de noviembre a febrero (García 1973).

Trabajo de Campo

Se realizaron navegaciones de muestreo por distancia durante un año (julio 2006 - julio 2007), a lo largo de una ruta específica, la cual fue seleccionada mediante navegaciones prospectivas (febrero-junio 2006) (Fig. 1). El inicio del muestreo fue realizado a partir de la desembocadura del Río Jamapa, aproximadamente entre las 8:00 y 14:00 horas, con duración promedio de 6.62 hrs navegadas·día⁻¹. En cada navegación se recorrió la costa (*i.e.* recorrido costero) y posteriormente se recorrieron los transectos perpendiculares sobre la plataforma continental comenzando desde la zona sur del PNSAV (*i.e.* recorrido de plataforma) hasta los 40 m de profundidad, que representan el hábitat común del ecotipo costero de *Tursiops truncatus* (Wells y Scott 2002).

Las observaciones se realizaron a bordo de una embarcación tipo Argos de 15 m de eslora con dos motores fuera de borda (cuatro tiempos y 115 hp de fuerza). Las rutas se recorrieron a una velocidad de 8-18 km·hr⁻¹ y todos los datos fueron recolectados en estado de mar asociado a la escala Beaufort <3 (velocidad del viento menor de 15 km·h⁻¹); el área total navegada se obtuvo directamente del geoposicionador por satélite (GPS).

El esfuerzo de búsqueda durante las navegaciones se dividió en dos tipos: el “modo de paso” y el “modo de aproximación” siguiendo el método descrito por Morteo y Hernández-Candelario (2007). El primer modo consistió en seguir la ruta de navegación a una velocidad constante, en la cual se contó el número de embarcaciones y se clasificaron según su actividad en: pesca, buceo, tránsito, descanso, otro (militares, patrullaje e investigación), mayores (buques comerciales y cruceros) y desconocidas; de igual forma, se contaron y clasificaron las artes de pesca en: camaronera, agallera, palangre, línea, buzo (pesca con gancho y con arpón), cimbra y desconocida. La posición de cada uno de estos objetos se estimó utilizando un GPS (Garmin eTrex Legend), usando como referencia el rumbo de la embarcación, así como el ángulo de encuentro (desde la proa) y la distancia al objeto (estimada a ojo por el observador).

Los muestreos se realizaron siempre por al menos tres observadores entrenados, y las distancias estimadas se calibraron entre éstos usando referencias visuales con distancias conocidas (boyas, muelles, faros, etc.). Cuando se avistaba una manada de delfines durante el recorrido, el esfuerzo cambió del “modo de paso” al “modo de aproximación”, y en este momento se suspendió el esfuerzo de búsqueda tanto de tursiones como de actividades humanas. Esta segunda modalidad comenzaba por observar el comportamiento de los animales mientras la embarcación se dirigía lentamente hacia la manada. Al igual que las embarcaciones y artes de pesca, se obtuvo la posición de las manadas con el GPS usando la primera posición en la que fueron avistados.

La embarcación de investigación se mantuvo a una distancia (~50m) y velocidad (8-18 km·hr⁻¹) prudentes para evitar perturbar a los animales. Se contó el número de delfines en cada manada, se continuó con el grupo hasta que se consideraba que todos los individuos de la manada habían sido identificados y el tamaño de grupo era consistente, o dicho grupo se alejaba de la embarcación hasta perderse de vista. En este momento la embarcación volvía al punto donde se desvió de la ruta original y se retomó el “modo de paso” reanudando el esfuerzo de búsqueda.

Análisis de datos

Para estandarizar los datos obtenidos, el esfuerzo de campo fue calculado como el tiempo efectivo de búsqueda (h) y la distancia recorrida (km) durante cada navegación (Morteo y Hernández-Candelario 2007; Morteo et al. 2012). Los datos de los conteos de cada objeto de estudio (*i.e.*, tursiones, artes de pesca y embarcaciones) fueron analizados mediante el programa Statistica 8.0® (Statsoft Inc. 2007); se agruparon por tipo de recorrido (costa y plataforma) y se analizaron por temporada (lluvias: julio-octubre, nortes: noviembre-febrero y secas: marzo-junio).

Distribución temporal

El índice de abundancia relativa (IAR= número de objetos observado por hora efectiva de búsqueda) fue calculado para cada objeto de estudio y se buscaron diferencias entre temporadas mediante pruebas no paramétricas de Kruskal-Wallis (K-W) (Morteo y Hernández-Candelario 2007, Morteo et al. 2012).

Distribución espacial

En el área de estudio dividida por zonas (costa y plataforma), se graficaron las posiciones geográficas de todos los objetos observados durante el año de muestreo para identificar los sitios con mayor densidad. Los datos fueron estandarizados por unidad de muestreo (cobertura de área en km²), con la finalidad de un mejor manejo y manipulación de datos en un área determinada (Ingram y Rogan 2002; Lusseau y Higham 2004). Por lo anterior, el área de estudio se dividió en mallas con cuadrantes de diferente tamaño y se hicieron conteos de objetos por cuadrante para encontrar la malla con mejor resolución (La Fauci 2015), es decir que contuviera la menor cantidad de cuadrantes vacíos para cada objeto de estudio (<10% del total) (Lusseau y Higham 2004, Morteo et al. 2012). Ésta se obtuvo a través de un análisis de densidad simple (número de objetos dividido entre el área de cada cuadrante) mediante el programa ArcGIS (ESRI® 2009), obteniéndose de esta forma la distribución de la densidad de cada objeto en la zona de estudio (Martínez-Serrano 2011; Morteo et al 2012; La Fauci 2015).

Se utilizó el Índice de Moran (IM) para analizar la autocorrelación espacial y la aleatoriedad de la distribución de los datos durante el año de muestreo (1=autocorrelación positiva perfecta, 0=distribución espacial totalmente aleatoria, -1= autocorrelación negativa perfecta) (Moran 1950).

$$IM = \frac{n \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n W_{ij} Z_i Z_j}{s \sum_{i=1}^n Z_j^2}$$

Donde, n es el número de unidades geográficas de observación, s es la suma de todos los elementos de la matriz, w_{ij} son los elementos de la matriz W , Z_i y Z_j son los valores estandarizados de la

variable a analizar de la unidad geográfica de observación i y j , siendo i y j áreas geográficas adyacentes. La doble sumatoria de i y j está comparando a los valores con la media de toda la región estudiada (Le Gallo 2003 en Góngora-Gómez 2007). La hipótesis nula fue que “no había un agrupamiento espacial de los valores asociados geográficamente en el área de estudio”, por tanto si el valor de p es pequeño y el valor absoluto de Z (vector de variables observados) es suficientemente grande, la hipótesis nula se rechaza. En consecuencia, la autocorrelación espacial refleja si los objetos o actividades en una zona geográfica son similares a otros objetos o actividades en áreas próximas.

RESULTADOS

Se realizaron 25 navegaciones entre junio de 2006 y julio de 2007, con un total de 167 h de búsqueda, cubriendo una distancia recorrida de 2,795.66 km y un área total de 3,738.09 km². Se observaron en total 180 tursiones, 1,489 embarcaciones y 201 artes de pesca (Fig. 2a y b). La mayoría de los vehículos acuáticos observados fueron embarcaciones menores destinadas a la pesca, por lo que los análisis y descripciones subsecuentes se enfocaron precisamente en esta actividad.

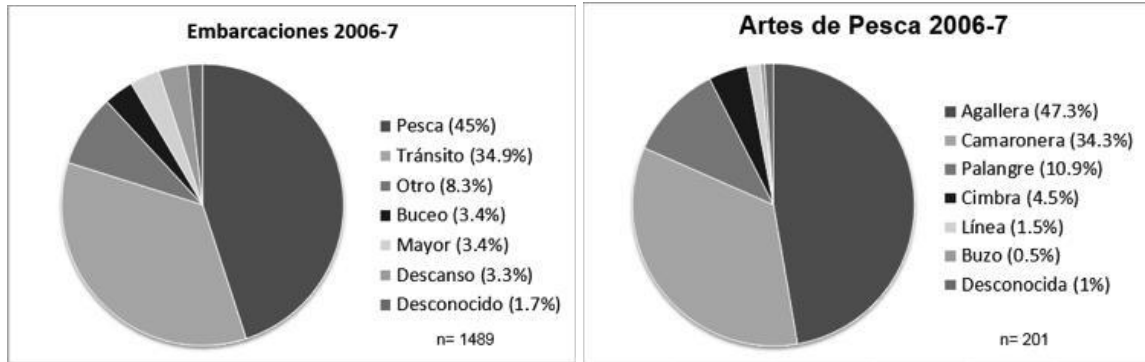


Fig. 2. Proporción de los tipos de embarcaciones (a) y artes de pesca (b) en el PNSAV durante el 2006-2007.

Distribución temporal

El promedio diario de IAR (\pm desviación estándar) para los tursiones fue de $1.23 \cdot h^{-1}$ (± 1.43), mientras que para las embarcaciones y las artes de pesca fueron de $9.59 \cdot h^{-1}$ (± 3.37) y $1.27 \cdot h^{-1}$ (± 1.12), respectivamente. En los recorridos de plataforma se registró un IAR de 7.05 embarcaciones $\cdot h^{-1}$ (± 2.56) y en la costa un IAR de 15.42 (± 8.70) embarcaciones $\cdot h^{-1}$, siendo las embarcaciones de pesca las más abundantes. En la zona de plataforma se encontraron 0.53 (± 0.47) operaciones pesqueras $\cdot h^{-1}$, siendo las más abundantes las redes agalleras ($0.24 \cdot h^{-1}$, ± 0.36) durante todo el año y el palangre en la temporada de

lluvias fue el tipo de arte más abundante ($0.27 \cdot h^{-1}$, ± 0.47). Los datos agrupados por temporadas se muestran en la Tabla I.

Tabla I. Promedio del índice de abundancia relativa por temporada (\pm desviación estándar), calculado como el número de objetos avistados $\cdot h^{-1}$ navegada, n = días navegados.

Temporada	Tursiones $\cdot h^{-1}$	Embarcaciones $\cdot h^{-1}$	Artes de pesca $\cdot h^{-1}$
Lluvias <i>n</i> = 14	3.63 (± 1.63)	19.2 (± 6.19)	4.78 (± 2.35)
Nortes <i>n</i> = 6	4.89 (± 3.57)	27.92 (± 12.21)	3.91 (± 2.59)
Secas <i>n</i> = 5	2.58 (± 1.74)	20.2 (± 4.08)	4.48 (± 1.85)

Con excepción de los delfines, tanto en el recorrido de plataforma como en costa se encontraron diferencias significativas entre temporadas para la abundancia relativa de los objetos de estudio ($p < 0.05$). En ambos casos fue mayor específicamente en la temporada de lluvias, siendo las embarcaciones pesqueras las más abundantes (2.3 embarcaciones $\cdot h^{-1}$). En cuanto a las artes de pesca, la red agallera fue la única que varió significativamente entre temporadas ($p = 0.03$); en la costa las técnicas de pesca más abundantes fueron las redes camaroneras ($1.24 \cdot h^{-1}$) y las agalleras ($1.32 \cdot h^{-1}$).

Distribución espacial

Según los criterios establecidos, la mejor resolución para el análisis espacial de las variables se logró a través de 924 cuadrantes con un área de $1.2 \text{ km}^2 \cdot \text{cuadrante}$. De acuerdo con lo anterior, se observó que la mayor densidad de tursiones se encuentra cerca de la costa ($\sim 1.5 \text{ km}$ hacia mar adentro), hacia el sur de la zona de estudio (Fig. 3). Tanto las embarcaciones (~ 100 embarcaciones $\cdot \text{km}^{-2}$) como los tursiones (~ 30 tursiones $\cdot \text{km}^{-2}$) y las artes de pesca (~ 20 artes de pesca $\cdot \text{km}^{-2}$) tuvieron mayor densidad en la desembocadura del Río Jamapa comparado con la zona de arrecifes (Fig. 4 y 5, respectivamente). De acuerdo con el Índice de Moran, la distribución que presentaron los avistamientos de tursiones en el área de estudio (costa y plataforma) fue considerada agrupada ($IM = 0.7$, $p = 0.03$), mientras que las embarcaciones y las artes de pesca estuvieron ligeramente agrupadas ($IM = 0.12$, $p < 0.01$ y $IM = 0.89$, $p < 0.05$, respectivamente). Las embarcaciones con actividades pesqueras se distribuyeron a lo largo de la costa y próximas a los arrecifes del sur, pero el mayor desarrollo de esta actividad fue en la

desembocadura del Río Jamapa, mientras que las embarcaciones mayores (buques de carga), se concentraron cerca de los arrecifes norte y en la zona interarrecifal. En cuanto a la actividad pesquera se observó una zonación de acuerdo con el tipo de arte de pesca empleado, las de mayor densidad fueron las redes agalleras, las cuales se observaron mayormente en la zona costera, mientras que las redes camaroneras en la desembocadura del Río Jamapa, y por último el palangre con mayor densidad en la zona de plataforma.

DISCUSIÓN

La abundancia relativa de los tursiones en el PNSAV registrada en este estudio refleja que los tursiones presentan un bajo uso del área durante las temporadas analizadas. En el 2006, se realizó un estudio prospectivo en el PNSAV, donde con 20 navegaciones se calculó un IAR de $0.98 \text{ tursiones} \cdot \text{h}^{-1}$ (Morteo y Hernández-Candelario 2007). En el presente estudio se realizaron 25 navegaciones durante un año, donde el IAR fue de $1.23 \text{ tursiones} \cdot \text{h}^{-1}$. Estos valores son bajos comparados con otros estudios en el estado de Veracruz, como Tamiahua (IAR= $4.4 \text{ tursiones} \cdot \text{h}^{-1}$ durante dos años) (Heckel 1992; Schramm 1993), y Alvarado ($4.69 \text{ tursiones} \cdot \text{h}^{-1}$ en un año y $4.96 \text{ tursiones} \cdot \text{h}^{-1}$ en dos años) (Del Castillo-Olvera 2010; Morteo 2008). Además, son diez veces menores que el calculado por Guevara-Aguirre et al. (2008) en la Laguna de Términos, Campeche ($13.5 \text{ tursiones} \cdot \text{h}^{-1}$ durante dos años). Aunque el valor de este índice puede cambiar por varios factores (e.g., la extensión de la zona de estudio, la duración de las navegaciones y la habilidad de la tripulación), su comparación es posible cuando las investigaciones persiguen los mismos objetivos, por lo que siguen estrategias de muestreo semejantes y están sujetos a condiciones ambientales y logísticas similares.

Todas estas zonas presentan altos aportes fluviales hacia el Golfo de México, los cuales traen consigo una gran cantidad de nutrientes, relacionados directamente con la biomasa y productividad pesquera (Lara-Domínguez y Yáñez-Arancibia 1999; Escobar-Briones 2004; Hunt 2006). Este efecto parece evidenciarse en los ligeros aumentos en la abundancia de delfines durante las temporadas de lluvias y nortes, posiblemente asociados con eventos de alimentación (Zavala-Hidalgo et al. 2003; Zavala-Hidalgo et al. 2006; Salas-Pérez et al. 2007; Rodríguez-Gómez et al. 2013).

La alta productividad biológica (entre $0\text{-}231 \text{ mg C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$) de estas zonas también implica un amplio uso por la pesca, tanto artesanal (particularmente de peces) como industrial (específicamente del camarón café, i.e. *Farfantepenaeus aztecus* Ives, 1891), por lo que es de esperarse una alta abundancia relativa de embarcaciones (Rodríguez-Gómez et al. 2013; Jiménez-Badillo y Castro Gaspar 2007). En el PNSAV, el número de embarcaciones observadas ($9.59 \text{ embarcaciones} \cdot \text{h}^{-1}$ ó $59.2 \text{ embarcaciones} \cdot \text{navegación}^{-1}$) superan ampliamente lo reportado en los pocos sitios del Golfo de México donde se ha registrado el tráfico de embarcaciones menores, por ejemplo en Alvarado, Veracruz ($7.8 \text{ embarcaciones} \cdot \text{h}^{-1}$, $n=41$ navegaciones) (Morteo et al. 2012) y en la Bahía de Galveston, Texas ($2.95 \text{ embarcaciones} \cdot \text{h}^{-1}$, $n=367$ navegaciones) (Texeira-Moreno 2005). En todos estos sitios la principal actividad es la pesca comercial, y aunque las restricciones espaciales por la configuración de la costa

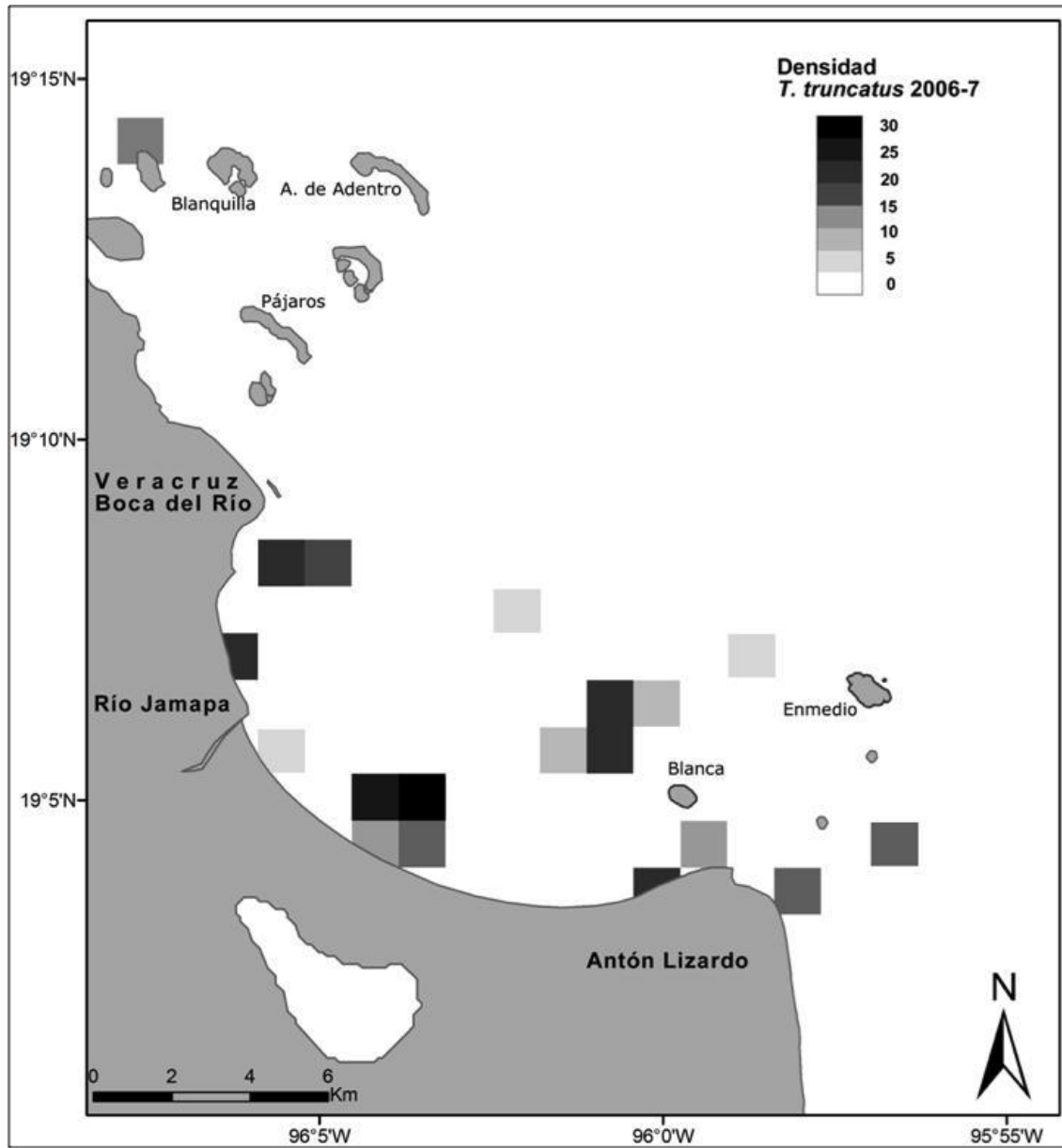


Fig. 3. Distribución de la densidad del tursión (delfines·km⁻²) en los recorridos de 2006-2007.

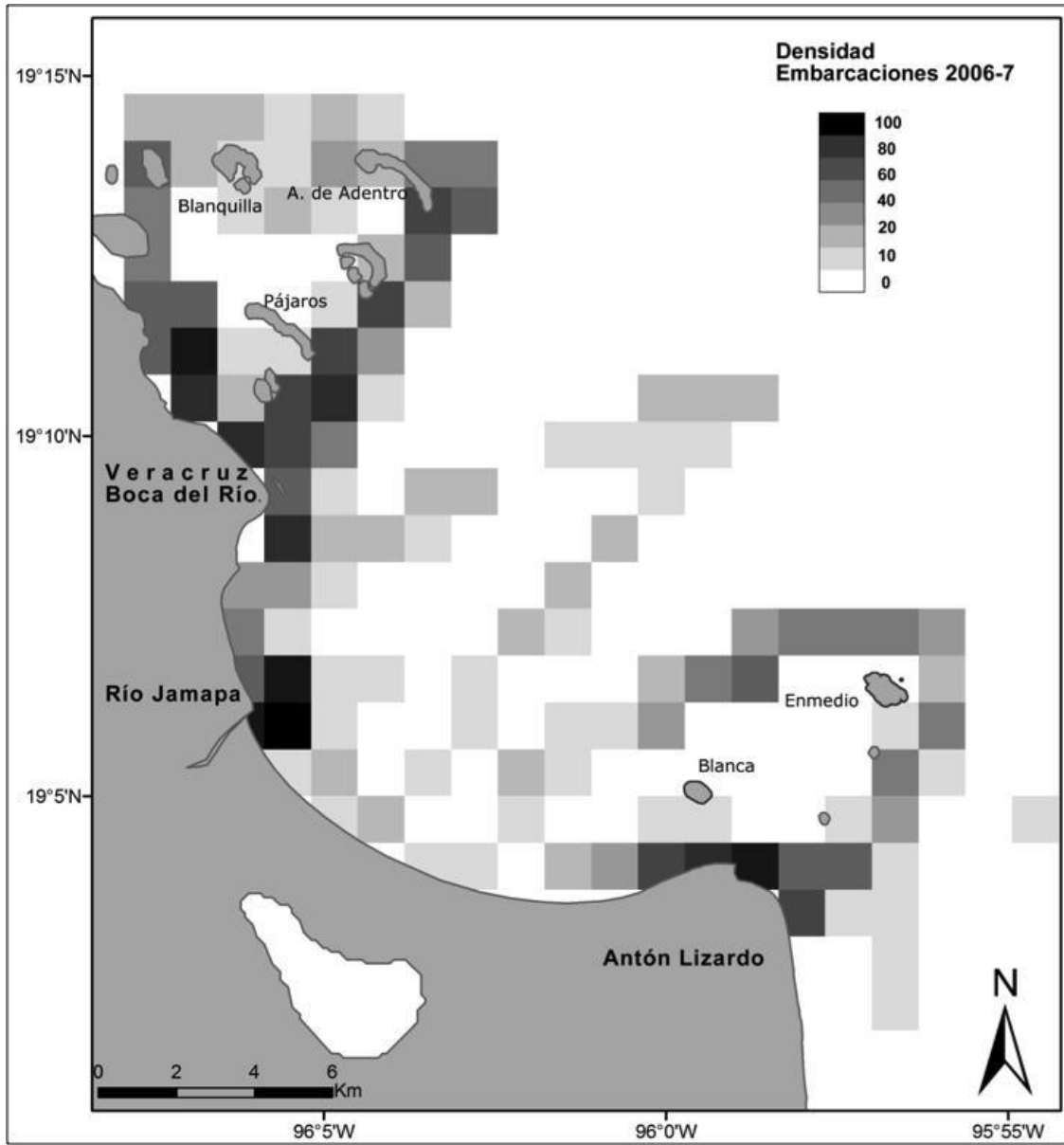


Fig. 4. Distribución de la densidad de embarcaciones (embarcaciones·km⁻²) en los recorridos de 2006-2007.

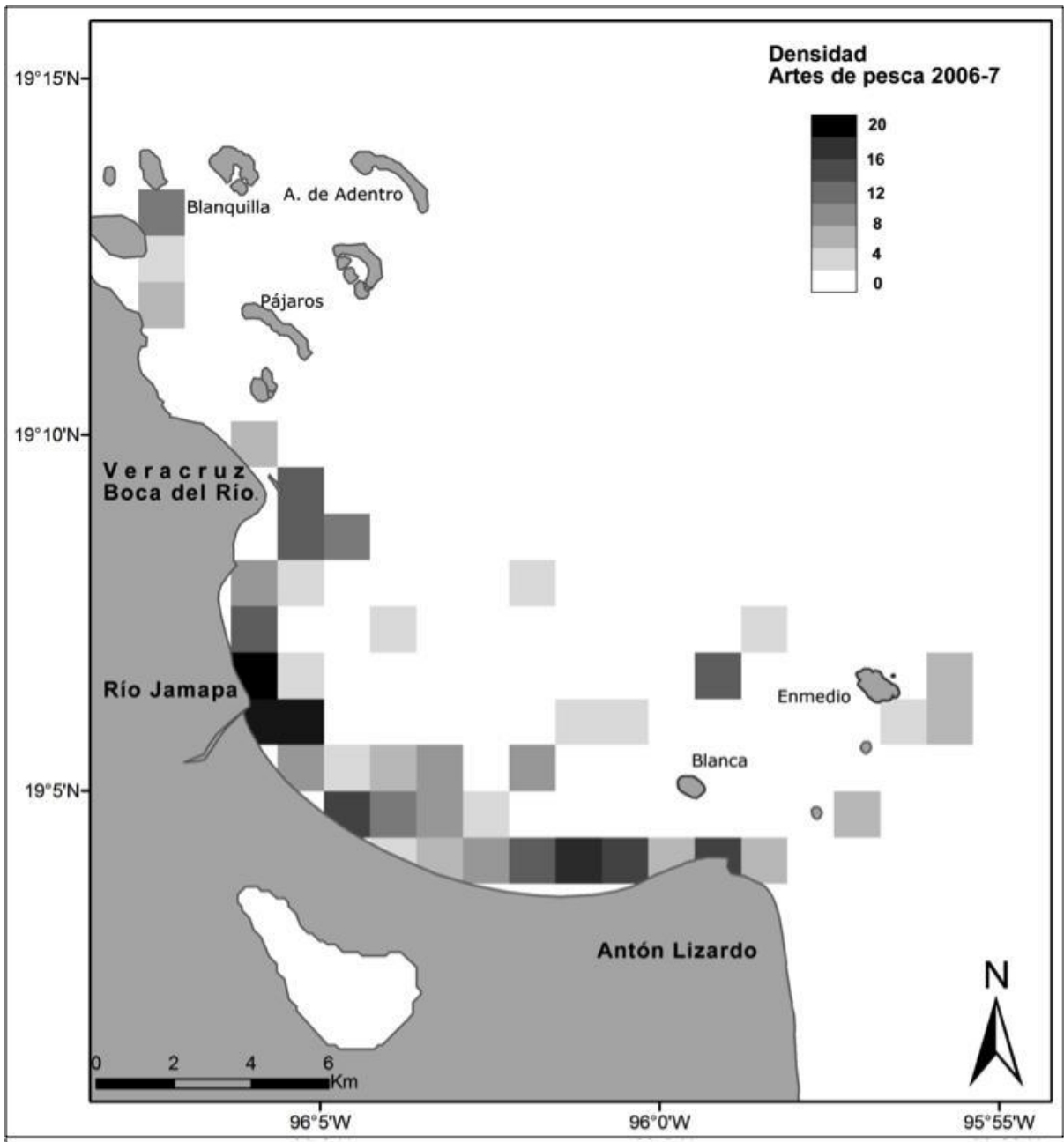


Fig. 5. Distribución de la densidad de las artes de pesca (no. de artes de pesca·km⁻²) en los recorridos de 2006-2007.

podrían limitar el número de embarcaciones presentes en un tiempo dado, los datos claramente indican un mayor uso humano en el área del PNSAV. Lo anterior es el reflejo de la gran variedad de actividades marítimas que ocurren en el área de estudio, que incluyen embarcaciones comerciales, industriales, recreativas y operativas, las cuales en su mayoría aún no están reguladas debido a la falta de un instrumento legal vigente para ello.

Se sabe que muchos cetáceos tienden a evitar los sitios con intensa presencia humana, altos niveles de ruido o donde el tráfico de embarcaciones es impredecible (Morteo et al. 2004; Hildebrand 2005; Mattson et al. 2005; Lusseau 2006; Wright et al. 2007; Morteo et al. 2012). Aunque actualmente se desconocen los tipos y niveles de respuesta de estos delfines a la presencia de embarcaciones en el PNSAV, es necesario explorar los efectos de dichas interacciones, en esta zona donde los animales están potencialmente expuestos a una gran diversidad de actividades humanas tanto de manera crónica (*i.e.* son recurrentes) como aguda (*i.e.* son de alta densidad e impacto).

Distribución espacio-temporal

Las manadas de tursiones se localizaron especialmente cerca de la desembocadura del Río Jamapa, próximas a la costa y particularmente alrededor de los arrecifes sur (Fig. 3). En la mayoría de los estudios en el Golfo de México se ha reportado que su distribución es costera cerca de cuerpos de aguas insulares, que como se mencionó tienen relación con las posibles zonas de alimentación (Heckel 1992; Schramm 1993; Pereyra-Díaz y Pérez-Sesma 2005; Hunt 2006; Del Castillo-Olvera y Morteo 2008; Rangel-Avalos et al. 2008; Salas-Monreal et al. 2009). Esto es de esperarse considerando que algunas de las especies más abundantes en la zona son presas de los tursiones (e.g., *Mugil cephalus* (Linnaeus, 1758) “lisa”, *Caranx latus* (Agassiz, 1831) “jurel blanco”, *Caranx hippos* (Linnaeus, 1766) “jurel amarillo”, *Caranx crysos* (Mitchill, 1815) “cojinuda”, *Synodus foetens* (Linnaeus, 1766) “pez lagarto” y *Harengula jaguana* (Poey, 1865), *Sardinella aurata* (Valenciennes, 1847) “sardina”) (Gannon y Waples 2004; Jiménez-Badillo et al. 2006; Zavala-Hidalgo et al., 2006; Jiménez-Badillo y Castro-Gaspar 2007). En lo que respecta a la distribución de los delfines cerca de los arrecifes, éstos suelen contar con aguas tranquilas que sirven como zonas de refugio para descanso y crianza (Martínez-Serrano 2011). Por otra parte, se sabe que el río Papaloapan (aproximadamente a 100 km al sur del PNSAV) genera una pluma de agua insular con gran aporte hacia el Golfo de México; ésta puede ser desplazada por los patrones de corrientes hacia la zona norte del Golfo de México y llegar hasta los arrecifes sur del PNSAV, incrementando su productividad (Zavala-Hidalgo et al. 2003).

Esta alta productividad no sólo favorece a los delfines, sino que también se ve reflejada en la actividad pesquera. Según Jiménez-Badillo y Castro-Gaspar (2007), la pesca artesanal en el PNSAV suele llevarse a cabo durante 230 días del año debido a la intensa temporada de nortes. Sin embargo, el registro de embarcaciones pesqueras en este estudio muestra que esta actividad se lleva a cabo todo el año, y suele incrementarse particularmente durante la temporada de lluvias, así como durante los eventos de surgencias causados por vientos del sureste entre abril y agosto cuando hay mayor abundancia de

peces (Zavala-Hidalgo et al. 2003; Zavala-Hidalgo et al. 2006; Jiménez-Badillo y Castor-Gaspar 2007; Salas-Pérez et al. 2007).

Las pesquerías artesanales que desarrollan los pobladores de las localidades costeras, son en su mayoría para autosubsistencia y dependen también en gran medida de la demanda de productos para restaurantes locales (Morteo et al. 2012). La actividad pesquera está distribuida principalmente en la costa, mayormente cerca de la desembocadura del Río Jamapa hasta Antón Lizardo, donde se reporta el 86% de toda la captura del PNSAV (1.9 toneladas diarias) (Jiménez-Badillo y Castro-Gaspar 2007). El tipo de arte de pesca más empleada fue la red agallera, la cual es utilizada en todo el mundo dada su baja selectividad, lo que permite capturar diversas especies, indistintamente de la temporada del año (FAO 2003). Al comparar la distribución espacial de los tursiones con las operaciones de pesca, se encontró que en los casos en que coinciden, lo hacen principalmente con redes agalleras; esto puede deberse a que muchas de las especies capturadas con estas redes, tales como jurel (*C. latus*, *C. hipos*), sardina (*S. auriata*), peto (*Scomberomorus cavalla* Cuvier, 1829), rubia (*Ocyrus chrysurus* Bloch, 1791), bonito (*Euthynnus affinis* Cantor, 1849) y el pargo (*Lutjanus analis* Cuvier, 1828, *L. mahogoni* Cuvier, 1828) son presas del tursión, por lo que se esperaba que los tursiones tuvieran mayor probabilidad de ubicarse en los sitios de captura con estas redes (Fertl y Leatherwood 1997; Jiménez-Badillo et al. 2006; Jiménez-Badillo y Castro-Gaspar 2007).

El palangre también fue ampliamente utilizado, principalmente en la zona de plataforma y durante la temporada de lluvias (Jiménez-Badillo y Castro-Gaspar 2007); este arte permite capturar presas de mayor tamaño, al ser dejada a la deriva en profundidades de entre 8 a 100 m, aprovechando la mayor extensión de esta zona productiva (Bernal-Becerra y Mena-Alonso 2000, Jiménez-Badillo et al. 2006).

Por otro lado, las redes camaroneras fueron empleadas en la zona más cercana a la desembocadura del río con un IAR significativamente mayor durante la temporada de lluvias. Aunque cabe destacar que la temporada de veda del camarón café (*Farfantepenaeus aztecus*) en esta zona fue establecida precisamente durante esa época (1 de mayo al 26 de agosto) (SAGARPA 2006).

Con respecto a las embarcaciones, se sabe que la actividad pesquera está centrada en la comunidad de Antón Lizardo, donde existen registradas ~200 embarcaciones pesqueras (Jiménez-Badillo y Castro-Gaspar 2007); muchas de ellas pescan en la desembocadura del Río Jamapa donde se registró la mayor densidad de embarcaciones. Por otra parte, se observó una mayor concentración de embarcaciones turísticas pequeñas y de transportes de carga mayores, en la zona norte del PNSAV, los cuales, aunque fueron poco abundantes en este estudio, tienen efectos distintos en los cetáceos. Por lo anterior, es posible que la preferencia de los tursiones hacia el sur del área de estudio pueda derivarse de un mayor riesgo potencial de colisión y mayores niveles de ruido por parte de estas embarcaciones, lo que puede tener como consecuencia alteraciones en su comportamiento (Hildebrand 2005; Mattson et al. 2005; Lusseau 2006; Wright et al. 2007).

Lo anterior refleja que el área está siendo empleada de manera diferente y se pueden identificar las principales actividades en cada sitio. Esto implica una diferenciación en el uso que tanto humanos como delfines hacen del área del PNSAV. Este argumento se refuerza considerando que aunque los mapas de distribución espacial general del tráfico marítimo y las operaciones de pesca se superponen con

el área ocupada por los delfines (Figs. 3-5), rara vez coincidieron en tiempo y espacio durante las navegaciones, lo cual sugiere una evasión recíproca. Morteo et al. (2012) propone que esto puede deberse a que los delfines tienden a evitar los sitios con alta densidad de embarcaciones o tráfico errático, principalmente cuando son acosados e incluso agredidos por los humanos al desarrollar sus actividades; por otra parte, los pescadores evitan usar sus artes de pesca en sitios con alta presencia de delfines, para evitar el riesgo de que sean dañadas o sufrir pérdidas en sus capturas.

CONCLUSIONES

La gran actividad de uno de los puertos más grandes de México es evidente; las principales embarcaciones que hacen uso de la zona son pesqueras, las cuales en buena medida se observaron en tránsito. La distribución de las embarcaciones se da en toda el área, y su ubicación particular depende de la actividad que desarrollan. Es posible que los tursiones evadan el área noroeste debido a la alta presencia de embarcaciones, concentrándose principalmente en la zona de costa y de arrecifes sur. De acuerdo con las características oceanográficas del PNSAV, tanto las operaciones de pesca como los tursiones pudieran estar usando estos sitios para obtener mayores capturas y alimento, respectivamente. Aunque tanto las operaciones de pesca como los tursiones utilizan las mismas zonas, estos pueden no coincidir en el tiempo a corto plazo o debido a que no están capturando las mismas presas o a que tienden a evitarse mutuamente para evitar la competencia.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo formó parte de la tesis de maestría de I. Hernández, quien contó con una beca del CONACyT. Las navegaciones se realizaron mediante permisos de la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) para la observación de tursiones (SGPA/DGVS/00351/06, SGPA/DGVS/00870/07 y SGPA/DGVS/1344/08). Este estudio se realizó en colaboración con la Dra. Carmen Bazúa mediante el proyecto Fondo Mixto CONACyT-Edo. Campeche (CAMP-2003-C01-9102), así como con la colaboración de la Dra. Enriqueta Velarde mediante el proyecto CONACyT No. 45468. Se agradece la colaboración de los estudiantes del Laboratorio Veracruzano de Mamíferos Marinos (Universidad Veracruzana – Acuario de Veracruz, A. C.) en la colecta de datos: Jorge Montano, Marah García, Verónica Del Castillo y Nina Medellín.

BIBLIOGRAFÍA

Aguilar-Sánchez M y J Escamilla-Ortiz. 2011.. Historia general de Veracruz. Ed. Editora de Gobierno del Estado de Veracruz/Secretaría de Educación del Estado de Veracruz/ Universidad Veracruzana, Xalapa. 725 p.

PARQUE NACIONAL SISTEMA ARRECIFAL VERACRUZANO
NÚMERO ESPECIAL VOL.2, No.8. JULIO-DICIEMBRE 2015.

- APIVER (Administración Portuaria Integral de Veracruz S. A. de C.V.). 2009. Programación de buques. <http://www.puerto-de-veracruz.com.mx>.
- Barco SG, WM Swingle, WA McLellan, RN Harris y DA Pabst. 1999. Local abundance and distribution of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the nearshore waters of Virginia Beach, Virginia. *Marine Mammal Science* 15: 394-408.
- Bearzi G, CM Fortuna y RR Reeves. 2009. Ecology and conservation of common bottlenose dolphins *Tursiops truncatus* in the Mediterranean Sea. *Mammal Review* 39: 92-123.
- Bernal-Becerra A y L Mena-Alonso. 2000. Muestreo del neoton. p.287-335. En Granados-Barba A, V Solís-Weiss y RG Bernal-Ramírez (eds.). Métodos de muestreo en la investigación oceanográfica. Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología, UNAM, México.
- Cañadas A, R Sagarminaga y S Tiscar-García. 2002. Cetacean distribution related with depth, and slope in the Mediterranean waters off southern Spain. *Deep Sea Research* 1 49: 2053-2073.
- Cockcroft VG, GJB Ross y VM Peddemors. 1990. Bottlenose dolphin *Tursiops truncatus* distribution in Natal's coastal waters. *Marine Science* 9: 1-10.
- CONAPESCA (Comisión Nacional de Acuicultura y Pesca). 2006a. Actualización de la carta nacional pesquera. http://www.conapesca.sagarpa.gob.mx/wb/cona/cona_actualizacion_de_la_carta_nacional_pesquera.
- Chavéz-Andrade M. 2006. Caracterización del hábitat de los grandes cetáceos del Golfo de California durante la temporada fría de 2005. Tesis de Maestría. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas-Instituto Politécnico Nacional, La Paz, Baja California Sur, México. 84 p.
- Defran RH y DW Weller. 1999. Occurrence, distribution, site fidelity, and school size of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) off San Diego, California. *Marine Mammal Science* 15: 366-380.
- Del Castillo-Olvera V y E Morteo, 2008. Ecología poblacional del tursión (*Tursiops truncatus*) en aguas costeras de Alvarado, Veracruz, México. p 74 En Resúmenes de la XXXI Reunión Internacional sobre el Estudio de los Mamíferos Marinos. 18-21 de mayo 2008. Ensenada, B.C.
- Del Castillo-Olvera V. 2010. Ecología poblacional del tursión (*Tursiops truncatus*) en la costa de Alvarado, Veracruz. Tesis de Licenciatura. Enemérita Universidad Autónoma de Puebla. Puebla, México. 81 p.
- Escobar-Briones E. 2004. Current knowledge of benthic communities in the Gulf of Mexico. p.14-19. En Whithers K y M Nipper (eds.). Environmental analysis of the Gulf of Mexico. Ed. Instituto Nacional de Ecología & Harte Research Institute for Gulf of Mexico Studies. México
- ESRI (Environmental System Research Institute, ®). 2009. ArcMap™. Versión 9.3.
- FAO (Food and Agriculture Organization). 2003. Fisheries and aquaculture department homepage. <http://www.fao.org/fishery/geartype/219/en>.
- Fertl D y JS Leatherwood. 1997. Cetacean interactions with trawls: a preliminary review. *Journal of Northwest Atlantic Fishery Science* 22: 219-248.
- Gannon, DP y DM Waples. 2004. Diets of coastal bottlenose dolphins from the US mid-Atlantic coast differ by habitat. *Marine Mammal Science* 20: 527-545.
- García, E. 1973. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen. Instituto de Geografía. Universidad Nacional Autónoma de México, D.F. 71p.
- García-Vital, M, E Morteo, I Martínez-Serrano, A Delgado-Estrella y C Bazúa-Durán. 2015. Inter-individual association levels correlate to behavioral diversity in coastal bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) from the Southwestern Gulf of Mexico. *Therya* 6: 337-350.
- Guevara-Aguirre, D, C Bazúa-Durán y LG Medrano-Valdemar. 2008. Distribución y abundancia de tursiones (*Tursiops truncatus*) en la Laguna de Términos, Campeche. p 77 En Resúmenes de la XXXI Reunión Internacional sobre el Estudio de los Mamíferos Marinos. 18-21 de mayo 2008. Ensenada, B.C.
- GEV (Gobierno del Estado de Veracruz). 2006. Segundo informe de Gobierno. <http://www.veracruz.gob.mx>.
-

- Góngora-Gómez JL. 2007. Dimensión espacial de las remesas de migrantes internacionales en México. Tesis de Maestría. Centro Regional de Investigaciones Multidisciplinarias-Universidad Nacional Autónoma de México/Universidad Autónoma del Estado de México. Cuernavaca, Morelos, México. 95 p.
- Hansen, LJ y RH Defran. 1990. A comparison of photo-identification studies of California coastal bottlenose dolphins. Special Report of the International Whaling Commission 12: 101-104 p.
- Heckel G. 1992. Fotoidentificación de tursiops *Tursiops truncatus* (Montagu, 1821) en la Boca de Corazones de la Laguna de Tamiahua, Veracruz, México (Cetacea: Delphinidae). Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México. México. 164 p.
- Hildebrand J. 2005. Impacts of Anthropogenic Sound. 101-202 p. En Reynolds JE, WF Perrin, R Reeves, S Montgomery y TJ Ragen (eds.) *Marine Mammals Research: Conservation beyond Crisis*. The Johns Hopkins University Press, E.E.U.U.
- Hildebrand JA. 2009. Anthropogenic and natural sources of ambient noise in the ocean. *Marine Ecology Progress Series* 395: 5-20.
- Hopkins A, HG Frontani y J Bruno, 2008. Managing coral reef fisheries. http://www.eoearth.org/article/Managing_coral_reef_fisheries.
- Hunt JGL. 2006. Evidence for bottom-up control of upper-trophic-level marine populations Is it scale-dependent?. 50-64 p. En: Estes, JA, DP Demaster, DF Doak, TM Walliams y J Brownell, RL (eds.) *Whales, Whaling, and Ocean Ecosystems*. University of California Press, E.E.U.U.
- Ingram SN y E Rogan. 2002. Identifying critical areas and habitat preferences of bottlenose dolphins *Tursiops truncatus*. *Marine Ecology Progress Series*. 244: 247-255.
- Irvine AB, MD Scott, RS Wells y JH Kaufmann. 1981. Movements and activities of the Atlantic bottlenose dolphin, *Tursiops truncatus*, near Sarasota, Florida. *Fishery Bulletin* 79: 671-688.
- Jiménez-Badillo ML, H Pérez-España, JM Vargas-Hernández, JC Cortés-Salinas y P Flores-Pineda. 2006. Catálogo de Especies y Artes de Pesca Artesanal del Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano. Universidad Veracruzana. México. 189 p.
- Jiménez-Badillo ML y LG Castro-Gaspar. 2007. Pesca Artesanal en el Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano, México. p 221-240. En Granados-Barba A, LG Abarca-Arenas y JM Vargas-Hernández (eds.). Universidad Autónoma de Campeche, México.
- Kelly D. 1983. Photo-Identification of bottlenose dolphins in Southern California. *Whalewatcher*. 17: 6-8.
- La Fauci D. 2015. Segregación espacial por clases de edad en delfines (*Tursiops truncatus*) de la costa central de Veracruz, México. Tesis de Maestría. Universidad Veracruzana-Università Politecnica delle Marche. 36 p.
- Lara-Domínguez AL y A Yáñez-Arancibia. 1999. Productividad secundaria, utilización del hábitat y estructura trófica. p. 153-166 En Yáñez-Arancibia A y ALLara-Domínguez (eds.). *Ecosistemas de Manglar en América Tropical*. Instituto de Ecología, A.C., México.
- Lusseau D. 2004. The hidden cost of tourism: detecting long-term effects of tourism using behavioral information. *Ecology and Society* 9: 2-10.
- Lusseau D y JES Higham. 2004. Managing the impacts of dolphins-based tourism through the definition of critical habitats: the case of bottlenose (*Tursiops* spp.) in Doubtful Sound, New Zealand. *Tourism management* 25: 657-667.
- Lusseau D. 2006. The short-term behavioral reactions of bottlenose dolphins to interactions with boats in Doubtful Sound, New Zealand. *Marine Mammal Science* 22: 802-818.
- Martínez-Serrano I, A Serrano, G Heckel y Y Schramm. 2011. Distribution and home range of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) off Veracruz, Mexico. *Ciencias Marinas* 37: 379-392.
- Mattson CA, JA Thomas y D St Aubin. 2005. Effects of boat activity on the behavior of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in waters surrounding Hilton Head Island, South Carolina. *Aquatic Mammals* 31: 133-140.
- Moran PAP. 1950. Notes on Continuous Stochastic Phenomena. *Biometrika* 37: 17-23.
- Morgan MA y GW Patton. 1990. Human dolphin interactions on the west coast of Florida: Documentation from MML's marine mammal response program. MML Technical Report 191. 9 p.
-

- Morteo E, G Heckel, RH Defran y Schramm. 2004. Distribution, movements and group size of the bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*; Montagu, 1821) south of Bahia San Quintin, Baja California, México. *Ciencias Marinas* 30: 35-46.
- Morteo E y IDC Hernández-Candelario. 2007. Resultados preliminares sobre la relación entre delfines *Tursiops truncatus*, embarcaciones y artes de pesca en el Sistema Arrecifal Veracruzano. p. 214-256 En Granados-Barba A, LG Abarca-Arenas y JM Vargas-Hernández (eds.). *Investigaciones Científicas en el Sistema Arrecifal Veracruzano*. Universidad Autónoma de Campeche, México.
- Morteo E. 2008. Ecología de tursiones (*Tursiops truncatus*) en Alvarado, Veracruz (México). p 33 En Resúmenes de la XXXI Reunión Internacional sobre el Estudio de los Mamíferos Marinos. 18-21 de mayo de 2008. Ensenada, B.C.
- Morteo E, A Rocha-Olivares y R Morteo. 2012. Sensitivity analysis of residency and site fidelity estimations to variations in sampling effort and individual catchability. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 83:487-495.
- Morteo E, I Martínez-Serrano, I Hernández-Candelario, IA Ruiz-Hernández y EC Guzmán-Vargas. Aceptado. Distribución, abundancia, residencia y comportamiento del tursión (*Tursiops truncatus*) en el Sistema Arrecifal Veracruzano. En Granados-Barba A, LD Ortiz-Lozano, D Salas-Monreal y C González-Gándara (eds.). *Aportes al Conocimiento del Sistema Arrecifal Veracruzano*. EPOMEX. México.
- Morteo E, A Rocha-Olivares y LG Abarca-Arenas. 2014. Sexual segregation in coastal bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the south-western Gulf of Mexico. *Aquatic Mammals* 40: 375-385.
- Neave HR y PL Worthington. 1988. *Distribution-free Test*. Unwin Hyman. Londres. 430 p.
- Noke DW y DK Odell. 2002. Interactions between the Indian River lagoon blue crab fishery and the bottlenose dolphin, *Tursiops truncatus*. *Marine Mammal Science* 18: 819-832.
- Pereyra-Díaz D y AJ Pérez-Sesma. 2005. Hidrología de superficie y precipitaciones intensas 2005 en el estado de Veracruz. p. 81-99 En Calatayud Duhalt L (ed.). *Inundaciones 2005 en el estado de Veracruz*. Universidad Veracruzana y Consejo Veracruzano de Ciencia y Tecnología, Veracruz, México. 235 p.
- Peterson D, N Hanazaki y PC Simões-Lopes. 2008. Natural resources appropriation in cooperative artisanal fishing between fishermen and dolphins (*Tursiops truncatus*) in Laguna Brazil. *Ocean and Coastal Management* 51: 469-475.
- Plagányi EE y DS Butterworth 2005. Indirect Fishery Interactions. p. 19-46 En Reynolds JE, WF Perrin, RR Reeves, S Montgomery y TJ Ragen (eds.). *Marine Mammal Research: Conservation beyond crisis*. John Hopkins University Press. E.E.U.U. 240 p.
- Quinn TP y RD Brodeur. 1991. Intra-specific variations in the movement patterns of marine animals. *American Zoologist* 31: 231-241.
- Rangel-Avalos MA, LKB Jordan, BK Walkerm, DS Guillian, EG Hinojosa y RE Spieler. 2008. Fish and Coral Reef Communities of the Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano (Veracruz Coral Reef System National Park) Veracruz, Mexico: Preliminary Results. En *Proceedings of the 60th Gulf and Caribbean Fisheries Institute Meeting*. Punta Cana, Dominican Republic Meeting, Punta Cana, República Dominicana.
- Read AJ, P Drinker y S Northridge. 2006. Bycatch of Marine Mammals in U.S. and Global Fisheries. *Conservation Biology* 20: 163-169.
- Rodríguez-Gómez CF, JA Aké-Castillo y G Campos-Bautista. 2013. Productividad primaria bruta y respiración planctónica en el Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano. *Hidrobiológica* 23: 143-153.
- SAGARPA (Secretaría de Agricultura Ganadería Desarrollo rural Pesca y Alimentación). 2006. ACUERDO por el que se modifica el periodo de veda para la captura de las especies de camarón en aguas marinas de jurisdicción federal del Golfo de México de la zona comprendida desde la desembocadura del Río Bravo en Tamaulipas, hasta la desembocadura del Río Coatzacoalcos en Veracruz, establecido en el artículo primero, fracción I del acuerdo publicado el 28 de abril de 2006. *Diario Oficial de la Federación*.
- SAGARPA (Secretaría de Agricultura Ganadería Desarrollo rural Pesca y Alimentación). 2007. ACUERDO por el que se da a conocer el establecimiento de épocas y zonas de veda para la captura de las especies de camarón en aguas marinas y de los sistemas lagunarios estuarinos de jurisdicción federal del Golfo de México y Mar Caribe. *Diario Oficial de la Federación*.
-

PARQUE NACIONAL SISTEMA ARRECIFAL VERACRUZANO
NÚMERO ESPECIAL VOL.2, No.8. JULIO-DICIEMBRE 2015.

- SAGARPA (Secretaría de Agricultura Ganadería Desarrollo rural Pesca y Alimentación). 2008. Prospectiva del Subsector Acuícola y Pesquero en el Estado de Veracruz. Gobierno del Estado, 203 p.
- SAGARPA (Secretaría de Agricultura Ganadería Desarrollo rural Pesca y Alimentación). 2009. ACUERDO por el que se da a conocer el establecimiento de épocas y zonas de veda para la captura de todas las especies de camarón en aguas marinas y de los sistemas lagunarios estuarinos de jurisdicción federal del Golfo de México y Mar Caribe. México, DF, Diario Oficial de la Federación.
- Salas-Monreal D, DA Salas-de-León, MA Monreal-Gómez y ML Riverón-Enzástiga. 2009. Current rectification in a tropical coral reef system. *Coral Reefs* 28: 871-879.
- Salas-Pérez JJ, JM Vargas-Hernández, V Arenas-Fuentes y P Balderas-Cruz. 2007. Trayectoria de masas de agua en el Parque Sistema Arrecifal Veracruzano y modelos numéricos: Circulación de verano. p. 304 En Granados-Barba A, LG Abarca-Arenas y JM Vargas-Hernández (eds.). *Investigaciones Científicas en el Sistema Arrecifal Veracruzano*. Universidad Autónoma de Campeche, México.
- Salas-Pérez JJ y A Granados-Barba. 2008. Oceanographic characterization of the Veracruz reefs system. *Atmósfera* 21: 281-301.
- Statsoft Inc, 2007. STATISTICA (data analysis software system). Versión 8.0.
- SEGOB (Secretaría de Gobernación), 2012. DECRETO por el que se reforma el artículo sexto del diverso que declara área natural protegida con el carácter de Parque Marino Nacional, la zona conocida como Sistema Arrecifal Veracruzano, ubicada en el Estado de Veracruz Llave. Disponible en: <http://dof.gob.mx>.
- Schramm Y. 1993. Distribución, movimientos, abundancia e identificación del delfín *Tursiops truncatus* (Montagu 1821), en el sur de la Laguna de Tamiahua, Ver. y aguas adyacentes (Cetacea: Delphinidae). Tesis de Licenciatura. Escuela de Biología. Universidad Autónoma de Guadalajara. 174 p.
- SRE (Secretaría de Relaciones Exteriores), 2012. Estado de Veracruz. http://www.sre.gob.mx/coordinacionpolitica/imagen/stories/documentos_gobiernos/ftver.pdf
- Simões-Lopes PC. 1991. Interaction of coastal populations of *Tursiops truncatus* (Cetacea, Delphinidae) with the mullet artisanal fisheries in southern Brazil. *Biotemas* 4: 83-94.
- Teixeira-Moreno MP. 2005. Environmental predictors of bottlenose dolphin distribution and core feeding densities in Galveston Bay, Texas. Tesis de Doctorado. Texas A&M University. 102 p.
- Vázquez-Castán L, A Serrano-Solís, M López-Ortega, JA Galindo, MP Valdés-Arellanes y C Naval-Ávila. 2007. Caracterización del hábitat de dos poblaciones de toninas (*Tursiops truncatus*, Montagu 1821) en la costa Norte del estado de Veracruz, México. *UDO Agrícola* 7: 285-292.
- Wells RS y MD Scott. 2002. Bottlenose Dolphins *Tursiops truncatus* and *T. aduncus*. p. 122-128 En Perrin WF, B Würsig y JGM Thewissen (eds.). *Encyclopedia of Marine Mammals*. Academic Press. E.E.U.U.
- Wright AJ, N Soto-Aguilar, AL Baldwin, M Bateson, CM Beale, C Clark, T Deak, EF Edwards, LT Hatch, A Kakuschke, D Lusseau, D Martineau, LM Romero, LS Weilgart, BA Wintle, G Nobartolo-di-Sciara y V Martin. 2007. Do marine mammals experience stress related to anthropogenic noise?. *International Journal of Comparative Psychology* 20: 274-316.
- Zavala-González A, J Urbán-Ramírez y C Esquivel-Macías. 1994. A note on artisanal fisheries interactions with small Cetaceans in Mexico. p. 235-237 En Perrin, WF, GP Donovan y J Barlow (eds.). *Gillnets and Cetaceans*. International Whaling Commission, Cambridge, 629 p.
- Zavala-Hidalgo J, SL Morey y JJ O'Brien. 2003. Seasonal circulation on the western shelf of the Gulf of Mexico using a high-resolution numerical model. *Journal of Geophysical Research*. 108: 3380-3389.
- Zavala-Hidalgo J, B Martínez-López, A Gallegos-García, SL Morey y JJ O'Brien. 2006. Seasonal upwelling on the western and southern shelves of the Gulf of México. *Ocean Dynamics* 56: 333-338.

Lista anotada de las aves marinas, acuáticas y playeras del Sistema Arrecifal Veracruzano, México.
Anotated Check-list of the seabirds, waterbirds and shorebirds of the Veracruz Reef System, Mexico.

Velarde-González E, Ruz-Rosado FD, Priego-Hernández E.

Instituto de Ciencias Marinas y Pesquerías, Universidad Veracruzana, Hidalgo 617, Col. Río Jamapa, Boca del Río, Veracruz, CP 94290.

E-mail: enriqueta_velarde@yahoo.com.mx

RESUMEN

En el Sistema Arrecifal Veracruzano (SAV) se encuentran 120 especies de aves, 11% del total registrado para México, incluyendo las marinas, acuáticas, playeras y terrestres. Reportamos resultados de una revisión bibliográfica comprensiva, sobre las tres primeras categorías, de los escasos trabajos para el Golfo de México y particularmente el SAV, desde mediados del siglo 20. La clasificación taxonómica está basada, principalmente, en la American Ornithologists' Union. Se reportan 14 familias, 36 géneros y 55 especies. Las especies están relacionadas con los hábitats que ocupan y pueden tener una influencia sobre, y ser influidas por, las características del SAV, que por estar ubicado en una zona de transición entre las regiones marinas tropical y templada, y enclavado en la región de confluencia de cuatro rutas migratorias de aves de Norteamérica, alberga una de las mayores riquezas de especies de aves del planeta. Los hábitats presentes son dunas, manglares, estuarios, arrecifes coralinos, islas arrecifales, pastizales marinos y aguas costeras. Esta lista anotada presenta las características básicas de taxonomía, nomenclatura, distribución, hábitat, dieta, estatus migratorio y de protección en México de acuerdo a la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (NOM-059-SEMARNAT-2010) e internacional de acuerdo a la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN), distribución mundial y dentro del Golfo de México, así como información adicional de interés para algunas especies que consideramos de relevancia particular para la región, indicando cuáles son las más abundantes o importantes para la zona, e incluyendo su problemática de conservación, ya que el 10% de ellas está en alguna categoría de riesgo, debido a que la zona se ubica frente a una región de importante impacto urbano, agrícola y portuario, factores negativos de origen antropogénico, acerca de cuyos efectos sobre el ecosistema arrecifal y sus especies tenemos poca información.

Palabras clave: Golfo de México, aves marinas y acuáticas, aves de islas y costas, fichas descriptivas de aves, ensamble de especies de aves.

ABSTRACT

The Veracruz Reef System (VRS) harbors 120 bird species, 11% of the total recorded for Mexico, including seabirds, waterbirds, shorebirds and landbirds. We report results of a comprehensive literature review of the three

first categories, from the scarce research done in the Gulf of Mexico and, particularly, the VRS, since the mid-20th. Century. The taxonomic classification is based mainly in the American Ornithologists' Union checklist for Northamerican birds. We report 14 families, 36 genera and 55 species. These species are intimately related to the habitats they occupy and may also have an influence on, and be influenced by, the environmental characteristics found in the VRS that, because of its location in a transition zone between the tropical and temperate regions, and in the confluence of the four main bird migration routes of Northamerica, is characterized by one of the highest bird species richness in the planet. The habitats present in the VRS are sand dunes, mangroves, estuaries, coral reefs and their islands, marine meadows and coastal waters. This annotated list includes the basic characteristics of the species including their taxonomy, nomenclature, distribution, habitat, diet, migratory and protection status (NOM-059-SEMARNAT-2010), World and Gulf of Mexico distribution, as well as additional information for species that we consider of particular importance for the region, including conservation issues, due to the fact that 10% of these species are listed under some risk category, because this region is contiguous to an important urban, agricultural and harbor area, so it faces negative influences of anthropogenic origin, and there is scarcely any comprehensive information of the effects of the latter on the reef ecosystem and its species.

