

See discussions, stats, and author profiles for this publication at: <https://www.researchgate.net/publication/327801979>

ESTRATEGIA DE MANEJO DE LOS RECURSOS MARINOS Y COSTEROS DEL CARIBE SUR, COSTA RICA PARA LA ADAPTACIÓN A LA VARIABILIDAD CLIMÁTICA

Chapter · September 2018

CITATIONS

2

READS

6,786

1 author:



Lilliana María Piedra Castro

National University of Costa Rica

89 PUBLICATIONS 237 CITATIONS

SEE PROFILE



**Adaptación basada en Ecosistemas:
alternativa para la gestión sostenible de los recursos
marinos y costeros del Caribe**

Este libro es un producto de la Red CYTED CARIBero S.O.S. del Programa de Colaboración para la Ciencia y la Tecnología de Iberoamérica (CYTED). Agradecemos a CYTED, a los integrantes de la red y directivos institucionales de todos los países miembros que nos apoyaron por su compromiso en este esfuerzo regional, en particular a la Maestría en Ciencias Marinas y Costeras de la UNA, Costa Rica por la impresión en papel del documento.
Aida C. Hernández Zanuy, Coordinadora Iberoamericana de la red,
Instituto de Ciencias del Mar, Cuba.

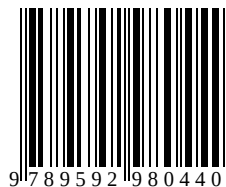
RED CYTED CARIBERO S.O.S. 414RT0483 (2014 – 2017).
Instituto de Ciencias del Mar, ICIMAR. (Hasta 2017, Instituto de Oceanología.)
Sede Playa: Avenida Primera Número 18406 entre 184 y 186 Reparto Flores, Playa, La Habana, Cuba.
Tel: (537) 2725421.
Agencia de Medio Ambiente del Ministerio de Ciencia Tecnología y Medio Ambiente de Cuba.



CYTED Programa Iberoamericano para la Ciencia y la Tecnología
<http://www.cytmed.org>.
Amaniel 4 28015 Madrid (España).
Teléfono: (34) 91 531 63 87
Fax: (34) 91 522 78 45.

Citar como: Autores. Capítulo. (2018). Capítulo.
En: Hernández-Zanuy A. C. (Ed.). *Adaptación basada en Ecosistemas: alternativa para la gestión sostenible de los recursos marinos y costeros del Caribe*. Red CYTED 410RT0396. (E. Book). Editorial Instituto de Oceanología, La Habana. 171 pp. ISBN: 978-959-298-043-3.

ISBN: 978-959-298-044-0



Equipo de diseño e impresión

Maikol Castillo Chinchilla. Investigador,
Universidad Nacional, UNA, Costa Rica.
Vanessa Morales Cerdas. Investigadora,
Universidad Nacional, UNA, Costa Rica.

Fotografías portada y separadores de capítulos

Victor Isla. Buzo y fotógrafo,
Acuario Nacional de Cuba, ANC.
Javier Fonseca. Diseñador y fotógrafo, Grupo
Quinta, Playa del Carmen, México

Editora

Aida Caridad Hernández-Zanuy, Instituto de Ciencias del Mar, ICIMAR.

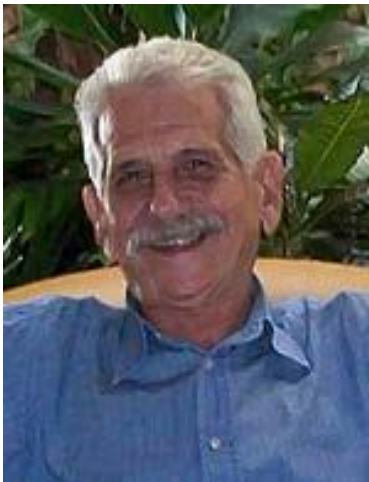


COLECTIVO DE AUTORES POR INSTITUCIÓN Y PAÍS

- Aida Caridad Hernández Zanuy, Pedro M. Alcolado, Rodolfo Claro, Odalys Aldana-Mazorra, Jazmín Y. Núñez-Luis, José L. Juanes, Lourdes Rivas, Yisset Rabeiro, Manuel Herrera Soto, Mayelin Carminate Fernández, Pedro Manuel Cruz. **Instituto de Ciencias del Mar, Cuba.**
- Ana M. Suárez, Beatriz Martínez-Daranas y Adrián Martínez Suárez. **Centro de Investigaciones Marinas, Universidad de La Habana.**
- Celia Olabarria y Elsa Vázquez. **Departamento de Ecología e Biología Animal, Facultad de Ciencias Experimentales, Universidade de Vigo, España.**
- Daniel Pech. **Laboratorio de Biodiversidad Marina y Cambio Climático, El Colegio de la Frontera Sur , México.**
- Dorka Cobián Roja. **Parque Nacional Guanahacabibes, Centro de Investigaciones y Servicios Ambientales (ECOVIDA), Cuba.**
- Frank A. Ocaña. Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional de México, México.
- Lilliana Piedra Castro, Luis Manuel Sierra Sierra, José Miguel Pereira Chávez, Maikol Castillo Chinchilla y Vanessa Morales Cerdas. **Laboratorio de Recursos Naturales y Vida Silvestre (LARNAVISI), Escuela de Ciencias Biológicas, Universidad Nacional, Costa Rica.**
- Pablo Sánchez. **GEOCUBA, Estudios Marinos, Cuba** Susana Perera Valderrama. **Centro Nacional de Áreas Protegidas de Cuba.**
- Servando Valle. **Centro de Investigaciones Pesqueras del MINAL, Cuba.**
- Luz Esther Sánchez-Arias, Augusto Ruiz, y Yahaira Torrealba. **Instituto Venezolano de Investigaciones Científicas, Venezuela.**

DEDICATORIA

En memoria de Pedro Manuel Alcolado Menéndez (†).



El día 16 de junio de 2017 ocurrió la pérdida física para Cuba y el mundo del científico cubano Pedro Manuel Alcolado Menéndez, nacido en Guantánamo el 7 de mayo de 1948 y fallecido en La Habana a los 69 años de edad. Pedro fue un miembro entusiasta del Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología (CYTED) fungiendo como jefe del Grupo de Cuba en las redes gestadas y coordinadas desde el Instituto de Oceanología de Cuba, “Evaluación integral de la biodiversidad en los ecosistemas marinos y costeros de Cuba” (BIODIVMAR 2010-2013) y “Adaptación Basada en Ecosistemas para la gestión sostenible de los recursos marinos y costeros del Caribe” (CARIbero S.O.S. 2014-2017). Fue un lector y estudioso constante, amante del baile y de la vida, quien aprovechó cada ocasión para dejar su huella en todos aquellos que lo conocimos y compartimos años de trabajo y amistad. Fue precursor y ferviente defensor de los conceptos ambientalistas y del rol de la integración entre la ciencia y la sociedad para el desarrollo sostenible. Pedro nos dejó un amplio legado científico de gran valor en más de 190 publicaciones, libros e informes y más de cien ponencias en eventos científicos. Su prolija actividad como investigador lo llevó en pocos años a ser conocido y reconocido en muchos países, principalmente en las últimas dos décadas por su aporte al conocimiento de los arrecifes coralinos de Cuba y del Caribe. Por la relevancia de su trabajo científico recibió diversos reconocimientos entre los que se destaca el Premio Nacional de Ciencias del Mar por la obra de toda la vida que otorga el Comité Oceanográfico Nacional de Cuba, una obra que seguirá viviendo en cada una de las investigaciones científicas y en el quehacer diario de los que fuimos formados por él, dentro y fuera de Cuba, y hoy continuamos trabajando por la salud de nuestros mares para el desarrollo sostenible.

Aida C. Hernández- Zanuy
Instituto de Ciencias del Mar
Coordinadora Iberoamericana de las REDES CYTED
BIODIVMAR y CARIbero S.O.S.

CONTENIDO

INTRODUCCION	1
FOMENTO DE LA RESILIENCIA	2
POTENCIANDO LA RESILIENCIA EN LOS ARRECIFES CORALINOS EN CUBA MEDIANTE LA ADAPTACIÓN BASADA EN ECOSISTEMAS. Pedro Alcolado (†), Servando Valle, Rodolfo Claro y Aida Hernández-Zanuy	3
ACCIONES PARA INCREMENTAR LA RESILIENCIA DE ARRECIFES CORALINOS: EXPERIENCIA COMPARTIDA ENTRE CUBA Y MÉXICO. Susana Perera Valderrama.	20
RESTAURACIÓN ECOLÓGICA DE MANGLAR Y MANEJO DE CUENCAS UNA UNIDAD QUE NO DEBE SEPARARSE. Sánchez-Arias, Luz Esther, Ruiz, Augusto, y Yajaira Torrealba... 31	
APLICACIÓN DE LOS RESULTADOS CIENTÍFICOS A LA CONSERVACIÓN Y RECUPERACIÓN DE LAS PLAYAS CUBANAS. José Juanes, Pablo Sánchez, Lourdes Rivas, Yisset Rabeiro.....	48
DISMINUCIÓN DE PRESIONES POR INVASIONES BIOLÓGICAS.....	59
LAS INVASIONES MARINAS: UN IMPORTANTE ELEMENTO DE CAMBIO GLOBAL. Celia Olabarria y Elsa Vázquez.....	60
LA PROBLEMÁTICA DEL SARGAZO EN EL CARIBE. Ana Suárez y Beatriz Martínez-Daranas	82
EL PEZ LEÓN EN EL CARIBE: ESTUDIO DE CASO PARQUE NACIONAL GUANAHACABIBES. Dorka Cobián Rojas.....	95
HERRAMIENTAS PARA LA IMPLEMENTACION DE LA AbE:.....	108
LA PLANIFICACIÓN ESPACIAL MARINA: MARCO OPERATIVO PARA CONSERVAR LA DIVERSIDAD BIOLÓGICA MARINA Y PROMOVER EL USO SOSTENIBLE DEL POTENCIAL ECONÓMICO DE LOS RECURSOS MARINOS. Odalys Aldana Mazorra y Aida Hernández-Zanuy.....	109
MARCO METODOLÓGICO PARA EVALUAR LA VULNERABILIDAD DEL BENTOS ANTE MÚLTIPLES PRESIONES EN LA REGIÓN DEL GRAN CARIBE. Frank Ocaña1 y Daniel Pech	122
LOS FORAMINÍFEROS COMO HERRAMIENTA PARA LA EVALUACIÓN DE LA SALUD DE LOS ARRECIFES CORALINOS FRENTE AL CAMBIO CLIMÁTICO. Jazmín Y. Núñez-Luis, Adrián Martínez Suárez, Manuel Herrera Soto, Mayelin Carmenate Fernández, Aida Hernández Zanuy, Pedro Manuel Cruz	136
ESTRATEGIA DE MANEJO DE LOS RECURSOS MARINOS Y COSTEROS DEL CARIBE SUR, COSTA RICA PARA LA ADAPTACIÓN A LA VARIABILIDAD CLIMÁTICA. Lilliana Piedra Castro, Aida Hernández Zanuy, Luis Sierra Sierra, José Miguel Pereira Chávez, Maikol Castillo Chinchilla y Vanessa Morales Cerdas	146
CONTRIBUCIÓN DE LA RED CYTED CARIBERO S.O.S. (2014-2017) AL DESARROLLO SOSTENIBLE EN LA REGIÓN DEL CARIBE. Aida Hernández Zanuy	164

INTRODUCCION

Los ecosistemas marinos y costeros del Caribe garantizan la mayor parte de las actividades socioeconómicas que sostienen a más de 43 millones de personas. Esta región es altamente vulnerable a los impactos potenciales del cambio climático, principalmente los producidos por el incremento del nivel del mar y los efectos de eventos meteorológicos extremos como huracanes, fuertes lluvias o sequías intensas, y se encuentra también afectada por los cambios de hábitat, invasiones biológicas, sobreexplotación de los recursos marinos y costeros y la contaminación, que son presiones que ejerce el desarrollo descontrolado en las zonas marinas y costeras, cuyos efectos continuarán amplificándose por los impactos del cambio climático en la región.

Para evitar la magnificación de los impactos asociados al cambio climático sobre los ecosistemas marinos y costeros y por tanto sobre el beneficio que recibe la sociedad caribeña de los servicios ecosistémicos que estos proveen, resulta imprescindible disminuir las presiones que el hombre ejerce sobre los ecosistemas fomentando para ello su resiliencia. La integración en planes de adaptación de las estrategias de conservación, rehabilitación ecológica y gestión sostenible a nivel local, nacional y regional deberá promoverse destacando el papel de los ecosistemas para la adaptación y mitigación al cambio climático, encaminando en una sola vía los vínculos entre diversidad biológica, cambio climático, reducción de desastres y desarrollo sostenible, lo que ha sido ampliamente reconocido como una necesidad a nivel mundial.

La Adaptación basada en Ecosistemas (AbE) es una propuesta para construir resiliencia y reducir la vulnerabilidad de las comunidades al cambio climático, integrando justamente el uso sostenible de la biodiversidad y de los servicios ecosistémicos en una estrategia para ayudar a las personas a adaptarse al cambio climático considerando como puntos de partida tanto el conocimiento científico como el conocimiento comunitario local. La AbE propone que los ecosistemas pueden ser manejados para limitar los impactos del cambio implementando enfoques basados en el ecosistema para la adaptación que incluyan la gestión sostenible, la conservación y la rehabilitación de ecosistemas teniendo en cuenta los múltiples beneficios sociales, económicos y culturales para la sociedad.

Para la implementación de la AbE en el Caribe resulta esencial prestar atención a temas como el incremento de la resiliencia a partir de la rehabilitación ecológica de arrecifes coralinos, manglares y playas, entre otros ecosistemas relevantes en esta región por su función como protectores de la costa, de la degradación de los suelos agrícolas y de la calidad del agua por la intrusión salina; al estudio, control y manejo de las invasiones biológicas y de nuevas y crecientes amenazas a estos ecosistemas posiblemente asociadas al cambio climático como las arribazones de sargazos a las costas caribeñas; y a la definición de mejoras en las herramientas esenciales para el manejo y gestión de la zona marina y costera como el planeamiento espacial marino, la elaboración de estrategias locales de adaptación, la evaluación de la vulnerabilidad ecológica y la evaluación de la salud de los ecosistemas, compartiendo experiencias a través de redes de intercambio como las redes CYTED. La profundización en estos temas contribuirá a la implementación de la AbE con una mirada hacia la naturaleza incluyendo al hombre, como una especie componente esencial del ecosistema, capaz de revertir la situación ambiental actual promoviendo la integración de voluntades, como una alternativa de convivencia entre el cambio climático y el bienestar socioeconómico para el desarrollo sostenible en la región caribeña.

Aida Caridad Hernández Zanuy

Editora y Coordinadora Iberoamericana de la RED CYTED CARIBero S.O.S.



FOMENTO DE LA RESILIENCIA

La resiliencia es la capacidad de un ecosistema, que vincula personas y naturaleza, a resistir y adaptarse a un nuevo escenario de cambio climático manteniendo los servicios ecosistémicos que hacen posible la vida.



POTENCIANDO LA RESILIENCIA EN LOS ARRECIFES CORALINOS EN CUBA MEDIANTE LA ADAPTACIÓN BASADA EN ECOSISTEMAS

Pedro M. Alcolado¹ (†), Servando Valle², Rodolfo Claro¹ y Aida C. Hernández-Zanuy¹

1. Instituto de Ciencias del Mar. Avenida Primera, No. 18406, Playa, La Habana, Cuba.

2. Centro de Investigaciones Pesqueras. 246 entre 5ta. Avenida y Playa, Playa, La Habana, Cuba.

Email: ahernandezzanuy@gmail.com.

INTRODUCCIÓN

Impactos, tanto humanos como del cambio o variabilidad climática, están afectando de manera directa o indirecta los servicios ambientales de los arrecifes coralinos en los sectores pesquero y turístico, así como a la protección de las costas y la economía nacional cubana.

En las últimas décadas varios factores parecieran haberse confabulado para deteriorar a los arrecifes coralinos en Cuba como en el resto del gran Caribe, situación que no da oportunidad a que estos ecosistemas puedan recuperarse mediante mecanismos naturales. A ello se suma el aumento de la frecuencia e intensidad de los huracanes, a partir de 2001 (Alcolado *et al.*, 2009), aunque esa tendencia no se ha manifestado en Cuba desde 2008. Los arrecifes coralinos ofrecen diversos servicios ecosistémicos que deben ser salvaguardados, más aún en el contexto del cambio climático que amenaza con su deterioro y cuyos efectos ya se hacen notar de manera persistente.

En el año 2009, el Segundo Grupo Técnico de Expertos Ad hoc de la Convención de Diversidad Biológica (COP 5, decisión V/6; CBD, 2009) refiere “La Adaptación basada en Ecosistemas (AbE) como el uso de la biodiversidad y de los servicios ecosistémicos como parte de una estrategia de adaptación para contribuir al enfrentamiento a los efectos adversos del cambio climático”; mientras que Colls *et al.*, (2009) enfatizan la importancia de restaurar o rehabilitar ecosistemas fragmentados o degradados y restablecer los procesos críticos que mantienen las funciones de los ecosistemas.

La resiliencia, es la capacidad de una comunidad de resistir y recuperarse de un impacto (West y Salm, 2003). Según Andrade *et al.*, (2010) la AbE es un enfoque para construir resiliencia y reducir la vulnerabilidad de las comunidades al cambio climático, integrando el uso sostenible de la biodiversidad y de los servicios ecosistémicos en una comprensiva estrategia de adaptación para enfrentar los retos del cambio climático.

Según Martin (2011), la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN) ha estado y está a la cabeza en la promoción del concepto de AbE en su sitio web http://www.iucn.org/what/tpas/climate/key_topics/eba/.

LaAbE se sustenta en nueve principios (Huq *et al.* (2013), uno de estos (Principio 7) es el fomento de la resiliencia.

Es nuestro objetivo mostrar algunos avances en el fomento de la resiliencia del ecosistema arrecifal en Cuba.

LA RESILIENCIA DE LOS ARRECIFES CORALINOS EN CUBA

En Cuba se ha avanzado sustancialmente en la comprensión de la necesidad imperiosa del aprovechamiento sostenible de los servicios ambientales de los arrecifes coralinos, en el aprovisionamiento de especies de importancia comercial y conservacionista, los recursos turísticos (buceo) y la protección de los recursos naturales y humanos de las costas. Sin embargo, enfrenta dificultades por falta de recursos para la implementación de las medidas pertinentes.

En este contexto general, se impone conocer los acontecimientos claves relativamente recientes que conspiran contra ese objetivo, y la correspondiente necesidad de adaptación o enfrentamiento de esos cambios para garantizar en lo posible la seguridad alimentaria y la conservación de la biodiversidad marina, esta última como sostén crucial de la primera. Ello demanda acciones urgentes que contribuyan a una mayor capacidad de los arrecifes coralinos de resistir y recuperarse a los acelerados embates de los tiempos actuales y previstos.

McClanahan *et al.* (2012) concluyen que para Indonesia, son 11 los factores ecológicos que son claves para una mayor resiliencia de los arrecifes coralinos y por lo tanto a tener en cuenta en la toma de decisiones: (1) especies resistentes de corales, (2) variabilidad de la temperatura, (3) contaminación por exceso de nutrientes, (4) sedimentación, (5) diversidad de corales (6) biomasa de herbívoros, (7) impactos humanos físicos, (8) enfermedades de corales, (9) macroalgas (10) reclutamiento (11) presión pesquera. Algo muy similar parece suceder en los arrecifes de Cuba.

Según la misma fuente, los factores más importantes de la componente Resistencia (de la resiliencia) incluyeron: (1) presencia de especies resistentes a estrés (menos susceptibles a la mortalidad por temperatura; (2) presencia de simbioses (zooxantelas) resistentes (menos vulnerables a las altas temperaturas); y (3) una elevada variabilidad anual de la temperatura local, lo que promueve la (4) tolerancia de los corales ante temperaturas anómalas.

Como los más importantes de la componente Recuperación (de la resiliencia) señalan: (5) altos niveles de reclutamiento de corales para reabastecer de corales los fondos denudados; (6) sustrato adecuado para la fijación y sobrevivencia y (7) baja cobertura de macroalgas, las cuales cuando son muy abundantes pueden matar directamente los corales, atrapar sedimentos que los cubren, y evitar que los corales se fijen y predominen en espacio bentónico.

Finalmente, según los mismos autores, los factores de más peso muestran que los arrecifes más resilientes son aquellos con (8) alta diversidad de peces y (9) de corales; así como (10) pocos impactos antropogénicos.

Un arrecife coralino identificado como resiliente en Cuba (Alcolado *et al.*, 2013) está ubicado al norte del Golfo de Cazones, plataforma suroccidental de Cuba (Fig. 1). Según Alcolado *et al.* (2013) esta mayor resiliencia parece estar determinada por el efecto combinado de cuatro factores o fuerzas motrices de la resiliencia, a saber: resguardo, fertilidad del agua, abundancia del erizo negro de espinas largas *D. antillarum* y al patrón giratorio de la circulación habitual en la ensenada de Cazones.

La alimentación heterotrófica pudiera ser esencial en la resiliencia de los arrecifes coralinos del Golfo de Cazones. Se conoce que la asociación entre corales y zooxantelas es fundamental para el crecimiento de los arrecifes coralinos en los océanos oligotróficos de los mares tropicales, pero numerosos estudios han confirmado que la heterotrofia es una vía de alimentación para los corales hermatípicos (Houlbreque F. & C. Ferrier-Page, 2009); por lo que las condiciones oceanográficas específicas del Golfo de Cazones, también pudieran ser un factor que promueve la resiliencia coralina a partir de la retención de la materia orgánica particulada, zooplancton y materia orgánica disuelta, provenientes de la muy cercana Ciénaga de Zapata. El zooplancton en particular pudiera ser un componente importante en la dieta heterotrófica de los corales en esta zona, aún por comprobar, considerando la enorme

disponibilidad que el desove masivo de los cangrejos de tierra (*Cardisoma guhanumi* Latreille, 1828 y *Gecarcinus ruricola* Linnaeus, 1758) periódicamente aporta al golfo.



Figura. 1. Cresta del arrecife coralino “Nirvana”, Golfo de Cazones, Cuba. (Foto: Ken W. Marks).

AMENAZAS A LA RESILIENCIA

A continuación, se abordan las afectaciones a importantes procesos ecológicos indispensables para la resiliencia y sostenibilidad de la salud de los arrecifes coralinos y de sus imprescindibles servicios ecosistémicos, así como las acciones pertinentes emprendidas en Cuba.

El control biológico de las algas bentónicas por el erizo negro de espinas largas *Diadema antillarum*

La abundancia de macroalgas carnosas ocupa el espacio disponible para el reclutamiento de corales pétreos y compite directamente con éstos (Arnold *et al.*, 2010). Una vez que el reclutamiento de corales se hace insuficiente, se produce una retroalimentación que acelera la tasa de disminución de corales pétreos debido a que las macroalgas los reemplazan y disminuye, aún más, el reclutamiento. Lo contrario tiene lugar cuando aumenta el reclutamiento del erizo: aumenta la cobertura coralina, disminuye la de macroalgas y aumenta aún más el reclutamiento (Mumby & Steneck, 2008).

De ahí emana la importancia de mantener poblaciones suficientes de especies herbívoras como el “erizo negro de espinas largas” *Diadema antillarum* (Philippi, 1845) y peces herbívoros. Baket *et al.* (1984) refieren que esta especie raspa la capa superficial de los fondos consumiendo el delgado césped de algas, así como algas endolíticas y las calcáreas costrosas.

En los años 1983-84 tuvo lugar un impacto negativo de gran trascendencia, que fue la muerte extensiva y masiva de las poblaciones del conocido erizo *D. antillarum* al nivel de todo el Gran Caribe. Ello trajo como consecuencia: (1) la súbita, masiva y generalizada invasión de los fondos rocosos de

los arrecifes por macroalgas carnosas; (2) como consecuencia, prácticamente no quedó espacio para que las larvas de los corales pudieran fijarse al fondo para dar lugar a nuevos corales que repusieran a los que morían por alguna causa; (3) si lograban fijarse las larvas, los nuevos pequeños corales no podían recibir la luz necesaria para crecer por la sombra impuesta por esas algas, o recibían el violento roce de las algas al moverse estas cuando el oleaje era fuerte; y (4) algunas algas indujeron enfermedades a los corales a través del contacto. En ocasiones, cuando las algas cubrían el esqueleto de un coral a través de una herida en su superficie, luego terminaban cubriéndolo parcial o totalmente.

La excesiva cobertura de los fondos por macroalgas carnosas fue un factor clave que deterioró los arrecifes coralinos e impide actualmente su recuperación por la pérdida del potencial de recuperación de las poblaciones de corales pétreos por las causas mencionadas. En ese sentido, Mumby *et al.* (2013) refieren que los arrecifes frontales pueden verse “atrapados” en estados depauperados de los corales en la continua ausencia de los erizos *Diadema*.

En Cuba se ha observado la recuperación natural significativa de poblaciones de *Diadema* en crestas arrecifales en diferentes puntos de su geografía, al parecer debido en parte a una menor frecuencia de huracanes después del año 2008. También se ha constatado recuperación en zonas con menor *fetch* del oleaje. No se ha observado lo mismo en la zona del arrecife frontal, donde persiste la escasez del erizo alrededor de Cuba. (Datos de evaluaciones realizadas con la metodología AGRRA (www.agrra.org/method/methodhome.html)). Esta escasez que aún persiste parece estar asociada a la mayor cobertura de macroalgas, lo que según Gardmark *et al.* (2003), limita el reclutamiento de *Diadema*.

Para enfrentar este problema se ensayan acciones de reconcentración de individuos de esa especie clave para contrarrestar el efecto Allee de gran distancia entre reproductores (Levitan, 1991, Miller, *et al.*, 2007, Rogers & Lorenzen, 2008, Arnold *et al.*, 2010). Esta es una acción puntual que requiere esfuerzo y recursos, y por lo tanto de aplicación a gran escala territorial. Por otro lado, si no desaparecen las causas que originaron la merma de las poblaciones del erizo (mayor frecuencia de ciclones), ello resultaría en esfuerzos y gastos innecesarios. Otro impedimento a valorar, sería que la pérdida de relieve en el fondo debido a la mortalidad de corales y el aplanamiento subsecuente del fondo, disminuye la disponibilidad de refugio requerido por esta especie (Rogers & Lorenzen, 2008). Un mayor control de las macroalgas, logrado a partir de potenciar la recuperación de poblaciones de peces loros y otros peces herbívoros (por ejemplo, los barberos), es beneficioso en ese sentido (Mumby *et al.*, 2013; Jackson *et al.* 2014).

El control biológico de las algas bentónicas por los peces loros

Uno de los principales factores motrices de la resiliencia es el control que ejerce el herbivorismo sobre las macroalgas que invaden los fondos arrecifales. Los peces loros (Scaridae) y barberos (Acanthuridae) son, junto con los erizos *D. antillarum*, los herbívoros más importantes de Cuba y del Caribe. Particularmente, los loros han sido sobre pescados en la región caribeña por la pesca deportiva, comercial y recreativa (Fig. 2). La gran importancia de los peces loros para contribuir a la resiliencia y recuperación de los arrecifes coralinos ha sido enfatizada por Mumby *et al.* (2014) y Jackson *et al.* (2014). En Belice las recientes acciones para proteger los peces loros han incrementado seis veces la resiliencia de sus arrecifes (Mumby *et al.*, 2014).

El Sistema Nacional de Áreas Protegidas del país, en alguna medida contribuye a la protección de los peces loro. Este cubre 24,96% de la plataforma marina. De las 84 áreas protegidas con extensión marina, 69 ya cuentan con administración e infraestructura y están aprobadas por Comité Ejecutivo del Consejo de Ministros (Hernández Ávila *et al.*, 2014).

En Cuba se ha dictado la Resolución 160/2011 del Ministerio de Ciencia, Tecnología y Medio Ambiente (CITMA) sobre la “Protección de las especies de especial significación” (incluye a los peces loros), para

cuya captura se requiere un permiso ambiental. La misma exige a la empresa pesquera solicitante una evaluación previa antes de concederse un permiso ambiental de captura. Igualmente requiere a la empresa un monitoreo anual de las capturas para evitar que se sobrepase la cifra de captura potencial estimada. Sin embargo, esta resolución no debe resolver el estado crítico de los peces loros, ya que permite que persista su pesca comercial como tal, y por otro lado se sigue practicando la pesca deportiva.



Figura 2. Peces loros jóvenes pescados con cordel (Foto: Gabriel Fajardo, Guantánamo).

La Resolución No. 31/1999 del Ministerio de la Industria Alimentaria sobre la “Declaración como Zona Bajo Régimen Especial de Uso y Protección de las Aguas Marítimas”, establece limitaciones a la pesca comercial y recreativa en al menos 17 regiones, que cubren aproximadamente 3700 km² de áreas marinas.

Abordando directamente las prácticas pesqueras nocivas que hay que erradicar, tenemos el empleo de las nasas. Las mismas atrapan una alta proporción de peces que no alcanzan la talla comercial, peces no comerciales que forman parte de la trama alimentaria, y en particular peces loros y barberos (Gómez *et al.*, 1987; Van der Knapp, 1993; Garrison, 1998; Quandt, 1999; Appeldoorn *et al.*, 2000), los cuales deben protegerse por lo indispensables que son para el control de la nefasta proliferación de algas desde la mortalidad masiva del erizo negro de espinas largas *Diadema antillarum* en 1983 y 1984. Los países que en esos años tenían prohibido el empleo de nasas en las Bermudas y parte de las Bahamas (Cayos Exuma y Land and Sea Park), a diferencia del resto del gran Caribe, no sufrieron la masiva invasión de algas que tuvo lugar en esos años cuando ocurrió la mencionada pandemia, y sus arrecifes no se degradaron por esa causa. Más recientemente se han beneficiado las poblaciones de peces loros en Belice y Bonaire (Jackson *et al.*, 2014) por la prohibición de la pesca con nasa.

En casos en que no pueda suprimirse este arte de pesca, es crucial requerir que en su construcción se utilicen tamaños de mallas que permitan el escape de los peces juveniles o de pequeña talla; que los loros y barberos sean liberados al ser extraída la nasa (lo que no siempre garantiza su sobrevivencia); y que se garantice que las nasas no queden abandonadas causando la llamada “pesca fantasma” con la consecuente mortandad innecesaria de los peces capturados. Para ello también es necesario emplear materiales biodegradables en su construcción, que se destruyen con el paso del tiempo.

Las nasas, al ser lanzadas al agua desde las embarcaciones y cuando son levadas, o al moverse bruscamente por el fondo por las corrientes y el oleaje, dañan a los corales y otros organismos del arrecife, impactando seriamente el hábitat (Gómez *et al.*, 1987; Van der Knapp, 1993; Garrison, 1998; Quandt, 1999; Appeldoorn *et al.*, 2000). Por ello en aguas federales de EUA desde 1992 fue prohibido el uso de nasas para peces por el Consejo para el Manejo de las Pesquerías del Atlántico Sur (SAFMC) así como en el oeste de la Florida en 1997 (Barnette, 2001). Además, por su pobre selectividad (tanto para las tallas como para las especies de peces), este arte de pesca afecta sensiblemente a las poblaciones objeto de explotación al extraer grandes cantidades de peces juveniles o de talla no comercial (Claro *et al.*, 2000).

La sustitución de la pesca con artes poco selectivos y ecológicamente nocivos (nasas, redes estacionarias, chinchorros) de pargos, meros y otros depredadores de mediana y gran talla mediante artes de anzuelo (palangres, líneas de mano, etc.) favorecería el escape de los herbívoros y la captura de ejemplares de mayor talla, calidad y precio en beneficio de consumidores y pescadores. Ello requiere un alto esfuerzo de muestreos biológicos, para lo que existen planes dirigidos a todos los establecimientos de Cuba. Al mismo tiempo, constituye una vía para evitar el descarte y proteger las etapas tempranas de desarrollo, lo que incrementa el reclutamiento.

Considerando la tradición en el uso de esos artes en Cuba, se requiere al menos, un eficiente control de las regulaciones pesqueras, del esfuerzo de pesca (número de artes, intensidad, etc.), el uso de luz de mallas adecuadas (preferentemente más de 40 mm) y secciones biodegradables y mecanismos de escape en las nasas, la prohibición del uso y abandono de estas sobre o cerca de los arrecifes (que provocan la llamada “pesca fantasma”). Tales medidas deben ir acompañada de otra muy importante: el establecimiento de tallas mínimas de captura más elevadas, acordes con la talla media de maduración (equivalentes por ejemplo a las establecidas en EUA y otros países del área donde se capturan las mismas especies).

La pesca submarina (con arpón neumático), captura a los peces loros medianos y grandes, que son los más efectivos en la remoción del exceso nocivo de algas (Durán & Claro, 2009). Los loros son difíciles de proteger por no ser fácil controlar su pesca comercial dado el uso generalizado de artes masivos poco selectivos, por insuficiencia de recursos y falta de efectividad de control, así como carencia de regulaciones específicas. No obstante, con la eliminación reciente de los chinchorros de arrastre (ver abajo) en cumplimiento de la Resolución de Pesca 503/2012 las capturas de loros han disminuido significativamente según reflejan las estadísticas pesqueras. Es perentorio prohibir enfáticamente la pesca submarina de loros, que parece ser la que más afecta sus poblaciones.

Los tres establecimientos pesqueros con mayores capturas de pez loro en Cuba son los de Cienfuegos, Morrillo y Carahatas. Entre los tres capturaron en el período 2011-2013 un promedio de 36,7 t, lo que representa 60% del total nacional de pesca de esta especie. Como ya se comentó, en el caso de Cienfuegos se realizó una evaluación de las poblaciones de loros, y se propuso una captura anual de 12 t como captura incidental.

Por otra parte, la pesca con arrastres (chinchoreo) de fondo produce una captura incidental sobre los peces loros que se alimentan en los pastos marinos. Más adelante, se abunda sobre este arte de pesca y la legislación pertinente al tratar sobre el control biológico ejercido sobre los grandes peces carnívoros.

El control biológico contra la invasión del pez león

En los mares de Cuba, en el año 2007 comenzó la invasión del pez león (*Pterois volitans* Linnaeus, 1758) especie oriunda de los océanos Índico y Pacífico (Fig.3). Este se diseminó rápidamente en los arrecifes coralinos, pastos marinos y manglares. El pez león fue introducido en las costas de la Florida (Estados Unidos de América) de manera accidental a causa de escapes de un acuario durante un huracán, y quizás también deliberadamente por personas incautas que los soltaban al mar por algún motivo. Estos voraces peces consumen todo animal que quepa en su enorme boca, incluyendo juveniles de peces de importancia pesquera y ecológica (eliminadores de parásitos, peces controladores de algas del fondo y a juveniles de sus propios depredadores), peces adultos de talla pequeña, crustáceos, pudiendo incluir juveniles de langostas (Hughes, 1994; Albins & Hixon, 2008; Maljkovic *et al.*, 2008; Barbour *et al.*, 2010).

La erradicación de esta especie invasora es muy compleja, y probablemente imposible dado el nivel de distribución alcanzado, por lo que es inobjetable la necesidad de controlar sus poblaciones mediante la pesca ilimitada (Barbouret *al.*, 2011). Al mismo tiempo, se impone la adopción de planes de manejo que fomenten las poblaciones de peces depredadores potenciales del pez invasor, principalmente meros, pargos, tiburones y barracudas. Los meros (cherna criolla, aguají, etc) y los pargos (biajaiba, caballero, cubera, pargo criollo, rabirrubia y otros) constituyen importantes recursos pesqueros hoy en franca declinación en Cuba, e incluso algunos sobrepescados, cuya recuperación es de vital importancia económica y social. Actualmente existen planes del Ministerio de la Industria Alimentaria para la imposición de límites de captura a las principales especies comerciales.

Las especies más importantes de esas familias se encuentran ya incluidas en alguna de las categorías de la Lista Roja de especies Amenazadas de la IUCN, incluso dos de ellas se encuentran ya En Peligro (cherna criolla, *Epinephelus striatus* (Bloch, 1792)) y en Peligro Crítico (guasa, *E. itajara* (Lichtenstein, 1822)). Los tiburones y barracudas son depredadores tope que ejercen una importante función en el ecosistema, y al menos para los primeros, desde hace varios años se promueven medidas de conservación a nivel internacional.



Figura 3. Pez león (Foto: Macao, Centro de Buceo “Sharksfriends”, Santa Lucía, Camagüey).

En varios países del gran Caribe se promueve y comercializa con mucho éxito, la pesca y la oferta gastronómica del pez león cuya deliciosa y atractiva carne está resultando de gran aceptación. En ese sentido, actualmente las capturas de pez león que se logran en la pesca comercial estatal cubana son mínimas.

Hay que tener en cuenta que el pez león, además de habitar en los arrecifes, en pastos marinos y manglares, también llega a colonizar densamente las zonas más profundas, llegando hasta los 300 m (Morris, Jr., 2013). A esas profundidades el hombre no puede llegar para controlarlo directamente. Por eso, sus principales controladores son los peces depredadores de pez león como meros y pargos del alto, y tiburones demersales. La pesca del alto se encuentra sub-explotada en Cuba, pero se prevé su desarrollo, para lo cual es recomendable el uso de artes de pesca selectivos, acordes con tallas mínimas de captura más altas que las vigentes actualmente en Cuba.

Control biológico ejercido por los grandes peces carnívoros

Los grandes peces carnívoros juegan un rol fundamental, no solo como cotizado recurso pesquero y de buceo turístico (Figs. 4 y 5), sino también en el balance de la trama alimentaria del arrecife, la selección genética de las especies y, más recientemente, en el control de las poblaciones del nocivo pez león y de otros organismos que en exceso son dañinos para el arrecife como las llamadas “chopitas” (*Stegastes* spp.). En Cuba las poblaciones de peces carnívoros están sobre pescadas (Baisre, 2000), en parte como resultado del uso de artes de pesca nocivos, por lo que recientemente se han adoptado algunas acciones o regulaciones pesqueras importantes para potenciar la recuperación de sus poblaciones.



Figura 4. Tiburón *Carcharhinus leucas*. (Foto: Carlos Suarez).



Figura 5. Cherna criolla *Epinephelus striatus*. (Foto: Carlos Suarez).

Supresión de la pesca de arrastre de fondo. La Resolución 503/2012 establece la prohibición de “chinchorros de arrastre”, término que se aplica en Cuba a las redes de arrastre de fondo que se utilizaban en el Archipiélago Sabana-Camagüey, cuya longitud alcanzaba hasta 2000 m, y eran arrastrados por dos embarcaciones sobre fondos blandos y/o rocosos de bajo relieve, a profundidades de 2 a 6 m (Fig. 6). Este arte provoca serios daños a los pastos marinos y corales y extrae una gran cantidad de peces juveniles y otros de pequeña talla que constituyen el alimento de los depredadores, en su mayoría de interés comercial. En el Archipiélago Sabana- Camagüey, por ejemplo, se comprobó que más del 70% de los peces capturados con ese arte no alcanzan los 18 cm LH, talla mínima legal de captura de muchas especies (Claro *et al.*, 2000). Los artes de arrastre de fondo provocan, además, graves daños a los fondos marinos y su fauna asociada (Barnette, 2001; Gómez *et al.*, 1987). Se asume que la prohibición de dicho arte debe beneficiar sustancialmente los hábitats y poblaciones de peces de la mencionada región. Resulta evidente la necesidad de evaluar y monitorear los beneficios de la Resolución, así como los impactos en el ecosistema y los recursos pesqueros, de los artes de pesca en uso actualmente.

No obstante, dicha resolución no prohíbe el uso de los chinchorros “volapié” y “de boliche”, los cuales, aunque de menor longitud, también arrastran por el fondo, aunque pequeñas distancias, y en parte sustituyen a los “chinchorros de arrastre” en el Archipiélago Sabana-Camagüey. Estos artes se emplean tradicionalmente en las otras ecozonas de Cuba. Estos son menos dañinos, pero igual pescan loros, barberos y juveniles de muchas especies comerciales (Bustamante *et al.* 1982), por lo que es necesario también monitorear su uso en las condiciones actuales.



Figura 6. Barco chinchorrero en plena faena de recogida de la captura (Foto: CIP).

Supresión de la pesca con tranques. La Resolución 130/2008 prohíbe la práctica de la pesca comercial con tranques (Fig. 7), corrales, redes de sitio o cualquier tipo de arte de pesca similar, en las aguas marítimas cubanas de manera permanente. Hasta la emisión de esta regulación pesquera, estos artes se utilizaban principalmente durante las migraciones de desove de importantes especies comerciales, impidiendo el paso de los reproductores hacia el borde de la plataforma donde generalmente desovan.

Los tranques son artes altamente dañinos tanto desde el punto de vista ecológico como económico. Su uso indiscriminado ha sido causa principal de la declinación de importantes recursos pesqueros como la biajaiba, el caballero, la cubera, la rabirrubia, las lisas, etc. (Claro *et al.*, 2001). De este modo, por un lado, se produce la pérdida del potencial pesquero de las especies, por el otro algunos peces carnívoros, que son imprescindibles en el control de otras especies dañinas para el arrecife, dejan de tener la capacidad necesaria para un control efectivo de las mismas.

Algunas de las especies carnívoras afectadas por los tranques también controlan las poblaciones de los peces conocidos como las ya mencionadas “chopitas” (*Stegastes* spp.), que en exceso dañan a los corales duros. Los machos de esas especies mordisquean a los corales para crear “jardines de algas” con el fin de atraer a las hembras. Cuando la población de chopitas es excesiva, la cantidad de heridas en los corales aumenta el riesgo de que estos padezcan de enfermedades, sean invadidos por organismos perforadores, o se cubran de algas en detrimento de la recuperación de las superficies desnudas.



Figura 7. Un tipo de tranque en cayo Sabinal, Camagüey, visto desde el faro (Foto: Allen Putney).

La mencionada resolución permite el uso de este arte de manera temporal durante la corrida de la llamada cojinúa (*Caranx crysos* Mitchill, 1815) y el cibí (*C. ruber* Bloch, 1793) durante la migración que realizan ejemplares inmaduros cada año en la región nororiental del país, de Este a Oeste, por el canal de las Bahamas, aparentemente con fines de alimentación.

En 2010, se demostró que en junio corre la cojinúa *Caranx crysos*. En ese momento está en proceso de desove (una verdadera corrida), y por tal motivo, aunque según parece luego se aleja de Cuba, como medida precautoria se prohibió el calado de tranques en ese mes para evitar la captura en fase reproductiva. Solamente se calan los tranques en julio y agosto, cuando se captura 99,6% de cibí (*Caranx ruber*) en estado juvenil o en los primeros estadios de maduración, sin síntomas de comenzar su reproducción. Para el mes de septiembre se prohibió el calado de los tranques, pero no fue por un problema biológico, sino económico, pues las capturas eran muy bajas.

Supresión de las nasas y de su permanencia o abandono. Este arte de pesca requiere de regulaciones actualizadas tomando en cuenta aspectos antes planteados. Las nasas atrapan también especies herbívoras y carnívoras cruciales en el funcionamiento ecológico de los arrecifes y para la propia sostenibilidad pesquera. Ver aspectos anteriormente referidos a la pesca con nasas en el acápite referido a los peces loros.

Control del pez león. Este aspecto también requiere mayor atención en cuanto a regulaciones y medidas. Al igual que para el pez león, el control de esta especie también es necesario para la protección de las poblaciones de especies de grandes peces carnívoros. Actualmente no existe ninguna medida sobre la captura del pez león.

Una Estrategia Regional para el Control del Pez León Invasor en el Gran Caribe (Gómez *et al.*, 2013) fue coordinada por el Comité Regional del Pez León o Comité Ad hoc para la respuesta en la Región del Caribe a la invasión del pez león, creado en el año 2010. Esta estrategia ha sido concebida para

complimentar el manual de buenas prácticas para el manejo de la invasión del pez león (Morris, 2013) y se elaboró como un marco para el control y la mitigación de los efectos del pez león en la región del Gran Caribe y se pondrá en práctica con la colaboración de los gobiernos y otros sectores interesados (Gómez *et al.* 2013).

ASPECTOS PESQUEROS EN EL FOMENTO DE LA RESILIENCIA

Los aspectos pesqueros que aquí se proponen a tomar en cuenta para fomentar la resiliencia en los arrecifes coralinos incluyen:

Asignación de derechos de pesca o de cuotas a pescadores o a comunidades locales. Las pesquerías marinas en Cuba son muy complejas. La pesca de langosta y camarón funcionan con un régimen estatal, y con cuotas de captura para cada zona de pesca, basadas en evaluaciones previas. Otras pesquerías de régimen estatal son las de especies bentónicas, como las del cobo (*Lobatus gigas* Linneo, 1758), pepinos de mar y esponjas comerciales. En estos casos, se llevan a cabo monitoreos subacuáticos anuales de su abundancia, y según los estimados de éstos se emiten las cuotas anuales respectivas. Por último, está la pesca de peces, la cual se conoce como “pesca de escama”. Esta es una pesquería de régimen abierto o libre acceso, a la cual tienen acceso la pesca estatal, la pesca comercial privada, la recreativa y la pesca de autoconsumo de distintas empresas, y en la cual no existen límites de captura. Se conoce como régimen abierto o libre, ya que no está restringido a las pesquerías del MINAL. En este caso participan los pescadores estatales, tanto del propio MINAL como de otros organismos, los pescadores comerciales privados (que establecen un contrato para la venta de la captura, y de los cuales hay más de 4000) y los pescadores deportivos. Aquí no se solicita permiso, sino que se establece un contrato con el MINAL para venderle la captura. Al firmar el contrato, se convierten en pescadores comerciales privados y pueden utilizar todo tipo de arte de pesca menos chinchorros.

Recientemente, dentro del marco de la futura política pesquera de Cuba, se estimaron los potenciales de pesca sostenibles de peces para las cuatro plataformas del país con el objetivo de comenzar a reajustar cuotas de captura para cada zona de pesca dentro del nuevo sistema de manejo de las pesquerías de escama en Cuba. Actualmente se actualizan los estudios para determinar la vulnerabilidad de las especies comerciales de peces y se identifican las especies más amenazadas. Dentro de este plan se contempla realizar evaluaciones individuales a las principales especies de peces comerciales con el objetivo de fijar cuotas de captura para su protección.

Los análisis de productividad-susceptibilidad (PSA) que se aplicarán indican la vulnerabilidad o riesgo de las distintas especies de peces. A continuación de este análisis, para cada zona de pesca del país, se proponen límites de captura para todas las especies de peces según el orden de vulnerabilidad. A medida que se vayan realizando los análisis biológicos de composiciones de longitudes, se espera mejorar los métodos de evaluación e ir perfeccionando las capturas máximas para cada especie.

Actualmente, las capturas de Cuba se clasifican como pobres de datos, por lo que las evaluaciones se harán por los métodos actualmente en uso en Estados Unidos para pesquerías pobres de datos. Posteriormente, al existir (por ejemplo) composiciones de tallas, se pueden utilizar metodologías más precisas de evaluación. Se ha determinado para cada establecimiento pesquero, las principales especies de las cuales se requerirían datos de composiciones de tallas y de análisis biológicos, para estimar sus largos de primera maduración. De esto último, se proponen los largos mínimos legales para cada especie.

Compensación a los pescadores perjudicados por medidas implementadas. Al implementarse nuevas medidas contempladas en la política pesquera del país (actualmente en discusión), ello puede conducir a

una reducción en el número de embarcaciones pesqueras escameras, con el objetivo de ajustar la capacidad pesquera en exceso a los potenciales estimados. Una vez determinados los límites de captura para todas las especies de peces, habrá otra reducción en el número de embarcaciones.

Existen planes de un futuro proyecto para el desarrollo de la pesca de grandes pelágicos alrededor de Cuba (peces de pico, atunes, etc.), y otro para la pesca del alto (pargos, meros, etc.) en que participarían los pescadores afectados por la erradicación de prácticas nocivas o por reducciones de personal del sector. Los demás posiblemente tengan que salir del sistema de pesca si no pudieran ser asimilados en esta sus otras alternativas sostenibles. Actualmente se está trabajando en la búsqueda de otras alternativas de trabajo para esos casos.

Alternativas que han tenido gran éxito demostrativo en el recién concluido Proyecto PNUD/GEF 51311 “Potenciar y Sostener la Conservación de la Biodiversidad en tres sectores productivos del Ecosistema Sabana-Camagüey”, fueron la incorporación de pescadores afectados a prácticas pesqueras sostenibles demostrativas como el cultivo de ostión en conchas suspendidas y el de esponjas comerciales en tendales (Barzev *et al.*, 2013). Otra prueba exitosa del proyecto, fue la mencionada “pesca del alto” a más de 100 m de profundidad controlada bajo criterios de sostenibilidad (Barzevet *al.*, 2013). Antes de su implementación por el Proyecto, este tipo de pesca se llevaba a cabo en muy pequeña escala debido a sus requerimientos técnicos.

OTROS INSTRUMENTOS JURÍDICOS DE INCIDENCIA GENERAL SOBRE LA RESILIENCIA

Aparte de los instrumentos jurídicos específicos mencionados, existen otros también pertinentes, pero que actúan en un plano general, a saber:

La Resolución 226/2005 del Ministerio de la Industria Pesquera sobre los “límites de las zonas de pesca de todas las Empresas que se dedican a la captura de la escama”. La misma establece los límites territoriales de esas empresas. Anteriormente se permitía la concurrencia de varias empresas en una misma zona de pesca que, en estos casos, competían por el mismo recurso.

El Artículo 22 del Decreto Ley 164/1996 “Reglamento de Pesca”, del Ministerio de la Industria Pesquera, se refiere a las “Zonas bajo régimen especial de uso y protección” (ZBREUP). Se trata de áreas protegidas legalmente establecidas en las cuales las actividades pesqueras se rigen por disposiciones especiales. Estas disposiciones dependerán sobre el uso que se le dé a la ZBREUP. Ya se han designado 24 de estas zonas.

La Resolución del Ministerio de Ciencia, Tecnología y Medio Ambiente (CITMA), que está en proceso de perfeccionamiento, institucionaliza los programas locales de Zonas Bajo Régimen de Manejo Integrado Costero (ZBRMIC). Se espera que ello contribuya a la compatibilidad de las acciones extractivas y de manejo ambiental con criterios de sostenibilidad.

Se cuenta también con la Resolución Conjunta MIP-CITMA 1/1997 que establece importantes regulaciones para la protección y el uso sostenible de los arrecifes coralinos, que versan sobre el anclaje, muelles, plataformas, pesos muertos, etc.; vertimientos de desechos sólidos; extracción autorizada de cualquier especie de coral; actividades de dragado y explosiones; y el establecimiento de puntos de buceo contemplativo.

Existe el Decreto-Ley 164/1996 sobre la Pesca y los Cuerpos de Inspección Pesquera, emitido por el Consejo de Estado de Cuba. Próximamente debe salir una nueva ley de pesca más actualizada.

Más recientemente el Ministerio de Turismo (MINTUR) dictó resoluciones que de alguna manera pudieran contribuir la resiliencia de los arrecifes: la Resolución 4/2014 sobre el buceo recreativo; la

49/2014 que reglamenta el funcionamiento de los puntos náuticos; y la 50/2014 que estableció los principios y procedimiento para la aprobación de los productos turísticos de naturaleza, aventuras y rural en el territorio nacional.

Los mencionados, entre otros instrumentos legales, deben contribuir, de forma directa o indirecta, a la protección de los peces loro y barberos, grandes carnívoros, y de otros recursos de biodiversidad marina, y potenciar una mayor sostenibilidad de las decisiones tomadas. Por ejemplo, la Ley 81/1997 de Medio Ambiente, que establece normas de aplicación y regulaciones sobre el ordenamiento ambiental y el Decreto Ley 200/1999 que fortalece lo relacionado con las contravenciones en materia de medio ambiente.

En relación con los problemas que afectan a la resiliencia de los arrecifes coralinos y otros ecosistemas asociados, estas resoluciones presentan dificultades de implementación. Puede mencionarse lo diseminada y dispersa que está la pesca de los peces loro y de otras especies en las comunidades costeras y las cooperativas pesqueras, así como los centros de buceo, donde se producen incidencias de pesca ilegal. También inciden las limitaciones de recursos en las entidades responsables del control debido, en gran parte, al contexto de enormes limitaciones económicas que aún se mantiene como consecuencia de las relaciones con los EE.UU. Por ello, para el sostenimiento de los bienes y servicios de los arrecifes coralinos, por medio del fortalecimiento de su resiliencia, se hace imprescindible complementar estos cuerpos legales mediante un proceso intenso y generalizado de concienciación y creación de capacidades a todos los sectores y niveles de la sociedad.

CONSIDERACIONES GENERALES

La revisión realizada responde a uno de los mensajes prioritarios del V Reporte Nacional de Cuba a la Convención de Diversidad Biológica, que indica “Priorizar la rehabilitación y restauración de ecosistemas para evitar la fragmentación, aumentar la resiliencia y conectividad, y contribuir a la adaptación y mitigación al cambio climático y eventos extremos”.

Aunque se muestran algunas de las acciones que se realizan en el país para fomentar la resiliencia de los ecosistemas marinos y costeros, existen otras que merecen especial atención, las que también contribuyen al incremento de la resiliencia de estos ecosistemas y a mejorar los servicios de estos ecosistemas al sector del turismo, como es el plan de medidas que a nivel nacional se realiza para remover las estructuras sólidas que incrementan la erosión en la zona costera.

Todas estas acciones están dirigidas a adaptarnos al cambio climático en el difícil escenario de un estado archipiélago. Sin embargo, aún carecemos de una estrategia y un plan de acción para fomentar esta capacidad, dando el papel que merece al “ecosistema marino y costero” para lograr el desarrollo socioeconómico sostenible en el contexto del cambio climático.

La Adaptación Basada en Ecosistemas es un nuevo enfoque para elaborar e implementar acciones que permitan promover el incremento de los beneficios que la población podrá recibir de estos ecosistemas, los que, a pesar de los impactos recibidos, aún son considerados “un oasis en el Caribe”.

Con el fomento de la resiliencia de los ecosistemas coralinos en Cuba, dos de los principales sectores productivos, el turismo y la pesca, que desarrollan actividades muy vulnerables a los impactos potenciales del cambio climático se verán muy beneficiadas, lo que redundará en beneficios para la población cubana.

REFERENCIAS

- Albins, M.A. & M.A. Hixon, (2008). Invasive Indo-Pacific lionfish (*Pterois volitans*) reduce recruitment of Atlantic coral-reef fishes. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 367, 233–238.
- Alcolado, P.M., Hernández-Muñoz, D., Caballero, H., Busutil L., Perera, S. y G. Hidalgo, (2009). Efectos de un insual período de alta frecuencia de huracanes sobre el bento de arrecifes coralinos. *Rev. Cien. Mar. Cost.*, 1: 73-94.
- Alcolado P. M., Caballero H., Lara A., Rey-Villiers N., Arriaza L., Lugioyo G. M., Alcolado-Prieto P., Castellanos S., Perera S. y A. García-Rodríguez (2013). Resiliencia en crestas de arrecifes coralinos del este del golfo de Batabanó, Cuba y factores determinantes probables. *Serie Oceanológica* 13: 49-75.
- Andrade Pérez, A., Herrera Fernández, B. & R. Cazzolla Gatti, (eds.) (2010). *Building Resilience to Climate Change: Ecosystem-based adaptation and lessons from the field*. Gland, Switzerland: IUCN. 164 pp.
- Appeldoorn, R.S., Nemeth, M., Vasslides, J. & M. Scharer, (2000). The Effect of Fish Traps on Benthic Habitats off La Parguera, Puerto Rico. Department of Marine Science, University of Puerto Rico, Mayaguez, 29 p.
- Arnold, S.N., Steneck, R.S. & Mumby, P.J. (2010). Running the gauntlet: inhibitory effects of algal turfs on the process of coral recruitment. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 414, 91-105.
- Baisre, J.A. (2000). *Chronicles of Cuban marine fisheries (1935-1995). Trend analysis and fisheries potential*. FAO Fish. Tech. Pap., 394, 1-26.
- Bak, R.P.M., Carpay M.J.E. & E.D. de Ruyter van Steveninck, (1984). Densities of the sea urchin *Diadema antillarum* before and after mass mortalities on the coral reefs of Curacao. *Mar. Ecol. Prog.*, Ser., 17, 105-108.
- Barbour, A.B., Montgomery, M.L., Adamson, A.L, Díaz-Ferguson, E. & B.R. Silliman, (2010) Mangrove use by the invasive lionfish *Pterois volitans*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 401, 291–294.
- Barbour, A.B., Allen M.S., Frazer, T.K. & K.D. Sherman, (2011). Evaluating the potential efficacy of invasive lionfish (*Pterois volitans*) removals. *PLoS ONE*, 6(5), 1-7.
- Barnette, M.C. (2001) A review of the fishing gear utilized within the Southeast Region and their potential impacts on essential fish habitat. NOAA Technical Memorandum NMFS- SEFSC-449.
- Arze, R., de la Cruz Placencia, D.M. & Báez C. (2013). Potenciando la conservación de la biodiversidad mediante la evaluación económica y ambientalmente sostenible de actividades productivas en el Ecosistema Sabana Camagüey, Cuba. Impresos Dominicanos S.R.I. Santo Domingo. 131 p. ISBN: 978-959-300-037-6.
- Bustamante, G., García-Jorge, J.E., & J.P. García-Arteaga (1982). La pesca con chinchorro en la región oriental del Golfo de Batabanó y algunos datos sobre las pesquerías en la plataforma cubana. *Rep. Invest. Inst. Oceanol. Acad. Cienc. Cuba*, 4, 1-31.
- Claro, R., Cantelar-Ramos, K., Pina-Amargós, F & García-Arteaga, J.P. (2000). Biodiversidad y manejo de la ictiofauna del Archipiélago Sabana-Camagüey. Informe final PNCT Cambios Globales y evolución del medio ambiente cubano. Instituto de Oceanología, 89 pp.

- Claro, R., Baisre, J.A., Lindeman, K.C. & J.P. García-Arteaga, (2001). Cuban fisheries: historical trends and current status. Pp. 194-219 en R. Claro, K. C. Lindeman y L. R. Parenti (eds.) Ecology of the Marine Fishes of Cuba. Smithsonian Institution Press, Washington & London. 253 pp.
- CBD [Convention on Biological Diversity]. (2009). The Ecosystem Approach: Advanced User Guide. Convention on Biological Diversity (CBD). Montreal, Canada. <http://www.cbd.int/doc/programmes/cro-cut/eco/ecoguide-ad-en.pdf>.
- Colls A., N. Ash, & N. Ikkala (2009). Ecosystem-based Adaptation: a natural response to climate change. Gland, Switzerland: IUCN. 16 pp.
- Durán, A. y R. Claro (2009). Actividad alimentaria de los peces herbívoros y su impacto en arrecifes con diferente nivel de degradación antrópica. Rev. Biol. Trop., 57(3), 687-697.
- Houlbreque F. & C. Ferrier-Page (2009). Heterotrophy in tropical scleractinian corals. Biological Reviews. 84, 1–17.
- Gardmark, A., Enberg, K., Ripa, J. & B. Kaitala, (2003). The ecology of recovery. Ann. Zool. Fennice, 40, 131-144.
- Garrison, G. (1998). Reef fishes of St. John, U.S. Virgin Islands. In: M.J. Mac, P.A. Opler, C.E. Puckett Haecker & P.D. Doran (eds.) Status and Trends of the Nation's Biological Resources. U.S. Department of the Interior, U.S. Geological Survey, Washington, D.C.: 325-327.
- Gómez, E.D., A.C. Alcala & H.T. Yap (1987). Other fishing methods destructive to coral. In: B Salvat (ed.) Human Impacts on Coral Reefs: Facts and Recommendations. Antenne Museum, French Polynesia, 67-75.
- Gómez Lozano, R. L. Anderson, J.L. Akins, D.S.A. Buddo, G. GarcíaMoliner, F. Gourdin, M. Laurent, C. Lilyestrom, J.A. Morris, Jr., N. Ramnanan & R. Torres. (2013). Estrategia regional para el control del Pez León invasor en el Gran Caribe. Iniciativa Internacional sobre los Arrecifes Coralinos. 32 pp.
- Hernández Ávila, A., García García, M., & Ferro A. (2014). Manejo de las áreas marino costeras protegidas para garantizar medios de vida sustentables y seguridad alimentaria. Informe Cuba. Centro Nacional de Áreas Protegidas (CNAP), 12 pp.
- Hughes, T.P. (1994). Catastrophes, phase shifts, and large-scale degradation of a Caribbean coral reef. Science, 265, 1547–1551.
- Huq, N., Renaud, F & Sebesvari, Z. (2013). Ecosystem based adaptation (EbA) to Climate Change- Integrating actions to sustainable adaptation. United Nations University, Institute for Environment and Human Security (UNU-EHS), UN Campus, Hermann-Ehlers-Str. 10, 53113 Bonn, Germany.
- Jackson, J.B.C., Donovan, M.K., Cramer, K.L. & Lam, V. (2014). Status and Trends of Caribbean Coral Reefs: 1970-2012. Global Coral Reef Monitoring Network, IUCN, Gland, Switzerland. 304 p.
- Levitan, D.R. (1991). Influence of Body Size and Population-Density on Fertilization Success and Reproductive Output in a Free-Spawning Invertebrate. Biol Bull, 181, 261-268.
- Maljkovic, A., Van Leeuwen, T.E. & Cove. S.N. (2008). Predation on the invasive red lionfish, *Pterois volitans* (Pisces: Scorpanidae), by native groupers in the Bahamas. Coral Reefs, 27, 501.
- Martin, S. (2011). Ecosystem-based Adaptation: What Does It Really Mean? ClimatePrep adaptation stories, lessons, and and explorations. WWF-US.

- McClanahan T.R., Donner S.D., Maynard J.A., MacNeil M.A. &Graham N. (2012). Prioritizing Key Resilience Indicators to Support Coral Reef Management in a Changing Climate. PLoS ONE, 7(8), e42884. doi:10.1371/journal. Pone .0042884.
- Miller, R.J., Adams, A.J., Ebersole, J. &Pand Ruiz, E. (2007). Evidence for positive density- dependent effects in recovering *Diadema antillarum* populations, J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 349, 215-222.
- Morris, J.A., Jr. (2013). La invasión del pez león: pasado, presente y futuro. Páginas 1-3 en: J.A. Morris Jr. (ed.) El pez león invasor. Guía para su control y manejo. Gulf and Caribbean Fisheries Institute Special Publication Series. 2, Marathon, Florida, USA. 126 p.
- Mumby, P.J. &Steneck, R.S. (2008). Coral reef management and conservation in light of rapidly-evolving ecological paradigms. Trends Ecol. Evol., 23, 555-563.
- Mumby, P.J., Steneck, R.S. & Hastings, A. (2013). Evidence for and against the existence of alternate attractors on coral reefs. Oikos, 122, 481-491.
- Mumby, P.J., Wolff, N.H., Bozec, Y. Chollett, I. & Halloran, P. (2014). Operationalizing the Resilience of Coral Reefs in an Era of Climate Change. Conservation Letters, 7(3), 176–187.
- Rogers, A. & Lorenzen, K. (2008). Recovery of *Diadema antillarum* and the potential for active rebuilding measures: modelling population dynamics. Proceedings of the 11 th International Coral Reef Symposium, Ft. Lauderdale, Florida, Session number, 20, 7-11.
- Quandt, A. (1999). Assessment of fish trap damage on coral reefs around St. Thomas, USVI. University of the Virgin Islands, St. Thomas USVI, 14 p.
- Van der Knapp, M. (1993). Physical damage to corals caused by trap fishing on reef of Bonaire, Netherlands Antilles. Environmental Conservation, 20, 265-267.
- West, J.M. & Salm, R.V. (2003). Resistance and resilience to coral bleaching: Implications for coral reef conservation and management. Conservation Biology, 17(4), 956-967.

¹ Este artículo fue publicado en línea en el año 2016, con la aclaración de que formaría parte del presente libro. Alcolado P. M., Valle S., Claro R. y A. Hernández-Zanuy (2016). Potenciando la resiliencia en los arrecifes coralinos en Cuba mediante la Adaptación Basada en Ecosistemas. Editorial Instituto de Oceanología, La Habana. 18 pp. En línea: [http://www. cariberosos.org](http://www.cariberosos.org). ISBN 978-959-298-037-2.

ACCIONES PARA INCREMENTAR LA RESILIENCIA DE ARRECIFES CORALINOS: EXPERIENCIA COMPARTIDA ENTRE CUBA Y MÉXICO

Susana Perera Valderrama

Centro Nacional de Áreas Protegidas, Calle 18A, No. 4114, Miramar, 11300, Playa, La
Habana, Cuba.
Email: susanaperera@gmail.com

INTRODUCCIÓN

Los arrecifes del Caribe se vienen deteriorando reconocidamente desde hace más de tres décadas (Gardner *et al.* 2003, Schutte *et al.* 2010). Estas afectaciones se han manifestado de diferentes maneras en toda la región (Jackson *et al.*, 2014). Suponer la ruta que pueda seguir un arrecife a partir de la que hayan seguido otros puede resultar especulativo, pues cada arrecife depende de la historia de impactos locales agudos y crónicos que hayan ocurrido y ocurren en él. Además, según Hughes (1994) no ha habido mucho éxito en la predicción de afectaciones o cambios de fase, porque no se ha podido reconocer la inestabilidad previa al colapso, incluso en arrecifes relativamente bien estudiados.

El deterioro de los indicadores de salud comenzó a documentarse asociado fundamentalmente a la sobrepesca que condujo esencialmente a la afectación de las cadenas tróficas y la eliminación de los peces herbívoros (Jackson *et al.* 2001). Esto condujo a un cambio de dominancia en los patrones de herbivoría, recayendo el peso de este proceso, esencialmente una sola especie: *D. antillarum* (Bellwood *et al.* 2004). Posteriormente se agravó la situación al producirse en 1983 la mortalidad masiva de *D. antillarum*, deteriorando severamente los patrones de herbivoría en la región (Lessios *et al.* 2001). Simultáneamente las especies del género *Acropora* se vieron seriamente afectadas en la década de los 80, por una epidemia de plaga blanca que degradó casi todas sus poblaciones en la región (Aronson y Precht 2001). De esta forma se eliminaron prácticamente dos de las más importantes especies formadoras de arrecifes del Caribe (Precht *et al.* 2002). A todo esto, se sumó el efecto de los huracanes que han venido afectando la región a lo largo de los años (Gardner *et al.* 2005).

Conjuntamente se produjo un fuerte aumento en el desarrollo costero, incrementándose los agentes estresores asociados como la contaminación, la eutrofización, la sedimentación, etc. (Jackson *et al.* 2001). Todo esto condujo a cambios de fase de arrecifes dominados por corales a arrecifes dominados por macroalgas (Mumby 2009). También se han registrado cambios de fase hacia la dominancia de otros grupos de invertebrados como los zoantidos, ascidias, esponjas, etc. (Chadwick y Morrow 2011).

Posteriormente en la década de los 90, se comenzó a llamar la atención sobre el incremento a escala global y sin precedentes, de estresores antrópicos como la emisión de gases de efecto invernadero y su contribución a la ocurrencia de cambios globales (Zeebe 2013). Los cambios más notables por su afectación a los arrecifes, han sido el aumento de la temperatura media del mar que ha provocado eventos de blanqueamiento con diferentes niveles de intensidad (Hoegh-Guldberg *et al.* 2007) y la acumulación del exceso de CO₂ en el agua de mar provocando acidificación de los océanos, con impacto probado en la integridad de los esqueletos de carbonato de calcio de los corales (Doney *et al.* 2009). Los daños provocados a las comunidades coralinas por los huracanes también se han documentado (Gardner *et al.*

2005) y algunos autores plantean una asociación entre los cambios globales y las alteraciones en la frecuencia e intensidad de los huracanes (Knutson *et al.* 2010).

Estudios más recientes resaltan las afectaciones de la complejidad estructural de los arrecifes (Álvarez-Filip *et al.* 2009). Después de varios años de haberse deteriorado casi completamente las poblaciones de acropóridos de la región (Aronson y Precht 2001), con otras poblaciones de las principales especies formadoras de arrecifes seriamente afectadas, como las del complejo *Orbicella annularis*, la capacidad de acreción de los arrecifes se degeneró gravemente (Perry *et al.* 2012). Las colonias muertas comenzaron a erosionarse, afectándose la estructura tridimensional de los arrecifes, fenómeno conocido como aplanamiento de los arrecifes (Álvarez-Filip *et al.* 2011). En consecuencia, se comprometió la capacidad de los arrecifes como estructuras funcionales de hábitat para peces e invertebrados (Bozec *et al.* 2015).

El deterioro de las especies dominantes y típicas de los arrecifes saludables, condujo también a cambios en los patrones de diversidad de corales, provocando el incremento de la dominancia de especies más resistentes como *P. astreoides* y *A. agaricites* (Yakob y Mumby 2011). Estudios recientes sugieren que, en algunas localidades de la región, se han producido aumentos en la cobertura absoluta de *P. astreoides*, manteniéndose estos arrecifes en una nueva fase dominada por corales, aunque con una menor tasa de acreción (Perry *et al.* 2015). Esta especie puede llegar a convertirse en el coral dominante en los arrecifes del Caribe (Green *et al.* 2008), debido también a su eficaz dispersión horizontal y vertical (Serrano *et al.* 2016). Todo este cúmulo de acontecimientos condujo a una seria disminución de la capacidad de recuperación de los arrecifes del Caribe, reconociéndose actualmente como la región arrecifal de más baja resiliencia en el mundo (Roff y Mumby

2012).

PRINCIPALES ESTRATEGIAS DE CONSERVACIÓN Y RESTAURACIÓN ARRECIFAL PARA INCREMENTAR LA RESILIENCIA EN ARRECIFES DE CORAL

La restauración ecológica se define como el proceso de llevar a su condición original, tanto como sea posible, un ecosistema degradado (Edwards y Gómez 2007). Las intervenciones de restauración se diseñaron para ayudar a los procesos de recuperación natural, mediante la implementación de medidas pasivas o indirectas, o en forma de intervenciones activas o directas (Young *et al.* 2012).

La restauración pasiva generalmente implica acciones de manejo que eliminan o mitigan los impactos antropogénicos, que limitan los procesos de recuperación natural, como la implementación del manejo integrado costero o la creación de áreas marinas protegidas (Ammar 2009).

Las áreas marinas protegidas constituyen uno de los instrumentos de preferencia como práctica de estrategias pasivas de manejo, conservación y restauración de los arrecifes coralinos (Mellin *et al.* 2016). La implementación adecuada de áreas marinas protegidas busca garantizar el mantenimiento de la estructura física de los hábitats y la protección de los sitios de desove de especies comerciales, lo que garantizaría la reposición de las poblaciones y el suministro de larvas a zonas de pesca fuera del área protegida; igualmente, conservarían la distribución adecuada de tallas y edades de las poblaciones explotadas, y contribuirían a la rehabilitación de áreas sobreexplotadas (Gell y Roberts 2003).

Las áreas marinas protegidas, como método de restauración pasiva de los arrecifes coralinos han sido bien implementadas en muchos países del Caribe, incluidos Cuba y México. En la región existen numerosas áreas marinas protegidas, con diferentes niveles de protección, desde totalmente protegidas a áreas con restricciones específicas para determinadas actividades, grupos de usuarios, especies

determinadas o períodos de extracción (Guarderas *et al.* 2008). La evidencia disponible sugiere que las áreas más estrictas proporcionan un mayor beneficio que las áreas parcialmente protegidas o menos estrictas (Lester *et al.* 2009). Sin embargo, las diferencias en cuanto a los beneficios ecológicos de las zonas parcialmente protegidas en relación con áreas de libre acceso sugieren que las áreas parcialmente protegidas son una valiosa herramienta de gestión del territorio, especialmente en algunas regiones donde la exclusión de toda actividad extractiva no es una opción socio-económica o políticamente viable (Sciberras *et al.* 2013).

La efectividad de las áreas marinas protegidas en el mantenimiento de los stocks pesqueros, se ha demostrado ampliamente (Pina-Amargós *et al.* 2014, Yamazaki *et al.* 2015). Sin embargo, su eficiencia en la conservación de las comunidades de coral ha sido ampliamente debatida. Algunos autores concluyen que estas áreas no garantizan efectivamente la conservación de las comunidades de corales (McClanahan *et al.* 2006, Huntington *et al.*

2011, Toth *et al.* 2014). Algunos otros, sin embargo, aceptan a las áreas marinas protegidas como una herramienta útil no sólo para la ordenación de las pesquerías, sino también para el mantenimiento de la cobertura coralina (Selig y Bruno 2010, Magdaong *et al.* 2014, Howarth *et al.* 2015).

La restauración arrecifal activa consiste en la implementación de acciones directas, que permitan asistir o acelerar los procesos de recuperación natural o intentar cambiar la trayectoria de la sucesión y puede ser física o biológica (Foto 1). La restauración física, se centra en la reparación del arrecife con un enfoque de ingeniería y está relacionada fundamentalmente con la reparación de los daños por catástrofes o con la introducción de medios artificiales. La restauración biológica puede ser mediante el cultivo de reclutas sexuales o el trasplante de corales (Epstein *et al.* 2003).



Foto 1. Restauración del arrecife coralino. (Restauración física en la foto de la izquierda y restauración biológica en la foto de la derecha).

Desarrollado inicialmente en las regiones del Indo-Pacífico y mar Rojo, el trasplante de corales es actualmente, una de las estrategias de restauración de corales más ampliamente utilizada en el Caribe, donde los esfuerzos se han dirigido casi exclusivamente a las especies del género *Acropora*, que alguna vez fueron las especies dominantes en los arrecifes someros de esta región (Young *et al.* 2012). En la región del Caribe mexicano se han implementado numerosas iniciativas de siembra y trasplante de corales asociados a áreas marinas protegidas (Young *et al.* 2012). Desde el 2013 se implementa en el PNC un proyecto de introducción de fragmentos de coral de la especie *Acropora cervicornis*, los cuales fueron trasplantados en los arrecifes de Manchones y Cuevones con una densidad de siembra de una colonia por metro cuadrado.