Key words: Gulf of Mexico, marine and aquatic ornithofauna, island and coastal birds, bird descriptive information, VRS bird species ensemble.

INTRODUCCIÓN

México es el país que ocupa el décimo segundo lugar a nivel mundial y primero en Norteamérica por el número de especies de aves en su territorio, con un total de 1,109, y el cuarto en cuanto a número de especies de aves endémicas, con 105 de ellas (Lepage 2009). En el Sistema Arrecifal Veracruzano (SAV) se encuentra el 11% del total registrado para México, con 120 especies, incluyendo las marinas, acuáticas, playeras y terrestres (Velarde et al. 2007; Velarde et al. 2014; Velarde información no publicada). Debido a su capacidad de vuelo y dispersión, las aves constituyen un grupo biológico de particular interés y, por sus hábitos y el hábitat que ocupan, las aves acuáticas, marinas y playeras constituyen uno de los grupos de mayor importancia en el SAV. De manera adicional, por estar ubicado en una zona de transición entre las regiones marinas tropical y templada, y estar enclavado en una región de confluencia de cuatro rutas migratorias de Norteamérica, desde el Atlántico hasta el Pacífico, pasando por la región de las Grandes Llanuras de Norteamérica y las enormes cadenas montañosas del oeste del continente, el Sistema Arrecifal Veracruzano, por estar enclavado en la costa central de Veracruz, alberga una de las mayores riquezas de especies de aves del planeta, cuyo componente principal son las aves terrestres (Ruelas 2006). En la región se han registrado 239 especies de aves migratorias, que representan más del 75% de las especies migratorias del hemisferio norte (Loetscher 1941; Rappole et al. 1983; Ruelas et al. 2004). Asimismo, ocasionalmente se pueden observar especies provenientes del continente europeo y varias que son principalmente oceánicas. Además, a esta riqueza le beneficia que las aguas del SAV presenten una alta productividad marina y que la zona arrecifal esté rodeada de diversos ambientes por su cercanía a lagunas costeras, manglares, deltas de ríos, dunas costeras, selvas y sabanas. A pesar de la importancia de esta región para las aves, hay muy pocos estudios sobre ellas en la zona, con la

compilación más comprensiva hasta ahora de Gallardo et al. (2009). Además, las investigaciones realizadas se centran básicamente en listados de especies y no hay estudios ni monitoreos de las poblaciones de las especies que ahí se encuentran, por lo cual será de importancia generar esta información en el futuro. El único estudio realizado en la región que reporta la abundancia relativa de algunas especies de aves marinas es el de Velarde et al. (2007).

En este listado anotado incluimos información actualizada referente a la clasificación taxonómica de las especies de aves marinas, acuáticas y playeras de la región mencionada, pero también incluimos información sobre su estatus de conservación, estatus migratorio, tipo de hábitat que ocupan, dieta, distribución mundial y distribución dentro del Golfo de México. Asimismo, incluimos las referencias más relevantes de estos temas para cada especie, así como alguna información adicional de interés para algunas especies que consideramos de importancia particular para la región.

Las aves marinas se pueden dividir en dos grandes grupos, aquellas que son preferentemente oceánicas y que pasan la mayor parte de su vida en alta mar, excepto cuando llegan a tierra exclusivamente para anidar, y son poco frecuentes cerca de las costas, como las del grupo de los Procellariiformes, entre las que se encuentra el paíño de Wilson (*Oceanites oceanicus*), el cual se alimenta de plancton y pequeños invertebrados en la superficie del océano, y aquellas especies que prefieren pasar la mayor parte de su vida cerca de la costa, como muchas que nos son más familiares por ejemplo: pelícanos, gaviotas y fragatas. También está el grupo de las aves acuáticas, que habitan las orillas de lagunas costeras, ríos, arroyos y pantanos, y el de las aves playeras, las cuales ocupan las costas arenosas y las rocosas, pero también zonas de inundación, orillas de lagunas costeras y desembocaduras de ríos (Velarde et al. 2007; Gallardo et al. 2009).

Además de agrupar las aves por sus preferencias de hábitat, también se pueden catalogar por su dieta. En el caso de las aves marinas ésta está basada principalmente en alimentos que provienen del mar. Algunas especies de aves marinas y las aves acuáticas obtienen su alimento principalmente en cuerpos de aguas salobres o dulces, o incluso, en el caso de algunas pocas especies, se alimentan de invertebrados terrestres, como algunas especies de gaviotas que consumen insectos. Las aves playeras se caracterizan por consumir principalmente pequeños invertebrados de las regiones intermareal, costera y lacustre.

Desde el punto de vista de sus hábitos migratorios, aproximadamente el 50% de las especies de aves marinas, acuáticas y playeras que usan el Sistema Arrecifal Veracruzano son residentes, como por ejemplo el pelícano pardo (*Pelecanus occidentalis*), los cormoranes (*Phalacrocorax* spp.) y la fragata (*Fregata magnificens*); el resto de las especies son migratorias y lo ocupan únicamente durante una época del año, ya sea durante su temporada de anidación en la primavera y el verano, como el charrán real que anida en regiones cercanas al SAV, o bien durante el otoño e invierno, cuando su anidación la realizan en otras latitudes, como el ibis blanco (*Eudocimus albus*), la garza morena (*Ardea herodias*) y muchas especies de pequeños playeros.

Gran parte de la relevancia del Sistema Arrecifal Veracruzano radica en ser una de las más importantes zonas de descanso y aprovisionamiento de alimento para muchas especies de aves migratorias, que lo usan durante cierta etapa de su travesía migratoria, entre sus zonas de anidación en latitudes más boreales del continente, y sus zonas de invernación, cercanas al ecuador en regiones

tropicales (Ruelas 2006). Sin la presencia y condición adecuada de los hábitats que el Sistema Arrecifal Veracruzano ofrece a grandes poblaciones de estas importantes y numerosas especies de aves migratorias, la continuidad de los procesos ecológicos de diferentes latitudes del continente, se verían afectadas severamente. Sin embargo, el tamaño preciso de las poblaciones de estas migratorias se desconoce en gran parte, con excepción de las 19 especies de aves rapaces y acuáticas reportadas por Ruelas (2006) y Ruelas et al. (2010), como son por ejemplo más de 2 millones de zopilote aura (*Cathartes aura*), casi 180,000 milanos del Mississippi (*Ictinia mississippiensis*), más de 2 millones de aguilillas alas anchas (*Buteo platypterus*), casi 1 millón de aguililla de Swainson (*Buteo swainsoni*), más de 180,000 pelícanos blancos (*Pelecanus erythrorhynchos*), por citar sólo las más numerosas.

Finalmente, por la cercanía y relación ecológica y biogeográfica con regiones marinas como el Océano Atlántico y Mar Caribe, el SAV está influenciado por zonas limítrofes entre estas grandes masas oceánicas, que resulta en una alta diversidad de especies, tanto para las aves marinas, como acuáticas y playeras.

MATERIAL Y MÉTODOS

En este trabajo reportamos los resultados de una revisión bibliográfica comprensiva de trabajos de tipo naturalista y de investigación en el Golfo de México y particularmente la región del Sistema Arrecifal Veracruzano (Fig. 1), desde mediados del siglo 20 a la fecha, ya que prácticamente no existen trabajos para este grupo taxonómico en fechas anteriores a éstas. Para la clasificación taxonómica nos basamos en el listado de especies de la American Ornithologists' Union (AOU 1998, AOU 2013), excepto para una especie: el charrán de Cabot, para el cual nos basamos en la clasificación del International Ornithologists' Union (Gill y Donsker 2015). Esta especie era antes considerada como subespecie del charrán de Sandwich (Efe 2009). Es importante hacer notar que para México, las islas y región marina del Golfo de México es la menos conocida, particularmente si se le compara al conocimiento acumulado para zonas como el Pacífico mexicano y Golfo de California (Howell y Webb 1995), a pesar de que en algunas de las islas de la región hay importantes colonias de anidación de aves marinas, como por ejemplo en Arrecife Alacranes (Tunnell y Chapman 1988, 2000).

Con base en la literatura consultada, hemos desarrollado este listado anotado con las características básicas de la distribución, biología, estatus migratorio y de conservación de cada una de las especies incluidas. Los nombres comunes en español se tomaron de la fuente oficialmente reconocida por la CONABIO (Escalante et al. 1996) y los nombres comunes en inglés se tomaron del suplemento 54 del American Ornithologists' Union (AOU 2013). Nos hemos centrado en las especies de aves marinas, acuáticas y playeras, por ser los grupos taxonómicos que están más íntimamente relacionadas con los hábitats marinos y costeros del Sistema Arrecifal Veracruzano y que pueden tener una influencia sobre, y ser influenciados por, las características del hábitat y los cambios ambientales que se desarrollan en el SAV. La única especie de ave considerada dentro de un grupo taxonómico diferente, el gavilán pescador, que es un ave rapaz dentro del Orden Accipitriformes, y con su propia familia Pandionidae,

que hemos incluido aquí, es debido a que sus hábitos alimenticios son exclusivamente piscívoros y está íntimamente ligado a los ambientes marinos y acuáticos, sin los cuales no podría sobrevivir.

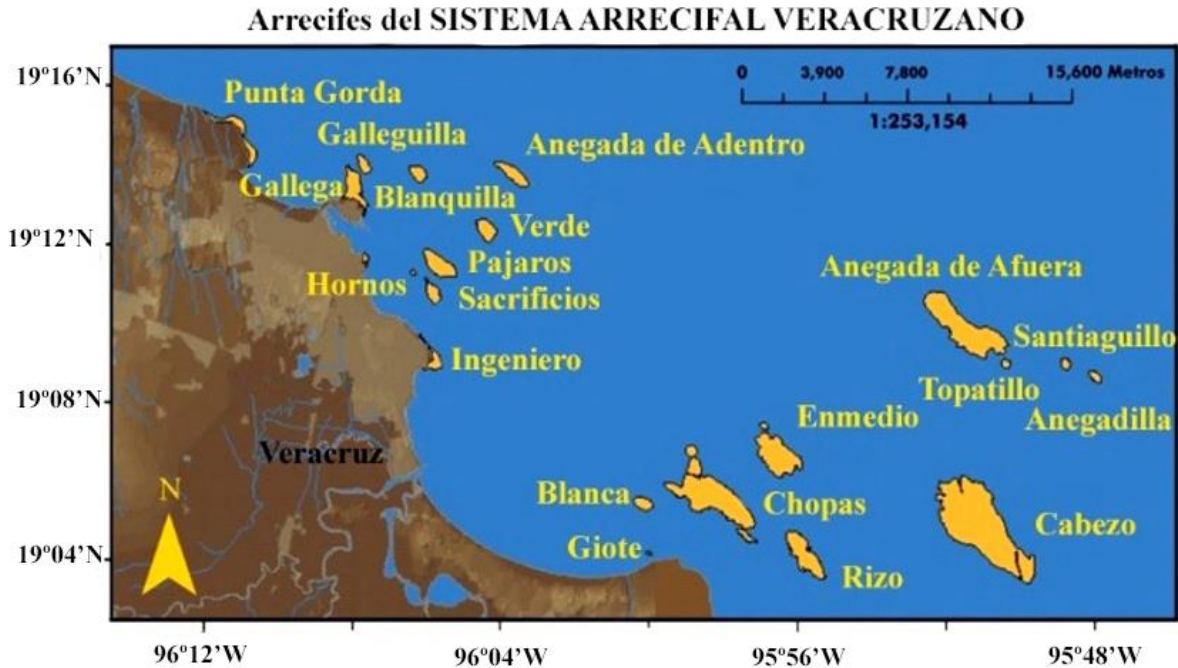


Fig. 1. Mapa esquemático del Sistema Arrecifal Veracruzano. Elaborado por JM Vargas, modificado de Velarde (2013).

En este trabajo consideramos como hábitat marino a toda aquella región ocupada por aguas marinas a partir de la línea de la costa; los hábitats acuáticos son todos aquellos cuerpos de agua salobre y dulce que se encuentran en la región continental, ya sea ríos, lagos, lagunas, pantanos o esteros; los hábitats costeros son todas aquellas regiones a lo largo de la línea de costa, independientemente del tipo de sustrato o vegetación que presenten.

Consideramos que estas fichas son de utilidad por reunir en una sola publicación información referente a diversos aspectos de las especies enlistadas, como son: el estatus taxonómico y nombre científico actualizado (dado que existen varias revisiones recientes y cambios en estos rubros), la autoridad que las describe, el nombre común aceptado oficialmente en México, el nombre común aceptado oficialmente en EUA, su estatus de conservación tanto en México (por parte de la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales) como a nivel internacional (por parte de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza), su estatus migratorio, tipo de hábitat que ocupa, principales tipos de dieta, distribución mundial y en el Golfo de México, todo ello sustentado con referencias a publicaciones que tratan de cada especie. En el caso de que la especie no esté enlistada en alguna

categoría de protección en México, se le denotará con: NA, indicando que “No Aplica” una categoría de protección en su caso.

RESULTADOS

ANSERIFORMES

ANATIDAE

Dendrocygninae

Dendrocygna autumnalis (Linnaeus, 1758), pijije alablanca, Black-bellied Whistling-Duck.

Estatus de conservación (NOM-059-SEMARNAT-2010): NA.

UICN: Least concern (LC).

Estatus migratorio: Residente reproductivo.

Hábitat: Costas, ríos, lagunas, pantanos y manglares.

Dieta: Invertebrados, vegetación acuática, semillas.

Distribución: Mundial: Sur de EUA – Argentina; África oriental; Asia austral. Golfo de México: Todo el Golfo.

Referencias: Loetscher Jr. (1955), Leopold (1990), Contreras-Balderas (1993), Cruz (1999), Garrido y Kirkconnell (2000), Lejía-Tristán et al. (2000), Gómez de Silva (2005), Velarde-González et al. (2007).

Dendrocygna bicolor (Vieillot, 1816), pijije canelo, Fulvous Whistling-Duck.

Estatus de conservación (NOM-059-SEMARNAT-2010): NA.

UICN: Least concern (LC).

Estatus migratorio: Residente reproductivo.

Hábitat: Costas, ríos, lagunas, pantanos y manglares.

Dieta: Invertebrados, vegetación acuática, semillas.

Distribución: Mundial: Sur de EUA – Argentina; África oriental; Asia austral. Golfo de México: Todo el Golfo.

Referencias: Loetscher Jr. (1955), Leopold (1990), Contreras-Balderas (1993), Cruz (1999), Garrido y Kirkconnell (2000), Lejía-Tristán et al. (2000), Gómez de Silva (2005), Velarde-González et al. (2007).

Anatinae

Anas americana Gmelin, 1789, pato chalcuán, American Wigeon.

Estatus de conservación (NOM-059-SEMARNAT-2010): NA.

UICN: Least concern (LC).

Estatus migratorio: Visitante de invierno.

Hábitat: Costas, ríos, lagunas, pantanos y manglares.

Dieta: Invertebrados, vegetación acuática y semillas.

Distribución: Mundial: Alaska – Honduras; India; Japón. Golfo de México: Todo el Golfo.

Referencias: Coffey Jr. (1960), Contreras-Balderas (1993), Cruz (1999), Correa et al. (2000a, 2000b, 2000c, 2000d), Hernández et al. (2000), Gómez de Silva (2005), Velarde-González et al. (2007), Gallardo et al. (2009).

Anas discors Linnaeus, 1766, cerceta ala-azul, Blue-winged Teal.

Estatus de conservación (NOM-059-SEMARNAT-2010): NA.

UICN: Least concern (LC).

Estatus migratorio: Visitante de invierno.

Hábitat: Costas, ríos, lagunas, pantanos y manglares.

Dieta: Invertebrados, vegetación acuática y semillas.

Distribución: Mundial: América del Norte – Argentina central. Golfo de México: Todo el Golfo.

Referencias: Cruz (1999), Arriaga et al. (2000), Correa et al. (2000a, 2000b, 2000c, 2000d), Lejía-Tristán et al. (2000), Salgado y Figueroa (2000), Gómez de Silva (2005), Velarde-González et al. (2007), Gallardo et al. (2009).

Mergus serrator Linnaeus, 1758, mergo copetón, Red-breasted Merganser.

Estatus de conservación (NOM-059-SEMARNAT-2010): NA.

UICN: Least concern (LC).

Estatus migratorio: Visitante de invierno.

Hábitat: Mar y costas.

Dieta: Peces y pequeños invertebrados marinos.

Distribución: Mundial: Neártico: Canadá – México. Golfo de México: Noroeste, noreste y sureste.

Referencias: Lowery y Newman (1954), Contreras-Balderas (1993), Titman (1999), Gallardo y Corti (2000), Lejía-Tristán et al. (2000), Gómez de Silva (2005), Velarde-González et al. (2007), Gallardo et al. (2009).

PROCELLARIFORMES

HYDROBATIDAE

Oceanites oceanicus (Kuhl, 1820), paño de Wilson, Wilson's Storm-petrel

Estatus de conservación (NOM-059-SEMARNAT-2010): NA.

UICN: Least concern (LC).

Estatus migratorio: Transitorio.

Hábitat: Altamar e islas.

Dieta: Invertebrados.

Distribución: Mundial: Islas y costas del Océano Atlántico; Sur del Océano Pacífico tropical; circumpolar Antártico. Golfo de México: Todo el Golfo.

Referencias: Lowery y Newman (1954), Loetscher Jr. (1955), Haney (1986), Peak (1999), TBRC (2000), Gómez de Silva (2005), Velarde-González et al. (2007), Gallardo et al. (2009).

PHAETHONTHIFORMES

PHAETHONTIDAE

Phaethon aethereus (Linnaeus, 1758), rabijunco pico-rojo, Red-billed Tropicbird.

Estatus de conservación (NOM-059-SEMARNAT-2010): Amenazada.

UICN: Least concern (LC).

Estatus migratorio: Ocasional.

Hábitat: Pelágico y costas.

Dieta: Pequeños peces e invertebrados marinos.

Distribución: Mundial: Pacífico oriental: costa sur de California – costas de Panamá; Islas Galápagos; Atlántico Centroamericano – Costa norte de Brasil; Antillas. Casual en el Atlántico noroccidental. Golfo de México: Norte del Golfo, Cuba, centro de Tamaulipas y centro de Veracruz.

Referencias: Gómez de Silva (2005), Spear y Ainley (2005a, 2005b), Castillo-Guerrero et al. (2011), Nisbet et al. (2013), Velarde et al. (2014).

Información adicional: Ave registrada por primera vez en el SAV en el año 2012. Dicha especie se encuentra bajo la categoría de Amenazada debido a la perturbación humana ejercida en las islas donde se reproduce, por factores como la introducción de especies exóticas, como mamíferos depredadores de huevos y polluelos (principalmente roedores, tlacuaches y carnívoros) y el cambio de uso de suelo, que favorece su declive poblacional.

SULIFORMES

FREGATIDAE

Fregata magnificens Mathews, 1914, fragata magnífica, Magnificent Frigatebird.

Estatus de conservación (NOM-059-SEMARNAT-2010): NA.

UICN: Least concern (LC).

Estatus migratorio: Residente no reproductivo.

Hábitat: Mar y costas.

Dieta: Peces.

Distribución: Mundial: Islas y costas de América tropical. Golfo de México: Todo el Golfo.

Referencias: Wetmore (1943), Tunnell y Chapman (1988, 2000), Peak (1999), Gómez de Silva (2005), Velarde-González et al. (2007), Gallardo et al. (2009).

Información adicional: Esta especie se encuentra entre las diez más abundantes en el SAV y es residente a lo largo de todo el año.

SULIDAE

Sula dactylatra Lesson, 1831, bobo enmascarado, Masked Booby.

Estatus de conservación (NOM-059-SEMARNAT-2010): NA.

UICN: Least concern (LC).

Estatus migratorio: Residente no reproductivo.

Hábitat: Mar y costas.

Dieta: Peces.

Distribución: Mundial: Océano Atlántico; Pacífico subtropical; Océano Índico. Golfo de México: Todo el Golfo.

Información adicional: Esta especie se avista con poca frecuencia en el SAV.

Referencias: Haney (1986), Tunnell y Chapman (1988, 2000), Anderson (1993), Peak (1999), Gómez de Silva (2005), Velarde-González et al. (2007), Gallardo et al. (2009).

Sula leucogaster (Boddaert, 1783), bobo café, Brown Booby.

Estatus de conservación (NOM-059-SEMARNAT-2010): NA.

UICN: Least concern (LC).

Estatus migratorio: Residente no reproductivo.

Hábitat: Mar y costas.

Dieta: Peces.

Distribución: Mundial: Océano Atlántico; Pacífico subtropical; Océano Índico. Golfo de México: Todo el Golfo.

Referencias: Peak (1999), Garrido y Kirkconnell (2000), TBRC (2000), Tunnell y Chapman (2000), Gómez de Silva (2005), Velarde-González (2007), Gallardo et al. (2009).

PHALACROCORACIDAE

Phalacrocorax brasilianus Gmelin, 1789, cormorán oliváceo, Neotropic Cormorant.

Estatus de conservación (NOM-059-SEMARNAT-2010): NA.

UICN: Least concern (LC).

Estatus migratorio: Residente no reproductivo.

Hábitat: Mar, costas, ríos, lagunas, pantanos y manglares.

Dieta: Peces.

Distribución: Mundial: Suroeste de EUA – sur de Sudamérica. Golfo de México: Oeste, noroeste, suroeste y sureste.

Referencias: Telfair y Morrison (1995), Wauer (1998), Cruz (1999), Gallardo y Corti (2000), Velarde-González et al. (2007), Gallardo et al. (2009).

Información adicional: Especie abundante y residente a lo largo de todo el año en el SAV.

Phalacrocorax auritus (Lesson, 1831), cormorán orejudo, Double-crested Cormorant.

Estatus de conservación (NOM-059-SEMARNAT-2010): NA.

UICN: Least concern (LC).

Estatus migratorio: Visitante de invierno.

Hábitat: Mar, costas, ríos, lagunas, pantanos y manglares.

Dieta: Peces.

Distribución: Mundial: Carolina del Norte – Cuba; Alaska– Golfo de California. Golfo de México: Todo el Golfo.

Referencias: Lowery y Newman (1954), Howell y Webb (1995), Garrido y Kirkconnell (2000), Lejía-Tristán et al. (2000), TBRC (2000), Gómez de Silva (2005), Velarde-González et al. (2007), Gallardo et al. (2009), Nisbet et al. (2013).

PELECANIFORMES

PELECANIDAE

Pelecanus erythrorhynchos (Gmelin, 1789), pelícano blanco, American White Pelican.

Estatus de conservación (NOM-059-SEMARNAT-2010): NA.

UICN: Least concern (LC).

Estatus migratorio: Transitorio de invierno.

Hábitat: Mar, costas, ríos, lagunas, pantanos y manglares.

Dieta: Peces.

Distribución: Mundial: Sur de Canadá – Costa Rica. Golfo de México: Todo el Golfo.

Referencias: Lowery y Newman (1954), Evans y Knopf (1993), Gallardo y Corti (2000), Ramírez et al. (2000), TBRC (2000), Gómez de Silva (2005), Velarde-González et al. (2007), Gallardo et al. (2009).

Pelecanus occidentalis Linnaeus, 1766, pelícano pardo, Brown Pelican.

Estatus de conservación (NOM-059-SEMARNAT-2010): NA.

UICN: Least concern (LC).

Estatus migratorio: Residente no reproductivo.

Hábitat: Mar y costas.

Dieta: Peces.

Distribución: Mundial: Islas y costas de América tropical. Golfo de México: Todo el Golfo.

Referencias: Lowery y Newman (1954), Perales y Contreras (1986), Howell y Johnson (1992), Lejía-Tristán et al. (2000), Ramírez et al. (2000), Gómez de Silva (2005), Velarde-González et al. (2007), Gallardo et al. (2009).

Información adicional: La especie es una de las más abundantes en el SAV y residente a lo largo de todo el año.

ARDEIDAE

Ardea herodias Linnaeus, 1758, garza morena, Great Blue Heron.

Estatus de conservación (NOM-059-SEMARNAT-2010): NA.

UICN: Least concern (LC).

Estatus migratorio: Visitante de invierno.

Hábitat: Mar, costas, ríos, lagunas, pantanos y manglares.

Dieta: Pequeños vertebrados terrestres e invertebrados.

Distribución: Mundial: Sureste de Alaska– Venezuela; Islas Galápagos; India oriental. Golfo de México: Todo el Golfo.

Referencias: Loetscher Jr. (1955), Butler (1992), Garrido y Kirkconnell (2000), TBRC (2000), Gallardo et al. (2002), Gallardo (2003), Gómez de Silva (2005), Velarde-González et al. (2007), Gallardo et al. (2009).

Ardea alba Linnaeus, 1758, garza blanca, Great Egret.

Estatus de conservación (NOM-059-SEMARNAT-2010): NA.

UICN: Least concern (LC).

Estatus migratorio: Residente reproductivo.

Hábitat: Mar, costas, ríos, lagunas, pantanos y manglares.

Dieta: Pequeños vertebrados terrestres e invertebrados.

Distribución: Mundial: Sur de Canadá – Tierra del Fuego; India oriental; Eurasia; África; Australia. Golfo de México: Todo el Golfo.

Referencias: Howell y Johnson (1992), Contreras-Balderas (1993), Cruz (1999), Gallardo y Corti (2000), Lejía-Tristán et al. (2000), Gómez de Silva (2005), Velarde-González et al. (2007), Gallardo et al. (2009).

Información adicional: Especie abundante y residente a lo largo de todo el año en el SAV.

Egretta thula (Molina, 1782), garceta pie dorado, Snowy Egret.

Estatus de conservación (NOM-059-SEMARNAT-2010): NA.

UICN: Least concern (LC).

Estatus migratorio: Residente reproductivo.

Hábitat: Mar, costas, ríos, lagunas, pantanos y manglares.

Dieta: Pequeños vertebrados terrestres e invertebrados.

Distribución: Mundial: Sur de Canadá – Argentina central; India oriental. Golfo de México: Todo el Golfo.

Referencias: Paynter (1953), Howell y Johnson (1992), Contreras-Balderas et al. (1994), Garrido y Kirkconnell (2000), TBRC (2000), Gómez de Silva (2005), Velarde-González et al. (2007), Gallardo et al. (2009).

Información adicional: Especie abundante y residente a lo largo de todo el año en el SAV.

Egretta caerulea (Linnaeus, 1758), garceta azul, Little Blue Heron.

Estatus de conservación (NOM-059-SEMARNAT-2010): NA.

UICN: Least concern (LC).

Estatus migratorio: Residente reproductivo.

Hábitat: Mar, costas, ríos, lagunas, pantanos y manglares.

Dieta: Pequeños vertebrados terrestres e invertebrados.

Distribución: Mundial: EUA-Uruguay; India Oriental. Golfo de México: Todo el Golfo.

Referencias: Lowery y Newman (1954), Contreras-Balderas (1993), Howell y Webb (1995), Rodgers y Smith (1995), Gallardo y Corti (2000), Gómez de Silva (2005), Velarde-González et al. (2007), Gallardo et al. (2009).

Información adicional: Especie abundante y residente a lo largo de todo el año en el SAV.

Egretta tricolor (Statius Muller, 1776), garceta tricolor, Tricolored Heron.

Estatus de conservación (NOM-059-SEMARNAT-2010): NA.

UICN: Least concern (LC).

Estatus migratorio: Visitante de invierno.

Hábitat: Mar, costas, ríos, lagunas, pantanos y manglares.

Dieta: Pequeños vertebrados terrestres e invertebrados.

Distribución: Mundial: Sur de EUA tropical – Norte de Brasil y Perú; India oriental; Trinidad y Tobago. Golfo de México: Todo el Golfo.

Referencias: Perales y Contreras (1986), Lejía-Tristán et al. (2000), TBRC (2000), Tunnell y Chapman (2000), Gómez de Silva (2005), Velarde-González et al. (2007), Gallardo et al. (2009).

Egretta rufescens (Gmelin, 1789), garceta rojiza, Reddish Egret.

Estatus de conservación (NOM-059-SEMARNAT-2010): Sujeta a Protección Especial.

UICN: Least concern (LC).

Estatus migratorio: Visitante de invierno.

Hábitat: Mar, costas, ríos, lagunas y pantanos.

Dieta: Pequeños vertebrados terrestres e invertebrados.

Distribución: Mundial: Sur de EUA – Sudamérica; Bahamas; India oriental. Golfo de México: Todo el Golfo.

Referencias: Cruz (1999), Carrera et al. (2000), Correa et al. (2000a, 2000b, 2000c, 2000d), Enkerlin et al. (2000), Hernández et al. (2000), Gómez de Silva (2005), Velarde-González et al. (2007), Gallardo et al. (2009).

Información adicional: Especie migratoria que se encuentra bajo Protección Especial debido a las perturbaciones ocasionadas a los grandes sistemas de lagunas costeras en las cuales se reproduce. La contaminación vertida en las cuencas y el cambio de uso de suelo son factores que afectan severamente su éxito reproductivo.

Bubulcus ibis (Linnaeus, 1758), garza ganadera, Cattle Egret.

Estatus de conservación (NOM-059-SEMARNAT-2010): NA.

UICN: Least concern (LC).

Estatus migratorio: Residente reproductivo.

Hábitat: Terrestre, mar y costas.

Dieta: Pequeños vertebrados terrestres e invertebrados.

Distribución: Mundial: América; Oeste del Pacífico e islas del Océano Índico; Oeste del Paleártico; África; India. Golfo de México: Todo el Golfo.

Referencias: Telfair (1994), Howell y Webb (1995), Garrido y Kirkconnell (2000), TBRC (2000), Gómez de Silva (2005), Velarde-González et al. (2007), Gallardo et al. (2009).

Información adicional: Se cree que esta especie, proveniente de África, se introdujo de manera natural en la región, y fue favorecida por la presencia de ganado introducido por los europeos. Es abundante y residente a lo largo de todo el año en el SAV.

Butorides virescens (Linnaeus, 1758), garza verde, Green Heron.

Estatus de conservación (NOM-059-SEMARNAT-2010): NA.

UICN: Least concern (LC).

Estatus migratorio: Residente reproductivo.

Hábitat: Mar, costas, ríos, lagunas, pantanos y manglares.

Dieta: Pequeños vertebrados terrestres e invertebrados.

Distribución: Mundial: América; India Oriental. Golfo de México: Todo el Golfo.

Referencias: Davis (1945), Paynter (1953), Davis y Kushlan (1994), Cruz (1999), Gallardo y Corti (2000), Gómez de Silva (2005), Velarde-González et al. (2007), Gallardo et al. (2009).

Información adicional: Especie abundante y residente a lo largo de todo el año en el SAV.

Nyctanassa violacea (Linnaeus, 1758), pedrete corona blanca, Yellow-crowned Night Heron.

Estatus de conservación (NOM-059-SEMARNAT-2010): NA.

UICN: Least concern (LC).

Estatus migratorio: Residente reproductivo.

Hábitat: Mar, costas, ríos, lagunas, pantanos y manglares.

Dieta: Pequeños vertebrados terrestres e invertebrados.

Distribución: Mundial: EUA – Este de Brasil y Perú; India Oriental; Isla Socorro; Islas Galápagos. Golfo de México: Todo el Golfo.

Referencias: Paynter (1953), Perales y Contreras (1986), Montejo-Díaz (1994), Watts (1995), Lejía-Tristán et al. (2000), TBRC (2000), Gómez de Silva (2005), Velarde-González et al. (2007), Gallardo et al. (2009).

Información adicional: Especie abundante y residente a lo largo de todo el año en el SAV.

THRESKIORNITHIDAE

Threskiornithinae

Eudocimus albus (Linnaeus, 1758), ibis blanco, White Ibis.

Estatus de conservación (NOM-059-SEMARNAT-2010): NA.

UICN: Least concern (LC).

Estatus migratorio: Visitante de invierno.

Hábitat: Mar, costas, ríos, lagunas, pantanos y manglares.

Dieta: Pequeños vertebrados terrestres e invertebrados.

Distribución: Mundial: Sur de EUA – Sureste de Brasil; Bahamas; Grandes Antillas. Golfo de México: Todo el Golfo.

Referencias: Perales y Contreras (1986), Kushlan y Bildstein (1992), Montejo-Díaz (1994), Wauer (1998), Lejía-Tristán et al. (2000), TBRC (2000), Gómez de Silva (2005), Velarde-González et al. (2007), Gallardo et al. (2009).

Plegadis chihi (Vieillot, 1817), ibis cara blanca, White-faced Ibis.

Estatus de conservación (NOM-059-SEMARNAT-2010): NA.

UICN: Least concern (LC).

Estatus migratorio: Visitante de invierno.

Hábitat: Mar, costas, ríos, lagunas, pantanos y manglares.

Dieta: Pequeños vertebrados terrestres e invertebrados.

Distribución: Mundial: Sur de Canadá – Argentina central. Golfo de México: norte, noreste, noroeste y suroeste.

Referencias: Perales y Contreras (1986), Contreras-Balderas et al. (1994), Ryder y Manry (1994), Cruz (1999), Gallardo y Corti (2000), Lejía-Tristán et al. (2000), Gómez de Silva (2005), Velarde-González et al. (2007), Gallardo et al. (2009).

Plataleinae

Platalea ajaja Linnaeus, 1758, espátula rosada, Roseate Spoonbill.

Estatus de conservación (NOM-059-SEMARNAT-2010): NA.

UICN: Least concern (LC).

Estatus migratorio: Visitante de invierno.

Hábitat: Mar, costas, ríos, lagunas, pantanos y manglares.

Dieta: Pequeños vertebrados terrestres e invertebrados.

Distribución: Mundial: Sur de EUA – Norte de Argentina; India oriental. Golfo de México: Todo el Golfo.

Referencias: Lowery y Newman (1954), Contreras-Balderas et al. (1994), Wauer (1998), Cruz (1999), Garrido y Kirkconnell (2000), Gómez de Silva (2005), Velarde-González et al. (2007), Gallardo et al. (2009).

ACCIPITRIFORMES

PANDIONIDAE

Pandion haliaetus (Linnaeus, 1758), gavián pescador, Osprey.

Estatus de conservación (NOM-059-SEMARNAT-2010): NA.

UICN: Least concern (LC).

Estatus migratorio: Visitante de invierno/ Residente reproductivo.

Hábitat: Mar, costas, ríos, lagunas, pantanos y manglares.

Dieta: Peces.

Distribución: Mundial: Cosmopolita. Golfo de México: Todo el Golfo.

Referencias: Lowery y Newman (1954), Andrle (1966), Gallardo y Corti (2000), Tunnell y Champman (2000), Poole et al. (2002), Gómez de Silva (2005), Velarde-González et al. (2007), Gallardo et al. (2009).

Información adicional: Esta es la única especie de ave rapaz considerada marina y/o acuática, debido a que ocurre en hábitats acuáticos y su dieta consiste exclusivamente de peces. Es abundante y residente a lo largo de todo el año en el SAV. Algunos individuos son residentes reproductivos y otros llegan a la zona durante el invierno, provenientes de otras regiones.

CHARADRIIFORMES

CHARADRIDAE

Charadrinae

Pluvialis squatarola (Linnaeus, 1758), chorlo gris, Black-bellied Plover.

Estatus de conservación (NOM-059-SEMARNAT-2010): NA.

UICN: Least concern (LC).

Estatus migratorio: Visitante de invierno.

Hábitat: Estuario, playa, línea de costa e islas.

Dieta: Pequeños invertebrados y vertebrados terrestres.

Distribución: Mundial: Holártico: Costas subtropicales. Golfo de México: Todo el Golfo.

Referencias: Paynter (1953), Lowery y Newman (1954), Montejo-Díaz (1994), Paulson (1995), Withers (2002), Gómez de Silva (2005), Velarde-González et al. (2007), Gallardo et al. (2009), Nisbet et al. (2013).

Charadrius nivosus (Cassin, 1858), chorlo nevado, Snowy Plover.

Estatus de conservación (NOM-059-SEMARNAT-2010): Amenazada.

UICN: Least concern (LC).

Estatus migratorio: Visitante de invierno.

Hábitat: Bahías, playa y línea de costa.

Dieta: Pequeños invertebrados.

Distribución: Mundial: Estados Unidos – Chile; Antillas; Paleártico subtropical. Golfo de México: Todo el Golfo.

Referencias: Lowery y Newman (1954), Page et al. (1995), Garrido y Kirkconnell (2000), Harrington et al. (2000), Withers (2002), Gómez de Silva (2005), Velarde-González et al. (2007), Gallardo et al. (2009).

Información adicional: Esta especie migratoria se encuentra bajo la categoría de Amenazada debido a la perturbación de las zonas costeras con playas arenosas desprovistas de vegetación en las cuales se reproduce en latitudes más norteñas. El deterioro de su hábitat reproductivo es ocasionado por la degradación y/o cambio en la estructura de la línea de costa, la presencia de especies invasoras, como perros, gatos y ratas, y el incremento de la urbanización.

Charadrius wilsonia Orr, 1814, chorlo picogruoso, Wilson's Plover.

Estatus de conservación (NOM-059-SEMARNAT-2010): NA.

UICN: Least concern (LC).

Estatus migratorio: Visitante de invierno.

Hábitat: Bahías, playa, línea de costa e islas.

Dieta: Pequeños invertebrados.

Distribución: Mundial: Costa este de los Estados Unidos – Costa de Brasil; Baja California – Perú. Golfo de México: Todo el Golfo.

Referencias: Lowery y Newman (1954), Contreras-Balderas (1994), Gallado y Corti (2000), Lejía-Tristán et al. (2000), Withers (2002), Gómez de Silva (2005), Velarde-González et al. (2007), Gallardo et al. (2009).

Charadrius semipalmatus Bonaparte, 1825, chorlo semipalmado, Semipalmated Plover.

Estatus de conservación (NOM-059-SEMARNAT-2010): NA.

UICN: Least concern (LC).

Estatus migratorio: Visitante de invierno.

Hábitat: Bahías, playa, línea de costa e islas.

Dieta: Pequeños invertebrados.

Distribución: Mundial: Ártico de Norteamérica – costa de Sudamérica; Argentina. Golfo de México: Todo el Golfo.

Referencias: Loescher Jr. (1955), Howell y Johnson (1992), Contreras-Balderas (1993), Howell y Webb (1995), Cruz (1999), Gómez de Silva (2005), Velarde-González et al. (2007), Gallardo et al. (2009).

RECURVIROSTRIDAE

Himantopus mexicanus (Statius Muller, 1776), candelero americano, Black-necked Stilt.

Estatus de conservación (NOM-059-SEMARNAT-2010): NA.

UICN: Least concern (LC).

Estatus migratorio: Residente reproductivo.

Hábitat: Bahías, playa, línea de costa e islas.

Dieta: Pequeños invertebrados.

Distribución: Mundial: Estados Unidos – Chile y Argentina; Antillas; Islas Hawái. Golfo de México: Todo el Golfo.

Referencias: Lowery y Newman (1954), Wauer (1998), Cruz (1999), Harrington et al. (2000), Gallardo et al. (2002), Gómez de Silva (2005), Velarde-González et al. (2007), Gallardo et al. (2009).

SCOLOPACIDAE

Scolopacinae

Tringa melanoleuca (Gmelin, 1789), patamarilla mayor, Greater Yellowlegs.

Estatus de conservación (NOM-059-SEMARNAT-2010): NA.

UICN: Least concern (LC).

Estatus migratorio: Visitante de invierno.

Hábitat: Bahías, playa, línea de costa e islas.

Dieta: Pequeños invertebrados.

Distribución: Mundial: Alaska – Sur de Sudamérica. Golfo de México: Todo el Golfo.

Referencias: Lowery y Newman (1953), Coffey Jr. (1960), Howell y Johnson (1992), Carrera et al. (2000), Harrington et al. (2000), Gómez de Silva (2005), Velarde-González et al. (2007), Gallardo et al. (2009), Nisbet et al. (2013).

Tringa flavipes (Gmelin, 1789), patamarilla menor, Lesser Yellowlegs.

Estatus de conservación (NOM-059-SEMARNAT-2010): NA.

UICN: Least concern (LC).

Estatus migratorio: Visitante de invierno.

Hábitat: Bahías, playa, línea de costa e islas.

Dieta: Pequeños invertebrados.

Distribución: Mundial: Alaska – Tierra del Fuego; Islas Galápagos. Golfo de México: Todo el Golfo.

Referencias: Lowery y Newman (1954), Cruz (1999), Carrera et al. (2000), Enkerlin et al. (2000), Harrington et al. (2000), Gómez de Silva (2005), Velarde-González et al. (2007), Gallardo et al. (2009).

Tringa semipalmata (Gmelin, 1789), playero pihuihui, Willet.

Estatus de conservación (NOM-059-SEMARNAT-2010): NA.

UICN: Least concern (LC).

Estatus migratorio: Visitante de invierno.

Hábitat: Bahías, playa, línea de costa e islas.

Dieta: Pequeños invertebrados y vertebrados terrestres.

Distribución: Mundial: Centro de Canadá – Sur de Brasil; Antillas. Golfo de México: Todo el Golfo.

Referencias: Lowery y Newman (1954), Loetscher Jr. (1955), Perales y Contreras (1986), Contreras-Balderas et al. (1994), Withers (2002), Gómez de Silva (2005), Velarde-González et al. (2007), Gallardo et al. (2009).

Actitis macularius (Linnaeus, 1766), playero alzacolita, Spotted Sandpiper.

Estatus de conservación (NOM-059-SEMARNAT-2010): NA.

UICN: Least concern (LC).

Estatus migratorio: Visitante de invierno.

Hábitat: Bahías, playa, línea de costa e islas.

Dieta: Pequeños invertebrados.

Distribución: Mundial: América. Golfo de México: Todo el Golfo.

Referencias: Lowery y Newman (1954), Coffey Jr. (1960), Contreras-Balderas et al. (1994), Montejó-Díaz (1994), Wauer (1998), Gómez de Silva (2005), Velarde-González et al. (2007), Gallardo et al. (2009).

Numenius phaeopus (Linnaeus, 1758), zarapito trinador, Whimbrel.

Estatus de conservación (NOM-059-SEMARNAT-2010): NA.

UICN: Least concern (LC).

Estatus migratorio: Visitante de invierno.

Hábitat: Bahías, playa, línea de costa e islas.

Dieta: Invertebrados.

Distribución: Mundial: América. Golfo de México: Todo el Golfo.

Referencias: Lowery y Newman (1954), Coffey Jr. (1960), Contreras-Balderas et al. (1994), Montejó-Díaz (1994), Wauer (1998), Gómez de Silva (2005), Velarde-González et al. (2007), Gallardo et al. (2009).

Numenius americanus Bechstein, 1812, zarapito picolargo, Long-billed Curlew.

Estatus de conservación (NOM-059-SEMARNAT-2010): NA.

UICN: Least concern (LC).

Estatus migratorio: Visitante de invierno.

Hábitat: Bahías, playa, línea de costa e islas.

Dieta: Invertebrados.

Distribución: Mundial: Suroeste de Canadá – Centroamérica. Golfo de México: Todo el Golfo.

Referencias: Lowery y Newman (1954), Contreras-Balderas (1993), Contreras-Balderas et al. (1994), Howell y Webb (1995), Wauer (1998), Gómez de Silva (2005), Velarde-González et al. (2007), Gallardo et al. (2009).

Arenaria interpres (Linnaeus, 1758), vuelvepedras rojizo, Rudy Turnstone.

Estatus de conservación (NOM-059-SEMARNAT-2010): NA.

UICN: Least concern (LC).

Estatus migratorio: Visitante de invierno.

Hábitat: Bahías, playas, línea de costa e islas.

Dieta: Pequeños invertebrados.

Distribución: Mundial: Alaska – sur de Sudamérica; Australia. Golfo de México: Todo el Golfo.

Referencias: Lowery y Newman (1954), Perales y Contreras (1986), Howell y Johnson (1992), Harrington et al. (2000), Olalla (2003), Gómez de Silva (2005), Velarde-González et al. (2007), Gallardo et al. (2009).

Calidris alba (Pallas, 1764), playero blanco, Sanderling.

Estatus de conservación (NOM-059-SEMARNAT-2010): NA.

UICN: Least concern (LC).

Estatus migratorio: Visitante de invierno.

Hábitat: Bahías, playa, línea de costa e islas.

Dieta: Pequeños invertebrados.

Distribución: Mundial: Cosmopolita. Golfo de México: Todo el Golfo.

Referencias: Lowery y Newman (1954), Perales y Contreras (1986), Contreras-Balderas (1993), Contreras-Balderas et al. (1994), Gómez de Silva (2005), Velarde-González et al. (2007), Gallardo et al. (2009).

Calidris pusilla (Linnaeus, 1766), playero semipalmado, Semipalmated Sandpiper.

Estatus de conservación (NOM-059-SEMARNAT-2010): NA

UICN: Least concern (LC).

Estatus migratorio: Transitorio.

Hábitat: Bahías, playa, línea de costa e islas.

Dieta: Pequeños invertebrados.

Distribución: Mundial: Ártico, Norteamérica–sur de Sudamérica. Golfo de México: Todo el Golfo.

Referencias: Lowery y Newman (1954), Coffey Jr. (1960), Gratto-Trevor (1992), Lejía-Tristán et al. (2000), Gómez de Silva (2005), Velarde-González et al. (2007), Gallardo et al. (2009).

Calidris minutilla (Vieillot, 1819), playero chichicuilo, Least Sandpiper.

Estatus de conservación (NOM-059-SEMARNAT-2010): NA.

UICN: Least concern (LC).

Estatus migratorio: Visitante de invierno.

Hábitat: Bahías, playa, línea de costa e islas.

Dieta: Pequeños invertebrados.

Distribución: Mundial: América, Islas Hawái. Golfo de México: Todo el Golfo.

Referencias: Lowery y Newman (1954), Perales y Contreras (1986), Contreras-Balderas et al. (1994), Cooper (1994), Gómez de Silva (2005), Velarde-González et al. (2007), Gallardo et al. (2009), Nisbet et al. (2013).

Calidris fuscicollis (Vieillot, 1819), playero rabadilla blanca, White-rumped Sandpiper.

Estatus de conservación (NOM-059-SEMARNAT-2010): NA.

UICN: Least concern (LC).

Estatus migratorio: Transitorio.

Hábitat: Bahías, playa, línea de costa e islas.

Dieta: Pequeños invertebrados.

Distribución: Mundial: Ártico, Norteamérica–Tierra del Fuego. Golfo de México: Todo el Golfo.

Referencias: Lowery y Newman (1954), Coffey Jr. (1960), Parmelee (1992), Garrido y Kirkconnell (2000), Gómez de Silva (2005), Velarde-González et al. (2007), Gallardo et al. (2009), Nisbet et al. (2013).

LARIDAE

Larinae

Chroicocephalus philadelphia (Linnaeus, 1758), gaviota de Bonaparte, Bonaparte's Gull.

Estatus de conservación (NOM-059-SEMARNAT-2010): NA.

UICN: Least concern (LC).

Estatus migratorio: Visitante de invierno.

Hábitat: Bahías, playa, línea de costa e islas.

Dieta: Peces e invertebrados.

Distribución: Mundial: Norteamérica–México; Antillas. Golfo de México: noroeste, noreste y suroeste.

Referencias: Lowery y Newman (1954), Loetscher (1955), Perales y Contreras (1986), Contreras-Balderas et al. (1994), Lejía-Tristán et al. (2000).

Información adicional: Esta especie está registrada en el Golfo de México, pero no había sido registrada en el SAV, en donde fue registrada únicamente durante nuestros monitoreos en el SAV en noviembre de 2013, en grupos grandes en la región frente a Punta Gorda y Antón Lizardo, evidentemente en migración.

Leucophaeus atricilla (Linnaeus, 1758), gaviota reidora, Laughing Gull.

Estatus de conservación (NOM-059-SEMARNAT-2010): NA.

UICN: Least concern (LC).

Estatus migratorio: Residente no reproductivo.

Hábitat: Bahías, playa, línea de costa e islas.

Dieta: Peces e invertebrados.

Distribución: Mundial: Sureste de California–Perú; Antillas–Brasil. Golfo de México: Todo el Golfo.

Referencias: Lowery y Newman (1954), Perales y Contreras (1986), Montejo-Díaz (1994), Cruz (1999), Gómez de Silva (2005), Velarde-González et al. (2007), Gallardo et al. (2009).

Información adicional: Es una de las especies más abundantes en el SAV, y residente a lo largo de todo el año.

Leucophaeus pipixcan (Wagler, 1831), gaviota de Franklin, Franklin's Gull.

Estatus de conservación (NOM-059-SEMARNAT-2010): NA.

UICN: Least concern (LC).

Estatus migratorio: Transitorio.

Hábitat: Bahías, playa, línea de costa y estuarios.

Dieta: Omnívora.

Distribución: Mundial: Norte y Centroamérica; sureste del Océano Pacífico. Golfo de México: Todo el Golfo.

Referencias: Lowery y Newman (1954), Loescher Jr. (1955), Andrlé (1966), Burger y Gochfeld (1994), Cruz (1999), Gómez de Silva (2005), Velarde-González (2007), Gallardo et al. (2009).

Larus delawarensis Ord, 1815, gaviota pico-anillado, Ringed-billed Gull.

Estatus de conservación (NOM-059-SEMARNAT-2010): NA.

UICN: Least concern (LC).

Estatus migratorio: Visitante de invierno.

Hábitat: Bahías, playa, línea de costa e islas.

Dieta: Invertebrados y pequeños vertebrados terrestres.

Distribución: Mundial: Canadá – México; Bahamas; Antillas Mayores. Golfo de México: Todo el Golfo.

Referencias: Lowery y Newman (1954), Perales y Contreras (1986), Contreras-Balderas (1993), Ryder (1993), Gómez de Silva (2005), Velarde-González et al. (2007), Gallardo et al. (2009).

Larus argentatus Pontoppidan, 1763, gaviota plateada, Herring Gull.

Estatus de conservación (NOM-059-SEMARNAT-2010): NA.

UICN: Least concern (LC).

Estatus migratorio: Visitante de invierno.

Hábitat: Bahías, playa, línea de costa y estuarios.

Dieta: Omnívora.

Distribución: Mundial: Canadá – Sur de México. Golfo de México: Todo el Golfo.

Referencias: Wetmore (1943), Loetscher Jr. (1955), Perales y Contreras (1986), Pierotti y Good (1994), Cruz (1999), Gómez de Silva (2005), Velarde-González et al. (2007), Gallardo et al. (2009).

Sterninae

Gelochelidon nilotica (Gmelin, 1789), charrán picogrueso, Gull-billed Tern.

Estatus de conservación (NOM-059-SEMARNAT-2010): NA.

UICN: Least concern (LC).

Estatus migratorio: Residente no reproductivo.

Hábitat: Bahías, playa, línea de costa y estuarios.

Dieta: Invertebrados y pequeños vertebrados terrestres.

Distribución: Mundial: Circumtropical. Golfo de México: Todo el Golfo.

Referencias: Lowery y Newman (1954), Coffey Jr. (1960), Contreras-Balderas (1993), Parnell et al. (1995), Gómez de Silva (2005), Velarde-González et al. (2007), Gallardo et al. (2009).

Información adicional: Especie abundante y residente a lo largo de todo el año en el SAV.

Sternula antillarum Lesson, 1847, charrán mínimo, Least Tern.

Estatus de conservación (NOM-059-SEMARNAT-2010): Sujeta a Protección Especial.

UICN: Least concern (LC).

Estatus migratorio: Residente de verano.

Hábitat: Bahías, playa, línea de costa e islas.

Dieta: Peces e invertebrados.

Distribución: Mundial: Estados Unidos – Norte de Brasil. Golfo de México: Todo el Golfo.

Referencias: Lowery y Newman (1954), Thompson et al. (1997), Correa et al. (2000b), Correa et al. (2000d), Gallardo y Corti (2000), Gómez de Silva (2005), Velarde-González et al. (2007), Gallardo et al. (2009).

Información adicional: Especie abundante y residente a lo largo de todo el año en el SAV.

Hydroprogne caspia Pallas, 1970, charrán caspio, Caspian Tern.

Estatus de conservación (NOM-059-SEMARNAT-2010): NA.

UICN: Least concern (LC).

Estatus migratorio: Visitante de invierno.

Hábitat: Bahías, playa, línea de costa e islas.

Dieta: Peces e invertebrados.

Distribución: Mundial: Cosmopolita. Golfo de México: Todo el Golfo.

Referencias: Lowery y Newman (1954), Contreras-Balderas (1993), Contreras-Balderas et al. (1994), Garrido y Kirkconnell (2000), Gómez de Silva (2005), Velarde-González et al. (2007), Gallardo et al. (2009).

Información adicional: Especie abundante durante los meses de invierno en el SAV.

Chlydonias niger (Linnaeus, 1758), charrán negro, Black Tern.

Estatus de conservación (NOM-059-SEMARNAT-2010): NA.

UICN: Least concern (LC).

Estatus migratorio: Transitorio.

Hábitat: Bahías, playa, línea de costa e islas.

Dieta: Invertebrados y pequeños vertebrados terrestres.

Distribución: Mundial: Norte de Norteamérica – Norte de Sudamérica; Paleártico occidental – África. Golfo de México: Todo el Golfo.

Referencias: Lowery y Newman (1954), Andrlé (1996), Cruz (1999), Peak (1999), Lejía-Tristán et al. (2000), Gómez de Silva (2005), Velarde-González et al. (2007), Gallardo et al. (2009).

Información adicional: Es una de las especies más abundantes en el SAV durante sus trayectos migratorios de primavera (entre marzo y mayo) y otoño (entre agosto y octubre).

Sterna hirundo Linnaeus, 1758, charrán común, Common Tern.

Estatus de conservación (NOM-059-SEMARNAT-2010): NA.

UICN: Least concern (LC).

Estatus migratorio: Residente no reproductivo.

Hábitat: Bahías, playa, línea de costa, islas y pelágico.

Dieta: Peces e invertebrados.

Distribución: Mundial: Cosmopolita. Golfo de México: Todo el Golfo.

Referencias: Lowery y Newman (1954), Loetscher Jr. (1955), Coffey Jr. (1960), Peak (1999), Gómez de Silva (2005), Velarde-González et al. (2007), Gallardo et al. (2009).

Información adicional: Es una de las especies más abundantes en el SAV.

Thalasseus maximus (Boddaert, 1783), charrán real, Royal Tern.

Estatus de conservación (NOM-059-SEMARNAT-2010): NA.

UICN: Least concern (LC).

Estatus migratorio: Residente no reproductivo.

Hábitat: Bahías, playa, línea de costa e islas.

Dieta: Peces e invertebrados.

Distribución: Mundial: Atlántico occidental subtropical; Pacífico tropical oriental; costa Occidental de África. Golfo de México: Todo el Golfo.

Referencias: Lowery y Newman (1954), Andrlé (1966), Perales y Contreras (1986), Contreras-Balderas (1993), Cruz (1999), Gómez de Silva (2005), Velarde-González et al. (2007), Gallardo et al. (2009).

Información adicional: Es una de las especies más abundantes en el SAV.

Thalasseus acufavidus (Cabot 1847), charrán de Cabot, Cabot's Tern.

Estatus de conservación (NOM-059-SEMARNAT-2010): NA.

UICN: Least concern (LC).

Estatus migratorio: Residente no reproductiva.

Hábitat: Bahías, playa, línea de costa e islas.

Dieta: Invertebrados y pequeños vertebrados terrestres.

Distribución: Mundial: Costa oriental de América tropical, esporádicamente migra hacia la costa occidental del continente, durante su temporada no reproductiva. Golfo de México: Todo el Golfo.

Referencias: Lowery y Newman (1954), Howell y Johnson (1992), Contreras-Balderas (1993), Cruz (1999), Gallardo y Corti (2000), Gómez de Silva (2005), Velarde-González et al. (2007), Velarde y Tordesillas (2009), Efe et al. (2009), Gallardo et al. (2009), Gill y Donsker (2015).

Información adicional: Es una de las especies más abundantes en el SAV. El International Ornithologists' Union considera a la subespecie americana (*Thalasseus sandvicensis acuflavidus*) una especie diferente: charrán de Cabot *Thalasseus acuflavidus*, poco emparentada con *T. sandvicensis sandvicensis*, y especie hermana del charrán elegante *T. elegans*, esta última distribuida en el Océano Pacífico. Sin embargo, la American Ornithologists' Union aún no acepta esta nueva clasificación.

Rynchopinae

Rynchops niger (Linnaeus, 1758), rayador americano, Black Skimmer.

Estatus de conservación (NOM-059-SEMARNAT-2010): NA.

UICN: Least concern (LC).

Estatus migratorio: Visitante de invierno.

Hábitat: Bahías, playa, línea de costa e islas.

Dieta: Peces e Invertebrados.

Distribución: Mundial: Costas y riveras de Estados Unidos – Norte de Argentina. Golfo de México: Todo el Golfo.

Referencias: Lowery y Newman (1954), Howell y Johnson (1992), Gochfeld y Burger (1994), Montejó-Díaz (1994), Gómez de Silva (2005), Velarde-González et al. (2007), Gallardo et al. (2009).

DISCUSIÓN

El Sistema Arrecifal Veracruzano se caracteriza por encontrarse ubicado frente a la ciudad y puerto de Veracruz, uno de los puertos de altura de mayor importancia de México y la zona urbana de mayor tamaño en la región, y en él desemboca el Río Jamapa, uno de los ríos de medio caudal con descargas de una amplia región agrícola y de ocupación humana (INEGI 2005). Por ello recibe descargas portuarias, urbanas y agropecuarias de magnitud importante y se ve afectado por una variedad de factores antropogénicos que son generalmente de tipo negativo para el desarrollo de un ecosistema coralino. Debido a lo anterior y a la falta de información que tenemos de esta región, consideramos importante generar un listado anotado de las especies de aves relacionadas directamente con los ambientes más importantes de la zona como son los marinos, acuáticos y costeros.

Como hemos podido observar, aproximadamente el 10% de las especies aquí relacionadas se encuentran en alguna categoría de riesgo, bajo la legislación ambiental mexicana, y es de suma

importancia poder contar con la información necesaria para tratar de determinar cuáles son los factores que las han colocado en esta precaria condición de conservación, así como proponer medidas que puedan apoyar la recuperación y mantenimiento de poblaciones sanas de dichas especies en el SAV y en nuestro territorio nacional, como la protección de los manglares, las zonas de arrecifes coralinos que aportan alimento a estas aves marinas, así como las desembocaduras de ríos (en el caso que nos ocupa el Río Jamapa), las cuales presentan plumas que conllevan la aportación de nutrientes a la región. Actualmente no existen trabajos que evalúen los tamaños poblacionales de las aves marinas, acuáticas y playeras en el Sistema Arrecifal Veracruzano, ni en el Golfo de México, es por ello que es importante iniciar estudios de línea base que sirvan para establecer comparaciones a futuro.