En las condiciones actuales y ante la presencia del cambio climático global, el “estado natural deseado” al que se pretende llegar con la restauración es difícil de definir o poco probable de alcanzar (Young *et al.* 2012). La restauración puede conducir al arrecife a un estado diferente del ecosistema original. En términos generales, se podría alcanzar un estado similar, con preponderancia de corales, pero

con diferentes especies dominantes, con una mejoría de la función y la estructura del ecosistema. En el peor de los casos, la restauración activa puede fallar y conducir a un estado diferente o sistema de sustitución dando lugar a un arrecife dominado por algas, afectando negativamente la funcionalidad béntica (Edwards y Gómez 2007).

Teniendo en cuenta los resultados alcanzados hasta el momento por los proyectos implementados (Young *et al.* 2012), es necesario valorar si la estrategia de introducción de fragmentos de coral está resultando verdaderamente efectiva para conducir a los arrecifes coralinos a una mejoría estructural, o si se requiere la implementación de otras estrategias (Graham *et al.* 2013).

Igualmente, es necesario valorar si los indicadores de éxito, utilizados hasta el momento, son los más adecuados. Éstos han estado enfocados fundamentalmente a medir el crecimiento o la supervivencia de los fragmentos introducidos (Al-Horani y Khalaf 2013), en vez de evaluar si ciertamente la introducción de fragmentos de coral está siendo efectiva en restituir procesos y funciones ecológicas en los arrecifes. Para evaluar adecuadamente la efectividad de los proyectos de restauración en cuanto al cumplimiento de sus objetivos, pueden considerarse como indicadores adecuados, el crecimiento y la supervivencia de reclutas, el balance adecuado entre herbívoros y la cobertura de macroalgas, así como el aumento de la cobertura de coral vivo (Edwards y Clark 1999).

Las estrategias de restauración activa no deben sobrevalorarse, pues la magnitud de la degradación de los arrecifes a nivel mundial no es comparable con la escala a la cual estos proyectos pueden ser efectivos (Edwards y Gómez 2007). A la vez, debe ser vista como una opción dentro de un contexto más amplio de manejo integrado costero, que apoye, por ejemplo, la implementación adecuada de áreas marinas protegidas (Forrester *et al.* 2012).

ESTUDIO DE CASO: RESTAURACIÓN DE ARRECIFES CORALINOS EN CUBA Y MÉXICO

Teniendo en cuenta la problemática planteada sobre el deterioro de los arrecifes del Caribe, en este trabajo nos propusimos evaluar los cambios en algunos indicadores de las comunidades bénticas de dos áreas marinas protegidas con vistas a evaluar su capacidad de resiliencia y a definir si la condición actual de los arrecifes del Gran Caribe, en proceso de deterioro, está representada en la condición de los arrecifes de las áreas protegidas seleccionadas: el Parque Nacional Guanahacabibes en Cuba y el Parque Nacional Costa Occidental de Isla Mujeres-Punta Cancún-Punta Nizuc en México.

Igualmente, comprendiendo que el turismo reviste una gran importancia económica para los países con grandes extensiones arrecifales en el Gran Caribe, nos propusimos comparar la condición de las comunidades bénticas en dos parches arrecifales del PNC con un elevado contraste respecto a la operación turística: uno cerrado para cualquier actividad y otro con una intensidad de uso turístico (buceo) que supera ampliamente el umbral de afectación establecido en la literatura (Hawkins *et al.* 2005).

Finalmente, conociendo que la evaluación de la efectividad de los proyectos de restauración de coral mediante la introducción de fragmentos de coral ha estado más orientada al seguimiento de indicadores relacionados con el crecimiento y la supervivencia de los fragmentos introducidos, y apenas se le ha dado seguimiento al impacto de estos proyectos en la dinámica de las comunidades bénticas de los arrecifes coralinos nos propusimos evaluar el efecto de la introducción de fragmentos de colonias de *Acropora* en dos parches arrecifales del PNC sobre indicadores seleccionados de las comunidades bénticas. En el Parque Nacional Costa Occidental de Isla Mujeres, Punta Cancún y Punta Nizuc se le dio seguimiento al proyecto de introducción de fragmentos de *A. cervicornis* que se implementa desde el 2013.

SITIOS DE ESTUDIO

Parque Nacional Guanahacabibes

Este parque (PNG) constituye la zona núcleo más importante de la Reserva de la Biosfera Península de Guanahacabibes, provincia Pinar del Río, Cuba. Incluye 39,830 ha, de las cuales 15,950 son marinas y se extienden por toda la costa sur de la península. El principal uso de esta área marina es el buceo recreativo en arrecifes de coral, efectuado por el Centro Internacional de Buceo María La Gorda. La intensidad promedio de buceo en el total de puntos es de 6000 buzos al año (Márquez *et al.* 2013).

La zona costera del PNG es predominantemente cárstica, con segmentos de playa (Iturralde-Vinent 2010), por lo que la red hidráulica es muy limitada, con escasas descargas subterráneas al mar (Márquez *et al.* 2013). Los promedios de lluvia oscilan entre 1,000 y 2,000 mm por año. De noviembre a abril predominan vientos del noreste con los llamados frentes fríos o nortes, mientras que de mayo a abril los vientos soplan principalmente del sudeste. En el PNG, los arrecifes son de tipo bordeantes o costeros, con perfil de terraza única que culmina en un escarpe profundo, presentándose en ocasiones un escarpe somero o primer veril (Caballero-Aragón *et al.* 2007). Sus arrecifes han sido relativamente bien estudiados con relación a las comunidades bénticas, destacando los trabajos realizados por Alcolado *et al.* (2003), Caballero-Aragón *et al.* (2007), González-Ferrer *et al.* (2007) y Perera-Valderrama *et al.* (2013). Los datos fueron colectados en dos sitios del PNG: Laberinto y Yemaya, y dos sitios del PNC: Cuevones y Manchones. En los sitios del PNG, la intensidad del buceo es baja con 15 buzos / día por punto. En el PNC, Cuevones ha estado cerrado a cualquier actividad turística desde 1997, tras el impacto de un encallamiento. El otro sitio en Cancún, Manchones, recibe cada día más de 200 visitantes para buceo con esnorquel o SCUBA.

Los datos fueron colectados en dos sitios del PNG: Laberinto y Yemaya. En estos sitios, la intensidad del buceo es baja con 15 buzos / día por punto.

Parque Nacional Costa Occidental de Isla Mujeres, Punta Cancún y Punta Nizuc

El Parque Nacional Costa Occidental de Isla Mujeres, Punta Cancún y Punta Nizuc (PNC) se localiza al noreste del estado de Quintana Roo, México. Comprende una superficie total de 8,673 ha marinas, distribuidas en tres polígonos separados: Polígono 1, Costa Occidental de Isla Mujeres; Polígono 2, Punta Cancún, y Polígono 3, Punta Nizuc. El número de visitantes que arriban anualmente al polo turístico de Cancún, situado en la zona de influencia del parque, es superior a los 4 millones de personas en los últimos 10 años. Por esta razón, el parque recibe una fuerte afluencia de visitantes sobre todo para la realización de actividades náuticas como buceo con snorquel, buceo autónomo, recorridos escénicos, velerismo, kayakismo, y yatismo. El registro del número de visitantes, desde 1996, se ha mantenido estable, con alrededor de 750,000 turistas en promedio anualmente (CONANP 2008).

La zona costera es cárstica, con depósitos arenosos importantes, pero el desarrollo costero está extendido por toda la zona adyacente al AMP. El total anual de lluvias varía entre 1000 y 1300 mm. Predominan los vientos del este y sureste, mientras que en otoño- invierno influyen de manera importante los vientos del norte (Orellana 2009). Los arrecifes son de tipo bordeante con formaciones discontinuas y constituyen la parte norte del Sistema Arrecifal Mesoamericano (Jordán-Dahlgren y Rodríguez-Martínez 2003). En los arrecifes del PNC se han ejecutado varios estudios con relación a las comunidades de corales, incluyendo los realizados por Ruiz-Zárate *et al.* (2003), Ruiz-Zárate y Arias (2004), Carriquiry *et al.* (2013).

Los datos se colectaron en dos sitios del PNC: Cuevones y Manchones. En el PNC, Cuevones ha estado cerrado a cualquier actividad turística desde 1997, tras el impacto de un encallamiento. El otro sitio en Cancún, Manchones, recibe cada día más de 200 visitantes para buceo con esnorquel o SCUBA.

CONSIDERACIONES GENERALES

Los arrecifes de las áreas marinas protegidas estudiadas en ambos países, mostraron patrones diferentes en las variables comunitarias estudiadas. Asimismo, se detectaron tendencias muy similares entre los arrecifes del PNG y diferentes entre sitios y entre condiciones (Restauración y Referencia) del PNC. Estas diferencias parecen estar asociadas a los patrones de uso actual. En base a lo reportado para el Caribe en los últimos años y a partir de los patrones detectados en este trabajo podemos decir que los arrecifes estudiados representan la misma condición actual regional del Caribe de deterioro, pero se encuentran en etapas diferentes de los cambios descritos, con el PNC en una etapa más adelantada.

Siguiendo la sucesión de eventos detectada en la degradación, podemos situar a los arrecifes del PNG en la fase de pérdida de la complejidad estructural. Estos arrecifes todavía mantienen una alta diversidad, pero ya comienzan a dominar las especies más resistentes (*A. agaricites*, *P. astreoides* y *S. siderea*), aunque aún no se registra una dominancia tan marcada de una sola de ellas. En los estudios realizados por Alcolado et al. (2003) y Caballero-Aragón (2007) todavía dominaban las especies integrantes del complejo *Orbicella annularis*. Se observó una cobertura de coral vivo menor que la del PNC, pero esta se mantuvo similar a estudios realizados anteriormente (Alcolado et al. 2003, Caballero-Aragón et al. 2007, Perera-Valderrama et al. 2013). También se observó una densidad de colonias más baja que la de los arrecifes del PNC, la cual además disminuyó con el tiempo. La densidad de reclutas siempre se mostró en mayor número que en el PNC, pero también se detectó una disminución con el tiempo. Este comportamiento pudo estar asociado a la cobertura de los grupos morfofuncionales de algas detectada. Algunos de los meses de menor cantidad de juveniles coincidieron con los de mayor cobertura de algas carnosas y con baja cobertura de algas costrosas coralinas. Según Crook et al. (2016), las algas costrosas coralinas son componentes ecológicos importantes de los arrecifes al contribuir en la creación de sustrato arrecifal para la fijación de reclutas y proporcionar señales químicas para el asentamiento de las larvas de coral. Las algas carnosas por su parte, pueden limitar el reclutamiento de coral al crecer sobre las nuevas colonias y/o por limitación de la luz o por ocupar el espacio necesario para el reclutamiento (Mumby et al. 2009).

El PNC por su parte se encuentra en un periodo más avanzado de los cambios descritos anteriormente para el Caribe. Sin embargo, como se comentó anteriormente ambos sitios mostraron patrones diferentes en su dinámica. De manera general los arrecifes de esta área marina protegida mostraron una mayor cobertura coralina y mayor densidad de colonias. Los valores detectados se encuentran entre los más altos reportados para el Caribe (Jackson et al. 2014). Igualmente se detectó una menor cobertura de macroalgas carnosas y mayor densidad de *D. antillarum*. Sin embargo, se detectó una menor riqueza de especies y la presencia de poblaciones bien establecidas de *P. astreoides*, con un marcado predominio de densidad de colonias en ambos sitios y de cobertura en Cuevones.

Las diferencias entre los sitios del PNC son particularmente visibles en la porción del arrecife donde se implementa el proyecto de Restauración. En la zona restaurada de Cuevones se observó una elevada densidad de colonias de coral, así como una elevada cobertura coralina. Igualmente se apreció un mejor desarrollo y estado de salud más favorable de las colonias de *A. cervicornis*. Se detectó una mayor abundancia y cobertura de otras especies de coral, minimizando el efecto de predominio de *P. astreoides* propio de los sitios del PNC. También se observó una mayor presencia de reclutas de *A. cervicornis*. Los indicadores de las comunidades coralinas del PNC están mejorando debido a la introducción directa de

fragmentos de *A. cervicornis*, pero al parecer se están viendo afectados en el sitio Manchones, debido probablemente al exceso de visitación que el sitio recibe, entre otros factores.

El objetivo principal del manejo y conservación de los arrecifes de coral es incrementar su resiliencia con vistas a mantener su capacidad de proporcionar los bienes y servicios ecosistémicos a la sociedad (Bellwood *et al.* 2004). Para mantener los arrecifes en un estado dominado por corales, aunque diferente de hace algunas décadas, los esfuerzos deben estar dirigidos a integrar la conservación con las perspectivas sociales de las personas que dependen de estos ecosistemas, junto con los aspectos biológicos que impulsan su dinámica y los cambios globales actuales (Mumby & Steneck, 2008). La gestión eficiente de las AMP debe combinarse con esfuerzos para mitigar los impactos que ocurren fuera, pero afectan a las AMP. En los casos en los que no se pueden establecer zonas de exclusión, como en Manchones, la revisión conjunta de las regulaciones y el establecimiento de límites de capacidad de carga podría ser una opción correcta. De acuerdo con Edgar *et al.* (2014), las AMP pueden aumentar efectivamente la resiliencia de los arrecifes de coral, si se cumplen ciertas características de tamaño, gestión y manejo efectivo. Del mismo modo, los esfuerzos de restauración de corales serán más eficientes si se concentran principalmente en áreas donde se han eliminado impactos adicionales (Young *et al.*, 2012). Las comunidades bien equilibradas no sólo pueden mantener su propia resiliencia sino también contribuir a la resiliencia de otras comunidades "aguas abajo" (McClanahan *et al.*, 2012).

Se concluye que los arrecifes estudiados presentan la misma condición actual regional de deterioro del Caribe, pero se encuentran en etapas diferentes de los cambios descritos. La introducción directa de fragmentos de *Acropora cervicornis* es una alternativa para la resaturación de los arrecifes coralinos estudiados sin embargo su efectividad al parecer está relacionada con el exceso de visitantes turísticos en el arrecife, cuando esta situación se mantiene.

La eliminación de las presiones que producen impactos negativos sobre los arrecifes coralinos es una acción esencial para el éxito de la restauración.

REFERENCIAS

- Alcolado P.M., Martínez-Daranas B.E., Menéndez-Macia G.R., del Valle R.O., Hernández M. y T. A. García, (2003). Rapid assessment of coral communities of Maria La Gorda, Southeast Ensenada de Corrientes, Cuba (Part 1: Stony corals and algae). *Atoll Research Bulletin* 496:268-77.
- Al-Horani F.A. & M.A. Khalaf (2013). Developing artificial reefs for the mitigation of man-made coral reef damages in the Gulf of Aqaba, Red Sea: coral recruitment after 3.5 years of deployment. *Marine Biology Research* 9(8): 749-757.
- Álvarez-Filip L., Dulvy N.K., Gill J.A., Côté I.M. & A.R. Watkinson (2009). Flattening of Caribbean coral reefs: region-wide declines in architectural complexity. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences* 276(1669): 3019-25.
- Álvarez-Filip L., Gill J.A., Dulvy N.K., Perry A.L., Watkinson A.R. & I.M. Côté, (2011). Drivers of region-wide declines in architectural complexity on Caribbean reefs. *Coral Reefs* 30(4): 1051-1060.
- Ammar M. (2009). Coral reef restoration and artificial reef management, future and economic. *The Open Environmental Engineering Journal* 2: 37-49.

- Aronson RB & W.F. Precht, (2001). White-band disease and the changing face of Caribbean coral reefs. En Porter JW eds. The ecology and etiology of newly emerging marine diseases. Springer Netherlands. 25-38.
- Bellwood D.R., Hughes T.P., Folke C. & M. Nyström, (2004). Confronting the coral reef crisis. *Nature* 429(6994): 827-33.
- Bozec Y.M., Alvarez Filip L. & P.J. Mumby, (2015). The dynamics of architectural complexity on coral reefs under Climate Change. *Global Change Biology* 21(1):223-255.
- Caballero-Aragón H., González-Ferrer S., Cobián-Rojas D., Álvarez S. y Alcolado-Prieto P.(2007). Evaluación AGRRA del bentos en diez sitios de buceo de “María la Gorda”, Bahía de Corrientes, Cuba. *Revista de Investigaciones Marinas* 28(2): 131-138.
- Carriquiry JD, Barranco-Servin LM, Villaescusa JA, Camacho-Ibar VF, Reyes-Bonilla H, A.L. Cupul-Magaña, (2013). Conservation and sustainability of Mexican Caribbean coral reefs and the threats of a human-induced phase-shift. En. Silvern S y Young S. eds. *Environmental Change and Sustainability*. InTech. 29-51.
- Chadwick NE & K. M. Morrow (2011). Competition among sessile organisms on coral reefs. En Dubinsky Z y Stambler N. eds. *Coral Reefs: an ecosystem in transition*. Springer Netherlands. 347-371.
- CONANP, (2008). Modificación del Programa de Conservación y Manejo del Parque Nacional Costa Occidental de Isla Mujeres, Punta Cancún y Punta Nizuc. Versión 37. Cancún, Quintana Roo, México.
- Crook E.D., Kroeker K.J., Potts D.C., Rebolledo-Vieyra M, Hernández-Terrones L.M. & A. Paytan, (2016). Recruitment and succession in a tropical benthic community in response to in-situ ocean acidification. *PloS One* 11(1): e0146707.
- Doney S.C, Fabry V.J., Feely R.A. & J.A. Kleypas, (2009). Ocean acidification: the other CO₂ problem. *Marine Science* 1.
- Edgar GJ, Stuart-Smith R.D., Willis T.J., Kininmonth S., Baker S.C., Banks S., Barrett N.S., Becerro M.A., Bernard A.T., Berkhout J. & C.D. Buxton, (2014). Global conservation outcomes depend on marine protected areas with five key features. *Nature* 506(7487):216-20.
- Edwards A.J. & S. Clark, (1999). Coral transplantation: a useful management tool or misguided meddling? *Marine Pollution Bulletin* 37(8): 474-487.
- Epstein N., Bak R. & B. Rinkevich, (2003). Applying forest restoration principles to coral reef rehabilitation. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 13(5): 387-395.
- Forrester G.E., Maynard A., Schofield S. y K. Taylor, (2012). Evaluating causes of transplant stress in fragments of *Acropora palmata* used for coral reef restoration. *Bulletin of Marine Science* 88(4): 1099-1113.
- Gardner T.A., Côté I.M., Gill J.A., Grant A. & A.R. Watkinson, (2003). Long-term region-wide declines in Caribbean corals. *Science* 301(5635): 958-960.
- Gardner T.A., Côté I.M., Gill J.A., Grant A. & A.R. Watkinson, (2005). Hurricanes and Caribbean coral reefs: impacts, recovery patterns, and role in long term decline. *Ecology* (1):174-184.
- Gell F.R. & C.M. Roberts, (2003). Benefits beyond boundaries: the fishery effects of marine reserves. *Trends in Ecology & Evolution* 18(9): 448-455.

- González-Ferrer S., Caballero-Aragón H., Alcolado P.M., Jiménez A., Martín F. y D. Cobián- Rojas, (2007). Diversidad de corales pétreos en once sitios de buceo recreativo de “María la Gorda”, Cuba. *Revista de Investigaciones Marinas* 28(2): 121-130.
- Graham N.A., Bellwood D.R., Cinner J.E., Hughes T.P., Norström A.V., & M. Nyström (2013). Managing resilience to reverse phase shifts in coral reefs. *Frontiers in Ecology and the Environment* 11(10): 541-548.
- Green D.H., Edmunds P.J. & R.C. Carpenter (2008). Increasing relative abundance of *Porites astreoides* on Caribbean reefs mediated by an overall decline in coral cover. *Marine Ecology Progress Series* 359: 1-10.
- Guarderas AP, Hacker SD & J. Lubchenco, (2008). Current status of marine protected areas in Latin America and the Caribbean. *Conservation Biology* 22(6): 1630-1640.
- Hawkins JP, Roberts CM, Kooistra D, Buchan K & S. White, (2005). Sustainability of scuba diving tourism on coral reefs of Saba. *Coastal Management* 33(4): 373-387.
- Hoegh-Guldberg O, Mumby PJ, Hooten AJ, Steneck RS, Greenfield P, Gomez E, Harvell CD, Sale PF, Edwards AJ, Caldeira K & N. Knowlton, (2007). Coral reefs under rapid climate change and ocean acidification. *Science* 318(5857): 1737-42.
- Howarth L.M., Pickup S.E., Evans L.E., Cross T.J., Hawkins J.P., Roberts C.M. & B.D. Stewart, (2015). Sessile and mobile components of a benthic ecosystem display mixed trends within a temperate marine reserve. *Marine environmental research* 107: 8-23.
- Hughes T.P. (1994). Catastrophes, phase shifts, and large-scale degradation of a Caribbean coral reef. *Science-AAAS-Weekly Paper Edition* 265(5178): 1547-1551.
- Huntington B.E, Karnauskas M. & D. Lirman (2011). Corals fail to recover at a Caribbean marine reserve despite ten years of reserve designation. *Coral Reefs* 30(4): 1077-85.
- Iturralde-Vinent M.A. (2010). *Geología de Cuba*. Editorial Científico-Técnica, La Habana. Jackson JB, Kirby MX, Berger WH, Bjorndal KA, Botsford LW, Bourque BJ, Bradbury RH, Cooke R, Erlandson J, Estes JA & Hughes TP. (2001). Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. *Science* 293(5530): 629-37.
- Jackson J, Donovan M, Cramer K & V. Lam (2014). Status and trends of Caribbean coral reefs: 1970-2012. *Global Coral Reef Monitoring Network*. UICN, Gland, Switzerland.
- Jordán-Dahlgren E. y R.E. Rodríguez- Martínez (2003). The Atlantic coral reefs of Mexico. En Cortés J. ed. *Latin American coral reefs*. Elsevier, Ámsterdam. p. 131-158.
- Knutson TR, McBride JL, Chan J, Emanuel K, Holland G, Landsea C, Held I, Kossin JP, Srivastava AK & Sugi M. (2010). Tropical cyclones and climate change. *Nature Geoscience* 3(3): 157-63.
- Lessios H.A., Garrido M.J. & B.D. Kessing (2001). Demographic history of *Diadema antillarum*, a keystone herbivore on Caribbean reefs. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences* 268(1483): 2347-2353.
- Lester SE, Halpern BS, Grorud-Colvert K, Lubchenco J, Ruttenberg BI, Gaines SD, Aíramé S & Warner RR. (2009). Biological effects within no-take marine reserves: a global synthesis. *Marine Ecology Progress Series* 384: 33-46.
- Magdaong ET, Fujii M, Yamano H, Licuanan WY, Maypa A, Campos WL, Alcala AC, White AT, Apistar D. & R. Martinez, (2014). Long-term change in coral cover and the effectiveness of marine protected areas in the Philippines: a meta-analysis. *Hydrobiologia* 733(1): 5-17.

- Márquez L., Cobián-Rojas D., Camejo J., Linares J., Arencibia E., Borrego O., Sosa A. y R. Varela, (2013). Plan de Manejo del Parque Nacional Guanahacabibes 2014-2018. Pinar del Río, Cuba. CITMA.
- McClanahan T.R., Marnane M.J., Cinner JE & W.E. Kiene, (2006). A comparison of marine protected areas and alternative approaches to coral-reef management. *Current Biology* 16(14):1408-13.
- McClanahan T.R., Donner S.D., Maynard J.A., MacNeil M.A., Graham N.A., Maina J., Baker A.C., Beger M., Campbell S.J. & E.S. Darling (2012). Eakin Prioritizing key resilience indicators to support coral reef management in a changing climate. *PloS one*. Aug 29;7(8): e42884.
- Mellin C., MacNeil M., Cheal A.J., Emslie M.J., & J. M. Caley, (2016). Marine protected areas increase resilience among coral reef communities. *Ecology letters* 19(6): 629-637.
- Mumby P.J., Broad K, Brumbaugh D.R., Dahlgren C., Harborne A.R., Hastings A., Holmes K.E., Kappel C.V., Micheli F. & J.N. Sanchirico, (2008). Coral reef habitats as surrogates of species, ecological functions, and ecosystem services. *Conservation Biology* 22(4):941-951.
- Mumby P.J. & R.S. Steneck (2008). Coral reef management and conservation in light of rapidly evolving ecological paradigms. *Trends in ecology & evolution* 23(10), 555-563.
- Orellana R. (2009). Atlas escenarios de cambio climático en la península de Yucatán. México. Centro de Investigación Científica de Yucatán.
- Perera-Valderrama S., Alcolado P.M., Caballero-Aragón H., de la Guardia-Llansó E. y D. Cobián-Rojas (2013). Condición de los arrecifes coralinos del Parque Nacional Guanahacabibes, Cuba. *Revista de Ciencias Marinas y Costeras* 5: 69-86.
- Perry C.T., Edinger E.N., Kench P.S., Murphy G.N., Smithers S.G., Steneck R.S. y P.J. Mumby. (2012). Estimating rates of biologically driven coral reef framework production and erosion: a new census-based carbonate budget methodology and applications to the reefs of Bonaire. *Coral Reefs* 31(3): 853-68.
- Perry C.T., Steneck R.S., Murphy G.N., Kench P.S., Edinger E.N., Smithers S.G. & P.J. Mumby, (2015). Regional scale dominance of non-frame work building corals on Caribbean reefs affects carbonate production and future reef growth. *Global Change Biology* 21(3): 1153-1164.
- Pina-Amargós F., González-Sansón G., Martín-Blanco F. & A. Valdivia. (2014). Evidence for protection of targeted reef fish on the largest marine reserve in the Caribbean. *PeerJ*, 2: e274.
- Precht W., Bruckner A., Aronson R. y Bruckner R. 2002. Endangered acroporid corals of the Caribbean. *Coral Reefs* 21(1): 41-42.
- Roff G Toth L.T., Van Woesik R., Murdoch T.J., Smith S.R., Ogden J.C., Precht W.F P.J. Mumby (2012). Global disparity in the resilience of coral reefs. *Trends in Ecology & Evolution* 27(7): 404-413.
- Ruiz-Zárate M.A., Hernández-Landa R.C., González-Salas C., Núñez-Lara E.& E.J. Arias- González (2003). Condition of coral reef ecosystems in central-southern Quintana Roo, Mexico (Part 1: Stony corals and algae). *Atoll Research Bulletin* 496: 318-337.
- Ruiz-Zárate M.A. & J.E. Arias-González. (2004). Spatial study of juvenile corals in the Northern region of the Mesoamerican Barrier Reef System (MBRS). *Coral Reefs* 23(4): 584-94.
- Schutte V.G., Selig E.R. & J.F. Bruno (2010). Regional spatio-temporal trends in Caribbean coral reef benthic communities. *Marine Ecology Progress Series* 402: 115-122.

- Sciberras M., Jenkins S.R., Kaiser M.J., Hawkins S.J. & A.S. Pullin, (2013). Evaluating the biological effectiveness of fully and partially protected marine areas. *Environmental Evidence* 2(1): 1-31.
- Selig E.R. & J.F. Bruno (2010). A global analysis of the effectiveness of marine protected areas in preventing coral loss. *PLoS One* 5(2): e9278.
- Serrano X.M., Baums I.B., Smith T.B., Jones R.J., Shearer T.L. & A.C. Baker (2016). Long distance dispersal and vertical gene flow in the Caribbean brooding coral *Porites astreoides*. *Scientific reports* 6: 1-15.
- Toth L.T., Van Woesik R., Murdoch T.J., Smith S.R., Ogden J.C., Precht W.F. & R.B. Aronson. (2014). Do no-take reserves benefit Florida's corals? 14 years of change and stasis in the Florida Keys National Marine Sanctuary. *Coral Reefs* 33(3): 565-77.
- Williams S.M., Sánchez. Godínez C., Newman S.P. & J. Cortés (2016). Ecological assessments of the coral reef communities in the Eastern Caribbean and the effects of herbivory in influencing coral juvenile density and algal cover. *Marine Ecology* 1-10
doi:10.1111/maec.12395.
- Yakob L. & P. J. Mumby, (2011). Climate change induces demographic resistance to disease in novel coral assemblages. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 108(5):1967-1969.
- Yamazaki S., Jennings S., Grafton R.Q. & T. Kompas (2015). Are marine reserves and harvest control rules substitutes or complements for rebuilding fisheries? *Resource and Energy Economics*. 40: 1-8.
- Young C.N., Schopmeyer S.A. & D. Lirman (2012). A review of reef restoration and coral propagation using the threatened genus *Acropora* in the Caribbean and Western Atlantic. *Bulletin of Marine Science* 88(4): 1075-1098.
- Zeebe R.E. y J.C. Zachos (2013). Long-term legacy of massive carbon input to the Earth system: Anthropocene versus Eocene. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences* 371(20120006): 1-17.

RESTAURACIÓN ECOLÓGICA DE MANGLAR Y MANEJO DE CUENCAS UNA UNIDAD QUE NO DEBE SEPARARSE

Sánchez-Arias, Luz Esther, Ruiz, Augusto, y Yajaira Torrealba.

Instituto Venezolano de Investigaciones Científicas, Venezuela. E. mail: luchamangle@gmail.com.

INTRODUCCIÓN

Los árboles de mangle son el componente más básico y visible del ecosistema de manglar. El termino manglar es usado para referirse tanto a los árboles como a las comunidades, que presentan una gran diversidad de organismos que pertenecen a diferentes grupos sistemáticos incluyendo desde las bacterias, hongos, microalgas, invertebrados, aves, reptiles hasta los mamíferos y el hombre (Holguin et al.2001).

El ecosistema de manglar ofrece una serie de servicios ambientales entre los que se destacan la protección costera contra maremotos, tormentas y erosión (Othman, 1994; Moberg y Rönnbäck, 2003), la exportación de material energético tanto a aguas costeras adyacentes como a aguas mas profundas, el amortiguamiento de contaminantes, y el servir como trampa eficiente de carbono (Chmura et al., 2003; Valiela et al., 2004). Igualmente, se conoce que es un ecosistema altamente productivo que provee una gran cantidad de materia orgánica en forma de detritus, la cual sirve de base a la cadena alimenticia tanto a los organismos asociados al manglar como a organismos asociados a otros ecosistemas marino costeros, (Odum y Heald, 1972; Abuodha y Kairo, 2001; Holguin et al., 2001). Por lo tanto, no es de extrañar, la gran cantidad de relaciones que posee este ecosistema al momento de modelarlo (Lugo y Snedaker, 1974; Holguin et al., 2001), y que a su vez sirva como zona de alimentación, protección y reproducción a una amplia gama de organismos, muchos de los cuales son de importancia comercial (Lee y Shih, 2004). A pesar de todo lo anterior, el ecosistema de manglar está siendo devastado, para inicios del siglo XXI, se calcula que entre el 20 y el 50% de los manglares del mundo haya desaparecido por causas antrópicas (Yap, 2000); luego su degradación es un problema de carácter global que atañe tanto a sus ecosistemas asociados como al hombre.

Si se quiere hablar de restauración del ecosistema de manglar, es inevitable entender el concepto del “régimen dinámico” (dynamic regime en inglés) para el manejo y restauración de ecosistemas. Este concepto se conoce desde hace mas de una década y se basa en que los ecosistemas son sistemas dinámicos con la capacidad de responder de forma no lineal a las perturbaciones y a las interacciones dadas a diferentes escalas espacio-temporales. El régimen dinámico es definido por la teoría de sistemas como el conjunto estable de relaciones internas entre especies y su ambiente bajo una determinada condición espacial. Un ecosistema puede tener numerosos regímenes posibles, y el tamaño y forma de estos es dictado por las relaciones internas, las cuales a su vez pueden promover el cambio de un régimen (Mayer y Rietkerk, 2004).

Las fuerzas externas que influyen sobre los ecosistemas pueden promover cambios de regímenes de forma lenta o sorpresiva (Mayer y Rietkerk, 2004). Estas fuerzas pueden de acuerdo a Twiley y Rivera-Monroy (2005), ser concebidas para el manglar en tres escalas: la global (clima, biogeografía); la regional (geomorfología y geofísica: descargas de ríos, corrientes marinas), que determinan cambios en las zonas costeras que son objeto de estudio y local (topografía), a las condiciones particulares de las áreas costeras a restaurar. Todo lo anterior a su vez, determina el gradiente de regulación que influye sobre la salinidad, contenido de sulfuros, redox, pH; que influyen sobre el gradiente de recursos: luz,

nutrientes, espacio, y otras variables relacionadas con la productividad; y fijan el hidro-periodo; los cuales en conjunto controlan la productividad de cualquier unidad de hábitat de manglar.

La relación manglar-hombre se origina desde hace mucho tiempo. Así, hace 6000 años la expansión de los bosques de manglar provocó cambios sociales importantes entre grupos humanos itinerantes induciendo especialmente un proceso inicial de asentamiento de comunidades de recolectores, pescadores y cazadores (Lacerda et al., 1993). En Venezuela existen reportes que, para esa época, algunas poblaciones humanas ocuparon zonas costeras y desembocaduras de los ríos que descienden la Sierra de Paria (Sanoja, 1992; citado en Conde y Alarcón, 1993). En América Latina los manglares fueron objeto de curiosidad desde el descubrimiento, convirtiéndose en una zona hostil para la expansión de las tropas conquistadoras. Durante el periodo colonial brasileño, Lacerda et al. (1993) señala que el comercio de los productos del manglar fue tan importante que, en 1760, se dicta posiblemente la primera ley para proteger y manejar adecuadamente los recursos mangláricos.

Hoy por hoy, las franjas costeras son unas de las zonas de mayor uso en todo el mundo, y en conjunto las de mayor densidad poblacional, y por lo tanto, existe una fuerte presión sobre estos ambientes, expresada principalmente en contaminación, destrucción, fragmentación de los hábitats y sobreexplotación de los recursos naturales (Green et al., 1996; Cendrero y Fischer, 1997). De igual forma las zonas de montaña, con presencia de fuentes de agua son las que presentan mayor presión. Si bien, la pérdida de bosques de manglar puede darse por eventos naturales, las causas antrópicas son consideradas como las principales responsables de la pérdida de cobertura de manglar ya que sus efectos poseen una amplia gama de escalas de afectación. Así, por ejemplo, las políticas erradas de manejo de recursos han incidido en eventos como el cambio climático, las cuales a su vez tienen una incidencia sobre el nivel del mar y por ende sobre los procesos erosivos en las zonas costeras (Ellison y Farnsworth, 1997; Twilley y Rivera-Monroy, 2005).

En cuanto al manejo de cuencas y el ecosistema de manglar, se conoce que el cambio de uso de la tierra ha resultado en daños masivos a humedales de manglar, al estar relacionados con el incremento de la erosión, en las tasas de sedimentación y la afectación de la dinámica hídrica de estos humedales, la acuicultura (especialmente las granjas de cultivos de camarón), los derrames de petróleo, la expansión de la agricultura (piscinas de arroz y salmueras), el desarrollo urbano y la tala son consideradas como causas directas de pérdida de manglar (Alongi, 2002). Por su parte, si bien Twilley y Rivera-Monroy (2005), desde hace mas de una década hablan de las escalas de cambio que pueden afectar el deterioro de las zonas de manglar, en el momento de momento de realizar una restauración, pocas veces se integra este concepto.

CONECTIVIDAD Y MANGLAR

Si se hace una enumeración de las experiencias en recuperación de áreas de manglar, se puede decir que el concepto ha ido evolucionando en el tiempo. A finales de los 70, los indicadores de éxito se manejaban a una menor escala, y se daba mas énfasis a la recuperación de la cobertura vegetal donde el centro era el árbol; basándose más en una reforestación generalmente monoespecífica o pobre en especies, en la cual la selección de la especie se basaba en su disponibilidad, uso y conocimiento silvicultural, más que en las características propias del sistema a recuperar (Field, 1999; Ellison, 2000; Twilley y Rivera-Monroy, 2005). Adicionalmente, al realizar una recuperación era poca la referencia que se hacía a nivel de flujos energéticos a pesar de investigaciones como las de Odum y Heald (1972), los cuales evidenciaban la importancia de estas relaciones. Al ir madurando el campo de la ecología de la restauración, y evaluar a más largo plazo las obras realizadas en proyectos de recuperación, fue claro que una reforestación no necesariamente aseguraba la recuperación de los flujos energéticos dados antes de la perturbación y que era necesario una visión mas integral y compleja del problema al momento de

realizar un estudio relacionado con restauración (Primack et al., 1998, Ellison, 2000; Holguin et al., 2001).

Se puede asegurar que, en los últimos 30 años, la degradación de bosques de manglar alrededor del mundo, ha permitido que se den muchos intentos ya sea para restaurar (retornar a las condiciones originales antes de la afectación) o para rehabilitar manglares (recuperar las características funcionales y estructurales sin llegar necesariamente al estado original), o sencillamente para reforestar con fines económicos (Fandiño y Ferreira, 1998; Field, 1999). Estos intentos han obtenido resultados variables, donde una de las principales causas del fracaso ha radicado en esa carencia de una visión ecosistémica e integral del sistema a recuperar. Para finales de la década de los 90's, se ha ido conformando una literatura a nivel científico que habla reiteradamente de esto (Walters, 1998; Field, 1998; Field, 1999, Yap, 2000; Ellison, 2000; Toledo et al, 2001; Bosire et al, 2003).