CONCLUSIONES

Será de suma importancia generar información con relación al estado de las poblaciones de las diferentes especies de aves marinas, acuáticas y playeras de esta región, con el fin de contar con información básica para conocer las fluctuaciones de sus poblaciones, distribución, éxito reproductivo y dieta, lo cual servirá de base para detectar cambios ambientales a corto, mediano y largo plazo. Como ya se ha indicado anteriormente, las aves son especies particularmente sensibles a las fluctuaciones ambientales, y han demostrado ser importantes indicadoras del estado del ambiente, tanto de la condición de las poblaciones y abundancia de las especies que constituyen su alimento, como de factores climáticos y oceanográficos. El monitoreo a largo plazo de la abundancia y poblaciones de estas especies de aves apoyará en la predicción de condiciones ambientales a futuro y permitirá tomar las decisiones y medidas necesarias para enfrentar o remediar condiciones adversas a los ecosistemas y al desarrollo humano.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a los editores de este número especial: Dra. Guadalupe Campos Bautista y Dr. José Aké Castillo, por su invitación a participar en este número sobre el Sistema Arrecifal Veracruzano. Agradecemos a los revisores del manuscrito original por sus atinados comentarios y sugerencias.

BIBLIOGRAFÍA

- AOU (American Ornithologists' Union). 1998. Check-list of North American Birds, 7th. Edition. American Ornithologists' Union. Lawrence. 1031 p.
- American Ornithologists' Union. 2013. <http://americanornithology.org/content/aou-checklist-north-and-middle-american-birds-7th-edition-and-supplements>. Fecha de consulta: 12/08/2015.
- Anderson DJ. 1993. Masked Booby (*Sula dactylatra*). No 73. En Poole A, F Gill (eds.). The Birds of North America. The Academy of Natural Sciences, Philadelphia; The American Ornithologists' Union, Washington DC.
- Andrle RF. 1966. North American migrants in the Sierra de Tuxtla of Southern Veracruz, Mexico. The Condor 68: 177–184.
-

- Arriaga W, SL Trejo y O Escobar. 2000. Pantanos de Centla. p. 88–89. En Arizmendi, MC, L Márquez V (eds.). Áreas de Importancia para la Conservación de Aves en México. CONABIO. México.
- Burger J y M Gochfeld. 1994. Franklin's Gull (*Larus pipixcan*). No 116. En Poole A, F. Gill (eds.). The Birds of North America. The Academy of Natural Sciences, Philadelphia; The American Ornithologists' Union, Washington DC.
- Butler RW. 1992. Great Blue Heron (*Ardea herodias*). No 25. En Poole A. P Stettenheim, F. Gill (eds.). The Birds of North America. The Academy of Natural Sciences, Philadelphia; The American Ornithologists' Union, Washington DC.
- Carrera E, JE Cisnero T, MA Cruz N, JA Vargas C, C Porras, KG Logan L, XM Sanpablo A, R Brito A, EC Enkerlin H, G Escalona S, JR Herrera H, HA Garza T, y A Contreras Balderas. 2000. Laguna Madre. p. 106–107. En Arizmendi MC, L Márquez V (eds.). Áreas de Importancia para la Conservación de Aves en México. CONABIO. México.
- Castillo-Guerrero JA, MA Guevara-Medina y E. Mellink. 2011. Breeding ecology of the Red-billed Tropicbird *Phaethon aethereus* under contrasting environmental conditions in the Gulf of California. *Ardea* 99: 61–71.
- Coffey Jr BB. 1960. Late North American spring migrants in Mexico. *The Auk* 77: 288–297.
- Contreras-Balderas AJ. 1993. Avifauna de Laguna Madre, Tamaulipas. p. 553–558. En Salazar-Vallejo SI, NE González (eds.). Biodiversidad Marina y Costera de México. CONABIO/CIQRO. México.
- Contreras-Balderas AJ, JI González-Rojas y JA García-Salas. 1994. Aprovechamiento cinegético de las aves acuáticas migratorias de la Laguna Madre, Tamaulipas, México. *Temporada* 89-90. Publicaciones Bilógicas-Facultad de Ciencias Biológicas-UANL. 7: 55–61.
- Cooper JM. 1994. Least Sandpiper (*Calidris minutilla*). No 115. En Poole, A, F. Gill (eds.). The Birds of North America. The Academy of Natural Sciences, Philadelphia; The American Ornithologists' Union, Washington DC.
- Correa S, J., M Berlanga C, P Wood, J Salgado O, EM Figueroa E. 2000 a. Ría Celestún. p. 71–72. En Arizmendi MC, L Márquez V (eds.). Áreas de Importancia para la Conservación de Aves en México. CONABIO. México.
- Correa S, J, J García B y S García P. 2000 b. Ría Lagartos. p. 73–74. En Arizmendi, MC, L Márquez V (eds.). Áreas de Importancia para la Conservación de Aves en México. CONABIO. México.
- Correa S, J, S Hernández B, M Berlanga C, B McKinnon, P Wood y J Salgado O. 2000 c. Humedales Costeros del Norte de la Península de Yucatán. p. 75–76. En Arizmendi MC, L Márquez V (eds.). Áreas de Importancia para la Conservación de Aves en México. CONABIO. México.
- Correa S, J, J Salgado O, EM Figueroa E y M Berlanga. 2000 d. Los Petenes. p. 194–195. En Arizmendi MC, L Márquez V (eds.). Áreas de Importancia para la Conservación de Aves en México. CONABIO. México.
- Cruz C, OG. 1999. Aves del humedal de Alvarado, Veracruz, Características de la comunidad, importancia y conservación. Tesis Profesional. Facultad de Biología. Universidad Veracruzana. 32 p.
- Davis WB. 1945. Notes on Veracruz Birds. *The Auk* 62: 272–286.
- Davis WE Jr y JA Kushlan. 1994. Green Heron (*Butorides virescens*). No 129. En Poole A, F. Gill (eds.). The Birds of North America. The Academy of Natural Sciences, Philadelphia; The American Ornithologists' Union, Washington DC.
- Efe MA, ES Tavares, AJ Baker y SL Bonatto. 2009. Multigene phylogeny and DNA barcoding indicate that the Cabot's Tern complex (*Thalasseus sandvicensis*, Laridae, Sternini) comprises two species. *Molecular Phylogenetic Evolution* 52: 263–267.
- Enkerlin H, E, E Sánchez G y G López Navarro. 2000. Delta del Río Colorado. p. 107. En Arizmendi MC, L Márquez V (eds.). Áreas de Importancia para la Conservación de Aves en México. CONABIO México.
- Escalante P, AM Sada y JR Gil. 1996. Listado de nombres comunes de las aves de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad; Sierra Madre.
- Evans RM y FL Knopf. 1993. American White Pelican (*Pelecanus erythrorhynchos*). No 57. En Poole A, F Gill (eds.). The Birds of North America. The Academy of Natural Sciences, Philadelphia; The American Ornithologists' Union, Washington DC.
- Gallardo DA, JC. 2003. Estudio preliminar de la comunidad de aves del Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano y Zonas adyacentes, Veracruz, México. Tesis Profesional. Facultad de Biología. Universidad Veracruzana. 57 p.
- Gallardo DA, JC y MA Corti V. 2000. Humedales del Sur de Tamaulipas y Norte de Veracruz. p. 357. En Arizmendi, MC, L Márquez V (eds.). Áreas de Importancia para la Conservación de Aves en México. CONABIO. México.

PARQUE NACIONAL SISTEMA ARRECIFAL VERACRUZANO
NÚMERO ESPECIAL VOL.2, No.8. JULIO-DICIEMBRE 2015.

- Gallardo DA, JC, P Rodríguez T y F Mata L. 2002. Reporte preliminar de las Aves de la Isla de Sacrificios, en el Sistema Arrecifal Veracruzano. p. 89–92. En Acuario de Veracruz (eds). Recopilación de trabajos de investigación 1992–2002. Acuario de Veracruz Ed. Veracruz.
- Gallardo JC, E Velarde y V Macías. 2009. Aves: Birds of the Gulf of Mexico. p. 1321–1342. En Felder D., D. Camp, JW Tunnell (eds.). The Gulf of Mexico, Its Origin, Waters and Marine Life, Vol. I. Texas A& M University Press, Corpus Christi.
- Garrido H, G y A. Kirkconnell. 2000. Field Guide to the Birds of Cuba. Cornell University Press New York. 376 p.
- Gill F y D Donsker (Eds). 2015. IOC World Bird List (v 5.2). doi : 10.14344/IOC.ML.5.2.
- Gochfeld M y J Burger. 1994. Black Skimmer (*Rynchops niger*). No 108. En Poole A, F. Gill (eds.). The Birds of North America. The Academy of Natural Sciences, Philadelphia; The American Ornithologists´ Union, Washington DC.
- Gómez De Silva H. 2005. México. *North American Birds* 59: 500–505.
- Gratto-Trevor CL. 1992. Semipalmated Sandpiper (*Calidris pusilla*). No 6. En Poole A, P Stettenheim, F. Gill (eds.). The Birds of North America. The Academy of Natural Sciences, Philadelphia; The American Ornithologists´ Union, Washington DC.
- Haney JC. 1986. Seabird segregation at Gulf Stream frontal eddies. *Marine Ecology Progress Series* 8: 279–285.
- Harrington BA, MA Cruz N y A Alvarez. 2000. Shorebirds during a brief survey in Tamaulipas, Mexico, January 2000. *Wader Study Group Bulletin* 93: 52–54.
- Hernández B, SR Novelo y R Sabido. 2000. Ichka´Ansiyo. p. 68–69. En Arizmendi MC, L Márquez V (eds.). Áreas de Importancia para la Conservación de Aves en México. CONABIO. México DF.
- Howell SNG y S Johnson. 1992. The birds of Isla Holbox, Mexico. *Euphonia* 2: 1–18.
- Howell SNG y S Webb. 1995. A guide to the birds of Mexico and Northern Central America. Oxford University Press. New York.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática). 2005. Censo General de Población y Vivienda 2000. http://www.inegi.gob.mx/est/librerias/tabulados.asp?tabulado=tab_po04b&c=708&e=30. Fecha de actualización: junio 2015. Fecha de consulta: 12/08/2015.
- Kushlan JA y KL Bildstein. 1992. White Ibis (*Eudocimus albus*). No. 9. En Poole, A, P Stettenheim, F Gill (eds.). The Birds of North America. The Academy of Natural Sciences, Philadelphia; The American Ornithologists´ Union, Washington DC.
- Lejía-Tristán A, A Contreras-Arquitecta, ME García-Garza, AJ Contreras-Balderas, ML Lozano-Villano, S Contreras-Balderas, ME García-Ramírez, J Ortiz-Rosales, F Segovia-Salinas, F Jiménez-Guzmán, D Lazcano-Villareal, JA de León-González, S Martínez-Lozano, GA Rodríguez-Almaraz, MA García-Salas, G Guajardo-Martínez, JI González-Rojas y A Guzmán-Velazco. 2000. Taxonomic, Bioecological and Biogeographic aspects of Selected Biota of the Laguna Madre, Tamaulipas, Mexico. p. 399–435 En Munawar M, SG Lawrance, IF Munawar, DF. Malley (eds.). *Aquatic Ecosystems of Mexico: Status and Scope*. Backhuys Publishers. Leiden.
- Leopold AS. 1990. Fauna Silvestre de México. Instituto Mexicano de Recursos Naturales Renovables. México.
- Lepage, D. 2009. Avibase-Listas de Aves del Mundo. México. Avibase-The world bird database. BirdLife International. [http://Disponibile en la red//avibase.bsc-eoc.org/citations.jsp](http://Disponibile%20en%20la%20red//avibase.bsc-eoc.org/citations.jsp). Citado el 12/08/2015.
- Loetscher FC. 1941. Ornithology of the Mexican state of Veracruz, with an annotated list of the birds. Tesis doctoral. Cornell University, Ithaca, New York. 401 p.
- Loetscher Jr FW. 1955. North American migrants in the State of Veracruz, Mexico: a summary. *The Auk* 72: 14–54.
- Lowery G H y RJ Newman. 1954. The birds of the Gulf of Mexico. *Fishery Bulletin of the Fish and Wildlife Service* 55: 519–540.
- Montejo-Díaz JE. 1994. Breve información de las aves del Arrecife Triángulo Oeste, Banco de Campeche, México, con un nuevo registro para el país. Informe interno. Instituto de Ciencias Biológicas. Universidad Veracruzana. México.
- Nisbet ICT, Veit RR, Auer SA y White TP. 2013. Marine birds of the eastern United States and the Bay of Fundy. *Nuttall Ornithological Monograph* No 29. Cambridge.
-

PARQUE NACIONAL SISTEMA ARRECIFAL VERACRUZANO
NÚMERO ESPECIAL VOL.2, No.8. JULIO-DICIEMBRE 2015.

- Olalla K, A. 2003. Aves playeras de la Laguna Madre, Tamaulipas, México. Tesis Profesional. Facultad de Ciencias Biológicas. Universidad Autónoma de Nuevo León. México. 149 p.
- Page GW, JS Warriner, JC Warriner y PWC Paton. 1995. Snowy Plover (*Chardrius alexandrinus*). No. 154. En Poole A, F Gill (eds.). The Birds of North America. The Academy of Natural Sciences, Philadelphia; The American Ornithologists' Union, Washington DC.
- Parmelee DF. 1992. White-rumped Sandpiper (*Calidris fuscicollis*). No. 29. En Poole A, P Stettenheim, F. Gill (eds.). The Birds of North America. The Academy of Natural Sciences, Philadelphia; The American Ornithologists' Union, Washington DC.
- Parnell JF, RM Erwin y KC Molina. 1995. Gull-billed Tern (*Sterna nilotica*). No. 140. En Poole A, F Gill (eds.). The Birds of North America. The Academy of Natural Sciences, Philadelphia; The American Ornithologists' Union, Washington DC.
- Paulson DR. 1995. Black-bellied (*Pluvialis squatarola*). No. 186. En Poole A, F Gill (eds.). The Birds of North America. The Academy of Natural Sciences, Philadelphia; The American Ornithologists' Union, Washington DC.
- Paynter RA Jr. 1953. Autumnal migrants on the Campeche Bank. The Auk 70: 338–349.
- Peak DE. 1999. Distribution and Relative Abundance of Pelagic Seabirds of the Northern Gulf of Mexico. p. 236–247. En Kumpf H, K Steidinger, K. Sherman (eds.). The Gulf of Mexico Large Marine Ecosystem, Assesment, Sustentability and Management. Blackwell Science. Oxford.
- Perales F, LE y AJ Contreras B. 1986. Aves acuáticas y semiacuáticas de la Laguna Madre, Tamaulipas, México. Universidad y Ciencia 3: 39–46.
- Pierotti RJ y TP Good. 1994. Herring Gull (*Larus argentatus*). No. 124. En Poole A, F. Gill (eds.). The Birds of North America. The Academy of Natural Sciences, Philadelphia; The American Ornithologists' Union, Washington DC.
- Poole AF, RO Bierraard y MS Martell. 2002. Osprey (*Pandion haliaetus*). No. 683. En Poole A, F. Gill (eds.) The Birds of North America. The Academy of Natural Sciences, Philadelphia; The American Ornithologists' Union, Washington DC.
- Ramírez B, P, A de Sucre M, DE Varona G y O Cruz C. 2000. Humedales de Alvarado. p. 88. En Arizmendi, MC, L Márquez V (eds.). Áreas de Importancia para la Conservación de Aves en México. CONABIO. México.
- Rappole JH, ES Morton, TE Lovehoy y JL Ruos. 1983. Nearctic avian migrants in the Neotropics. US Fish and Wildlife Service, Washington, DC. 609 pp.
- Rodgers Jr JA y HT Smith. 1995. Little Blue Heron (*Egretta caerulea*). No. 145. En Poole A, F. Gill (eds.). The Birds of North America. The Academy of Natural Sciences, Philadelphia; The American Ornithologists' Union, Washington DC.
- Ruelas E. 2006. La migración de aves. p. 447-458. En Moreno-Casasola P. (ed.). Entornos veracruzanos: la costa de La Mancha. Instituto de Ecología, A.C. Xalapa, Veracruz, México. 608 p.
- Ruelas, I., E., LJ Goodrich y S.W. Hoffman. 2010. North American population estimates of waterbirds, vultures and hawks from migration counts in Veracruz, México. Bird Conservation International 20: 124-133. Doi:10.1017/S0959270909990293.
- Ruelas, I., E., SW Hoffman y LJ Goodrich. 2004. Stopover ecology of Neotropical migrants in central Veracruz, Mexico. Pp. 201-217. En Ralph CJ, TD Rich y LL Long (eds.) Bird conservation: implementation and intergration in the Americas. General Technical Publication PSW-GTR-191. USDA Forest Service, Pacific Southwest Research Station, Albany, California. 526 pp.
- Ryder JP. 1993. Ring-billed Gull (*Larus delawarensis*). No. 33. En Poole A, F Gill (eds.). The Birds of North America. The Academy of Natural Sciences, Philadelphia; The American Ornithologists' Union, Washington DC.
- Ryder RA y DE Manry. 1994. White-faced Ibis (*Plegadis chihi*). No. 130. En Poole A, F Gill (eds.). The Birds of North America. The Academy of Natural Sciences, Philadelphia; The American Ornithologists' Union, Washington DC.
- Salgado O, J, y EM Figueroa E. 2000. Islas de la Sonda de Campeche. p. 95. En Arizmendi, MC, L Márquez V (eds.). Áreas de Importancia para la Conservación de Aves en México. CONABIO. México.
- Spear LB y Ainley DG. 2005a. At-sea distributions and abundance of tropicbirds in the eastern Pacific. Ibis 147: 353–366.
-

PARQUE NACIONAL SISTEMA ARRECIFAL VERACRUZANO
NÚMERO ESPECIAL VOL.2, No.8. JULIO-DICIEMBRE 2015.

- Spear LB y Ainley DG. 2005b. At-sea behaviour and habitat use by tropicbirds in the eastern Pacific. *Ibis* 147: 391–407.
TBRC: <http://texasbirds.org/tbrc/index.htm> Fecha de Actualización: Agosto 2015. Fecha de consulta: 12/08/2015.
- Telfair RC II. 1994. Cattle Egret (*Bubulcus ibis*). No. 113. En Poole A, F Gill (eds.). *The Birds of North America*. The Academy of Natural Sciences, Philadelphia; The American Ornithologists' Union, Washington DC.
- Telfair RC II y ML Morrison. 1995. Neotropic Cormorant (*Phalacrocorax brasilianus*). No. 137. En Poole A, F. Gill (eds.). *The Birds of North America*. The Academy of Natural Sciences, Philadelphia; The American Ornithologists' Union, Washington DC.
- Thompson BC, JA Jackson, J Burger, LA Hill, EM Kirsch y JL Atwood. 1997. Least Tern (*Sterna antillarum*). No. 290. En Poole A, F Gill (eds.). *The Birds of North America*. The Academy of Natural Sciences, Philadelphia; The American Ornithologists' Union, Washington DC.
- Titman RD. 1999. Red-breasted Merganser (*Mergus serrator*). No. 443. En Poole A, F Gill (eds.). *The Birds of North America*. The Academy of Natural Sciences. Philadelphia. The American Ornithologists' Union. Washington DC.
- Tunnell JW y BR Chapman. 1988. First record of Red-footed Boobies nesting in the Gulf of Mexico. *American Birds* 42: 380–381.
- Tunnell JW y BR Chapman. 2000. Seabirds of the Campeche Bank Island, Southeastern Gulf of Mexico. *Atoll Research Bulletin* 482: 1–49.
- Velarde E (coordinadora). 2011. *Aves comunes del Sistema Arrecifal Veracruzano*. Instituto Nacional de Ecología, México, D.F. 12 p.
- Velarde E, LJ Iturriaga, C Meiners, L Jiménez, H Perales, R Sanay, MA Lozano, HA Cabrera-Valenzuela y C Anaya-Cruz. 2014. Red-billed Tropicbird (*Phaethon aethereus*) association with a salt-wedge estuary and first record for the State of Veracruz, in the Mexican Gulf of Mexico: possible causes and implications. *Marine Ornithology* 42: 119–124.
- Velarde E y M Tordesillas. 2009. Sandwich Terns on Isla Rasa, Gulf of California, Mexico. *Western Birds* 40(3): 230-233.
- Velarde González ME, A Martínez Villasis y JC Gallardo del Ángel. 2007. Las aves del Sistema Arrecifal Veracruzano. p. 27–50. En Granados Barba A, L Abarca-Arenas, JM Vargas Hernández (eds.). *Investigaciones Científicas en el Sistema Arrecifal Veracruzano*. Universidad Autónoma de Campeche. Campeche. 304 p.
- Watts BD. 1995. Yellow-crowned Night-Heron (*Nyctanassa violacea*). No. 161. En Poole A, F Gill (eds.). *The Birds of North America*. The Academy of Natural Sciences, Philadelphia; The American Ornithologists' Union, Washington DC.
- Wauer RH. 1998. Avian population survey of Tamaulipas scrub habitat, Tamaulipas, Mexico. *Cotinga* 10: 13–19.
- Wetmore A. 1943. The birds of southern Veracruz, Mexico. *Proceedings of the United State National Museum* 93: 215–340.
- Withers K. 2002. Shorebirds and Wading Birds. p. 198–210. En Tunnell JW, F W Judd (eds.). *The Laguna Madre of Texas and Tamaulipas*. Texas A&M University Press. Corpus Christi.

**Migración anual del cazón tripa *Rhizoprionodon terraenovae*
(Richardson, 1836) en el Sistema Arrecifal Veracruzano, suroeste del
Golfo de México**
**Annual migration of sharpnose shark *Rhizoprionodon terraenovae*
(Richardson, 1836) in the Veracruz Reef System, southwestern Gulf of
Mexico**
Marín-Osorno R.

Acuario de Veracruz, A.C. Blvd. Manuel Av. Camacho s/n, Col. Ricardo Flores Magón, Veracruz,
México, 91900.

Email: tiburones@acuariodeveracruz.com

RESUMEN

Las especies de tiburones con importancia comercial integran *stocks* migratorios, cuyos movimientos apenas se están comprendiendo pese a que su conocimiento es primordial para la gestión pesquera. En el Golfo de México, en los alrededores del Sistema Arrecifal Veracruzano (SAV), existe una pesquería artesanal multiespecífica y ribereña, capturando tiburones intensivamente durante la llamada “época de corridas”. Esta temporalidad incluye agregaciones y movimientos durante el otoño-invierno. El cazón tripa *Rhizoprionodon terraenovae* es la especie más abundante durante la temporada, capturándose principalmente hembras y machos juveniles (50-70 cm longitud total) en profundidades de 25-30 brazas. Las corridas son eventos migratorios registrados anualmente.

Palabras clave: Tiburón, cazón, carcharhinidae, corridas, Veracruz,

ABSTRACT

The shark species with commercial importance integrate migratory stocks; their movements upon today are known and even their primordial meaning for the fishery management. In the Gulf of Mexico, on the surroundings of the Veracruz Reef System (SAV in Spanish), a multi specific and inshore, artisanal fishery exists, catching sharks intensively during the “corridas season”. This temporality includes aggregations and movements during the fall and winter. The Atlantic sharpnose shark, *Rhizoprionodon terraenovae*, is the most abundant specie during the season, capturing mainly females and juvenile males (50-70 cm total lenght) at depths of 25-30 fathoms. The “corridas” are migratory events registered annually.

Key words: sharpnose shark, carcharhinidae, migrations, Veracruz

INTRODUCCIÓN

Los tiburones representan todo un recurso pesquero en diversos países del mundo. Sin embargo, la experiencia ha demostrado que sus poblaciones no toleran una pesca inmoderada y que a menudo, en regiones donde anteriormente abundaban, ahora son escasos después de años de pesca intensiva, de tal manera que las capturas ya no pueden sostener una actividad pesquera de manera redituable. Tal susceptibilidad se debe a varias características de su biología, como lo son un crecimiento lento, períodos prolongados para alcanzar la madurez sexual, así como el hecho de que las hembras tengan pocas crías que nacen después de varios meses de gestación, entre otros factores. Por tal motivo es evidente que la conservación de las poblaciones de tiburones expuestas a la pesca comercial, debe ser una acción prioritaria y en nuestros días la investigación se enfoca a tal actividad a nivel mundial (Castillo Geniz 2007).

Entre las dificultades que impiden tomar decisiones para la gestión pesquera de este recurso, se tiene que las especies de importancia comercial poseen *stocks* migratorios incluso de naturaleza transfronteriza y transzonal, de tal manera que son explotados por diferentes flotas pesqueras, dificultando su regulación de modo efectivo (García-Núñez 2008).

En aguas mexicanas, se cuenta con una pesquería artesanal multiespecífica, que captura tiburones de acuerdo a la abundancia estacional de las especies de importancia comercial (Inapesca 2012).

En el Golfo de México y Mar Caribe los estudios han identificado 40 especies de tiburones en las capturas comerciales (Marín-Osorno 1992a; Bonfil 1997; Castillo-Geníz et al. 1998; De Anda-Fuente 2002; Espinoza et al. 2004; Martínez-Cruz et al. 2012; Oviedo et al. 2012).

De acuerdo a los datos del Inapesca (2012), existen variaciones en el número de especies y sus volúmenes de captura por entidad federativa, siendo para el caso de Veracruz las especies más capturadas el tiburón tripa o caña-hueca *Rhizoprionodon terraenovae* (Richardson 1836) y el tiburón punta de lápiz o aleta prieta, *Carcharhinus limbatus* (Muller y Henle 1839) las cuales representan el 77% de la captura total.

Los desplazamientos o corridas de *R. terraenovae* en las costas mexicanas, son descritos inicialmente por Marín-Osorno (1992a,b), para posteriormente ser tratados por Castillo-Geniz et al. (1998) y Patlán-Vázquez (2007), quienes también mencionan la explotación intensiva que se hace durante estas corridas en Veracruz y toda el área del Golfo de México.

Se considera que estas migraciones estacionales son en aguas profundas (25-30 brazas) hacia el sur en otoño y rumbo al norte en primavera, sin embargo se cuenta con poca información al respecto (Marín-Osorno 1992a; Patlán-Vázquez 2007; Inapesca 2012). Existen reportes similares durante el otoño-invierno que se han documentado en las costas norteamericanas del Golfo de México (Parsons 1983).

Por tal motivo, el presente trabajo, tiene como objetivo describir los aspectos biológicos, pesqueros y de aprovechamiento económico del cazón tripa durante la época migratoria.

MATERIAL Y MÉTODOS

Área de Estudio. Se ubica al suroeste del Golfo de México e incluye al Sistema Arrecifal Veracruzano, un complejo de 28 arrecifes ubicado frente a los municipios de Veracruz, Boca del Río y Antón Lizardo (Tunnell 2007). El estudio se realizó en el área de operaciones pesqueras de las poblaciones de Chachalacas, Barra de Chachalacas, Puerto de Veracruz, Las Barrancas, Antón Lizardo, La Escollera y Alvarado. Debido a que los pescadores conservan celosamente la ubicación exacta de sus zonas de captura, la zona de pesca fue estimada en una franja que abarca de las 2 a las 140 brazas de profundidad, desde Punta del Morro hasta la desembocadura del Río Papaloapan (Fig. 1). Se tienen datos de que algunos pescadores pueden recorrer distancias de hasta 63 kilómetros (34 millas náuticas) para llegar a los sitios donde calan sus palangres.

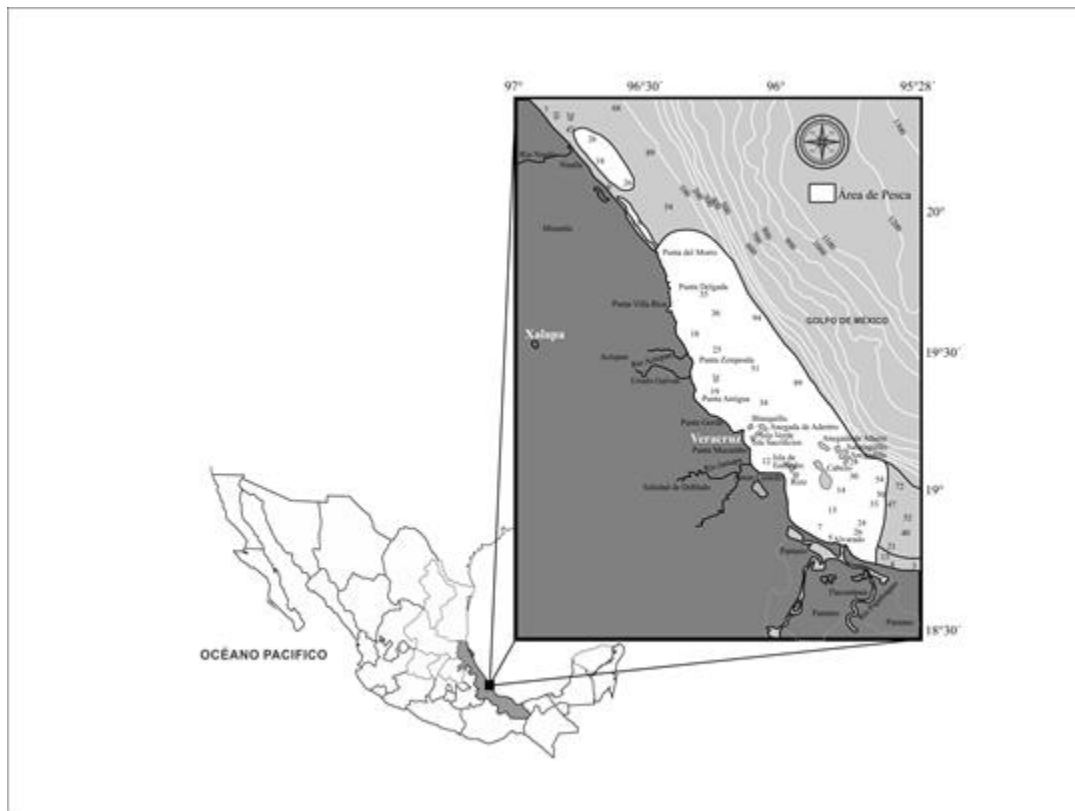


Fig. 1. Ubicación del Sistema Arrecifal Veracruzano y el área de pesca.

Aunque el área de estudio forma parte de la Región Tropical del Golfo de México (Yáñez-Arancibia y Day 2004) con aporte de aguas cálidas superficiales procedentes del Mar Caribe entre octubre y noviembre, la temperatura disminuye en todo el Golfo de México, incluyendo las costas de Tamaulipas y Veracruz (-1 a -4°C).

De octubre a mayo se presentan los llamados “nortes” que son vientos formados por masas de aire polar que se desplazan hacia el sur por Estados Unidos. Su intensidad puede variar de fuerte, violenta a huracanada, provocando un oleaje intenso y descenso de temperatura.

Trabajo de campo

De noviembre 1986 a marzo 2015 se han realizado muestreos y observaciones de capturas comerciales del cazón tripa o caña hueca *Rhizoprionodon terraenovae*, efectuadas por embarcaciones menores del centro de Veracruz, México (Fig. 2).



Fig. 2. Muestreo en playa

Otros datos incluyen la confirmación de capturas abundantes durante la temporada mediante visitas a bodegas y pescaderías.

Las capturas fueron hechas principalmente mediante palangres de hasta 800 anzuelos tipo “garra de águila” de los números 3 al 10, cebados con trozos de pescado o carnada viva (Haemulidae) y calados en profundidades de 2 a 140 brazas durante 40 minutos a 12 horas.

La metodología que se siguió una vez que se desembarcaron los tiburones tomó en consideración los aspectos que a continuación se describen.

Identificación

Los ejemplares se identificaron de acuerdo a los criterios taxonómicos expuestos en las publicaciones de Castro (1983), Compagno (1984) y Marín-Osorno (1992b).

Biometrías

La medida básica tomada a los tiburones fue la longitud total. Compagno (1984) la define como la distancia en línea recta medida de la punta de la nariz a la punta del lóbulo dorsal de la aleta caudal, colocando ésta dentro de la línea del axis del cuerpo del tiburón. Para ser medidos, los tiburones se apoyaron en tierra sobre el costado derecho de su cuerpo (con el morro dirigido a la izquierda), midiendo su longitud total con cintas plásticas y de fibra de vidrio con longitudes de 300 a 2 000 cm. Para una medición más aproximada se anexó al inicio de la cinta métrica un tope de madera en donde se recargaba el hocico del ejemplar. Todas las medidas fueron tomadas en centímetros y se aproximan hasta 0.1 cm.

Alimentación

Una vez eviscerados los tiburones, se colectaron los estómagos con el fin de identificar sus contenidos *in situ*.

Reproducción

Los aspectos considerados de la biología reproductiva, mismos que a continuación se enumeran, se trataron de acuerdo a los métodos Clark y Von Schmidt (1965), Branstetter (1981) y Parsons (1983). Sexo. Se determinó por la presencia o ausencia de claspers o gonopterigios (órganos copulatorios de los machos).

Desarrollo reproductivo y madurez sexual. Se determinaron mediante las siguientes características que presentaron los ejemplares: los machos fueron maduros cuando los claspers o gonopterigios se encontraron bien calcificados y desarrollados y los sacos sifón estaban completamente extendidos hasta la región pectoral media. Dado que el esperma es producido antes de la calcificación de los claspers, no fue usado como un criterio de madurez. Las hembras se consideraron maduras cuando

sus ovarios presentaron óvulos de desarrollo completo o bien, sus úteros portaban huevos o embriones. Las hembras no grávidas que habían alcanzado el estado adulto tuvieron sus úteros amplios, en forma de saco (no tubulares).

Época de apareamiento. Las características morfológicas mostradas por los tiburones durante esta época fueron las siguientes. En los machos, los testículos estuvieron elongados y túrgidos, las vesículas seminales llenas (al oprimirlas manualmente se apreciaba un chorro de semen por la papila urogenital y los claspers sangrantes, con semen en sus canales o escurriendo de los mismos). Las hembras portaron óvulos de desarrollo completo o huevos uterinos recientes. Las que fueron examinadas en condiciones de postapareamiento exhibieron cicatrices copulatorias en las aletas y cuerpo, producidas por los dientes de los machos.

Periodo de gestación. Se determinó tomando en cuenta el tiempo existente (número de meses) entre las épocas de apareamiento y parto.

Época de parto. Se conoció mediante la extrapolación de datos del aumento mensual en el tamaño de los embriones (de los cuales se registró longitud total, sexo y peso), presencia de embriones próximos a nacer, captura de juveniles con cicatriz umbilical reciente y condiciones postparto del útero (paredes elásticas y vascularizadas).

Datos de pesca y aprovechamiento económico

Se solicitó a los pescadores la profundidad y área de pesca, equipo y tipos de embarcaciones empleadas en la captura de los especímenes, así como cualquier otra observación especial, tal como el nombre común de la especie, realizándose encuestas y notas sobre el procesamiento de las capturas y aprovechamiento económico. Los muestreos biológicos fueron limitados por las actividades pesqueras y el autor se aplicó anualmente a confirmar las capturas masivas de ambas especies en lugares de desembarco.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Rhizoprionodon terraenovae (Richardson, 1836)

Reino: Animalia

Phylum: Chordata

Subphylum: Vertebrata

Clase: Chondrichthyes

Subclase: Elasmobranchii

Superorden: Euselachii

Orden: Carcharhiniformes

Familia: Carcharhinidae

Género: *Rhizoprionodon*

Especie: *Rhizoprionodon terraenovae*
Autor: (Richardson, 1836)
Nombre Común: tripa, caña hueca

Material biológico. Se examinaron con detalle 714 ejemplares. La muestra incluyó 416 hembras (54-109 cm) y 298 machos (54.2-107 cm), Los embriones fueron 83: 34 hembras, 40 machos, 9 no sexados con longitudes de 5-34.8 cm (tallas respectivamente para junio-mayo). En las visitas a bodegas y pescaderías se pudo observar anualmente el manejo de miles de ejemplares.

Temporalidad de las capturas y aspectos biológicos observados en la misma. Para el caso de las costas centrales de Veracruz, las corridas tienen lugar de octubre a diciembre y pueden detectarse en las capturas comerciales normalmente desde mediados de octubre, cuando se pescan juveniles, principalmente hembras con longitudes de 50 a 70 cm (Fig.3). La profundidad de colecta de los organismos varía desde las 3-5 brazas para el caso de cuando los pescadores emplean redes para peto y sierra -donde también se captura este cazón-, hasta las 25-40 brazas cuando se usa palangre, e incluso 70 brazas. Es común observar que el cazón tripa es capturado en las redes y palangres simultáneamente con ejemplares de talla similar del cazón limón *Carcharhinus acronotus* (Poey, 1860).



Fig.3. Ejemplares capturados por una sola embarcación al inicio de la corrida.

Las colectas en aguas más someras (5-10 brazas) fueron realizadas por redes en las costas de poblaciones poco habitadas como Chachalacas, no observándose esto en redes tendidas cerca de las costas del puerto de Veracruz, donde posiblemente las actividades portuarias y afines propias de la zona urbana así como los elementos antropogénicos (ruido de motores, luces) parecen influir en la ausencia de registros abundantes.

Para el mes de diciembre fue posible detectar la captura de hembras maduras incluso grávidas con embriones aproximadamente a la mitad de su gestación, así como también la captura de machos adultos. Normalmente durante este mes los ejemplares se dirigen a mayor profundidad, incluso hasta 70 brazas pernoctando en ellas hasta el mes de marzo.

Los pescadores mencionan que durante la temporada de corridas es posible encontrar al tripa o caña hueca “*en todas partes*”, reconociendo que hay zonas pico en donde el número de individuos se concentra (25-30 brazas).

Es difícil que los pescadores comenten con el investigador las coordenadas de captura, ya que lo consideran un secreto de trabajo. El pescador simplemente comenta: “*los cazones se capturaron en 25 brazas frente a Veracruz*”.

El rango batimétrico en donde se localizan la mayor parte de los individuos (25-30 brazas) coincide con otros estudios (i.e Parsons 1983).

Es un hecho que las “corridas” ocurren año con año y que las variaciones en la detección de estos desplazamientos migratorios probablemente atiendan a cambios en la temperatura del agua, corrientes marinas y la presencia de algún “norte” que impida la navegación y salida de las embarcaciones.

Existe la creencia de que después de un norte la captura de tiburones se incrementara, pero al menos en lo que respecta a *R. terranova*, esto no es evidente conforme a los datos del presente estudio y los de Patlán-Vázquez (2007).

No se observaron recién nacidos (Fig. 4) durante la época de corridas (octubre-diciembre), tampoco ejemplares en condición pre o post-copulatoria.



Fig. 4. Imagen de un recién nacido de cazón tripa capturado, durante el mes de Mayo.

Los contenidos estomacales revelan principalmente restos de peces óseos en avanzado estado de digestión.

Se ha observado que los individuos que caen en palangres ocasionalmente son devorados de manera oportunista por ejemplares mayores de tiburones carcarínidos.

Riesgo de la especie ante el esfuerzo pesquero

Pese a la explotación a la que se enfrenta la especie, se considera que el cazón tripa o caña hueca es menos vulnerable que otros carcarínidos a la declinación de sus poblaciones debido a características de su biología, tales como rápido crecimiento y madurez sexual, reproducción anual, tasas moderadas de crecimiento y regeneración poblacional (4.0-5.4 años) y supervivencia (55-79%, Cortés 2009).

Se trata de una especie de crecimiento rápido que para el caso de las hembras generalmente maduran entre los 85-90 cm de longitud total (LT 2.8-3.9 años de edad).

Los machos maduran en un rango de 80-85 cm de LT (2.4-3.9 años de edad) de los 105 cm que pueden crecer.

Tanto hembras como machos maduran aproximadamente al 80% de su talla máxima, estimada en 110 cm LT y 9-10 años de vida (Parsons 1985; Parsons y Hoffmayer 2005; Cortes 2009).

R. terraenovae es una especie vivípara placentada que se reproduce anualmente. Los apareamientos ocurren entre mediados de mayo y mediados de julio y la parturición tiene lugar desde mayo a junio, luego de 10-12 meses de gestación. La talla al nacer normalmente es entre los 30-35 cm LT, con una proporción de sexos 1:1 y aproximadamente a un 30% de la talla máxima en estado adulto. Los úteros pueden portar normalmente de 4-6 embriones.

Durante el proceso de eviscerado de los ejemplares se analizaron algunos contenidos estomacales y observando su alimentación la cual es principalmente de peces óseos y crustáceos, incluyendo algunos moluscos, los cuales fueron encontrados en avanzado estado de digestión. (Branstetter 1981, Cortés 2009).

Dinámica migratoria sugerida por actividades pesqueras, sitio reportado de captura, y localidad de desembarco.

Aunque son requeridos estudios marcaje y monitoreo para conocer con exactitud las migraciones, luego de 29 años de observaciones pesqueras, es posible deducirlas al observar los siguientes hechos en la época en que se presentan:

- 1.-Presencia de agregaciones masivas de tiburones en un área determinada, agrupados generalmente por especie, talla, sexo o condición reproductiva (hembras grávidas, juveniles).
- 2.-Tales agregaciones son de carácter estacional, en fechas específicas y de duración limitada. Comienzan progresivamente hasta alcanzar un pico y posteriormente una declinación paulatina.
- 3.-Pueden agrupar especies y ejemplares que normalmente están presentes en cierta zona, pero no en la cantidad o grupo de talla en que se pescan durante los desplazamientos.

- 4.-Pueden incluir asimismo especies y ejemplares que durante el resto del año no se encuentran en la zona, más que de manera estacional.
- 5.-Generalmente se relacionan con cambios climáticos estacionales, asociándose a eventos como descensos o aumentos bruscos de temperatura.
- 6.-Al emplearse líneas o redes, se obtienen numerosos ejemplares por especie capturados uno cerca de otro.
- 7.-Las evidencias en la dirección del desplazamiento de los tiburones pueden obtenerse al pescar en las zonas de agregación hasta que el volumen de capturas disminuye, para en días posteriores, ubicar el recurso nuevamente (al norte o sur, aguas someras o aguas profundas), en relación a la situación geográfica donde inicialmente fue detectado.
- 8.-Generalmente el fenómeno es conocido simultáneamente por pescadores de poblaciones pesqueras ubicadas a varios kilómetros de distancia en dirección Norte-Sur y viceversa.
- 9.-Durante las épocas de migraciones los centros de acopio y distribución de mariscos y pescaderías expenden grandes cantidades de la especie o especies emigrantes.
- 10.-Colecta de ejemplares marcados provenientes de latitudes lejanas al área de captura.

Generalidades sobre el desembarco, procesamiento y venta del cazón tripa

Los palangres se dejan tirados por varias horas en época de corridas y se están revisando periódicamente. Los anzuelos son removidos manualmente y los cazones se depositan en cajas de maderas rústicas que contienen hielo y son cubiertos con una manta, o en el mejor de los casos se cuenta con hieleras de plástico o fibra de vidrio. Ocasionalmente se adelanta el trabajo de eviscerarlos en mar abierto, en otras se hace en la playa luego del desembarco. Las vísceras pueden aprovecharse como carnada para las nazas (trampas) para la pesca de jaiba.

Los ejemplares se lavan con agua de mar o dulce del río para eliminar restos de sangre y arena, según aplique conforme al sitio de arribo, para luego ser colocados en taras, pesarse y trasladarse al sitio de venta a “precio de playa”.

Como cada embarcación obtiene de 300 hasta 1000 kg de cazones, es común que estén disponibles a toda hora camionetas de redilas que al llenar su capacidad de carga inmediatamente trasladan el producto para su venta a centro de compra al mayoreo. Estos se encuentran ubicados en puertos importantes como Veracruz o incluso directamente hasta la central de abastos de la Ciudad de México, ya que la mayor parte del producto no se consume en la zona costera.

En lo que respecta a *Rhizoprionodon terraenovae*, debido a su escaso tamaño (110 cm LT) se expende entero eviscerado, conservándose así hasta su llegada a pescaderías y supermercados. No se aprovechan tampoco sus aletas, piel o mandíbulas por ejemplo como sucede con otros tiburones de mediana y gran talla (Marín-Osorno 1992a).

En adición, la pesca artesanal en el Sistema Arrecifal Veracruzano, está catalogada como una actividad de subsistencia, que no es económicamente productiva, al estar basada en diversas especies con un valor económico bajo. (Jiménez-Badillo y Castro-Gaspar 2007).

CONCLUSIONES

Las "corridas". También llamadas "arribazones" no son otra cosa que migraciones o movimientos que realizan ciertas especies de tiburones carcariniformes, como es el caso de *Rhizoprionodon terraenovae* en otoño-invierno y aparentemente de norte a sur, según las evidencias de capturas masivas repentinas.

Se considera que los tiburones vienen a pasar un invierno suave en aguas más cálidas que las ubicadas en latitudes más al norte del Golfo de México o bien hacia aguas más profundas, donde las condiciones térmicas son más estables.

Los pescadores ya tienen presentes las fechas de tales desplazamientos como sus rutas tomando como referencia la profundidad y ubicación geográfica obteniendo capturas abundantes. Las corridas pueden tener una importancia vital al permitir "pasar lista" año con año a las especies de tiburones que las realizan al comparar los datos de cada estación al año, obteniéndose evidencias de la ausencia o disminución de una especie, incluso conocer la "salud" y perspectivas de una pesquería.

La pesca de tiburones en los alrededores del Sistema Arrecifal Veracruzano, es básicamente durante la época de corridas otoño-invierno mientras que el resto del año, las rayas y peces óseos (como pargos y jureles), son las que sostienen las actividades pesqueras artesanales. Durante el pico de capturas mencionado, especies de pequeña y mediana talla como el cazón tripa o caña-hueca (*Rhizoprionodon terraenovae*) y el aleta prieta (*Carcharhinus limbatus*) dominan las capturas y han remplazado a las grandes especies, que con ciclos reproductivos más vulnerables ante la pesquería, han mermado sus poblaciones significativamente (Inapesca 2012).

En lo que respecta al cazón tripa *Rhizoprionodon terraenovae* se espera que como acontece en otras áreas de Golfo de México, sus poblaciones resistan los esfuerzos pesqueros debido, entre otros factores, a una madurez sexual temprana y al hecho de que las hembras pueden fecundarse anualmente, sin periodos de receso reproductivo luego de la parturición.

Son necesarios estudios de monitoreo satelital para confirmar todos los desplazamientos comentados en este trabajo.

Las migraciones de tiburones constituyen junto a las de peces óseos de importancia comercial un sustento económico estacional muy buscado y anhelado por los pescadores de la flota costera artesanal.

AGRADECIMIENTOS

A la Dirección, Gerencia Técnica y compañeros del Acuario de Veracruz por el apoyo brindado en tiempo y recursos para realizar esta investigación. Asimismo, estamos en deuda con todos los señores pescadores de Chachalacas, Barra de Chachalacas, Puerto de Veracruz, Antón Lizardo, Las Barrancas, La Escollera, y Alvarado, Veracruz, por las facilidades brindadas para los muestreos. Finalmente a Lía A. Aguilar López y Luz del C. Pacheco Valencia, por su apoyo en los comentarios y revisión del presente trabajo.

BIBLIOGRAFÍA

- Bonfil R. 1997. Status of shark resources in the Southern Gulf of México and Caribbean: implications for management. *Fisheries Research* 29(2): 101-117.
- Branstetter S. 1981. Biological notes on the sharks of the north central Gulf of Mexico. *Contributions in Marine Science*. 24: 13-34.
- Castillo-Geniz JL, et al. 1998. The Mexican artisanal shark fishery in the Gulf of Mexico: Towards a regulated fishery. *Marine Freshwater Research*. 49: 611-620.
- Castillo-Geníz JL. 2007. La extinción “comercial” de las grandes especies de tiburones en México. <http://www.jornada.unam.mx/2007/03/26/eco-e.html>
- Castro, JI 1983. The sharks of North American waters. Texas A & M University Press College Station. Texas, U.S.A. 180 p.
- Clark E. y K von Schmidt. 1965. Sharks of the central Gulf Coast of Florida. *Bulletin Marine Science*. 15: 13-83.
- Compagno, LJV. 1984. FAO species catalogue. Vol. 4. Sharks of the world. An annotated and illustrated catalogue of shark species know to date. Parts 1 and 2. FAO Fisheries Synopsis (125) 4 (1 & 2), 655 pp.
- Cortés, E. 2009. *Rhizoprionodon terraenovae*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.3. <http://www.iucnredlist.org>
- De Anda-Fuentes DF 2002 Elasmobranchios. En: Durán García, R., M. Méndez-González. (ed.). 2010. Biodiversidad y Desarrollo Humano en Yucatán. CICY, PPD-FMAM. Conabio. Seduma. Mérida, Yuc. 496 p.
- Espinoza PH. et al. 2004. Listados faunísticos de México. IX Catálogo sistemático de tiburones (Elasmobranchii: Selachimorpha). Instituto de Biología. UNAM. México, D.F. 129 p.
- García-Núñez, NE (2008) Tiburones: conservación, pesca y comercio internacional. Edición bilingüe. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino, Madrid, 117 p.
- Instituto Nacional de la Pesca 2012. Plan de manejo pesquero para la pesquería de tiburones y rayas en el Golfo de México y Mar Caribe. INAPESCA. Dirección General de Investigación Pesquera en el Atlántico. 130 p.
- Jiménez-Badillo ML y LG. Castro-Gaspar, 2007. Pesca artesanal en el Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano, México, p.221-240. En: A Granados Barba, LG Abarca Arenas y JM Vargas Hernández (Eds). *Investigaciones Científicas en el Sistema Arrecifal Veracruzano*. Universidad Autónoma de Campeche. ISBN 9685722536.304p
- Marín-Osorno, R 1992a. Aspectos biológicos de los tiburones capturados en las costas de Tamaulipas y Veracruz, México. Tesis profesional. Facultad de Biología, Universidad Veracruzana. Xalapa, Veracruz, México. 147 p.
- Marín-Osorno, R 1992b. Clave para la determinación de los tiburones del Golfo de México. Universidad Veracruzana. Dirección General de Extensión Universitaria y Difusión Cultural. Facultad de Biología. Xalapa, Veracruz. 50 p.
- Martínez-Cruz L. et al. 2012. Caracterización de la pesquería de Elasmobranchios en el estado de Campeche. Informe técnico 2011. SAGARPA/INAPESCAP/DGIPA-Veracruz. Inédito.
- Oviedo-Pérez JL. et al. 2012. Pesquería de elasmobranchios en la zona central del litoral de Veracruz en 2011 con palangre, redes de enmalle y chinchorro playero. Informe técnico. SAGARPA/INAPESCAP/DGIPA-Veracruz. Inédito.
- Parsons GR. 1983. The reproductive biology of the Atlantic Sharpnose Shark, *Rhizoprionodon terraenovae* (Richardson). *Fishery Bulletin* 81(1): 61-73.
- Parsons GR 1985. Growth and age estimation of the Atlantic sharpnose shark, *Rhizoprionodon terraenovae*: a comparison of techniques. *Copeia* 1985 (1):80-85.
- Parsons GR y ER Hoffmayer. 2005. Seasonal changes in the distributions and relative abundance of the Atlantic Sharpnose Shark *Rhizoprionodon terraenovae*, in the north central Gulf of Mexico. *Copeia* 4: 914-920.
- Patlán-Vázquez HD. 2007. Aspectos biológicos de los tiburones capturados durante el inicio de la época de corrida en Chachalacas, Veracruz; México. Informe Final de Servicio Social. Licenciatura en Biología. Universidad Autónoma Metropolitana. Unidad Xochimilco. 36 p.
- Tunnell JW. 2007. Reef distribution. p. 14-22. En Tunnell JW, JR Ernesto, K. Withers (eds). *Coral reefs of the southern Gulf of Mexico*. Texas A&M University Press. Corpus Christi, Texas.

PARQUE NACIONAL SISTEMA ARRECIFAL VERACRUZANO
NÚMERO ESPECIAL VOL.2, No.8. JULIO-DICIEMBRE 2015.

Yáñez-Arancibia, A. y JW Day. 2004. Environmental subregions in the Gulf of Mexico coastal zone: the ecosystem approach as an integrated management tool. *Ocean & Coastal Management* 47(11-12):727-757.

Reclutamiento coralino *in situ* y en sustrato artificial en el Sistema Arrecifal Veracruzano, suroeste del golfo de México. Coral recruitment *in situ* and on artificial substrate in the Sistema Arrecifal Veracruzano, Southwestern Gulf of Mexico.

¹Melo-Merino SM, ¹Pérez-España H, ²Román-Vives MA

¹ Instituto de Ciencias Marinas y Pesquerías, Universidad Veracruzana, Hidalgo 617, Col. Río Jamapa, C.P. 94290, Boca del Río, Veracruz, México.

²Acuario de Veracruz A.C., Blvd. Manuel Ávila Camacho s/n, Col. Flores Magón C.P. 91900, Veracruz, Veracruz, México.

Correo electrónico: saram.melo@gmail.com

RESUMEN

El reclutamiento es un factor clave en el mantenimiento y recuperación de cualquier población y se define como la adición de nuevos organismos a ella. Los patrones de reclutamiento en los arrecifes del golfo de México han sido escasamente estudiados, por lo que con el fin de contribuir al conocimiento de este proceso, se analizó el reclutamiento coralino mediante el uso de sustratos artificiales y evaluación de reclutas *in situ*. Se estudiaron dos arrecifes del Sistema Arrecifal Veracruzano (SAV): Verde y Santiaguillo. Para evaluar el reclutamiento en sustrato artificial se utilizaron placas de barro colocadas a dos profundidades (somero y profundo) en cada arrecife durante dos periodos. Se contaron un total de 12 reclutas; siete en Verde y cinco en Santiaguillo, todos en los niveles someros. De ellos únicamente tres pudieron ser identificados y pertenecieron al género *Porites*. La densidad fue de 11.6 reclutas m⁻² en el primer periodo y 4.42 reclutas m⁻² para el segundo. Para el estudio de reclutas *in situ* se utilizaron cuadrantes de 25 x 25 cm. Se colocaron sobre transectos lineales de 10 m paralelos a la costa en la misma zona que fueron colocados los sustratos artificiales. En cada arrecife y profundidad se tuvieron cinco transectos. En cada cuadrante se midió e identificó a nivel de género a todos aquellos corales con diámetro ≤ 2 cm. La operación se repitió cuatro veces a lo largo de un año. Los géneros más representativos fueron *Agaricia* y *Porites*. La riqueza y diversidad de especies fueron mayores en el arrecife Verde. La densidad total fue de 10.48 reclutas m⁻², lo que resultó ser mayor a lo reportado en otros estudios realizados en arrecifes del SAV pero menor a otros sitios fuera del golfo.

Palabras clave: Coral, reclutas, Veracruz, arrecife, sustrato artificial.

ABSTRACT

Recruitment is a key factor in the maintenance and recovery of any population and is defined as the addition of new members to it. Recruitment patterns in the reefs of the Gulf of Mexico have been poorly studied, so in order to contribute to understanding of this process, coral recruitment was analyzed using artificial substrates and evaluation of recruits *in situ*. Two reefs of the Veracruz Reef System (SAV) were studied: Verde and Santiaguillo.

To evaluate the recruitment on artificial substrate clay plates were placed at two depths (shallow and deep) on each reef during two periods. A total of 12 recruits were found; seven on Verde and five on Santiaguillo, all in shallow levels. From them, only three could be identified and belonged to the genus *Porites*. Density was 11.6 recruits m^{-2} in the first period and 4.42 m^{-2} recruits for the second. Quadrants of 25 x 25 cm were used for the *in situ* study of recruits. They were placed on linear transects of 10 m parallel the coast, in the same area where artificial substrates were placed. At each reef and depth, five transects were taken. Into each quadrant all corals ≤ 2 cm diameter were measured and identified to genus level. The operation was repeated four times along a year. The most representative genus were *Agaricia* and *Porites*. Richness and diversity of species were higher in Verde reef. The total density was 10.48 recruits m^{-2} , which was greater than that reported in other studies in SAV reefs but less to other sites outside the Gulf.

Key words. Coral, recruit, Veracruz, reef, artificial substrate.

INTRODUCCIÓN

Los arrecifes coralinos son estructuras marinas constituidas principalmente por corales escleractinios (Chiappone 2001). Forman ecosistemas que proveen un hábitat capaz de sostener una alta densidad y diversidad de especies (Nellemann et al. 2008); además, representan una fuente importante de bienes y servicios ecológicos y económicos dentro de los que destacan la protección de costas, provisión de alimento a millones de personas, generación de empleos mediante la pesca y una fuente importante de ingresos por medio del turismo (Burke et al. 2002; Burke y Maidens 2004). A pesar de su importancia y persistencia a través del tiempo, los arrecifes son uno de los ecosistemas más vulnerables. Lo anterior se ve reflejado en mortandades masivas de organismos arrecifales, aumento en la incidencia de enfermedades en corales, sustitución de corales por algas y un escaso reclutamiento coralino. La reproducción y el reclutamiento son procesos fundamentales para la supervivencia de las especies y poblaciones; la reproducción es el proceso mediante el cual los nuevos individuos y el reclutamiento se puede definir como el proceso mediante el cual nuevos organismos se incorporan a una población, ya sea por reproducción o migración (Rogers et al. 1994; Richmond 1997).

Los estudios de reclutamiento coralino se pueden clasificar en dos categorías: 1) aquellos que depositan sustratos artificiales que posteriormente son removidos y revisados en laboratorio y 2) los que miden el número de colonias jóvenes que aparecen en el arrecife durante un periodo de muestreos sucesivos (English et al. 1997). Cada uno de estos métodos miden diferentes cosas, el primero calcula el suministro de larvas asentándose en el arrecife, y el segundo el éxito en la supervivencia de las mismas en los primeros años de vida. Es importante esta diferencia si se toma en cuenta que la mortalidad puede ser de entre el 75% y 95% en el primer año de vida (English et al. 1997).

En el presente estudio se evaluó la abundancia de reclutas en sustrato artificial y natural (*in situ*) en dos arrecifes del Sistema Arrecifal Veracruzano (SAV), un área natural protegida con un bajo nivel de protección ya que no cuenta con un plan de manejo y está sujeta a una gran cantidad de presiones ambientales.

MATERIAL Y MÉTODOS

Área de estudio. El Sistema Arrecifal Veracruzano se encuentra ubicado al suroeste del Golfo de México, frente a los municipios de Veracruz, Boca del Río y Antón Lizardo; es un complejo de 28 arrecifes divididos

naturalmente en dos grupos por la descarga del Río Jamapa (Tunnell 2007). El estudio se realizó en los arrecifes Verde y Santiaguillo, en el Sistema Arrecifal Veracruzano (Fig.1). El criterio para la selección de los sitios estuvo basado en la distancia de los arrecifes con respecto a la ciudad y en el porcentaje de cobertura coralina. Verde se encuentra más cerca de la ciudad y el puerto, en tanto Santiaguillo es el arrecife más alejado. Los valores de cobertura coralina de los arrecifes seleccionados se encuentran entre los más altos (Pérez-España et al. 2012).

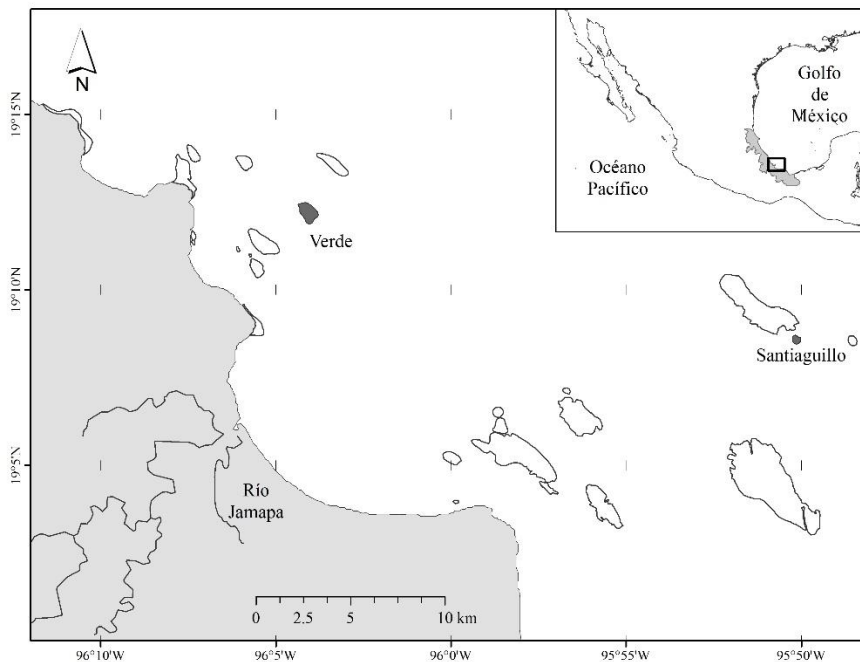


Fig. 1. Ubicación del Sistema Arrecifal Veracruzano y los arrecifes Verde y Santiaguillo.