Es así como la conectividad de procesos evidencia la relación existente entre los vectores de cambio (indiferentes de la cercanía espacial y temporal del área degradada del bosque de manglar), y la forma como éstos vectores, afectan la hidrodinámica del ecosistema de manglar, el suelo (procesos como la descomposición de la materia, el ciclaje de nutrientes) (Sanchez-Arias, 2008), la complejidad de la cadena trófica, entre otros. La identificación de estos vectores que evidencias la conectividad de procesos, ayudan a comprender los procesos resultantes de una alteración, y pueden guiar el manejo para la recuperación, así como acelerar el tiempo necesario para la implantación exitosa de la regeneración natural y evitar labores costosas de siembra.

IDENTIFICACIÓN DE PROCESOS DE CONECTIVIDAD Y VECTORES DE CAMBIO: CASO VENEZUELA.

Los manglares conforman áreas extensas de bosques costeros localizados en zonas tropicales y subtropicales del planeta, estos ecosistemas se desarrollan principalmente donde existen deltas importantes que desembocan en el mar (caso delta del Orinoco). A diferencia de los bosques pluviales tropicales donde existen ciclos de elementos cerrados y la pérdida o exportaciones se reducen al mínimo, los bosques de manglar constituyen un sistema abierto que importa y exporta materiales: de ahí la enorme importancia que poseen para la ecología costera (Rivera-Monroy et al., 2006). A través de los ríos y sus cuencas asociadas, los manglares se enlazan con el sistema terrestre. Los ríos permanentes o intermitentes, así como las mareas, traen nutrientes que son utilizados por el manglar y más tarde exportados en forma de hojarasca convertida en detrito.

La alteración de los flujos naturales de nutrientes hacia el manglar trae graves alteraciones en la estructura y productividad de este ecosistema (UNESCO, 1979). La renovación de las aguas constituye un factor importante en la determinación directa e indirecta de las características más notables de este ecosistema. Los manglares constituyen ecosistemas altamente especializados que mueren bruscamente cuando se altera su régimen hídrico (Blasco et al, 1996). Por esta razón la distribución del ecosistema de manglar está condicionada en gran medida por la geomorfología, las características de la red hidrográfica de los territorios y los regímenes climáticos (Menéndez y Guzmán, 2006).

Primer Paso: Comprobar que las zonas degradadas de manglar están siendo afectadas por la sedimentación.

Una de las causas más reportadas de degradación de áreas de manglar en Venezuela, obedece a la alteración de la dinámica hídrica que en zonas áridas pueden generar procesos de hipersalinización de los suelos. Los manglares son reconocidos como trampas de sedimentos, pero al alterarse su equilibrio dinámico por ejemplo por la pérdida de canales de intercambio hídrico, cambio de uso de la tierra, etc, se puede incidir sobre las tasas de exportación-importación de material (Sanchez et al., 2011). ¿Entonces

cómo reconocer cuando el sedimento hallado en suelos de naturaleza orgánica obedecen a un proceso natural o a una alteración? ¿Cómo demostrar que una represa realizada a kms de una zona de manglar es la causa de su degradación? ¿O que la pérdida de pozos de agua dulce puede ocasionar una cadena de eventos que inciden en la supervivencia del ecosistema de manglar?

Si bien la recuperación de la memoria histórica, ya sea a través de encuestas realizadas a los pobladores de la zona (Tabla 1) (Sánchez-Arias, et al., 2009), mapas comunitarios, o análisis de fotografías aéreas a escala detallada (Sánchez-Arias et al, 2008), puede proveer información relevante sobre los cambios ocurridos en una zona de manglar, se requiere de metodologías que incluyan visiones de expertos en otras áreas de conocimiento diferentes a la ecológica marina: historiadores, sociólogos, ingenieros hidráulicos, ingenieros de sistemas, geólogos, etc y métodos informáticos que conecten los eventos ocurridos a diferentes escalas temporales y espaciales para poder reconstruir con mayor rigurosidad el mapa espacial de causas y efectos y así poder entender la trayectoria de la degradación.

Tabla 1. Número de caños y canales identificados a partir de la interpretación de la imagen de satélite de la Laguna de La Restinga (Nueva Esparta, Venezuela) en 1986 y visita de campo realizada en 2005 (tomado de Sánchez et al, 2011)

Fecha (método)	Canales naturales de reflujo	Canales ampliados
1986 (interpretación imagen)	147	4
2005 (encuestas, salida de campo)	87*	13

*no funcionales en su totalidad

CASO DE ESTUDIO (PARQUE NACIONAL LAGUNA DE LA RESTINGA, NUEVA ESPARTA)

Este caso, busca mostrar dos instrumentos que vinculan manglar-microcuenca, que pueden ser útiles en el momento de realizar un diagnóstico para la restauración. Se escoge una zona protegida de manglar, creada desde 1974 (Parque Nacional Laguna de la Restinga), que ha presentado mortandad de manglar desde hace más de 30 años. Para 1999 tenía 969 ha con una disminución de 1% anual (Sánchez-Arias, 2008).

Las áreas de estudio se encuentran ubicadas en las partes internas de las áreas de manglar de P.N. laguna de “La Restinga” (Figura 1). Se caracterizan por no poseer grandes canales navegables y basar su recambio hídrico tanto en el flujo libre por pequeños canales como por flujo subsuperficial. El total de las áreas de degradadas, corresponden a antiguas áreas de *Rhizophora mangle* y tienen como característica común la ausencia de regeneración natural en un periodo mayor a 20 años (baja resiliencia) (Sánchez et al., 2011).

La laguna de la Restinga, tiene un origen geológico que data del cuaternario reciente y el pleistoceno. La zona sur de La Restinga forma parte del grupo Juan Griego, el cual está constituido por rocas de origen sedimentario metamorfozadas a la facies de los esquistos verdes. Los principales litotipos que lo integran, son gneises cuarcíticos, gneises y esquistos, cuarzo-feldespáticos, esquistos cuarzo-micáceos, esquistos grafitosos, esquistos granatíferos y cuarcitas. La laguna recibe algunos afluentes esporádicos del flanco noreste del cerro Macanao (Municipio de Macanao). Los caños y canales son característicos de las regiones que presentan regímenes hidrológicos de zonas áridas, con largos periodos de sequía y torrenciales, pero cortos periodos de precipitación. Por lo antes mencionado, los canales pueden llegar a

comportarse por breve tiempo como un importante torrente que aporta gran cantidad de sedimentos. Los aportes de agua dulce al complejo lagunar se reducen a estos cortos períodos de precipitaciones y el balance evaporación / precipitación, favorece durante casi todo el año la evaporación, por lo que los niveles de salinidad generalmente presentan registros elevados hacia la zona opuesta a las bocas (Sánchez-Arias, 2008).

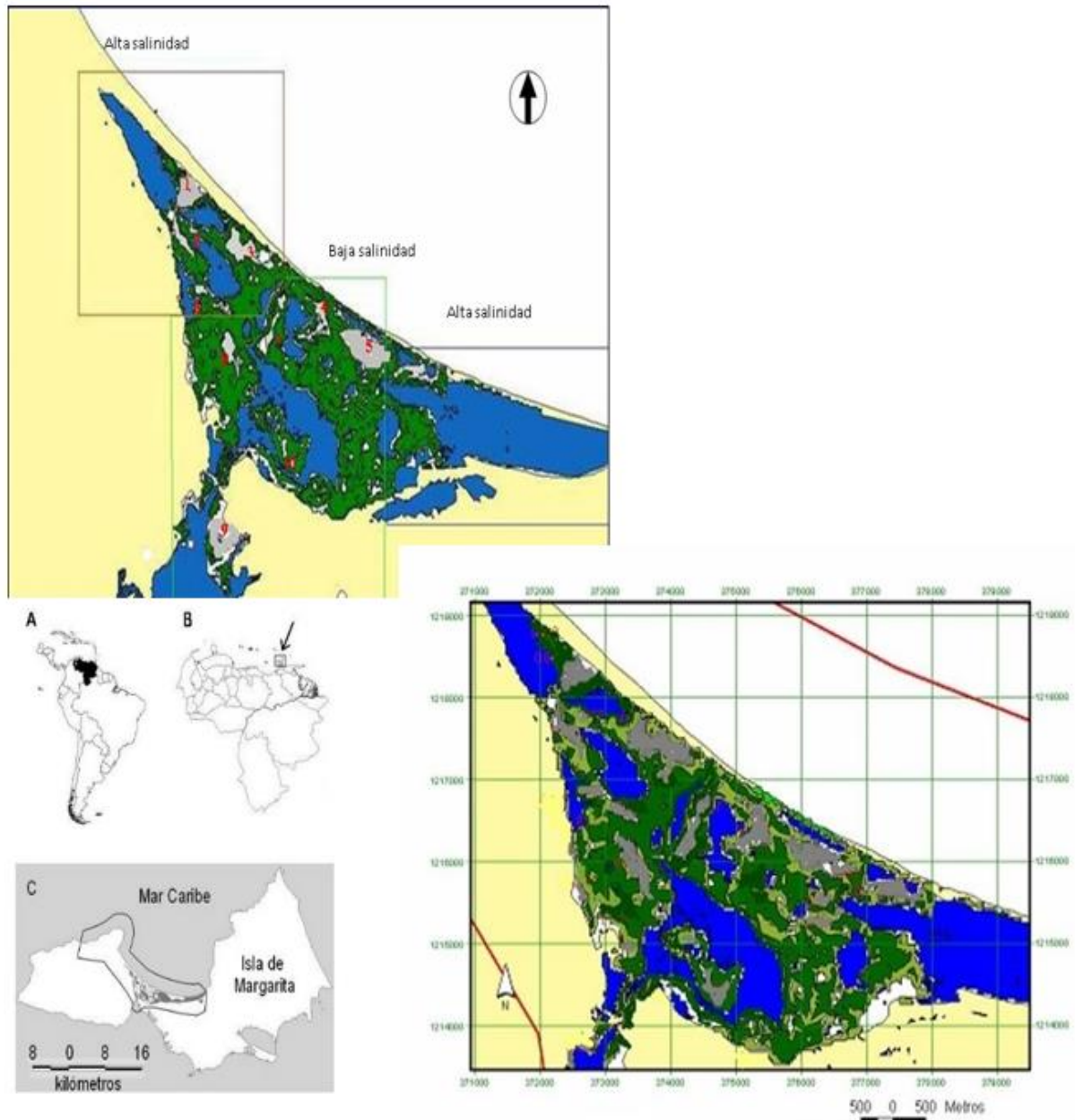


Figura 1. Ubicación relativa de la zona de estudio. A) Posición de Venezuela al norte de Suramérica. B) La Isla de Margarita está localizada al noreste de Venezuela (recuadro indicado con una flecha). C) El polígono cerrado indica los límites del P. Nacional Laguna de La Restinga. Las áreas grises corresponden a los cuerpos de agua. En gris zonas degradadas y en verde zonas con vegetación de manglar.

Las variaciones en el régimen de mareas provocan la entrada y salida del agua (flecha roja, Figura1), originando un régimen de corrientes de marea que puede alcanzar velocidades altas en la boca, disminuyendo a medida que se acerca a la barra (dirección norte). Las mareas que predominan son del tipo diurno mezclado; una pleamar cada 24 horas y entre ellas un largo período de fluctuaciones intermedias. Los movimientos de las masas de agua en la laguna son consecuencia casi exclusiva de los movimientos de marea y el intercambio entre la laguna y el mar no constituye una buena fuente de nutrientes y no es comparable con las áreas de afloramiento del Caribe Venezolano. El movimiento interno de la laguna que generan las mareas favorece el refluo de aguas enriquecidas gracias al movimiento de fondo. Las precipitaciones tienen una importancia trascendental sobre la zona, ya que arrastran la mayor parte de los nutrientes que enriquecen la laguna. (Monente, 1978). La Laguna de la Restinga presenta en sus extremos valores más altos de salinidad intersticial (mayores a 55ppt) que en su zona central.

Sin bien se tiene el registro de cambios como la construcción de un puente en 1961 sobre la boca de la Laguna de la Restinga, la pérdida y ampliación de canales al interior de la laguna, que incidieron sobre la dinámica hídrica de la Laguna. También es cierto que el mecanismo de protección no ha sido suficiente para incrementar la resiliencia del ecosistema de manglar y que las labores de recuperación han tenido diferentes niveles de éxito entonces se requiere indagar más allá de lo evidente, ampliar la escala local y determinar si efectivamente si sedimentación es uno de los principales el efecto que modela la respuesta de la hidrodinámica.

Un método sencillo que puede ser aplicado es el método de la densidad aparente de los suelos (cilindro, gravimetría) expresada en (g cm^{-3}) (Casanova, 1996). La densidad aparente muestra la cantidad de poros libres que posee un suelo (Sánchez-Arias, 2008) de ahí su utilidad al ser empleado en suelos de manglar, pues puede medir el nivel de taponamiento que tienen los poros y su efecto sobre el flujo subsuperficial. Sus valores se incrementan cuando los poros están colmatados de material, y disminuyen cuanto están libres. Sin embargo, para aplicar el método y evitar errores en su interpretación, es necesario conocer aquellos factores que inciden sobre su respuesta en un ecosistema regido por mareas y afectado por pulsos de agua debido a las precipitaciones.

METODOLOGÍA

Se escogieron por medio de números aleatorios, veinte (20) áreas de manglar, conformadas por diez zonas degradadas y no degradadas de bosques de *Rhizophora mangle* y dentro de cada una se geoposicionó por números aleatorios, una parcela de 1000 m² como área piloto. En cada parcela se tomaron al azar, y por duplicado cilindros de densidad por época climática, y se definieron tres épocas climáticas para realizar los monitoreos, obteniéndose un N= 240. Se determinaron las siguientes variables descriptivas: promedio, desviación estándar y coeficientes de variación con la hoja de cálculo Microsoft EXCEL y posteriormente los datos fueron exportados al programa PERMANOVA para aplicar el análisis de varianza permutada. Como factores se consideraron: la presencia de vegetación (VE), la época climática (EP). Se definieron tres factores fijos: la vegetación con dos niveles: con y sin vegetación, la época climática con 3 niveles: seca, lluviosa y transición y la salinidad del agua intersticial con dos niveles: alto ($\geq 55 \text{‰}$) y bajo ($< 55 \text{‰}$), y un factor al azar: las localidades con 5 tipos diferentes, este factor estuvo anidado al factor salinidad. Se utilizó el programa PRIMER (Plymouth Marine Laboratory) para la realización del análisis multifactorial.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La densidad aparente (D.A) para las áreas con vegetación presentó un promedio fue $0,248 \pm 0,07 \text{ g cm}^{-3}$ (Tabla 2), el cual corresponde a suelos orgánicos ($D.A < 0,3 \text{ g cm}^{-3}$) con una alta capacidad de retención de agua (Skopp, 2000), el valor máximo estuvo en $0,36 \text{ g cm}^{-3}$.

Tabla 2. Densidad aparente promedio en suelos de *Rhizophora mangle* g cm^{-3}

N=120	Promedio	Mínimo	Máximo	Desv. Estánd
densidad g/cm^3	0,248	0,11	0,36	0,07

Al examinar los resultados de la Tabla 2 con el trabajo realizado en bosques de *Rhizophora mangle* en Tabasco (México) (Moreno-Caliz et al., 2002), se observa que el valor obtenido en este trabajo es un 12% mayor. Si se compara con un humedal subtropical ($0,08 \text{ g/cm}^3$), (Corstanje et al., 2007), se encuentra que el valor de densidad aparente de las localidades de estudio es más de 3 veces mayor. Si bien los valores encontrados en la Restinga pertenecen a zonas con vegetación de manglar, es posible que a nivel de suelo ya se esté dando un proceso de afectación sobre los espacios porosos pero que no sea suficiente para afectar el bosque de manglar.

TABLA 3. Valores promedio durante cada época climática, de la densidad aparente. En zonas con vegetación

Variable densidad aparente (g/cm^3)	Seco	Lluvia	Transición
Todas las localidades	$0,277 \pm 0,05$	$0,309 \pm 0,04$	$0,159 \pm 0,02$
Localidades hipersalinas ($S.I \geq 55\%$)	$0,304 \pm 0,07$	$0,301 \pm 0,04$	$0,170 \pm 0,03$
Localidades salinas ($S.I < 55\%$)	$0,252 \pm 0,03$	$0,318 \pm 0,05$	$0,149 \pm 0,02$

Al analizar la respuesta de la densidad aparente en las zonas con vegetación se pudo ver que en general en época de lluvia, la densidad aumentó para todas las parcelas, muy seguramente debido al material transportado por los cauces de las quebradas intermitentes que llegan a la laguna se depositaron en los poros aumentando el valor. Al analizar los incrementos relativos a una misma parcela, se pudo ver que variaron en magnitud y fueron más notorios en las zonas con menor salinidad. Lo cual se puede explicar por un mayor intercambio hídrico pues estas zonas no presentan hipersalinización por estancamiento de sus aguas. (Figura 2).

Tabla 4. Resultados de la PERMANOVA 2 FACTORES (densidad aparente).

Efecto	G. L	SS	M S	F	Pperm	P
SA	2	0.0499	0.0249	15.0328	0.0002	0.0002
EP	1	0.0100	0.0100	6.0690	0.0002	0.0002
SA x EP	2	0.0249	0.0124	7.5200	0.0002	0.0002*
Total	114	0.1893	0.1661			

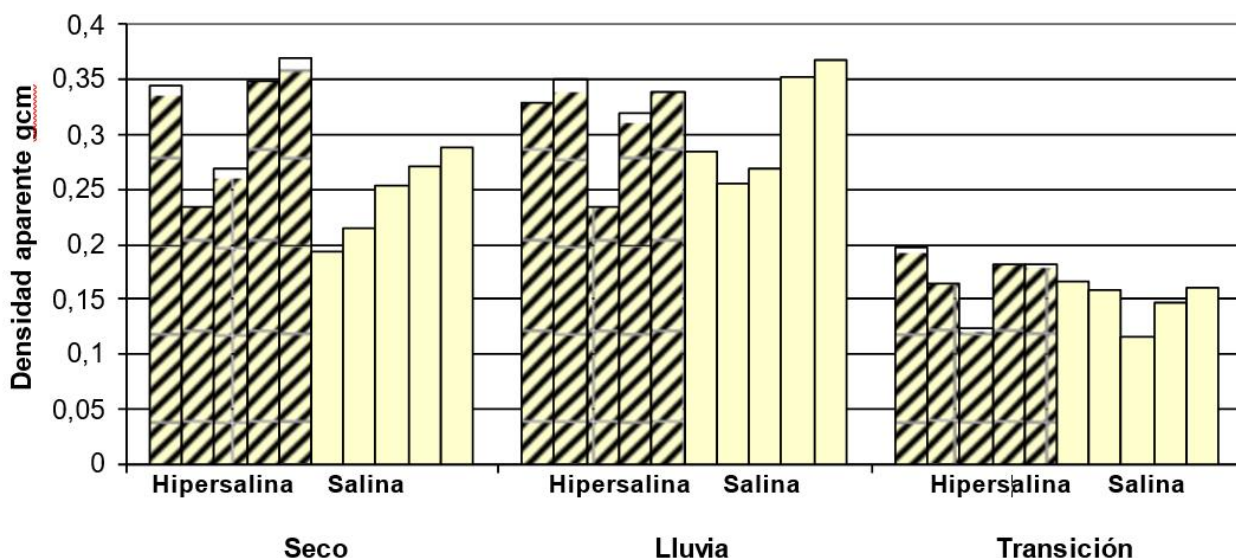


Figura 2. Valores de densidad aparente durante las diferentes épocas climáticas, para el total de localidades con vegetación

Al separar los valores obtenidos en la densidad aparente por la salinidad intersticial (localidades salinas e hipersalina) para las diferentes épocas climáticas (Tabla 3), se puede observar que existen diferencias de acuerdo a la estación. La época de transición presenta una marcada disminución en la densidad aparente en todas las parcelas (Figura 2), esto puede deberse a que en esta estación las lluvias disminuyen y la amplitud de las mareas es mayor.



Foto 1. A) Aspecto de los cilindros de medición de la densidad aparente en las zonas con vegetación B) Detalle de los tubos de densidad aparente en zonas degradadas.

La PERMANOVA indicó que la respuesta varió dependiendo de la interrelación entre las épocas climáticas y la salinidad (salinas/hipersalina) (Tabla 4), entendiendo por localidades salinas e hipersalinas como aquellas donde se promueve o no procesos de recambio de las aguas.

En cuanto a las zonas degradadas, la densidad aparente promedio estuvo en $0,31 \pm 0,12 \text{ g cm}^{-3}$, con valor máximo de $0,61 \text{ g cm}^{-3}$, casi el doble de lo presentado en las zonas con vegetación. Las localidades hipersalinas presentaron los mayores valores de densidad aparente (D.A) registrando un intervalo entre los $0,17\text{-}0,61 \text{ gcm}^{-3}$, en cambio las localidades salinas presentaron menores densidades aparentes que

iban de 0,13-0,48 gcm⁻³. Cabe anotar que, si bien los resultados expresan un amplio rango, estos se deben manejar con cuidado, toda vez que, al generalizar, las variaciones entre grupos (vegetación y degradadas se sobrelapan).

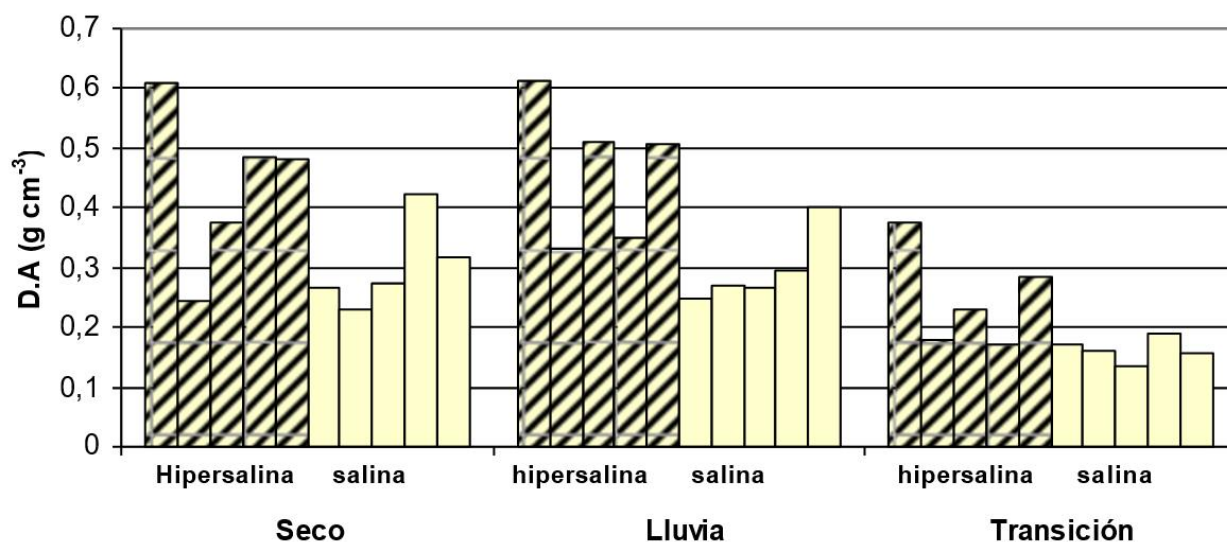


Figura 3. Respuesta de la densidad aparente (D.A) en las localidades salinas e hipersalinas degradadas bajo diferentes épocas climáticas.

Con respecto a las épocas climáticas, los valores promedios para cada época fueron: seca: 0,37 g cm⁻³; lluvia: 0,38g cm⁻³, transición: 0,21 gcm⁻³. Para las zonas degradadas en general el incremento de la densidad no fue tan notorio como en las zonas con vegetación. Sin embargo, al analizar el cambio relativo entre densidades aparentes de una misma parcela, las diferencias fueron más notorias para la época de lluvia. Llama la atención que, en periodo de lluvia, una parcela hipersalina que disminuyó el valor de densidad. Con esto se reafirma que cada zona tiene su huella específica.

Por su parte, la época de transición presentó la misma respuesta que la dada en las áreas con vegetación (Figura 3), demostrando la importancia de los ritmos mareales.

A través de la PERMANOVA se analizó el efecto del clima, la salinidad (estancamiento) sobre la densidad aparente del total de localidades degradadas (Tabla 5).

Tabla V. Resultados de la PERMANOVA 2 FACTORES (Densidad aparente).

Efecto	G. L	SS	M S	F	Pperm	P
SA	2	0,76847	0,38424	54,732	0,00002	0,0002
EP	1	0,50285	0,50285	71,628	0,00002	0,00002
SA x EP	2	0,03322	0,01661	2,366	0,098464*	0,09846*
Total	114	0,80031	0,00702			

Se determinó que tanto la salinidad como la época climática tenían un efecto sobre la densidad aparente. Por un lado, en la época de lluvia hay una incorporación de material alóctono en el suelo (Othman, 1994; Alongi et al., 1999; Chmura et al., 2003); que aumenta la densidad aparente y por otro lado en la época de transición hay un arrastre de material que disminuye la densidad aparente, pero que es menos intenso en las localidades hipersalinas (Figura 3).

Por otra parte, la mayor densidad aparente en época seca podría ser explicada por la acumulación de sales en los poros (Foto 1B), esto coincide con el hecho de que el valor de la densidad fue mayor en las localidades hipersalinas.

La variación de los valores a nivel espacial, tanto en las zonas con vegetación como en las zonas degradadas, puede ser explicada a través de la naturaleza misma de este humedal, el cual por ser un ecosistema abierto está sujeto a numerosas interacciones que se encuentran en un equilibrio dinámico. Se ha demostrado, por ejemplo, que cualquier cambio pequeño que altere el ambiente físico aun siendo a muy pequeña escala, puede tener efectos significativos sobre la diversidad y abundancia de los organismos que conforman los suelos de las áreas de manglar (Skilleter y Warren, 2000), los cuales influyen de forma directa e indirecta en los procesos de descomposición de la materia orgánica, así como en la oxigenación de los suelos (bioturbación). Estos cambios tienen potencialmente un efecto de cascada que puede alcanzar desde los niveles más bajos, hasta los más altos niveles tróficos. Todo lo anterior indica que el sistema de manglar comprende una serie de relaciones complejas que inevitablemente están ligadas a las características específicas de cada localidad y su relación con el entorno.

Al realizar el mismo tipo de método en 106 bosques de manglar ubicados en toda la costa Caribe Venezolana se pudo constatar que la relación prevalecía. Los bosques degradados presentaban mayor valor de densidad sobre los bosques no degradados (Figura 4), y estos valores dependían de cada localidad. Siendo más fuertes las diferencias en aquellas zonas donde había influencia de ríos, o montaña.

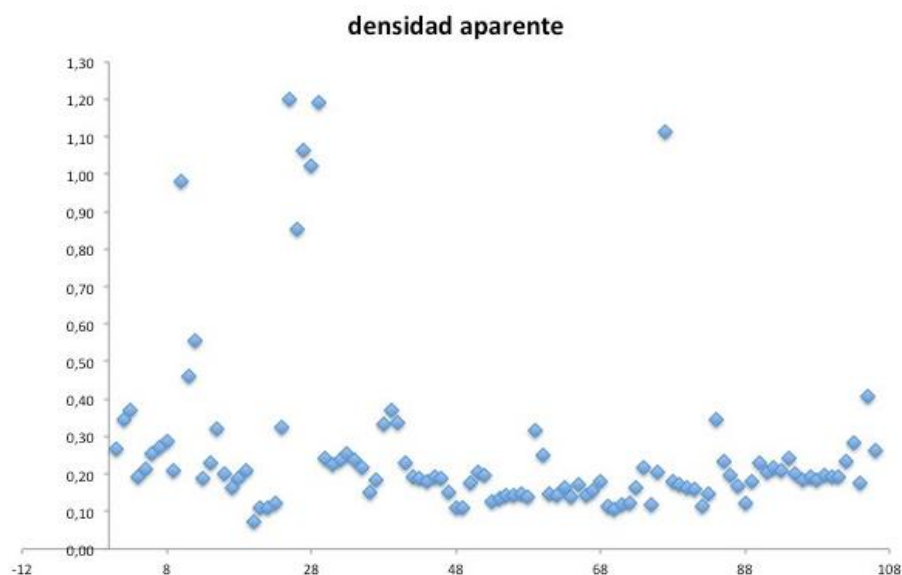


Figura 4. Densidad aparente de los suelos de 106 bosques de manglar (sin publicar).

Segundo Paso: Detección de cambios a escala local y regional.

La geomática aplicada a la conservación de la vida (biogeomática), ofrece una oportunidad para poder detectar esos cambios que no están necesariamente vinculados de forma espacial con las áreas degradadas de manglar o que a nivel temporal no han sido asociados por los pobladores que hacen vida en las áreas degradadas.

Por ser un método exploratorio su objetivo es hallar espacialmente dónde y cómo han ocurrido esos cambios a una escala más amplia. Hoy en día existen programas especializados que realizan este análisis de forma automática. En los mismos se comparan pares de imágenes ya sean fotografías áreas antiguas con imágenes pancromáticas satelitales o imágenes satelitales multiespectrales entre sí en un periodo de tiempo estipulado y se determinan las pérdidas y ganancias. Existen dos formas de detección de cambios: la detección de cambios absoluta donde se resaltan los elementos que han cambiado en la imagen sin discriminar, por ejemplo, bosques a pastizales, zonas con tierra a zonas nundadas, cambios de uso de la tierra, etc. La segunda forma es la detección de cambios relativa que una zona específica de interés (Figura 5).

Al interpretar los resultados dados por la teledetección (Figura 5), la detección de cambios a escala regional, muestra una zona de manglar que pierde elementos en las partes internas del bosque, pero en un mismo periodo muestra que la cuenca asociada no ha permanecido inactiva, se advierte una gran cantidad de nuevos elementos (urbanismo) en las zonas más altas que van disminuyendo su densidad al ir acercándose a las zonas bajas, donde se ubica el bosque de manglar. Así mismo visualiza (línea azul), el cauce de una quebrada intermitente que llega a una planicie lodosa costera cercana al ecosistema de manglar. En cuanto a la detección relativa se advierte que las zonas internas de manglar sufren pérdida, pero bajo esta visión local los cambios de las zonas aledañas no muestran nuevos elementos, incluso el efecto de la planicie lodosa no es evidente.

Por otra parte, hay que tener en cuenta que si la restauración ecológica de manglar como paso inicial requiere de la identificación de las causas de deterioro para poder determinar el tipo de acción que ayude a mitigar las causas. La teledetección requiere de información histórica que ayude a interpretar los cambios detectados y la forma como están conectados con la degradación de las áreas de manglar. Es por esta razón que la información registrada a través de la recopilación de la memoria histórica de forma directa con los pobladores o de forma indirecta a través de los registros históricos de tipo secundario, se convierte en la llave necesaria para poder señalar qué, cómo y cuando sucedieron los cambios e integrarlos al dónde, que ofrece la detección.

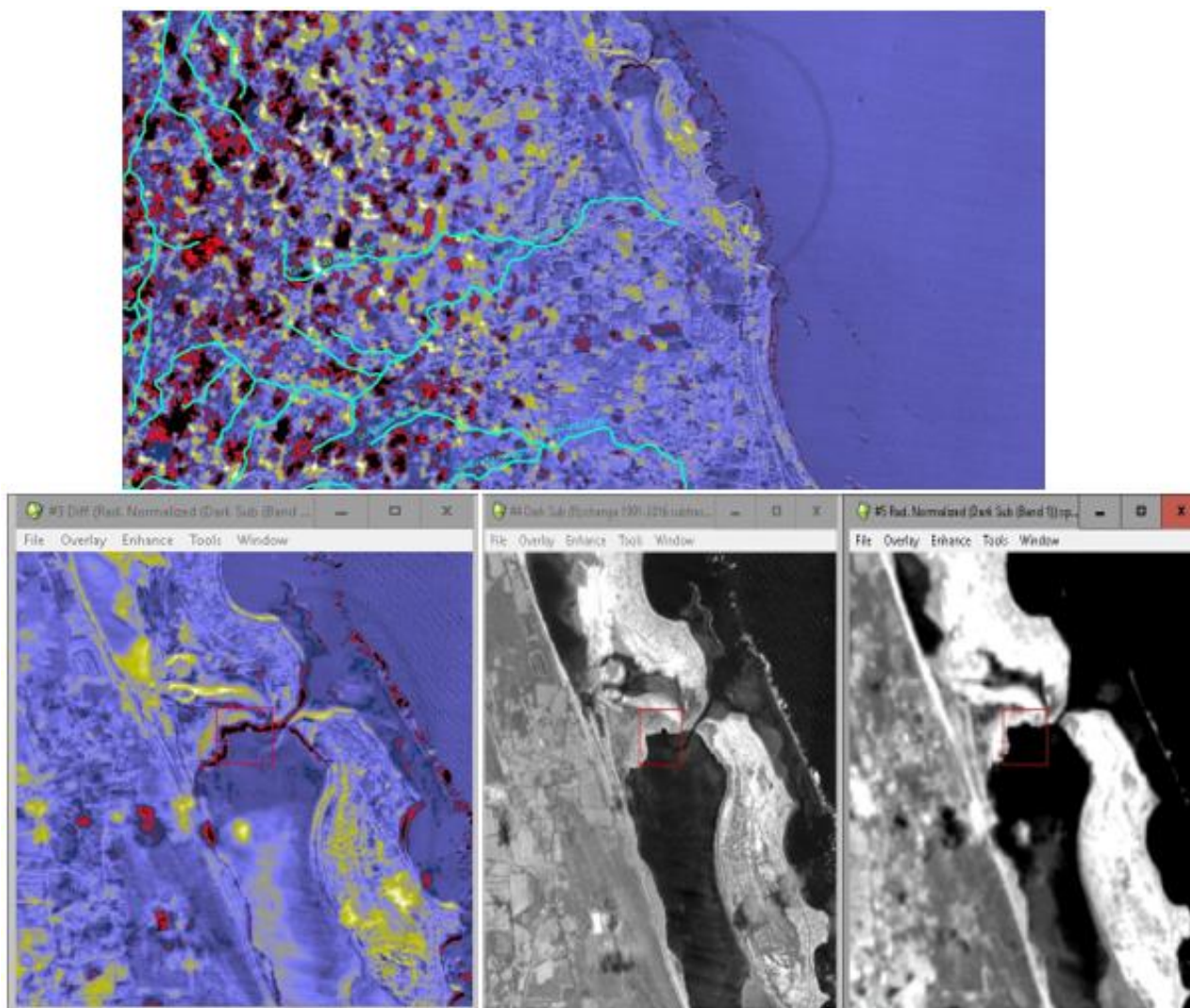


Figura 5. Arriba: detección de cambios absoluta a partir de dos imágenes satelitales del sector Supi (Estado Falcón). Abajo: Detección de cambios relativa: señalando un sector determinado. Izquierda: imágenes 1991 vs 1976 en tonos de grises. Zonas verdes indican pérdida y zonas rojas incorporación de nuevos elementos.

En el caso de la Laguna de la Restinga, utilizaron los resultados de Sánchez-Arias et al., 2009, que integran la reconstrucción de la memoria histórica a un Sistema de Información Geográfica (SIG) (Avalos, 2004), con miras a vincular la información con los cambios detectados en las cuencas asociadas ubicadas en la Isla. Lo anterior para identificar procesos de degradación de origen antrópico o natural, determinar la capacidad de recuperación de los sistemas alterados y calcular niveles de prioridad y dificultad en el momento de realizar un proceso de recuperación integrada. Para esto se utilizaron indicadores de presión y estado (Tabla 6), los cuales se evaluaron de acuerdo al reconocimiento de los pobladores. Se realizaron un total de 246 encuestas en los municipios identificados por el punto focal de lucha contra la desertificación del Ministerio del Poder Popular para el Ambiente de Venezuela, como vulnerables a la desertificación.

Tabla 6. Indicadores de desertificación (presión y estado). CEPAL/GTZ/Argentina/Brasil/Chile en la “Evaluación de indicadores de impacto socioeconómico de desertificación y degradación de tierras” y PNUD/GEF, México, Brasil y Chile

Indicador	Descripción	Indicador	Descripción
PRESIÓN	Vegetación Típica de áreas secas	ESTADO	Cárcavas
	Velocidad del viento		Sales en el suelo
	Pendientes pronunciadas		Paisaje fragmentado
	Corte de leña		Pérdida de biodiversidad
	Incendios		Raíces expuestas
	Explotación de acuíferos		Montículos sin Vegetación
	Ganado		Superficie cubierta por médanos
	Sistema productivo		Pavimento del desierto

Entre los resultados se pudo determinar que de los 10 municipios identificados como vulnerables a la desertificación, es el municipio de Macanao, el que tiene mayor conexión espacial con La Laguna de la Restinga.

El municipio de Macanao es el municipio que presenta la menor diversidad de causas de desertificación al comparar con el resto de municipio (Tabla 7).

Tabla 7. Resultados de las causas de degradación de acuerdo a la memoria de la comunidad (municipio de Macanao en sombra).