Reclutamiento en sustrato artificial. Para obtener el reclutamiento sobre sustrato artificial se utilizaron placas de barro de 11 x 22 cm que fueron colocadas en una base de concreto. El desove sincrónico masivo en arrecifes del SAV está ligado con los ciclos lunares del mes de agosto, por lo cual las placas fueron colocadas durante dicho mes en el año 2008. En cada arrecife estudiado se colocaron placas a dos profundidades: 4 y 10 m para el arrecife Verde y 4 y 14 m para Santiaguillo. En cada profundidad fueron colocadas nueve placas, seis verticalmente y tres horizontalmente.

La revisión de las placas se realizó en dos periodos, el primero a los tres meses y el segundo a los seis meses de haber sumergido las placas. En el primer periodo se retiraron cinco placas por arrecife y profundidad: tres verticales y dos horizontales. En el segundo periodo, se retiraron las restantes. Al momento de ser retiradas, las placas fueron introducidas de manera individual en bolsas de poliburbuja, con el fin de reducir el riesgo de daño al momento de ser transportadas al laboratorio. Una vez en el laboratorio se eliminó la materia orgánica sumergiendo las placas en una solución de agua marina con hipoclorito de sodio (concentración: 30 ml de NaClO en 15 L de agua de mar) durante dos días y posteriormente fueron secadas al sol. La revisión se realizó utilizando

un microscopio estereoscópico. Se midió el diámetro de cada recluta encontrado y se identificaron al menor nivel taxonómico posible basándose en la literatura de Veron (2000) y Castañares y Soto (1982).

Reclutamiento *in situ*. Para obtener los valores de reclutamiento coralino *in situ* se utilizaron cuadrantes de 25 x 25 cm. Estos fueron colocados cada dos metros de manera alternada a derecha e izquierda a lo largo de cinco transectos lineales de 10 m paralelos a la costa y a la misma profundidad a la que fueron colocados los sustratos artificiales (dos hacia un costado de las placas y tres hacia el otro costado). Dentro de cada cuadrante se midió e identificó a nivel de género a todos los corales escleractinios con un diámetro máximo ≤ 2 cm (Miller et al. 2000). Al final se obtuvieron 25 cuadrantes para cada nivel de profundidad en cada arrecife. La operación se repitió cuatro veces a lo largo de un año de muestreo (julio 2008 a mayo 2009), por lo que al final del periodo se obtuvieron un total de 100 cuadrantes en cada arrecife y profundidad. La densidad se calculó como el número de reclutas por metro cuadrado.

Análisis numérico. La riqueza se calculó como el número de géneros y la diversidad se estimó mediante el índice de Shannon (Magurran 2004). Para comparar el número de reclutas encontrados por arrecife y profundidad, se realizó un análisis de varianza (ANOVA) de dos vías, y la prueba *post hoc* de Tukey para comprobar diferencias significativas mediante el uso del programa STATISTICA 7.1 (Stat. Soft. Inc. 2005). Con el fin de apreciar el ordenamiento grafico de las diferencias entre arrecifes y profundidades se realizó un análisis de escalamiento multidimensional no métrico (nm-MDS), utilizando el coeficiente de similitud de Bray-Curtis con datos estandarizados y transformados a raíz cuadrada, todo mediante el uso del programa PRIMER 6 (Clarke y Gorley 2006). Finalmente, se empleó una tabla de contingencia 2 X 2 (Zar, 1999) para analizar las diferencias entre el número de reclutas registrados en cada temporada y entre arrecifes.

RESULTADOS

Reclutamiento en sustrato artificial. Se examinaron un total de 36 placas en ambos arrecifes, lo que representa un área total analizada de 1.74 m². En las placas se encontraron 12 reclutas coralinos, lo que dio como resultado una densidad de 6.9 reclutas m⁻² en un periodo de seis meses.

Debido a la dificultad para identificar a los organismos a tan temprana edad y a que algunos de los reclutas se encontraban incompletos y no se logró apreciar alguna característica taxonómica distintiva, únicamente fue posible identificar a tres de ellos a nivel de género perteneciendo los tres a *Porites* (Fig. 2). No fue posible el cálculo de índices ecológicos ya que el número de organismos encontrados fue bajo.

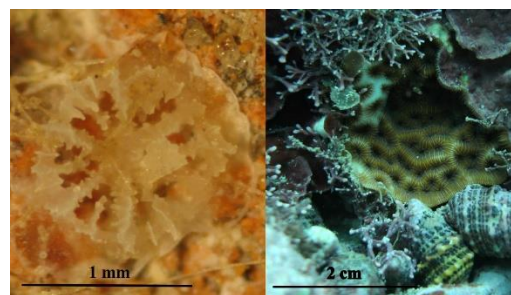


Fig. 2. Imagen de un recluta de coral en sustrato artificial (izquierda) y un recluta *in situ* (derecha).

En el arrecife Verde se encontraron un total de siete reclutas, cinco de ellos en el primer periodo de revisión que abarcó de agosto a noviembre y los dos restantes en el segundo periodo comprendido de agosto a febrero. Todos fueron encontrados en las placas someras. En cuanto a la posición de las placas, en el primer periodo se hallaron tres en placas verticales y dos en placas horizontales; en el segundo periodo, los dos organismos fueron encontrados en placas verticales (Tabla 1). La densidad de reclutas calculada para este arrecife fue de 12.9 reclutas m⁻² para el primer periodo y 5.9 reclutas m⁻² para el segundo.

Tabla 1. Número de reclutas por arrecife, periodo y profundidad. Se muestran las tallas promedio (mm) y el error estándar.

Arrecife	Periodo	Profundidad	Reclutas	Talla media (s.e.)
Verde	Ago-Nov	Somero	5	0.48 (0.04)
		Profundo	0	N/A
	Ago-Feb	Somero	2	0.40 (0.07)
		Profundo	0	N/A
Santiaguillo	Ago-Nov	Somero	4	0.73 (0.12)
		Profundo	0	N/A
	Ago-Feb	Somero	1	0.37 (N/A)
		Profundo	0	N/A

En el arrecife Santiaguillo se registraron un total de cinco reclutas, de los cuales cuatro pertenecieron al primer periodo y uno al segundo (Tabla 1). Los cinco reclutas fueron encontrados en placas verticales de la zona somera. La densidad calculada para el arrecife fue de 10.3 reclutas m⁻² para el primer periodo y 5.9 reclutas m⁻² para el segundo. Los reclutas identificados a nivel de género se encontraron en este arrecife.

Debido a la diferencia observada en el número de reclutas encontrados en cada periodo se realizó una tabla de contingencia 2 X 2 donde se obtuvo un valor de $K^2_c = 0.1142$ ($\chi^2_{0.05,1} = 3.841$), lo que indica que a pesar de que hubo diferencias en el número de reclutas entre temporadas, estas no son estadísticamente significativas. No se realizó la prueba entre profundidades ya que la fórmula implica una multiplicación de la abundancia por nivel como cociente y uno de esos valores es cero, lo cual da una indefinición matemática.

Con respecto a las tallas, el valor mínimo fue de 0.33 mm y el máximo de 0.98 mm. Los valores promedio se presentan en la Tabla 1.

Reclutamiento in situ

Se registraron 164 reclutas distribuidos en nueve géneros en un área total muestreada en ambos arrecifes de 12.5 m² para las cuatro temporadas del estudio. Los géneros más abundantes fueron *Agaricia* (59%), *Porites* (18%) y *Siderastrea* (13%). En el arrecife Verde se registraron 46 reclutas pertenecientes a siete géneros, de los cuales 26 se encontraron en el nivel somero y 20 en el nivel profundo. En Santiaguillo se registraron un total de 118 reclutas repartidos en siete géneros, 100 en la zona somera y 18 restantes en el nivel profundo. En la Tabla 2 se muestran los valores de densidad de estas abundancias.

Con respecto a la riqueza de géneros de reclutas, por arrecife y profundidad se encontraron siete en Verde y seis en Santiaguillo; los de Verde se distribuyeron cuatro en la zona somera y seis en la profunda en tanto en Santiaguillo fueron cinco y cuatro respectivamente. Con respecto a la diversidad, los valores más altos se registraron en el arrecife Verde (somero 1.22, profundo 1.74) respecto a la encontrada en Santiaguillo (somero

0.96, profundo 0.93).

El análisis de varianza (ANOVA) de dos vías realizado para comparar la abundancia entre arrecifes y profundidades mostró diferencias significativas ($F_{0.05 [1, 12]} = 14.086$, $p = 0.002$) donde el arrecife Santiaguillo en la zona somera presentó los valores más altos. Los resultados arrojados por la prueba *post hoc* de Tukey mostraron que el nivel somero de Santiaguillo tuvo diferencias significativas con las dos profundidades de Verde y la zona profunda del propio Santiaguillo ($p < 0.005$). Cuando se considera la identidad y abundancia de los reclutas mediante un escalamiento multidimensional no paramétrico (MDS) se observó que la zona profunda del arrecife Verde fue la que mostró más diferencias (Fig. 3).

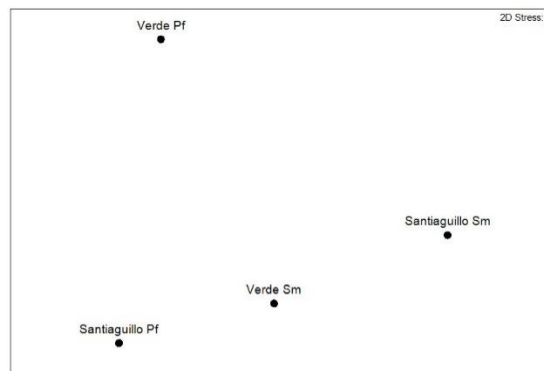


Fig. 3. Semejanza entre arrecifes y profundidades utilizando un escalamiento multidimensional no métrico.

DISCUSIÓN

La temporada reproductiva de los corales en el SAV está ligada con los ciclos lunares de agosto; y se sabe que la selección de hábitat para que una larva se asiente depende de la existencia de una capa de microalgas, diatomeas o bacterias (Harrington et al. 2004); por esta razón la colocación de los sustratos se realizó una semana antes del desove, con la finalidad de acondicionar las placas previo al desove. Comparando los resultados obtenidos con otros trabajos se observó que los valores de densidad encontrados, con un máximo de 12.9 reclutas m^{-2} , fue menor a otros valores reportados en el Atlántico (Smith 1997; Kojis y Quinn 2001; Ruiz- Zarate 2005), donde se han reportado hasta 361 reclutas m^{-2} , pero mayor comparado con algunos reportes del Océano Índico (Zahir et al. 2002) y Pacífico (Medina-Rosas et al. 2005; Tabla 3). Estos bajos niveles pueden ser explicados debido a que los estudios se han realizado en sitios que han sido dañados y se encuentran en recuperación, o bien, que presentan una característica limitante para el reclutamiento coralino. Harrington et al. (2004) documentó que factores como la luz, la salinidad, la profundidad, el movimiento del agua, la orientación del sustrato y la sedimentación afectan la fijación y sobrevivencia de las larvas. En el SAV, la sedimentación y la salinidad pueden ser factores limitantes, Pérez-España et al. (2012) reportaron valores de sedimentación tan altos como $>2 \text{ kg } m^{-2} \text{ día}^{-1}$, dado que la zona está expuesta a la descarga de tres grandes ríos.

Hablando en términos de conectividad ecológica entre arrecifes del golfo de México y Caribe, Jordán-Dahlgren (2002) notó un decremento en la abundancia y distribución de especies de coral del Caribe hacia el

interior del Golfo de México. Chávez-Hidalgo (2009) explica que la conectividad se puede dar con las costas de Quintana Roo por medio de la corriente de Yucatán y de ahí hacia el golfo, donde una de las rutas se dirige al interior del golfo de México, y otra continua hacia los arrecifes del Noroeste del golfo con los arrecifes Isla Lobos, baja hacia los arrecifes de Tuxpan y sigue la línea de costa hacia los arrecifes de SAV. Tomando en cuenta la distancia en días de transporte propuesta por Chávez-Hidalgo (2009) más el tiempo de viabilidad promedio de las larvas (aproximadamente 28 días), podría sugerirse que es poco probable que las larvas reclutadas provengan de otros sistemas arrecifales aledaños, ya que la distancia en días de transporte de Tuxpan, el más cercano, es de 30.04 días aproximadamente. Villegas-Sánchez et al. (2014) estudiaron la conectividad entre poblaciones del pez *Stegastes partitus* de cuatro arrecifes del SAV con tres del Caribe utilizando microsátélites (ADN). Encontraron que el arrecife Puerto Morelos mostró mayor similitud con del SAV que con los del resto del Caribe, lo cual apoyaría la existencia de conectividad entre el Caribe y el SAV, aunque solo de algunos arrecifes.

Partiendo del hecho de que un corallito con un diámetro mínimo de 1 mm tiene aproximadamente un mes de haberse fijado y considerando que la tasa de supervivencia de los reclutas menores a los 3 mm varía entre 0 y 80% en los primeros 20 días del asentamiento (Harrington et al. 2004), se podría asumir que los reclutas hallados en este trabajo y que presentaron un esqueleto incompleto murieron antes de cumplir un mes después del asentamiento. Aquellos que se encontraron completos presentaron tallas menores a un milímetro, por lo que podría sugerirse que de igual manera tuvieron una muerte pronta, aunque a diferencia de los otros pudieron llegar a superar el mes de vida.

El género *Porites* ha sido ampliamente reportado en estudios de reclutamiento mediante el uso de sustratos artificiales como uno de los taxones más abundantes en el Noroeste del Golfo de México (e.g. Bagget y Bright 1985), en el Caribe (e.g. Ruiz-Zárate 2005) y en el Pacífico Mexicano (e.g. Medina-Rosas et al. 2005). En este estudio, los tres organismos que fueron identificados pertenecieron al género *Porites*, posiblemente *P. astreoides*, ya que se trata de la especie más abundante de este género en el PNSAV (Rangel-Ávalos et al. 2007), el cual se encuentra presente tanto en las zonas someras como en las profundas de los arrecifes estudiados. Aunque los organismos restantes que no pudieron ser identificados a un nivel taxonómico más bajo del orden escleractinia, debido a la falta de caracteres taxonómicos distintivos, las características apreciables permiten suponer que podría haber al menos dos especies más reclutando en el periodo de estudio.

Con respecto a los corales encontrados *in situ*, estudios de reclutamiento en campo, han coincidido en reportar a los géneros *Agaricia* y *Porites* (principalmente *P. astreoides*), o miembros de la familia Poritidae como los más abundantes (e.g. Rylaarsdam 1983; Miller y Barimo 2001; Ruiz-Zarate y Arias-González 2004; Vidal et al. 2005). Cruz-Ortega (2009) reportó para el SAV al género *Agaricia* como de los más abundantes después de *Siderastrea*, lo que es consistente con los resultados reportados en el presente estudio, donde *Agaricia* fue el género dominante en los dos arrecifes estudiados, aunque *Siderastrea* no fue tan abundante excepto para el nivel somero de Santiaguillo.

La densidad más alta (12.32 reclutas m⁻² nivel somero del arrecife Santiaguillo) registrada en el presente trabajo es mayor a otros reportes del PNSAV. Horta-Puga (2003) registró una densidad promedio de 1.2 reclutas m⁻² en los arrecifes Galleguilla, Sacrificios y Verde pertenecientes al complejo Norte. Por su parte Cruz-Ortega (2009) registró una densidad de 2.60 reclutas m⁻² como densidad total de todos los arrecifes de su estudio, 1.72 reclutas m⁻² para los arrecifes del grupo norte y 2.57 reclutas m⁻² para el arrecife Verde. Finalmente Horta-Puga et al. (2013) reportaron un valor de 2.7 reclutas m⁻². Este último, al ser comparado con lo obtenido en el presente estudio resulta menor, probablemente debido a las diferencias en las técnicas de muestreo ya que ellos utilizaron fotografías.

Por otro lado, analizando la comunidad de reclutas hallados como más abundantes (*Agaricia* y *Porites*), no es consistente con la comunidad de adultos, ya que las especies adultas predominantes son especies del género *Orbicella* y *Colpophyllia* (Pérez-España et al. 2012). Comportamientos similares han sido reportados por otros autores en estudios realizados en distintos lugares del mundo (Bak y Engel 1979; Moulding 2005; Vidal et al. 2005) donde las especies de reclutas más abundantes no corresponden a las más representadas en el paisaje arrecifal. El alto nivel de reclutamiento de organismos de los géneros *Agaricia* y *Porites* reportado en este trabajo está probablemente asociado a la alta tasa de mortalidad que presentan como juveniles (64 % de los reclutas de *Agaricia* no llegan a ser adultos, Hughes 1985), lo cual a su vez explica que estas especies no sean tan comunes como adultos dentro del arrecife.

Horta-Puga (2003) y Jones et al. (2008) han reportado una disminución en la cobertura coralina en los últimos 40 años en arrecifes del SAV. Por otro lado, Pérez-España et al. (2012) reportaron un aumento en la incidencia de enfermedades de coral, lo que señala un deterioro de las comunidades coralinas. Se sabe que las presiones a las que están sujetos los corales a nivel mundial han aumentado y Veracruz no es la excepción – recientemente se ha modificado el área protegida para ampliar el puerto, construyendo obras de protección sobre los arrecifes-. Por esta razón, es necesario evaluar si las tasas de reclutamiento podrían ser suficientes para compensar esta pérdida y degradación en la comunidad coralina.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo contó con el apoyo de los proyectos CONABIO GM004 y FOMIX-Veracruz 37567. Se agradece el apoyo del Dr. Ruiz-Zárte, el Dr. Medina-Rosas y al Biól. Tello-Mussi por sus comentarios al presente trabajo.

BIBLIOGRAFÍA

- Baggett LS y TJ Brigh. 1985. Coral recruitment at the East Flower Garden reef (Northwestern Gulf of Mexico). Proceedings of the 5th International Coral Reef Congress, Tahiti. International Coral Reef Society 4: 379-384.
- Bak RPM y MS Engel. 1979. Distribution, abundance and survival of juvenile hermatypic corals (Scleractinia) and the importance of life history strategies in the parent coral community. Marine Biology 54: 341-352.
- Burke L, E Selig y M Spalding. 2002. Reefs at risk in Southeast Asia. World Resources Institute. U.S.A. 72 p.
- Burke L y J Maidens. 2004. Reefs at risk in the Caribbean. World Resources Institute. U.S.A. 80 p.
- Castañares LG y LA Soto. 1982. Estudio sobre los corales escleractinios hermatípicos de la costa noreste de la península de Yucatán, México. Parte 1: Sinopsis taxonómica de 38 especies (Cnidaria, Anthozoa, Scleractinia). Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología. Universidad Nacional Autónoma de México 9 (1): 295-344.
- Chávez-Hidalgo A. 2009. Conectividad de los arrecifes coralinos del Golfo de México y Caribe Mexicano. Tesis de maestría. CICIMAR-IPN, La Paz, B.C.S., México. 167 p.
- Chiappone M. 2001. Coral reef conservation in marine protected areas. A case study of Parque Nacional del Este, Dominican Republic. The Nature Conservancy. Virginia, U.S.A. Vol. 3, 244 p.
- Clarke KR y RN Gorley. 2006. PRIMER v6: User Manual/Tutorial. PRIMER-E, Plymouth.
- Cruz-Ortega AI. 2009. Reclutamiento coralino en el Sistema Arrecifal Veracruzano. Tesis de licenciatura. Universidad Nacional Autónoma de México, Facultad de estudios superiores Iztacala. Los Reyes Iztacala, Tlalnepantla, México. 52 pp.

PARQUE NACIONAL SISTEMA ARRECIFAL VERACRUZANO
NÚMERO ESPECIAL VOL.2, No.8. JULIO-DICIEMBRE 2015.

- English S, C Wilkinson y V Baker. 1997. Survey manual for tropical marine resources. Australian Institute of Marine Science, Townsville. 390 pp.
- Harrington L, K Fabricius, D De'Ath y A Negri. 2004. Recognition and selection of settlement substrata determine post-settlement survival in corals. *Ecology* 85(12): 3428-3437.
- Horta-Puga G. 2003. Condition of selected reef sites in the Veracruz Reef System (stony corals and algae). *Atoll Research Bulletin*, 496: 360-69.
- Horta-Puga G, JL Tello-Musi, A Córdova-Morales, A Morales-Aranda. 2013. Reporte de las campañas de monitoreo C-06, C-07, H-06 y H-07. Proyecto Sistema Arrecifal Veracruzano, condición actual y programa permanente de monitoreo: II Etapa. CONABIO, GM005. México, D.F. 120 p.
- Jones J, K Whitters y JW Tunnell. 2008. Comparison of Benthic Communities on Six Coral Reefs in the Veracruz Reef System (Mexico). *Proceedings of the 8th International Coral Reef Congress, Ft. Lauderdale, International Coral Reef Society* p 757-760.
- Jordán-Dahlgren E. 2002. Gorgonian distribution patterns in coral reefs environments of the Gulf of Mexico: evidence of sporadic ecological connectivity?. *Coral Reefs*, 21: 205-215.
- Kojis, B.L. y N.J. Quinn. 2001. The importance of regional differences in hard coral recruitment rates for determining the need for coral restoration. *Bulletin of Marine Science* 69(2): 967-974.
- Magurran AE. 2004. *Measuring biological diversity*. Blackwell publishing. Malaysia. 256 p.
- Medina-Rosas P, JD Carriquiry y AL Cupul-Magaña. 2005. Reclutamiento de *Porites* (Scleractinia) sobre sustrato artificial en arrecifes afectados por El Niño 1997-98 en Bahía de Banderas, Pacífico Mexicano. *Ciencias Marinas*, 31(1A): 103-109.
- Miller MW, E Weil y AM Szmant. 2000. Coral recruitment and juvenile mortality as structuring factors for reef benthic communities in Biscayne National Park, USA. *Coral Reefs* 19:115-123.
- Miller MW y J Barimo. 2001. Assessment of juvenile coral populations at two reef restoration sites in the Florida Keys National Marine Sanctuary: indicators of success? *Bulletin of marine science* 69(2): 395-405.
- Minton D y I Lundgren. 2006. Coral recruitment and sedimentation in Asan Bay and War in the Pacific NHP, Guam. Report prepared for the National Park Service 29 p.
- Moulding AL. 2005. Coral recruitment in the Florida Keys. *Revista de Biología Tropical*, v.53 supl.1.
- Nellemann C, S Hain y J Alder. 2008. In dead water-Merging of climate change with pollution, over-harvest, and infestations in the world's fishing grounds. *United Nations Environment Programme, GRID-Arendal, Norway* 62 p.
- Pérez-España H, J Santander-Monsalvo, J Bello-Pineda, RS Gómez-Villada, JA Ake-Kastillo, MA Lozano-Aburto, MA Román-Vives y M Marín-Hernández. 2012. Caracterización ecológica del Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano. p 581-601. En Sánchez AJ, X Chiappa-Carrara, R Brito-Pérez (eds.). *Recursos acuáticos costeros del sureste*. FOMIX-CONABIO-UNAM, México DF.
- Rangel-Ávalos MA, LKB Jordán, BK Walker, DS Gilliam, E Carvajal-Hinojosa, RE Spieler. 2007. Fish and Coral Reef Communities of the Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano (Veracruz Coral Reef System National Park) Veracruz, Mexico: Preliminary Results.
- Richmond RH. 1997. Reproduction and recruitment in corals: Critical links in the persistence of reefs. En Birkeland C. (ed). *Life and death of coral reefs*. Chapman & Hall. New York 536 p.
- Rogers CS, HC Fitz III, M Gilnack, J Beets y J Hardin. 1984. Scleractinian coral recruitment patterns at Salt River Submarine Canyon, St. Croix, U.S. Virgin Islands. *Coral reefs*, 3:69-76.
- Rogers CS, G Garrison, R Grober, ZM Hills y MA Franke. 1994. *Coral Reef Monitoring Manual for the Caribbean and Western Atlantic*. National Park Service. Virgin Islands National Park.
- Ruiz-Zárata MA, JE Arias-González. 2004. Spatial study of juvenil corals in the Northern region of the Mesoamerican Barrier Reef System (MBRS). *Coral Reefs* 23: 584-594.
- Ruiz-Zárata MA. 2005. Reclutamiento de corales constructores de arrecifes en el Caribe y Banco de Campeche: variación batimétrica e intra-anual a mesoescala. Tesis doctoral. Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del I.P.N. Unidad Mérida. 198 p.
-

- Rylaarsdam KW. 1983. Life histories and abundance patterns of colonial corals on Jamaican reefs. *Marine Ecology Progress Series*. 13: 249-260.
- Smith SR. 1997. Patterns of coral settlement, recruitment and juvenile mortality with depth at Conch Reef, Florida. *Proceedings of the 8th International Coral Reef Symposium. International Coral Reef Society 2*: 1197- 1202.
- Stat Soft, Inc. 2005. *STATISTICA* (data analysis software system), version 7.1. www.statsoft.com.
- Tunnell JW. 2007. Reef distribution, p 14-22. En Tunnell JW, JR Ernesto, K Withers (eds.). *Coral reefs of the southern Gulf of Mexico*. Texas A&M University Press, Corpus Christi, Texas.
- Veron J. 2000. Corals of the world. Australian Institute of Marine Science, Australia, Vol.1: 463 p, Vol. 2: 429 p, Vol. 3: 490 p.
- Vidal AM, CM Villamil y A Acosta. 2005. Composición y densidad de corales juveniles en dos arrecifes profundos de San Andrés Isla, Caribe Colombiano. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*. Santa Marta, Colombia, 34: 211-225.
- Villegas-Sánchez CA, H Pérez-España, R Rivera-Madrid, D Salas-Monreal y E Arias-González. 2014. Subtle genetic connectivity between Mexican Caribbean and south-western Gulf of Mexico reefs: the case of the bicolor damselfish, *Stegastes partitus*. *Coral Reefs* 33: 241–251.
- Zahir H, S Clark, R Ajla y M Saleem. 2002. Spatial and temporal patterns of coral recruitment following a severe bleaching event in the Maldives. 125-134 p. En: *Coral reef degradation in the Indian Ocean, Status Report*. O. Lindén, D. Souter, D. Wilhelmsson y D. Obura (Eds.) CORDIO, Department of Biology and Environmental Science, University of Kalmar.
- Zar, J.H. 1999. *Biostatistical analysis*. 4th edition. Prentice Hall. New Jersey. 663 p.

Evaluación de técnicas de viveros y trasplantes para la restauración del coral *Acropora palmata* (Anthozoa:Scleractinia) en el Sistema Arrecifal Veracruzano.

Evaluation of nursery and outplant techniques for *Acropora palmata* (Anthozoa:Scleractinia) restoration in the Veracruz Reef System

¹Nava-Martínez, GG, ¹García-Salgado, ²MA, Román-Vives MA, ³Lopez-Huerta I, ³Rangel-Avalos M.,
¹Ariane Dor, ¹Edgar Samos.

¹ Oceanus, A.C. Av. Machuxac Lote 07 Mza 235 Col. Proterritorio. Chetumal, Quintana Roo. México.
CP. 77086. Tel. (983) 1181165. *

² Acuario de Veracruz, A.C. Blvd. Manuel Ávila Camacho s/n Col. Flores Magón C.P. 91900.
Veracruz, Ver. México. Tel. (229) 931-1020. **

³Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano. Calle Juan de Grijalva #78 Esq. Avenida Cristóbal
Colón, Fracc. Reforma. Veracruz, Ver. México. CP 91119 Tel. (229) 9374 557
Correo electrónico: info@oceanus.org.mx*; romanvives@gmail.com**

RESUMEN

Acropora palmata es una de las principales especies constructoras de arrecifes en el Atlántico Mexicano con una gran importancia ecológica en el ecosistema arrecifal. Sin embargo, debido a la reducción de sus poblaciones, esta especie se encuentra sujeta a protección especial por lo que los gobiernos y organizaciones de los diferentes países están desarrollando estrategias para su recuperación. Con este objetivo, en el año 2007 se inició el Programa de Restauración de *Acropora palmata* en el Sistema Arrecifal Veracruzano, desarrollando técnicas específicas de viveros de coral y metodologías de trasplante. Durante el desarrollo del Programa se realizó una evaluación de: 1) El crecimiento de fragmentos en diferentes materiales; 2) la eficiencia de viveros en la sobrevivencia de fragmentos a través del tiempo, y en diferentes profundidades y hábitats (Somero Expuesto y Protegido, Profundo Expuesto y Protegido); y 3) se llevó a cabo una primera evaluación de los trasplantes en un sitio de restauración seleccionado. Los resultados muestran que los viveros diseñados son eficientes en la fijación y estabilización de fragmentos con una sobrevivencia >80% desde la fijación, y del 100% a partir de su estabilización en sitios someros. Se encontró que los viveros instalados en sitios someros (1m) tienen una mayor sobrevivencia que los fijos en sitios profundos (5m). La tasa de crecimiento promedio mensual en diámetro máximo fue de 1.06 cm/mes en el sitio de viveros somero protegido definiéndolo como un sitio óptimo para la estabilización de fragmentos. Aunque se observó un mayor crecimiento en cuellos de botella de PET, la sobrevivencia fue mayor en los conectores de PVC utilizados, sin embargo, ambos materiales fueron exitosos en la estabilización de fragmentos. Los trasplantes mostraron una sobrevivencia del 100%, con la mayor cantidad de afecciones causadas por depredación. Se observó un menor crecimiento en los trasplantes al ser trasladados a las zonas expuestas. De acuerdo a estas experiencias se generaron recomendaciones en cada paso para lograr una mayor efectividad en las técnicas de restauración.

Palabras clave: Acropora, viveros, crecimiento, sobrevivencia.

ABSTRACT

Acropora palmata is a major reef building species in the Mexican Atlantic and ecologically important in the reef ecosystem. However, due to the reduction of their populations this species is subject to special protection and governments and organizations of different countries are developing strategies to recover it. With this objective, since year 2007 the Restoration Program for *Acropora palmata* began in the Veracruz Reef System National Park, developing specific coral nursery and transplant techniques. During the development of the Program we made an evaluation of: 1) Growth of fragments in different materials; 2) the efficiency of the nurseries in the survival of fragments through the time and at different depths and habitats (Shallow protected and exposed, Deep protected and exposed); and 3) we carried out the first transplants evaluation in a selected restoration site. The results show that nurseries designed are efficient in fixation and stabilization of fragments with a survival >80% from fixation, and 100% from stabilization in shallow sites. It was found that the coral nurseries placed in shallow sites (1m) have a better survival than the ones fixed in deeper sites (5m). The monthly average growth in maximum diameter was 1.06 cm / month in nurseries fixed at shallow protected sites defining it as an excellent place to stabilize fragments. Although it seems that fragments growth better in PET bottlenecks, survival was higher in the PVC connectors used, however, both materials were successful in stabilizing fragments. Transplantation showed 100% survival, being predation the main impact in the new colonies. A lower rate of growth was found in transplants transferred to the exposed areas. According to these experiences, recommendations were generated at each step to achieve greater effectiveness in restoration techniques.

Key words: *Acropora*, nurseries, growth, survival.

INTRODUCCIÓN

El género *Acropora* (Oken 1815) es uno de los más abundantes en el Indo Pacífico con más de 100 especies descritas (Veron 2000), sin embargo en el Atlántico se han descrito solo tres especies: *Acropora palmata* (Lamarck 1816), *Acropora cervicornis* (Lamarck 1816) y *Acropora prolifera* (Lamarck 1816), esta última considerada por algunos autores como un híbrido entre las dos primeras (Wallace 1999; Vollmer y Palumbi 2002). El coral *Acropora palmata*, también conocido como cuerno de alce, forma las colonias más grandes dentro del género (Veron 2000), domina las crestas arrecifales y es una de las más notables para la conformación de la estructura arrecifal (Goreau 1959, Jackson 1992). Debido a su importancia ecológica (Gladfelter 1982; Shin 1989; Lirman 1999; Bruckner 2002) y a la drástica disminución de sus poblaciones, documentada en diversos sitios del Golfo de México y el Caribe (Aronson y Precht 2001), esta especie se encuentra incluida dentro de las normas mexicanas como una especie sujeta a protección especial en la NOM-059-SEMARNAT-2010 (D.O.F.2010) y se encuentra en la lista roja de la IUCN, en la categoría de “Peligro Crítico” (Aronson et al. 2008).

Debido a estas condiciones, el Gobierno Mexicano ha considerado un componente de restauración de esta especie dentro del Programa de Acción para la Conservación de Especies de la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (PACE-CONANP). Con el mismo objetivo, el Gobierno de Estados Unidos, a través de la NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration) y NMFS (National Marine Fisheries Service) recientemente generó un plan de recuperación para *A. palmata* y *A. cervicornis*

(National Marine Fisheries Service 2015). Ambos programas incluyen actividades de restauración activa *in situ* y *ex situ* como puntos clave para la conservación y recuperación de estas especies, incluyendo el desarrollo de proyectos de reproducción asexual, lo cual ha sido considerado como un enfoque efectivo en acciones de manejo y conservación en diferentes partes del mundo (Precht 2006; Rinkevich 1995, 2014, 2015).

Acropora palmata es un coral ramificado, su principal forma de reproducción es asexual lo cual la ayuda a crecer en un arrecife (Highsmith 1982). Naturalmente, durante la época de Nortes en el Golfo de México (vientos fuertes dirección Norte-Sur, de Septiembre a Marzo), sus ramas se rompen por acción del oleaje y las corrientes fragmentando la colonia. Los fragmentos caen al fondo y solo algunas logran fijarse (estabilizarse) en la arena o en la roca para crecer como una nueva colonia. El tamaño de los fragmentos y el tipo de sustrato son factores importantes en la sobrevivencia de estas nuevas colonias (Lirman 2000). Forrester y colaboradores (2011) demostraron que aquellos fragmentos que no lograban fijarse o estabilizarse morían más rápido y crecían más lento que aquellos que lograban hacerlo. Por lo tanto, la fijación de los fragmentos contribuye al éxito de la reproducción asexual y esta capacidad es utilizada en los métodos de restauración.

A través de la instalación de viveros, la dinámica de fragmentación de los corales es aprovechada proveyendo sustratos favorables para el crecimiento hasta que las colonias alcancen un tamaño suficiente para ser trasplantadas. Shafir y colaboradores (2006) instalaron un vivero flotante a media agua con materiales de PVC en el Golfo de Eliat fijando fragmentos de cinco especies en pins de plástico insertados en redes. Esta técnica permitió el crecimiento del 65.7% de los fragmentos fijados. Shaish y colaboradores (2008) probaron simultáneamente viveros suspendidos y fijos en el fondo en un área protegida del oleaje en Filipinas durante un año. Con este experimento demostraron la eficiencia de ambos métodos para siete especies de coral, con una mayor duración de los viveros fijos al fondo durante corrientes fuertes. Estos viveros comprendían 50 estructuras modulares de PVC utilizando cintillos plásticos. En este caso, *Acropora formosa* presentó mayores tasas de sobrevivencia en los corales suspendidos. En otros experimentos con viveros en el Pacífico, algunos autores observaron una mayor sobrevivencia en áreas con mejor calidad del agua en comparación con aguas turbias (Omori y Fujiwara, 2004).

En el año 2007, Oceanus, A.C. en coordinación con el Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano (PNSAV/CONANP) evaluaron las poblaciones de *Acropora* del PNSAV (García-Salgado y Nava-Martínez 2007a y b) para generar estrategias de manejo y escenarios de recuperación de la especie a través del establecimiento de un Programa de Restauración de *Acropora* en el ANP. Con este propósito, Oceanus, A.C. realizó un diseño de vivero específico para *Acropora palmata* con materiales de PVC, el cual fue probado inicialmente en la laguna arrecifal del arrecife Anegada de Adentro localizado en la porción norte del desarrollo arrecifal del Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano (SAV, Fig. 1). Una vez estabilizados los fragmentos fue posible probar técnicas de trasplante en diferentes generaciones a través del tiempo. En este documento se presenta la evaluación de las técnicas utilizadas en el Programa de Restauración de *Acropora palmata* del SAV que fueron probados a lo largo del desarrollo del programa: 1) Evaluación del crecimiento y sobrevivencia de fragmentos en diferentes materiales; 2)

Sobrevivencia y tasa de crecimiento de fragmentos de *A. palmata* en viveros de coral; y 3) Sobrevivencia y crecimiento en trasplantes; generando recomendaciones con el fin de poder replicar los esfuerzos de restauración en diferentes sitios coadyuvando en el cumplimiento de los objetivos de conservación de la especie.

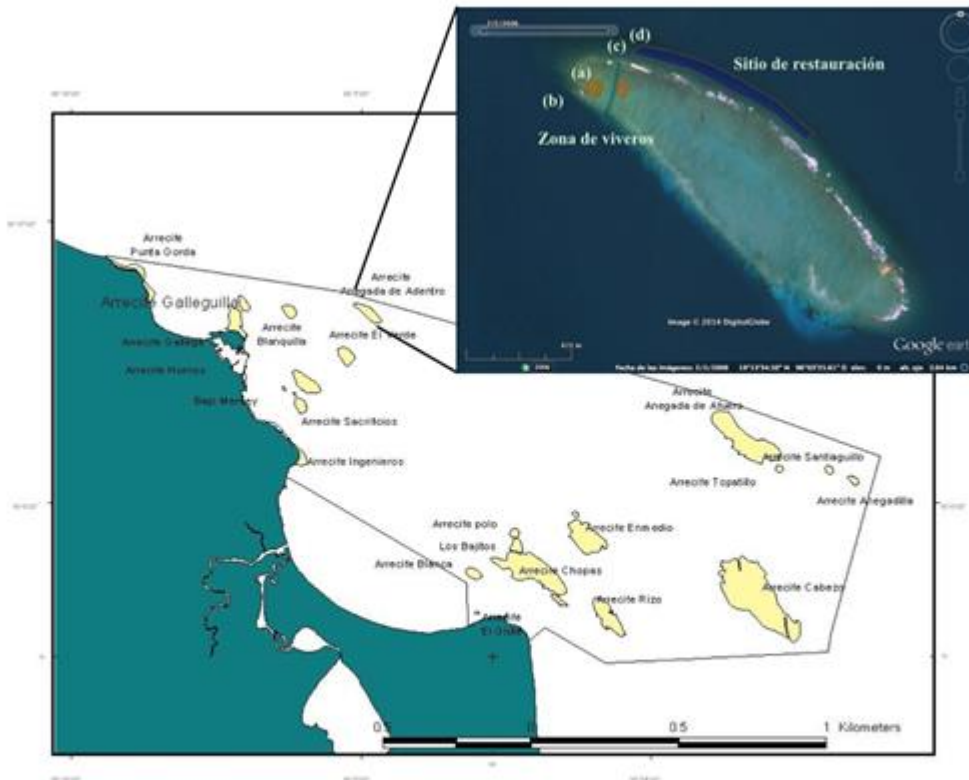


Fig. 1. Ubicación del sitio de viveros y sitio de restauración en el Arrecife Anegada de Adentro, porción norte del Sistema Arrecifal Veracruzano. (a) Sitio Somero Protegido; (b) Sitio Profundo Protegido; (c) Sitio Somero Expuesto; (d) Sitio Profundo Expuesto.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se evaluaron las técnicas utilizadas dentro del Programa de Restauración en sus diferentes etapas. Es importante mencionar que la evaluación en cada etapa corresponde a una generación distinta de

fragmentos pero que llevan el mismo proceso de colecta, fragmentación, fijación en vivero y trasplante con las variables evaluadas y descritas en cada etapa.

Evaluación del crecimiento y sobrevivencia de fragmentos en diferentes materiales

Para el diseño de las estructuras de los viveros (Pat. en trámite MX/A/2014/008329) se tomaron en cuenta las características del hábitat donde se desarrolla *A. palmata*: sobre la cresta arrecifal donde las condiciones predominantes se refieren oleaje continuo de gran energía y corrientes fuertes (Goreau 1959; Adey y Burke 1976; Vollmer y Palumbi 2006). También se tomó en cuenta la frecuencia de “Nortes” que afectan el área modificando las condiciones hidrológicas durante la temporada (Carricart-Ganivet y Horta-Puga, 1993). Por lo tanto se prefirió un diseño de viveros fijos al fondo que pudieran resistir las corrientes fuertes y el oleaje (Fig. 2). En un inicio se probó la eficiencia de dos tipos de materiales para la estabilización de fragmentos en viveros. Se comparó la sobrevivencia de los fragmentos y el crecimiento en diámetro máximo y altura en dos tipos de conectores: conectores de PVC y cuellos de botellas de PET para tratar de utilizar materiales de reciclaje.

En junio y julio de 2009 se construyeron siete estructuras de 1.5 m de largo por 1.4 m de ancho. Cada estructura comprendía 4 tubos de PVC conectados en un cuadro externo, con tubos interiores de PVC conectados al cuadro externo de forma paralela separados aproximadamente 20 cm entre cada línea. Cada unión fue reforzada con remaches de aluminio. Una vez unida la estructura, se perforaban hoyos en cada tubo interior cada 15 cm para la fijación de conectores de PVC de cuerda externa. En el cuadro exterior se colocaron los cuellos de botella de PET cada 15 cm, fijando primero las tapas correspondientes con remaches de aluminio. Para finalizar se perforaron cuatro orificios en las esquinas de la estructura y en el área correspondiente en el fondo, para insertar cuatro espárragos (varillas con cuerda sin fin) en el PVC y el fondo que darían la fijación a la estructura. Los espárragos clavados al sustrato fueron además inmovilizados al fondo con cemento.

Los conectores de PVC y los de PET se perforaron en los costados para permitir la inserción de cintillos plásticos para la fijación de los fragmentos, material que ha sido probado como una manera efectiva y económica para la fijación de fragmentos de coral (Forrester et al 2011). Para el establecimiento de las estructuras de los viveros se seleccionó un área considerando las siguientes características: 1) que se localizara en una zona de alta turbulencia cercana al área de desarrollo natural de la especie; 2) de fácil acceso y ubicación; 3) con sustrato libre de colonias de coral vivo y otros organismos bénticos; 4) de baja profundidad (1-3 m); 5) con oleaje continuo y constante intercambio de agua. Se fijaron siete estructuras en una profundidad de 1 m, elevados 15 cm del sustrato con el objetivo de favorecer la circulación del agua entre el sustrato y los fragmentos, sin afectar el fondo. Las estructuras quedaron instaladas a menos de 2 metros de distancia una de otra, por lo tanto todos los fragmentos se consideraron parte de una misma muestra.

Durante el mes de julio se realizó el relleno de los viveros buscando fragmentos de coral de oportunidad en las zonas seleccionadas como donadoras (García-Salgado y Nava-Martínez 2007a). Los fragmentos de oportunidad se definen como aquellos fragmentos separados naturalmente de la colonia

parental con buena condición aparente, libre de enfermedades, algas o esponjas incrustantes, que se encuentran con libre movimiento en el sustrato, y por lo tanto, con menores posibilidades de sobrevivir y estabilizarse (Johnson et al. 2011). Una vez recuperados, los corales recolectados fueron fragmentados, utilizando marro y cincel, en pedazos más pequeños, a un tamaño de 7cm^2 aproximadamente, debido a que se ha observado que en fragmentos menores a 5 cm la tasa de mortalidad es mayor (Becker y Mueller 2001; Bowden-Kerby; 2001). La base de cada fragmento era reducida con pinzas de azulejo para facilitar su inserción en los conectores de PVC ($n=836$) y los cuellos de botella ($n=301$). Dentro de los conectores y los cuellos, los fragmentos eran entonces fijados con los cinchos plásticos. Los viveros se rellenaron con un total de 1137 fragmentos. Se esperó un periodo de tres a cuatro meses para observar una estabilización del fragmento: recuperación completa de las cicatrices por fragmentación y el crecimiento de la colonia.

La sobrevivencia se estimó como porcentaje del total entre los fragmentos vivos y muertos en el periodo de estabilización, registrando también conectores (pérdida de fragmentos) y espacios sin conectores ni fragmentos (pérdida del conector). Estas frecuencias fueron comparadas entre materiales con una prueba G (Zar, 1996). Para comparar el crecimiento entre materiales se midieron la altura (cm), medida desde el límite superior del conector o cuello de botella hasta la parte más alta del fragmento; y el diámetro máximo (cm), en una muestra durante el periodo inicial T0 (Julio 2009) y a los tres meses de estabilización T1 (Octubre 2009). Estas mediciones se realizaron utilizando una regla hasta el mm más cercano. Los datos de diámetro y altura fueron comparados con una prueba U Mann-Whitney para T0 (Medición inicial) y T1 (Medición en fragmentos estabilizados). La relación Altura y Diámetro Máximo (A/DM) también fue comparada en cada material para tratar de observar diferencias en crecimiento.

Sobrevivencia y tasa de crecimiento en viveros de coral

En 2011, se inició un registro formal del crecimiento de los fragmentos en los viveros para tratar de establecer la tasa de crecimiento y sobrevivencia en los viveros del Programa de Restauración a través del tiempo y para evaluar estos parámetros en diferentes profundidades a fin de seleccionar mejores condiciones para el establecimiento de viveros. Se utilizaron solo conectores de PVC en dos grupos de fragmentos:

Grupo 1) Fragmentos medidos desde su fijación (Morales-Sotero 2012) a 1 m de profundidad en sotavento, durante los meses de abril a octubre de 2011 ($n=224$). En el sitio donde se instalaron los viveros del Grupo 1 (somero protegido) se llevó a cabo el registro de parámetros fisicoquímicos semanalmente para obtener una media mensual utilizando una sonda multiparamétrica (YSI Mod. 556 MPS) para determinar salinidad, temperatura, oxígeno disuelto y potencial de hidrógeno (Morales-Sotero 2012) del sitio y tratar de observar posibles diferencias en sobrevivencia y crecimiento a través del tiempo debido a estos factores.

Grupo 2) Fragmentos medidos a partir de la estabilización del fragmento durante los meses de mayo-junio a octubre-noviembre de 2011, a diferentes profundidades (Rangel-Avalos en prep.): En 1m

(Somero, n=40) y 5m (Profundo, n=40) de profundidad; y de acuerdo al desarrollo típico de los arrecifes veracruzanos (Vargas-Hernández et al. 1993) en sotavento (Protegido, n=40) y barlovento (Expuesto, n=40).

En cada grupo se utilizó una generación y número diferente de fragmentos los cuales fueron fijados con los mismos métodos de instalación de viveros y fijación de fragmentos descritos en el apartado anterior. Se realizaron mediciones de sobrevivencia entendiéndose como el porcentaje de fragmentos vivos en el vivero al final de la evaluación a partir del número total (100%) de los fragmentos fijados. También se midieron altura y diámetro máximo tal como se describe en el apartado anterior. En este caso, se añadió la condición del fragmento la cual incluye evaluar el estado del fragmento en cuanto a la proporción (%) de: coral vivo (tejido vivo presente con color característico de la especie), muerte reciente (esqueleto del coral con corallites bien definidos, color blanco brillante sin tejido vivo), muerte antigua (esqueleto del coral con corallites erosionados o recubierto por algas y otros organismos sin tejido vivo y con color diferente al blanco), blanqueamiento (tejido vivo presente pero sin color, permitiendo la observación del esqueleto subyacente), y otras afecciones (coral vivo con sobre-crecimiento de algas, esponjas, tunicados, recubierto de sedimento, con predadores presentes o signos de depredación reciente).

Sobrevivencia y crecimiento en trasplantes

En el Programa de Restauración del SAV, los fragmentos permanecen en el vivero hasta que se estabilizan. Una vez confirmada la estabilización, se procede a realizar los trasplantes de las nuevas colonias al arrecife en sitios previamente seleccionados como susceptibles de restauración. Una primera evaluación de sitios impactados por encallamientos en el PNSAV fue realizada en 2007 para evaluar sitios susceptibles de restauración con *Acropora palmata* (García-Salgado y Nava Martínez 2007b). La selección de los sitios susceptibles se basó en los siguientes criterios (Johnson et al. 2011): i) que el sitio se encuentre dentro de un área de distribución de la especie, identificando algunas colonias vivas y/o esqueletos de la especie en el área; ii) Profundidad < 6m; iii) que existiera sustrato duro, estable y seguro para la fijación de trasplantes, libre (o con reducida abundancia) de macroalgas; iv) sitio impactado previamente, pero sin impactos crónicos actuales; vi) zona de oleaje moderado para reducir la pérdida de trasplantes por el oleaje. Para realizar la fijación de los trasplantes se realizaron hoyos en la roca coralina de 5 cm de diámetro por 6 cm de profundidad con un taladro neumático.

Las perforaciones se realizaron siguiendo un transecto de 30 metros y cada perforación se hizo cada dos metros para mantener una densidad de 1 colonia/2m² tal como ha sido recomendado para el crecimiento de los trasplantes de *Acropora palmata* (Johnson et al. 2011). En estas perforaciones se colocan las nuevas colonias provenientes del vivero y son pegadas al sustrato con cemento. Entre agosto 2009 y agosto 2010 se instalaron 10 estructuras más en el arrecife Anegada de Adentro, produciendo nuevas colonias a través de diferentes generaciones. Estas colonias fueron trasplantadas en diferentes tiempos hasta lograr trasplantar cerca de 3000 colonias en un sitio afectado por encallamiento en la parte

frontal del arrecife Anegada de Adentro. El trasplante se realizó en una franja entre los 2 y 6 metros de profundidad abarcando una superficie de 6,000 m².

Las colonias fueron fijadas en el arrecife en diferentes periodos, midiendo, marcando y fotografiando una muestra de los trasplantes. Durante el 2009 se realizaron dos periodos de mediciones (t0 y t1) dando seguimiento través de mediciones de crecimiento en diámetro y altura medidas con una regla hasta el cm más cercano; condición de las colonias estimando porcentaje de tejido vivo, mortalidad reciente, antigua, blanqueamiento y otras afecciones tal como se describe para la evaluación de fragmentos en el apartado anterior; en clases de talla: I (1-3 cm), II (4-6 cm), III (7-9 cm), IV (10-12 cm), V (13-20), VI (>20); y de la sobrevivencia en colonias marcadas (n=102 y n=83). En el 2010 (t2), debido a la ausencia de algunas placas, las mediciones se hicieron al azar en dos periodos (agosto y octubre, n=342). Durante 2012 (t3), se seleccionaron al azar 80 colonias trasplantadas para evaluar la condición y crecimiento.

RESULTADOS

Evaluación de materiales para el vivero de coral

Después de tres meses de estabilización, los fragmentos en los conectores de PVC presentaron una mayor sobrevivencia (85.3%, Fig. 2) que los cuellos de botella de PET (74.5%). La proporción de pérdida de fragmentos fue similar con ambos materiales (5.1% conectores y 3.9% en cuellos de botella), sin embargo, la proporción de cuellos de botella perdidos fue significativamente mayor (5.8%) que la pérdida de conectores de PVC (1.3%). En cuanto al crecimiento, los datos de diámetro máximo en conectores de PVC y cuellos de botella en T0 fueron similares: 2.86 ± 0.07 cm y 2.86 ± 0.15 cm respectivamente (Fig. 2). Después de tres meses de estabilización (T1), los fragmentos fijados en conectores de PVC presentaron un diámetro máximo (4.37 ± 0.07 cm) significativamente menor que en los cuellos de botella (4.73 ± 0.12 cm). Durante este periodo, el crecimiento en diámetro en los cuellos de botella (1.65 cm) fue ligeramente superior al de los conectores (1.53 cm). La altura tuvo un comportamiento similar. En T0 ambos materiales, conectores y cuellos presentaron medias similares (3.19 ± 0.07 cm y 3.4 ± 0.13 cm, Fig. 2). Durante T1, la altura media en conectores fue de 4.27 ± 0.07 cm, significativamente menor a los fragmentos fijados en PET (4.74 ± 0.12 cm). El crecimiento durante este periodo en altura en conectores de PET (1.40 cm) fue ligeramente superior al crecimiento en altura en los conectores de PVC (1.34 cm). La relación A/DM en ambos materiales fue similar a pesar de que los fragmentos en cuellos de botellas de PET mostraron un valor más alto que los conectores, observándose que el crecimiento vertical de los corales en los cuellos de botella favorece el desarrollo ramificado de la colonia.

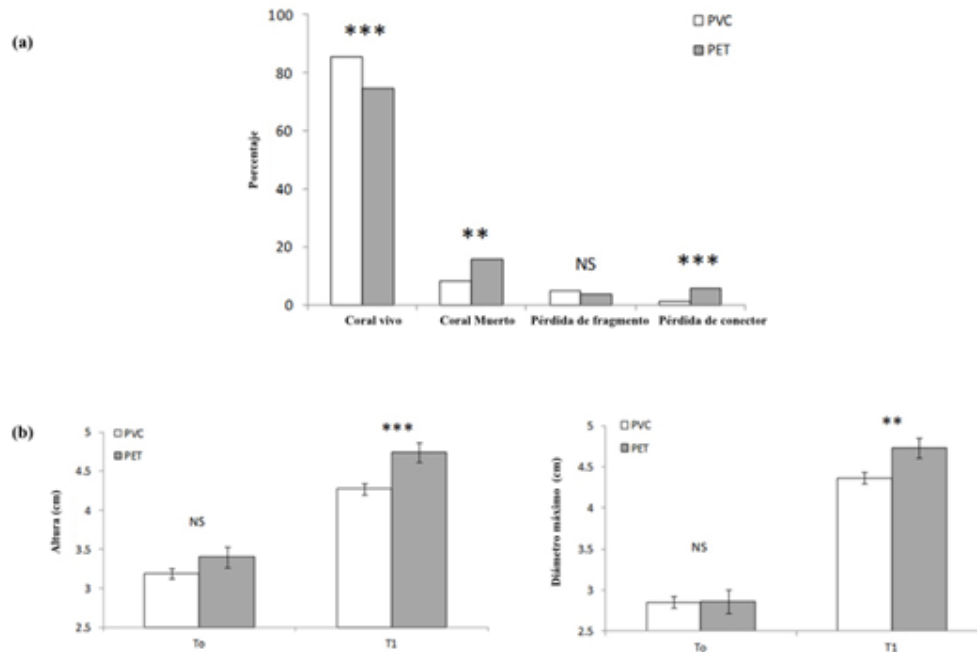


Fig. 2. (a) Sobrevivencia, y (b) crecimiento en diámetro y altura en conectores de PVC y cuellos de botella de PET.

Sobrevivencia y tasa de crecimiento en viveros de coral

Sobrevivencia

En el Grupo 1 correspondiente al sitio de viveros seleccionado al inicio del Programa (somero protegido), se obtuvo una sobrevivencia del 82% de los fragmentos observándose la mayor pérdida durante los dos primeros meses. Durante el primer mes, 5% de los fragmentos se registraron con muerte reciente y el 2% con pérdida de fragmentos y conectores. Durante el segundo mes se tuvo una pérdida del 7% de los fragmentos por recubrimiento algal y en los dos meses subsiguientes se registró la pérdida del 1% de los fragmentos debido a corrientes fuertes. No se registró mortalidad por enfermedades y en todo el periodo solo se registró una colonia blanqueada.

En el Grupo 2 se obtuvo un 100% de sobrevivencia en los sitios Someros tanto Protegido como Expuesto (Tabla 1). Los valores de sobrevivencia fueron menores en los ambientes Profundos obteniendo 90% de sobrevivencia en el sitio Profundo Expuesto a causa de pérdida de colonias, y hasta un 60% de sobrevivencia en el ambiente Profundo Protegido, donde se registró una mayor proporción de muerte

reciente y antigua de forma gradual. Para los sitios profundos, la mayor frecuencia de afecciones registradas se observaron en los meses de julio, agosto, septiembre y octubre.

Tabla 1. Supervivencia en viveros (medidos desde su estabilización) en cuatro diferentes ambientes.

Sitio	Jun	Jul	Ago	Sept	Oct	Nov
Somero expuesto	100	100	100	100	100	100
Somero protegido	100	100	100	100	100	100
Profundo expuesto	100	97.44	97.44	97.44	97.44	89.74
Profundo protegido	100	100	100	90	80	60

Crecimiento

En el Grupo 1, la tasa de crecimiento mensual en diámetro máximo (0.92 cm mes^{-1}) y altura (0.81 cm mes^{-1}) fue similar a la media reportada para el Grupo 2 en los sitios someros. En el Grupo 2, el promedio de crecimiento en diámetro máximo y altura (Tabla 2) fue mayor en los sitios someros, mientras que el menor crecimiento se observó en el sitio Profundo Expuesto. Mensualmente, en ambos grupos el mayor crecimiento se observó hacia los meses de octubre-noviembre registrándose una tasa de hasta 1.30 cm mes^{-1} en diámetro máximo y de 0.92 cm mes^{-1} en altura en los sitios someros. El menor crecimiento se observó entre los meses de julio, agosto y septiembre registrándose una tasa de hasta 0.72 cm/mes en diámetro máximo en el sitio somero protegido y de hasta 0.14 cm mes^{-1} en el sitio profundo expuesto. En altura las tasas fueron menores con valores de hasta 0.01 en los sitios profundos durante el mes de Agosto.

Tabla 2. Crecimiento mensual (cm/mes) de los fragmentos fijados en viveros (medidos desde su estabilización).

Sitio	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Diámetro max (cm/mes)
Somero expuesto	0.32	1.01	1.10	0.97	1.20	1.20	0.97 ± 0.33
Somero protegido	1.10	0.99	0.72	0.97	1.30	1.30	1.06 ± 0.22
Profundo expuesto	1.68	0.14	0.36	0.14	0.22	0.22	0.46 ± 0.6
Profundo protegido	0.98	0.39	0.43	0.58	0.70	0.70	0.63 ± 0.22
Sitio	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Altura (cm/mes)
Somero expuesto	0.78	0.97	0.56	0.88	0.92	0.92	0.84 ± 0.15
Somero protegido	0.57	0.92	0.88	0.83	0.82	0.82	0.81 ± 0.12
Profundo expuesto	0	0.31	0.01	0.31	0.04	0.04	0.07 ± 0.22
Profundo protegido	0.16	0.59	0.56	0.48	0.05	0.05	0.32 ± 0.25

Factores fisicoquímicos

Durante este periodo el rango de temperatura se encontró entre los 26°C y los 30.6°C comportándose de manera similar en los sitios expuestos y protegidos. La temperatura fue incrementándose gradualmente 1°C de abril a agosto alcanzando los valores máximos durante septiembre, y decreciendo nuevamente hacia noviembre (Morales-Sotero 2012, Rangel-Avalos En prep). Durante agosto la temperatura osciló entre 30°C y 30.6°C, y en septiembre el rango de temperatura se mantuvo entre 30.6°C y 30.8°C en los sitios someros. El mes con el menor valor de temperatura fue noviembre registrando valores por debajo de los 26.25°C. Los sitios profundos mostraron una diferencia de aproximadamente 1°C menor en comparación con los sitios someros. Esta diferencia de temperatura se acentúa durante los meses de agosto y septiembre. La salinidad osciló de 35 UPS registrado al inicio del estudio hasta 31 UPS durante los meses de julio y agosto (Temporada de lluvias) en especial en los sitios someros, registrándose una menor variación en los sitios profundos (Rangel-Avalos en prep). El oxígeno disuelto tuvo los mayores valores en los mismos meses lluviosos registrando el mayor valor en julio (8.23 mg/) y descendiendo hasta 6.47 mg L⁻¹ en el mes de noviembre. Los valores de pH fueron altos también durante el mes de Julio (8.95) oscilando entre 8.42 y 8.46 en el resto de los meses.