Causas de deterioro identificadas	(%) por municipio							
	1701	1702	1703	1704	1705	1706	1709	1711
Tala	13	23	18		13	24		
Quema	22	17	<u>30</u>		9		5	
Construcción	<u>62</u>	<u>37</u>	23	<u>45</u>	9	<u>46</u>		<u>44</u>
Turismo				5				
Arenera	3	6		35	<u>61</u>	5	<u>95</u>	26
Zona Franca				5				
Caza		14		5		22		
Dique				5				
Extracción de agua			10					
Extracción de piedra			3					
Represa San Juan			10					
Basuras					4			
Refinería					4			
Camaroneras								30
Agricultura			6			3		
Ganadería		3						

1701: Antolín del Campo; 1702: Arismendi; 1703: Díaz; 1704: García; 1705: Gómez
1706: Maneiro; 1709: Macanao; 1711: Villalba

Adicionalmente, el Municipio de Macanao evidencia una alta presión en la zona y además signos de degradación avanzada (Tabla 8). La construcción y la explotación de areneras, ambas ligadas al desarrollo, son las causas más comunes en la mayoría de los municipios, pero el municipio de Macanao es el que presenta el porcentaje más alto de reconocimiento, si a esto se suma que presenta pendientes pronunciadas, corte de leña, influencia de viento, se entiende que se den fuertes procesos erosivos cuando se presentan las lluvias y que este material termine llegando a la Laguna de la Restinga. De acuerdo a los resultados, el municipio de Macanao requiere prioritariamente programas de manejo y recuperación, por su parte, los municipios de Gómez, García y Arismendi requieren prioritariamente programas encaminados al control y manejo de los recursos. Por último, el municipio de Arismendi parece como el menos afectado por un proceso de desertificación.

Lo afirmado anteriormente se corrobora si se tiene en cuenta que las áreas degradadas de manglar a partir de la densidad aparente, evidenciaron signos de sedimentación que afectan el libre flujo de las aguas a nivel subsuperficial, es claro que las areneras ubicadas en las zonas altas y las microcuencas relacionadas pueden ser los vectores transporte de material hacia el Parque La Restinga, si a esto se suma, las alteraciones que ha sufrido el parque a nivel interno al ampliar los canales principales para la navegación, se hace evidente que la restauración debe considerar incluir el manejo y recuperación de las microcuencas en el momento de iniciar un programa de restauración. De lo contrario el vector de cambio seguirá afectando el ecosistema de manglar limitando su capacidad de resiliencia y se seguirán registrando muerte de manglar en zonas que se consideran protegidas.

Tabla 8. Resultados de la percepción comunitaria de los indicadores de desertificación. Sombreado el Municipio de Macanao (Sánchez *et al.*, 2009)

INDICADORES	% respuestas afirmativas							
	1701	1702	1703	1704	1705	1706	1709	1711
INDICADORES DE PRESIÓN								
Vegetación Típica de áreas secas	16,7	18,9	89,2	27,8	36,7	100,0	100,0	100,0
Velocidad del viento	27,8	52,8	86,5	41,7	35,1	100,0	97,2	83,3
Pendientes pronunciadas	63,9	16,2	70,3	30,6	55,9	100,0	94,4	83,3
Corte de leña	30,6	48,6	59,5	8,3	42,9	100,0	100,0	88,9
Explotación de acuíferos	100,0	43,2	59,5	27,8	86,9	100,0	66,7	94,4
Incendios	19,4	97,3	59,5	11,1	19,7	33,3	25,0	22,2
INDICADORES DE ESTADO DE DEGRADACIÓN								
Superficie cubierta por médanos	11,1	45,9	5,4	0,0	7,7	94,4	72,2	100,0
Raíces expuestas	80,6	45,9	81,1	52,8	65,6	100,0	97,2	72,2
Cárcavas	11,1	2,7	43,2	17,1	9,2	11,1	88,9	94,4
Sales en el suelo	8,3	10,8	8,1	5,6	9,4	88,9	72,2	100,0
Pavimento del desierto	16,7	5,4	24,3	5,6	10,8	94,4	91,7	100,0
Montículos sin Vegetación	8,3	5,3	21,6	8,3	17,7	16,7	100,0	83,3
Paisaje fragmentado	11,1	94,6	73,0	66,7	33,9	100,0	100,0	94,4
Pérdida de biodiversidad	63,9	54,1	87,9	69,4	68,4	100,0	100,0	83,3

1701: Antolín del Campo; 1702: Arismendi; 1703: Díaz; 1704: García; 1705: Gómez
1706: Maneiro; 1709: Macanao; 1711: Villalba

CONCLUSION

La recuperación de las áreas de manglar no debe tratarse como un hecho aislado, la visión local-regional integrada ayuda a vincular todos los factores de cambio, asegura la determinación de las verdaderas causas que ocasionaron los cambios y por ende facilita las labores de restauración.

REFERENCIAS

- Abuodha, P.W. & J. Kairo (2001). Human-induced stresses on mangroves swamps along the Kenyan coast. *Hydrobiology* 458:255-265.
- Alongi, A (2002). Present state and future of the world's mangroves forest. *Environmental Conservation* 29 (3): 331-349.
- Avalos, C. (2004). Validación De Un Protocolo De Campo Para La Evaluación De Indicadores Biofísicos De La Desertificación. Universidad De Chile. Facultad De Ciencias Agronómicas. Escuela De Agronomía. Chile. 74p.
- Blasco, F., Saenger, P., Janodet, E (1996). Mangroves as indicators of coastal change. *Catena* 27(3-4):167-178
- Bosire, J.O., Dahdouh-Guebas, F., Kairo J.G. & Koedam, N. (2003). Colonization of non-planted mangroves species into restored stands in GaziBay, Kenya. *Aquatic Botany*. 76:267-279.
- Casanova, E. (1996). Introducción a la ciencia del suelo. 2 ed. Consejo de Desarrollo Científico y humanístico. Universidad Central de Venezuela. Caracas. 379p.
- Cendrero A. & Fischer DW (1997). A procedure for assessing the environmental quality of coastal areas for planning and management. *Journal of Coastal Research* 13:732-744.
- Chmura, G. L., S. C. Anisfeld, D. R. Cahoon & J. C. Lynch. (2003). Global carbon sequestration in tidal, saline wetland soils. *Global Biogeochemical Cycles* 17(4):1-22.
- Conde, J. E. y C. Alarcón (1993). Mangroves of Venezuela. En: Conservation and sustainable utilization of mangroves forest in the Latin America and Africa Regions. Part I. L.D. Lacerda (ed) Latin America. Okinawa, Japón. pp. 211-243.
- Ellison, A. (2000.) Mangrove restoration: do we know enough? *Restoration Ecology* 8 (3): 219-229.
- Ellison, A. M. & E.J. Farnsworth (1997). Simulated sea level change alters anatomy, physiology, growth, and reproduction of red mangrove (*Rhizophora mangle* L.) *Oecología* 112: 435-446.
- Ellison, J. (1998). Impacts of sediment burial of mangroves. *Marine Pollution Bulletin*, 37(8-12): 420-426.
- Field, C.D. (1999). Rehabilitation of mangrove ecosystems: an overview. *Marine Pollution Bulletin*.37 (8-12): 383-392.
- Fandiño, M.C. y P. Ferreira (eds). (1998). Colombia, Biodiversidad Siglo XXI. Propuesta técnica para la formulación del Plan de Acción Nacional en Biodiversidad. MMA, UICN, DNP, PNUMA, Instituto Humboldt. Impreandes Presencia S.A. Santafé de Bogotá. 254p
- Field.C.D. (1999). Mangrove rehabilitation: choice and necessity. *Hydrobiologia*. 413:47-52.

- Green E, Mumby P (2000). Mapping mangroves. In Edmund P. Green, Peter J. Mumby, Edwards AJ, Clark CD (eds) Remote Sensing Handbook for Tropical Coastal Management. UNESCO, Paris, pp. 183-197.
- Green EP, Mumby PJ, Edwards AJ & Clark CD (1996.) A review of remote sensing for the assessment and management of tropical coastal resources. Coastal Management 24: 1-40.
- Holguin, G., P. Vazquez & Y. Bashan (2001) The role of sediment microorganism in the productivity, conservation, and rehabilitation of mangrove ecosystem: an overview. Biology and Fertility Soils 33: 265-278.
- Lacerda L.D., J.E. Conde, B. Kjerfve, R. Álvarez-León, C. Alarcón, & J. Polanía. (2002). American Mangroves. En: Mangrove Ecosystem function and management. Luis Drude Lacerda (ed). Springer.Berlin: 1-62.
- Lee H. & S. Shang-Shu (2004). Impacts of vegetation changes on the hydraulic and sediment transport characteristics in Guandu mangrovetland. Ecological Engineering 23: 85-94.
- Lugo, A.E. & S.C. Snedaker (1974). The ecology of mangroves. Annual Review of Ecology and Systematics 5: 39-63.
- Mayer, L. Rietkerk. 2004. The dynamic regime concept for ecosystem management and restoration. BioScience. 54 (11): 1013-1020.
- Menéndez, L., Guzmán, J (eds) (2006). El ecosistema de manglar en el archipiélago Cubano. Estudios y experiencias enfocados a su gestión. Editorial Academina La Habana. La Habana-Cuba. 331p
- Moberg F. & Ronnback P. (2003).. Ecosystem services of the tropical seascape: interactions, substitutions and restorations. Ocean & Coastal Management 46: 27-46.
- Monente JA (1978). Estudio químico físico de la laguna de La Restinga. Memoria de la Sociedad de Ciencias Naturales La Salle 110: 227-307.
- Odum, W.E., y E.J. Heald (1972). Trophic analysis of an estuarine mangrove community. Bulletin of Marine Science 22: 671-738.
- Othman, M.A. (1994). Value of mangroves in coastal protection. Hydrobiologia 285: 277-282
- Primack, R. y F. Massardo (2001). Restauración ecológica. En: Fundamentos de conservación biológica. Perspectivas latinoamericanas. Primack, R., R. Roíz, P. Feinsiger., R. Dirzo, y F. Massardo. (eds). México pp559-583.
- Rivera. Monroy, V. H., Twilley, R. R., Mancera, E., Alcantara-Eguren, A., Castañeda, E., Casas, O., Reyes, P., Restrepo, J., Perdomo, L., Campos, E., Cotes, G., Vilorio, E. (2006). Aventuras y desventuras en Macondo: Rehabilitación de la Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia. Ecotropicos 19(2):72-93.
- Sánchez-Arias, L.E., Rodríguez, P., Caballer, M., Asmussen, M., & G. Medina (2011). Diagnostic of Health Status in Mangrove Ecosystems Advances in Environmental Research Vol 3. Albert T. Riley (Ed). Nova Publishers. ISBN: 978-1-60876-168-5. New York, USA.
- Sánchez-Arias, L.E., Uzcátegui, X., Rivera, J. (2009). Metodología Para Construir La Memoria Histórica De Áreas Vulnerables A La Desertificación. Experiencia Venezolana. Zona Áridas 13:54-66.
- Sánchez-Arias, L. E. & J. P. Rodríguez (2008). Creation of mangrove “productive oases:” community participation for the sustainable use of halophytes. Páginas 85-96 En: H. Lieth, M. García y B. Herzog, editores. Mangroves and Halophytes: Restoration and Utilisation. Springer, Dordrecht, The Netherlands.

- Sanchez-Arias, L.E (2008). Efecto De La Salinidad Sobre La Actividad Microbiana Y Enzimática En Suelos De Manglar Del Parque Nacional “Laguna De La Restinga” (Nueva Esparta, Venezuela). Tesis para optar el título de Doctor en Ciencias. Instituto Venezolano de Investigaciones Científicas. 265p
- Skoop, J.M. (2000). Physical properties of primary particles. In: Sumner M. E. ed. Handbook of soil science. CRC. PRESS. Nueva York, EUA: 1-16.
- Skilleter, G & A., Warren, S. (2000). Effects of habitat modification in mangroves on the structure of mollusc and crab assemblages. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 244 (1): 107-129
- Toledo, G., Rojas, A., Bashan, Y. (2001). Monitoring of black mangrove restoration with nursery-reared seedling on a arid coastal lagoon. *Hydrobiologia*.444:101-109.
- Twilley, R. & V. Rivera-Monroy (2005). Developing performance measures of mangrove wetlands using simulation models of Hydrology, nutrient, biogeochemistry and community dynamics. *Journal of Coastal Research* 40: 79-93.
- UNESCO (1979). Estudio científico e impacto humano en el ecosistema de manglares. Seminario latinoamericano sobre el estudio científico y el impacto humano en el ecosistema de manglares (Cali, Colombia: 1978). Oficina regional de ciencia y tecnología de la Unesco para América Latina y el Caribe-ROSTLAC: Montevideo. 405 P
- Valiela, I., Rutecki, D. & S. Fox (2004). Salt marshes: biological control factors of food webs in a diminishing environment. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 300: 131-159.
- Walters, B. (1997). Human ecological question for tropical restoration: experiences from native upland trees and mangroves in the Philippines. *Forestry Ecology and management*.99:275-290.
- Wright, A.L. & Reddy K.R. (2001). Heterotrophic microbial activity in northern Everglades wetland soils. *Soil Science. Society. American. Journal*. 65: 1856–1864. Wu, Y., Falconer, R.A., Struve, J (2001) Mathematical modelling of tidal currents in mangrove forest. *Environmental Modelling & Software*: 19-29
- Yap, H. (2000). The case for restoration of tropical coastal ecosystems. *Ocean & Coastal Management* 43: 841-851.

APLICACIÓN DE LOS RESULTADOS CIENTÍFICOS A LA CONSERVACIÓN Y RECUPERACIÓN DE LAS PLAYAS CUBANAS

José L. Juanes¹, Pablo Sánchez², Lourdes Rivas¹, Yisset Rabeiro¹.

1. Instituto de Ciencias del Mar. Avenida Primera, No. 18406, Playa, La Habana, Cuba.

2. GEOCUBA, Estudios Marinos. Punta Santa Catalina y Final. Regla. La Habana, Cuba.

Email: jjuanesm2015@gmail.com

INTRODUCCIÓN

Hasta los años 60 del pasado siglo los estudios de la geología de la plataforma insular cubana y sus costas estuvieron dirigidos a conocer su estructura geológica, la génesis de los sedimentos y las formas del relieve, apareciendo muy pocas publicaciones referentes a los procesos dinámicos actuales.

Con la visita a Cuba de los especialistas soviéticos V. P. Zenkovich y A. S. Ionin en 1965 y la publicación en 1969 de su trabajo, "Breve resumen de las investigaciones de la estructura y dinámica de la zona litoral de la isla de Cuba", (Zenkovich e Ionin, 1969), comienza una etapa de investigaciones conjuntas entre el Instituto de Oceanología de la Academia de Ciencias de la URSS y el Instituto de Oceanología de la Academia de Ciencias de Cuba, en la que además de abordarse la sedimentología y la geomorfología de plataforma insular cubana, se introducen los estudios de los procesos morfodinámicos y litodinámicos de sus costas arenosas.

El primer polígono seleccionado para el desarrollo de esas investigaciones fue el famoso balneario de Varadero que desde los años setenta exhibía evidentes muestras de una progresiva pérdida de arena poniendo en riesgo el desarrollo de la actividad turística.

La necesidad de identificar las causas de la erosión y cuantificar la magnitud del fenómeno hace que en 1978 el Instituto de Oceanología deje establecida una red de estaciones para el monitoreo de las variaciones temporales y espaciales del perfil de playa y la composición de la arena, y se inicien trabajos batimétricos, geofísicos y sedimentológicos para la caracterización de la plataforma submarina, así como estudios sobre el comportamiento del clima marítimo. Ya desde principios de los años 80 estas investigaciones se extendieron a otras instituciones y playas del país y los resultados han quedado recogidos en numerosas publicaciones científicas. La mejor revisión de esa literatura aparece en las tesis de doctorado de Ramírez, (1988), Juanes, (1996), Tristá, (2003), y García, (2005) y de maestría, Izquierdo, (2006).

Desde un punto de vista práctico esos resultados sirvieron para demostrar el alto efecto erosivo que tenían sobre la playa varias intervenciones humanas como la extracción de arena para la industria de la construcción y la ocupación de las dunas por instalaciones turísticas, entre otras, y aportaron la información y el conocimiento requeridos para la aplicación de medidas normativas e ingenieras que aseguraran la correcta protección y recuperación de la playa.

Con el presente trabajo se pretende describir los principales resultados científicos que han servido de fundamento a las medidas regulativas e ingenieras que se vienen aplicando a lo largo de 4 décadas para la protección de las playas cubanas. De igual forma se describen los resultados de

las investigaciones más recientes dirigidas a evaluar la respuesta de las playas cubanas a los efectos de la elevación del nivel del mar atendiendo a sus características morfológicas y sedimentológicas.

LA PROTECCIÓN DE LAS PLAYAS EN CUBA.

La suspensión de la actividad minera en áreas de la plataforma submarina y la playa.

Durante las primeras expediciones de campo realizadas a Varadero en los años 70 surgió la sospecha de que la extracción de arena marina para la industria de la construcción debía constituir una de las causas del proceso de erosión que afecta la playa.

Las primeras indagaciones sobre los dragados en Varadero permitieron conocer que entre 1969 y 1979 se extrae de la plataforma submarina frente a la Península de Hicacos, en profundidades que no sobrepasaban los 15 m, un volumen de cercano al millón de metros cúbicos de arena. Con anterioridad a ese período no se cuenta con cifras oficiales, pero es bien conocido que ya desde la década de los años 40 se practica la extracción, incluso en la propia duna de la playa, pudiéndose estimar una cifra conservadora total de unos 2 millones de metros cúbicos.

Los extensos muestreos sedimentológicos en la plataforma submarina y la playa que formaron parte de las investigaciones, pusieron de manifiesto que la arena de Varadero está formada por restos esqueléticos de organismos marinos, pertenecientes en un 12.40% a foraminíferos, un 31% a moluscos, un 45.4% a algas calcáreas y un 3.0% a corales, entre otros, de manera que la fuente natural de ingreso de arena a la playa se ubica en las extensas áreas de pastos marinos de la pendiente submarina en profundidades inferiores a los 15m.

La localización de la fuente natural de ingreso de arena en la pendiente submarina puso en evidencia que el dragado en esas áreas significó, además de la substracción del material de la playa, un daño no cuantificado a los ecosistemas productores de arena. La posibilidad de explicar con argumentos científicos el impacto negativo del dragado sobre la playa a las autoridades del gobierno, condujo a la suspensión definitiva de la extracción de arena en 1981.

A partir de la experiencia de Varadero, la prohibición de la extracción de áridos en las playas y en áreas de la plataforma insular cubana quedó establecida legalmente en el Artículo 16, inciso b) del Decreto Ley 212. Gestión de la Zona Costera del año 2000. Los depósitos de arena marina quedaron reservados sólo como áreas de préstamo de los proyectos de mantenimiento de playas, después que sean sometidas a una rigurosa investigación de su idoneidad para dicho propósito y de los correspondientes estudios de impacto ambiental.

Medidas para controlar el impacto de las instalaciones en la primera duna.

Otro resultado de significativa utilidad práctica en Varadero fue el monitoreo mensual de las variaciones espaciales y temporales del perfil de playa que de forma casi ininterrumpida se llevó a cabo desde 1978 hasta 1985 en la red de estaciones a lo largo de la península, el cual sirvió para fundamentar el efecto erosivo de más de 150 casas y hoteles construidos sobre la duna a lo largo de 7 km de playa, en el llamado Varadero histórico. Ya Terich y Schwartz (1993), advierten acerca del impacto negativo las construcciones en las playas haciendo referencia a las paredes verticales que en muchos casos se conciben como defensas costeras. Esas estructuras provocan que frente al oleaje de tormenta el perfil de playa se transforme de disipativo en reflectivo y en correspondencia con ello sea mayor la energía disponible para el acarreo de la arena off shore, escapando del balance del perfil de playa.

García y Juanes, (1993), explican como las paredes verticales de las instalaciones ubicadas en la duna de Varadero favorecen la acción erosiva de las olas durante los temporales extremos y a la vez impiden

el restablecimiento del perfil natural en el período de recuperación posterior a los temporales. En la fig.1, (García y Juanes, 1993), se muestra el mecanismo descrito.

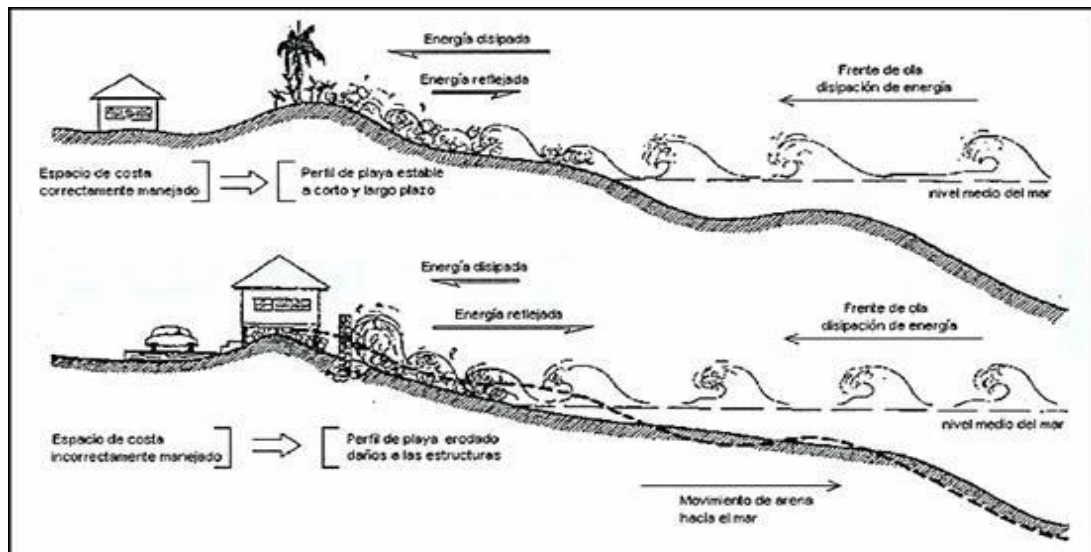


Figura 1. Esquema del efecto erosivo de las instalaciones ubicadas sobre la duna de la playa. García y Juanes, (1993).

Debe señalarse que las cuantiosas pérdidas económicas y las afectaciones a la imagen comercial de la playa que representó en los años 80 y 90 la continua destrucción de instalaciones turísticas bajo los efectos del oleaje de tormenta, (foto 1), también sirvieron para fundamentar lo conveniente que resulta para el propio proceso inversionista del turismo, mantener las instalaciones razonablemente alejadas de la costa y protegidas por la primera duna natural.



Foto 1. Instalaciones turísticas ubicadas sobre la duna en Punta Blanca, Varadero, dañadas por las olas generadas al paso del huracán Lili en septiembre de 1996.

Atendiendo al efecto erosivo de las instalaciones sobre la duna y la conveniencia de alejar las mismas del alcance de las olas de tormenta, se inicia en 1986 la aplicación en Varadero de un plan de

demoliciones que llega hasta nuestros días y ha permitido la recuperación de unos 2 km de la duna natural. Esta experiencia se ha extendido a otros polos turístico del país, destacándose en particular el programa de restauración de las dunas naturales que se ejecuta en la actualidad en Playas del Este, en la ciudad de La Habana.

Medidas para asegurar la protección de las playas frente a las nuevas inversiones del turismo.

Si bien se había avanzado significativamente en eliminar o minimizar los efectos erosivos antrópicos, resultaba esencial que en las nuevas inversiones del turismo se garantizara la correcta ubicación de las instalaciones hoteleras y de servicios.

En este sentido, los especialistas del instituto de Oceanología y la delegación provincial del Ministerio de Ciencia, Técnica y Medio Ambiente de Matanzas trabajaron estrechamente con los especialistas del Instituto de Planificación Física y su dirección provincial en la micro localización de los nuevos hoteles, llegándose al establecimiento, por primera vez en Cuba, de la línea límite de construcción mediante la cual se garantizaba la protección de la primera duna independientemente de su ancho y altura. El resultado del monitoreo de las variaciones estacionales y espaciales del perfil de playa había demostrado como en el caso de Varadero la primera duna funciona como una reserva natural de arena para la alimentación de la playa en momentos de eventos erosivos extremos, por lo que su conservación, incluida su vegetación, era imprescindible para la protección de la playa. La experiencia alcanzada con el establecimiento de la línea límite de construcción en Varadero se convirtió en un antecedente fundamental de la definición del límite hacia tierra de la zona costera establecido en el decreto ley 212. Gestión de la Zona Costera, vigente en el país desde el año 2000, (fig.2).

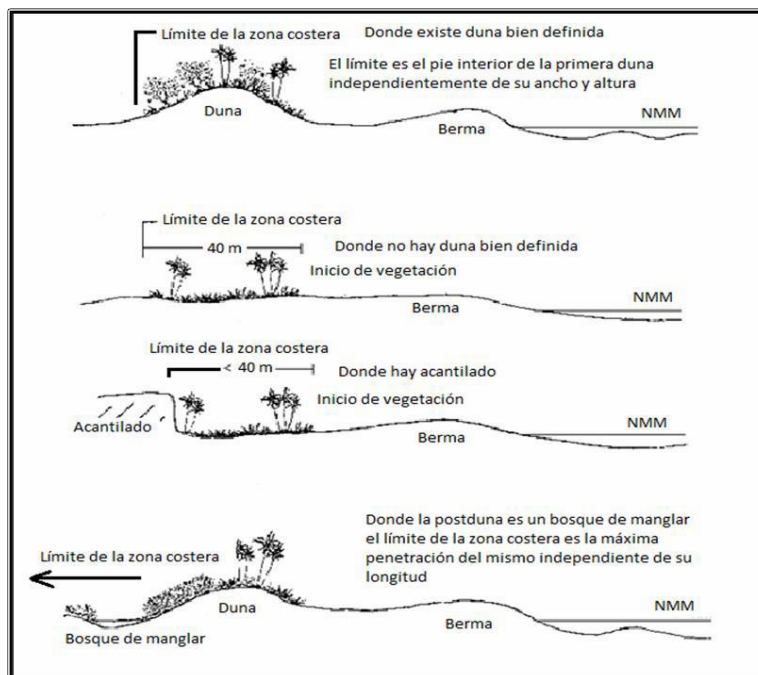


Figura 2. Esquema de la definición del límite de zona costera para el tipo de costa "Playa" en el Decreto Ley 212. Gestión de la Zona Costera. 2000.

Como puede apreciarse en la fig. 2, el límite de la Zona Costera en el tipo de costa "Playa" está condicionado a las características morfológicas y la vegetación y no a criterios de distancias fijas con respecto al nivel del mar.

La intensión de proteger adecuadamente la Zona Costera queda expresada en el Capítulo III. Usos de la Zona Costera, Artículo 12 donde se recoge:

La utilización de la zona costera será libre, pública y gratuita para los usos comunes de acuerdo con su naturaleza, tales como pasear, permanecer, bañarse, pescar, navegar, varar y otros semejantes que no requieran obras e instalaciones de ningún tipo y que se realicen de conformidad con este Decreto Ley y demás legislación sobre la materia, excepto en las áreas destinadas o de interés de la defensa, la seguridad y el orden interior, instalaciones portuarias, áreas protegidas con categorías estrictas de manejo, instalaciones productivas y científicas y las señales marítimas.

Además, en el Artículo 15.1. se agrega: La Zona Costera permanecerá preferentemente desocupada, autorizándose solamente el desarrollo o la ejecución de actividades o instalaciones que por su propia naturaleza no admiten otra ubicación, tales como puertos, embarcaderos, astilleros, marinas, varaderos, termoelectricas, cultivos marinos, emisarios submarinos, parques submarinos, plataformas de perforación de petróleo, señales de ayuda a la navegación, salinas, obras de defensa, regeneración, mejora y conservación de dicha zona, actividades de forestación y reforestación y otras de similar naturaleza, siempre y cuando se haya cumplido con el proceso de evaluación de impacto ambiental.

La aplicación de estos artículos en el caso particular de las playas se realiza con bastante rigor y en las áreas turísticas quedan muy reducidas las autorizaciones a instalaciones desmontables ligeras para ofrecer los servicios propios de la actividad turística.

Con el objetivo de amortiguar los efectos de la actividad humana sobre la Zona Costera, en el Decreto Ley 212 también se define la Zona de Protección que en el caso de las playas tiene un ancho de 40 m medidos desde el pie de la duna hacia tierra. Al igual que en la Zona Costera, en la Zona de Protección se prohíben instalaciones con cimentación. Un ejemplo de la correcta aplicación del Decreto Ley 212 puede observarse en la foto 2, correspondiente al frente costero del hotel IberoStar en la playa de Varadero.



Foto 2. Acceso a la playa desde el hotel IberoStar Varadero. Nótese la conservación de la duna y la zona de protección de 40 m de ancho.

Si bien la aplicación de la prohibición de la extracción de arena, la demolición de construcciones encima de la duna y su posterior restauración incluyendo su vegetación, y la aplicación del Decreto Ley 212 en los nuevos desarrollos turísticos constituyeron acciones efectivas para eliminar o minimizar el efecto erosivo de acciones antrópicas, el carácter irreversible del proceso de erosión exigía la aplicación de

acciones ingenieras para la recuperación y el mantenimiento de las condiciones recreacionales y estéticas de la playa requeridas por la actividad turística.

Medidas ingenieras para la recuperación y mantenimiento de las playas cubanas.

La revisión de las experiencias internacionales en la aplicación de diferentes alternativas ingenieras para mitigar el proceso erosivo permitió comprender que, atendiendo a las causas de la erosión y las particularidades de los procesos dinámicos de la playa, la alimentación artificial de arena constituía la actuación más conveniente para la preservación de la playa de Varadero y en general para la preservación de las playas formadas por arenas biogénicas, (Juanes, 1996, García, 2005).

Los estudios geofísicos y sedimentológicos desarrollados por el Instituto Cubano de Hidrografía y el Instituto de Oceanología aportaron la información necesaria para la cuantificación y caracterización de las áreas de préstamo de arena, y la preparación de la evaluación ambiental requerida en este tipo de proyecto. Los registros del monitoreo de los perfiles de playa aseguraron la correcta cuantificación de los volúmenes de arena, y los estudios del clima marítimo sirvieron para decidir la forma y el momento apropiados para la ejecución de los trabajos. Aunque entre 1986 y 1992 se ejecutan varios vertimientos de arena en diferentes sectores de la playa de Varadero con el empleo de la draga III Congreso, perteneciente a la empresa de Obras Marítimas del Ministerio de la Construcción, es en 1998 que se realiza el mayor proyecto de alimentación artificial de arena en Cuba y en el Caribe. Con el empleo de su draga Alpha- B, la empresa holandesa Blankevort lleva a cabo en ese año el vertimiento de 1 087 000 m³ de arena a lo largo de unos 11 km de costa en sólo 9 semanas.



Fotos 3 y 4. Proyecto de Alimentación Artificial de Arena Varadero 1998. Dragas de succión en marcha Alpha- B de la empresa holandesa BLANEVOORT.

Los exitosos resultados alcanzados con la aplicación de la alimentación artificial de arena han servido para dejar establecida esta técnica como la más apropiada para el mantenimiento de las condiciones naturales de la playa de Varadero. Desde 1998 hasta el 2012 se efectuaron en diferentes sectores de Varadero 5 proyectos de mantenimiento, llegándose a la cifra total de 3 395 585 m³.



Fotos 5 y 6. Proyecto de Alimentación Artificial de Arena Varadero 2012. Draga de succión en marcha Dravo Costa Dorada de la empresa holandesa Van Oord.

Ya desde mediados de los años 90 otras importantes acciones de recuperación y protección de playas se han venido ejecutando en las provincias de Holguín, Camagüey y Ciego de Ávila con resultados igualmente satisfactorios.

Debe destacarse que desde el año 2008 el proceso inversionista de recuperación y mantenimiento de las playas cubanas es liderado por la oficina inversionista de recuperación de playas perteneciente a la empresa Gamma S. A. del Ministerio de Ciencia, Tecnología y Medio Ambiente, el cual tiene la misión de programar la preparación de los proyectos y el plan inversionista atendiendo a las necesidades del programa de desarrollo turístico del país.

Las experiencias cubanas en la preparación y ejecución de proyectos de restauración de playas se han extendido a otros países del Caribe sirviendo a los especialistas cubanos para entender el carácter generalizado de la erosión costera en la región y acumular evidencias de la influencia de la elevación del nivel del mar en la ocurrencia de este fenómeno.

LA ELEVACION DEL NIVEL DEL MAR COMO CAUSA DE EROSION.

Cambios en la estructura morfológica del litoral como posible prueba del efecto del cambio climático.

Las evaluaciones de los daños ocurridos en diferentes sectores costeros de Cuba y el Caribe al paso de algunos huracanes han permitido acumular imágenes fotográficas y reportes técnicos que sirven para documentar cambios morfológicos en la propia estructura del perfil de la costa que pueden interpretarse como evidencias del impacto de la elevación del nivel del mar provocado por el Cambio Climático.

Un ejemplo de esos cambios estructurales ha sido observado en la costa sur de Cayo Largo del Sur, en el Archipiélago de Los Canarreos, en la región suroccidental de Cuba.

Como se aprecia en la foto 7, antes de la ocurrencia del ciclón Lili en 1996, la playa presenta un ancho estimado de 20 m y se apoya sobre una duna fósil formada por arenisca oolítica con su cara exterior notablemente escarpada por el proceso de erosión al que está sometida en los últimos tiempos. Al pie del escarpe se observan bloques fragmentados que sirven de testigos del proceso de destrucción de la duna aun cuando están parcialmente cubiertos por la vegetación.

En la foto 8, puede notarse como después del paso del ciclón Lili la playa quedó muy erosionada y la cara exterior de la duna muestra la acumulación de bloques de arenisca oolítica desprendidos de la duna fósil por el impacto de las olas del ciclón Lili.



Foto 7, (izquierda). Perfil de la playa apoyada a la duna escarpada en la costa sur de Cayo Largo del Sur antes del paso del ciclón Lili en 1996. Foto 8, (derecha). Nótese como continuó destruyéndose la cara exterior de la duna fósil al paso del ciclón Lili.

Con el objetivo de evaluar las afectaciones del ciclón Iván en el año 2004, se repite la visita a Cayo Largo del Sur y puede observarse como en extensos sectores del frente de la duna fósil la destrucción de la cara exterior ha llevado el escarpe activo hasta la posición de la cima de la duna, (foto 8).



Foto 8. Perfil de la playa apoyada a la duna fósil de arenisca oolítica en la costa sur de Cayo Largo del Sur después del paso del ciclón Iván en el año 2004. Nótese como el escarpe activo alcanza la cima de la duna.

Resulta evidente que después de ser alcanzada la cima de la duna fósil por el escarpe activo, el proceso de destrucción de la duna se verá acelerado en las próximas décadas cuando incidan sobre ella los oleajes generados por los huracanes.

Si se tiene en cuenta que este rápido proceso de transformación de la estructura del perfil de la costa, en diferentes tipos de costas, ha sido observado en numerosos litorales del Caribe, es razonable pensar que en alguna medida sea una manifestación de la influencia de la elevación del nivel del mar asociada al Cambio climático.

Monitoreo de las variaciones morfológicas del perfil de playa para investigar el efecto del cambio climático en los procesos de erosión.

Con el objetivo de profundizar en este tema y como parte del Macroproyecto: “Escenarios de peligro y vulnerabilidad de la zona costera cubana, asociados al ascenso del nivel medio del mar para los años 2050 y 2100”, el instituto de Oceanología en colaboración con la empresa GEOCUBA Estudios Marinos, desarrollan desde 2009, nuevas investigaciones dirigidas a pronosticar la respuesta de las playas cubanas a los efectos de la elevación del nivel del mar.

Los resultados alcanzados hasta la fecha permiten afirmar que, de las 257 playas evaluadas en el país, el 86% presentan indicios de erosión y que en la mayoría de ellas no se identifican causas antrópicas directas.

Para monitorear la evolución de las variaciones morfológicas y sedimentológicas a largo plazo se estableció una red de estaciones en 35 playas alrededor del Archipiélago Cubano en lugares que en la mayoría de los casos conservan sus condiciones naturales. La ubicación de los puntos de referencia se hace mediante monumentos de hormigón ubicados preferentemente en la postduna, suficientemente alejados del mar para evitar que puedan ser dañados durante eventos erosivos extremos. Los puntos son georreferenciados mediante GPS o amarrados a la red geodésica nacional en el caso que sea posible. La nivelación se extiende en dirección al mar hasta la profundidad de 1.5 m y hacia tierra en varias decenas de metros dependiendo del tipo de costa y con el objetivo de poder registrar las variaciones más significativas que puedan producirse con la incidencia de un huracán.

Los resultados obtenidos hasta la fecha han puesto de manifiesto que, en el caso de las playas ubicadas en los cayos con una estructura genética de isla barrera, el proceso de erosión se caracteriza por el acarreo de la arena por encima de la duna hacia la laguna costera provocando en muchos casos la colmatación de la laguna y la muerte del manglar. Las fotos 9 y 10 correspondientes a la estación de monitoreo de Cayo Frágoso, al norte de Cuba, muestran un ejemplo de este proceso.



Foto 9 y 10. Evidencia del proceso de acarreo de arena hacia la laguna costera por el oleaje durante eventos erosivos extremos. Estación de monitoreo de la evolución del perfil de playa como repuesta a la elevación del nivel del mar en Cayo Frágoso, costa norte de Cuba.