Sobrevivencia y crecimiento en trasplantes

La sobrevivencia en trasplantes durante el periodo evaluado fue del 100%, con las siguientes características:

- t0. La talla de las colonias trasplantadas se registró entre las clases II (4-6 cm) y IV (10-12 cm). Sin embargo, la mayor cantidad de colonias (n=43) se agruparon en la clase III (7-9 cm). El tamaño promedio registrado para las colonias trasplantadas fue de 7.99 cm (± 2.55) con un máximo de 12.5 cm y un mínimo de 2.5. El diámetro máximo promedio fue de 7.51 cm (± 2.85). El valor más alto de diámetro fue de 13 cm y el mínimo de 2 cm. Solo el 7% de las colonias presentaron signos de afectación por blanqueamiento o depredación. Todas presentaron tejido de crecimiento en la base y en la copa.
- t1. Después de tres meses, la altura promedio registrada fue de 8.77 cm (± 3.12) con una máxima de 16 cm y una mínima de 3.5 cm. La clase III (7-9 cm) fue aun la clase de talla dominante entre los trasplantes. El diámetro máximo promedio registrado fue de 9.10 cm (± 3.28) con un máximo de 15 cm y un mínimo de 4 cm.
- t2. Un año después, los trasplantes alcanzaron una altura media de 9.44 cm (± 4.27) registrándose colonias hasta con 19 cm de alto. La clase III fue la clase de talla dominante. El diámetro máximo registrado fue de 26 cm y un mínimo de 2 cm.
- t3. En 2012, la talla máxima registrada en diámetro en las colonias trasplantadas fue de 39 cm, mientras que en altura la máxima fue de 27 cm. Aquellas colonias con más de dos años de crecimiento se encontraban desarrollándose de acuerdo a las condiciones de corrientes y oleaje existentes,

aumentando más en grosor que en altura de la colonia o que en diámetro de la copa. Algunas incluso habían perdido la copa pero habían extendido el tejido vivo hacia la roca ganando terreno en la competencia por espacio con otras especies sésiles.

El crecimiento promedio estimado de los trasplantes marcados (t_0 y t_1) fue de 0.27 cm mes^{-1} en altura y de 0.53 cm mes^{-1} en diámetro, una tasa considerablemente menor a la de los fragmentos en viveros en los sitios someros, pero similar o incluso mayor al crecimiento de los fragmentos en los sitios profundos expuestos durante los periodos de muestreo. En general las colonias se observaron en buenas condiciones: Presentaron pocos signos de mortalidad por depredación, enfermedades o blanqueamiento solo en el primer mes (7%), aun cuando otras especies que crecen naturalmente se observaron con condiciones de blanqueamiento (Nava-Martínez et al. 2010). La reducción de tejido vivo fue predominantemente por depredación causada probablemente por caracoles y gusano de fuego, cuya presencia se observó en algunas colonias en el sitio (Fig.3).



Fig. 3. (a) Estructura del vivero de coral con fragmentos recién fijados; (b) Fragmentos estabilizados formando colonias después de 3 meses; (c) Fragmentos estabilizados formando colonias en viveros después de 1 año; (d) Colonias trasplantadas al arrecife de 1 año de edad; (e) Colonias trasplantadas al arrecife de tres años de edad.

DISCUSIÓN

La utilización de viveros para la propagación de *Acropora* por reproducción asexual se ha incrementado en los últimos años, y los viveros son diseñados de acuerdo a las características del ambiente para el cual se desarrolla el proyecto mejorando las técnicas a través de la difusión de las experiencias (Johnson et al 2011). El porcentaje de sobrevivencia y crecimiento obtenido con los métodos de viveros y conectores de PVC diseñados para *Acropora palmata* en el Programa de Restauración del PNSAV son similares e incluso mayores (>80%) (Tabla 1) a los obtenidos con otros métodos para corales del mismo género, en viveros suspendidos (Shafir et al. 2006 -*A. pharaonis*, *A. eurystoma*, and *A. valida*, Shaish et al. 2008 -*A. formosa*) y viveros fijos (Herlan y Lirman, 2008 -*A. cervicornis*) comprobando la eficiencia de las técnicas y procedimientos así como de las condiciones ambientales (sitio Somero Protegido) seleccionadas para su establecimiento.

Forrester y colaboradores (2011) trasplantaron fragmentos de *A. palmata* directamente al arrecife obteniendo un porcentaje de mortalidad del 44 y 38% después de un periodo de un año, relacionando la baja sobrevivencia con la pérdida de fragmentos al separarse del soporte. Shafir et al (2006) también reporta pérdidas de corales debido una adhesión inadecuada y a la actividad de los peces entre los corales. La mayor pérdida en los viveros del SAV se observa en los dos primeros meses a partir de la fijación, tiempo a partir del cual la sobrevivencia se mantiene al 100% en los fragmentos sobrevivientes, al menos en los sitios someros, durante 7 meses. Estas pérdidas se relacionan en menor proporción a errores en la fijación de los fragmentos y conectores (2%), por lo que las técnicas de fijación propuestas para el SAV pueden ayudar a limitar estas pérdidas reportadas para otros experimentos, en especial utilizando conectores de PVC ya que ofrecen menor resistencia que los cuellos de botella.

Herlan y Lirman (2008) registraron la proporción de mortalidad en *A. cervicornis* ocho semanas después de su fijación en viveros con un 17.3%, similar a lo registrado en los fragmentos desde su fijación (18 y 15%) para las diferentes evaluaciones en este estudio. Sin embargo la tasa de mortalidad disminuye con el tiempo conforme los fragmentos van creciendo y fijándose al sustrato (Clark y Edwards, 1995; Bowden-Kerby, 2001) tal como lo podemos observar en la sobrevivencia de los fragmentos estabilizados durante las evaluaciones realizadas en el SAV. Los factores que pueden influir en la mortalidad, incluyen el estrés debido a la fragmentación y la manipulación así como efectos por la temperatura y otras condiciones ambientales. En las diferentes evaluaciones realizadas en el Programa (2009 y 2011) se observó que existe un efecto de estrés en sobrevivencia (2009), tasa de crecimiento (2011) y afectaciones a los fragmentos durante los meses de julio, agosto y septiembre donde las temperaturas son mayores a 29°C, la salinidad disminuye (31 UPS) y el oxígeno disuelto aumenta.

Este comportamiento ha sido observado en otros experimentos relacionados con la sobrevivencia y la temperatura (Herlan y Lirman 2008) por lo que es recomendable restringir la fragmentación (estrés adicional) durante estos meses para reducir el porcentaje de mortalidad. Las diferencias en crecimiento también se encontraron relacionadas con la ubicación de los viveros encontrando los sitios más favorables en la parte Somera (1m) Protegida y Expuesta. Sin embargo, desde el punto de vista de los autores el criterio para la selección del sitio de establecimiento y seguimiento de los viveros en el largo

plazo incluye sitios de fácil acceso (sitios someros protegidos) con el objetivo de reducir daños al área circundante al realizar las actividades, debido a las condiciones de exposición al oleaje (navegación, seguridad del personal, reducción de impactos a colonias sanas).

También se observaron diferencias entre el material utilizado para la fijación. La sobrevivencia fue menor en cuellos de botellas de PET que en conectores de PVC. Esto pudo deberse a dos factores: 1) los conectores de PET tienen una mayor superficie, lo que opone mayor resistencia a las corrientes y el oleaje, haciéndolos más susceptibles a ser arrancados del vivero; y 2) a la forma del cuello de botella con una base cerrada (tapa), ya que favorece la acumulación de sedimento y algas en la base del fragmento impidiendo un crecimiento óptimo (Babcock y Davies, 1991) o incluso causando mortalidad (Shaish et al. 2008, Forrester et al. 2011). Esto podría ser reducido con modificaciones en el corte de los cuellos dejando un área de contacto menor en el PET permitiendo la circulación del agua entre el fragmento y el cuello de botella.

Por otro lado, en los fragmentos sobrevivientes en este material se registró un crecimiento de diámetro máximo y alturas mayores que en los conectores de PET. Esto pudo deberse a que durante este primer experimento no se tomaron medidas en el tejido que creció hacia la parte inferior del conector de PVC, si no solamente del límite del conector hacia arriba. Se observó que el PVC y el PET responden de forma diferente al ambiente marino: mientras el PVC se vuelve rugoso después de tres meses bajo el mar, el PET se mantiene con una superficie suave. Estas características permiten que el tejido del coral crezca y se fije más fácilmente en el PVC facilitando el crecimiento del coral en altura y hacia las paredes del conector, lo cual no ocurre en los fragmentos fijados en PET. Estos últimos mantuvieron un crecimiento hacia arriba durante todo el tiempo registrando mayores valores en altura y diámetro. El crecimiento hacia abajo en las paredes del conector de PVC parece corresponder a un proceso de cementación en el sustrato enfocando toda su energía en este proceso y retardando el crecimiento superior hasta que el proceso de fijación del tejido se ha completado (Lirman y Fong, 1997).

Las primeras evaluaciones en trasplantes mostraron una alta sobrevivencia (100%) en el sitio de restauración. Las tasas de crecimiento fueron menores en comparación con la tasa de crecimiento en el sitio de viveros (somero protegido), observando un mayor crecimiento en diámetro que en altura. La forma de crecimiento en los trasplantes también cambió con el tiempo engrosando el tronco y extendiendo la base hacia el sustrato. Esto puede deberse a que los organismos marinos clonales exhiben niveles altos de variación morfológica (plasticidad fenotípica) debido a factores ambientales para adaptarse o aclimatarse a diferentes hábitats o a cambios ambientales (Prada et al. 2008). Se ha encontrado que las principales variables que causan variaciones morfológicas en los corales son la luz y los movimientos del agua (Todd, 2008). Por lo tanto estos cambios en forma pueden deberse a la nueva ubicación de la colonia en un sitio más profundo (2-6 m) y expuesto al oleaje y corrientes (barlovento). Debido al ingreso continuo de nuevas generaciones en el sitio de restauración no fue posible realizar una evaluación puntual del crecimiento de los trasplantes. Además la tasa de crecimiento es relativamente menor en reclutas y juveniles que en colonias adultas. Sin embargo las medidas máximas encontradas durante 2012 (t3) en diámetro (39 cm) y altura (27 cm) reflejan el crecimiento y permanencia de la primera generación a través de tres años, alcanzando $>1000 \text{ cm}^2$ de tejido vivo.

Acropora palmata es una especie con reclutamiento sexual limitado (Dustan 1977; Bak y Engel 1979; Williams et al. 2008), por lo tanto la reproducción asexual por división del tejido o fragmentación constituye una parte importante en su sobrevivencia y propagación (Lirman, 2000). Algunos autores consideran que las colonias del género *Acropora* pueden tener potencial reproductivo entre los tres y los ocho años (Soong y Lang, 1992) ya que se consideran maduras al alcanzar tallas de $>1600 \text{ cm}^2$, con un mayor potencial reproductivo (88%) en tallas de $>4,000 \text{ cm}^2$ (Soong y Lang, 1992). Dado los resultados obtenidos en el crecimiento de trasplantes, es posible que en uno o dos años estas nuevas colonias puedan empezar a reproducirse sexualmente, cerrando el ciclo de crecimiento y aportando larvas y potenciales reclutas al sistema.

Aunque la restauración por reproducción asexual puede ayudar a recuperar sitios estratégicos para la recuperación de las poblaciones de *Acropora palmata*, este tipo de reproducción podría limitar la diversidad genética de una población con consecuencias en la sobrevivencia a largo plazo (Baums 2008). Por lo tanto, en los últimos años, un componente importante dentro del Programa de Restauración del SAV ha sido la identificación genotípica de corales y simbiosomas en las zonas donadoras para incrementar la diversidad genética en los sitios de restauración y lograr un stock reproductivo en el largo plazo. Aun cuando la restauración es un área relativamente nueva y a un existen muchas cosas que aprender en la restauración de arrecifes, la utilización este tipo de medidas para las poblaciones de coral impactadas así como un uso razonable de los recursos arrecifales es una manera de mantener la atención hacia la problemática de los arrecifes.

Además de ser una excelente técnica para proyectos de restauración en arrecifes, los viveros proporcionan una imagen atractiva en la recuperación de arrecifes conjuntando esfuerzos de diferentes instituciones, tal y como ha sucedido en este Programa donde el Gobierno Federal a través del Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano, el Gobierno Estatal a través del Acuario de Veracruz, A.C. y las organizaciones civiles (Oceanus, A.C) y voluntarios han conjuntado esfuerzos para iniciar y mantener un Programa de Restauración en el SAV. A la fecha, se han trasplantado cerca de 8 mil colonias en diferentes sitios a través de distintas generaciones de fragmentos.

El Programa ha comenzado a replicarse en otros sitios del Golfo de México y el Caribe siendo reconocido por la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (Mención Honorífica en el Reconocimiento a la Conservación de la Naturaleza 2012, 2014) y en el Quinto Informe Nacional para la Biodiversidad (CONABIO, 2014) como uno de los programas en el País que realiza acciones hacia la conservación de esta especie. En este mismo sentido, el Proyecto de Adaptación de Humedales Costeros del Golfo de México ante los Impactos del Cambio Climático del Banco Mundial en México a través del Instituto de Ecología y Cambio Climático (INECC) seleccionó este proyecto para establecer un Programa Piloto de Repoblamiento de Arrecifes de Coral en el Humedal Punta Allen en la Reserva del Biosfera de Sian ka'an con las mismas técnicas y procedimientos, a fin de evaluar una respuesta útil a los impactos del cambio climático y para tratar de incrementar el potencial de resiliencia en el ecosistema arrecifal.

Por lo anterior, resulta importante conocer y difundir las experiencias sobre restauración asexual con *Acropora palmata* que se han desarrollado con éxito en el PNSAV desde hace algunos años (Nava-Martínez et al. 2010; Johnson et al. 2011).

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos el invaluable apoyo del PNSAV y el Acuario de Veracruz A.C. en el desarrollo de este Programa; a la tienda de buceo SCUBAVER a través de Antonio y Joseph Loustalot por el apoyo continuo a las actividades. A los voluntarios y personal participante a través de casi 5 años de trabajo continuo en el SAV que han permitido la realización de actividades y la toma de datos: Claudia Le Clercq, Luis Javier Martínez Hernández, Mariel Alvarado Tejeda, Jorge Lara Morales, José Zamudio Morales, Luis Sánchez, Jesús Reyes Duarte, Miguel Gómez, Gregorio Cruz, Omar Bravo, Hugo Aguilar, Geovanni León y Alejandro López.

BIBLIOGRAFÍA

- Adey WH y RB Burke. 1976. Holocene bioherms (algal ridges and bank-barrier reefs) of the eastern Caribbean. Geological Society of America Bulletin 87:95-109.
- Aronson RB, AW Bruckner, J Moore, WF Precht, E. Weil. 2008. IUCN Red List of Threatened Species: *Acropora palmata*. Version 2012.2. <http://www.iucnredlist.org>
- Aronson RB y WF Precht. 2001. White-band disease and the changing face of Caribbean coral reefs. Hydrobiologia. 460:25-38.
- Babcock R, P. Davies. 1991. Effects of sedimentation on settlements of *Acropora millepora*. Coral Reefs 9: 205-208.
- Bak RPM y MS Engel. 1979. Distribution, abundance and survival of juvenile hermatypic corals (Scleractinia) and the importance of life history strategies in the parent coral community. Mar. Biol. 54, 341 – 352.
- Baums IB. 2008. A restoration genetics guide for coral reef conservation. Molecular Ecology. doi: 10.1111/j.1365-294X.2008.03787.x
- Becker LC y E Muller. 2001. The culture, transplantation and storage of *Montastraea faveolata*, *Acropora palmata* and *Acropora cervicornis*. What we learned so far. Bulletin of Marine Science. 69(2): 881–896.
- Bowden-Kerby A. 2001. Low-tech coral reef restoration methods modeled after natural fragmentation processes. Bulletin of Marine Science 17:915-931
- Bruckner AW. 2002. Proceedings of the Caribbean Acropora Workshop: Potential application of the US Endangered Species Act as a conservation strategy. NOAA Technical Memorandum NMFS-OPR-24, Silver Spring, MD.
- Carricart-Ganivet JP y G Horta-Puga. 1993. Arrecifes de Coral en México. En S.I. Salazar Vallejo y N.E. González (eds). Biodiversidad Marina y Costera de México. CONABIO y CIQRO. México. Pp. 81-92.
- Clark S y AJ Edwards. 1995. Coral transplantation as an aid to reef rehabilitation: evaluation of a case study in the Maldive Islands. Coral Reefs 14: 201-213.
- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). 2014. Quinto Informe Nacional de México ante el Convenio sobre la Diversidad Biológica (DCB). CONABIO, México. 316 p.
- D.O.F. 2010. Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010. Diario Oficial de la Federación 30 de Diciembre de 2010.
- Dustan P. 1977. Vitality of reef coral populations off Key Largo, Florida: Recruitment and mortality. Environ. Geol. 2, 51–58.
- Edwards AJ y ED Gomez. 2007. Reef Restoration. Concepts and guidelines: Making sensible management choices in the face of uncertainty. Coral Reef Targeted Research and Capacity Building for Management Programme. St Lucia, Australia. iv+ 38 pp.
- Epstein N, RPM Bak y B. Rinkevich. 2003. Applying forest restoration principles to coral reef rehabilitation. Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems 13:387-395.

PARQUE NACIONAL SISTEMA ARRECIFAL VERACRUZANO
NÚMERO ESPECIAL VOL.2, No.8. JULIO-DICIEMBRE 2015.

- Forrester GE, C O'Connell-Rodwell, P Baily, LM Forrester, S Giovannini, L Harmon, R Karis, J Krumholz, T Rodwell, L Jarecki. 2011. Evaluating methods for transplanting endangered elkhorn corals in the virgin islands. *Restoration Ecology* 19:299-306.
- García-Salgado MA y GG Nava-Martínez. 2007a. Delimitación y evaluación de las zonas donadoras de fragmentos de coral para un programa de restauración a largo plazo en el Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano. Reporte técnico. Reporte técnico. OCEANUS, A.C./ Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano, CONANP.
- García-Salgado MA y GG Nava-Martínez. 2007b. Evaluación de las zonas impactadas por encallamientos en la zona arrecifal norte del Sistema Arrecifal Veracruzano. Reporte técnico. Reporte técnico. OCEANUS, A.C./ Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano, CONANP García-Salgado MA, GG Nava-Martínez, A Molina-Ramírez y B Yañez-Rivera. 2008a. Programa de restauración arrecifal y su monitoreo en los sitios afectados por encallamientos en los arrecifes del Puerto de Veracruz pertenecientes al Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano. Reporte técnico. OCEANUS, A.C./ Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano, CONANP. 72 p.
- García-Salgado MA, GG Nava-Martínez, A Molina-Ramírez, B Yañez-Rivera y MA Rangel-Ávalos. 2008b. Manual operativo del vivero de coral para la restauración arrecifal del Sistema Arrecifal Veracruzano. Reporte técnico. OCEANUS, A.C./ Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano, CONANP. 70 p.
- Gladfelter WB. 1982. White-band disease in *Acropora palmata*- implications for the structure and growth of shallow reefs. *Bull Mar Sci.* 32:639-643
- Goreau TF. 1959. The ecology of Jamaican coral reefs. I. Species composition and zonation. *Ecology* 40:67-90
- Heeger T y FB Sotto. 2000. Coral farming: A tool for reef rehabilitation and community ecotourism. German Ministry of Environment (BMU), German Technical Cooperation and the Tropical Ecology Program (GTZ-TÖB), Filipinas. 94 p.
- Herlan J y D Lirman. 2008. Development of a coral nursery program for the threatened coral *Acropora cervicornis* in Florida. Proceedings of the 11th International Coral Reef Symposium, Ft. Lauderdale, Florida, 7-11 July 2008 4: 1244-1247.
- Highsmith RC. 1982. Reproduction by fragmentation in corals. *Marine Ecology Progress Series* 7:207-226.
- Johnson ME, C Lustic, E Bartels, IB Baums, D Gilliam, L Larson, D Lirman, M Miller, K Nedimyer, S Schopmeyer. 2011. Caribbean *Acropora* Restoration Guide. TNC / NOAA. 54 p.
- Jordan, E. 1992. Recolonization patterns of *Acropora palmata* in a marginal environment. *Bull. Mar. Sci.*, 5(1): 104-117.
- Lamarck JBP. 1816. *Historie des animaux sans vertebres*. Verdier, Paris 2: 568 pp.
- Jackson JB. 1992. Pleistocene perspectives on coral reef community structure. *American Zoology* 32:719-731.
- Larson EA, DS Gilliam, M Lopez-Padierna y BK Walker. 2014. Possible recovery of *Acropora palmata* (Scleractinia: Acroporidae) within the Veracruz Reef System, Gulf of Mexico: a survey of 24 reefs to assess the benthic communities. *Rev. Biol. Trop.* 62 (3):75-84.
- Lirman D. 1999. Reef fish communities associated with *Acropora palmata*: Relationships to benthic attributes. *Bulletin of Marine Sciences* 65: 235-252.
- Lirman D. 2000. Fragmentation in the branching coral *Acropora palmata*: growth, survivorship, and reproduction of colonies and fragments. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 251: 41-57.
- Lirman D y P Fong. 1997. Patterns of damage to the branching coral *Acropora palmata* following hurricane Andrew: damages and survivorship of hurricane-generated asexual recruits. *Journal of Coastal Research* 13(1): 67-72.
- Morales-Sotero, V. 2012. Análisis del crecimiento del coral *Acropora palmata* (Lamarck, 1816) en el Arrecife Anegada de Adentro. Tesis. Fac. Biología Universidad Veracruzana. 66 p.
- National Marine Fisheries Service. 2015. Recovery Plan for Elkhorn (*Acropora palmata*) and Staghorn (*A. cervicornis*) Corals. *Acropora Recovery Team for the National Marine Fisheries Service*, Silver Spring, Maryland.
- Nava-Martínez GG, García-Salgado MA, Román-Vives MA, Rangel Avalos MA, I López-Huerta. 2010. Restauración del coral *Acropora palmata* en el Sistema Arrecifal Veracruzano. *Oceanus*, AC. Documentos. ISBN 978-607-8025-01-5. 8 p.
- Omori M y S Fujiwara. 2004. Manual for restoration and remediation of coral reefs. Nature conservation Bureau Ministry of the Environment. Japan.
-

- PACE-CONANP. http://www.conanp.gob.mx/pdf_especies/PACE%20Acroporas%20-1.pdf
- Precht WF, Bruckner AW, Aronson RB, Bruckner RJ. 2002. Endangered Acroporid corals of the Caribbean. *Coral Reefs* 21:41-42.
- Prada C, Schizas NV, Yoshioka PM. 2008. Phenotypic plasticity or speciation? A case from clonal marine organism. *BMC Evol Biol.* 8:47 doi: 10.1186/1471-2148-8-47.
- Precht WF (ed). 2006. *Coral Reef Restoration Handbook*. CRC Press. Florida USA.
- Riley JP y Chester R. 1989. Introducción a la química marina. AGT Editor SA. México. p. 105-118
- Rinkevich B. 1995. Restoration strategies for coral reefs damaged by recreational activities: The use of sexual and asexual recruits. *Res. Ecol.* 3:241-251
- Rinkevich B. 2014. Rebuilding coral reefs: Does active reef restoration lead to sustainable reefs? *Curr. Opin. Environ. Sustain.* 7:28-36.
- Rinkevich B. 2015. Climate Change and Active Restoration –Ways of Constructing the “Reefs of Tomorrow”. *J. Mar. Sci. Eng.* 3:111-127. doi:10.3390/jmse3010111
- Shafir A, J Van Rijn, B Rinkevich. 2006. Steps in the construction of underwater coral nursery an essential component in reef restoration acts. *Marine Biology* 149: 679-687.
- Shaish L, G Levy, E Gomez, B Rinkevich. 2008. Fixed and suspended coral nurseries in the Philippines: establishing the first step in the “Gardening concept” of reef restoration. *Journal of experimental Marine Biology and Ecology* 358: 86-97.
- Shinn EA. 1989. *Reefs of Florida and the Dry Tortugas: Miami to Key West, Florida*. American Geophysical Union. 45 p.
- Soong K y JC Lang. 1992. Reproductive integration in reef corals. *Biological Bulletin*, 183, 418-431.
- Todd PA. 2008. Morphological plasticity in scleractinian corals. *Biological Reviews* 83 (3):315-337.
- Vargas-Hernández JM, A Hernández-Gutiérrez y R Bravo-Sanchez. 1993. Sistema Arrecifal Veracruzano. En S.I. Salazar Vallejo y N.E. González (eds). *Biodiversidad Marina y Costera de México*. CONABIO y CIQRO. México. p. 559-575.
- Veron JEN. 2000. *Corals of the world*. Australian Institute of Marine Science. Vol. 1 463 p.
- Vollmer SV y SR Palumbi. 2002. Hybridization and the evolution of reef coral diversity. *Science* 296 (5575):2023-2025.
- Vollmer SV y SR Palumbi. 2006. Restricted gen flow in the Caribbean staghorn coral *Acropora cervicornis* for the recovery of endangered reefs. *The Journal of Heredity* 7: 40-50.
- Wallace CC. 1999. *Staghorn corals of the world*. CSIRO Publ, Melbourne 422 p.
- Williams DE, MW Miller y KL Kramer. 2008. Recruitment failure in Florida Keys *Acropora palmata*, a threatened Caribbean coral. *Coral Reefs*, 27, 697-705.

Variación temporal de la estructura termohalina en el Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano

Thermohaline-structure temporal variation in the Sistema Arrecifal Veracruzano National Park

Perales-Valdivia H, Sanay-González R, Marín-Hernández M.:

Instituto de Ciencias Marinas y Pesquerías, Universidad Veracruzana. Hidalgo 617, Boca del Río,
Veracruz, México, 94290. Tel 229 9567070.

Email: hperales@uv.mx

RESUMEN

Se describe la variación estacional de temperatura y salinidad observadas en la plataforma continental interna frente a Boca del Río, Veracruz, utilizando datos de veinticuatro campañas hidrográficas desarrolladas durante el 2011. Los resultados muestran que la temperatura y la salinidad de la capa superficial responden a los forzamientos locales como la irradiación solar, temperatura ambiente y aporte de aguas continentales. Siendo, la temperatura de la capa superficial máxima durante el verano y mínima durante el invierno, y la salinidad en la capa superficial es mínima durante el verano, correspondiendo al periodo de alta descarga del río Jamapa. La variación temporal de la temperatura y salinidad de la capa del fondo no fue paralela a la observada en superficie, lo que dio origen a cambios estacionales en la estratificación de la columna de agua. Durante el otoño e invierno, la columna de agua se mostró cuasi-homogénea, mientras que durante la primavera y el verano, la columna de agua presentó estratificación térmica y halina. La máxima estratificación termohalina fue durante el verano. La variación temporal de la temperatura y salinidad del agua del fondo sugieren el arribo (vía advección) de aguas provenientes de la plataforma continental del noroeste del Golfo de México.

Palabras clave: Plataforma continental interna, suroeste del Golfo de México, Veracruz, estudio hidrográfico.

ABSTRACT

Seasonal changes in observed temperature and salinity over the continental shelf off Boca del Rio, Veracruz, are described using 24 hydrographic surveys for year 2011. Results show that temperature and salinity in the surface layer obey local forcings like solar irradiation, ambient temperature and continental runoff. Superficial temperature has its maximum in summer and its minimum during winter. Salinity in the surface layer has its minimum in summer, corresponding with the high discharge period of the Jamapa River. Temporal variation of temperature and salinity for the bottom layer does not correspond to that of the surface, generating a seasonal variation of water column stratification. During autumn and winter water column was almost homogeneous but in spring and summer water column presented a thermal and haline stratification. Maximum thermohaline stratification was during

summer. Bottom temporal behavior of water salinity and temperature suggest the arrival (through advection) of waters coming from the northwest Gulf of Mexico's continental shelf.

Key words: Internal continental shelf, southwest Gulf of Mexico, Veracruz, hydrography.

INTRODUCCIÓN

La variación de la temperatura y la salinidad de aguas del océano costero ocurre en un amplio rango de escalas temporales y espaciales, obedeciendo a la variación intrínseca de los agentes forzantes y de los procesos atmosféricos y oceanográficos que la afectan, tales como las descargas de aguas continentales, los procesos de enfriamiento/calentamiento de la superficie del mar (p.e. como el inducido por la irradiación solar), procesos de mezcla inducidos por el esfuerzo del viento en la superficie y por el esfuerzo de la corriente en el fondo, así como la interacción con la dinámica de las aguas oceánicas bordeantes y procesos advectivos (Atkinson y Blanton 1986; Csanady 1982; Austin 1999; Whitney 2010). La importancia relativa de los agentes forzantes y de los procesos atmosféricos y oceanográficos sobre la estructura termohalina está relacionada, a su vez, con la distancia a la costa, las características morfológicas de la plataforma (como la profundidad) y de la línea de costa, entre otros (Atkinson y Blanton 1986; Blanton et al. 2003; Sanay et al. 2008).

El conocer los campos de temperatura y salinidad, permite determinar, a su vez, el grado de estratificación de la columna de agua. La estratificación es una característica muy importante en ambientes costeros, afecta tanto la física como la biología del sistema (Geyer y Ralston 2011; Dzwonkowski et al. 2011). Por ejemplo, la estratificación ejerce un papel crítico en los procesos de mezcla de la columna de agua, de tal forma que afecta la distribución vertical del material disuelto o en suspensión (como sedimentos, nutrientes, oxígeno disuelto, contaminantes) y de la biota.

Dentro de los estudios observacionales hidrográficos (termohalinos) desarrollados en el PNSAV figuran el reportado por Salas-Pérez y Arenas-Fuentes (2011). Estos autores reportan las características de las masas de agua que se encuentran en el SAV durante el invierno del 2005, y muestran el efecto del paso de un frente frío en los campos de temperatura y salinidad. Mateos-Jasso et al. (2012) estudian la variabilidad de la estructura termohalina en la parte norte del PNSAV, trabajo basado en series de tiempo de temperatura de dos años de longitud registradas a diferentes profundidades de la columna de agua, y once campañas hidrográficas desarrolladas entre 2006 y 2010 en diferentes épocas del año y bajo diferentes condiciones de descargas de ríos y condiciones de viento. De las series de tiempo de temperatura se observan variaciones temporales de diversos ordenes, que van desde corto plazo (del orden de días) hasta interanuales.

De las once campañas hidrográficas analizadas por estos autores, reportan una variabilidad estacional de la estructura termohalina (Fig. 11, en Mateos-Jasso et al. 2012). Durante el invierno se registran las temperaturas más bajas y el menor grado de estratificación. Durante primavera la columna de agua muestra estratificación por temperatura de 6 -7 °C, y una estratificación por salinidad de 1-2 ups. El rango de temperatura y salinidad que presenta la columna en los muestreos de verano son de 24 a 30

°C y de 30-36.5 ups, respectivamente. Los datos hidrográficos correspondientes al otoño muestran un rango de temperatura y salinidad entre 27-28 °C y entre 32-36.5 ups, aproximadamente. Los resultados reportados por Salas-Perez et al. (2010) y Mateos-Jasso et al. (2012), evidencian la alta variabilidad temporal de la estructura termohalina en la plataforma continental interna-media donde se ubica el PNSAV.

Reconociendo la importancia de entender la estructura termohalina de las aguas continentales para un mejor entendimiento de los procesos biológicos, geológicos y químicos, el grupo de oceanografía del Instituto de Ciencias Marinas y Pesquerías de la Universidad Veracruzana puso en marcha un programa de monitoreo hidrográfico periódico y de largo plazo (mínimo 5 años) frente a Veracruz (MOHICOVER), para elucidar la variación temporal de los campos de salinidad y temperatura en el Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano y sus alrededores. El programa MOHICOVER consta de mediciones hidrográficas periódicas (catorcenales/mensuales) en 38 estaciones predeterminadas y organizadas en tres trayectos perpendiculares a la costa nombrados trayecto norte, centro y sur respectivamente (ver Fig. 1.1).

Este manuscrito se centra en la variabilidad estacional de la estructura termohalina en el PNSAV, para ello se analizaron los datos hidrográficos correspondientes a las estaciones ubicadas en el trayecto centro (TR-C) visitadas durante el 2011. Se seleccionó este año y este trayecto por ser el más completo (temporal y espacialmente) dentro de la base de datos MOHICOVER. Se describen también las variaciones temporales de la descarga del río Jamapa, del viento, de la insolación global diaria promedio mensual y de la temperatura ambiente para el área de estudio.

MATERIAL Y MÉTODOS

Área de estudio

El Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano (PNSAV) posee una extensión de 65,587.324 ha, y está conformado por una serie de 23 arrecifes frente a la costa de la zona conurbada Veracruz-Boca del Río y el poblado de Antón Lizardo, en el Estado de Veracruz. Este sistema arrecifal está delimitado al norte por el río La Antigua y al sur por el río Papaloapan y se encuentra dividido en dos grupos por la desembocadura del río Jamapa. Estos tres ríos representan el principal aporte de aguas continentales al PNSAV (DOF 2012). La Fig. 1, muestra la poligonal del PNSAV, la batimetría y los tres trayectos, con sus respectivas estaciones, donde se realizan los lances hidrográficos.

El PNSAV se encuentra ubicado en la parte oeste-suroeste del Golfo de México, área que presenta una marea mixta con dominancia diurna, donde el rango de marea es menor a los 2 m, de ahí que se clasifique como ambiente micromareal (Gouillon et al. 2010). El promedio anual de lluvia es de 821 mm. La época de lluvias es de junio a octubre, donde el mes más lluvioso es septiembre. La época de estiaje es durante la primavera (Ruiz-Barradas et al. 2010).

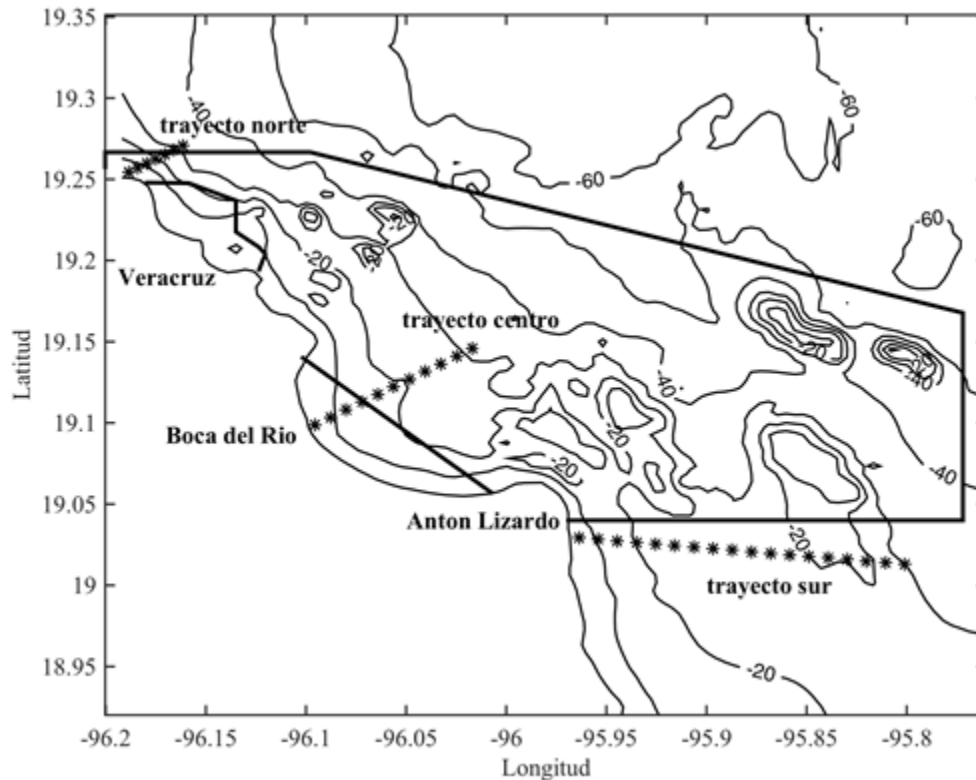


Fig. 1.- Mapa batimétrico de la zona de estudio con los límites del Parque. Con asteriscos están marcadas las estaciones de muestreo hidrográfico.

Durante el otoño-invierno el arribo de frentes fríos induce fuertes eventos de viento del norte (conocidos localmente como “nortes”) con magnitudes $>10 \text{ ms}^{-1}$ y duración de 3-4 días. Durante un evento de frente frío la temperatura del aire llega a descender hasta $10 \text{ }^\circ\text{C}$ (Gutiérrez de Velazco y Winant 1996, Ruiz- Barradas et al. 2010). El promedio de la velocidad del viento en la región es de 5.5 ms^{-1} , y predominantemente tiene dirección noreste (Mateos-Jasso et al. 2012). Adicionalmente, durante el invierno y principios de la primavera se observan pulsos de vientos del sur (“suradas”) de corta duración y menor intensidad, comparado con la de los “nortes”.

Resultados de simulaciones numéricas y datos observacionales (Zavala-Hidalgo et al. 2003; Morey et al. 2003; Dubranna et al. 2011) han evidenciado que la circulación superficial sobre la plataforma continental frente a Veracruz es dominada por el viento, y que presenta una estacionalidad bien definida. Durante primavera y verano, el viento promedio proviene del este y sureste, induciendo la circulación sobre la plataforma continental frente a Tamaulipas y Veracruz (TAVE) de sur a norte. Durante otoño e invierno, el viento promedio proviene del norte – noreste, induciendo la circulación sobre TAVE de norte a sur (Zavala-Hidalgo et al. 2003). Los meses de marzo y septiembre pueden ser

considerados como los meses de transición entre un escenario de circulación y otro. Morey et al. (2005), demuestran que la circulación inducida por el viento gobierna a su vez la distribución de salinidad en la capa superficial a lo largo de la plataforma continental del Golfo de México. Durante los meses de otoño e invierno, se ha observado sobre TAVE la advección de agua dulce proveniente de los ríos que desembocan en las costas de Mississippi, Louisiana y Texas.

Datos hidrográficos

Los datos hidrográficos que se analizaron (trayecto central para el 2011) en este manuscrito son parte de la base de datos del “Monitoreo Hidrográfico Frente a las Costas de Veracruz” que construye el grupo de oceanografía del Instituto de Ciencias Marinas y Pesquerías de la Universidad Veracruzana.

Veinticuatro campañas de muestreo se desarrollaron a lo largo del trayecto central (Fig.1) durante el 2011, cubriendo las 4 estaciones astronómicas con un mínimo de 5 campañas por estación. El total de campañas realizadas durante el invierno, primavera, verano y otoño fueron, 6, 5, 6 y 7 respectivamente. Las mediciones hidrográficas se desarrollaron a bordo de una embarcación menor con motores fuera de borda, desde la cual se realizaron lances con un perfilador de temperatura, salinidad y presión (CTD por sus siglas en inglés), obteniendo así las mediciones a lo largo de la columna de agua y en las estaciones predeterminadas. Se utilizó un CTD marca Seabird 19plus v2. Las estaciones hidrográficas que se reportan en el presente manuscrito se encuentran a lo largo del trayecto centro en la figura 1.1 El trayecto va de la isóbata de los 5 metros a la isóbata de los 30 metros. El trayecto consta de once estaciones, equidistantes entre sí (~ 1 km), donde la estación C1 es la más próxima a la costa y la estación C11 es la más alejada de la costa.

Con el fin de producir perfiles libres de ruido o de errores de mediciones, los datos obtenidos en el monitoreo hidrográfico fueron procesados con los programas proporcionados por el fabricante del equipo (Sea-Bird Electronics). Con los programas ejecutados: 1) se corrigió el desfase de tiempo entre las señales de temperatura y salinidad, 2) se aplicó un filtro recursivo pasa bajo para eliminar ruido de alta frecuencia en las señales de conductividad y presión, 3) se corrigió el error producido por el bamboleo (movimiento irregular) de la lancha al subir y bajar el CTD y, 4) se escogieron celdas de 0.25m y se reporta el valor promedio de las mediciones en cada celda. Para ubicación de los puntos hidrográficos predeterminados y registro de la batimetría se utilizó un GPS-Ecosonda marca Garmin modelo 421s.

Para evidenciar la variación estacional de la temperatura y salinidad, se seleccionaron los datos correspondientes al agua de superficie (1.75 m) y al agua del fondo (30 m) de la estación más profunda (C11 en Fig. 1), para las 24 campañas de muestreo.

Datos históricos de descarga de agua dulce, viento, temperatura ambiente y radiación solar

Los datos del promedio diario de la descarga del río Jamapa correspondiente al 2011, fueron proporcionados por la oficina en Xalapa de la Comisión Nacional del Agua (CNA). Datos horarios de la magnitud y la dirección del viento y temperatura del aire fueron obtenidos de la estación meteorológica

de la National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) ubicada en Isla Sacrificios, Veracruz, México. Los datos de insolación global diaria promedio mensual fueron tomados de Apéndice A de la Guía para el desarrollo de proyectos de Bombeo de Agua con Energía Fotovoltaica (2001). Se aplicaron filtros pasabajos de 34 horas y 30 días a los datos horarios de viento y temperatura del aire, respectivamente.

Se evaluaron tres promedios de la descarga del río Jamapa (en $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$), correspondientes a: 1) Q , promedio de la descarga anual (utilizando la serie completa del promedio diario del 2011), 2) Q_a , promedio de la descarga en la época de lluvias, (utilizando datos del promedio diario comprendido entre 15 junio y el 15 de noviembre del 2011), 3) Q_b , promedio de la descarga en la época de estiaje.

RESULTADOS Y DISCUSIONES

Descarga del río Jamapa, esfuerzo del viento y temperatura ambiente durante el 2011

El gasto promedio diario del río Cotaxtla (principal tributario del río Jamapa) correspondiente al 2011 se presenta en la Fig. 2a. El gasto del río Jamapa, cuyo promedio anual es de $45 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, presenta claras variaciones de corto (del orden de días o semanas) y de largo plazo (del orden de meses). En las variaciones de largo plazo se distinguen una época de baja descarga que va de noviembre a junio y una época de alta descarga, que ocurre de julio a octubre. Durante la época de bajo escurrimiento, la descarga del río fue en promedio (Q_b) de $25 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, y la descarga mínima fue de $8 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. Para la época de alto escurrimiento, el valor promedio de la descarga promedio del río (Q_a) fue de $103 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ y la máxima descarga fue de $380 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. En ambas épocas (alta y baja descarga), se distinguen pulsos cortos (de 1 a 3 días) de alto escurrimiento, los cuales se asocian a fenómenos atmosféricos de corta duración que tiene un gran aporte de agua dulce a las cuencas de los ríos Cotaxtla y Jamapa, como el paso de los frentes fríos y de las tormentas tropicales o huracanes, entre otros.

La serie de tiempo de la velocidad del viento medida en la Isla Sacrificios, Veracruz durante el 2011, se presenta en la Fig. 2b. Como lo mencionan Mateos-Jasso et al (2012), el viento en esta zona geográfica muestra una clara variación estacional, de septiembre a abril, los vientos provienen preferentemente del nor-noroeste y tienen una magnitud relativamente más grande que el resto del año; por otro lado, de abril a agosto, los vientos son más débiles y la dirección de éste presenta una alta variabilidad interanual.

La insolación global diaria promedio mensual (Fig. 2c), adicional a la oscilación anual esperada, muestra un descenso relativo en los meses de junio-julio, siendo abril, mayo y agosto los meses de mayor insolación.

En la Fig. 2d se presenta la serie de tiempo del promedio diario de la temperatura del aire correspondiente al año 2011. Como la serie está incompleta, se presentan también las series de los años 2012 y 2013 para ilustrar el comportamiento que sigue la temperatura durante esos meses. La temperatura del aire aumenta de $22 \text{ }^\circ\text{C}$ a $28 \text{ }^\circ\text{C}$ durante el periodo de enero a junio. Durante los meses de verano y septiembre, la temperatura se mantiene alrededor de los $28 \text{ }^\circ\text{C}$. El rápido descenso de la temperatura

registrada en el último trimestre del año, coincide con la época de mayor incidencia de frentes fríos, los cuales a su vez suelen ser los más intensos y prolongados del año.

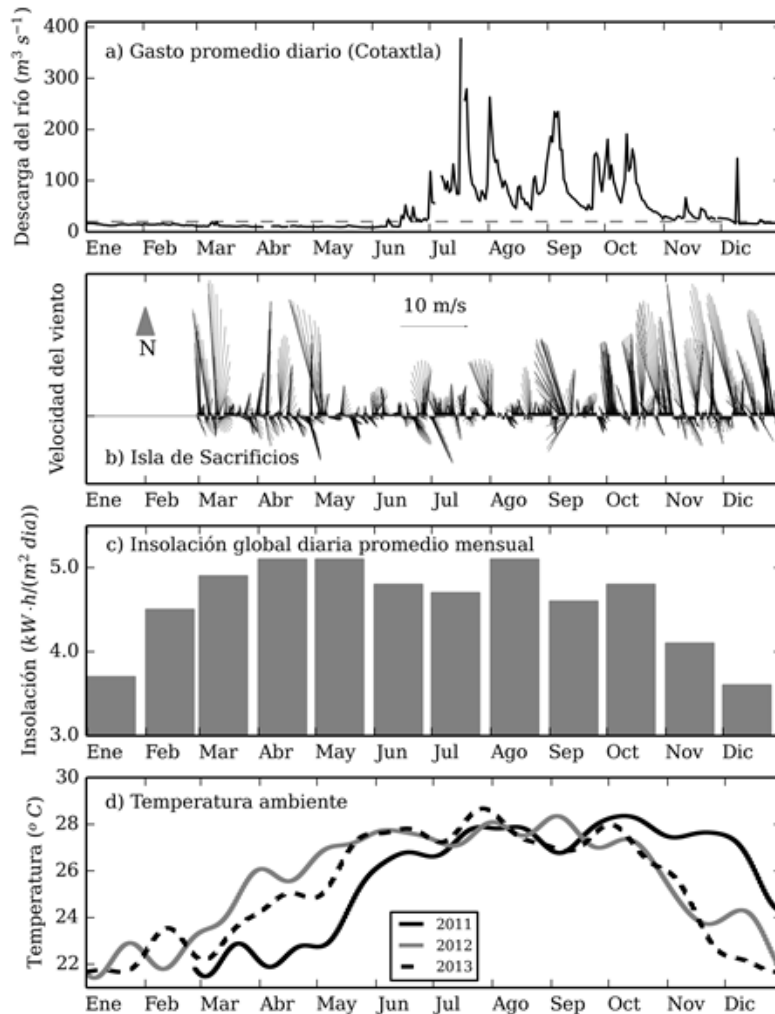


Fig. 2.- Descarga de agua dulce y viento, para el año 2011, temperatura ambiente para los años 2011-2013 e insolación global diaria promedio mensual. El panel superior (a) muestra la descarga promedio diaria del río Cotaxtla (principal afluente del Jamapa) de la estación hidrométrica Paso del Toro de la CNA. El panel (b), presenta los vientos, en convención meteorológica, que reporta la boya oceanográfica de la NOAA instalada en la Isla de Sacrificios. La serie del promedio horario se filtró con un filtro pasabajas con una frecuencia de corte de 32 horas. Se representan sólo uno de cada tres datos resultantes. La insolación global diaria promedio mensual ocupa el panel (c). El promedio horario de la temperatura ambiente de la estación Sacrificios de la NOAA se muestra en el panel inferior (d). A manera de complemento, los datos de los años 2012 y 2013 se muestran también. La serie fue filtrada con un filtro pasabajas con frecuencia de corte de 30 días.

Variación temporal de los campos de temperatura y salinidad

En esta sección se hace referencia al agua de superficie (1.75 m) y al agua del fondo (30 m) de la estación C11 únicamente, considerando las 24 campañas de muestreo.

La temperatura del agua de superficie muestra, en general, un ciclo anual (Fig. 3a), paralelo a la variación de la temperatura del aire (Fig. 2d). Las temperaturas máximas se registran a finales del verano, y las mínimas en los meses de invierno. El rápido descenso de temperatura del aire observado durante el otoño, se aprecia también en la temperatura del agua superficial.

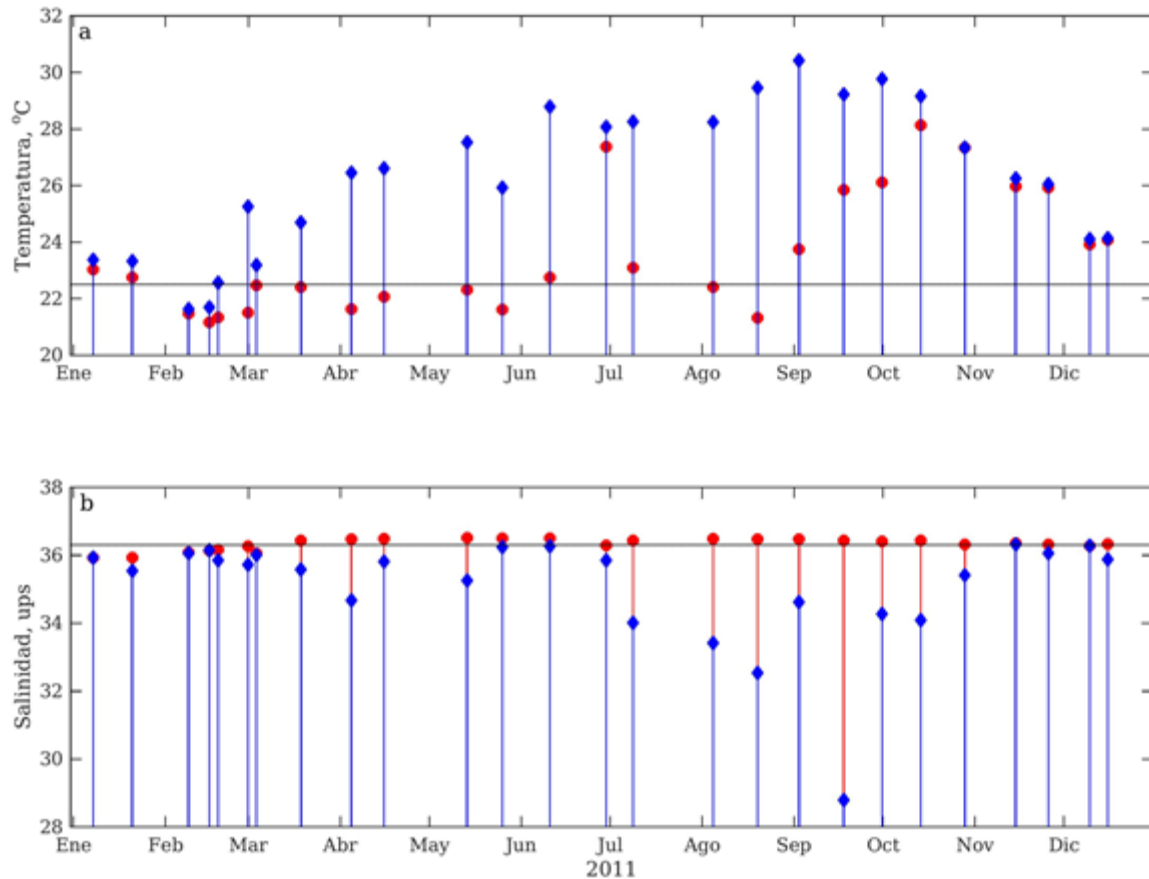


Fig. 3.- Registro de la temperatura (a) y salinidad (b) del agua superficial (1.75 m de profundidad, indicadas con rombos azules) y de fondo (30 m de profundidad, indicadas con círculos rojos) de la estación 11 del trayecto central (C11), para el año 2011.

Por otro lado, la variación estacional de la temperatura del agua del fondo no sigue el comportamiento observado en la capa superficial. Todos los muestreos realizados durante el invierno y la primavera mostraron que el agua que ocupaba la capa del fondo tenía temperaturas cercanas a los 22.5 °C. En las campañas de verano y otoño, el agua del fondo presentó un rango de temperatura de 21 °C a 27.8 °C.

En términos de estratificación por temperatura, la columna de agua se observó débilmente estratificada en la mayoría de los cruceros realizados en otoño e invierno. En estos, la diferencia de temperatura entre el agua del fondo y de la superficie no excedió los 0.5 °C. En contraste, durante la mayoría de los cruceros de primavera y verano, la columna de agua se observó estratificada. El promedio de la diferencia de temperatura entre el agua de superficie y el agua de fondo fue de ~ 5 °C.

El rango de salinidad medida en el agua de fondo durante el 2011 fue de 35.8 a 36.5 ups (Fig. 3b), ocurriendo los mínimos de salinidad durante el invierno. Para las campañas realizadas durante la primavera, el verano y principios del otoño, la salinidad del agua de fondo fue > 36.2 ups. La salinidad del agua de superficie presentó mayor variación (comparada con lo observado en la capa del fondo) a lo largo del año, esto asociado a la influencia de las descargas de agua dulce de los ríos locales principalmente. Durante el invierno y la primavera (cuando la descarga del río Jamapa no excedió los 20 m³s⁻¹), la salinidad del agua de superficie fue entre 35 y 36 ups, de tal manera que la diferencia de salinidad entre el agua de superficie y fondo fue en general < 1.0 ups. Durante las campañas realizadas en verano y principios de otoño, la diferencia de salinidad entre la capa de superficie y la de fondo tuvo un rango entre 2.5 a 6.0 ups. Este incremento en la presencia de agua dulce coincide con periodo de alta descarga del río Jamapa (Fig 2a).

En términos de estratificación termohalina se observó que durante la segunda mitad del otoño y el invierno, tanto la diferencia de temperatura como la de salinidad colapsaron, es decir, la columna de agua se mostró mezclada o débilmente estratificada. En contraste, durante la primavera y el verano la diferencia de salinidad y temperatura del agua de superficie y fondo se hizo evidente en la mayoría de las campañas de muestreo.

Variación espacial de la temperatura y salinidad

En la Fig. 4 se muestran secciones transversales de temperatura, salinidad y densidad para 4 cruceros específicos, representativos de condiciones de invierno, primavera, verano y otoño, respectivamente.

Para los cruceros de otoño e invierno, la columna de agua a lo largo de todo el trayecto se mostró débilmente estratificada, tanto por temperatura como por salinidad. Esto puede deberse a que los agentes locales que inducen la estratificación se debilitan y los que la destruyen aumentan. Es decir, en este periodo la descarga de los ríos locales y la radiación solar disminuyen, mientras que los eventos de vientos del norte (incidencia de frentes fríos) se presentan con mayor frecuencia, e intensidad. Es importante mencionar en este punto que, los eventos de nortes, no solo previenen que la columna de agua se re-estratifique a través de los procesos de mezcla; sino también, estos eventos de viento, en conjunto

con la circulación sobre la plataforma, generan la advección de aguas más frías y dulces provenientes de la plataforma del Lousiana-Texas, como lo sugieren los resultados de modelación numérica de Zavala-Hidalgo et al. (2003) y Morey et al. (2005), y el análisis de datos observacionales reportados por Mateos-Jasso et al. (2012). Estos procesos de advección explican la presencia de agua relativamente dulce en la capa del fondo (Fig. 3 y Fig. 4a, 4e) detectada durante el periodo de mínima descarga de aguas continentales de los ríos locales.

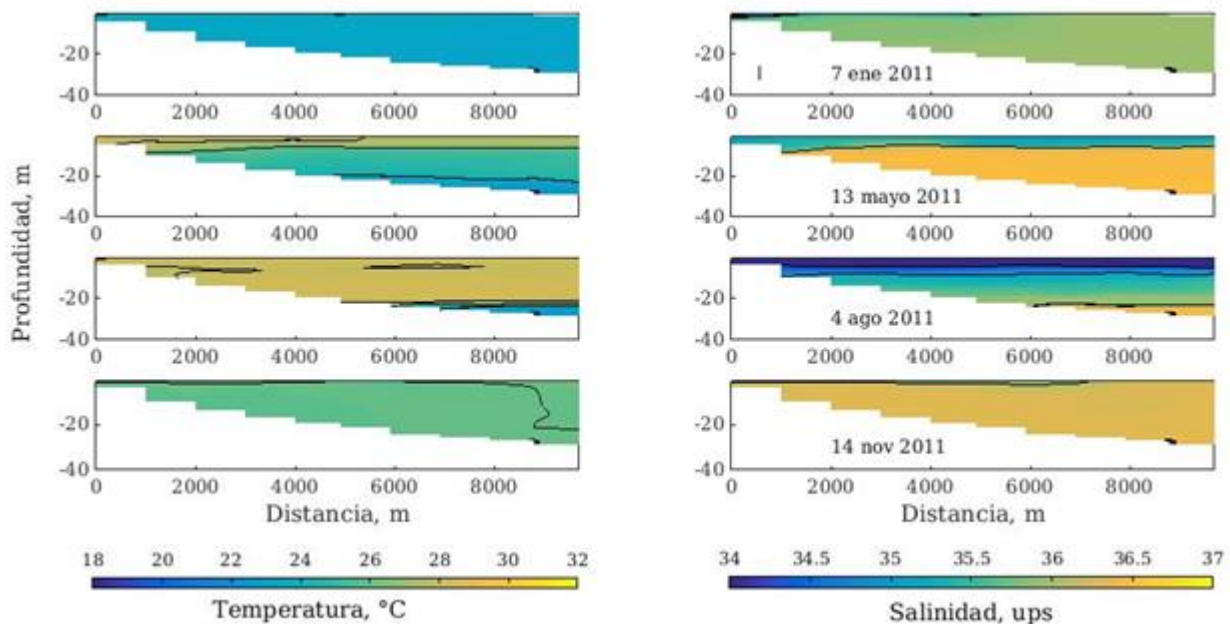


Fig. 4.- Secciones de temperatura, salinidad y densidad para cuatro campañas de muestreo, representativas de condiciones termohalinas de invierno, primavera, verano, y otoño.

Durante la primavera, se observó una clara estratificación vertical de los campos de temperatura y salinidad a lo largo de todo el trayecto. Es notable que tanto las isotermas, como las isohalinas se mantienen horizontales en toda la sección transversal. La estratificación por salinidad presenta una capa superficial de 5 m de espesor con salinidades entre 35 y 35.5 ups, y una capa de fondo con salinidades de 36.5 ups. En contraste, la temperatura mostró cambios a lo largo de la columna de agua.

Durante el verano, el campo de temperatura mostró una capa superficial cuasi-homogénea de 10 m de espesor con temperatura de 28 °C. Por debajo de esta capa, la temperatura del agua disminuye con la profundidad alcanzando un valor de 22 °C a los 30 m. El campo de salinidad mostró la influencia de agua dulce en casi toda la sección transversal. La capa superficial de 5-6 m de espesor contenía agua de 34-34.5 ups. Por debajo de esta capa, la salinidad aumentó con la profundidad alcanzando una salinidad

igual o mayor a 36 ups por debajo de los 30 m. La alta insolación y temperatura del aire, así como el aumento de la descarga del río Jamapa (Fig. 2) y la disminución del arribo de frentes fríos, contribuyeron a la estratificación de la columna de agua observada durante la primavera y el verano.

Variación estacional de la estructura termohalina

La variación estacional de la estructura termohalina observada a lo largo de todo el trayecto se resumen en el diagrama T-S (Fig. 5). El recuadro *a* corresponde al invierno, el *b* a la primavera, el *c* al verano y el *d* al otoño. La intersección de la línea vertical sólida, con la línea horizontal punteada indica las características del agua común del Golfo de México (ACG), con valores de temperatura y salinidad de 21 °C a 30 °C y 36.5 ups respectivamente. Las líneas sólidas oblicuas representan las isopícnas en el rango de 1012 kg m⁻³ a 1026 kg m⁻³ y con un intervalo de 2 kg m⁻³. Adicionalmente, en la tabla 1 se resume la estadística básica de los campos de salinidad y la temperatura observadas durante cada estación del año para todos los perfiles de temperatura y salinidad.

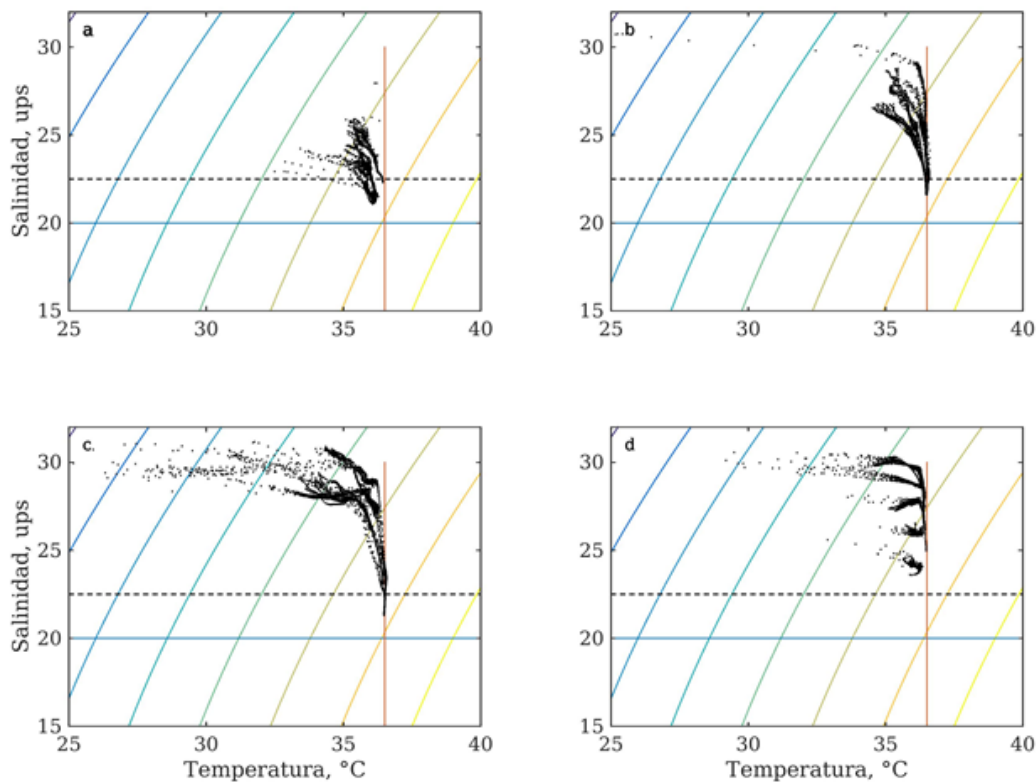


Fig. 5.- Diagramas T-S del trayecto central para las diferentes estaciones del año, (a) invierno, (b) primavera, (c) verano, y (d) otoño.

En general, durante el invierno se observó la menor variación de la temperatura y la salinidad en la columna de agua. La recurrente presencia de aguas con salinidades menores a 36.3 ups para todas las profundidades durante el invierno (donde el escurrimiento de los ríos locales es mínimo) soporta los resultados numéricos reportados por Zavala-Hidalgo et al. (2003), en relación a la advección de masas de agua con menor salinidad y temperatura provenientes de la plataforma de Lousiana-Texas.

Durante la primavera, el rango de la temperatura del agua aumentó ~ 5 °C, en comparación con el invierno. El aumento de temperatura se concentró en la capa de superficie, mientras que la capa de fondo conservó temperaturas cercanas a los 22.5 °C. Lo anterior en concordancia con el aumento de la insolación mensual promedio (Fig. 2d) y de la temperatura ambiente (Fig. 2d). El rango de salinidad también aumentó, el agua de la capa superficial fue ligeramente más dulce y la del fondo más salada (>36.5 UPS), esto en comparación con lo observado en invierno.

Durante el verano, el rango de temperatura se conservó similar al observado durante la primavera, pero el rango de salinidad y la presencia de agua con salinidades menores a 35 ups aumentó considerablemente. El agua de la superficie presentó salinidades entre 20 y 35 ups. Esto sugiere la influencia de la descarga de aguas continentales, principalmente del Río Jamapa, cuya descarga es máxima durante el verano. En esta época, la estratificación de la columna de agua es inducida tanto por la temperatura como por la salinidad, y es en esta época del año donde se observa una mayor diferencia de densidad en la columna de agua (más de 10 kg m^{-3}).

Durante el otoño se observó una mayor variación intra-estacional. Nótese, que en varios muestreos la columna de agua fue quasi-homogénea, con salinidades entre los 35 y 36.5 ups y con diferencias de temperaturas de 1-2 °C. Sin embargo, las características de temperatura de la sección transversal fueron diferentes para las diferentes campañas.

CONCLUSIONES

La variación temporal de la temperatura y salinidad de la capa superficial mostraron un ciclo anual. La variación temporal de la temperatura fue en concordancia con la temperatura ambiente. Las temperaturas máximas ocurrieron durante el verano y las mínimas durante el invierno. La variación anual de la salinidad superficial fue dominada por la época de alto escurrimiento de aguas continentales de los ríos locales.

La variación temporal de la temperatura y salinidad del agua del fondo no fue paralela a lo observado en la capa de superficie. El agua del fondo mostró temperaturas cercanas a los 22.5 °C durante el invierno y la primavera, mientras que durante el verano y el otoño mostró un rango de 21 °C a 28 °C. La salinidad de la capa del fondo fue consistentemente > 36.3 ups, excepto durante los primeros 5 (de 6) cruceros realizados en invierno, donde se registró el agua de fondo relativamente más dulce (entre 35.8 a 36.2 ups). La disminución de la salinidad del agua del fondo durante el invierno sugiere el arribo al PNSAV, de masas de agua de la plataforma continental Texas-Lousiana, como lo demostraron Zavala-

Hidalgo et al. (2003) y Morey et al. (2005), a través del uso de modelos numéricos sobre la plataforma continental de todo el Golfo de México.

La estratificación termohalina presenta una fuerte estacionalidad que sugiere la influencia de la descarga de aguas continentales, radiación solar, temperatura del aire, patrón de vientos sinópticos y de corrientes sobre la plataforma continental. Basados en lo observado en 2011, se resume que la plataforma continental interna presenta: (1) Estratificación termohalina débil o nula, condición típica durante el otoño-invierno. (2) Estratificación térmica bien establecida pero estratificación halina débil o de corta duración (episodios), esta condición se observa durante la primavera. (3) Estratificación termohalina bien definida y establecida, condición que se observa durante el verano.

BIBLIOGRAFÍA

- Atkinson L P, JO Blanton. 1986. Processes That Affect Stratification in Shelf Waters. En: Mooers CNK (ed). Baroclinic Processes on Continental Shelves. American Geophysical Union, Washington, D. C. pags 117-130 doi:10.1029/CO003p0117
- Austin JA. 1999. The role of the alongshore wind stress in the heat budget of the North Carolina inner shelf. *Journal of Geophysical Research: Oceans* (1978–2012), 104(C8): 18187-18203.
- Blanton BO, A Aretxabaleta, FE Werner, HE Seim. 2003. Monthly climatology of the continental shelf waters of the South Atlantic Bight. *Journal of Geophysical Research: Oceans* 108(C8).
- Csanady, G. 1982. Circulation in the coastal ocean. *Environmental fluid mechanics*. Reidel Publishing Company. 279p. Dordrecht, Holanda.
- Diario Oficial de la Federación DOF. 2012. Decreto por el que se modifica la extensión del Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano. Viernes 30 de Noviembre de 2012, México.
- Dubranna J, P Pérez-Brunius, M López, J Candela. 2011. Circulation over the continental shelf of the western and southwestern Gulf of Mexico. *Journal of Geophysical Research*, Vol. 116, C08009, doi:10.1029/2011JC007007.
- Dzwonkowski B, K Park, H Kyung Ha, WM Graham, FJ Hernandez, SP Powers. 2011. Hydrographic variability on a coastal shelf directly influenced by estuarine outflow. *Continental Shelf Research*, 31(9), 939-950.
- Geyer WR, DK Ralston, 2011. The dynamics of strongly stratified estuaries. *Treatise on Estuarine and Coastal Science*, 2, 37-51.
- Gouillon F, SL Morey, DS Dukhovskoy, JJ O'Brien. 2010, "Forced tidal response in the Gulf of Mexico", *J. Geophys. Res.*, 115, C10050, doi:10.1029/2010JC006122
- Guía para el desarrollo de proyectos de Bombeo de Agua con Energía Fotovoltaica, Volumen 1, Libro de Consulta. 2001. Preparado por: Southwest Technology Development Institute (New Mexico State University), Sandia National Laboratories (EUA), Fideicomiso de Riesgo Compartido (México), Asociación Nacional de Energía Solar (México), Centro de Investigación en Energía de la UNAM (México) y la empresa Ecoturismo y Nuevas tecnologías S.A. de C.V (México). 112 pp. (Disponible en línea en la siguiente dirección electrónica: http://solar.nmsu.edu/wp_guide/Images/guide1.pdf)
- Gutiérrez de Velasco GG, CD Winant. 1996. Seasonal patterns of wind stress and wind stress curl over the Gulf of Mexico. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 101(C8): 18127-18140.
- Mateos-Jasso A, J Zavala-Hidalgo, R Romero-Centeno, ME Allende-Arandía. 2012. Variability of the thermohaline structure in the northern Veracruz Coral Reef System, Mexico. *Continental Shelf Research*, 50: 30-40.
- Morey SL, J Zavala-Hidalgo, JJ O'Brien. 2005. The seasonal variability of continental shelf circulation in the northern and western Gulf of Mexico from a high resolution numerical model. *Circulation in the Gulf of Mexico: Observations and models*, 203-218.
-

PARQUE NACIONAL SISTEMA ARRECIFAL VERACRUZANO
NÚMERO ESPECIAL VOL.2, No.8. JULIO-DICIEMBRE 2015.

- Ruiz-Barradas A, A Tejada-Martínez, S Miranda-Alonso, RH Flores-Zamudio. 2010. Climatología, Capítulo 3 en: Atlas del Patrimonio Natural, Histórico y Cultural del Estado de Veracruz, Vol 1. Recursos Naturales (Atlas of the Natural, Historic and Cultural Heritage in the State of Veracruz, Mexico), Vol. 1: Natural Resources, Ed. Griselda Benítez Badillo and Carlos Welsh Rodríguez. ISBN 978-607-95131-6-0
- Salas-Pérez JJ, V Arenas-Fuentes. 2011. Winter water mass of the Veracruz Reef System. *Atmósfera*, 24(2): 221-231.
- Sanay R, A Yankovsky, G Voulgaris. 2008. Inner shelf circulation patterns and nearshore flow reversal under downwelling and stratified conditions off a curved coastline. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 113(C8).
- Whitney MM. 2010. A study on river discharge and salinity variability in the Middle Atlantic Bight and Long Island Sound. *Continental Shelf Research*, 30(3), 305-318.
- Zavala-Hidalgo J, SL Morey, JJ O'Brien. 2003. Seasonal circulation on the western shelf of the Gulf of Mexico using a high-resolution numerical model. *Journal of Geophysical Research: Oceans* , 108(C12)

Las pesquerías del Sistema Arrecifal Veracruzano SAV bajo un enfoque ecosistémico.

Fisheries of Veracruz Reef System (SAV) under an Ecosystem Approach.

Dávila-Camacho CA, Arceo P, Pérez-España H, Bello-Pineda J

Instituto de Ciencias Marinas y Pesquerías, Universidad Veracruzana. Calle Hidalgo 617, Col. Río Jamapa Boca del Río, Veracruz, C.P. 94290 México. Tel. (+52)229956 7070.

Email: clauadavila@yahoo.com.mx

RESUMEN

Las pesquerías tropicales, sobre todo las arrecifales, se caracterizan por ser multiespecíficas, lo cual hace complicado el análisis de los efectos que tiene la pesca sobre las poblaciones y el ecosistema. Las pesquerías del Sistema Arrecifal Veracruzano (SAV) no son la excepción. Con la finalidad de caracterizar y entender los cambios en esta pesquería, en el presente trabajo se utilizó un enfoque ecosistémico (EE) a través del cálculo del Nivel Trófico Medio (NTM) y el Índice de Pesquerías en Balance (FiB) en un período que comprendió de 1998 a 2012. Para ello se analizaron las capturas, se identificaron las especies que se pescan y su nivel trófico (NT), se calcularon los respectivos indicadores y se utilizaron entrevistas a los pescadores para complementar la interpretación de los resultados. Se encontró que el NTM de las pesquerías ha aumentado en el tiempo, mostrando un incremento de las capturas de especies migratorias de niveles tróficos altos. El FiB por otra parte, mostró que ha habido una reducción geográfica de la pesquería, ya que se utilizan menos las zonas arrecifales de lo que se hacía en los primeros años del análisis y, en cambio, la pesquería se ha dirigido hacia zonas donde se realiza la migración de *Scomberomorus cavalla* (peto) y *S. maculatus* (sierra), especies más redituables que se han convertido en las especies dominantes en las capturas. Se considera que la pesquería actualmente es sana, pero se debe continuar monitoreando.

Palabras clave: Pesquerías artesanales, Nivel Trófico Medio, Índice de Pesca en Balance

ABSTRACT

Tropical zone fisheries, especially in reef zones are characterized by being of multiple-species, thus making analysis of reef fisheries and their effects over the stock and the ecosystem a complicate task. Fisheries occurring at the national Veracruz reef system (SAV for its Spanish name) are not exception. In this study, we use an ecosystem based approach to characterize and understand changes in these fisheries, by analyzing changes in the estimation of the Main Trophic Level (NTM, in Spanish) and the Index of Fisheries in Balance (FiB) for a period of 15 years (1998 to 2012). To accomplish this we analyzed catches to determine the species composition and their trophic level (NT), then we calculated the NTM and FiB, and complemented this information with interviews to fishermen. We found that NTM has increased over time, showing an increase in catches of migratory species at

higher-trophic level. FiB values suggest a reduction in geographic distribution of fishing grounds, since fishermen use less reef zones than those used in the first years of analysis and now they have shifted towards migration zones for species with high commercial value, such as King and Spanish Mackerel (*Scomberomorus cavalla* and *S. maculatus*). Such species have become dominant in the catches compositions. Based in our findings we conclude that fisheries at SAV are healthy but a close monitoring effort is necessary.

Key words: Small-scale fisheries, Mean Trophic Level of the catch, Fishing in Balance Index.

INTRODUCCIÓN

Las pesquerías de zonas tropicales, sobre todo las que se llevan a cabo en zonas de arrecifes, se caracterizan por ser multiespecíficas (Salas et al. 2007; Seijo 2007). Esto se debe a que los artes de pesca utilizados no son selectivos, por lo que además de la especie o especies objetivo, capturan una gran cantidad de especies incidentales (FAO 2001). El manejo de estas pesquerías requiere el desarrollo de modelos que involucren conocer aspectos de la biología de las especies. El manejo de las pesquerías se ha llevado a cabo tradicionalmente mediante la evaluación monoespecífica (FAO 2001). Este enfoque, aunque válido, presenta el problema de no tomar en cuenta las relaciones de las especies en el ecosistema y por lo tanto, la manera que la pesca de una especie objetivo afecta a otras y viceversa (García et al. 2003; Zhang et al. 2009; FAO 2010).

Una de las maneras de abordar el análisis de las pesquerías tropicales ha sido el desarrollo de modelos que analizan las relaciones tróficas y los cambios en la biomasa de las especies (Cury et al. 2005; Seijo 2007; Zhang et al. 2009; FAO 2010). Este es el caso del Enfoque Ecosistémico de la pesca (EE) con el que se analizan los procesos ecológicos integrados, bajo un marco conceptual y metodológico. Es una estrategia que busca un equilibrio entre sus objetivos: conservación, uso sostenible y distribución justa de bienes y servicios, para mantener la integridad ecológica (Berkes et al. 2001; Zhang et al. 2009; Andrade et al. 2011). Este enfoque incluye las bases del manejo ecosistémico y ha sido adoptado por diferentes convenciones y acuerdos internacionales, como la Convención de Diversidad Biológica (CDB 2004). En este enfoque Pauly et al. (1998a 1998b) proponen el análisis de las pesquerías de manera práctica mediante el cálculo del nivel trófico medio (NTM) de las capturas, el cual es un indicador de la biodiversidad marina y de conservación de ecosistemas (Pauly y Watson 2005).

En años recientes ha sido ampliamente utilizado para evaluar los impactos de la pesca (Branch et al. 2010). El enfoque parte del supuesto de que los niveles tróficos más altos son energéticamente más costosos, por lo que al sobreexplotar las especies de niveles tróficos altos la biomasa de estos disminuye y, se tiende cada vez más a capturar especies de niveles tróficos menores. Asume también que al usar artes de pesca no selectivas en la captura, ésta refleja la composición de las especies que habitan en el ecosistema. Al analizar el NTM de las pesquerías a nivel mundial, Pauly et al. (1998a 1998b) alertaron sobre la disminución en los niveles tróficos de las mismas, lo cual sugiere cambios en la estructura de

los ecosistemas. Ellos señalaron el efecto negativo de la pesca y propusieron el término "fishing down marine food webs" para referirse a una disminución en el nivel trófico medio de la pesa en el mar. Para complementar el análisis, Pauly y Watson (2005) propusieron el empleo del Índice de Pesquerías en Balance (FiB) en caso de que el NTM no se mantenga estable a largo plazo, es un indicador de cambios en el ecosistema o composición de las capturas, porque ayuda a analizar la estructura de la comunidad, sigue los cambios en el área de pesca o la estabilidad de la misma. Actualmente, existe literatura que sigue el enfoque ecosistémico obteniendo ambos índices para el análisis de las pesquerías y sus efectos (e.g. Baeta et al. 2009; Freire y Pauly 2010; Ebil et al. 2013).

Los pescadores de Veracruz, Boca del Río y Antón Lizardo, comunidades aledañas al SAV y quienes tienen permisos para pescar dentro del parque, utilizan varios artes de pesca que no son específicos para una especie, incluso cuando se busca una especie objetivo (Jiménez-Badillo y Castro-Gaspar 2007). Esto se debe, en gran parte a que la pesquería se lleva a cabo en zonas arrecifales o aledañas, las que se caracterizan por su gran diversidad. Con más de 100 especies capturadas, esta pesquería artesanal multiespecífica presenta retos para su manejo. En este trabajo se determinó el NTM y el FiB de las especies capturadas del SAV de 1998 a 2012. Se evaluó y analizó el estado de la pesquería desde el EE y se compararon los cambios y las posibles causas de estos. También se realizaron encuestas a los pescadores para apoyar el análisis de los indicadores mencionados.

MATERIAL Y MÉTODOS

El Sistema Arrecifal Veracruzano (SAV) está localizado en suroeste del Golfo de México, frente a las costas de Veracruz-Boca del Río y la población de Antón Lizardo (Fig. 1). Debido a su ubicación sufre una presión provocada por actividades como el turismo, la actividad portuaria, el desarrollo urbano y la pesca comercial-alimentaria (Ortíz-Lozano et al. 2010). El Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano (PNSAV) fue decretado como área natural protegida en 1992 y modificada en el 2012, contiene 28 arrecifes y un área total de 65,516 ha y las coordenadas geográficas de 19°05'0" y 19°16'0" latitud Norte y 96°05'5" y 96°12'0" y de longitud Oeste, (DOF 2012, Fig. 1).

Los datos de las capturas se obtuvieron de los reportes de captura de la Subdelegación de Pesca de la Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (SAGARPA) de Veracruz. Se analizaron solo los registros de pescadores que tienen permiso para pescar y desembarcar dentro del polígono protegido. Los sitios de desembarque analizados, ubicados de norte a sur son: Playa Norte, La Gallega, Náutica de Veracruz, Playón de Hornos, Veracruz, Muelle de Pescadores, Puerto de Veracruz, Boca del Río, Antón Lizardo y Mata de Uva (Fig. 1).

El periodo analizado fue 1998 a 2012. Los datos obtenidos fueron: nombre común, volumen de captura, precio por kilogramo y valor. La información obtenida se depuró eliminando las especies estuarinas, dulceacuícolas, sin identidad taxonómica clara y se corrigieron sinonimias. De cada especie se buscó información sobre su nivel trófico, volumen de captura, temporadas de pesca y artes de pesca utilizados. Para los niveles tróficos se tomó como referencia la información contenida en la base de datos

en línea FishBase (Froese y Pauly 2014) y la identidad taxonómica el Catálogo de peces de Eschmeyer (2014).

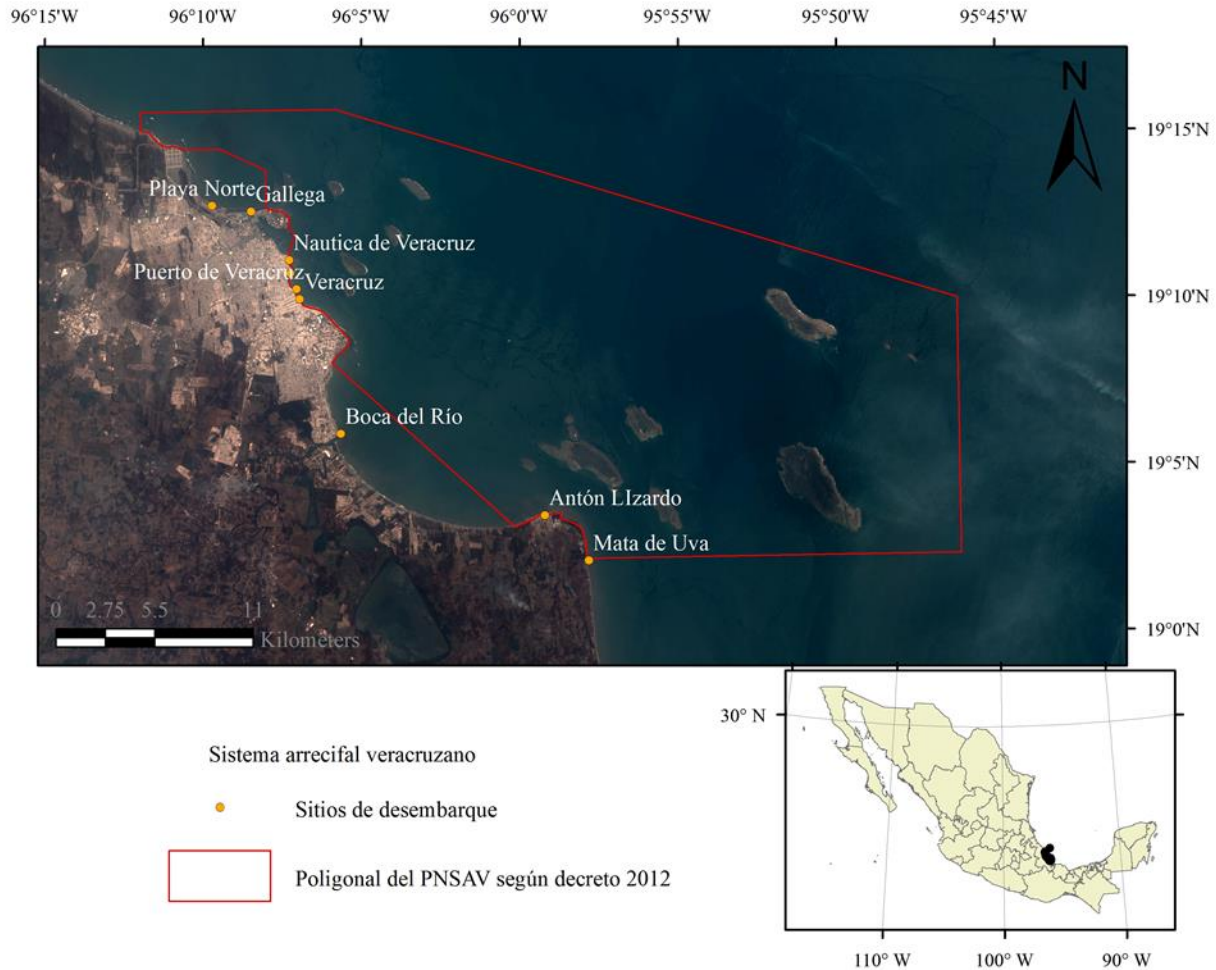


Fig. 1 El mapa muestra el Sistema arrecifal veracruzano (SAV), localización del polígono del PNSAV después de la modificación del 2012 y zonas de desembarque de pescadores.

Para identificar, complementar y confirmar la información de SAGARPA, se aplicaron entrevistas semiestructuradas siguiendo la metodología de Bernard (2006). Estas encuestas se aplicaron a pescadores en cada sitio de desembarque y en diferentes fechas, con la intención de cubrir las tres temporadas climáticas que se presentan en la zona: nortes, lluvias y secas (Gutiérrez de Velasco y Winant

1996) y así cubrir el espectro de especies pescadas a lo largo del año. Con las entrevistas se obtuvo información de carácter cualitativo como tipos de arte de pesca, especies que se pescan, identificación de nombres comunes de las especies, temporadas de captura, apreciación sobre la disminución de algunas especies.

De acuerdo a su nivel trófico (NT) las especies fueron divididas en tres grupos de acuerdo al tipo de alimentación: el NT bajo, de $2 < NT < 3$, corresponde a zooplantófagos, detritívoros y herbívoros; los organismos con NT medio, de $3 < NT < 4$, son los omnívoros y el NT alto aquellos con valores ≥ 4 lo conforman los carnívoros.

El NTM de las capturas para cada año se calculó con el valor del NT de las especies ponderado por su volumen anual de captura (Ecuación 1). Es uno de los principales indicadores de la salud general y la estabilidad de un ecosistema marino; es un indicador de la biodiversidad marina y de conservación de ecosistemas para ordenación pesquera (Pauly y Watson 2005).

$$NTM_j = \frac{\sum NT_i Y_{ij}}{\sum Y_{ij}} \quad \text{Ecuación (1)}$$

Donde:

NTM_j = nivel trófico medio de la captura en el año j

NT_i = nivel trófico de la especie i .

Y_{ij} = captura de la especie i en el año j .

Un NTM alto puede indicar abundancia de depredadores de NT alto en la pesca, lo cual indica una gran cantidad de presas y por lo tanto es un indicador directo de una mayor biodiversidad (Foley 2013). Por el contrario, una disminución del NTM puede medir los impactos de la pesca sobre las poblaciones de peces, sobre todo en los depredadores de niveles tróficos más altos (Pauly y Watson 2005).

El FiB permite analizar la estructura de la comunidad de los ecosistemas marinos. Se aconseja emplear este índice cuando existe un cambio del NTM, pues sirve como indicador de cambios en el ecosistema o composición de las capturas (Pauly y Watson 2005). Debido a su naturaleza integradora permite evaluar si el ecosistema está siendo explotado sustentablemente (García y Staples 2000). Este índice es dependiente de las capturas y del nivel trófico en el año de referencia. El subíndice 0 se refiere a cualquier año utilizado de la serie, que sirve como ancla o referencia (Pauly et al. 2000). Para su cálculo se utilizó la Ecuación 2. Una vez calculado el FiB, se elaboró y analizó la serie de tiempo de este índice.

$$FiB = \log \left(Y_i \left(\frac{1}{TE} \right)^{NT_i} \right) - \log \left(Y_0 \left(\frac{1}{TE} \right)^{NT_0} \right) \quad \text{Ecuación (2)}$$

Donde:

Y_0 = captura del año utilizado como referencia

Y_i = captura del año i

NT_0 = NTM de las capturas del año de referencia

$NT_i = NTM$ de las capturas del año i

TE = transferencia media de energía del ecosistema es una constante y ante el desconocimiento de este valor en el área de estudio se puede considerar igual a 0.10

Los resultados que se derivan del FiB deben interpretarse de la siguiente manera:

Si $FiB = 0$ la pesquería está "en balance", es decir, todos los cambios de NT corresponden a cambios "ecológicamente correctos" en las capturas (Pauly y Watson 2005), entendido como que el ecosistema mantiene su integridad estructural por la transferencia de energía, a través de la red alimentaria y puede aumentar sus capturas sin expansión o contracción geográfica. Cuando $FiB > 0$ indica que: a) existe un incremento en la producción primaria en la trama trófica de la pesca (efecto de abajo hacia arriba) o b) existe una expansión geográfica o espacial de la pesquería, más allá del ecosistema inicial de las poblaciones antes no explotadas o explotadas solo ligeramente. Cabe mencionar que la expansión geográfica puede ser un factor de enmascaramiento del estado real de las pesquerías debido a que la reducción del volumen de pesca, lleva a los pescadores a explorar otras áreas para incrementar su captura (Swartz et al. 2010). Si $FiB < 0$, puede deberse a una pesca desequilibrada; una disminución indica una contracción geográfica de las pesquerías o un colapso de la red alimentaria (merma el funcionamiento del ecosistema). Se observará también si se producen descartes que no están declarados, o por retirar tanta biomasa que el funcionamiento del ecosistema se vea afectado (Pauly y Watson 2005).

RESULTADOS

En la pesca artesanal del periodo 1998 - 2012 se registraron oficialmente 130 especies capturadas; de ellas se identificaron 92 especies comerciales, pertenecientes a 79 géneros, 40 familias, 17 órdenes y cinco clases.

En las encuestas, los pescadores afirmaron que la pesca depende de la temporada, así como la especie objetivo, sus horas de trabajo y sus horarios de salida. Los tipos de artes de pesca que emplean varían de acuerdo con la temporada del año y el sitio donde pescan. También dependen de los precios de los productos. En general van en busca de las especies mejor pagadas y aprovechan las corridas migratorias de especies pelágicas costeras tales como diferentes especies de tiburón, la sierra y el peto. El 97% de los pescadores reportaron que salen a pescar una especie objetivo, pero si ven otra especie en oportunidad también la pescan. Los artes de pesca más empleados entre los encuestados fueron los palangres (22%) utilizados casi todo el año, cordel o anzuelo (11.5%), red de malla (11.5%), red de cerco (6%), agallera (5%), curricán (8%), rosario (8%), gancho (12%) y arpón (16%). Por otro lado, el 85% de los pescadores entrevistados perciben una disminución en sus volúmenes de captura.

La producción promedio anual del periodo de estudio, fue de 1,344 t. En la Fig. 2 se puede observar un cambio en la tendencia del volumen de las mismas, aunque no es significativo ($r=0.53$, $p=0.057$). Los volúmenes de captura de las diez especies que contribuyen con el 50% del total se

muestran en la Tabla 1. Entre dichas especies se encuentran algunas residentes de los arrecifes como *Octopus vulgaris* (Cuvier 1797, pulpo 4.7 %) y *Ocyurus chrysurus* (Bloch 1791, rubia 5.4%), así como también especies migratorias como *Scomberomorus cavalla* (Cuvier 1829, peto 12.7%) y *Scomberomorus maculatus* (Mitchill 1815, sierra 5.2%).

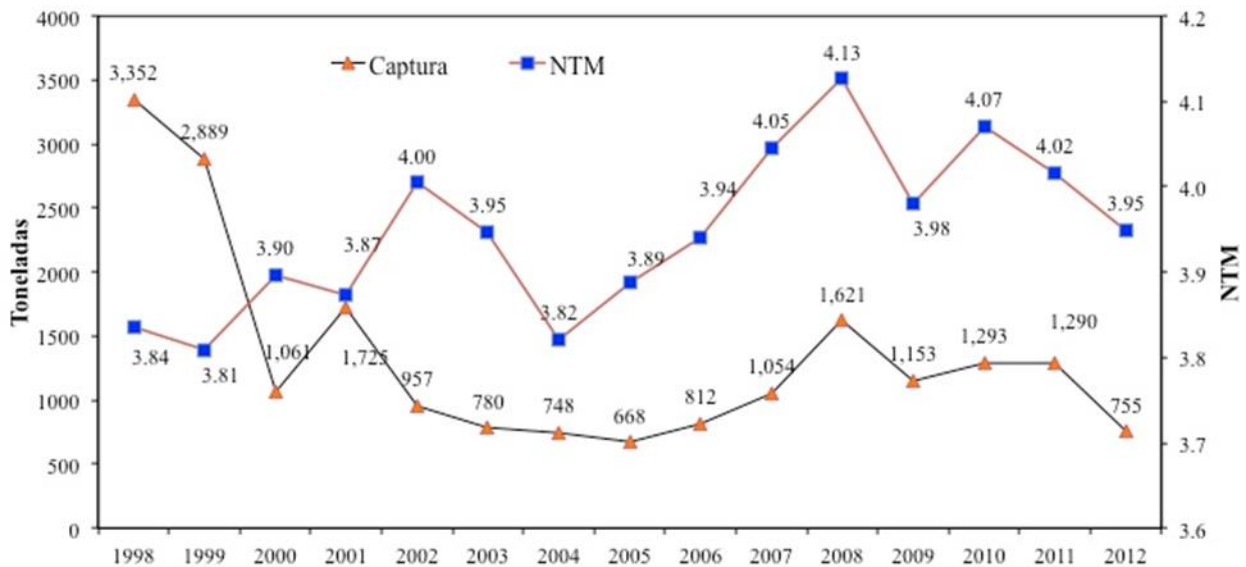


Fig. 2 Nivel trófico medio de las capturas por año en el SAV.

Las tres familias más abundantes fueron Scombridae (21.16%), Lutjanidae (15.96%) y Carangidae (14.97%), que agrupan 21 especies y juntas representaron el 51.82% de la abundancia relativa. El volumen de captura en los años de estudio estuvo conformado en un 42% por especies de NT alto, 46% con NT medio y 12% con NT bajo.

El NTM presentó un incremento de 0.17 en toda la serie. El resultado de la regresión fue significativo ($r = 0.77$, $p < 0.05$) este resultado se debe principalmente al incremento de las capturas de especies con NT alto (Fig. 2).

Los resultados obtenidos del FiB mostraron valores negativos para toda la serie. De acuerdo a los criterios establecidos para su interpretación, los años 1998, 1999 y 2008 son los más cercanos al equilibrio ecológico, siendo los más estables por estar más cercanos al cero. Los años 2004 y 2005 con valores más bajos, coinciden con los años de menor captura y una disminución en el NTM (Fig. 3).

Tabla 1. Especies con mayor contribución relativa por su total de volumen en las capturas en toneladas y porcentaje de 1998 a 2012.

Nombre común	Nombre científico	Capturas (t)	Porcentaje (%)
Peto (Cavalla)	<i>Scomberomorus cavalla</i> (Cuvier, 1829)	2,550.97	12.7%
Rubia(Rabirrubia)	<i>Ocyurus chrysurus</i> (Bloch, 1791)	1,095.03	5.4%
Sierra	<i>Scomberomorus maculatus</i> (Mitchill, 1815)	1,046.54	5.2%
Jurel	<i>Caranx hippos</i> (Linnaeus, 1766) <i>Caranx latus</i> (Agassiz, 1831)	1,040.23	5.2%
Cojinuda	<i>Caranx crysos</i> (Mitchill, 1815)	1,004.58	5.0%
Pulpo	<i>Octopus vulgaris</i> (Cuvier, 1797)	943.14	4.7%
Cintilla (Yegua)	<i>Trichiurus lepturus</i> (Linnaeus, 1758)	650.00	3.2%
Bonito	<i>Euthynnus alletteratus</i> (Rafinesque, 1810)	640.27	3.2%
Besugo	<i>Rhomboplites aurorubens</i> (Cuvier, 1829)	561.73	2.8%
Medregal	<i>Seriola zonata</i> (Mitchill, 1815)	544.48	2.7%

DISCUSIÓN

En el SAV se han registrado entre 248 (Vargas-Hernández et al. 2002) y 387 (Del Moral-Flores et al. 2013) especies de peces. De ellas, 130 fueron registradas en este trabajo. Si consideramos que muchas de las especies no son accesibles a la pesca debido a sus tallas reducidas (Pérez-España et al. 2014) entonces cobra mayor importancia el número de especies de este estudio así como el enfoque ecosistémico. El estudio previo que reporta el número de especies capturadas en el SAV es el de Jiménez Badillo y Castro-Gaspar (2007), en el se reportan 90 especies de peces; en este trabajo se reportan 92 especies de peces con importancia comercial, que lo constituye como el de mayor número de especies registradas por la pesca a la fecha.

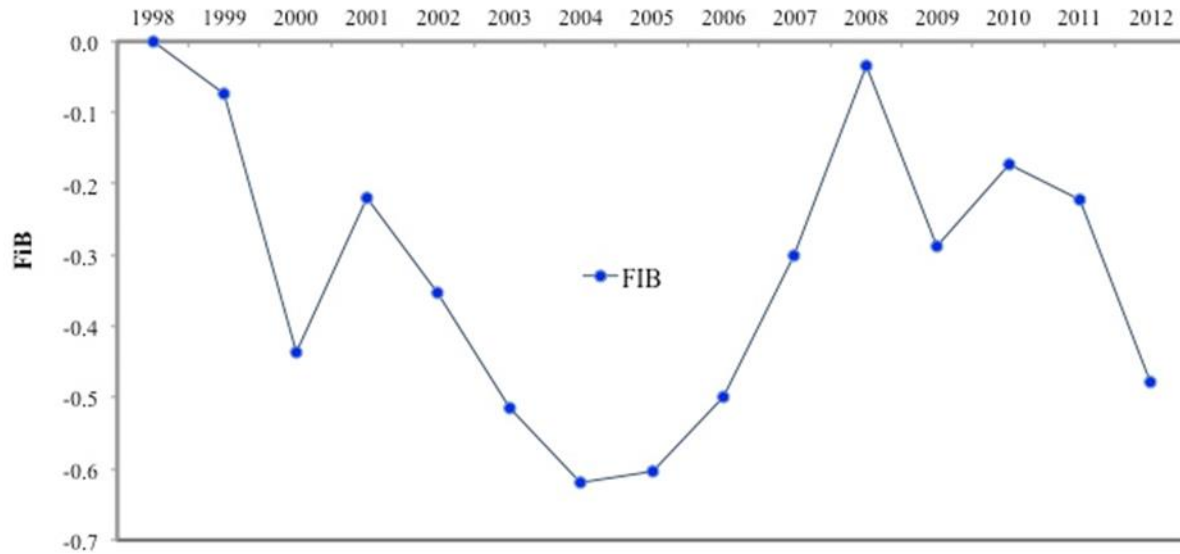


Fig. 3 FIB para la pesca en el SAV del 1998 a 2012.

En el SAV, el pescador tiende a elegir a las especies más rentables, sin embargo los artes de pesca utilizadas son poco selectivas, como por ejemplo, los palangres que originalmente son usados para capturar especies pelágicas, con los cuales se captura fauna incidental (Pauly y Watson 2005, Jiménez-Badillo y Castro-Gaspar 2007). Regularmente las especies incidentales también son registradas en los datos de captura de los avisos de arribo; por esta razón los registros reflejan una muestra de las poblaciones de especies existentes en el ecosistema.

Rueda y Defeo (2003); Stergiou y Tsikliras (2011) mencionan que al disminuir el volumen de captura de los pescadores toman decisiones al respecto para mejorar su economía sobre qué, cómo, cuándo y dónde pescar, lo que puede provocar una expansión de las áreas geográficas, disminuyendo su captura de especies de NT bajo y dirigirse a especies de NT alto que por lo general son grandes pelágicos, este fenómeno puede producir un enmascaramiento de la sobrepesca. Este cambio en las preferencias de sus capturas y especies objetivo, puede afectar la dinámica de la red alimentaria, afectando su funcionamiento normal, por la continua extracción de depredadores tope.

Con el tiempo puede provocar el efecto conocido como “top-down”, que implica un control de la cadena trófica por parte de los niveles superiores, afectando en cascada la red trófica a niveles tróficos bajos y finalmente degradando el sistema (Rombouts et al. 2013). Este efecto todavía no se observa en las pesquerías del SAV, pero es necesario monitorear la extracción de especies de NT altos, se debe evitar que se presente ese efecto, a pesar de que las especies de NT alto que se están pescando más. La familia

Scombridae está conformada principalmente por especies pelágicas, que como el *S. cavalla* (peto) y la *S. maculatus* (sierra), son especies migratorias del Golfo de México y del Atlántico, recorriendo las costas de sur a norte en primavera-verano y de norte a sur en otoño-invierno (Mendoza 1968). El peto a pesar de ser migratorio se pesca todo el año, es decir, los pescadores aprovechan las migraciones, siendo así la especie más importante y dominante en la pesquería del SAV tanto por su abundancia como por la frecuencia de pesca.

Al comparar los resultados del NTM y el volumen de captura, no se observa alguna relación explícita entre estos indicadores. Al respecto, Pérez-España et al. (2006); Reyes-Bonilla et al. (2009); Arreguín-Sánchez y Arcos-Huitrón (2011), tampoco observaron relación clara entre los niveles tróficos y los valores de captura al analizar la pesca de ambos litorales de México. Los autores sugieren que esto podría estar relacionado con el tipo de pesca multiespecífica, por lo tanto; existe una amplia diversidad en la captura, lo que mantiene la estabilidad en el ecosistema hasta ahora, sin que ello signifique que el sistema se mantiene saludable, ya que puede deberse al recambio de especies. En el SAV, puede suceder que la tendencia del NTM, está influenciado por el reemplazo ecológico de unas especies por otras, como el incremento sucesivo de la captura de especies de NT alto, como *O. vulgaris* (pulpo), *Hyporthodus nigritus* (Holbrook 1855, negrilla), *Ocyurus chrysurus* (rubia), *S. cavalla* (peto) y *S. maculatus* (sierra), lo que incluso se refleja como un aumento del NTM. Cabe señalar que también se podría estar presentando un factor de enmascaramiento por el aumento del NTM en la pesca y una disminución de captura.

En este ecosistema, por la dinámica del porcentaje de captura de las especies se puede deducir que los pescadores han cambiado secuencialmente sus especies objetivo; han disminuido la pesca de especies de arrecifes rocosos por nuevas especies de NT alto, especialmente el pulpo, peto y sierra en los que existe un incremento de capturas de estas especies, por arriba del volumen de captura del resto de las especies. Es decir, puede estar ocurriendo un efecto llamado “basado en la disponibilidad”, en el que las especies objetivo se pescan primero por ser las más accesibles, con alta biomasa y mejor pagadas, posteriormente se expande la pesca a las poblaciones menos accesibles con rendimientos más bajos, este efecto lo describió Branch et al. (2010).

El FiB tiene la cualidad de ser un descriptor de la composición de captura, tuvo valores negativos en todo el período analizado. Como este índice depende de las capturas, presentó una ligera disminución, la cual no fue significativa. El FiB nos ayudó a caracterizar los efectos de la pesca a mayor detalle, al analizarse junto con el NTM, indican cierta estabilidad en el ecosistema, quiere decir que el ecosistema ha mantenido su integridad estructural. Esto puede deberse a que en el SAV se han implementado medidas de manejo que restringen la pesca en zonas de arrecifes, con el consiguiente abandono de esas zonas por los pescadores lo cual se refleja en los valores negativos del FiB que sugiere disminución del área total de pesca.

CONCLUSIONES

En términos generales, los indicadores aplicados muestran que las pesquerías realizadas de 1998 al 2012 se llevaron a cabo manteniendo la estabilidad en el ecosistema. La pesca en el SAV se concentra en tres familias: Scombridae, Lutjanidae y Carangidae, las cuales representan el 50% del total de las capturas. Las diez especies que presentan mayor volumen en las capturas, en orden decreciente son: peto, rubia, sierra, *Caranx hippos* (Linnaeus 1766), *C. latus* (Agassiz 183) (jurel), *Caranx crysos* (Mitchill 1815, cojinuda), pulpo, *Trichiurus lepturus* (Linnaeus 1758, cintilla), *Euthynnus alletteratus* (Rafinesque 1810, bonito), *Rhomboplites aurorubens* (Cuvier 1829, besugo) y *Seriola zonata* (Mitchill 1815, medregal).

Las especies pelágicas como la sierra y el peto, son las que contribuyeron en mayor medida al incremento del NTM. Con base en el índice FiB, se identifica una contracción de área geográfica de pesca.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a las personas que contribuyeron a la realización de esta investigación, al Biol. Roberto de la Garza y al Ing. Horacio Cruz L. (SAGARPA) por proporcionar la información del registro de capturas. A los pescadores encuestados por su tiempo para compartir sus conocimientos y experiencias. Este trabajo es producto de la tesis de la primera autora, en el Instituto de Ciencias Marinas y Pesquerías de la Universidad Veracruzana, por lo tanto; se agradece a la Universidad y al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT), quien aportó el apoyo de beca de manutención (número de registro 269154).

BIBLIOGRAFÍA

- Andrade A, S Arguedas y R Vides. 2011. Guía para la aplicación y monitoreo del Enfoque Ecosistémico, Comisión de Manejo Ecosistémico (CEM-UICN), Convención Internacional CI-Colombia, Escuela Latinoamericana de Áreas Protegidas (ELAP-UCI), Fundación para la Conservación del Bosque Seco Chiquitano (FCBC), Programa del Hombre y la Biósfera UNESCO-Programa MAB:42pp
- Arreguín-Sánchez F y E Arcos-Huitrón. 2011. La Pesca en México: Estado de explotación y uso del ecosistema. Hidrobiológica. 21(3): 431- 462.
- Baeta F, J Costa y E Cabral. 2009. Changes in the tropic level of Portuguese landings and fish market price variation in the last decades. Fisheries Research. 97: 216-222.
Doi: 10.1016/j.fishres.2009.02.006
- Bernard HR. 2006. Research Methods in anthropology, Qualitative and Quantitative Approaches, 4th Edition. Alta Mira Press. USA: 186-250p.
- Branch T, R Watson, E Fulton, S Jennings, CMc Gilliard, G Pablico, D Richard y S Tracey. 2010. The trophic fingerprint of marine fisheries. Nature. 468: 431- 435.
-

- Berkes F, R Mahon, P McConney, R Pollnac y R Pomeroy. 2001. Managing Small-scale Fisheries, Alternative Directions and Methods. Edit. International Development Research Center. Canada, Charper 2:19-37pp.
- CBD (Convention on Biological Diversity) 2004. Annex I, decision VII/30. The 2020 biodiversity target: a framework for implementation. 351p. Decisions from the Seventh Meeting of the Conference of the Parties of the Convention on Biological Diversity, Kaula Lumpur, 9-10 and 27 February 2004. Montreal: Secretariat of the CBD.
- Cury P, LJ Shannon, JP Roux, GM Daskalov, A Jarre, CL Moloney y D Pauly. 2005. Trophodynamic indicators for an ecosystem approach to fisheries. Journal of Marine Science (ICES) 62(3): 430-442. Doi: 10.1016/j.icesjms.2004.12.006
- DOF. 2012. (Diario Oficial de la Federación) Decreto que modifica el área natural protegida. Noviembre 29. México. Doi.101007/s00338-0090521-9
- Del Moral-Flores LF, JL Tello-Mussi, H Reyes-Bonilla, H Pérez-España, JA Martínez-Peréz, G Horta-Purga, LA Álvarez y Del Castillo-Cárdenas. 2013. Lista sistemática y afinidades zoogeográficas de la ictiofauna del Sistema Arrecifal Veracruzano, México. Revista Mexicana de Biodiversidad, 84:825-846. Doi:10.7550/rmb.34892152
- Ebil S, C Sheppard, R Wahab, A Price y J Bull. 2013. Changes in community structure of finfish catches in Brunei Darussalam between 2000 and 2009. Ocean and Costal Management. 76: 45-51. dx.doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2013.02.021
- Eschmeyer, mayo 2014. California Academy of Sciences, Catalog of fishes. Institute for Biodiversity Science and Sustainability. Eschmeyer W. Catalog of fishes, California Academy of Sciences research.calacademy.org/ichthyology/catalog
- FAO. 2001. Plan de acción internacional para prevenir, desalentar y eliminar la pesca ilegal, no declarada y no reglamentada. Roma: 27p. www.fao.org/docrep/012/y1224s/y1224s00.pdf
- FAO. 2010. Orientaciones Técnicas para la Pesca Responsable.(4) 2, Add.2. www.fao.org/docrep/012/i1146s/i1146s.pdf
- Foley CMR. 2013. Management implications of fishing up, down, or through the marine food web. Marine Policy. 37: 176-182. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpol.2012.04.016>
- Freire KM. y D. Pauly. 2010. Fishing down marine food webs, with emphasis on the east Brazil marine ecosystem. Fisheries Research. 105: 57-62
- Froese F y D Pauly. 2014. FishBase. Base de datos. World Wide Web electronic. www.fishbase.org/search.php
- García S y D Staples. 2000. Sustainability indicators in marine capture fisheries: introduction to the special issue. Marine and Freshwater Research. 51: 381-384.
- García S, A Zerbi, C Aliaume, T Do Chi y G Lasserre. 2003. The Ecosystem Approach to Fisheries. Issues, terminology, principles, Institutional Foundations, implementation and outlook. Fisheries Technical Paper. Rome. FAO 443:71p.
- Gutiérrez de Velasco G, y CD Winant. 1996. Seasonal patterns of wind stress and wind stress curl over the Gulf of Mexico. Journal of Geophysical Research. 101(18): 127-140.
- Jiménez-Badillo L y H Castro-Gaspar. 2007. Pesca artesanal en el Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano, México. Investigaciones Científicas en el Parque Arrecifal Veracruzano. Universidad Autónoma de Campeche. 221-240pp.
- Mendoza NA. 1968. Consideraciones sobre la biología pesquera de la sierra. *Scomberomorus maculatus* (Mitchill) en el Estado de Veracruz. Bios.1(2):11-22.
- Ortiz-Lozano L, P Arceo-Briseño, A Granados-Barba, D Salas-Monreal y L Jiménez-Badillo. 2010. Zona costera. En Griselda Benítez y Carlos Welsh Rodríguez. Atlas del Patrimonio Natural, Histórico y Cultural de Veracruz. Patrimonio Natural I:123-146pp.
- Pauly D y R Watson. 2005. Background and interpretation of the Marine Tropic Index, as a measure of biodiversity. Biological Sciences. 360:415-423. Doi: 10.1098/rstb.2004.1597
- Pauly D, V Christensen y C Walters. 2000. Ecopath, Ecosim, and Ecospace as tools for evaluating ecosystem impact of fisheries. ICES Journal of Marine Science. 57: 697-706.
- Pauly D, V Christensen, J Dalsgaard, R Froese y F Torres. 1998a. Fishing down marine webs. Science. 279(5352): 860-683.
- Pauly D, V Christensen, R Froese y M Palomares. 1998b. Fishing down aquatic Food webs. American Scientist. 88: 46-51.
-

- Pérez-España H, LG Abarca-Arenas y ML Jiménez-Badillo. 2006. Is fishing-down trophic web a generalized phenomenon? The case of Mexican fisheries. *Fisheries Research*. 79: 349-352. Doi: 10.1016/j.fishres.2006.03.027
- Pérez-España H, J Bello-Pineda, P Ávila-Santiago, P Berumen-Solorzano, S Melo-Merino, RR Flores-Arévalo, J Santander-Monsalvo, RS Gómez-Villada, MA Román-Vives, C Ruiz-Lozano, M Alvarado-Tejeda, A Roldan-Ubando y A Cabrera-Valenzuela. 2014. Monitoreo del Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano. Informe final 2006-2014. UV-CONABIO GM 002 Y GM004. 46pp
- Reyes-Bonilla H, L Calderón-Aguilera, O Aburto-Oropeza, J Díaz-Uribe, H Pérez-España, P del-Monte-Luna, S Lluch-Cota y L López-Lemus. 2009. La disminución en el nivel trófico de las pesquerías en México. *Comunicaciones libres, Ciencia*. (jul-sep):1-9.
- Rombouts I, G Beaugrand, X Fizzala, F Gaill, SPR Greenstreet, S Lamare, F Le Loc'h, A McQuatters-Gollop, B Mialet, N Niquil, J Percelay, F Renaud, AG Rossberg y JP Féral. 2013. Food web indicators under the Marine Strategy Framework Directive: From complexity to simplicity? *Ecological Indicators*. 29: 246-254.
- Rueda M y O Defeo. 2003. A bioeconomic multispecific analysis of an estuarine small-scale Fishery: spatial structure of biovalue. *ICES Journal of Marine Science*. 60(4): 721-732.
- Salas S, R Chuenpagdee, J Seijo y A Charles. 2007. Challenges in the assessment and management of small-scale fisheries in Latin America and the Caribbean. *Fisheries Research*. 87:5-16
- Seijo JC. 2007. Considerations for management of metapopulations in small-scale fisheries of the mesoamerican barrier reef ecosystem. *Fisheries Research*. 87:86-91.
- Stergiou KI y A, Tsikliras. 2011. Fishing down, fishing through and fishing up: fundamental process versus technical details. *Marine Ecology Progress Series*. 441: 295-301. Doi: 10.3354/meps09377
- Swartz W, E Sala, S Tracey, R Watson y D Pauly. 2010. The Spatial Expansion and Ecological Footprint of Fisheries (1950 to Present). *PLoS ONE*. 5(12): e15143.
- Vargas-Hernández JM, G Nava Martínez y MA Román-Vives. 2002. Peces del sistema arrecifal veracruzano. En: Guzmán-Amaya P, C Quiroga-Brahms, C Díaz-Luna, D Fuentes-Castellanos, CM Contreras y G Silva-López. *La pesca en Veracruz y sus perspectivas de desarrollo*. SAGARPA-UV, Veracruz, México 17-29pp.
- Zhang C, S Kim, D Gunderson, R Marasco, JB Lee, HW Park y JH Lee. 2009. An ecosystem-based fisheries assessment approach for Korean fisheries. *Fisheries Research*. 100:26-41. Doi: 10.1016/j.fishres.2008.12.002

La zona costera de Veracruz a Antón Lizardo: un análisis sobre la vulnerabilidad de sus servicios ambientales

The Veracruz to Antón Lizardo coastal zone: a vulnerability analysis of its environmental services

¹Ortiz-Lozano L, ¹Granados-Barba A, ²Espejel I, ³Salas-Pérez J, ³González-Gándara C.

¹Instituto de Ciencias Marinas y Pesquerías, Campus Veracruz, Universidad Veracruzana. Calle Hidalgo 617, Col. Río Jamapa, cp. 94290 Boca del Río, Veracruz, México.

²Universidad Autónoma de Baja California. Facultad de Ciencias. Carretera Tijuana-Ensenada km 103. Ensenada 22800, Baja California, México.

³Facultad de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Facultad de Ciencias Biológicas y Agropecuarias. Universidad Veracruzana. Carretera Tuxpan-Tampico km 7.5. CP 92860. Col. Universitaria, Tuxpan, Veracruz, México.

Email: lortiz@uv.mx

RESUMEN

La Zona Costera de Veracruz-Antón Lizardo (ZCVL) es una región con rápido crecimiento urbano. La presencia de manglares, dunas costeras y arrecifes coralinos, brinda servicios ambientales que han favorecido la permanencia histórica de los asentamientos humanos en ella. La presencia de estos servicios ambientales depende de que se mitigue la presión que el crecimiento antrópico ejerce sobre ellos. Aquí se analiza la vulnerabilidad de los ambientes que prestan estos servicios en la zona costera que incluye la plataforma continental donde se encuentra el Sistema Arrecifal Veracruzano y las microcuencas que abarcan desde la zona conurbada de Veracruz-Boca del Río hasta Punta Antón Lizardo. Se evaluaron dos componentes de la vulnerabilidad: la sensibilidad y el riesgo, tanto en el medio marino como en el terrestre. En el medio terrestre existen pocas zonas con una sensibilidad “muy alta”; mientras que en la zona marina la sensibilidad es media. En la parte terrestre hay zonas con un alto riesgo de perder sus servicios ambientales y ello sucede en las microcuencas que cuentan con una gran proporción de zona modificada, mientras que en lo marino las áreas con mayor riesgo de perder sus servicios ambientales son las franjas Litoral y Plataforma Interna. Las áreas con alta vulnerabilidad de perder sus servicios ambientales se presentan en la microcuencas Antón Lizardo y Puente Moreno. En la Franja de Plataforma Externa que es el paisaje que predomina en el área costero-marina de estudio, existe una vulnerabilidad media, que se modifica a una vulnerabilidad alta en las Franjas de Plataforma Media e Interna

Palabras Clave: Manejo de zonas costeras, Riesgo, Sensibilidad.

ABSTRACT

The Coastal Zone Veracruz-Anton Lizardo (ZCVL) is a region with rapid urban growth. The presence of mangroves, coastal dunes and coral reefs, provides environmental services that have favored the historical permanence of human settlements in it. The presence of these environmental services depends to mitigate the growing anthropic pressure exerted on them. Here, the vulnerability of environments that provide these services in the coastal zone was analyzed, from the continental shelf where the Veracruz Reef System is allocated to the micro watersheds of Veracruz Boca del Río and Antón Lizardo. In order to evaluate vulnerability, the sensitivity and risk, both in the marine environment and land they were assessed. On the terrestrial component there are few areas with a "very high" sensitivity; while in the marina component the sensitivity is high. In the terrestrial component, there are areas with a high risk of losing their environmental services and this happens in watersheds that have a large proportion of modified land, while in the marine areas with the greatest risk of losing their environmental services are the Litoral and Internal Platform Strips. Areas with high vulnerability of losing their environmental services are in the watersheds Anton Lizardo and Puente Moreno. In the External Platform Strip is the landscape that dominates the coastal marine area of study, there is an average vulnerability, which is modified to a high vulnerability in and Internal Media Platform stripes.

Key words: Coastal zone management, risk, sensibility.

INTRODUCCIÓN

La zona costera es un amplio espacio de interacciones entre el mar, la tierra y la atmosfera, donde el hombre ha actuado históricamente como agente trasformador de primera magnitud. Esta zona es un sinónimo de dinamismo, existiendo múltiples enfoques para definir sus límites geográficos (Sorensen et al. 1992; Mumbya y Harborne 1999; Valesinia et al. 2003; Yañez-Arancibia y Day 2004; Devred et al. 2007); sin embargo, todas las definiciones consideran una componente terrestre, una componente marina y una zona de transición o interfase, en donde ambos componentes entran en contacto. Derivado de éstas características particulares, las zonas costeras poseen diversos ambientes naturales que son los responsables de la provisión de servicios ambientales hacia los asentamientos humanos que se ubican en ellas.

La Zona Costera de Veracruz-Antón Lizardo (ZCVL) en el estado de Veracruz es relevante porque en ella se combina la presencia de amplios espacios naturales costeros protegidos y actividades humanas portuarias, turísticas y urbanas. Los sistemas naturales veracruzanos representan hábitats críticos que han sido protegidos para garantizar el mantenimiento de la biodiversidad, estando su importancia resaltada a través de los decretos de protección del Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano (PNSAV) en 2002, sitios Ramsar (importantes humedales) en 2004 y 2005 o como Reserva de la Biosfera de UNESCO, en 2006. Sin embargo, la presión antrópica sobre ellos, como la extracción de coral, la tala de manglar y las alteraciones a los flujos hidrológicos, así como la contaminación por aguas de desecho han sido los impactos históricos comunes en la región (Arriaga et al. 1998; Cervantes 2005; Ortiz-Lozano 2012) y aplicables a la zona costera del país (Ortiz-Lozano et al. 2005).

La permanencia de los servicios ambientales que los ecosistemas costeros brindan a la zona conurbada Veracruz-Boca del Río depende por tanto de la mitigación de las diferentes presiones que el mismo crecimiento urbano ejerce sobre ellos. Para coadyuvar a asegurar dicha permanencia, en este estudio se hace una evaluación de la vulnerabilidad de los ecosistemas costeros de perder sus servicios, a través de la identificación de los factores de sensibilidad y riesgo que determinan su condición en el tiempo.