Debe destacarse que, aunque este tipo de perfil correspondiente a barras arenosas con lagunas en la postduna se encuentra generalizado en las costas cubanas, también aparecen bien representados otros cuatro tipos de perfiles:

-Playa apoyada a terraza acantilada: Se presenta principalmente en la península de Guanahacabibes y en las costas acantiladas de las provincias de Cienfuegos, Sancti Spiritus, Granma, Santiago de Cuba y Guantánamo.

- Playa apoyada en duna fósil: Es esencialmente el tipo de costa de cayo Largo del Sur y varios cayos del Archipiélago de los Canarreos, aunque también existen en algunos sectores de costeros de la cayería Sabana-Camagüey.

- Playa con duna eólica activa: Es un perfil típico en Playas del Este en la Habana, aunque también caracteriza tramos costeros de Varadero y numerosas playas de los cayos.

- Playa frontal de terraza fluvial: Se forman en los bordes costeros de las terrazas fluviales de los ríos de las provincias orientales, aunque también pueden encontrarse en las provincias de Cienfuegos, Sancti Spiritus y Pinar del Río.

RECOMENDACIONES

El objetivo práctico final de estas investigaciones como base para la rehabilitación costera, consiste en tributar la información primaria que permite elaborar los modelos matemáticos para estimar la respuesta del perfil de playa en cada uno de los tipos de perfiles identificados, seleccionando adecuadamente las variables del modelo en cada caso y atendiendo a los diferentes escenarios previstos para la elevación del nivel del mar.

Contar con esta herramienta de modelación permitirá el diseño más adecuado de las defensas ingenieras que se apliquen en las próximas décadas para el mantenimiento y la protección de las playas del Caribe.

REFERENCIAS

- Bruun P. & Schwartz, M. L. (1985). Analytical predictions of beach profile change in response to a sea level rise. *Z. Geomorphology N. F.* 57, 33-80.
- Bruun P. (1988). The Bruun rule of shore erosion by sea-level rise: A discussion on large-scale two and three-dimensional usages. *Journal Coastal Research.* 4, 627-648.
- Dean R. G. & E. M. Maurmeyer (1983). Models for beach profile response. *Handbook of Coastal Processes and Erosion.* Chap. 7, 151-166.
- Dean R. G. (1987). Additional sediment transport input to the nearshore region. *Shore and Beach, Special Issue Dedicated to M. P. O'Brien.* 76-81.
- Decreto-Ley 212. (2000). Gestión de la Zona Costera, *Gaceta Oficial de la República de Cuba.* 1-14. *Gaceta Oficial No. 68, Ordinaria.* 14 de agosto de 2000. Accedido 25 de noviembre de 2017. <http://www.ipf.cu/es/content/decreto-ley-no-212>.
- Garcia, G. & J. L. Juanes, (1993). Beach erosion and mitigation: The case of Varadero beach, Cuba. *Conference. Workshop on Small Island Oceanography. UNESCO,* 25-34.
- García, C. (2005). Particularidades del Control de la Erosión en Playas Biogénicas. El Caso de la Playa de Varadero. Tesis doctoral. Tribunal de la Facultad de Geografía. Universidad de La Habana.

- Izquierdo, M. (2006). Estudio de la Dinámica Litoral en la Playa de Varadero, Cuba. Tesina de Maestría. Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos. Departamento de Ciencias t Técnicas. Universidad de Cantabria.
- Informe de Avance (2011). Actualización y evaluación de la evolución de las playas para los años 2050 y 2100. Proyecto 6. MACROPROYECTO: Escenarios de peligro y vulnerabilidad de la zona costera cubana, asociados al ascenso del nivel medio del mar para los años 2050 y 2100.1-32.
- Informe de Avance (2012). Actualización y evaluación de la evolución de las playas para los años 2050 y 2100. Proyecto 6. MACROPROYECTO. Escenarios de peligro y vulnerabilidad de la zona costera cubana, asociados al ascenso del nivel medio del mar para los años 2050 y 2100.1-38.
- Informe de Avance 2013. Actualización y evaluación de la evolución de las playas para los años 2050 y 2100. Proyecto 6. MACROPROYECTO: Escenarios de peligro y vulnerabilidad de la zona costera cubana, asociados al ascenso del nivel medio del mar para los años 2050 y 2100.1-33.
- Informe de Avance (2014). Actualización y evaluación de la evolución de las playas para los años 2050 y 2100. Proyecto 6. MACROPROYECTO: Escenarios de peligro y vulnerabilidad de la zona costera cubana, asociados al ascenso del nivel medio del mar para los años 2050 y 2100.1-35.
- Tristá, E. (2003). Evaluación de los Procesos de Erosión en las Playas Interiores de Cuba. Tesis doctoral. Tribunal de la Facultad de Geografía. Universidad de La Habana.
- Juanes, J.L. (1996). La Erosión en las Playas de Cuba. Alternativas para su Control. Tesis doctoral. Tribunal de la Facultad de Geografía. Universidad de La Habana.
- Juanes, J. L. Tristá, E. Izquierdo, M. Caballero, V. Cabrera y A. Zuñiga, A. (2003). Diagnóstico de los Procesos de Erosión en las Playas Arenosas del Caribe. UNEP/ROLAC. GPA. Proyecto: Alteración Física y Destrucción de Hábitats. 1-57.
- Ramírez, E. (1988). Caracterización Geomorfológica del Litoral N (Habana-Matanzas). Tesis doctoral. Facultad de Geografía. Universidad de La Habana.
- Terich, A. & M. Schwartz, (1993). The effects of seawalls upon beaches. Canadian Coastal Conference, 12-18.
- Zenkovich, V. P. & A. S. Ionin, (1969). Breve resumen de las investigaciones de la estructura y dinámica de la zona litoral de la Isla de Cuba. Serie Oceanológica. (8), 1-24.



DISMINUCIÓN DE PRESIONES POR INVASIONES BIOLÓGICAS

Las bioinvasiones contribuyen de forma considerable a la pérdida de biodiversidad y de los servicios de los ecosistemas siendo las zonas costeras particularmente vulnerables a su impacto debido a la elevada incidencia que las actividades humanas tienen como potenciales vectores de introducción.

LAS INVASIONES MARINAS: UN IMPORTANTE ELEMENTO DE CAMBIO GLOBAL

Celia Olabarria y Elsa Vázquez

Departamento de Ecología e Biología Animal, Facultad de Ciencias Experimentales, Universidade de Vigo, Campus Lagoas-Marcosende, Vigo, 36310, España.

Email: colabarria@uvigo.es

INTRODUCCIÓN

Aunque las invasiones pueden resultar de la dispersión natural (Vermeij 1991), la mayoría de ellas son causadas por el ser humano debido a una amplia variedad de actividades. Las invasiones biológicas constituyen una parte importante del llamado -cambio global- que sufre nuestro planeta, contribuyendo de forma considerable a la pérdida de biodiversidad y de los servicios de los ecosistemas (Wonham y Carlton 2005). De hecho, el creciente reconocimiento de las especies invasoras como una cuestión del desarrollo ambiental sostenible se manifiesta de manera explícita en la Convención de las Naciones Unidas sobre Diversidad Biológica (CDB). El artículo 8 (h) del CDB insta a los países firmantes a “evitar que se introduzcan, a controlar o erradicar las especies exóticas que amenacen a los ecosistemas, los hábitats o las especies”. Esto fue ratificado en la Sexta Conferencia de las Partes en la reunión de La Haya en 2002 en la que se aboga explícitamente por la acción para prevenir y mitigar los impactos de las especies exóticas invasoras en la Decisión VI/ 23 (<https://www.cbd.int/decision/cop/?id=7197>).

En el siglo pasado la investigación científica sobre las invasiones biológicas se centró principalmente en ecosistemas terrestres, dulceacuícolas y en islas, con poca atención a los ambientes marinos (Carlton 2011). Sin embargo, las diferencias intrínsecas entre los organismos marinos y terrestres, y también entre los procesos estructurales y funcionales de ambos tipos de hábitats, hacen difícil la extrapolación de las conclusiones derivadas de los estudios en ecosistemas terrestres a los ecosistemas marinos (Gessner y col. 2004). Por ejemplo, los organismos marinos suponen una mayor diversidad filogenética con algunas formas de vida únicas como filtradores bentónicos con un estilo de vida sésil, pero con dispersión larvaria planctónica. Además, las barreras a la dispersión por lo general son más débiles y el flujo de energía y materia relativamente rápido dentro y entre los hábitats de los ecosistemas marinos (Giller 2004).

En la actualidad el transporte y la introducción intencional y accidental de especies marinas en nuevas regiones se percibe como una de las principales amenazas a la diversidad biológica y un problema global puesto que la introducción de especies no nativas se ha detectado en los océanos de todo el mundo (Reise et al. 1999, Robinson y col. 2005). De hecho, en las últimas décadas, la tasa de nuevas introducciones se ha incrementado de manera exponencial en relación con el aumento de las actividades humanas en el medio marino y el comercio global. Hoy en día, miles de especies se mueven alrededor de los océanos del mundo a través del transporte marítimo, la acuicultura y el comercio de especies ornamentales para acuarios, y algunas de estas especies son capaces de establecerse con éxito en las comunidades nativas receptoras (Carlton y Geller 1993).

Entre los ecosistemas marinos, las zonas costeras y los estuarios se consideran corredores naturales de dispersión ya que son particularmente vulnerables a las invasiones biológicas debido la incidencia de numerosos vectores de introducción y las actividades humanas en estas áreas (por ejemplo, transformación de los hábitats, el enriquecimiento de nutrientes, la producción de la acuicultura, el

comercio marítimo) (Ruiz et al. 1999). Aproximadamente unas 400 especies no nativas se han encontrado en las costas de los Estados Unidos, más de 70 en aguas costeras de Australia, y alrededor de 1400 en las costas de Europa, la mayoría de ellas en las últimas décadas (Katsanevakis y col. 2013).

EL PROCESO DE IVASIÓN

Las etapas de invasión incluyen el transporte, la colonización, el establecimiento, la dispersión local/regional, y un aumento en la abundancia, donde las características funcionales del invasor van a reaccionar e interactuar con las condiciones ambientales y con las especies existentes en el hábitat receptor. Para ello la especie tiene que pasar una serie de filtros abióticos y bióticos (Richardson y col. 2000). En función de los filtros que debe sobrepasar podemos definir estas fases (Figura 1). La **introducción** se refiere a la fase en que los propágulos sobrepasan una barrera geográfica (continental o intercontinental). Muchas especies introducidas sobreviven como **casuales**, pero no logran mantener poblaciones estables en el tiempo. La naturalización empieza cuando las barreras ambientales no evitan la supervivencia de la especie introducida y cuando dicha especie consigue una reproducción regular. Entonces podemos considerar que la especie está **naturalizada**. Algunos autores indican que al menos la especie tiene que haberse establecido en al menos una localidad por un período en 25 años para que se considere efectivamente naturalizada. En esta fase la población es suficientemente grande para que la aleatoriedad ambiental provoque su extinción. La **invasión**, es decir, la propagación en áreas distintas a los sitios de introducción requiere que la especie supere barreras de dispersión dentro de la nueva región, y que supere factores bióticos y abióticos del área en general. Muchas especies invadirán hábitats perturbados, y la invasión de hábitats prístinos supondrá nuevamente que la especie supere la resistencia planteada por una categoría diferente de factores.

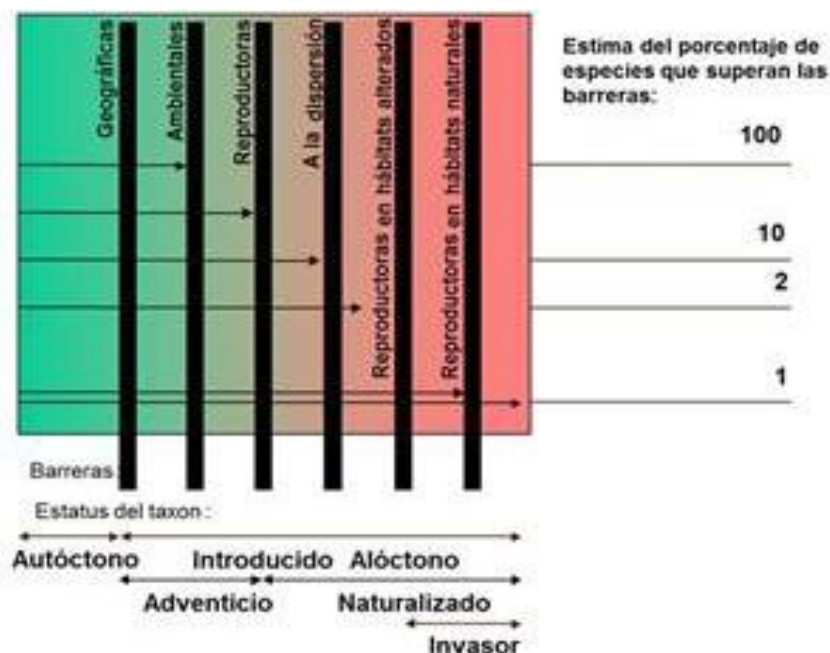


Figura 1. Una representación esquemática de las principales barreras que limitan la propagación de las especies introducidas (basado en Richardson y col. 2000).

PROCESOS DETERMINANTES DEL ÉXITO DE UNA ESPECIE INVASORA

Entre los factores que determinan el éxito de una invasión están las características específicas de la especie invasora, el número y la frecuencia de las introducciones (la presión de propágulos) y la susceptibilidad a la invasión de la comunidad nativa (Lonsdale 1999). Las especies invasoras, a menudo, tienen una mayor tasa de crecimiento y capacidad reproductora, una mayor plasticidad fenotípica, y una mayor facilidad para la hibridación.

Una de las primeras explicaciones que se barajó para explicar la relación entre una especie invasora y la comunidad nativa receptora fue la **-resistencia biótica-** (Elton 1958). Esta hipótesis sugirió que las comunidades receptoras más diversas serían más resistentes a la invasión. Como mecanismo que subyace a esta relación se ha propuesto que en las comunidades con altos niveles de diversidad se utilizan casi todos los recursos disponibles y, por lo tanto, no habrá ningún nicho ecológico libre en la comunidad de acogida para que el invasor se establezca. Sin embargo, los resultados contradictorios entre los estudios experimentales y observacionales a diferentes escalas espaciales han abierto el debate sobre el papel de la diversidad en la prevención de invasiones. En este sentido, la **-Teoría de recursos fluctuantes-** (Davis y col. 2000) sugiere que la susceptibilidad de una comunidad a la invasión cambia a medida que la cantidad de recursos no utilizados fluctúa, es decir, una comunidad se vuelve más susceptible a la invasión cada vez que la disponibilidad de recursos (la diferencia entre la oferta y la captación de recursos brutos de recursos) aumenta.

Independientemente de la relación entre la diversidad, la disponibilidad de recursos y la susceptibilidad de las comunidades a la invasión, las interacciones entre las especies tales como la depredación, el herbivorismo o la competencia son factores clave para limitar el éxito de las especies invasoras, además del contexto medio ambiental (Kimbrow y col. 2013). Pero no solo las interacciones negativas, sino también las interacciones positivas, tales como la facilitación, pueden ser claves en el proceso de invasión, especialmente en ambientes altamente estresados (Zarnetske y col. 2013). Dentro de las interacciones bióticas se ha prestado especial atención al papel de los enemigos naturales en el éxito de las invasiones. Así la **-hipótesis de la liberación del enemigo-** (Keane y Crawley 2002) establece que la ausencia de enemigos naturales de la especie introducida en su nuevo rango de distribución, debido a la falta de reconocimiento como presas por parte de los depredadores o por su sabor desagradable, favorece el aumento de su distribución y abundancia.

IMPACTOS DE LAS INVASIONES

A pesar de la relativamente alta frecuencia de las invasiones en los ecosistemas marinos, hay pocos estudios que hayan abordado el efecto en su funcionamiento. En general los efectos son dependientes del contexto, variando entre los hábitats y entre las diversas comunidades (Ricciardi y col. 2013). Además de los efectos negativos, también algunas especies invasoras pueden tener efectos positivos, aunque probablemente éstos hayan sido infra-estimados (Katsanevakis y col. 2014). Por ejemplo, en zonas marinas y costeras que han sido modificadas profundamente por el cambio climático y las actividades humanas, las especies introducidas invasoras podrían tener más posibilidades de persistir que las nativas, y así proveer con diferentes servicios ecosistémicos (Katsanevakis y col. 2014). A menudo las especies introducidas tienen un impacto neutro en el ecosistema receptor (Sax y Gaines 2003), aunque en algunas ocasiones los impactos son fuertes, pudiendo alterar el flujo de energía entre los grupos tróficos, las interacciones entre las especies, la productividad (Wikström y Hillebrand 2012), y otros aspectos de la estructura de la comunidad (Carlton 1996). En algunos casos las especies no nativas pueden desplazar a las especies nativas, especialmente cuando la especie introducida es resistente a plagas o enfermedades, que puede haber traído ella misma, u ocupar el mismo nicho ecológico que una especie nativa, pero con mayor eficacia.

De especial interés es el caso de las especies no nativas que funcionan como **ingenieros de ecosistemas** (es decir, especies que modifican las condiciones físicas y/o ambientales de un hábitat, según Jones y col. 1994), ya que pueden afectar notablemente a la estructura y el funcionamiento del ecosistema (Sax y col. 2007). En ciertos casos, las especies introducidas que funcionan como ingenieras pueden crear nuevos hábitats con un papel clave en el funcionamiento del ecosistema, papel que de otra forma se podría perder en ecosistemas degradados donde las especies nativas no son capaces de persistir (Katsanevakis y col. 2014). Otra de las consecuencias más preocupantes, aunque no solo derivada de las invasiones, es la homogenización biótica (Olden y col. 2004). Debido al hecho de que los diferentes organismos desempeñan un papel único en el funcionamiento de los ecosistemas, la modificación de la estructura de las comunidades (es decir, el cambio en el número y la especie) puede tener efectos importantes en su funcionamiento (Byrnes y col. 2007).

Otro tipo de efecto es la **hibridación y la contaminación genética** cuando ciertas especies no nativas que llegan a naturalizarse pueden intercambiar material genético con especies nativas, pudiendo amenazar la persistencia de estas últimas. Esto es particularmente destacable en el caso de algunas especies endémicas o relictas. Este tipo de procesos genéticos ha sido bien descrito en *Spartina densiflora* Brongn, 1829 (Ayres y col. 2008), una planta invasora de marismas que ha desplazado por alteración genética y/o hibridación a especies autóctonas del mismo género en diversas zonas de Estados Unidos e Inglaterra.

Sin embargo, no solo podemos hablar de impactos ecológicos, sino también de impactos económicos derivados de la pérdida de los servicios ecosistémicos, de los problemas relacionados con la salud humana, o de las pérdidas económicas asociadas con efectos en infraestructuras productivas o en turismo, por ejemplo. Se estima que las **pérdidas económicas** asociadas a las invasiones biológicas **suponen el 5% de la economía mundial** (Pimentel 2011).

LAS INVASIONES EN EL CONTEXTO DE CAMBIO CLIMÁTICO

Junto con el cambio climático, las invasiones biológicas son un componente importante del cambio global en los ecosistemas costeros (Hoegh-Guldberg y Bruno 2010). Además de sus efectos directos, el cambio climático y las invasiones biológicas pueden interactuar de diversas maneras, tanto directa como indirectamente (Crain y col. 2008) y, por ello, la investigación ecológica debería tener como objetivo prioritario determinar sus efectos interactivos.

El cambio climático puede modificar la distribución de las especies y la disponibilidad de los recursos, induciendo las invasiones biológicas (Occhipinti-Ambrogi 2007). El cambio también puede afectar a las especies no nativas mediante la alteración de las comunidades nativas y las condiciones ambientales del hábitat invadido (Thomsen y col. 2011). Un calentamiento de las aguas puede promover la colonización y la propagación de especies no nativas (Stachowicz y col. 2002), requiriéndose así una menor presión de propágulos para una efectiva invasión. Los resultados de un reciente metaanálisis llevado a cabo por Sorte y colaboradores (2013) concluyen que las especies no nativas tendrían una ventaja inicial respecto a las especies nativas a los cambios climáticos moderados. También ante un incremento en la frecuencia e intensidad de fenómenos extremos, tales como las olas de calor, las especies invasoras podrían tener ventaja respecto a las especies nativas. Por ejemplo, en un estudio reciente, basado en un trabajo experimental en mesocosmos, se encontró que la especie de bivalvo invasor, el mejillón *Xenostrobus eysenhardti* (Lamarck, 1819) que ha colonizado las Rías Baixas (NO España), es más resistente a una ola de calor que la especie de interés comercial *Mytilus galloprovincialis* Lamarck, 1819. No obstante, también se constató que la presencia de la especie invasora mejora la respuesta fisiológica de *M. galloprovincialis* bajo condiciones de estrés térmico (Olabarria y col. 2016), por lo tanto, un efecto positivo de la especie invasora sobre la nativa.

La reducción en el pH que acompaña al incremento de la temperatura del agua también puede tener profundas implicaciones para los procesos fisiológicos en muchos organismos marinos (por ejemplo, la reducción del metabolismo de proteínas, Pörtner y col. 2005). Estos cambios en la fisiología pueden afectar de manera desproporcionada a los diversos organismos, con efectos más negativos en las especies nativas que en las no nativas (Gestoso y col. 2016).

No sólo el cambio climático, sino también otras presiones antropogénicas como son la sobrepesca, la eutrofización, la pérdida de hábitat, la contaminación o están afectando a los diversos ecosistemas marinos. En tales escenarios, las especies no nativas pueden tomar ventaja. Por ejemplo, en la laguna de Venecia, las temperaturas más cálidas en combinación con los altos niveles de contaminación orgánica e inorgánica han facilitado la introducción y establecimiento de diversas algas invasoras, que han llegado a ser dominantes (Occhipinti- Ambrogi y Savini 2003).

CASOS DE ESTUDIO EN EL CARIBE

Aunque los mecanismos de transferencia de las especies son los mismos en las latitudes templadas y las tropicales, hay un mayor conocimiento de los patrones y los procesos de las invasiones en las latitudes templadas. Esta disparidad puede ser el resultado del escaso número de investigaciones sobre invasiones en las zonas tropicales en comparación a las regiones templadas. Es posible que la dispersión de especies hacia el trópico haya sido limitada como consecuencia del nivel relativamente bajo de las actividades humanas (y, por lo tanto, las oportunidades para transferencia de especies) que han estado presentes históricamente (Torchin y Ruiz 2014). Por otra parte, los trópicos pueden ser menos susceptibles a las invasiones que las regiones templadas porque ofrecen una mayor resistencia biótica (ver Sax 2001).

Aunque los ecosistemas del Caribe se han visto amenazados por las bioinvasiones de manera similar que el resto del mundo, solamente se han comenzado a ver como un problema para la biodiversidad de la región desde comienzos de este siglo XXI. A pesar de esta amenaza falta mucha información y la que existe, en algunos casos, carece de rigor (rev. en Pauchard y col. 2011), debido en parte a la grave situación económica de muchos países de la zona.

En la región caribeña y el Golfo de México se conocen unas 127 especies invasoras de las cuales 64 se consideran perjudiciales, y 28 de ellas con alto potencial invasor (Tabla 1) (Molnar y col. 2008, Mendoza y col. 2014).

Tabla 1. Lista del número de especies invasoras para la Región del Caribe incluyendo el Golfo de México (fuente de datos Molnar y col. 2008).

	Número de especies invasoras	Número de especies invasoras dañinas
Bermudas	5	1
Bahamas	5	1
Caribe Este	10	5
Grandes Antillas	14	6
Caribe Sur	16	9
Caribe Suroeste	12	8
Caribe Oeste	9	5
Golfo de México	11	6
Florida	45	23
TOTAL	127	64

En esta revisión nos centraremos en 6 casos de estudio, especialmente importantes para la zona del Caribe, con diferentes implicaciones tanto ecológicas como socioeconómicas.

La medusa *Phyllorhiza punctata*

A pesar de que esta medusa originaria de Australia y del Sudeste Asiático tiene una bien documentada historia de invasiones en mares tropicales y subtropicales, se desconoce el mecanismo por el cual ocurrió la llegada al golfo (Bolton y Graham 2004). La hipótesis actual más plausible es que esta especie fue introducida en el Atlántico desde el Océano Pacífico a través del Canal de Panamá hace alrededor de 45 años, y varios informes indican que una población críptica pudo haber existido en el norte del Golfo desde 1993. Sin embargo, es desde el verano del año 2000 cuando se han registrado llegadas masivas de la medusa al norte del Golfo de México.

Es posible que esta población críptica ya establecida, facilitada por condiciones oceanográficas periódicas entre las regiones o por transporte de escifistomas (fase polipoide después de la metamorfosis de la larva plánula) bentónicos en los cascos de los barcos, pueda dar lugar de forma periódica a las proliferaciones masivas. Esta especie supone una amenaza para las pesquerías de camarón y cangrejo del Golfo de México, puesto que podría alimentarse de los huevos y larvas de peces, cangrejos y camarones, con repercusiones económicas importantes. Aunque el efecto sobre huevos y larvas está todavía por determinar (Martin 2000), el mayor impacto es la obstrucción de las redes de pesca de camarón, lo que causa pérdidas de millones de dólares anuales. También podría tener un efecto indirecto sobre la producción de zooplancton a través de cambios en las propiedades físico-químicas de agua (Graham y col. 2003).



Foto 1. Ejemplar de *Phyllorhiza punctata* von Lendenfeld 1884, conocida como medusa de puntos blancos. (Tomada de <https://www.google.com.mx>).

El coral sol *Tubastrea coccinea*

Este coral escleractinio, originario del Pacífico, está ampliamente distribuido por las regiones tropicales de los océanos Pacífico y Atlántico (recopilado en Precht y col. 2014). En el Caribe se encuentra ampliamente distribuido incluyendo el Golfo de México, Florida y Bahamas sobre todo formando parte de la comunidad de *fouling* encontrándose en puertos, plataformas de gas, cascos de embarcaciones, boyas, arrecifes artificiales entre los 0,3 y los 37 m de profundidad (Cairns 2000). Las citas de esta especie fuera de estos sustratos artificiales tanto en arrecifes como en otros sustratos naturales son escasas (Fenner 2001). De todas formas, la colonización de sustratos naturales puede producirse tal y como ya ocurrió en el santuario marino de Flower Garden Banks, en las costas de Louisiana, dónde se documentó *T. coccinea* en 2002 (Sammarco y col. 2004), aunque no se espera que se expanda debido a la alta cobertura coralina (Aronson y col. 2005).

Sin embargo, en zonas con baja cobertura coralina podría establecerse y colonizar los arrecifes tal y como pasó en Geyer Bank desde 2004 se han estado sacando colonias del coral invasor y dónde ha incrementado su abundancia en más de un orden de magnitud en menos de 5 años (Precht y col. 2014). Un estudio reciente muestra como esta especie produce sustancias químicas que sirven de defensa ante peces depredadores o que inhiben el asentamiento de competidores potenciales, algas o invertebrados (Lages y col. 2010). En Brasil se ha visto que esta especie puede provocar la deformación y necrosis de especies de coral formadoras de arrecifes (Ptecht y col. 2014).

Una vez establecido en la zona a la que llega, fundamentalmente pegado en el casco de los barcos o plataformas petrolíferas (Cairns 2000), tiene una gran capacidad invasora ya que es capaz tanto de producir larvas planctónicas con alta capacidad de dispersión como reproducirse asexualmente. Además, probablemente el calentamiento del mar en la región haya facilitado su expansión hacia el norte (Precht y col. 2014). El descenso del pH no afecta al crecimiento por lo que esta especie podría tener alguna ventaja sobre otros corales escleractinios frente a la acidificación oceánica (Margolin 2012). Por todo ello, ya hace más de 10 años que ha sido considerado como una importante amenaza para el ecosistema de la región (Fenner y Banks 2004).



Foto 2. Colonia de *Tubastrea coccinea* Lesson, 1829. (Tomada de <http://www.marinespecies.org/photogallery.php?p=search&AphiaID=291251>).

El mejillón verde *Perna viridis*

El mejillón verde asiático ha sido introducido en el Caribe, Norteamérica, Sudamérica y Japón a través de las aguas de lastre y de los cascos de los barcos. Fue citado por primera vez en Norteamérica en la Bahía de Tampa, Florida, en 1999 (Benson y col. 2001) y desde entonces ha colonizado muchas zonas del Caribe, provocando cambios en la estructura de la comunidad nativa (GISD 2016).

Su éxito como especie invasora se debe a que soporta un amplio rango de temperatura (11-32°C) y de salinidad (18-33 psu). Sin embargo, un estudio experimental reciente con organismos de Florida indica que esta especie podría estar limitada por la salinidad, lo que le conferiría a la ostra nativa *Crassostrea virginica* (Gmelin, 1791) una ventaja competitiva en zonas estuarinas, las cuales experimentan períodos agudos de baja salinidad (McFarland y col. 2013).

Se fija a cualquier tipo de sustrato duro tanto natural como artificial causando graves pérdidas por el coste de la limpieza en los puertos, boyas, cascos de las embarcaciones o tuberías. Ha colapsado tuberías de agua en complejos industriales y en los túneles de condensación de las plantas de energía en Florida. En las tuberías de los complejos industriales se elimina haciendo pasar agua con cloro por las instalaciones, agua a presión, o agua caliente, todos ellos métodos costosos y, algunos, perjudiciales para el medio ambiente. Del resto de los sustratos artificiales se elimina rascando manualmente o con chorros a presión también con elevados costes.

Es una especie comestible por lo que una medida para mitigar la invasión es su comercialización después de haber pasado por controles sanitarios ya que pueden acumular toxinas y metales pesados.



Foto 3. Ejemplares de *Perna viridis* (Linnaeus, 1758). (Tomada de http://www.sms.si.edu/irlspec/Perna_viridis.htm).

El pez león *Pterois volitans*

A pesar de los numerosos registros en el Mar Caribe y en el Golfo de México de peces ornamentales marinos no nativos, presumiblemente provenientes de acuarios, las invasiones generalizadas son raras (USGS-NAS <https://nas.er.usgs.gov/>). Sin embargo, uno de ellos, el pez león originario del Indo-Pacífico, está causando numerosos daños en los ecosistemas de la región y está considerado como una de las principales amenazas globales a la biodiversidad (Sutherland y col. 2010).

Los primeros ejemplares en el Atlántico americano fueron detectados en la costa de Carolina del Norte a comienzo de este siglo XXI (Whitfield y col. 2002) escapados de un acuario (Semmens y col. 2004). Su expansión fue rapidísima alcanzando Bahamas y Rhode Island (aunque estas últimas parece que no son poblaciones permanentes), todo el Caribe y Brasil en una década (Schofield 2010). Se han citado en todo tipo de hábitats desde muy someros hasta los 300 m de profundidad (Albins y Hixon 2013, Côté y col. 2013, Cure y col. 2014).

Varias características de la biología del pez león facilitan esta gran capacidad para convertirse en una especie invasora: presenta altas tasas de crecimiento (Pusack y col. 2016), soporta altas densidades de población (Green y Côté 2009, Dahl y Patterson 2014), es resistente a los parásitos (Sikkel y col. 2014), presenta variedad de hábitos alimenticios (rev. Hixon et al 2016) y una elevada capacidad de reproducción (Cure y col. 2014). Además, la ausencia de depredadores en los lugares invadidos debido a su potente veneno permite un rápido crecimiento de las poblaciones (Albins 2013).

Es un voraz y eficaz depredador de larvas y juveniles de peces nativos como meros o pargos (Green y col. 2012, Albins y Hixon 2013) y de los peces cirujano y loro que mantienen limpias de algas las superficies de los corales (rev. Hixon y col. 2016). También se alimenta de invertebrados cuando escasean los peces (Côté y col. 2013, Dahl y Patterson 2014). Un trabajo experimental realizado durante 5 semanas con parches artificiales de arrecife en Bahamas mostró que un ejemplar de esta especie puede reducir hasta en un 79% el reclutamiento de peces (Albins y Hixon 2008).

Lo más preocupante del paradigmático caso del pez león es que se cree que la fuente de la invasión fueron unas 10 hembras, lo que demuestra que con muy pocos individuos fundacionales puede producirse una gran catástrofe (Whitfield y col. 2002). Por eso es importantísimo establecer un sistema de alerta temprana para prevenir otra invasión.



Foto 4. Vista frontal de un ejemplar de *Pterois volitans* (Linnaeus, 1758). (Tomada de <http://www.icriforum.org/sites/default/files/Cuba.pdf>).

El pez doncella real *Neopomacentrus cyanomos*

Un ejemplo reciente es el del pez doncella real procedente del Indo-Pacífico tropical, muy común en todos los acuarios ornamentales y que fue encontrado en 2013 en los arrecifes del Golfo de México al sur de Veracruz (González-Gándara y de la Cruz-Francisco 2014) en elevado número lo que sugiere que ya existe una población estable y, probablemente con un alto potencial de expansión (Johnston y Akins 2016). Aunque no se sabe con precisión el vector de esta especie, se supone que larvas o los juveniles de esta especie podrían venir en el agua de lastre de barcos provenientes de la región del Indo-Pacífico (González-Gándara y de la Cruz-Francisco 2014). Sin embargo, Robertson y colaboradores (2016) indican que es poco probable que esta especie haya sido introducida por este vector, y apuntan a las plataformas petrolíferas como uno de los vectores potenciales de introducción. La alta tolerancia de esta especie a bajas salinidades y ambientes de alta turbidez le podría conferir una ventaja a la hora de colonizar los arrecifes de zonas someras próximos a la desembocadura de los ríos (González-Gándara y de la Cruz-Francisco 2014). Esta especie está reemplazando a la especie nativa *Chromis multilineata* (Guichenot, 1853) en los arrecifes de coral del sur de Veracruz.

Otros de los peces ornamentales marinos reportados en esta región son el pez cirujano amarillo, *Zebrafish* *flavescens* (Bennet, 1828), mero pantera o mero jorobado, *Cromileptes altivelis* (Valenciennes, 1828), y el mero moteado, *Cephalopholis argus* Schneider, 1801, aunque parece que no han establecido poblaciones reproductoras (USGS-NAS <https://nas.er.usgs.gov/>) (Semmens y col. 2004).



Foto 5. *Neopomacentrus cyanomos* (Bleeker, 1856). (Tomada de <http://fishbase.org/Summary/SpeciesSummary.php>).

La macroalga invasora *Caulerpa brachypus* f. *parvifolia*

Esta especie, citada previamente en el Pacífico oeste, ha invadido los arrecifes de coral en Florida donde se registró por primera vez en mayo de 2001, aunque posteriormente incrementó su abundancia y cobertura, con máximos en el año 2003. Además, está presente en diversas islas del Caribe como las Bahamas, Cuba, Puerto Rico etc. Su rápida expansión se debe a la propagación vegetativa a partir de la fragmentación y la dispersión vía la corriente de Florida (Lapointe y Bedford 2010). No se descarta, al igual que otras especies de *Caulerpa*, que presente reproducción sexual. Las especies del género *Caulerpa* no suelen ser abundantes en arrecifes de coral oligotróficos y se consideran indicadores de enriquecimiento de nutrientes de origen natural y/o antropogénico. De hecho, múltiples líneas de

evidencia apoyan la hipótesis de que las fuentes de nutrientes terrestres pueden ser un factor clave en la invasión de esta especie, junto con la ausencia de herbívoros específicos (Lapointe y Bedford 2010).

Los individuos de esta especie crecen mucho durante el invierno, y pueden desplazar a otros organismos de los arrecifes ocupando el espacio de otras algas con tasas de crecimiento menores e incluso de invertebrados sésiles, tales como esponjas y gorgonias (Lapointe y Bedford 2010).



Foto 6. *Caulerpa brachypus* f. *parvifolia* (Harvey) A.B. Cribb, 1958. (Tomada de <https://www.google.com.mx>)

El caso del sargazo, ¿una invasión?

En el Caribe los arribazones a pequeña escala de sargazos pelágicos, que crecen y se reproducen sin contacto con el fondo en mares oligotróficos del Atlántico Norte, fundamentalmente de la especie *Sargassum fluitans* y en menor medida de *Sargassum natans* (Linnaeus) Gaillon, 1828, son habituales en otoño y principios de invierno. Los arribazones son importantes desde un punto de vista ecológico ya que en ellas se establecen especies de pequeños crustáceos como anfípodos y copépodos que son el alimento principal de muchas larvas y juveniles de peces y otros crustáceos. También su degradación aporta nutrientes a las aguas costeras, y contribuyendo a los ciclos biogeoquímicos de las playas. Otra especie del género *Sargassum* es *S. muticum* (Yendo) Fensholt, 1955, invasora en muchos mares del mundo, pero ésta, a diferencia de las anteriores, crece enraizada en aguas someras soltándose durante las tormentas pudiendo llegar también como arribazones.

En junio de 2011 comenzó una llegada masiva de sargazo a las costas del Caribe, Golfo de México, África Occidental y Brasil en cantidades de las que no se tenía registro histórico (Gower y col. 2013, Schell y col. 2015). Este evento terminó en el verano de 2012 (Schell y col. 2015). Pero en Abril de 2014 comenzó otra llegada masiva de sargazo que persistió durante todo 2015 (MercoPress 2015) causando de nuevo importantísimas pérdidas económicas sobre todo para el sector turístico.