Franjas paralelas a la costa

Los componentes marino y terrestre de la zona costera están conformados por una serie de zonas de transición o ecotonos (Ray y Hayden 1992), que se distribuyen de forma paralela al litoral y que determinan la intensidad de las relaciones energéticas al interior de cada componente y con respecto a los otros. En la porción terrestre de la zona costera, los ecotonos están determinados por la elevación y la pendiente del terreno, las cuales son responsables de la presencia de zonas de alta energía en el flujo de agua (zonas de erosión) y zonas donde se presenta un gradiente negativo (zonas de deposición); asimismo, existe una zona marcada en donde las aguas continentales entran en contacto con las aguas marinas e incluso, se ven sujetas a efectos de las mareas. En México Escofet (2004) ha propuesto este arreglo “por franjas” para la regionalización de la zona costera.

La porción marina presenta zonas de transición asociadas con las características de las masas de aguas, dirección de corrientes y batimetría. De acuerdo con Ray y Hayden (1992), estas zonas definen dos franjas: una proximal, receptora de los aportes continentales, que presenta corrientes encarriladas a la costa; y otra distal que se dispone hacia la porción externa de la plataforma continental donde la mezcla con aguas oceánicas es mayor. Entre los componentes terrestre y marino, existe un vector perpendicular al litoral que es el responsable de la conexión funcional, que está representado por los escurrimientos de las cuencas hidrológicas que ingresan al componente marino afectando a los ecotonos presentes en él, siendo responsables del arrastre de sedimentos (Vörösmarty et al. 2000) y nutrientes (Mudge y Duce 2005).

Servicios ambientales

Los servicios ambientales son las condiciones y los procesos a través de los cuales los ecosistemas naturales y las especies que los forman mantienen y satisfacen la vida del ser humano, enriqueciendo el valor paisajístico del área y derivando en beneficios económicos que se generan por turismo, extracción de recursos bióticos y abióticos, entre otros (Costanza et al. 1997).

Vulnerabilidad, sensibilidad y riesgo (COI, 2000).

Una zona vulnerable puede ser definida como aquella que es sensible y que está sujeta a riesgos. Por lo tanto, su vulnerabilidad estará determinada por su grado de sensibilidad y por su grado de riesgo.

La sensibilidad de un ecosistema depende de sus características ambientales intrínsecas y varía de acuerdo a estas. Está definida por la capacidad del ambiente para resistir el deterioro de su riqueza natural (o biodiversidad) y por su capacidad para resistir el estrés.

Los factores de riesgo dependen de las actividades humanas en la zona costera y varían de acuerdo con las actividades desarrolladas. Los factores que generan riesgos involucran generalmente diferentes tipos de contaminación, desarrollos costeros, sobreexplotación de recursos, etc., pero también están relacionados con los factores naturales que pueden ser empeorados por la acción humana.

MATERIAL Y MÉTODOS

Se definió el área de estudio que incluye la zona costera entre Punta Gorda y Punta Antón Lizardo; considerando los componentes terrestre y marino. El componente costero terrestre se delimitó con base en la identificación de microcuencas hidrológicas, las cuales fueron definidas utilizando el Modelo de Elevación Digital (MDE) obtenido del *International Centre for Tropical Agriculture (ICTA)* (Jarvis et al. 2006), así como ortofotos, fotografía aérea y datos vectoriales del INEGI. Se identificaron ocho unidades de escurrimiento que corresponden a las microcuencas hidrológicas del área de estudio: tres son contiguas a la parte marina por lo que se denominaron *Microcuencas de Primer Orden de Colindancia*, mientras que las otras cinco, se encuentran aledañas a las tres anteriores pero hacia tierra adentro, por lo que se denominaron *Microcuencas de Segundo Orden de Colindancia* (Fig. 1), cuyas dimensiones (superficie y perímetro) se encuentran vertidos en la Tabla 1.

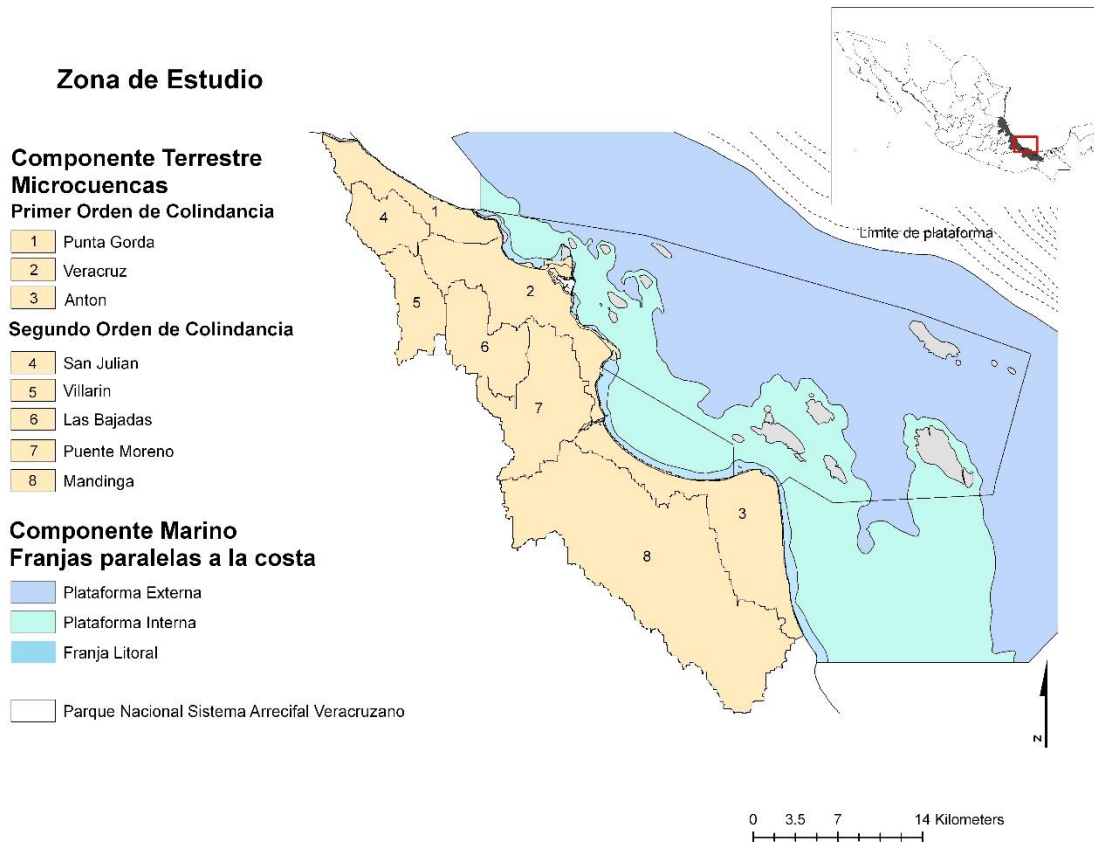


Fig. 1. Área de estudio considerando los componentes costeros terrestres y marinos.

En el componente costero marino, se consideraron las características físicas generales propias del territorio que definen la estructura y función de los ecosistemas (Zacharias y Roff 2000). Siguiendo la metodología planteada por Ortiz-Lozano et al. (2009), en la escala de subsistemas se realizó una evaluación fisiográfica de la región con cartografía 1:250,000 (gran escala), considerando la conformación de la línea de costa, la presencia de desembocaduras de ríos y la distribución geográfica de los edificios arrecifales, mientras que, en la escala de paisajes marinos, se utilizó un modelo batimétrico del área a partir de las cartas S.M. 822 (Veracruz a Puerto de Alvarado) y S.M. 823 (Veracruz y proximidades) de la Secretaría de Marina Armada de México, así como de la *International Bathymetric Chart of the Caribbean Sea and the Gulf of Mexico*. La información se manejó y procesó en los programas de cómputo ARCGIS v. 9.3, IDRISI v. Selva y SURFER 8.

Con el uso de esta información, complementada con datos sobre patrones de corrientes y circulación de masas de agua, se reconocieron discontinuidades batimétricas que estuvieran asociadas

con modulaciones en el flujo de las masas de agua que transitan sobre el área de estudio. Finalmente se identificaron, a escala local, las diferentes unidades ambientales que fueron delimitadas por la presencia de las estructuras arrecifales que conforman al PNSAV.

Tabla 1. Superficie y perímetro de las microcuencas hidrológicas del área de estudio.

Microcuenca	Perímetro (km)	Área (km ²)	Hectáreas
1. Punta Gorda	50.96	34.42	3441.81
2. Veracruz	84.57	69.53	6952.51
3. Antón	82.73	78.76	7876.40
4. San Julián	30.12	24.44	2443.80
5. Villarín	36.42	28.77	2877.06
6. Las Bajadas	42.98	38.95	3894.78
7. Puente Moreno	62.95	62.10	6210.27
8. Mandinga	112.81	209.04	20904.40

Con base en el análisis cartográfico, y con la aproximación de Franjas Paralelas a la Línea de Costa (Ray y Hayden 1992, Escofet 2004), se utilizó la propuesta de franjas batimétricas de Ortiz-Lozano et al. (2009) para la región, la cual incluye una *Franja Litoral* (0-10 m de profundidad), una *Franja de Plataforma Interna* (10-25 m de profundidad) y una *Franja de Plataforma Externa* (entre 25 y 80 m ya en el borde continental). Estas franjas se tomaron como elementos base para la regionalización y análisis, ya que cada una guarda características particulares en cuanto a tipo de energía, masas de agua que sobre ellas circulan y por su relación con la zona terrestre, definiendo los sistemas del componente costero marino de estudio. Los subsistemas se determinaron por la presencia de arrecifes, características batimétricas más finas y hábitats presentes. La información se incorporó a un Sistema de Información Geográfica para facilitar su interpretación y análisis.

El área de estudio fue delimitada en sentido paralelo a la costa por la presencia del talud continental, el cual fue identificado por el cambio abrupto en la pendiente de la plataforma continental (Lecuanda y Ramos 1998) que se presenta hacia los contornos de profundidad (isobatas) de los 60 y 80 m. En sentido perpendicular a la costa, el área de estudio abarca hasta los límites del Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano.

Evaluación de la sensibilidad

La evaluación de esta en el componente costero terrestre se obtuvo a partir de un análisis de percepción remota, para identificar el uso de suelo y vegetación en el área de estudio (Fig. 2). A partir de esta información se identificaron los elementos paisajísticos que contaran con un alto grado de naturalidad y que fueron considerados como las unidades que proveen servicios y bienes ambientales. Tomando como referencia información teórica, se determinó el grado de sensibilidad de cada uno de

ellos con base en el tipo de ecosistema presente y su resiliencia o elasticidad (capacidad de retornar al estado original después de una perturbación). En la escala más gruesa, para los ambientes identificados se describen los atributos teóricos que son determinantes para evaluar su sensibilidad y los servicios ambientales que prestan (Tabla 2).

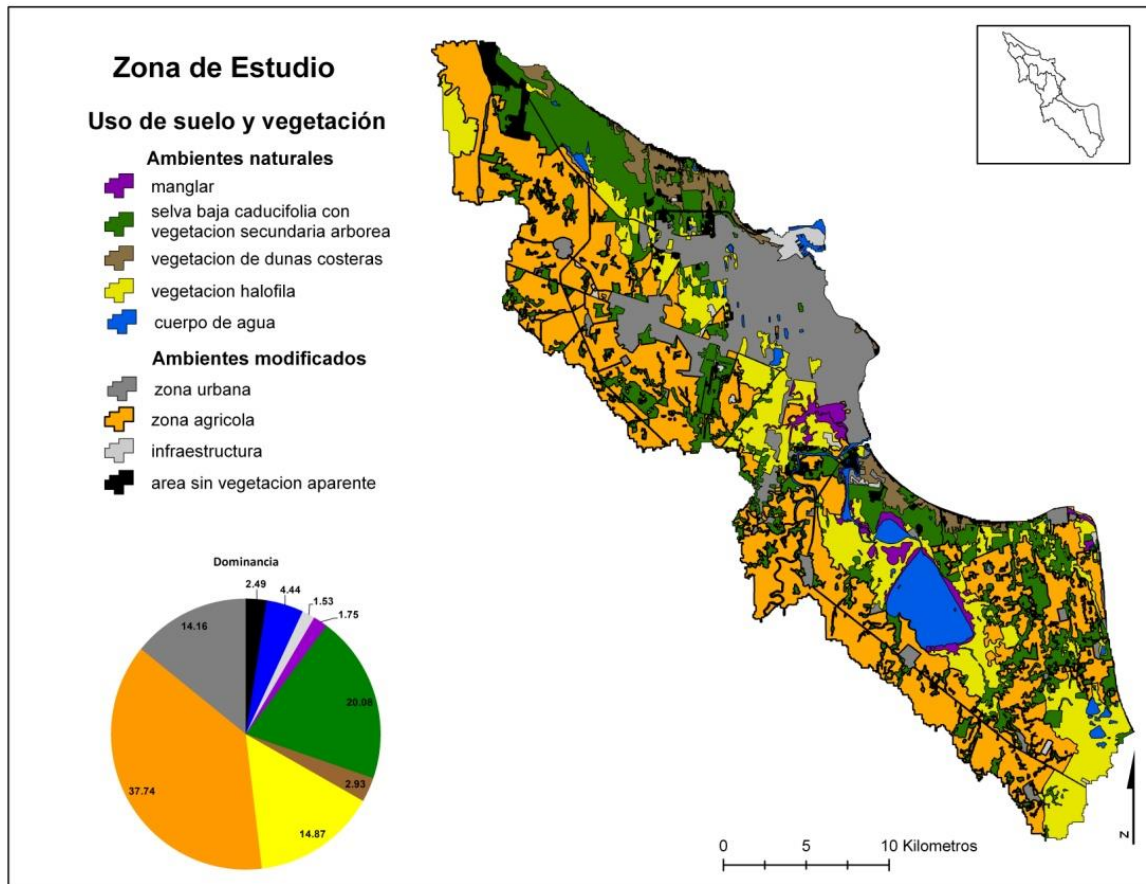


Fig. 2. Uso de suelo y vegetación en el área de estudio.

Selva baja caducifolia.- Se presentan bajo una amplia gama de condiciones ambientales, y en México su diversidad florística alcanza niveles superiores a los de otras selvas neotropicales similares, alcanzando hasta las 900 especies (Trejo 2005). Resalta la sensibilidad en la estructura ecosistémica ante los factores de modificación. Este sistema se presenta en el 20 % en el área de estudio, pero son parches fragmentados por caminos y parcelas agrícolas (Fig. 2).

PARQUE NACIONAL SISTEMA ARRECIFAL VERACRUZANO
NÚMERO ESPECIAL VOL.2, No.8. JULIO-DICIEMBRE 2015.

**Tabla 2. Hábitats costeros y sus servicios ecosistémicos (X= que provee una cantidad significativa del servicio).
Elaborado a partir de Gómez-Baggethun y de Groot (2007).**

Servicio Ecosistémico	Estuarios	Manglares	Lagunas	Pastos marinos	Arrecifes coralinos	Plataforma interna	Plataforma externa
Biodiversidad	X	X	X	X	X	X	X
Servicios de Provisión							
Alimento	X	X	X	X	X		X
Fibra, madera, combustible	X	X	X			X	X
Medicina, otros recursos	X	X	X		X	X	
Servicios de Regulación							
Regulación biológica	X	X	X		X		
Retención y almacenamiento de agua dulce	X		X				
Balance hidrológico	X		X				
Regulación atmosférica y climática	X	X	X	X	X	X	X
Control de enfermedades humanas	X	X	X	X	X		
Procesado de desechos	X	X	X	X	X		
Protección (inundación/tormentas)	X	X	X	X	X		
Control de Erosión	X	X	X	X	X		
Servicios Culturales							
Cultura	X	X	X	X	X	X	
Recreación	X	X	X		X		
Estética	X		X		X		
Educación e investigación	X	X	X	X	X	X	X
Servicios de Soporte							
Bioquímicos	X	X			X		
Reciclado de nutrientes	X	X	X		X	X	X

Manglares.- Se desarrollan en la zona costera intermareal en gradientes amplios de salinidad. La producción de biomasa aérea oscila entre 100 y 200 ton Ha⁻¹ y su productividad primaria neta está entre 20 y 40 ton Ha⁻¹ año⁻¹ (Larcher 1977). Constituyen “puentes ecológicos” que relacionan el aporte de materia y energía entre la zona costera terrestre y marina. Albergan a numerosas especies sirviéndoles como zonas de refugio y crianza. Proveen diferentes bienes y servicios extractivos como la pesca,

encontrándose una relación positiva entre la cobertura de manglar y la producción pesquera (Constanza et al. 1997). Valoraciones económicas de estos hábitats arrojan valores entre 750 a 11,280 USD Ha⁻¹ considerando a moluscos, peces y crustáceos (Rönbäck 1999), así como bienes y servicios no extractivos como la protección ante tormentas e inundaciones y el control de la contaminación (desintoxicación), refugio (zonas de crianza) y hábitat para especies migratorias, producción de alimentos (pesca, cacería y recolección), materiales sin refinar (producción de madera, combustible y forraje) y recreación (ecoturismo y pesca deportiva) (Constanza et al. 1997). En México, estos hábitats se distribuyen en desde Baja California hasta Chiapas en la vertiente del Océano Pacífico y entre Tamaulipas y Quintana Roo en las vertientes el Golfo de México y Mar Caribe (CONABIO 2009). En Veracruz son ampliamente distribuidos, existiendo cuatro especies: *Rhizophora mangle* L. (1753) (rojo), *Avicennia germinans* L. (1764) (negro), *Laguncularia racemosa* (L.) Gaertn (blanco) y *Conocarpus erectus* (L.) (botoncillo). Este sistema se presenta en el 1.75% del área de estudio (Fig. 2).

Vegetación de dunas costeras.- Los ecosistemas de dunas costeras revisten una gran relevancia tanto por la presencia de especies nativas como por las funciones que realizan en el control de tormentas y huracanes. Se encuentran dentro de rutas migratorias de diversas especies de aves, y en conjunto con los demás ecosistemas de la región contribuyen al balance energético de la zona costera Veracruzana. Este sistema se presenta en el 2.93% del área de estudio (Fig. 2).

Vegetación halófila e hidrófita.- Este tipo de vegetación se ubica en tierras inundables tanto por agua salobre como en zonas de vasos reguladores. En ellas se desarrolla una gran diversidad de especies vegetales y animales que pueden ser resistentes a las condiciones salobres, resaltando la presencia de aves migratorias y residentes. Este sistema se presenta en el 14.87% del área de estudio (Fig. 2).

Sistemas de pastos marinos.- Se ubican en lagunas, estuarios, en la zona litoral y la plataforma interna, siendo típicos componentes de las lagunas arrecifales. Llegan a crecer de 5 a 10 mm día⁻¹, aportando detritus particulado y disuelto; su productividad primaria (500 a 4,000 g carbono m⁻² año⁻¹) y orgánica son relativamente altas (Lara-Domínguez 2006). Forman densas praderas que son importantes en el reciclamiento de los nutrientes de los ecosistemas costeros, presentan resistencia a las corrientes y estabilizan los sedimentos, favoreciendo la transparencia de las aguas. Constituyen una fuente de alimento para numerosos organismos, un hábitat para epífitas y especies que los utilizan como áreas de crianza y reproducción (Oshima et al. 1999). Una diversidad de hongos, bacterias, micro y macroalgas e invertebrados sésiles utilizan su sustrato (Kendrick y Lavery 2001), constituyendo un soporte para el mantenimiento de la biodiversidad en general. Sus complejas redes que forman sus raíces ayudan a fijar el sedimento del fondo, mejoran la calidad del agua en su entorno y ayudan a reciclar los nutrientes.

Sistemas de arrecifes de coral.- Son estructuras formadas por diversas colonias de corales pétreos y algas coralinas principalmente, que conforman ecosistemas megadiversos capaces de cambiar el paisaje marino y crear estructuras de topografía compleja que proveen numerosos hábitats en un área muy reducida. Estos sistemas representan una fuente de materiales de construcción, energéticos y de medicinas naturales; representan zonas de crianza y protección para numerosas especies; funcionan como barreras naturales protectoras de la zona costera ante el oleaje y viento, disipando la energía, y contra condiciones desfavorables para el humano y ecosistemas como pastos marinos y manglares; son

importantes para la pesca, recreación y turismo en general, además; son sistemas altamente productivos con una productividad primaria estimada de 300 a 500 g C m⁻² año⁻¹ (Toledo-Ocampo 2005, Travieso-Bello 2006).

En la zona costera-marina, la sensibilidad se estableció con base en la capacidad de limpieza de las diferentes franjas paralelas a la costa, considerando que las cercanas a tierra tienen menor capacidad de limpieza que las que se encuentran alejadas. Este análisis, se apoyó en el marco conceptual de franjas paralelas a la línea de costa (Ray y Hayden 1992), siguiendo la propuesta metodológica de la Comisión Oceanográfica Intergubernamental (COI-UNESCO 2000).

Finalmente, tanto para el componente terrestre como el marino, se asignaron valores en escala del 1 al 4 con correspondencia a códigos de color, en función de su grado de sensibilidad, de manera que se puedan observar los ambientes costeros y su sensibilidad sobre una cartografía sintética.

Evaluación del riesgo

Para realizar la evaluación del riesgo en el componente terrestre del área de estudio se consideraron tres factores relacionados con la distribución espacial de los ambientes naturales tanto en toda la zona de estudio en general como en las diferentes microcuencas que la componen. El primer factor corresponde a la fragmentación intrínseca de cada uno de los ambientes naturales, la cual fue evaluada con base en el análisis de vegetación y uso de suelo del área de estudio, generado a partir de imágenes satelitales SPOT del año 2005.

Para realizar el análisis de fragmentación se utilizó el Sistema de Información Geográfica ARCGIS 9.2, a través de la extensión V-LATE 1.1 del programa ArcMap, la cual fue desarrollada para el análisis de paisajes basado en vectores (Tiede y Lang 2004). Con ayuda de este software se obtuvo el Índice de Proximidad Media (IPM) (Megarigal y Marks 1995) para cada uno de los ambientes naturales. Este índice permite tener una idea aproximada sobre el aislamiento de los parches de un determinado ambiente con respecto a parches de su mismo tipo. La fórmula utilizada para calcularlo es la siguiente:

$$IPM = \sum_{i=1}^n \frac{a_i}{h_i^2}$$

Donde:

a_i = área del fragmento i

h_i^2 = distancia al cuadrado del vecino i

El *IPM* aumenta a medida que la proximidad entre los parches de un mismo tipo es mayor. Debido a que este índice no tiene un valor máximo definido, se pueden obtener valores muy altos y/o muy bajos, por lo cual se aplicó la raíz cuarta a los valores obtenidos con el fin de facilitar su interpretación.

En el presente estudio consideramos a la fragmentación como el valor inverso del *IPM*, de forma que:

$$Fragmentación = \frac{1}{\sqrt[4]{IPM}}$$

El segundo factor evaluado fue la proporción de la superficie de cada ambiente natural con respecto a cada una de las microcuencas y a la zona de estudio en general. Para ello se realizó un análisis de diversidad con apoyo del software ArcMap y la extensión V-LATE 1.1.

El tercer y último factor está representado por la dominancia de los ambientes modificados por el hombre con respecto a los ambientes naturales de la zona de estudio. Este análisis, se efectuó para cada microcuenca con ayuda del software mencionado previamente, considerando que la dominancia de los ambientes modificados en cada paisaje (microcuenca) determina en gran medida el riesgo que existe para que se dé un cambio en el uso de suelo, convirtiendo a los ambientes naturales en modificados. Se consideró como ambientes modificados a las zonas dedicadas a las actividades agropecuarias, las zonas urbanas, las zonas con infraestructura y las zonas sin vegetación aparente.

Para obtener un Índice de Riesgo integrado, se estandarizaron los valores obtenidos para cada ambiente natural en cada uno de los factores analizados de la forma que se muestra en las Tablas 3, 4 y 5.

Tabla 3. Valor estandarizado para cada ambiente natural por rangos (Fragmentación).

Rango	Valor estandarizado
0-0.25	0
0.26-0.50	1
0.51-0.75	2
Mayor de 0.75	3

Tabla 4. Valor estandarizado de proporción del ambiente natural (PAN) y porcentaje de rangos

Rango (%)	Valor estandarizado
0-0.25	3
0.26-0.50	2
0.51-0.75	1
0.75-100	0

Tabla 5. Valor estandarizado de dominancia de los ambientes modificados en el paisaje (DAM) y porcentaje de rangos.

Rango (%)	Valor estandarizado
0-0.25	0
0.26-0.50	1
0.51-0.75	2
0.75-100	3

Mediante la sumatoria de cada uno de estos factores en cada ambiente se obtuvo el valor del riesgo, mediante la fórmula:

$$Riesgo = \Sigma(F, PAN, DAM)$$

Los valores obtenidos fueron a su vez estandarizados para obtener el Índice de Riesgo de acuerdo con la Tabla 6.

Tabla 6. Índice de Riesgo obtenido de cada uno de los factores ambientales

Rango	Índice de Riesgo
0-3	1
4-6	2
7-9	3

Con los resultados obtenidos se elaboraron los Mapas de Riesgo para cada una de las ocho microcuencas del área de estudio con ayuda del programa ArcMap 9.3 ESRI.

Evaluación del Riesgo en el componente marino del área de estudio

Esta evaluación general descansa en la presencia de tres ecotonos característicos de la zona costera: la franja litoral, que está representada por las aguas que se ubican pegadas a la costa y que se desplazan sobre las isobatas de 0 a 10 m de profundidad; la plataforma interna, que está formada por la franja de aguas que se desplazan paralelas a la línea de costa sobre las isobatas de 10 a 25 m y; la plataforma externa, sobre la cual se desplazan las aguas libres de plataformas sobre las isobatas mayores a los 25 m. Cada una de estas franjas o ecotono presenta diferentes capacidades para el recambio de agua (limpieza), siendo la de menor capacidad la franja litoral, seguida por la de plataforma interna, mientras que la plataforma externa es la que presenta mayor capacidad (Ortiz 2006).

Considerando lo anterior y tomando en cuenta la presencia de diferentes impactos ambientales previamente identificados en el área por Ortiz (2006), se generó un Índice de Riesgo que considera ambos aspectos. Para obtener este índice se asignó un valor estandarizado a la capacidad de limpieza de cada franja de acuerdo a la Tabla 7.

Tabla 7. Índice de Riesgo, considerando la presencia de tres ecotonos característicos de la zona costera.

Franja o Ecotono	Capacidad de limpieza (CL)
Litoral	3
Plataforma Interna	2
Plataforma Externa	1

Debido a que la evaluación es con respecto al riesgo de cada ambiente, el valor asignado en capacidad de limpieza (CL) es inverso a la capacidad de cada franja.

Con respecto a la problemática ambiental (impactos ambientales), se obtuvo información sobre la presencia de 18 problemas ambientales en toda la zona, tomándose este valor total como referencia para establecer rangos que permitieran estandarizar los impactos con base en la proporción que de éstos se presentan en cada franja. . El valor de impacto fue estandarizado de acuerdo con la Tabla 8.

Tabla 8. Rango de Impactos Ambientales obtenidos a partir de 18 problemas ambientales en la zona.

Rango (# problemas)	Impacto
0-6	1
7-12	2
13-18	3

Mediante la sumatoria de estos dos valores (CL e Impacto), se obtuvo un Índice de Riesgo Marino tomando en cuenta los rangos de la tabla 9.

Tabla 9. Índice de Riesgo Marino obtenido a partir de los valores de CL e Impacto.

Rango	Índice de Riesgo Marino
0-2	1
3-4	2
5-6	3

Para el caso de los ambientes arrecifales, se generó un Índice de Riesgo Arrecifal, el cual permite apreciar a una escala más fina la modulación del riesgo en la componente marina. Para ello, se utilizó la información generada por el antes Centro de Ecología y Pesquerías (2000) en la Propuesta de Programa de Manejo del PNSAV en donde, para cada arrecife que compone al área protegida, se consideran diferentes atributos evaluados a través de paneles de expertos.

En la creación de este índice se consideró lo siguiente: La franja o ecotono donde se encuentra el arrecife, la capacidad de limpieza de dicha franja, el desarrollo coralino, el estado de conservación y el impacto ambiental en cada arrecife. El atributo de Capacidad de Limpieza fue estandarizado de igual forma para el Índice de Riesgo Marino.

En cuanto a los restantes atributos estos fueron estandarizados de acuerdo con la tabla 10.

Tabla 10. Valores según atributos de: Desarrollo Coralino, Impacto y Estado de Conservación.

Desarrollo Coralino	Valor
Elevado	1
Moderado	2
Bajo	3
Impacto	Valor
Bajo	1
Moderado	2
Elevado	3
Estado de Conservación	Valor
Elevado	1
Moderado	2
Bajo	3

La sumatoria de estos valores para cada arrecife (CL+Desarrollo Coralino+Impacto+Estado de Conservación) arrojó un valor que al estandarizarse representa el Índice de Riesgo Arrecifal,(Tabla 11):

Tabla 11. Índice de Riesgo Arrecifal, considerando los valores de capacidad de limpieza-, Desarrollo Coralino, Impacto y Estado de Conservación.

Rango	Índice de Riesgo Arrecifal
0-4	1
5-8	2
9-12	3

Con los resultados obtenidos para los Índices de Riesgo Marino e Índice de Riesgo Arrecifal se elaboraron los Mapas de Riesgo con ayuda del programa ArcMap 9.2.

Evaluación de la vulnerabilidad

La vulnerabilidad de las diferentes unidades ambientales identificadas estuvo dada por la conjunción de los niveles de riesgo y sensibilidad de cada una. Esta evaluación se realizó para los ambientes naturales identificados dentro de cada una de las ocho microcuencas analizadas en su respectivo orden de colindancia con el ambiente costero marino. Con base en la anterior, la vulnerabilidad fue evaluada bajo la siguiente fórmula:

$$V_{(i)} = \sum (S_{amb(i)}, R_{amb(i)})$$

Donde: $V_{(i)}$ = Vulnerabilidad del ambiente i
 $S_{amb(i)}$ = Sensibilidad del ambiente i
 $R_{amb(i)}$ = Riesgo del ambiente i

Para ello, se utilizó el programa ArcMap 9.2 (ESRI), con el cual se efectuaron intersecciones espaciales entre las bases de datos geográficas de cada una de las microcuencas, considerando los valores asignados a cada ambiente del componente de sensibilidad y riesgo, y calculando la sumatoria de ambos. Con la finalidad de obtener un valor estandarizado para asignar los valores de Vulnerabilidad, se consideraron los valores mínimos y máximos posibles de $\sum (S_{amb(i)}, R_{amb(i)})$, asignando tres rangos de vulnerabilidad (Tabla 12).

Tabla 12. Estandarización de los valores de vulnerabilidad.

Sensibilidad $S_{amb(i)}$		Riesgo $R_{amb(i)}$		Sumatoria $\sum (S_{amb(i)}, R_{amb(i)})$		Vulnerabilidad		
Min	Max	Min	Max	Min	Max	Rango de $\sum (S_{amb(i)}, R_{amb(i)})$	Valor Estandarizado	Expresión verbal
						2-3	1	Baja
1	4	1	3	2	7	4-5	2	Media
						6-7	3	Alta

Esta aproximación se realizó para los componentes terrestre y marino del área de estudio; sin embargo, en este último caso se calcularon dos índices de vulnerabilidad: uno considerando el esquema de las franjas paralelas, que en general incluyen los ambientes de fondos blandos interarrecifales y otro considerando únicamente los cuerpos arrecifales dada su particular relevancia ecológica. De esta forma fue posible establecer un sistema de consulta rápida de las zonas más vulnerables a los efectos inducidos (antrópicos) y naturales en la zona de estudio.

RESULTADOS Y DISCUSIONES

Evaluación de sensibilidad

En general, con el análisis de sensibilidad en el componente costero-terrestre (Fig. 3) se hace evidente la escasa presencia de áreas con una sensibilidad “muy alta”, lo que indica que la presencia de manglar, valiosos por los servicios ambientales que prestan es escasa en las microcuencas, sin importar el orden de colindancia en el componente. En efecto, áreas con alta sensibilidad sólo se registran en tres microcuencas: 1) Puente Moreno debido a que en ella se encuentra ubicada el Área Natural Protegida Arrollo Moreno, cuya protección se estableció básicamente por la presencia de manglares. 2) Mandinga que, aunque en menor grado que la anterior, presenta algunos parches de manglar asociados al sistema lagunar que da el nombre a la esta microcuenca. 3) Antón Lizardo donde se encuentran parches de manglar en las inmediaciones de la Punta Antón Lizardo relacionados con el resguardo que representa las instalaciones de la Escuela Naval Militar.

Las escasas zonas de alta sensibilidad son un indicio indirecto negativo del grado de deterioro y/o fragmentación de hábitats en el paisaje del área de estudio, sobre todo si se considera que la vocación natural histórica del suelo en la zona costera de Veracruz-Antón Lizardo que incluía sistemas de dunas y lagunas interdunarias, así como manglares, se ha ido modificando gradualmente por las actividades agropecuarias y portuarias, así como por el crecimiento urbano (Siemens et al. 2006). La alteración de

hábitats y la fragmentación de ambientes es lo que predomina y ello, en general, afecta directamente el valor actual de sensibilidad.

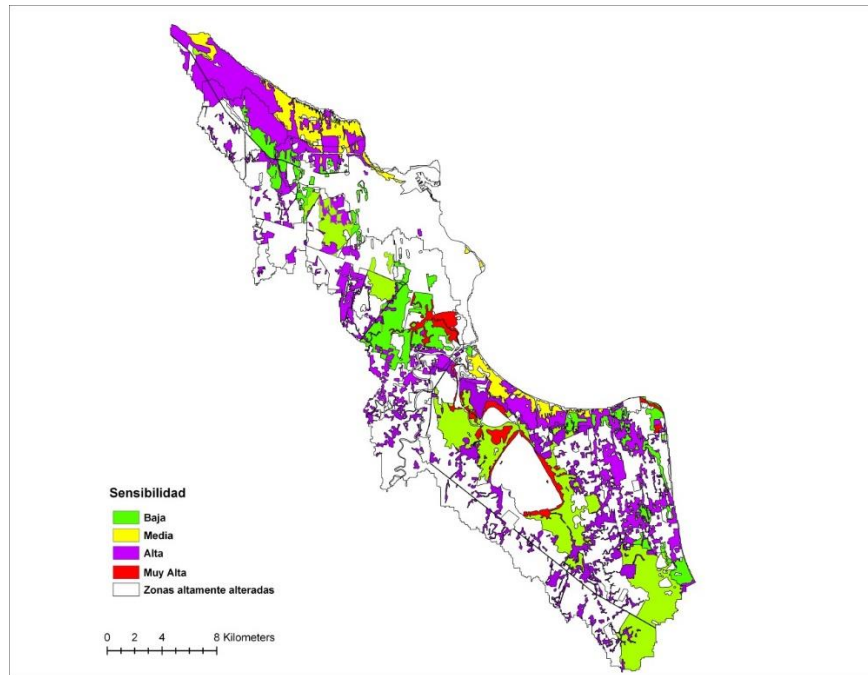


Fig. 3. Sensibilidad en el componente terrestre.

El grado de deterioro (pérdida de servicios ecosistémicos) en la zona costera-terrestre es evidente y sigue una tendencia general acorde con el desarrollo antrópico, particularmente con el crecimiento urbano, como es el caso de las microcuencas de Veracruz y San Julián. Otras actividades que han propiciado el deterioro de hábitats son las agrícolas e industriales que se llevan a cabo principalmente en las microcuencas de segundo orden de colindancia, como son Villarín y Las Bajadas, producto del cambio de uso de suelo. La Microcuenca Punta Gorda es la que hasta la fecha de muestreo (2008) muestra el menor grado de alteración.

La mayor alteración de los sistemas ambientales es en la Microcuenca Veracruz debido al desarrollo histórico de la ciudad y puerto de Veracruz que hoy en día integra una zona conurbada con Boca del Río y Medellín, alteración que también empieza a ser relevante en la Microcuenca Antón Lizardo dentro de las de primer orden de colindancia. Dentro de las de segundo orden de colindancia, la alteración es importante en las microcuencas Mandinga y Villarín.

En cuanto al análisis de sensibilidad de la zona costera-marina (Fig. 4), la presencia de estructuras arrecifales en todas las franjas costeras le brinda una sensibilidad intrínseca de inicio, que en este estudio es una sensibilidad media, y se presenta en la franja de Plataforma Externa que es el paisaje que predomina.

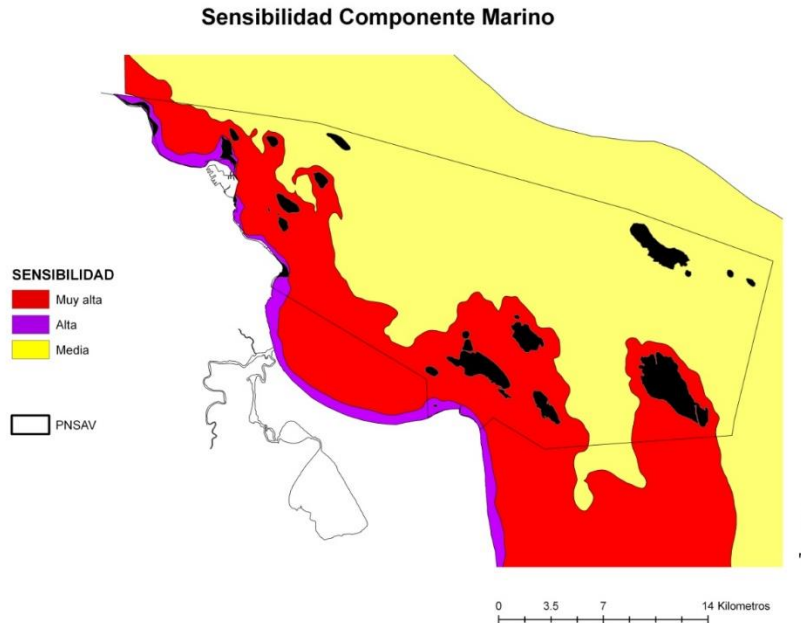


Fig. 4. Sensibilidad en el componente marino.

Una área con sensibilidad muy alta se presentan en la Franja Plataforma Interna, atribuida principalmente a que en ésta es donde existe una mayor presencia de estructuras arrecifales y de cobertura coralina en general, cuyos servicios ambientales son de importancia capital para la región, sea en términos de protección de la línea de costa, crianza de especies costeras (incluyendo las de importancia comercial) y presencia de especies clave.

Es importante hacer notar que la Franja Litoral muestra una sensibilidad alta, pero a la vez, es una franja que está bajo una presión constante producto de la cercanía con la zona urbana, sus desechos, sus actividades relacionadas con la demanda de servicios turísticos y las zonas habitacionales.

Evaluación de riesgo

En general, en la zona costero-terrestre, en todas las microcuencas, se destaca el decremento del paisaje natural, lo que propicia el deterioro de los hábitats y afecta negativamente la calidad de los servicios ambientales que éstos brindan. Ello es claro cuando se observa que la proporción correspondiente a zonas con vocación agrícola (37%) y urbana (14%), que en la zona de estudio rebasan el 50 % con respecto a las otras (Figs. 2 y 5).

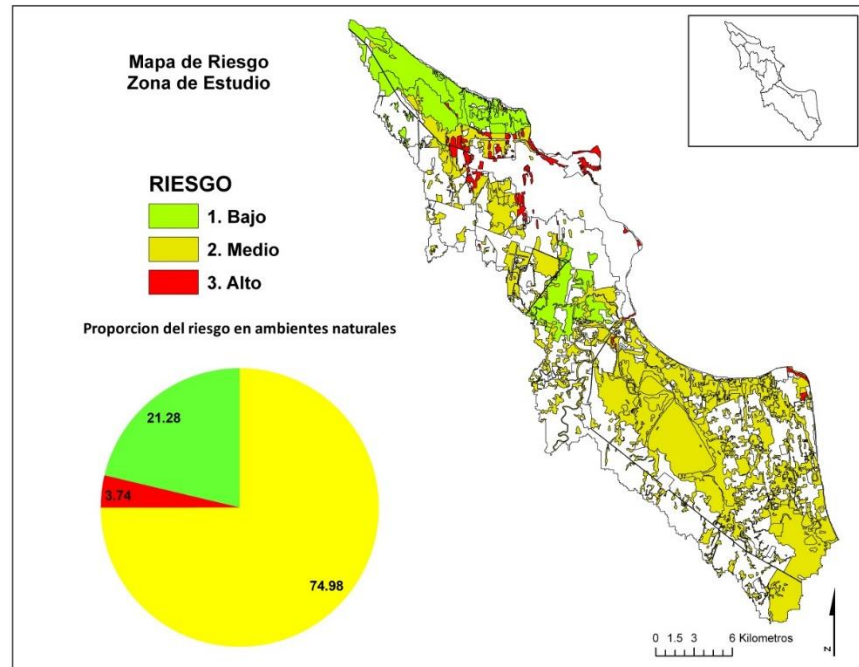


Fig. 5. Riesgo del componente terrestre.

Lo antes expuesto, implica que hay zonas con riesgo alto de perder sus servicios ambientales y ello sucede en las microcuencas que cuentan con una gran proporción de zona modificada, las cuales aparecen en blanco en las gráficas, debiéndose entender que ya no hay ambientes naturales que presten algún servicio, sea por el crecimiento urbano que continua, o por las actividades agropecuarias. Son cinco las microcuencas que se encuentran en estas condiciones mencionadas: Veracruz, Las Bajadas, Villarín, San Julián y Antón Lizardo.

En las tres primeras microcuencas como son Veracruz, Las Bajadas y Villarín, todas las categorías de riesgo son calificadas de medio a alto, siendo grave en el caso de la Microcuenca Veracruz donde, además de que es escaso el paisaje natural que ahí prevalece, éste se encuentra mayormente en una categoría de riesgo alto de perder los servicios ambientales. Esto es inevitable toda vez que la construcción de casas habitación a gran escala en la zona continua, a lo cual, se adiciona la ampliación del puerto, cuyas obras continuarán reduciendo el paisaje natural del sistema de dunas costeras, que está presente al norte del área de estudio.

En el caso de San Julián y Antón Lizardo, se presenta una situación en la que también las áreas con alto riesgo son pequeñas (1-2%); sin embargo, ambas tienen una proporción de ambientes modificados cercano al 45%, lo cual representa un riesgo potencial debido, principalmente, a las actividades agrícolas.

Particularmente, en el caso de la Microcuenca San Julián, los factores de riesgo se presentan al oeste, actualmente ya los hay al este de la misma, y ello es debido al crecimiento del Puerto de Veracruz, al incremento en sus actividades y a la demanda de servicios e infraestructura. En el caso de Antón Lizardo, además de la agricultura, el factor de riesgo es el crecimiento urbano, mismo que se ha incrementado con el desarrollo de zonas residenciales cerca de la línea de costa hacia el sur de la microcuenca.

Otro tipo de microcuenca es aquella que, a pesar de no presentar una categorización de riesgo alto, tienen una alta proporción de paisaje modificado (47%), asociado a un riesgo medio en toda la microcuenca como es el caso de Mandinga donde el principal factor de riesgo es la actividad agrícola (45%). Finalmente, se encuentran dos microcuencas que presentan la categoría riesgo bajo, estas son Puente Moreno y Punta Gorda; sin embargo, como se observa hay particularidades que claramente las diferencian, ya que Puente Moreno tiene una gran proporción de su terreno con ambientes modificados (49%) y ello hace que el riesgo medio alcance una proporción similar que el riesgo bajo, mientras que Punta Gorda, sólo tiene un 10 % de ambientes modificados, predominando el riesgo bajo en toda la microcuenca (98%), contra un 2% de riesgo medio de perder sus servicios ambientales.

En cuanto a la zona costera-marina (Fig. 6), las áreas con mayor riesgo de perder sus servicios ambientales se presentan en las franjas Litoral y Plataforma Interna, debido a la cercanía de ambas zonas con la zona costera adyacente, que es la principal fuente de impactos (factor de riesgo), como lo es en este caso, la zona conurbada Veracruz-Boca del Río-Medellín, sus actividades, sus desechos y su demanda de servicios e infraestructura.

Es importante hacer notar que, a pesar de que son dos franjas que pueden separarse por su lejanía con el litoral, en este caso el análisis las mantiene con un mismo nivel de riesgo, no así en la Franja de Plataforma Externa, en donde si el riesgo que se observa es diferenciado. Este riesgo alcanza una categoría de medio y se relaciona con su ubicación más distante del principal factor de riesgo mencionado. En esta franja, las actividades son menos y con menor intensidad, las descargas continentales que llegan a esta franja son eventuales o extraordinarias, y el sistema encuentra mecanismos de depuración que la favorecen desde el punto de vista oceanográfico.

No obstante, cuando se particulariza al interior de cada franja, y se consideran los arrecifes coralinos (Fig. 7) ya que son el principal ecosistema que brinda servicios ambientales, el riesgo puede verse diferenciado. El riesgo es en general mayor hacia el norte del área de estudio y en la Franja Litoral, ya que es ahí donde está la mayor concentración urbana producto de la presencia de la ciudad y Puerto de Veracruz, presentándose más actividades generadoras de impactos y, por lo tanto, incrementándose los factores de riesgo. A ello, se le suma el riesgo potencial relacionado con el tráfico de embarcaciones propio de la entrada y salida al puerto, ya que la ruta para ingresar cruza las tres franjas, mismas que se estrechan hacia el norte por aspectos relacionados con la geomorfología de la plataforma continental que es mucho más angosta frente a la ciudad de Veracruz que frente a la población de Antón Lizardo.

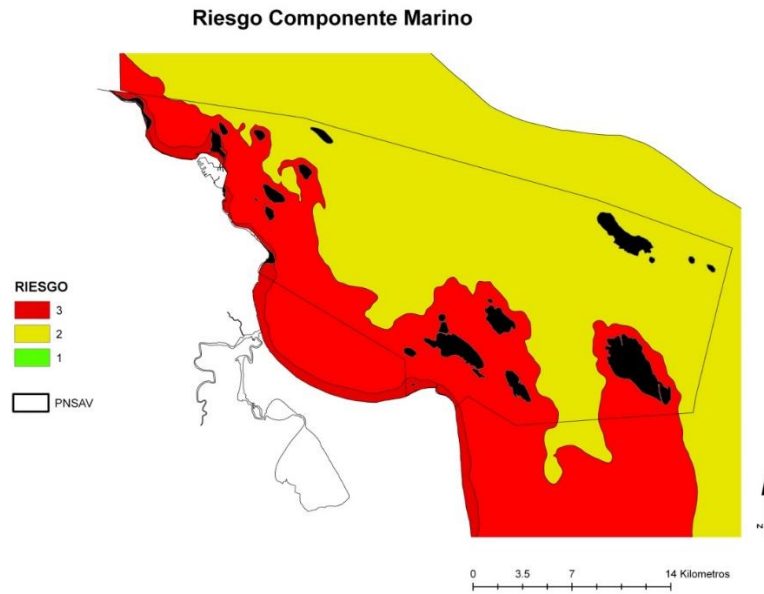


Fig. 6. Riesgo en la componente marina.

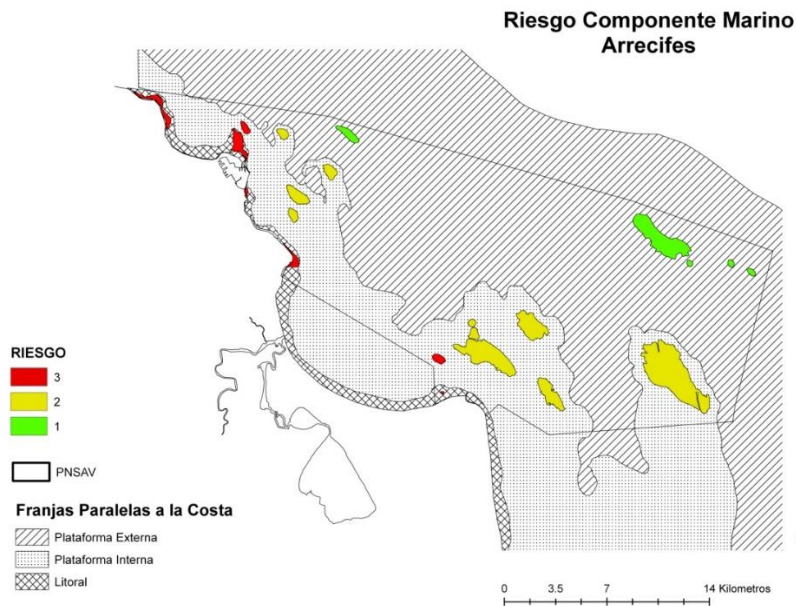


Fig. 7. Riesgo de los arrecifes en la componente marina.

Evaluación de la vulnerabilidad

La vulnerabilidad, en términos de este estudio, representa la suma e integración de las evaluaciones de sensibilidad y riesgo de los ambientes ante la pérdida de los servicios ambientales que brinda la zona costera Veracruz-Antón Lizardo (Fig. 8). Entender la vulnerabilidad en la región costera de Veracruz-Antón Lizardo, requiere considerar la proporción de terreno natural susceptible de brindar un servicio ambiental, el cual en la zona costera-terrestre representa alrededor del 40%; sin embargo, si se considera únicamente a los manglares, por su relevancia en términos de servicios ambientales, éstos representan menos del 2%, sólo son obvios en las microcuencas Antón Lizardo, Mandinga y Arroyo Moreno, lo que es evidencia de un deterioro relacionado con el cambio de uso de suelo.

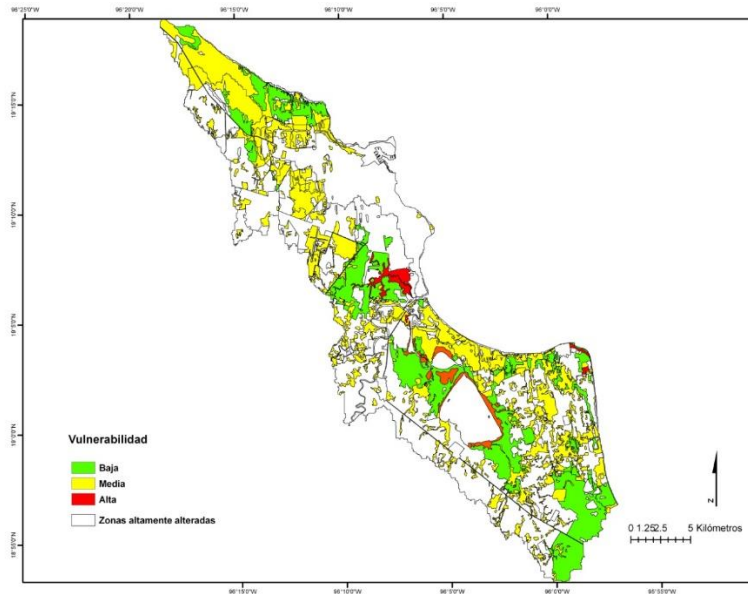


Fig. 8. Vulnerabilidad en el componente terrestre.

Un caso similar ocurre en cuanto a la vegetación de dunas costeras, ya que ésta sólo se encuentra en las microcuencas Veracruz, Antón Lizardo y Punta Gorda donde, en conjunto, suman el 3% del terreno.

Con base en lo anterior, las áreas con alta vulnerabilidad de perder sus servicios ambientales se presentan en la Microcuenca Antón Lizardo donde se existen escasos parches de manglar en las cercanías del Río Jamapa y en la Punta Antón Lizardo; éstos tan solo representan el 1% del terreno total de la microcuenca. Mandinga es otra de las microcuencas con zonas que muestran una alta vulnerabilidad, y ello es debido a la presencia de los parches de manglar que están asociados al Sistema Lagunar de Mandinga, mismos que representan el 3% del terreno total.

La Microcuenca Puente Moreno también muestra áreas de alta vulnerabilidad debido a la presencia de manglar, tal vez sea la más importante en el área de estudio; de hecho, en esta microcuenca

está situada el Área Natural Protegida Arrollo Moreno, cuyo decreto de protección se estableció en función de sus importantes zonas de manglar que conforman el 7% del terreno total de la microcuenca.

En el resto de las microcuencas muestran valores medios y bajos de vulnerabilidad, mismos que se observan de manera diferenciada en algunas de ellas; mientras que en algunas los manglares prácticamente ha desaparecido, como es el caso de la Microcuenca Veracruz, el poco terreno restante con ambientes naturales (22%) muestra un valor medio de vulnerabilidad. En la Microcuenca Punta Gorda los ambientes naturales suman cerca del 90%; de éstos un 55% tiene un valor vulnerabilidad medio y un 33% tiene un valor vulnerabilidad bajo. En efecto, al igual que Veracruz, otras microcuencas muestran patrones similares de deterioro relacionados con la con el crecimiento antrópico, básicamente asociado al desarrollo urbano, como es el caso de las microcuencas Las Bajadas y Villarín. Ambas microcuencas muestran gran parte de su terreno sin ambientes naturales (56 y 78%, respectivamente), ya no se presentan manglares obvios en el paisaje, y han desarrollado infraestructura urbana en una importante porción del mismo (25 y 28%, respectivamente).

En Las Bajadas, los ambientes naturales (43%) presentan un valor medio de vulnerabilidad, mientras que en Villarín los ambientes naturales son escasos (21%) y presentan valores medios y bajos de vulnerabilidad. Por su parte, en San Julián los ambientes naturales suman el 56% del terreno y presentan valores de vulnerabilidad medios (46%) y bajos (10%). En esta microcuenca llama la atención que la vocación agrícola (40%) está modificando los espacios naturales de terreno no el desarrollo de infraestructura urbana. Otros valores a destacar en cuanto a la vocación agrícola en el terreno, son las microcuencas Antón Lizardo (33%), Mandinga (45%) y Villarín (53%), ya que es otro aspecto que atenta contra la pérdida de servicios ambientales en la zona costera en el área de estudio.

En cuanto al componente Costero-Marino, la presencia de estructuras arrecifales en todas las franjas costeras le brinda un valor intrínseco de vulnerabilidad de inicio y que en este estudio va de vulnerabilidad media, en la Franja de Plataforma Externa que es el paisaje que predomina en el área costero-marina de estudio (Fig. 9), a una vulnerabilidad alta en las Franjas de Plataforma Media e Interna. La alta vulnerabilidad de estas dos últimas franjas se relaciona con una mayor presencia de estructuras arrecifales y de cobertura coralina, cuyos servicios ambientales son de importancia capital para la región de estudio, en términos de protección de la línea de costa y crianza de especies costeras, incluyendo las de importancia comercial.

Es relevante que se destaque el hecho de que estas franjas, particularmente la Franja de Plataforma Interna Litoral, están a su vez, bajo una presión constante debido al contacto directo y permanente que tienen con el crecimiento urbano de la zona conurbada Veracruz-Boca del Río-Medellín con sus actividades turísticas y pesqueras relacionadas, así como con la demanda de infraestructura y servicios de la población, así como sus consecuentes desechos.

Es importante indicar que, a pesar de que son dos franjas que pueden separarse por su lejanía con el litoral, en este caso el análisis, al igual que en el análisis de riesgo, las mantiene con un mismo nivel de vulnerabilidad, lo cual no sucede en la Franja de Plataforma Externa donde se obtiene una vulnerabilidad diferenciada que alcanza una categoría de medio y se relaciona con su ubicación más distante de la línea de costa. En esta franja, las actividades son menos y con menor intensidad, las

descargas continentales que llegan a esta franja son eventuales o extraordinarias, y el sistema encuentra mecanismos de depuración que la favorecen desde el punto de vista oceanográfico.

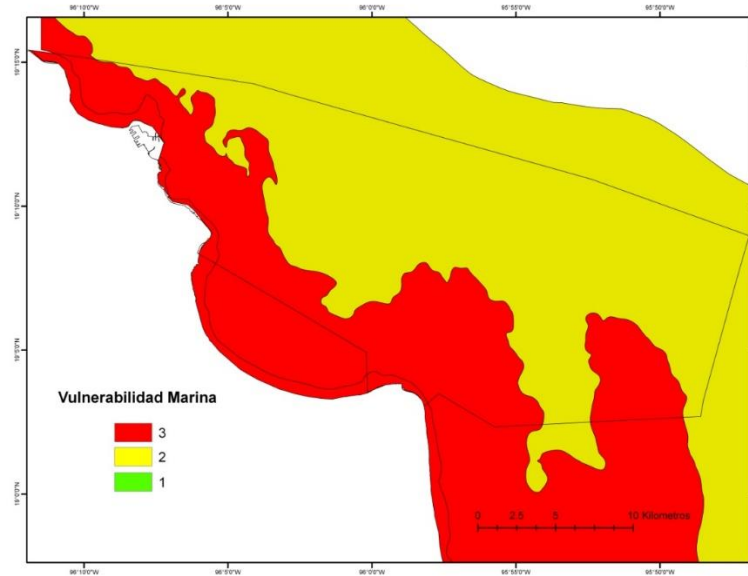


Fig. 9. Vulnerabilidad en la componente marina.

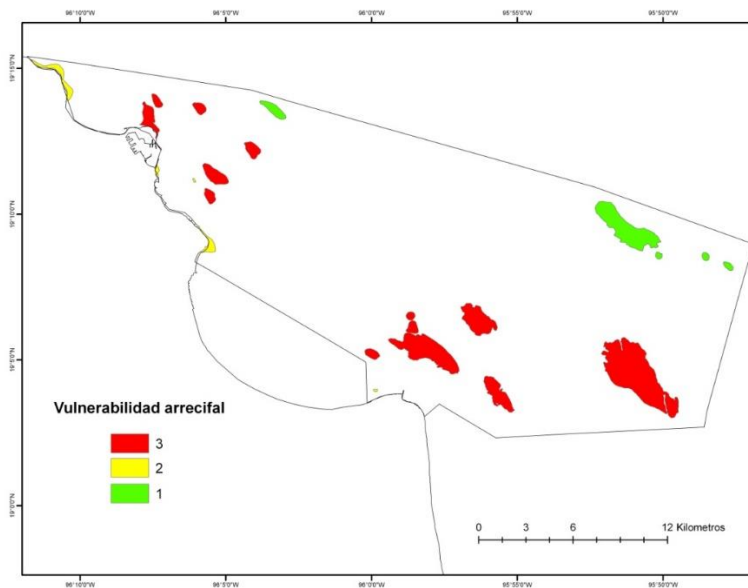


Fig. 10. Vulnerabilidad de los arrecifes en la componente marina.

Cuando se particulariza al interior de cada franja, y se consideran únicamente los arrecifes coralinos (Fig. 10) ya que éstos son el principal ecosistema que brinda servicios ambientales, el análisis de vulnerabilidad se muestra diferenciado en función de la cercanía con el litoral y su relación con la presión que ejerce el crecimiento antrópico ya mencionado. La vulnerabilidad es en general más alta en la Franja Litoral, ya que es ahí donde está la mayor concentración urbana y se va atenuando a media en los arrecifes de la Franja de Plataforma Media y baja en los arrecifes de la Franja de Plataforma Externa.

CONSIDERACIONES FINALES

Este análisis de vulnerabilidad pone en contexto la relevancia y valoración de los ecosistemas de zona costera, así como de su conectividad, permitiendo comprender el gran número de factores ambientales que determinan su permanencia en el largo plazo; sin embargo, en la zona costera Punta Gorda-Antón Lizardo existe una enorme presión producto del crecimiento de las diversas actividades urbanas, turísticas y portuarias que, con su expansión, ponen en riesgo los servicios ambientales que dichos sistemas brindan a esta región costera veracruzana.