Todavía no está claro el origen de estos miles de toneladas de macroalgas. El Mar de los Sargazos es una vasta región delimitada por las corrientes del Giro Subtropical del Atlántico Norte (Smetacek y Zingon 2013) y tradicionalmente se ha considerado como la fuente del sargazo de arribazón en la región caribeña. También se han detectado por satélite masas de sargazo en el Golfo de México en 2005 (Gower y col. 2006) sugiriendo esta área como una zona de crecimiento. El aporte de nutrientes

necesarios para su crecimiento en esta zona provendría del Río Misisipi (Gower y King 2011) por lo que un incremento de éstos por descargas fluviales puede hacer que se incremente la biomasa (Lapointe 1995).

Sin embargo, Schell y colaboradores (2015) apuntan a que estas arribazones masivas provienen de la región de recirculación NorEcuatorial frente a las costas de Brasil como sugieren sus muestreos, además de observaciones de satélite de masas de sargazo (Gower y col. 2013) y modelos explicativos del origen de los arribazones (Johnson y col. 2013). El masivo crecimiento frente a las costas de Brasil del año 2011 podría deberse a los aportes del Amazonas, aunque la conexión permanece incierta (Gower y col. 2013).

El problema de los arribazones masivos de los sargazos no es solo las pérdidas económicas por la caída del turismo sino también ecológico. Puede ocurrir una modificación temporal de la línea de la costa ya que el oleaje ya no va a romper contra la playa, sino que la ola o bien rompe antes de llegar a la costa debido a las masas de sargazo que flotan frente a la playa o bien rompe contra la masa de sargazo de la playa eliminando arena justo en la franja infralitoral.



Foto 7. *Sargassum fluitans* (Børgesen) Børgesen, 1914. (Tomada de <http://sipse.com/novedades/sargazo-en-playadelcarmen-temporada-alta-semanasanta-195987.html>).

MEDIDAS DE CONTROL Y GESTIÓN DE LAS INVASIONES

Volviendo al esquema inicial de las fases del proceso de invasión, se pone de manifiesto que la lucha contra las invasiones se puede realizar en cada una de las etapas del proceso (Bax y col. 2001, Leung y col. 2008). La estrategia de prevención y las medidas de control se deberían fundamentar íntegramente sobre los principios orientadores del Convenio sobre Diversidad Biológica recogidos en la resolución COP-CBD VI/23 (CBD, 2002). Dos son los principios fundamentales, **el enfoque de precaución** (CBD Principio orientador 1) y **el enfoque jerárquico en tres etapas** (CBD Principio orientador 2). El primer principio indica que la falta de certidumbre científica acerca de las diversas consecuencias de una invasión no debería utilizarse como una razón para aplazar o para no adoptar medidas adecuadas de erradicación, contención y control. El segundo principio indica que para enfrentarse a las invasiones tenemos tres posibilidades de gestión:

1. Prevención
2. Detección temprana y erradicación inmediata
3. Minimización del impacto si la erradicación falla (contención y control).

Sin embargo, las distintas opciones de mitigación presentan inconvenientes:

1. Responden a una aproximación reactiva, ya que se ponen en marcha en una fase secundaria del proceso invasivo (fase post-colonización).
2. El período de latencia de una especie (intervalo de tiempo transcurrido entre la llegada de la especie y su proceso expansivo), así como el carácter críptico en algunos casos, o el bajo número de individuos introducidos, influyen en la capacidad de detección de una invasión.
3. Evaluar el impacto real y potencial de una invasión (posibles efectos en cascada) es una tarea difícil pero necesaria para elegir las medidas de gestión que se deben adoptar.
4. La erradicación, es efectiva en estadios tempranos ya que, una vez que una especie se ha establecido, es muy difícil llevarla a cabo y generalmente sólo en áreas relativamente limitadas. El control sólo minimiza el problema, no lo elimina, siendo además una opción que requiere un esfuerzo constante y continuado en el tiempo. Ambas opciones presentan además costes muy elevados.

Por el contrario, la prevención:

1. Responde a una aproximación proactiva en un estadio previo al proceso de colonización.
2. La prevención es la forma más eficiente y económica de enfrentarse al problema ya que, al evitar la entrada de la especie no nativa invasora, se eliminan desde un principio las potenciales consecuencias ecológicas, económicas y sanitarias derivadas de su presencia, así como los gastos relacionados con su manejo.
3. Los costes directos e indirectos asociados a un sistema de prevención son menos elevados en comparación con las pérdidas económicas infligidas como consecuencia de una invasión biológica.
4. La adopción de una estrategia de prevención dirigida a los mecanismos de transferencia (vectores) constituye el elemento clave para limitar la entrada tanto de especies *diana* como de todas aquellas *no dianas* asociadas al vector.

Debido a que la **prevención** es la clave para reducir la introducción y la propagación de las especies invasoras, la **primera prioridad** es tomar el mayor número de medidas posibles para reducir las invasiones a través de todas las rutas de entrada. Todas las posibles vías de entrada y vectores deberían poder ser inspeccionados. Debido a las dificultades existentes para elevar la tasa de control al 100 %, el esfuerzo debe dirigirse a optimizar los recursos mediante una estrategia de prevención que se fundamente en medidas directas e indirectas.

La elaboración de una buena **legislación** y la adhesión a diversos tratados y convenios internacionales es crucial para la prevención. En este sentido, algunos países toman medidas especialmente encaminadas a evitar la propagación de enfermedades o plagas que afecten a la agricultura, ganadería o a la salud humana. En el caso de las invasiones marinas, también existen diversos acuerdos internacionales. Un acuerdo de especial interés es la **-Convención Internacional para el Control y Manejo del Agua de Lastre y Sedimentos de los Buques -2004**. Después de más de 14 años de complejas negociaciones entre la Organización Marítima Internacional (OMI) los Estados miembros, la Convención Internacional para el Control y la Gestión del Agua de Lastre y los Sedimentos (Convenio BWM) fue adoptada por consenso en una Conferencia Diplomática celebrada en la sede de la OMI en Londres el 13 de febrero

de 2004. La regla D-3 del Convenio BWM requiere que los sistemas de gestión del agua de lastre utilizados para cumplir con la Convención deben ser aprobados por la Administración teniendo en cuenta las directrices para la aprobación de sistemas de gestión del agua de lastre (G8) (<http://www.imo.org/en/OurWork/Environment/BallastWaterManagement>).

Además, cada país, a través de una **adecuada regulación**, tiene que ejercer un **estricto control de la entrada** de todas las mercancías susceptibles de introducir especies no nativas, incrementando la vigilancia de dichas mercancías y formando a los agentes implicados en la vigilancia y control de este tipo de comercio. Por ejemplo, la importación de ostras procedentes del Mediterráneo provocó la expansión de la especie de mejillón invasor *X. securis*. Así, el establecimiento y la aplicación de medidas de control de fronteras y de **cuarentena** es la acción preventiva más importante que pueden tomar los países para evitar o limitar la introducción de especies invasoras. Por otro lado, la elaboración de **listas de especies** donde las especies se cataloguen en función de su potencial invasor puede ayudar a establecer estos controles. Estos listados deberían ir acompañados de una serie de medidas sancionadoras.

Otra acción directa clave es el **control y seguimiento de zonas susceptibles de invasión**. La realización de un análisis previo para establecer un mapa de puntos de entrada clasificados según un gradiente de riesgo dependiendo de la intensidad de tráfico de vectores, y sinergia con otros factores, y teniendo en cuenta la proveniencia de los mismos (zonas de mayor o menor riesgo). Un punto importante de control son las **zonas portuarias**, ya que, debido al tráfico marítimo intenso, se pueden convertir en zonas –susceptibles de invasión, prestando atención especial a las estructuras artificiales tales como los pantalanos, los rompeolas, las escolleras, etc., puesto que pueden funcionar como corredores de dispersión para las especies invasoras (Buller y col. 2008). Esta acción requerirá de una buena planificación y de personal previamente entrenado.

Dentro de las **medidas indirectas**, la herramienta clave es la **educación ambiental**. Numerosas disposiciones internacionales, comunitarias o estatales relativas a la biodiversidad, reconocen el valor de la educación ambiental como una herramienta de prevención imprescindible para dar a conocer a determinados sectores, o bien al público general, o a colectivos concretos, las causas, problemas y soluciones posibles para minimizar los riesgos derivados de las invasiones biológicas. **Charlas divulgativas** destinadas a colectivos concretos, tales como a estudiantes de secundaria y primaria, a diversos sectores productivos y al público en general son una buena herramienta de concienciación. Por ejemplo, en el sector pesquero y acuicultura es imprescindible que los destinatarios conozcan los riesgos del abuso del cultivo de especies que puedan afectar a las poblaciones autóctonas, el uso de sustancias *antifouling* contaminantes o la liberación al medio de especies que causen impacto en las cadenas tróficas. Se deberán dar a conocer las regulaciones que prohíben estas prácticas. Del mismo modo, es preciso fomentar la prevención de escapes de especies no nativas y favorecer prácticas como, por ejemplo, la acuicultura ecológica. Igualmente, es importante dar a conocer los códigos de buenas prácticas que existen en la actualidad en este sector. Por ejemplo, el Código Europeo de Buenas Prácticas para la Pesca Sostenible y Responsable, adoptado en septiembre de 2003, en cuanto a la acuicultura, detalla que se tratarán de evitar las interacciones negativas con el medioambiente, entre las que pueden incluirse las actividades con especies no nativas con potencial invasor.

Asimismo, la distribución de **folletos informativos** en agencias turísticas, zonas portuarias, etc., puede ayudar a mejorar la concienciación del público respecto a la temática de las especies invasoras. La distribución de **manuales de buenas prácticas** entre los turistas y los usuarios de embarcaciones deportivas y de pesca artesanal también es una medida que ha resultado ser efectiva. Por ejemplo, la edición de estos manuales con una descripción de las prácticas adecuadas para el manejo de las embarcaciones (limpieza de hélices, anclas, casco, etc.) en aguas invadidas por el mejillón cebra ha reducido la expansión de esta especie en el delta del Ebro (España). En centros turísticos también se pueden impartir cursos de formación básica y protocolos de actuación para que los turistas notifiquen la presencia de especies invasoras. Asimismo, el desarrollo de diversos tipos de **contenidos educativos**,

asequibles tanto para niños como para adultos (ej. Comics, cuadernos), son una herramienta fundamental para la concienciación de la sociedad sobre las especies invasoras. Un ejemplo de interés es el material didáctico desarrollado por investigadores brasileño sobre el coral sol (http://www.brbio.org.br/wp-content/uploads/2015/11/Gibi_PCS2015.pdf).

En el proceso de divulgación y educación es esencial la creación de **bases de datos**, actualizables y de libre consulta, sobre las especies exóticas invasoras y el intercambio de información junto con los foros de discusión, para facilitar la solución de los problemas derivados de las invasiones biológicas. Es importante, asimismo, fomentar en **el colectivo científico**, la participación en labores de difusión sobre los contenidos en que se esté investigando y la colaboración con otras entidades para implicar a la población en labores de investigación a través de programas de voluntariado o similares, que permitan a los participantes experimentar el trabajo que se realiza para combatir las invasiones biológicas. Los educadores medioambientales y formadores, deberían ser previamente informados y capacitados respecto al problema de las invasiones biológicas, para lograr a través suyo un mayor alcance de la difusión de los problemas que causan. Esto puede conseguirse mediante la celebración de **encuentros y talleres**.

Un protocolo de **detección temprana** permite que, inmediatamente después de aparecer una especie invasora, ésta sea detectada y se tomen las medidas para proceder a su control. Para una adecuada detección temprana es fundamental la vigilancia continua. Se necesitan métodos capaces de detectar especies a un bajo nivel de densidad para asegurar la efectividad de dicha herramienta de gestión. Además del seguimiento y monitoreo de puntos de alta susceptibilidad a la invasión, el uso de las **nuevas tecnologías** puede servir de ayuda. Impulsar la participación ciudadana en el uso de estas tecnologías puede ser una medida eficaz y muy económica. Por ejemplo, el desarrollo de **aplicaciones para móviles** que permiten al usuario, mediante fotos, identificar las especies invasoras y notificar del lugar exacto de avistamiento. En este momento de detección, deben existir mecanismos que permitan una actuación rápida y deben existir fondos y personal formado en las Administraciones.

La erradicación en fases tempranas puede realizarse de tres modos:

1. **Control físico**: incluye los métodos mecánicos de retirada como son el arranque de algas manualmente, o con mecanismos de succión manuales o dragas con mecanismos de succión que cubren superficies amplias. En algunos casos, se ha eliminado algas de superficies amplias cubriéndolas con plásticos negros de PVC o yute, ej. *Caulerpa taxifolia* (M. Vahl) C. Agardh, 1817 (Creese y col. 2004). En el caso de animales, se pueden capturar de los organismos con redes, nasas, etc.
2. **Control químico**: aunque existen tratamientos químicos capaces de matar a prácticamente cualquier ser vivo, la especificidad suele ser bastante baja. Numerosos productos pueden actuar sobre cierto tipo de organismos de un modo y sobre otros organismos de manera muy diferente, por lo que con frecuencia los efectos son difíciles de predecir. Uno de los éxitos más espectaculares fue el uso de cloro y sulfato de cobre para erradicar por completo el mejillón invasor *Mytilopsis sallei* (Récluz, 1849) de tres puertos deportivos en Darwin, en el norte de Australia (McEnnulty y col. 2001). Asimismo, el uso de -biobullets- partículas microscópicas en las que se encapsula cloruro de potasio, ha resultado efectivo en la eliminación del mejillón cebra *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771). El uso de estas micropartículas es un método efectivo ya que son filtradas e ingeridas por los mejillones fácilmente (Aldridge y col. 2006). En el caso de las macroalgas, se han utilizado diversos compuestos tóxicos (cobre, cloro, ácido acético, herbicidas comerciales, peróxido de hidrógeno, agentes anti-incrustantes, etc.). Un problema importante con los tratamientos químicos en el medio marino es que cualquier compuesto tóxico se diluye fácilmente y la concentración se reduce rápidamente, aumentando el tiempo de contacto requerido para la mortalidad completa. Por lo tanto, muchos intentos para eliminar macroalgas invasoras con productos químicos no han conseguido erradicarlas (Creese y col. 2004). También en Australia se

ha tratado de erradicar *C. taxifolia*, con notable éxito, utilizando el choque osmótico, bien añadiendo sal o agua dulce. Esta técnica se considera que tiene mínimos impactos negativos en el ecosistema.

3. Control biológico: El control biológico es considerado aquí en su sentido más amplio, incluyendo el uso de enemigos naturales (depredadores, parásitos), de sustancias de origen biológico o de la alteración de procesos biológicos. El uso de agentes biológicos debe someterse a rigurosos análisis de riesgos, ya que se trata, por lo general, de especies potencialmente invasoras. La dependencia depredador - presa o parasito-huésped debe ser muy específica. Además, las medidas para evitar que el agente biológico se extienda fuera del área de trabajo deben de ser estrictas, ya que la acción que es deseable en una zona, puede no serlo en otra. Se han propuesto diversos métodos de biocontrol, aunque ninguno exento de problemática. En el caso de la estrella de mar *Asterias amurensis* Linnaeus, 1758, nativa de Asia e invasora en aguas de Tasmania, se propuso como agente de control el ciliado *Orchitophrya stellarum* Cépède, 1907, puesto que afecta negativamente a la reproducción de los machos. Sin embargo, este ciliado no muestra alta especificidad por el hospedador, lo que podría causar la infección de otras especies de estrellas. En el caso de la planta invasora de marismas, *Spartina alterniflora* Loisel, se ha propuesto como biocontrol el insecto *Prokelisia marginata* (Van Duzee, 1897), cuya ecología, evolución y gestión se conoce relativamente bien (Secord 2003).

Como último recurso está la estrategia de **minimización o contención** del impacto. Una vez la especie está instalada en la nueva área los esfuerzos se dirigirán a reducir su impacto en las especies nativas y en el ecosistema. Las actividades de mitigación pueden no afectar directamente a la especie invasora, sino que se enfocan en los taxones nativos afectados que poseen un alto valor comercial o alto valor de conservación. Este enfoque puede aplicarse a varios niveles. Su forma más extrema implica la reubicación de especies en peligro a ecosistemas donde la especie invasora está ausente o ya erradicada. La mitigación puede ser una labor extensiva y costosa, y puede ser tratada como una medida intermedia que es tomada junto con la erradicación, contingencia y control. En algunos casos también se puede valorizar la especie invasora abriendo mercados para nuevos productos (alimento, cosméticos, farmacéuticos, combustibles, etc.).

MEDIDAS DE GESTIÓN EN LOS CASOS DEL PEZ LEÓN Y LA ARRIBAZÓN DE SARGAZO

Medidas públicas participativas como los torneos de pesca del **pez león**, 69 torneos en la región caribeña desde 2010 a 2015, (Barbour y col. 2011, Frazer y col. 2012, Morris 2012) han resultado bastante exitosas, aunque solo son efectivos cuando la población de peces león está bien establecida (Malpica-Cruz y col. 2016). También la participación de diversos clubs de buceo ha permitido que muchos buceadores, previamente entrenados en el uso de diversas técnicas (redes de vinilo, nylon, bolsas plásticas), hayan contribuido a la eliminación de un gran número de efectivos de esta especie. Estas medidas junto con la pesca artesanal y el sacrificio directo han conseguido reducir drásticamente las poblaciones, aunque no eliminarlo; hasta el momento es la única medida de gestión recomendada (Dahl y col. 2016). Otra medida que ha resultado ser efectiva en Belize es la introducción de este pez en el mercado como alimento de consumo humano (Chapman y col. 2016) pudiendo, además, aliviar la presión sobre otras pesquerías sobre-explotadas en la zona y potencialmente ofrecer una forma accesible de medio de vida alternativo para las flotas de pequeña escala existente. Asimismo, la impartición de talleres de formación a voluntarios con el objeto de explicar cómo recoger datos de calidad es esencial y clave en el proceso de seguimiento de esta especie (Morris 2012).

Respecto al arribazón de **sargazo** lo único que se puede hacer a corto plazo es eliminarlo de la playa, aunque el problema continúa por la dificultad que supone la colocación de esas toneladas de algas, muchas veces mezcladas con arena y con alto contenido en sal. Valorizar esas algas destinándolas a plantas de compostaje como se realiza en Galicia con el alga verde *Ulva* que se saca de los bancos

marisqueros, o a usos industriales sobre todo para la industria alimentaria y farmacéutica sería la mejor opción. A largo plazo, las medidas de gestión tienen que ser a escala global para evitar el aporte de nutrientes de origen antropogénico por los ríos si se demuestra que esta es la causa de la masiva proliferación.

REFERENCIAS

- Albins MA & Hixon MA (2008). Invasive Indo-Pacific lionfish (*Pterois volitans*) reduce recruitment of Atlantic coral-reef fishes. *Mar Ecol Prog Ser* 367: 233-238.
- Albins MA & Hixon MA (2013). Worst case scenario: potential long-term effects of invasive predatory lionfish (*Pterois volitans*) on Atlantic and Caribbean coral-reef communities. *Environ Biol Fish* 96 (10–11): 1151–1157.
- Aldridge DC, Elliott P & Moggridge GD. (2006). Microencapsulated BioBullets for the control of biofouling zebra mussels. *Environ. Sci. Technol* 40: 975–979.
- Aronson RB, Precht WF, Murdoch JTT, Robbart ML (2005). Long-term persistence of coral assemblages on the Flower Garden Banks, northwestern Gulf of Mexico: implications for science and management. *Gulf Mex Sci* 23: 84–94.
- Ayres DR, Grotkopp E, Zaremba K, Sloop CM, Blum MJ, Bailey JP & Anttila CK, Strong DR (2008). Hybridization between invasive *Spartina densiflora* (Poaceae) and native *S. foliosa* in San Francisco Bay, California, USA. *Am J Bot* 95: 713-719.
- Bax N, Carlton JT, Mathews-Amos A, Haedrich RL, Howarth FG, Purcell JE, Rieser A & Gray A (2001). The control of biological invasions in the world's oceans. *Conserv Biol* 15: 1234-1246.
- Benson AJ, Marelli DC, Frischer ME, Danforth JM & Williams JD (2001). Establishment of the green mussel, *Perna viridis* (Linnaeus 1758) (Mollusca: Mytilidae) on the West Coast of Florida. *J Shellfish Res* 20 (1): 21-29.
- Bolton TF & Graham WM (2004). Morphological variation among populations of an invasive jellyfish. *Mar Ecol Prog Ser* 278 (7): 125-139.
- Bulleri F, Bruno JF & Benedetti-Cecchi L (2008). Beyond competition: incorporating positive interactions between species to predict ecosystem invasibility. *PLoS Biology*, 6: e162.
- Byrnes JE, Reynolds PL & Stachowicz JJ (2007). Invasions and extinctions reshape coastal marine food webs. *Plos One* 2: e295.
- Cairns DS (2010). A revision of the shallow-water azooxanthellate Scleractinia of the western Atlantic. *Stud Nat Hist Caribb Reg* 75: 1–240.
- Carlton JT (1996). Marine bioinvasions: The alteration of marine ecosystems by non-indigenous species. *Oceanography* 9:36-43.
- Carlton JT (2011). The Inviolate Sea? Charles Elton and Biological Invasions in the World's Oceans. In: Richardson DM (ed) *Fifty Years of Invasion Ecology: The Legacy of Charles Elton*. Wiley-Blackwell, West Sussex, UK, pp 25-33.
- Carlton JT & Geller JB (1993). Ecological roulette: the global transport of nonindigenous marine organisms. *Science* 261: 78–82.

- Chapman J.K, Anderson LG, Gough CLA & Harris AR (2016). Working up an appetite for lionfish: A market-based approach to manage the invasion of *Pterois volitans* in Belize. *Mar Policy* 73 (1): 256-262.
- Côté IM, Green SJ, Morris JA Jr, Akins JL & Steinke D (2013). Diet richness of invasive Indo- Pacific lionfish revealed by DNA barcoding. *Mar Ecol Prog Ser* 472: 249–256.
- Crain CM, Kroeker K & Halpern BS (2008). Interactive and cumulative effects of multiple human stressors in marine systems. *Ecol Lett* 11: 1304–1315.
- Creese RG, Davis AR & Glasby TM (2004). Eradicating and Preventing the Spread of *Caulerpa taxifolia* in NSW.NSW Fisheries, Australia, Technical Report no 64, 124 pp.
- Cure K, McIlwain JL & Hixon MA (2014). Habitat plasticity in native Pacific red lionfish *Pterois volitans* facilitates successful invasion of the Atlantic. *Mar Ecol Prog Ser* 506: 243–253.
- Dahl KA & Patterson WF (2014). Habitat-specific density and diet of rapidly expanding invasive red lionfish, *Pterois volitans*, populations in the northern Gulf of Mexico. *PLOS ONE* 9: e105852.
- Dahl KA, Patterson WF & Snyder RA (2016). Experimental assessment of lionfish removals to mitigate reef fish community shifts on northern Gulf of Mexico artificial reefs. *Mar Ecol Prog Ser* 558: 207–221.
- Davis MA, Grime JP & Thompson K (2000). Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invasibility. *J Ecol* 88: 528-534.
- Elton CS (1958). *The ecology of invasions by animals and plants*. Methuen, London.
- Fenner D (2001). Biogeography of three Caribbean corals (Scleractinia) and a rapid range expansion of *Tubastraea coccinea* into the Gulf of Mexico. *Bull Mar Sci* 69: 1175–1189.
- Fenner D, Banks K (2004). Orange cup coral *Tubastraea coccinea* invades Florida and the Flower Garden Banks, Northwestern Gulf of Mexico. *Coral Reefs* 23: 505–507.
- Gessner MO, Inchausti P, Persson L, Raffaelli DG & Giller PS (2004). Biodiversity effects on ecosystem functioning: insights from aquatic systems. *Oikos* 104: 419–422.
- Gestoso I, Arenas F & Olabarria C (2016). Ecological interactions modulate responses of two intertidal mussel species to changes in temperature and pH. *J Exp Mar Biol Ecol* 474: 116-125.
- Giller PS, Hillebrand H, Berninger U-G, Gessner MO, Hawkins S, Inchausti P, Inglis C, Leslie H, Malmqvist B, Monaghan MT, Morin PJ, O'Mullan G (2004). Biodiversity effects on ecosystem functioning: emerging issues and their experimental test in aquatic environments. *Oikos* 104: 423–436.
- Global Invasive Species Database (2016). Species profile: *Perna viridis*. Downloaded from <http://www.iucngisd.org/gisd/speciesname/Perna+viridis> on 04-11-2016.
- González-Gándara C & de la Cruz-Francisco V (2014). Unusual record of the Indo-Pacific pomacentrid *Neopomacentrus cyanomos* (Bleeker, 1856) on coral reefs of the Gulf of Mexico. *BioInvasions Rec* 3(1): 49–52.
- Gower J, Hu C, Borstad G & King S (2006). Ocean color satellites show extensive lines of floating Sargassum in the Gulf of Mexico. *IEEE T Geosci Remote* 44: 3619–3625.
- Gower J, King S (2011). Distribution of floating Sargassum in the Gulf of Mexico and Atlantic Ocean mapped using MERIS. *Int J Remote Sens* 32: 1917–1929.

- Gower J, Young E & King S (2013). Satellite images suggest a new Sargassum source region in 2011. *Remote Sens Lett* 4 (8): 764-773.
- Graham WM, Martin DL, Felder DL, Asper VL & Perry HM (2003). Ecological and economic implications of a tropical jellyfish invader in the Gulf of Mexico. *Biol. Invasions* 5(1-2): 53-69.
- Green SJ & Côté IM (2009). Record densities of Indo-Pacific lionfish on Bahamian coral reefs *Coral Reefs* 28(1): 107.
- Green SJ, Akins JL, Maljković A, & Côté IM (2012). Invasive lionfish drive Atlantic coral reef fish declines. *PLoS One* 7(3): e32596.
- Hixon MA, Green SJ, Albins MA, Akins JL & Morris JAJr (2016). Lionfish: a major marine invasion. *Mar Ecol Prog Ser* 558: 161–165.
- Hoegh-Guldberg O & Bruno JF (2010). The impact of climate change on the world's marine ecosystems. *Science* 328: 1523-1528.
- Johnson D, Ko D, Franks J, Moreno P & Sánchez-Rubio G (2013). The Sargassum invasión of the eastern Caribbean and dynamics of the equatorial North Atlantic. *Proceedings of the 65th Annual Gulf and Caribbean Fisheries Institute Conference*, November 5–9, 2012. Gulf and Caribbean Fisheries Institute, Santa Marta, Columbia, pp 102-103.
- Johnston MW & Akins JL (2016). The non-native royal damselfish (*Neopomacentrus cyanomos*) in the southern Gulf of Mexico: An invasion risk? *Mar Biol* 163: 12.
- Jones CG, Lawton JH & Shachak M (1994). Organisms as ecosystem engineers. *Oikos* 69: 373-386.
- Katsanevakis S, Gatto F, Zenetos A & Cardoso AC (2013). How many marine aliens in Europe? *Manag Biol Invasions* 4: 37–42.
- Katsanevakis S, Wallentinus I, Zenetos A, Leppäkoski, E, Çinar ME, Öztürk B, Grabowski M, Golani M & Cardoso AC (2014). Impacts of invasive alien marine species on ecosystem services and biodiversity: a pan-European review. *Aquat Invasions* 9 (4): 391-423.
- Keane RM & Crawley MJ (2002). Exotic plant invasions and the enemy release hypothesis. *Trends Ecol Evol* 17: 164–170.
- Kimbrell DL, Cheng BS & Grosholz ED (2013). Biotic resistance in marine environments. *Ecol Lett* 16:821–833.
- Lages BG, Fleury BG, Pinto AC & Creed JC (2010). Chemical defenses against generalist fish predators and fouling organisms in two invasive ahermatypic corals in the genus *Tubastraea*. *Mar Ecol* 31: 473-482.
- Lapointe BE (1995). A comparison of nutrient-limited productivity in *Sargassum natans* from neritic vs. oceanic waters of the Western North Atlantic Ocean. *Limnol Oceanogr* 40(3): 625-633.
- Lapointe BE, Bedford BJ (2010) Ecology and nutrition of invasive *Caulerpa brachypus* f. *parvifolia* blooms on coral reefs off southeast Florida, U.S.A. *Harmful Algae* 9: 1-12.
- Leung KMY & Dudgeon D (2008). Ecological risk assessment and management of exotic organisms associated with aquaculture activities. En *Bondad-Reantaso JRA, Subasinghe RP (eds), Understanding and applying risk analysis in aquaculture*. FAO Fisheries Report no 519, Roma, FAO, pp. 67-100.
- Lonsdale WM (1999). Global patterns of plant invasions and the concept of invasibility. *Ecology* 80: 1522-1536.

- Malpica-Cruz L, Chaves LCT & Côté IM (2016). Managing marine invasive species through public participation: Lionfish derbis as a case study. *Mar Policy* 74(1): 158-164.
- Margolin CL (2012). Interactive effects of water flow and light levels with decreasing pH on the growth and survival of tropical cnidarians. Open access diss., paper 919. Univ. of Miami, Miami, FL. http://scholarlyrepository.miami.edu/oa_dissertations/919.
- Martin JD (2000). Alien jellyfish invade Gulf of Mexico, pose problem. *Feedstuffs* 72(46): 41.
- McEnnulty FR, Bax NJ, Schaffelke B, Campbell ML (2001) A review of rapid response options for the control of ABWMAC listed introduced marine pest species and related taxa in Australian waters. Centre for Research on Introduced Marine Pests (CRIMP). Technical Report No. 23. 101pp.
- McFarland K, Donaghy L & Volety AK (2013). Effect of acute salinity changes on hemolymph osmolality and clearance rate of the non-native mussel, *Perna viridis*, and the native oyster, *Crassostrea virginica*, in Southwest Florida. *Aquat Invasions* 8(3): 299-310.
- Mendoza, R., G. Born-Schmidt, I.J. March y P. Álvarez. (2014). Especies invasoras acuáticas y cambio climático. En Mendoza R, Koleff P (coords.), *Especies acuáticas invasoras en México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, pp. 469-495.
- Mercopress (2015). Sargassum Bloom are Ruining Caribbean Beaches and Tourism Season. <http://en.mercopress.com/2015/08/12/sargassum-bloom-are-ruining-caribbean-beaches-and-tourism-season>.
- Molnar JL, Gamboa RL, Revenga C & Spalding MD (2008). Assessing the global threat of invasive species to marine biodiversity. *Front Ecol Environ* 6: 485-492.
- Morris JA (2012) Invasive lionfish: A guide to control and management. Gulf and Caribbean Fisheries Institute Special Publication Series Number 1, Marathon, Florida, USA, 113 pp.
- Occhipinti-Ambrogi A (2007). Global change and marine communities: alien species and climate change. *Mar Pollut Bull* 55: 342-52.
- Occhipinti-Ambrogi A & Savini D (2003). Biological invasions as a component of global change in stressed ecosystems. *Mar Poll Bull* 46: 542-551.
- Olabarria C, Gestoso I, Lima FP, Vázquez E, Comeau L, Gomes F, Seabra R & Babarro JMF (2016). Response of two mytilids to a heatwave: the complex interplay of physiology, behaviour and ecological interactions. *PLOS ONE* 11: e0164330.
- Olden JD, Poff NL, Douglas MR, Douglas ME & Fausch KD (2004). Ecological and evolutionary consequences of biotic homogenization. *Trends Ecol Evol* 19: 18-24.
- Pauchard A, Quiroz C, García R, Anderson CB & Kalin Arroyo MT (2011). Capítulo V, Invasiones biológicas en América Latina y el Caribe: tendencias en investigación para la conservación. En Simonetti J, Dirzo R (coords.), *Conservación biológica: perspectivas desde América Latina*. Editorial Universitaria Santiago de Chile, pp. 79-94.
- Pimentel D (2011). Biological invasions: economic and environmental costs of alien plant, animal, and microbe species. CRC Press, 463 pp.
- Pörtner HO, Langenbuch M & Michaelidis B (2005). Synergistic effects of temperature extremes, hypoxia, and increases in CO₂ on marine animals: From earth history to global change. *J Geophys Res* 110: 1-15.

- Precht WF, Hickerson EL, Schmahl GP & Aronson RB (2014). The invasive coral *Tubastraea coccinea* (Lesson, 1829): implications for natural habitats in the Gulf of Mexico and the Florida Keys. *Gulf Mex Sc* (1–2): 55–59.
- Pusack TJ, Benkwitt CE, Cure K & Kindinger TL (2016). Invasive red lionfish (*Pterois volitans*) grow faster in the Atlantic Ocean than in their native Pacific Range. *Environ Biol Fish* 99: 571–579.
- Reise K, Gollasch S, Wolff W (1999) Introduced marine species of the North Sea coasts. *Helgol Mar Res* 52: 219–234.
- Ricciardi A, Hoopes M, Marchetti M & Lockwood J (2013). Progress toward understanding the ecological impacts of non-native species. *Ecol Monogr* 83: 263–282.
- Richardson DM, Pyšek P, Rejmanek M, Barbour MG, Panetta FD & West C J (2000). Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Divers Distrib* 6: 93–107.
- Robertson DR, Simoes N, Gutiérrez-Rodríguez C, Piñeiros VJ & Perez-España H (2016). An Indo-Pacific damselfish well established in the southern Gulf of Mexico: prospects for a wider, adverse invasion. *J Ocean Sci Found* 19: 1-17.
- Robinson TB, Griffiths CL, McQuaid C & Rius M (2005). Marine alien species of South Africa - status and impacts. *African J Mar Sci* 27: 297–306.
- Ruiz GM, Fofonoff P, Hines AH & Grosholz ED (1999). Non-indigenous species as stressors in estuarine and marine communities: Assessing invasion impacts and interactions. *Limnol Oceanogr* 44: 950–972.
- Sammarco PW, Atchison AD & Boland GS (2004). Expansion of coral communities within the northern Gulf of Mexico via offshore oil and gas platforms. *Mar Ecol Prog Ser* 280: 129–143.
- Sax DF (2001). Latitudinal gradients and geographic ranges of exotic species: implications for biogeography. *J Biogeogr* 28: 139–150.
- Sax DF & Gaines SD (2003). Species diversity: from global decreases to local increases. *Trends Ecol Evol* 18: 561-566.
- Sax DF, Stachowicz JJ, Brown JH, Bruno JF, Dawson MN, Gaines SD, Grosberg RK, Hastings A, Holt RD, Mayfield MM, O'Connor MI & Rice WR (2007). Ecological and evolutionary insights from species invasions. *Trends Ecol Evol* 22:465–471.
- Schell JM, Goodwin DS & Siuda ANS (2015). Recent Sargassum inundation events in the Caribbean: shipboard observations reveal dominance of a previously rare form. *Oceanography* 28(3): 8–10.
- Schofield PJ (2010). Update on geographic spread of invasive lionfishes (*Pterois volitans* [Linnaeus 1758] and *P. miles* [Bennett 1828]) in the Western North Atlantic Ocean, Caribbean Sea and Gulf of Mexico. *Aquat Invasions* 5 (Suppl 1): S117–S122.
- Secord D (2003). Biological control of marine invasive species: cautionary tales and land-based lessons. *Biol Invasions* 5: 117-131.
- Semmens BX, Buhle ER, Salomon AK & Pattengill-Semmens CV (2004). A hotspot of non-native marine fishes: evidence for the aquarium trade as an invasion pathway. *Mar Ecol Prog Ser* 266: 239–244.
- Sikkel PC, Tuttle LJ, Cure K, Coile AM & Hixon MA (2014). Low susceptibility of invasive red lionfish (*Pterois volitans*) to a generalist ectoparasite in both its introduced and native ranges. *PLOS ONE* 9: e95854.

- Smetacek V & Zingone A (2013) Green and golden seaweed tides on the rise. *Nature* 504: 84–88. Sorte CJB, Ibáñez I, Blumenthal DM, Molinari NA, Miller LK, Grosholz ED, Diez JM,
- D’Anotino CM, Olden JM, Jones SJ & Dukes JS (2013). Poised to prosper? A cross-system comparison of climate change effects on native and non-native species performance. *Ecol Lett* 16: 261–270.
- Stachowicz JJ, Terwin JR, Whitlatch RB & Osman RW (2002b). Linking climate change and biological invasions: Ocean warming facilitates nonindigenous species invasions. *Proc Natl Acad Sci* 99: 15497–15500.
- Sutherland WJ, Clout M, Côté IM, Daszak P, Depledge, MH, Fellman L, Fleishman E, Garthwaite R, Gibbons DW, de Lurio J, Impey AJ, Lickorish F, Lindemayer D, Madgwick J, Margerison C, Maynard T, Peck LS, Pretty J, Prior S, Redford KH, Sharlemann JPW, Spalding M & Watkinson AR (2010). A horizon scan of global conservation issues for 2010. *Trends Ecol Evol* 25: 1–7.
- Thomsen MS, Olden JD, Wernberg T, Griffin JN & Silliman BR (2011). A broad framework to organize and compare ecological invasion impacts. *Environ Res* 111: 899–908.
- Torchin MA, Ruiz G M. (2014). Las invasiones marinas a través del Pacífico oriental: una revisión desde los trópicos hasta los polos. En Low Pfeng AM, Peters Recagno EM (coords.), *Especies invasoras acuáticas: casos de estudio en ecosistemas de México*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México, pp.15-31.
- USGS NAS (2015). United States Geological Survey—nonindigenous aquatic species database (USGS NAS). <http://nas.er.usgs.gov>.
- Vermeij G J (1991). When Biotas Meet: Understanding Biotic Interchange. *Science* 253: 5024- 1099.
- Whitfield PE, Gardner T, Vives SP, Gilligan MR, Courtenay WR, Ray GC & Hare JA (2002). Biological invasion of the Indo-Pacific lionfish *Pterois volitans* along the Atlantic coast of North America. *Mar Ecol Prog Ser* 235: 289–297.
- Wikström S & Hillebrand H (2012). Invasion by mobile aquatic consumers enhances secondary production and increases top-down control of lower trophic levels. *Oecologia* 168: 175- 186.
- Wonham M & Carlton JT (2005). Cool-temperate marine invasions at local and regional scales: the northeast Pacific Ocean as a model system. *Biol Invasions* 7(3): 369–392.