Con este análisis, quedan en evidencia los vacíos de información y desconocimiento científico que persisten acerca de la importancia de mantener la biodiversidad, del papel relevante que representan los procesos hidrológicos y del estrés ambiental al que están sujetos estos ecosistemas en esta región costera veracruzana. Este desconocimiento, que se hace evidente al analizar las políticas de desarrollo en la región que impulsaron el incremento de los paisajes agrícola y urbano, se potencia cuando se ignora que los ecosistemas de zona costera están estrechamente relacionados entre sí, presentando una conectividad que permite conservar un equilibrio ecológico que resulta vital para su supervivencia.

Este análisis es coadyuvante para el entendimiento de la problemática de esta región costera; sin embargo, el gran reto es favorecer la preservación de los ambientes de zona costera en general y con ello de los servicios ambientales que prestan. Esta preservación ambiental es urgente en el caso de los sistemas de manglar, pastos marinos y arrecifes de coral, toda vez que su presencia y conectividad están obviamente amenazadas y con ello, su permanencia en la región dejando vulnerable a la sociedad adyacente.

La escasa proporción de terreno con alta sensibilidad es un indicio indirecto negativo del grado de deterioro de hábitats en el paisaje del componente terrestre de la zona costera de Veracruz-Antón Lizardo, lo cual se suma a que la vocación del suelo se ha modificado sustancialmente hacia actividades de agricultura y urbanización, alcanzando con un 38% y un 15% del terreno total del área de estudio, respectivamente. La alteración de los ambientes naturales y la fragmentación de los hábitats es lo que predomina en el paisaje, afectando directamente el valor actual de vulnerabilidad.

La vulnerabilidad en el componente Costero-Marino está en función de la presencia de estructuras arrecifales y su cobertura coralina, resultando de media, en la Franja de Plataforma Externa, y alta en las franjas de Plataforma Media e Interna. Estos resultados se relacionan con la cercanía y/o contacto con la principal fuente de presión, como lo es el crecimiento de la zona conurbada Veracruz-Boca del Río-

Medellín que incluye la demanda de infraestructura y servicios de la población, así como sus desechos y sus actividades turístico-pesqueras. Esta presión es mayor en las franjas de Plataforma Interna y Media, y menor en la Franja de Plataforma Externa debido a que las actividades son menos y con menor intensidad, las descargas continentales son eventuales o extraordinarias, y el sistema encuentra mecanismos de depuración que la favorecen desde el punto de vista oceanográfico. No obstante, si se considera únicamente a las estructuras arrecifales, se observa un gradiente de vulnerabilidad siendo alta en la Franja Litoral, media en la Franja de Plataforma Media y baja en la Franja de Plataforma Externa.

De acuerdo con este estudio, la Microcuenca Punta Gorda es la que hasta la fecha de muestreo (2008) muestra el menor grado de alteración; sin embargo, es importante mencionar que durante 2009 y 2010, ésta ha estado sujeta a una fuerte transformación producto de obras relacionadas con la ampliación del puerto, así como del desarrollo de zonas habitacionales. Otras microcuencas que han estado sujetas a modificaciones durante el 2008-2009, aunque por cuestiones de desarrollos residenciales y urbanos, son Antón Lizardo, San Julián y Villarín.

La evaluación vulnerabilidad, en términos de este estudio, representa la suma e integración de las evaluaciones de sensibilidad y riesgo de los ambientes ante la pérdida de los servicios ambientales que brinda la zona costera Veracruz-Antón Lizardo, constituye una herramienta que coadyuva en la definición de iniciativas de manejo que resultan importantes para preservar los servicios ambientales de la zona costera en general. Por ello, es muy importante que en el corto plazo se dé seguimiento a los resultados de esta investigación.

AGRADECIMIENTOS

Esta contribución forma parte del proyecto *Evaluación de la vulnerabilidad de la zona costera de Veracruz-Antón Lizardo como una herramienta para preservar sus servicios ambientales* (FOMIX-Conacyt-Veracruz 37055); asimismo, se trabajó en el marco de la *Red para el Análisis y Síntesis de la Zona Costera de Veracruz, Golfo de México*.

BIBLIOGRAFÍA

- Centro de Ecología y Pesquerías. 2000. Programa de Manejo Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano. Universidad Veracruzana. México. 151 p.
- Cervantes A. 2005. Análisis temporal de los cambios en la vegetación aledaña a la laguna de Mandinga, Ver., mediante el análisis de imágenes de satélite. Tesina. División de Ciencias Biológicas, UAM-Xochimilco. México.
- COI-UNESCO. 2000. Guidelines for vulnerability mapping off coastal zones in the Indian Ocean. UNESCO. IOC Manuals No. 38. Francia. 40 p.
- CONABIO. 2009. Manglares de México: extensión y distribución. 2ª Ed. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México. 99 p.

PARQUE NACIONAL SISTEMA ARRECIFAL VERACRUZANO
NÚMERO ESPECIAL VOL.2, No.8. JULIO-DICIEMBRE 2015.

- Costanza R, R d'Arge, R Groot, S Farber, M Grasso, B Hannon, K Limburg, S Naeem, R O'Neill, J Paruelo, R Raskin, P Sutton y M van den Belt. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387: 253-260.
- Devred E, S Sathyendranath y T Platt. 2007. Delineation of ecological provinces using ocean color radiometry. *Marine Ecology Progress Series* 346: 1-13.
- Escofet A, 2004. Aproximación conceptual y operativa para el análisis de la zona costera de México: un enfoque sistémico-paisajístico de multiescala. Tesis de Doctorado en Oceanografía Costera, Universidad Autónoma de Baja California, México.
- Gómez-Bagethun E. y R de Groot. 2007. Capital natural y funciones de los ecosistemas: explorando las bases ecológicas de la economía. *Ecosistemas* 16(3): 4-14.
- Jarvis A, H Reuter, A Nelson y E Guevara. 2006. Hole-filled seamless SRTM data V3, International Centre for Tropical Agriculture_CIAT. <http://srtm.csi.cgiar.org>.
- Kendrick GA y PS Lavery. 2001. Assessing biomass, assemblage structure and productivity of algal epiphytes on seagrasses. p.199-222. En Short FT y RG Coles (eds.). *Global seagrass research methods*. Elsevier Science BV, Amsterdam.
- Lara-Domínguez AL. 2006. Pastos Marinos. p En Moreno-Casasola P, E Peresbarbosa Rojas y A C Travieso-Bello (eds.). *Estrategias para el manejo costero integral: el enfoque municipal*. Vol. 1, Instituto Nacional de Ecología, A. C., CONANP y Gobierno de Veracruz-Llave. Xalapa, Ver. México.
- Lecuanda R y F Ramos-López. 1998. Delimitación de la plataforma continental mediante un criterio geomórfico. *Revista de Investigaciones Marinas* 19(2-3): 75-81.
- Mudge SM y CE Duce. 2005. Identifying the source, transport paths and sinks of sewage derived organic matter. *Environmental Pollution* 136: 209-220.
- Mumby PJ y AR Harborne. 1999. Development of a systematic classification scheme of marine habitats to facilitate regional management and mapping of Caribbean coral reefs. *Biological Conservation* 88: 155-163.
- Ortiz-Lozano L. 2012. Identification of priority conservation actions in marine protected areas: using a causal networks approach. *Ocean & Coastal Management* 55: 74-83.
- Ortiz-Lozano L, A Granados-Barba, V Solís-Weiss y MA García-Salgado. 2005. Environmental evaluation and development problems of the Mexican Coastal Zone. *Ocean & Coastal Management* 48: 161-176.
- Ortiz-Lozano LD, A Granados-Barba e I Espejel. 2009. Ecosystemic zonification as a management tool for marine protected areas in the coastal zone: Applications for the Sistema Arrecifal Veracruzano National Park, Mexico. *Ocean & Coastal Management* 52: 317-323.
- Oshima Y, MJ Kishi y T Sugimoto. 1999. Evaluation of the nutrient budget in a seagrass bed. *Ecological Modelling* 115: 19-33.
- RAMSAR. 2006. http://www.ramsar.org/profile/profiles_mexico.htm
- Ray GC y BP Hayden. 1992. Coastal zones ecotones. p.403-420. En Hansen AJ y F di Castri (eds). *Landscape boundaries, consequences for biotic diversity and ecological flows*. Springer-Verlag, Nueva York.
- Robson C. 1993. *Real world research: a resource for social scientists and practitioner-researchers*. Blackwell, Oxford & Cambridge- 435 p.
- Secretaría de Marina. 2000. Programa de Manejo del Parque Marino Nacional "Sistema Arrecifal Veracruzano". México. 126 p.
- Siemens A, P Moreno-Casasola y C Sarabia. 2006. The metabolization of dunes and wetlands by the city of Veracruz, Mexico. *Journal of Latin American Geography* 5: 7-29.
- Sorensen JC, ST McCreary y A Brandani. 1992. *Costas. Arreglos institucionales para manejar ambientes y recursos costeros*. Centro de Recursos Costeros. Universidad de Rhode Island. 1ª Edición castellana. 185 p.
- Trejo I. 2005. Análisis de la diversidad de la selva baja caducifolia en México. p.111-122. En Halffter et al.(eds). *Sobre diversidad biológica: el Significado de las diversidades alfa, beta y gamma*. GORFI.
- Valesinia FJ, KR Clarke, I Eliot y IC Potter. 2003. A user-friendly quantitative approach to classifying nearshore marine habitats along a heterogeneous coast. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 57: 163-177.
-

PARQUE NACIONAL SISTEMA ARRECIFAL VERACRUZANO
NÚMERO ESPECIAL VOL.2, No.8. JULIO-DICIEMBRE 2015.

- Vörösmarty B, M Fekete, M Meybeck y RB Lammers. 2000. Global system of rivers: its role in organizing continental land mass and defining land-to-ocean linkages. *Global Biogeochemical Cycles* 14(2): 599-621.
- Zacharias MA y JC Roff. 2000. A hierarchical ecological approach to conserving marine biodiversity. *Conservation Biology* 14(5): 1327-1334.

Revisión del estudio del fitoplancton en el Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano

A review of the study of phytoplankton in the National Park Sistema Arrecifal Veracruzano

¹Rodríguez-Gómez CF, ¹Aké-Castillo JA, ²Campos-Bautista G, ¹Okolodkov YB

¹Universidad Veracruzana. Instituto de Ciencias Marinas y Pesquerías. Laboratorio de Ecología Experimental. Hidalgo No. 617. Col. Río Jamapa. Boca del Río, Veracruz, México. 94290. Tel. 956 70 70 ext. 113 y 118.

²Acuario de Veracruz A.C. Laboratorio de Alimento Vivo. Blvd. Manuel Ávila Camacho s/n. Col. Ricardo Flores Magón. Veracruz, Veracruz. 91900. Tel. 931 10 20 ext. 129.

Email: carlosfco.rodriguez@gmail.com

RESUMEN

El fitoplancton del Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano (PNSAV) ha sido estudiado principalmente en su diversidad y ecología. De las especies fitoplanctónicas hasta ahora registradas (326 taxones) destacan cuantitativamente las diatomeas (163) y dinoflagelados (158); otros grupos como las rafidofitas o la fracción picofitoplanctónica no han sido explorados convirtiéndose en futuros campos de estudio. Análisis de datos de clorofila-a y productividad primaria bruta mostraron que no existe una relación evidente. El PNSAV puede caracterizarse como un sistema eutrófico (1.6 a 5.6 mg/m^3) y altamente productivo (hasta 231 $\text{mgC m}^{-3} \text{h}^{-1}$) si se le compara con otros ecosistemas arrecifales alrededor del mundo. El dinoflagelado no tóxico *Peridinium quinquecorne* es un importante componente de la comunidad fitoplanctónica y se ha convertido en la principal especie formadora de florecimientos algales nocivos a partir de 2002. Esta especie ha desplazado a la tóxica *Karenia brevis*, que históricamente había sido el dinoflagelado causal de estos fenómenos en el pasado. De acuerdo a las leyes vigentes mexicanas en materia de salud y ambiente, se considera que se deben ajustar los niveles de concentración celular especificados en las normas con los niveles reales de densidad celular por especies que puedan ser considerados como una amenaza para la salud pública. En conclusión, los estudios del fitoplancton así como de las condiciones oceanográficas del PNSAV a largo plazo deben ser aumentados con el fin de conocer la diversidad total e identificar los patrones de distribución espacial y temporal del fitoplancton en la zona.

Palabras clave: arrecifes coralinos, diatomeas, dinoflagelados, Golfo de México, microalgas.

ABSTRACT

Phytoplankton studies in the National Park Sistema Arrecifal Veracruzano (NPSAV) reef system have focused on biodiversity and ecology. Diatoms (163) and dinoflagellates (158) dominate over other phytoplankton groups; raphidophytes and picophytoplankton fraction have not been studied and this is an issue for future research.

Analysis between chlorophyll-a and gross primary productivity data shows no relationship. The NPSAV can be characterized as a very productive (up to $231 \text{ mgC m}^{-3} \text{ h}^{-1}$) eutrophic system (1.6 a 5.6 mg/m^{-3}) compare to other reef systems around the world. The non toxic dinoflagellate *Peridinium quinquecorne* is a very important component of phytoplankton community and has become the main species forming harmful algal blooms (HABs) since 2002. This species has displaced *Karenia brevis*, which historically had been the species forming HABs in Veracruz. According to current Mexican environmental and health law on HABs, it is necessary to adjust the guidelines stated in the law with guidelines that represent actual concentrations of cells that can be considered harmful to public health in the NPSAV. In conclusion, studies on phytoplankton, as well as oceanographic characteristics of NPSAV, are necessary to have knowledge of the total biodiversity as well as patterns of spatial and temporal distribution of phytoplankton in this zone.

Key words: coral reef, diatoms, dinoflagellates, Gulf of Mexico, microalgae.

INTRODUCCIÓN

El fitoplancton marino es una comunidad integrada por organismos fotosintéticos que viven en suspensión en el océano abierto o en aguas costeras. Los grupos que integran principalmente a esta comunidad son las diatomeas, dinoflagelados, coccolitofóridos y cianofitas, y en menor proporción por flagelados diversos como las criptofitas, primnesiofitas, silicoflagelados, clorofitas y euglenofitas (Reynolds 2006).

Esta fitocenosis cuenta con la capacidad de llevar a cabo el proceso de fotosíntesis ya que todos sus grupos taxonómicos presentan clorofila-a, lo que les permite fijar el carbono en forma de CO_2 de la atmósfera. Al incorporar carbono en sus células, el fitoplancton se convierte en la base de la cadena alimenticia en el ambiente marino, ya que después sirve de alimento a otros organismos que integran el zooplancton, siguiendo esta secuencia de consumo hasta organismos de mayor tamaño, por lo que las poblaciones de fitoplancton deben estar en constante crecimiento (Álvarez-Borrego 2007a).

Cuando ocurre el crecimiento en la densidad celular de las poblaciones de fitoplancton de manera exponencial, aparecen fenómenos llamados florecimientos algales nocivos (FANs), también conocidos como mareas rojas. Debido a la alta densidad celular, estos eventos pueden provocar diversos efectos sobre el medio u otros organismos: por ejemplo, condiciones hipóxicas en el ambiente, bloqueo de branquias en peces o incluso eventos de toxicidad, en los cuáles los moluscos bivalvos retienen las toxinas y al ser consumidas por el hombre pueden provocarle diversos padecimientos médicos (Landsberg et al. 2005).

El estudio del fitoplancton se convierte entonces en una herramienta descriptiva si se caracteriza una zona con variables como el carbono, la clorofila-a, la diversidad de especies o los FANs (Reynolds 2006). La mayoría de las investigaciones en el Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano (PNSAV) sobre el fitoplancton han atendido aspectos ecológicos, taxonómicos y de nocividad específica, y al igual que en otras áreas del conocimiento la gran mayoría de los aportes provienen de la denominada literatura

gris, es decir, tesis o presentaciones en congresos científicos (Jiménez-Hernández et al. 2007; Okolodkov et al. 2012).

El objetivo del presente estudio consistió en mostrar el conocimiento actual del fitoplancton en el PNSAV. Para ello, se realizó una búsqueda de literatura científica enfocada en este tema, basada principalmente en trabajos publicados. La información se presenta en los siguientes apartados que están orientados a caracterizar la diversidad, ecología y los FANs del área de estudio, para establecer conclusiones en un contexto regional y global.

ÁREA DE ESTUDIO

El PNSAV se encuentra en la porción suroeste del Golfo de México (Fig. 1). Comprende un total de 23 arrecifes coralinos divididos por el Río Jamapa en dos porciones; el primero de ellos ubicado al noroeste frente a los municipios de Veracruz-Boca del Río, y el segundo grupo más al sureste frente a la costa de Antón Lizardo, municipio de Alvarado (Salas-Pérez y Granados-Barba 2008). Fue designado como área natural protegida con la categoría de Parque Marino Nacional en el año de 1992 con 52, 238 ha (DOF 1992); sin embargo, en fechas recientes se desincorporó de la poligonal del PNSAV la zona de Playa Norte y se incrementó la cobertura de protección, quedando actualmente con una superficie de 65, 516 ha (DOF 2012).

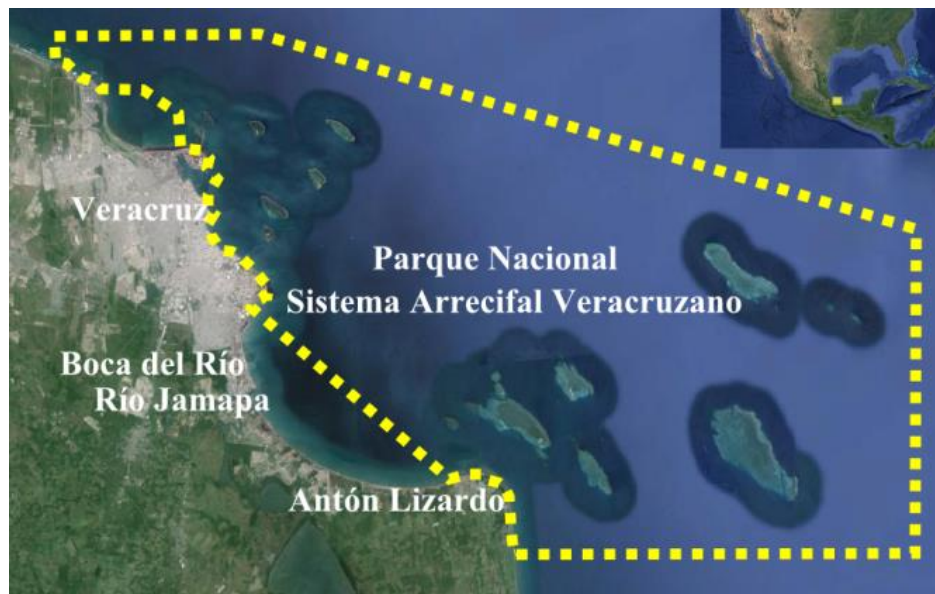


Fig. 1. Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano, ubicado al suroeste del Golfo de México. La línea punteada indica la poligonal del PNSAV.

A una escala de zona costera se distinguen dos masas de agua: una de agua costera (34-36.5 UPS, 21-29 °C) y una masa de agua diluida (29-34 UPS, 27-33.5 °C), debido a la mezcla con el agua de los ríos cercanos, La Antigua, Papaloapan y Jamapa (Hernández-Téllez y Salgado-Rivero 1996). Entre julio y septiembre se distingue una temporada de lluvias, mismas que decrecen en octubre con la incursión de fuertes vientos conocidos como “nortes” y que persisten hasta finales del invierno, aunque desde febrero se observan características que marcan una transición hacia una época seca que permanece hasta mayo (Rodríguez-Gómez *et al.* 2013).

DIVERSIDAD

En el PNSAV se reconocen al menos 326 taxa pertenecientes a diatomeas, dinoflagelados, cianofitas y silicoflagelados (Morales-Pulido y Aké-Castillo 2014; Okolodkov 2008; Okolodkov 2010; Okolodkov 2014; Okolodkov *et al.* 2011; Parra-Toriz *et al.* 2011; Parsons *et al.* 2012). Los grupos con mayor riqueza de especies dentro de la comunidad fitoplanctónica del PNSAV son las diatomeas y los dinoflagelados (Fig. 2A). Esto se debe en gran parte a los trabajos morfológicos sobre taxa específicos de estos grupos como en el caso de *Protoperidinium* Bergh (Okolodkov 2008), *Tripos* Bory de St.-Vincent (= *Ceratium* F. Shrank, = *Neoceratium* F. Gómez, D. Moreira *et al.* P. López-García) (Okolodkov 2010), Dinophysiales (Okolodkov 2014), *Prorocentrum* Ehrenberg (Parra-Toriz *et al.* 2010), *Pseudo-nitzschia* H. Peragallo (Parsons *et al.* 2012) y *Coscinodiscus* Ehrenberg (Morales-Pulido y Aké-Castillo 2014), mismos que han permitido el incremento en el número de especies registradas en la zona, además de que en todos los casos se han realizado nuevos registros de especies para el Golfo de México (Fig. 2B).

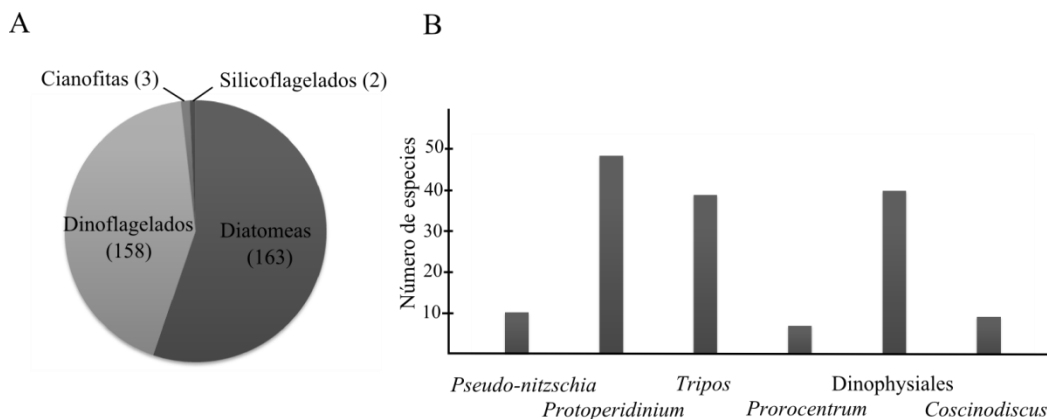


Fig. 2. A, grupos algales de la comunidad planctónica del PNSAV. B, riqueza de especies por género o grupo con base en estudios morfológicos especializados.

Al comparar el número de especies de diatomeas y dinoflagelados del PNSAV con los obtenidos en el Pacífico mexicano, es evidente que el PNSAV posee menor riqueza de especies. Del total de especies de diatomeas y dinoflagelados reportadas para todo el Golfo de México, el PNSAV tiene entre un 16% y un 24% de esa riqueza total (Tabla 1).

Tabla 1. Número de especies de diatomeas y dinoflagelados en diferentes zonas marinas de México.

Sitio	Diatomeas	Dinoflagelados	Referencia
Bahía de Acapulco, Pacífico Mexicano	274	347	Meave del Castillo <i>et al.</i> 2012
Todo el Golfo de México	>1000	644	Krayesky <i>et al.</i> 2009; Steidinger <i>et al.</i> 2009
Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano	163	158	Morales-Pulido y Aké-Castillo 2014; Okolodkov 2008; Okolodkov 2010; Okolodkov 2014; Okolodkov <i>et al.</i> 2011; Parra-Toriz <i>et al.</i> 2011; Parsons <i>et al.</i> 2012

Sobre otros grupos algales la información es inexistente, por lo que su estudio constituye un campo potencial de investigación. Por ejemplo, un grupo fitoplanctónico inexplorado en el PNSAV es el de las rafidoficeas a pesar de que se sabe de la presencia de al menos tres especies en aguas costeras nacionales del Golfo de México (Band-Schmidt *et al.* 2004). El escaso conocimiento de este grupo se debe principalmente a que las muestras son fijadas para su preservación con diversas sustancias, como, por ejemplo, el aceto-Lugol, mismo que deteriora las células de las rafidoficeas y complica su visualización. En un futuro, si se pretende estudiar a estos organismos, se tendrán que realizar observaciones de células vivas o utilizar algunos fijadores específicos para este grupo, como el propuesto por Katano *et al.* (2009), que consiste en una solución amortiguadora de Hepes-parafolmadehído y glutaraldehído que preserva la morfología celular de los organismos al menos por ocho días.

Otro grupo importante dentro del fitoplancton es la fracción picofitoplanctónica que constituye un conjunto de especies de diversos taxa con un tamaño de entre 0.2 y 2µm (Sieburth *et al.* 1978). Existen indicios de que esta fracción es un componente fotosintético substancial en aguas someras (~10 m) del suroeste del Golfo de México (Aquino-Cruz *et al.* 2013), y tampoco se ha abordado su estudio en aguas del PNSAV. Es evidente que si el estudio del fitoplancton es realizado de manera específica y enfocándose a géneros o grupos dentro de cada fracción del fitoplancton, la cantidad de especies registradas aumentará, por lo que se espera un incremento de la riqueza de especies registrada en años posteriores. Los esfuerzos en este sentido deben ser abordados con prontitud, ya que la biomasa de fitoplancton a nivel mundial, específicamente en la zona costera hacia las aguas en el océano abierto, ha ido en descenso debido a factores como el cambio climático (Boyce *et al.* 2010), y con ello, la disminución de la diversidad de especies es una probabilidad.

ECOLOGÍA

La ecología del fitoplancton se centra en la relación que presenta esta fitocenosis con el ambiente. Dos aspectos de interés ecológico abordados en el PNSAV son la productividad primaria y la biomasa.

La estimación de la actividad fotosintética en los organismos fitoplanctónicos permite estimar la productividad primaria bruta (PPB), es decir, la tasa de fijación de carbono (Álvarez-Borrego 2007a). De manera general y con base en observaciones en varios años consecutivos, el PNSAV se considera como una fuente de carbono (CO₂), mientras que en pequeños periodos del año actúa como un sumidero, en específico, en marzo (Rodríguez-Gómez et al. 2013). Este comportamiento hace del PNSAV un sistema con un metabolismo mayormente heterotrófico, mientras que la PPB comparada con otros ecosistemas similares en otras partes del planeta, lo sitúan como un ecosistema con alta productividad (Tabla 2).

Tabla 2. Productividad primaria bruta (mgC m⁻³ h⁻¹) en diferentes ambientes marinos del mundo.

PPB mínima	PPB máxima	Sitio	Referencia
0.02	10.7	Porción oceánica del Golfo de México	Kabanova y López-Baluja 1970; Signoret et al. 1998; Aguirre 2002.
0.492*	1.185*	Barrera arrecifal de Tiahura, Sur del Océano Pacífico central, Polinesia Francesa	Delesalle et al. 1993
20.02*	32.4*	Arrecifes de coral, Bahía Gazi, Kenia	Ohowa et al. 1997
5	240	Zona costera del suroeste del Golfo de México (incluye lagunas costeras)	Jordan 1972; Aguirre 2002; Contreras et al. 2005; Aké-Castillo 2006.
1	8.2	Región de las Grandes Islas, Baja California, México	Álvarez-Borrego 2007b
0.05	45	Bahía de la Paz, Baja California Sur, México.	Lara-Lara et al. 2008
0.2	10	Laguna de arrecife de coral, suroeste del Océano Pacífico, Nueva Caledonia	Torréon et al. 2010
2.1	130.21	Arrecifes coralinos en la costa sur de la India	Sridhar et al. 2010
29.4	71.82	Reserva Marina Nacional Isla Taklong, Filipinas	Hallare et al. 2011
0	231	Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano, México	Rodríguez-Gómez et al. 2013

El asterisco (*) indica datos transformados a partir de mgC m⁻³ d⁻¹ considerando 12 horas de luz.

Un indicador indirecto de la cantidad de biomasa que aporta el fitoplancton al ambiente es la concentración de clorofila-a (Reynolds 2006). El intervalo de variación anual de clorofila-a en el PNSAV es de 1.6 a 5.6 mg m³ siendo el mes de septiembre el de mayor clorofila-a estimada, es decir, en temporada de lluvias, mientras que los mayores valores observados ocurren en la zona norte del PNSAV, coincidiendo con lo observado en estimaciones de la PPB. Asimismo, los sitios lejanos a la costa y las

aguas del fondo presentan mayores concentraciones de clorofila-a (Avendaño 2013). La oscilación intermensual entre la clorofila-a y la PPB de todo el PNSAV no refleja un patrón de dependencia entre ambas variables (Fig. 3).

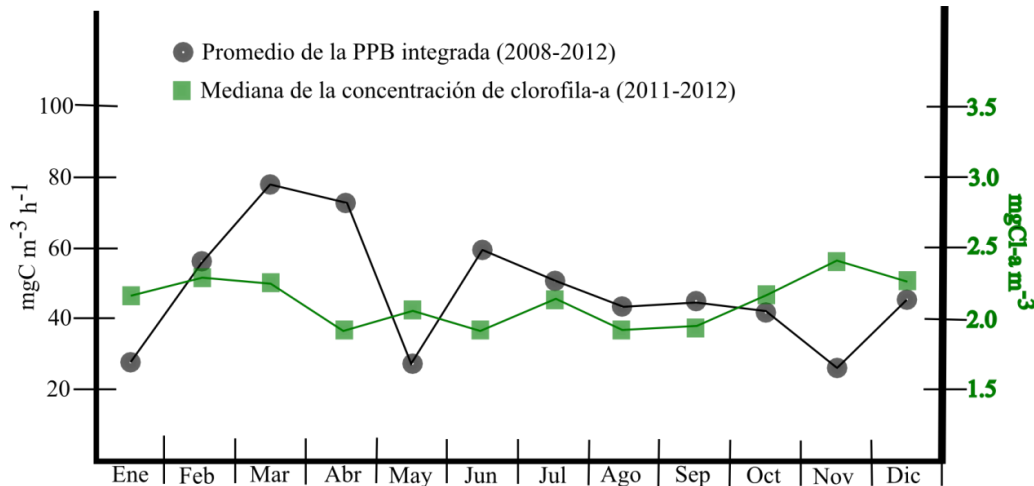


Fig. 3. Variación mensual de la productividad primaria bruta –PPB (Rodríguez-Gómez *et al.* 2013) y la concentración de clorofila-a (Cl-a) en el PNSAV (Avendaño-Álvarez 2013). Los valores de la PPB son en base a la media, mientras que en la Cl-a es con respecto a la mediana.

Según la clasificación de Gaxiola-Castro *et al.* (2010) sobre el estado trófico del ecosistema marino y basado en concentración de clorofila, el PNSAV se considera como un ambiente eutrófico ya que presenta valores mayores a 1 mgCl-a/m³. Las series de tiempo largas de la concentración de clorofila-a en el PNSAV son nulas, por lo que se desconoce su variación en fechas recientes o incluso a nivel decadal.

Aunque estos rasgos son importantes en la ecología del fitoplancton, las futuras investigaciones deberán enfocarse en la autoecología de las especies para comprender así su adaptación a un ambiente cambiante, además del estudio de las relaciones tróficas que se establecen entre el fitoplancton y los niveles tróficos superiores de forma puntual para establecer grupos de mayor importancia ecológica.

FLORECIMIENTOS ALGALES NOCIVOS: APARICIONES Y GESTIÓN ADMINISTRATIVA

Los primeros registros sobre FANs en el área que actualmente ocupa el PNSAV datan del año 1792, en donde el organismo formador de los FANs fue presumiblemente el dinoflagelado tóxico *Karenia brevis* (C.C.Davis) Gert Hansen y Ø. Moestrup. Esta misma especie fue la causante de todos los FANs reportados en el PNSAV hasta octubre de 2002, fecha en que el dinoflagelado no tóxico

Peridinium quinquecorne Abé apareció formando FANs sin efectos dañinos aparentes sobre los organismos y el medio (Barón-Campis et al. 2005). Los FANs de *P. quinquecorne* han sido reportados en la última década en múltiples ocasiones y de forma recurrente, cada vez con una mayor distribución en aguas contiguas al PNSAV y asociadas a altas temperaturas del agua, mayores a 30°C (Aké-Castillo et al. 2013; Aké-Castillo et al. 2014a); este comportamiento coloca a *P. quinquecorne* como el principal organismo formador de FANs en la zona, sustituyendo a *K. brevis* (Fig. 4).

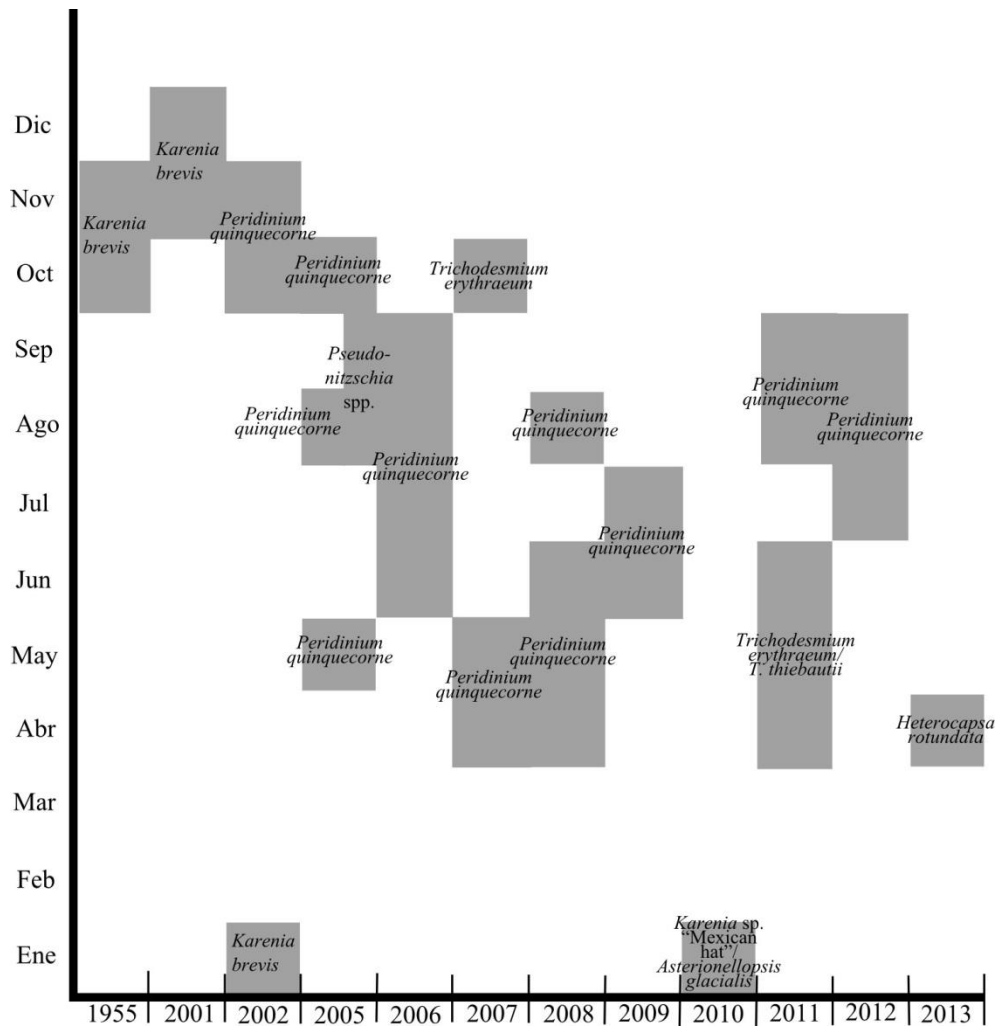


Fig. 4. Ocurrencia histórica de FANs en el PNSAV. Los rectángulos en gris indican que la especie mostrada formó uno o más FANs en ese mes. De la lista se excluyen los FANs provocados presumiblemente por *Karenia brevis* en los años 1792, 1853, 1861, 1865, 1871 y 1875 (Aké-Castillo et al. 2014a).

Además de estas dos especies, existen otras que han formado FANs en el PNSAV (Fig. 5), como es el caso de las diatomeas *Pseudo-nitzschia* spp. (Okolodkov et al. 2009), las cianofitas *Trichodesmium erythraeum* Ehrenberg ex Gomont y *T. thiebautii* Gomont ex Gomont (Aké-Castillo 2011, Aké-Castillo et al. 2014a), el dinoflagelado *Karenia* sp. “Mexican hat” y la diatomea *Asterionellopsis glacialis* (Castracane) Round (Aké-Castillo et al. 2010).

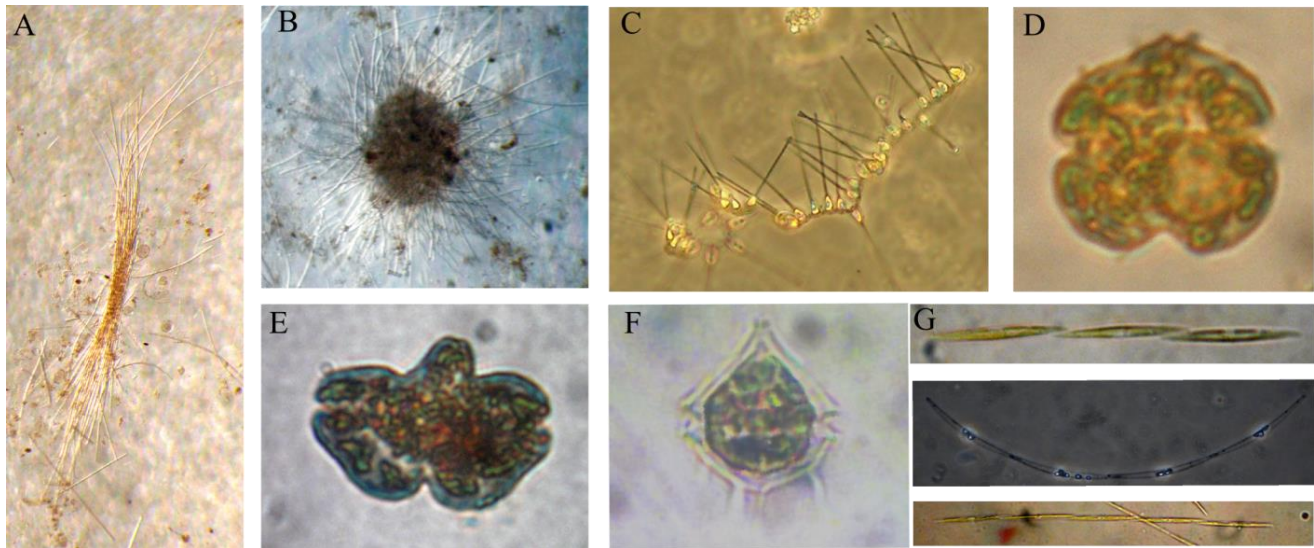


Fig. 5. Especies formadoras de florecimientos algales nocivos en el Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano: A) *Trichodesmium erythraeum*, B) *Trichodesmium thiebautii*, C) *Asterionellopsis glacialis*, D) *Karenia brevis*, E) *Karenia* sp. “Mexican hat”, F) *Peridinium quinquecorne*, G) *Pseudo-nitzschia* spp.

En últimos años, en específico, durante abril de 2013, otra especie se ha agregado a esta lista, es el caso del dinoflagelado *Heterocapsa rotundata* (Lohmann) G. Hansen, mismo que formó florecimientos en la desembocadura del Río Jamapa, relacionados a procesos de circulación y mezcla inducidos por el paso de un frente frío por la zona (Aké-Castillo et al. 2014b). Aunque el Río Jamapa no es parte del PNSAV, la pluma del río repercute en la productividad del sistema. Todas estas especies pueden volver a formar FANs con repercusiones sobre la ecología del sistema por lo que el monitoreo de estos fenómenos es fundamental para su entendimiento.

En el PNSAV, se tiene conocimiento de que el monitoreo de los FANs es realizado por la Dirección de Oceanografía de la Secretaría de Marina, la Secretaría de Salud del Estado de Veracruz, el Acuario de Veracruz, A.C. y entidades académicas como la Universidad Veracruzana. La Comisión Federal para la Prevención de Riesgos Sanitarios (COFEPRIS) a través del Laboratorio Estatal de Salud Pública es la instancia de referencia para decretar oficialmente eventos de FANs. Es importante

mencionar que existe un plan binacional de monitoreo (México-E.U.A.), con el cual se han podido establecer dos estaciones meteorológicas (C-MANs) dentro del PNSAV adicionados con sensores para la detección en tiempo real de brevetoxina, sustancia nociva producida por *Karenia brevis* (Aké-Castillo et al. 2011). Dichos sensores llamados brevebusters se encuentran actualmente en mantenimiento dentro de las instalaciones del Centro Nacional de Boyas, agencia perteneciente a la Administración Nacional Oceánica y Atmosférica, y los datos generados están a cargo de Secretaría de Salud. El mantenimiento general, así como funcionamiento de las CMANs están a cargo del Acuario de Veracruz.

La información oficial sobre los casos de mareas rojas en el Estado de Veracruz es de acceso restringido en modalidad de reservada y confidencial y queda a resguardo de la Secretaría de Salud con una duración de seis años (Gaceta Oficial de Veracruz 2013). De acuerdo a los lineamientos de trabajo del proyecto de marea roja de la COFEPRIS (COFEPRIS 2013), los límites máximos permisibles en agua de mar para *Karenia brevis* (5,000 cél L⁻¹), *Pseudo-nitzschia* spp. (50,000 cél L⁻¹), *Prorocentrum lima* (Ehrenberg) F.Stein-*Prorocentrum concavum* Y. Fukuyo (200 cél L⁻¹), *Dinophysis* Ehrenberg (200 cél L⁻¹) y *Alexandrium* Halim (1,000 cél L⁻¹) son tomados como referencia para establecer acciones de prevención y contingencia, como las vedas, mismas que en el caso del PNSAV no han sido implementadas debido a que no se han considerado necesarias.

En este sentido, los anteriores valores de referencia para las especies formadoras de FANs resultan alejados a la realidad, ya que es común la presencia de algunas de estas especies dentro de la comunidad fitoplanctónica por encima de las densidades máximas permisibles. Por ejemplo, en el caso de *Pseudo-nitzschia* spp. significaría que una densidad de 50 cél mL⁻¹ es una señal de alarma de un FAN, pero la realidad es que esta densidad es fácilmente alcanzable por la especie en varias épocas del año sin que esto implique un florecimiento (observaciones rutinarias de los autores). En el caso de *Prorocentrum lima*, se sabe que es una especie dominante entre los dinoflagelados epifíticos del PNSAV, que puede alcanzar la densidad de 30,879 cel g⁻¹ de peso húmedo de pastos marinos o macroalgas, especialmente en mayo-julio (Okolodkov et al. 2007), por eso su presencia en la columna de agua es casi permanente y, evidentemente, depende de las condiciones oceanográficas físicas.

CONCLUSIONES

El estudio del fitoplancton en el PNSAV se ha enfocado en la diversidad y ecología de esta comunidad tan importante para el ambiente acuático. A pesar de que el número de especies fitoplanctónicas observadas en el PNSAV es mucho menor si se compara con la totalidad de las reportadas para todo el Golfo de México, es claro que las diatomeas y los dinoflagelados son los grupos cuantitativamente dominantes, por lo menos, en términos de biomasa. Asimismo, aún existe un desconocimiento de la flora completa de estos grupos en el PNSAV. Existen grupos del fitoplancton prácticamente inexplorados como el caso de las rafidofitas o el picofitoplancton, mismos que deberán ser estudiados en futuras investigaciones. Las estimaciones de la PPB y la concentración de clorofila-a

en la zona de estudio no permiten identificar un patrón entre ambas variables, aunque sí es posible establecer que el PNSAV es un sistema mayormente heterotrófico y altamente productivo.

En cuanto a los FANs, las especies formadoras de dichos eventos se han visto en franco incremento en la última década, ya que antes la especie predominante era la tóxica *Karenia brevis*, y hoy en día se pueden contabilizar al menos siete especies diferentes causantes de florecimientos, siendo la principal de ellas *Peridinium quinquecorne*.

Urge generar conocimiento sobre la dinámica natural espacio-temporal de la comunidad fitoplanctónica del PNSAV, y con base en esta información, las autoridades de la región deberán ajustar su normatividad en cuanto a las acciones derivadas de la detección de FANs para estar en concordancia con los niveles máximos permisibles de densidad celular.

Por último, resulta importante aumentar los esfuerzos para crear estudios a largo plazo para identificar los patrones de la fracción fitoplanctónica que imperan en la zona, algo que será alcanzado con la óptima formación de mayor número de recursos humanos en esta área de conocimiento.

AGRADECIMIENTOS

J. Otilio Avendaño-Álvarez autorizó amablemente el uso de los datos de clorofila-a. A. Granados-Barba del ICIMAP- Universidad Veracruzana proporcionó literatura especializada del área de estudio.

BIBLIOGRAFÍA

- Aguirre R. 2002. Primary production in the southern Gulf of México estimated from solar-stimulated natural fluorescence. *Hidrobiológica* 12(1): 21-28.
- Aké-Castillo JA. 2006. Contribución y efecto de la hojarasca derivada de mangle en la productividad primaria y composición del fitoplancton de una laguna costera. Tesis de Doctorado en Ecología y Manejo de Recursos Naturales, Instituto de Ecología A.C., Xalapa, Veracruz, México. 150 p.
- Aké-Castillo JA, YB Okolodkov, KA Steidinger, JAG González-González & H Pérez-España. 2010. *Karenia* sp. "Mexican hat" first bloom in Mexico. *Harmful Algae News* 41: 16-17.
- Aké-Castillo JA. 2011. Temporal dynamics of *Trichodesmium erythraeum* (Cyanophyta) in the National Park "Sistema Arrecifal Veracruzano" in the Gulf of Mexico. *Journal of Environmental Biology* 32: 395-399.
- Aké-Castillo JA, G Campos-Bautista, YB Okolodkov y F Ruiz-Rojas. 2011. C-MANs and BreveBusters in Veracruz, México (Gulf of Mexico). *Harmful Algae News* 44: 3-4.
- Aké-Castillo JA, CF Rodríguez-Gómez y G Campos Bautista. 2013. Expansión de florecimientos algales nocivos de *Peridinium quinquecorne* Abé en el litoral costero de la zona conurbada Veracruz-Boca del Río, México. Segunda reunión nacional de la Sociedad Mexicana para el estudio de los florecimientos algales nocivos. 30-31 de octubre 2013, Manzanillo, Colima, México. pp. 23.
- Aké-Castillo JA, YB Okolodkov, CF Rodríguez-Gómez y G Campos-Bautista. 2014a. Florecimientos algales nocivos en Veracruz: especies y posibles causas (2002-2012), p. 133-146. En: AV Botello, J Rendón von Osten, JA Benítez y G Gold-Bouchot (eds.). Golfo de México. Contaminación e impacto ambiental: diagnóstico y tendencias. UAC, UNAM-ICMyL, CINVESTAV-Unidad Mérida. 1174 p.

PARQUE NACIONAL SISTEMA ARRECIFAL VERACRUZANO
NÚMERO ESPECIAL VOL.2, No.8. JULIO-DICIEMBRE 2015.

- Aké-Castillo JA, CF Rodríguez-Gómez, H Perales Valdivia y R Sanay. 2014b. Florecimiento de *Heterocapsa rotundata* en el Río Jamapa, Veracruz, México (abril 2013). XVIII Reunión Nacional de la Sociedad Mexicana de Planctología, A.C. y XI International Meeting of the Mexican Society of Planktology, A.C. 26-30 de mayo, Aguascalientes, Aguascalientes, México. pp. 29.
- Álvarez-Borrego S. 2007a. Principios generales del ciclo del carbono en el océano. En: Hernández de la Torre B y Gaxiola Castro G (eds.). Carbono en ecosistemas acuáticos de México. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología, Centro de Investigación y Educación Superior de Ensenada. Pp. 11-28.
- Álvarez-Borrego S. 2007b. Oceanografía de la región de las grandes islas. Pp. 45-65. En: Bahía de los Ángeles: recursos naturales y comunidad. Línea base.
- Aquino-Cruz A, DU Hernández-Becerril, M Signoret-Poillon, DA Salas de León, MA Monreal-Gómez. 2013. Studies on picophytoplankton in the southern Gulf of Mexico: recognition of picoprokaryotes and abundances of picophytoplankton during "dry season". Brazilian Journal of Oceanography 61(4): 265-276.
- Avendaño-Álvarez JO. 2013. Variación hidrológica intermensual del Sistema Arrecifal Veracruzano. Tesis de Maestría. Instituto de Ciencias Marinas y Pesquerías, Universidad Veracruzana, Boca del Río, Veracruz, México. 97 p.
- Band-Schmidt CJ, L Morquecho, DU Hernández-Becerril, A Reyes-Salinas y E Bravo Sierra. 2004. Raphidophyceans on the coasts of Mexico. Hydrobiologia 515(1-3): 79-89.
- Barón-Campis SA, DU Hernández-Becerril, NO Juárez-Ruíz y C Ramírez-Camarena. 2005. Marea roja producida por el dinoflagelado *Peridinium quinquecorne* en Veracruz, México (oct-nov, 2002): morfología del agente causal. Hidrobiológica 15(1): 73-78.
- Boyce DG, MR Lewis y B Worm. 2010. Global phytoplankton decline over the past century. Nature 466: 591-596.
- Cermeño P, T Rodríguez-Ramos, M Dornelas, FG Figueiras, E Maraón, IG Teixeira y SM Vallina. 2013. Species richness in marine phytoplankton communities is not correlated to ecosystem productivity. Marine Ecology Progress Series 488: 1-9.
- COFEPRIS. 2013. Lineamiento de trabajo para el muestreo de fitoplancton y detección de biotoxinas marinas. 23 p.
- Contreras F, N Rivera y R Segura. 2005. Nutrientes y productividad primaria fitoplanctónica en una laguna costera tropical intermitente (La Mancha, Ver.) del Golfo de México. Hidrobiológica 15(3): 299-310.
- Delesalle B, M Pichón, M Frankignoulle y JP Gattuso. 1993. Effects of a cyclone on coral reef phytoplankton biomass, primary production and composition (Moorea Island, French Polynesia). Journal of Plankton Research 15(12): 1413-1423.
- DOF. 1992. Diario Oficial de la Federación. Decreto por el que se declara área natural protegida con el carácter de Parque Marino Nacional, la zona conocida como Parque Arrecifal Veracruzano, ubicado frente a las Costas de los municipios de Veracruz, Boca del Río y Alvarado del estado de Veracruz Llave, con superficie de 52,238-91-50 hectáreas, publicado el día lunes 24 de agosto de 1992, México.
- DOF. 2012. Diario Oficial de la Federación. Decreto que modifica al diverso por el que se declara Área Natural Protegida, con el carácter de Parque Marino Nacional, la zona conocida como Sistema Arrecifal Veracruzano, ubicada frente a las costas de los municipios de Veracruz, Boca del Río y Alvarado del Estado de Veracruz Llave, con una superficie de 52,238-91-50 hectáreas, publicado los días 24 y 25 de agosto de 1992, México.
- Gaceta Oficial de Veracruz. 2013. Acuerdos por los que se clasifica como de acceso restringido en sus modalidades de reservadas y confidencial, la información que obra en poder de la SS y los organismos públicos descentralizados, servicios de salud de Veracruz, régimen estatal de protección social en salud y comisión de arbitraje médico de Veracruz. Publicado el 27 de diciembre de 2013.
- Gaxiola-Castro G, J Cepeda-Morales, S Nájera-Martínez, TL Espinosa-Carreón, ME de la Cruz-Orozco, R Sosa-Avalos, E Aguirre-Hernández y JP Cantú-Ontiveros. 2010. Biomasa y producción del fitoplancton. En: Gaxiola-Castro G y R Durazo (Eds.). Dinámica del ecosistema pelágico frente a Baja California. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología, Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Universidad Autónoma de Baja California. Pp. 59-85.
-

PARQUE NACIONAL SISTEMA ARRECIFAL VERACRUZANO
NÚMERO ESPECIAL VOL.2, No.8. JULIO-DICIEMBRE 2015.

- Hallare AV, KJA Lasafin y JR Magallanes. 2011. Shift in phytoplankton community structure in a tropical marine reserve before and after a major oil spill event. *International Journal of Environmental Research* 5(3): 651-660.
- Hernández-Téllez J y Salgado-Rivero J. 1996. Masas de agua en las costas de la Ciudad de Veracruz, Ver. (MACCV) de enero 1995 a febrero 1996. Informe técnico, D.G.O.M. Secretaría de Marina, México, 39 pp.
- Jiménez-Hernández MA, A Granados-Barba y L Ortíz-Lozano. 2007. Análisis de la información científica en el Sistema Arrecifal Veracruzano. En: Granados-Barba A, L Abarca-Arenas y JM Vargas Hernández (Eds.). *Investigaciones científicas en el Sistema Arrecifal Veracruzano*. Universidad Autónoma de Campeche, Centro de Ecología, Pesquerías y Oceanografía del Golfo de México. Pp. 116.
- Jordán E. 1972. Comparación entre dos métodos para estimar productividad primaria en aguas litorales del Golfo de México. *Anales del Instituto de Biología. Serie Ciencias del Mar y Limnología* 43 (1): 21-32.
- Kabanova YG y L López-Baluja. 1970. Primary production in the southern Gulf of Mexico and near the northwestern coast of Cuba. *Oceanological Studies (USSR)* 20: 46-68.
- Katano T, M Yoshida, J Lee, MS Han y Y Hayami. 2009. Fixation of *Chattonella antiqua* and *C. marina* (Raphidophyceae) using Hepes-buffered paraformaldehyde and glutaraldehyde for flow cytometry and light microscopy. *Phycologia* 48(6): 473-479.
- Krayesky DM, ME Meave del Castillo, E Zamudio, JN Norris y S Fredericq. 2009. Diatoms (Bacillariophyta) of the Gulf of Mexico. p. 379-453. In: Felder DL y DK Camp (eds.). *Gulf of Mexico: its origins, waters and biota*. College Station, Texas A&M University Press.
- Landsberg J, F Van Dolah y G Doucette. 2005. Marine and estuarine harmful algal blooms: impacts on human and animal health. En: Belkin S y RR Colwell (Eds.). *Oceans and health: pathogens in the marine environment*. Springer, New York, USA. Pp. 165-215.
- Lara-Lara JR, JA Arreola-Lizárraga, LE Calderón-Aguilera, VF Camacho-Ibar, G de la Lanza-Espino, A Escofet-Giansone, MI Espejel-Carbajal, M Guzmán Arroyo, LB Ladah, M López-Hernández, EA Meling-López, P Moreno Casasola, H Reyes Bonilla, E Ríos-Jara y JA Zertuche-González. 2008. Los ecosistemas costeros, insulares y epicontinentales. Pp. 109-134. En: CONABIO, *Capital Natural de México*, Vol. 1. Conocimiento actual de la biodiversidad. Conabio, México. Pp. 109-134.
- Meave del Castillo ME, ME Zamudio-Reséndiz y M Castillo-Rivera. 2012. Riqueza fitoplanctónica de la Bahía de Acapulco y zona costera aledaña, Guerrero, México. *Acta Botánica Mexicana* 100: 405-487.
- Morales-Pulido JM y JA Aké-Castillo. 2014. Diatomeas del género *Coscinodiscus* (Bacillariophyceae), del Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano, México. X Congreso de Ficología de Latinoamérica y el Caribe y VIII Reunión Iberoamericana de Ficología. 5-10 de octubre. Metepec, México. p. 69.
- Ohwa BO, BM Mwashote y WS Shimbira. 1997. Dissolved inorganic nutrient fluxes from two seasonal rivers into Gazi Bay, Kenya. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 45: 189-195
- Okolodkov YB. 2008. *Protoperdinium* Bergh (Dinophyceae) of the National Park Sistema Arrecifal Veracruzano, Gulf of Mexico, with a key for identification. *Acta Botanica Mexicana* 84: 93-149.
- Okolodkov YB. 2010. *Ceratium* Schrank (Dinophyceae) of the National Park Sistema Arrecifal Veracruzano, Gulf of Mexico, with a key for identification. *Acta Botanica Mexicana* 93: 41-101.
- Okolodkov YB. 2014. Dinophysiales (Dinophyceae) of the National Park Sistema Arrecifal Veracruzano, Gulf of Mexico, with a key for identification. *Acta Botanica Mexicana* 106: 9-71.
- Okolodkov YB, G Campos-Bautista, ML Parsons, R. Torres-Salgado y JA Aké-Castillo. 2009. El género *Pseudo-nitzschia* (Bacillariophyceae) en el Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano, Golfo de México: taxonomía y dinámica estacional. p. 42. En: Resúmenes del III Taller sobre Florecimientos Algales Nocivos (FAN): Integración del Conocimiento sobre eventos de FAN en México, Acapulco, Gro., 9-11 de noviembre de 2009.
- Okolodkov YB, JA Aké-Castillo, MG Gutiérrez-Quevedo, H Pérez-España y D Salas-Monreal. 2011. Annual cycle of the plankton biomass in the National Park Sistema Arrecifal Veracruzano, southwestern Gulf of Mexico. En: Kattell G (ed.). *Zooplankton and phytoplankton*. Nova Science Publishers, Inc., Hauppauge, New York. Pp. 63-88.
-

PARQUE NACIONAL SISTEMA ARRECIFAL VERACRUZANO
NÚMERO ESPECIAL VOL.2, No.8. JULIO-DICIEMBRE 2015.

- Okolodkov YB, JA Aké-Castillo y C Galicia-García. 2012. Productores primarios acuáticos del Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano, Golfo de México: estado del conocimiento. En: Sánchez AJ, X Chiappa-Carrara y R Brito Pérez (Eds.). Recursos acuáticos costeros del Sureste. Mérida, México. Consejo de Ciencia, Innovación y Tecnología del Estado de Yucatán. Pp. 137-158.
- Parra-Toriz D, MLA Ramírez-Rodríguez y DU Hernández-Becerril. 2011. Dinoflagelados (Dinophyta) de los órdenes Prorocentrales y Dinophysiales del Sistema Arrecifal Veracruzano, México. *Revista de Biología Tropical* 59(1): 501-514.
- Parsons ML, YB Okolodkov y JA Aké-Castillo. 2012. Diversity and morphology of the species of *Pseudo-nitzschia* (Bacillariophyta) of the National Park Sistema Arrecifal Veracruzano, SW Gulf of Mexico. *Acta Botanica Mexicana* 98: 51-72.
- Reynolds CS. 2006. The ecology of phytoplankton. Cambridge University Press, New York, USA. 535 pp.
- Rodríguez-Gómez CF, JA Aké-Castillo y G Campos Bautista. 2013. Productividad primaria bruta y respiración planctónica en el Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano. *Hidrobiológica* 23(2): 143-153.
- Salas-Pérez J y Granados-Barba A. 2008. Oceanographic characterization of the Veracruz reefs system. *Atmósfera* 21(3): 281-301.
- Sieburth J McN, V Smetacek y J Lenz. 1978. Pelagic ecosystem structure: heterotrophic compartments of the plankton and their relationship to plankton size fractions. *Limnology and Oceanography* 23(6): 1256-1263.
- Signoret M, C Bulit y R Pérez. 1998. Patrones de distribución de clorofila a y producción primaria en aguas del Golfo de México y del Mar Caribe. *Hidrobiológica* 8 (2): 81-88.
- Sridhar R, T Thangaradjou y L Kannan. 2010. Spatial and temporal variations in phytoplankton in coral reef and seagrass ecosystems of the Palk Bay, southeast coast of India. *Journal of Environmental Biology* 31(5): 765-771.
- Steidinger KA, MA Faust y DU Hernández-Becerril. 2009. Dinoflagellates (Dinoflagellata) of the Gulf of Mexico. pp. 131-154. In: Felder DL y DK Camp (eds.). *Gulf of Mexico Origin, Waters, and Biota*. Texas A&M University Press, College Station, Texas.
- Torréton JP, E Rochelle-Newall, O Pringault, S Jacquet, V Faure y E Briand. 2010. Variability of primary and bacterial production in a coral reef lagoon (New Caledonia). *Marine Pollution Bulletin* 61: 335-348.