LA PROBLEMÁTICA DEL SARGAZO EN EL CARIBE

Ana M. Suárez y Beatriz Martínez-Daranas

Centro de Investigaciones Marinas / Universidad de La Habana. Calle 16 No. 114, Miramar, Playa, La Habana, 11300, Cuba.

Emails: amisa@cim.uh.cu, beatriz@cim.uh.cu

INTRODUCCIÓN

En los últimos años se ha venido presentando, de forma esporádica e inesperada, grandes arribazones de macroalgas marinas, fundamentalmente del género *Sargassum* C. Agardh, en las costas del Mar Caribe. Estos arribazones han provocado grandes problemas de diversa índole en la zona costera de diversos países del Atlántico Occidental tropical y subtropical, fundamentalmente en las playas donde se realizan diversas actividades económicas como el turismo de sol y playa.

Existen numerosas incógnitas sobre el origen, la causa y cuál debe ser el manejo más adecuado de estas grandes acumulaciones de macroalgas en la zona costera. Dada la envergadura de este fenómeno y la importancia que tiene el Sargazo pelágico como ecosistema, esta problemática debe ser analizada cuidadosamente al planificar las diversas acciones que se requieran para alcanzar una adaptación al cambio climático basada en ecosistemas.

ORIGEN E IMPORTANCIA DEL SARGASSUM PELÁGICO

Cuando se habla de grandes cantidades de *Sargassum* pelágico en el Atlántico, siempre se piensa en el Mar de los Sargazos, por ocupar éstas grandes extensiones de masas flotantes (Fig. 1), con una biomasa estimada de entre cuatro y 11 millones de toneladas flotantes, extendidas en unos tres millones de kilómetros cuadrados (Gower & King, 2011). Las especies pelágicas que se encuentran en el Mar de los Sargazos y en las arribazones son, fundamentalmente *Sargassum fluitans* (Børgesen) Børgesen y *S. natans* (Linnaeus) Gaillon. Las especies de este género se caracterizan por tener aerocistos que favorecen su flotación y transporte por las corrientes marinas. Estas dos especies, se han encontrado siempre en forma pelágica y presentan grandes variaciones morfológicas.

El tipo de *S. fluitans* proviene precisamente del Mar de los Sargazos, y se ha registrado desde Bermudas y Virginia hasta el Golfo de México y Colombia en Sudamérica, pero también en aguas de países del Medio Oriente, al Sur de China y en islas del Pacífico (Guiry & Guiry,

2016).

La localidad del lectotipo de *S. natans* es probablemente Jamaica. Su distribución parece ser más amplia, pues se ha registrado en las costas del Atlántico Occidental, desde Massachusetts hasta Brasil; en el Atlántico Oriental ha sido encontrada desde Francia hasta el Golfo de Guinea, en Africa y en las islas Atlánticas; también en el medio Oriente, el Océano Índico y desde el sureste asiático hasta Australia y Nueva Zelanda (Guiry & Guiry, 2016).

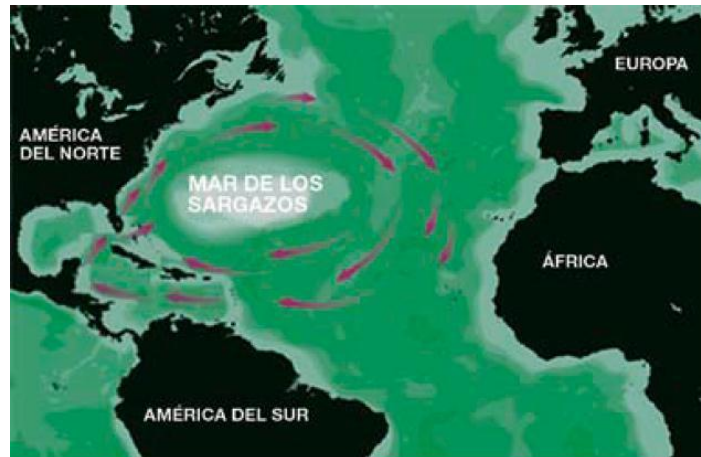


Figura 1. Masas flotantes de *Sargassum* pelágico (Dreckman & Senties, 2013).

El Mar de los Sargazos no es un mar propiamente dicho, ya que no está rodeado de tierra, sino que es una masa de agua encerrada en un lazo con circulación a favor de las manecillas del reloj (efecto Coriolis) y limitado por cuatro corrientes: la del Golfo, la del Atlántico Norte, la de Canarias y la Ecuatorial del Norte (Fig. 2); con vientos alisios, predominantes del noreste. Son múltiples los fenómenos oceanográficos y biológicos que influyen en este inmenso ecosistema (Ardrón et al., 2011). A pesar de estar en un medio oligotrófico, se sitúa entre las regiones más productivas del océano (Rho y Whitledge, 2007), por lo que juega un papel global importante en cuanto al secuestro de carbono y otros procesos ecológicos.

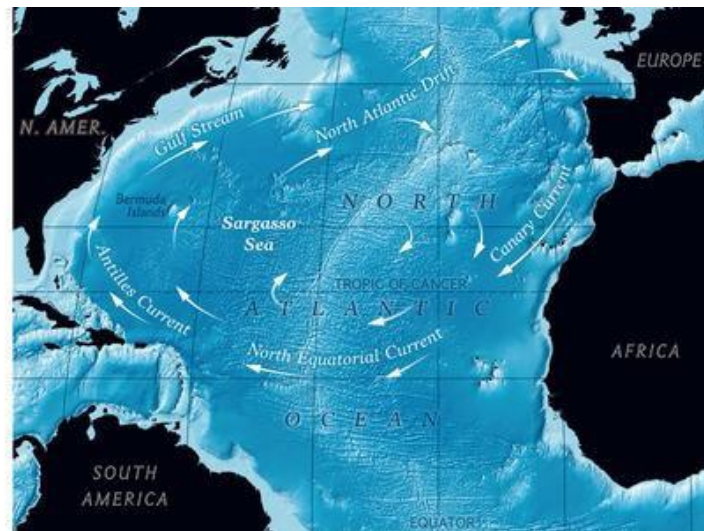


Figura 2. Localización del Mar de los Sargazos (Tomado de Montañez, 2014).

También el *Sargassum* pelágico es el hábitat natural de muchas especies; sirve de sitio de alimentación, refugio y desove (Fig. 3) a más de 145 especies de invertebrados y 120 especies de peces (Doyle & Franks, 2015). Es un ecosistema que provee múltiples bienes y servicios a los países del Atlántico (Pendleton et al., 2014).



Figura 3. Organismos asociados al *Sargassum* pelágico (Tomado de Montañez, 2014).

Uno de los organismos más conocidos de estos ecosistemas, por sus hábitos reproductivos son las anguilas, tanto las europeas como las de Norteamérica. Las hembras depositan sus huevos a 400-750 m de profundidad y sus larvas luego arrastradas por la corriente del Golfo; el viaje de retorno es más corto para las de América del Norte, pero las europeas demoran unos 18 meses para arribar a Europa (Fig. 4).

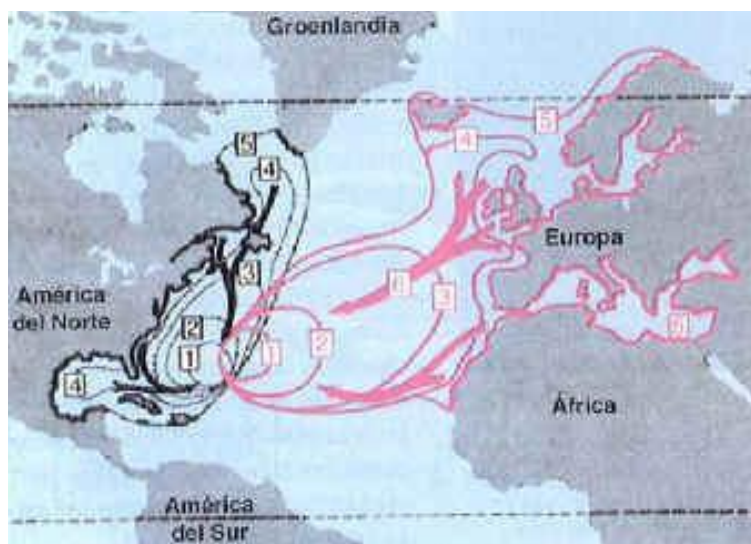


Figura 4. Migración de las anguilas (Cuevas, 2015).

De forma habitual, a las costas del Gran Caribe, siempre han arribado anualmente masas de algas de varias especies donde generalmente domina el género *Sargassum*, empujados por las corrientes locales por el sur, en verano y por el norte en invierno, como ocurre en Cuba.

Después de varios años de observación, se planteó que la masa de *Sargassum* que se encuentra en el Mar de los Sargazos se origina en el Golfo de México y durante muchos años ha sido considerada la fuente principal (Gower & King, 2011). Por otra parte, en los últimos años se han detectado a partir de sensores remotos, masas de *Sargassum* pelágico en una zona denominada Región de Recirculación Ecuatorial Norte (North Equatorial Recirculation Region or NERR) que queda aguas afuera de Brasil. En esta zona se han hallado grandes acumulaciones que pueden ser transportadas hacia el este y el oeste con las corrientes, hacia el Caribe oriental y hacia África, lo cual se ha comprobado a través de modelaje matemático (Franks et al., 2014; Gower et al., 2013; Johnson et al., 2012; Wang & Hu, 2016).

ANOMALÍAS OBSERVADAS

A partir del año 2011 comenzaron a producirse arribazones con altas biomásas en las costas de África y del Caribe. En las costas de África, en especial Ghana (Fig. 5) en febrero de 2011 y en Nigeria, de mayo de 2011 a agosto de 2012 se observaron tales arribazones, como no recuerdan anteriormente los pescadores de esos países. También en el Caribe se recuerda un evento semejante en el verano de 2011, que afectó la actividad turística y pesquera, por ejemplo, en Barbados (Fig. 6) y en St. Johns, Antigua en 2012 (Gower et al., 2013); los científicos consideraron que las tormentas de mayor intensidad debido al cambio climático, pudiera ser una de las causantes; otra pudiera ser el aumento de las temperaturas y de las tasas de crecimiento de diferentes especies marinas (Brown, 2015). Acumulaciones semejantes ocurrieron en Baserre, St. Kitts en abril de 2012.



Figura 5. Arribazones en Ghana en el 2011.



Figura 6. Barbados, Antillas Menores, 2 de agosto de 2011 (Gower et al, 2013).

En Cuba, los primeros arribazones inusuales, de varios metros de altura, ocurrieron en mayo de 2012 (Fig. 7), en la bahía de Cienfuegos (Moreira & Alfonso, 2013); las afectaciones principales fueron en el sector turístico y en el delfinario; otra afectación fue debido a la toxicidad provocada por sustancias urticantes de los invertebrados que habitaban las conglomeraciones de *Sargassum*. Ningún habitante de la zona recuerda otro evento semejante.



Figura 7. Inusuales arribazones en Cienfuegos, Cuba, en mayo de 2012. A. delfinario; B. en la bahía (Moreira & Alfonso, 2013).

Posteriormente, en la isla de San Andrés, Colombia, en septiembre de 2014, se dio la alarma por la inmensa masa flotando que arribaba a las playas (Fig. 8); aunque no habían sido identificadas las causas exactas, los arribazones coincidieron poco después del paso del huracán Edouard hacia las costas atlánticas de Estados Unidos y las corrientes derivadas de este evento atmosférico, aunque fue un fenómeno de corta duración (Gavio et al., 2015).



Figura 8. Arribazones en San Andrés, Colombia en septiembre de 2014 (Gavio et al., 2015).

Este fenómeno se repitió en noviembre de 2014 en Barbados y sigue aumentando la acumulación en las costas caribeñas hasta convertirse en un gran problema en el verano de 2015, lo que pudiera ser considerado un desastre natural de gran envergadura; por ejemplo, en Antigua- Barbuda, en julio de 2015, la muerte de una ballena piloto entre las masas de *Sargassum* (Fig. 9).



Figura 9. Antigua-Barbuda, julio 2015. Muerte de una ballena piloto en las masas de *Sargassum*.

Otros ejemplos se tienen de la República Dominicana, también en julio; pero después del paso del ciclón Erika, quedaron limpias las playas.

Las mayores acumulaciones ocurrieron en Quintana Roo, México. Según Dreckmann & Senties (2013), los arribazones presentes en este litoral son las más espectaculares en términos de diversidad y abundancia, destacándose las observadas en Cancún y Puerto Morelos que se mantienen durante todo el año, aunque disminuyen en febrero. Esto se atribuye al paso de ciclones y a la circulación costera de las corrientes superficiales paralela al litoral, con dirección norte todo el año. Las más abundantes fueron en el verano del 2015 con pérdidas millonarias, principalmente en las actividades turística y pesquera (Fig. 10).



Figura 10. Arribazones en Quintana Roo, México.

Por segunda vez en Cuba también son noticias los arribazones, esta vez en el Parque Nacional Guanacahabibes, en el extremo SW, en agosto de 2015 (Fig. 11).



Figura 11. Cuba, Parque Nacional de Guanacahabibes, 11 de agosto de 2015. Arriba playa del holandés y debajo playa Caleta del Piojo

CAUSAS POSIBLES DE LAS ARRIBAZONES INUSUALES

La problemática tiene tal envergadura que la Asamblea de Naciones Unidas relacionadas con el ambiente le dedicó una sesión en 2016. En esta se planteó que en la actualidad no están claras las condiciones exactas (químicas, físicas o biológicas) que motivan los florecimientos inusuales de algas en la región, cualesquiera que sean las especies. En ella se destacan dos hipótesis fundamentales sobre cuáles podrían ser las causas (Bamba et al., 2016):

1. Calentamiento y cambios en la temperatura del océano debido al cambio climático.
2. Incremento de nutrientes y contaminantes desde tierra firme (incluyendo fertilizantes nitrogenados y albañales) a través de los ríos Congo, Amazonas, Orinoco, Mississippi o de los polvos ricos en hierro provenientes de África NW.

Existen varias hipótesis para determinar las causas para el caso particular de los arribazones de *Sargassum*. Están relacionadas con las antes mencionadas y pudiera haber sinergia entre ellas.

En las últimas seis décadas, se han documentado cambios en las corrientes oceánicas debido al cambio climático. Habitualmente se presentan variaciones en las corrientes locales, mientras que las planetarias se mantienen constantes. El aumento en temperaturas que fortalecen las altas presiones en el Ártico, que a su vez aumentan la generación de los vientos helados hacia las latitudes bajas. Estas temperaturas elevadas aumentaron los índices de derretimiento del hielo en altas latitudes. Todo esto pudo haber contribuido a que se abriera el diapasón de los vientos alisios y con ello, la masa de *Sargassum* perdiera cohesión, debido a lo cual se desune y se desgarran (Dra. Cecilia Henríquez, UMDI-Sisal, comm. pers.)

Otra hipótesis plantea que los arribazones de *Sargassum* pudieran estar relacionadas con eventos interdecadales de sobre-elevación del nivel medio del mar, tal como se ha observado en la costa sureste

de Estados Unidos desde 2011 (Fig. 12). Dicha sobre-elevación se asemeja a otra que ocurrió en la segunda mitad de la década de los 40s. Estas sobre-elevaciones surgen de la “memoria” que imparten al océano Atlántico Norte dos fenómenos atmosféricos: 1) La teleconexión de El Niño y 2) la Oscilación del Atlántico Norte (NAO, por sus siglas en inglés). Para producir los aumentos del nivel medio del mar los 1940s y de 2011-2016, se requiere de una coincidencia de Niña (Niño negativo) y NAO positivo. La Niña tiende a imprimir memoria de aumentar el nivel del mar en toda la costa este de USA, mientras que NAO positivo (aumento de vientos del Oeste en las latitudes templadas) tiende a aumentar el nivel en el sureste estadounidense. Si esta hipótesis es correcta, los arribazones de sargazo debieran disminuir en el próximo par de años (Arnoldo Valle-Levinson, University of Florida, comm. pers.).

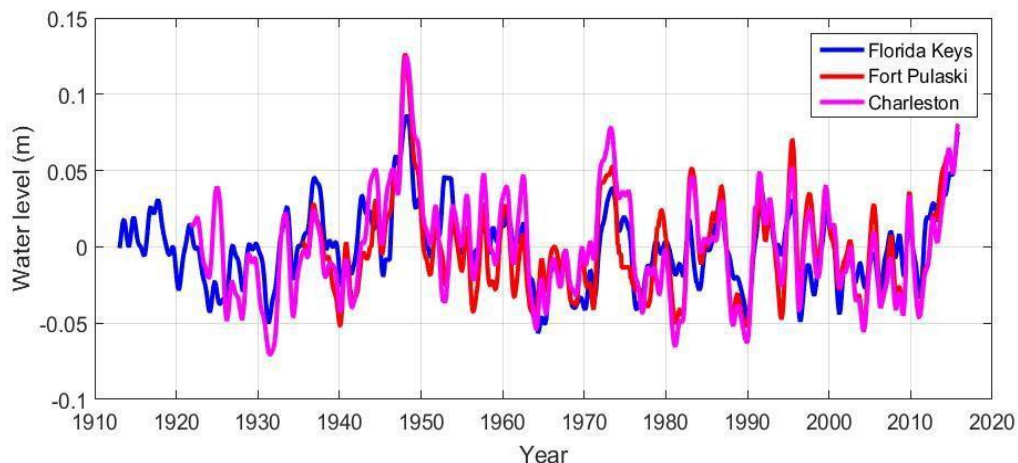


Figura 13. Variaciones interanuales del nivel medio del mar del 2011 al 2016 en tres estaciones al E de Florida. Cortesía de Arnoldo Valle-Levinson, University of Florida.

También se especula que los dispersantes empleados tras el vertido de crudo de la plataforma Deep Water Horizon en el Golfo de México en 2010 pueden haber contribuido con más nutrientes. Esto pudiera haber generado un aumento de biomasa de *Sargassum* en el golfo, que un año más tarde llegara al Mar de los Sargazos y penetrara, por acción de los vientos, en el Caribe.

IMPACTOS NEGATIVOS DE LAS ARRIBAZONES

Los recientes reportes de las invasiones inusualmente grandes de *Sargassum* en el Caribe provocan impactos que afectan tanto a los recursos acuáticos como a las costas y las actividades socio-económicas que se realizan en ellas.

Desde el punto de vista ecológico no existen estudios que profundicen en este fenómeno. Se ha observado mortalidad en peces, tortugas y mamíferos marinos. La acumulación y muerte de grandes cantidades de macroalgas en la costa provoca un aumento de la demanda química y bioquímica de oxígeno, anoxia y se generan gases tóxicos, como el sulfuro de hidrógeno y el metano que son dañinos a la salud humana y de otros organismos. Esto altera la calidad de la arena y afecta los organismos que habitan estos ecosistemas costeros como las playas y manglares. Se ha documentado también la afectación de los nidos de tortugas y de los neonatos que no logran llegar al agua. En los arrecifes coralinos puede haber obstrucción de luz y aporte de materia orgánica. Esto puede favorecer a más largo plazo, el crecimiento de las macroalgas y cianobacterias, lo cual puede provocar un cambio de fase en estos ecosistemas.

Desde el punto de vista socio-económico los depósitos masivos de *Sargassum* han tenido grandes impactos negativos en las actividades productivas (turismo, pesca, transporte marítimo) de las comunidades que viven en las costas.

ACCIONES PARA MANEJAR LAS ARRIBAZONES DE ALGAS EN LAS COSTAS

Como los arribazones de *Sargassum* tienen un alcance regional, y las causas son difíciles de discernir, debe desarrollarse una cooperación regional para hallar las respuestas científicas adecuadas y asegurar un manejo ecológicamente amigable.

A nivel regional existen diversas iniciativas dirigidas al estudio y la comprensión de este fenómeno. Un ejemplo es la *Sargassum Sea Alliance*, dirigida por el gobierno de Bermudas y donde participan siete países (Ardrón et al., 2011). Este proyecto se ha dedicado a definir los límites del Mar de los Sargazos y enfrenta numerosos retos por investigar, como el origen y ciclo de vida del Sargazo que en él habita.

Otro esfuerzo resulta el sitio web de la Gulf Coast Research Laboratory, de The University of Southern Mississippi, enfocada en recolectar datos sobre el *Sargassum* pelágico y los arribazones en el Caribe (<http://gcrl.usm.edu/sargassum/index.php>).

Por otra parte, mientras se realicen avances en la investigación científica, debe trabajarse en el manejo de los arribazones, incluyendo la forma en que deberá ser retirado de las costas y su disposición final.

Es necesario un protocolo para la limpieza de las playas que entre otras cosas plantee la necesidad recoger las algas protegiendo la integridad de la playa, sobre todo evitando la pérdida de arena. Para la limpieza de la zona costera se suele utilizar maquinaria pesada como retroexcavadoras: ello produce la compactación del suelo, destruye los perfiles de playa y se pierden las funciones en del *Sargassum* en la zona costera, como fijar y favorecer la creación de sedimentos. Se han registrado casos en los que, durante la limpieza con estas máquinas, han aplastado a tortugas anidando, a los huevos, las crías y destruyen los nidos (remueven la capa superficial de arena). La limpieza manual es más cara y lenta, pero provoca menor impacto y afecta mucho menos la dinámica costera.

También resulta inadecuado colocar mallas mar afuera para coleccionar todo el *Sargassum* pelágico que se acerque a nuestras costas. Tal es la importancia de este ecosistema, que se ha prohibido expresamente la recolecta comercial del *Sargassum* de arribazón de forma no controlada en la Florida.

Es necesario un balance entre la importancia de los arribazones para los procesos naturales y la presión de resolver o minimizar los impactos negativos que esto tiene en las comunidades costeras.

USOS ALTERNATIVOS DE LAS ARRIBAZONES

El método de manejo de los inusuales arribazones de *Sargassum* es un problema a resolver localmente. Para ello hay que tener en cuenta las características de la localidad donde ocurran, así como las tradiciones de los habitantes y otros actores de la zona costera, así como de los sectores productivos involucrados.

El uso del sargazo y otras algas marinas han demostrado mejorar la salud del suelo mediante la mejora de la capacidad de retención de humedad; promueven el crecimiento y desarrollo de las raíces; mejoran la absorción de nutrientes; aumenta el rendimiento del fruto; mejorar la defensa contra las plagas, enfermedades, nemátodos, hongos y bacterias patógenas (Bula-Meyer, 2004; Lavine, 2015; Zubia et al., 2015).

Cuando los arribazones tienen como componente principal especies del género *Sargassum*, pueden ser fuentes potenciales de alginatos, de amplia utilización en varias industrias (Moreira et al., 2006; Yabur et al., 2007).

También, de la biomasa recogida se puede obtener etanol (Sanjeeva Rao et al., 2016), fabricar papel (Amaya et al., 2015), producir biogás (Oliveira et al., 2015) o incorporarla como suplemento alimentario a la dieta de ganado (Casas-Valdez et al., 2005).

Una de las aplicaciones más recientes es la de restauración de dunas, ya que se utiliza para crear suelo debajo de la arena y sembrar semillas o plántulas para repoblar la vegetación costera que las protege (Fiermonte, 2015).

Hay otras iniciativas, pero todas deben ser analizadas críticamente por el impacto que se pueda ocasionar al ambiente.

Basándonos en las recomendaciones de (Hinds et al., 2016) se propone:

- Donde el volumen de Sargazo sea pequeño o en áreas inaccesibles, dejar que la naturaleza siga su curso.
- Si la remoción es necesaria, es preferible recoger el *Sargassum* flotante directamente desde el agua a lo largo de la línea costera para evitar su hundimiento y/o encallamiento y la pérdida de arena en las playas.
 - Monitorear que durante la recogida no se pierdan tortugas u otras especies amenazadas.
 - Donde sea posible, optar por la remoción manual.
 - Involucrar las comunidades en limpiezas de playas organizadas.
- Si se emplea maquinaria para la limpieza, considerar los tipos más adecuados con el menor impacto sobre la playa y la vida salvaje.
 - Operar la maquinaria solamente en arena húmeda en la zona intermareal de la playa.
 - Minimizar las maniobras de la maquinaria en las playas por la pérdida de arena.

Se debe tener en cuenta, además:

- NO recoger *Sargassum* en el mar abierto donde éste funciona como un ecosistema de alto valor.
- NO emplear maquinaria pesada (especialmente las que tengan orugas), sobre todo donde haya anidamiento de tortugas marinas.
- NO usar equipamiento mecánico sin consideración a la vida silvestre, la vegetación de las dunas y otros usos de las playas.
- NO usar cualquier equipo que ocasione pérdida significativa de arena que resulte en erosión de la playa.

PREGUNTAS QUE DEBEN HACERSE CON RESPECTO AL MANEJO DE LAS ARRIBAZONES

¿Este fenómeno ocurre de forma cíclica o es realmente provocado por el cambio climático?

¿Existen variaciones en el contenido de nutrientes de las aguas del Gran Caribe que incidan en estas proliferaciones?

¿En qué medida los arribazones protegen o deterioran las costas?

¿Cuáles son los mejores métodos para la limpieza de las playas?

¿Cuánto se puede extraer de los arribazones sin perjudicar la dinámica natural de las playas?

Cuando ocurren los arribazones, ¿qué posibilidades hay de utilizarlas?

¿Se pudiera organizar una red regional de alerta cuando se produzcan estos arribazones?

REFERENCIAS

- Amaya, J. A., de la Menta Ballesteros, M., & Moral, A. (2015). Formación de papel por medio de residuos de marea. *Biosaia*, 4.
- Ardron, J., Halpin, P., Roberts, J., Cleary, J., Moffitt, M., & Donnelly, J. (2011). Where is the Sargasso Sea? A Report Submitted to the Sargasso Sea Alliance (Vol. 2). Bermuda: Duke University Marine Geospatial Ecology Lab & Marine Conservation Institute.
- Bamba, A., Grass-Sessay, S. A., Fontaine, A., Fardin, F., Franks, J., & Vanzella, A. (2016). Paper on the Sargassum seaweed invasion of West African and Caribbean coasts UNEA-2 Side Event. Paper presented at the 2nd Session of the United Nations Environment Assembly, Nairobi.
- Brown, D. (2015). Caribbean Hit Hard by Sargassum Seaweed Invasion. Inter Press Service, News Agency, December 8, 2015.
- Bula-Meyer, G. (2004). Las macroalgas marinas en la agronomía y el uso potencial del Sargassum flotante en la producción de fertilizantes en el archipiélago de San Andrés y Providencia, Colombia. *Rev. Intropica*, 1, 91-103.
- Casas-Valdez, M., Hernández-Contreras, H., Marín-Álvarez, A., Aguila-Ramírez, R. N., Hernández-Guerrero, C. J., Sánchez-Rodríguez, I., & Carrillo-Domínguez, S. (2005). El alga marina Sargassum (Sargassaceae): una alternativa tropical para la alimentación de ganado caprino. *Revista de Biología Tropical*, 54(1), 83-92.
- Cuevas, J. (2015). Mar de los Sargazos, ubicación, ¿por qué se llama sargazos? Consultado en <http://elplatanerord.blogspot.com/2015/07/mar-de-los-sargazos-ubicacion-porque-se.html>, en mayo de 2016.
- Doyle, E., & Franks, J. (2015). Sargassum Fact Sheet. Consultado en: <http://www.usm.edu/gcrl/sargassum/sargassum.observation.form.php> en mayo de 2016.
- Dreckmann, K. M., & Senties, A. (2013). Los arribazones de algas marinas en el Caribe mexicano: Evento biológico natural o basura en las playas. *CONABIO. Biodiversitas*, 107, 7-11.
- Fiermonte, I. (2015). Sargassum, A Resource Guide for the Caribbean Retrieved from <http://repositories.tdl.org/tamug-ir/handle/1969.3/28975>
- Franks, J. S., Johnson, D. R., & Ko, D. S. (2014). Retention and Growth of Pelagic Sargassum in the North Equatorial Convergence Region of the Atlantic Ocean: A Hypothesis for Examining Recent Mass Strandings of Pelagic Sargassum Along Caribbean and West Africa Shorelines. Paper presented at the Proceedings of the 67th Gulf and Caribbean Fisheries Institute, Christ Church, Barbados.
- Gavio, B., Rincón-Díaz, N., & Santos-Martínez, A. (2015). Massive quantities of pelagic Sargassum on the shores of San Andres Island, Southwestern Caribbean. *Acta Biológica Colombiana*, 20(1), 239-241.
- Gower, J. F. R., & King, S. A. (2011). Distribution of floating Sargassum in the Gulf of Mexico and the Atlantic Ocean mapped using MERIS. *International Journal of Remote Sensing*,

32(7), 1917-1929. doi: <http://dx.doi.org/10.1080/01431161003639660>

- Gower, J., Young, E., & King, S. (2013). Satellite images suggest a new *Sargassum* source region in 2011. *Remote Sensing Letters*, 4(8), 764-773. doi: <http://dx.doi.org/10.1080/2150704X.2013.796433>
- Guiry, M. D., & Guiry, G. M. (2016). *AlgaeBase*. World-wide electronic publication. Retrieved searched on 23 November 2016, from <http://www.algaebase.org>
- Hinds, C., Oxenford, H., Cumberbatch, J., Fardin, F., Doyle, E., & Cashman, A. (2016). *Sargassum* Management Brief. Golden lides: Management Best Practices for Influxes of *Sargassum* in the Caribbean with a focus on clean-up (pp. 17): Centre for Resource Management and Environmental Management (CERMES), University of the West Indies, Barbados; Regional Activity Centre for Specially Protected Area and Wildlife (SPA-W-RAC), Parc National de la Guadeloupe, Guadeloupe; Gulf and Caribbean Fisheries Institute, Charleston SC, USA.
- Johnson, D. R., Ko, D. S., Franks, J. S., Moreno, P., & Sanchez-Rubio, G. (2012). The *Sargassum* invasion of the Eastern Caribbean and dynamics of the Equatorial North Atlantic. Paper presented at the Proceedings of the of the 65th Gulf and Caribbean Fisheries Institute, Santa Marta, Colombia.
- Lavine, G. (2015). *Sargassum* Seaweed and Extracts: Evaluation of their potential use in Crop Production Systems in Barbados. Retrieved from http://www.agriculture.gov.bb/agri/images/Seaweed/seaweed_review.pdf
- Montañez Acuña, A. (2014) ¿Cuáles son las posibles causas detrás de la más reciente invasión en nuestras costas? Consultado en: <http://www.cesampr.com/blog/-cuales-son-las-posibles-causas-detras-de-la-mas-reciente-invasion-en-nuestras-costas> en diciembre de 2015.
- Moreira, Á., & Alfonso, G. (2013). Inusual arribazón de *Sargassum fluitans* (Børgesen) Børgesen en la costa centro-sur de Cuba. *Revista de Investigaciones Marinas*, 33(2), 17-20.
- Moreira, L., Cabrera, R., & Suárez, A. M. (2006). Evaluación de la biomasa de macroalgas marinas del género *Sargassum* C. Agardh (Phaeophyta, Fucales). *Revista de Investigaciones Marinas*, 27(2), 115-120.
- Oliveira, J. V., Alves, M. M., & Costa, J. C. (2015). Optimization of biogas production from *Sargassum* sp. using a design of experiments to assess the co-digestion with glycerol and waste frying oil. *Bioresource Technology*, 175, 480-485.
- Pendleton, L., Krowicki, F., Strosser, P., & Hallett-Murdoch, J. (2014). Assessing the Value of Marine and Coastal Ecosystem Services in the Sargasso Sea Duke Environmental and Energy Economics Working Paper Series (pp. 37 + Appendix): Nicholas Institute for Environmental Policy Solutions, Duke University Energy Initiative. Consultado en <http://repositories.tdl.org/tamug-ir/handle/1969.3/28976>, el 5 de mayo de 2016.
- Rho, T., Whitledge, & T.E. (2007). Characteristics of seasonal and spatial variations of primary production over southeastern Bering Sea shelf. *Continental Shelf Research*, 27, 2556-2569.
- Sanjeeva Rao, D., Mohan, D. T., Giriashankar, G., Prabhakar, T., Venkateswara Rao, Y., Someswara Rao, N., & Venkata Subba Rao, M. (2016). Ethanol production from the biomass of two marine algae, *Padina tetrastomatica* and *Sargassum vulgare*. *American Journal of Biomass and Bioenergy*, 5(1), 31-42.

- Wang, M., & Hu, C. (2016). Mapping and quantifying Sargassum distribution and coverage in the Central West Atlantic using MODIS observations. *Remote Sensing of Environment*, 183, 350–367.
- Yabur, R., Bashan, Y., & Hernández-Carmona, G. (2007). Alginate from the macroalgae *Sargassum sinicola* as a novel source for microbialimmobilization material in wastewater treatment and plant growth promotion. *Journal of Applied Phycology*, 19, 43-53.
- Zubia, M., Andréfouët, S., & Payri, C. (2015). Distribution and biomass evaluation of drifting brown algae from Moorea lagoon (French Polynesia) for eco-friendly agricultural use. *Journal of Applied Phycology*, 27(3), 1277-1287.

EL PEZ LEÓN EN EL CARIBE: ESTUDIO DE CASO EN EL PARQUE NACIONAL GUANAHACABIBES, CUBA

Dorka Cobián Rojas

Parque Nacional Guanahacabibes, Centro de Investigaciones y Servicios Ambientales (ECOVIDA), La Bajada, Sandino, Pinar del Río, Cuba.
Email: dorkacobianrojas79@gmail.com.

INTRODUCCIÓN

La estructura y el buen funcionamiento de las comunidades de peces en los arrecifes coralinos depende en gran medida de las condiciones abióticas (ambiente favorable para su desarrollo), bióticas (relaciones entre las poblaciones, como depredación, competencia o simbiosis) y de la acción del hombre (Moyle y Cech 2004; Roberts *et al.* 2005; Halpern *et al.* 2010). Actualmente existe una degradación evidente en las comunidades de peces en los sistemas arrecifales del Caribe, incluso dentro de los límites de las AMP, debido a las actividades antropogénicas y eventos naturales (Sandin *et al.* 2008). Dentro de estos impactos se destacan la sobrepesca, la contaminación, los huracanes, el cambio climático, la ocurrencia de enfermedades y la introducción de especies invasoras (Myers y Worm 2003).

Las especies exóticas invasoras son aquellas que se establecen en ecosistemas naturales o seminaturales fuera de su área de distribución natural y constituyen un agente de cambio y de amenaza a la diversidad biológica nativa (Mendoza y Koleff 2014). Para convertirse en invasoras estas especies no nativas superan una serie de etapas, las cuales incluyen la introducción en un hábitat nuevo, la colonización inicial, el establecimiento exitoso y por último la dispersión secundaria a nuevos hábitats (Sakai *et al.* 2001). Los principales impactos ecológicos que pueden producir son, degradación de hábitats, desequilibrio ecosistémico, desplazamiento y extinción de la flora y fauna nativa, facilitación de invasiones subsiguientes y transmisión de enfermedades (Sakai *et al.* 2001; Arim *et al.* 2005; Gutiérrez 2006, Mendoza y Koleff 2014).

La introducción de las especies invasoras ha estado asociada de manera directa o indirecta a las actividades antrópicas. Dentro de las causas indirectas más relevantes de introducción se encuentran el agua de lastre de los buques comerciales, semillas de cultivos impuros y animales domésticos contaminados, entre otros (Sakai *et al.* 2001). Esto ha provocado un incremento de especies invasoras en las últimas décadas, tanto en ambientes terrestres como marinos (Allendorf y Lundquist 2003; Gutiérrez 2006). Entre las principales invasiones biológicas ocurridas en el Caribe se encuentra la del conocido como pez león.

INVASIÓN DEL PEZ LEÓN EN EL CARIBE

El pez león (*Pterois volitans*, y en la Florida también *P. miles*) es oriundo de los océanos Índico y Pacífico. Es considerado el ejemplo más exitoso de las invasiones marinas en el Atlántico y el Caribe. Schofield *et al.* (2009) y Schofield (2010) han descrito la cronología de la invasión de *P. volitans* en el Atlántico y el mar Caribe, con base en los reportes de USGS-NAS (base de datos de las especies acuáticas no nativas del United States Geological Survey). Los primeros registros datan de 1985 en Dania Beach (Florida), donde se piensa que acuaristas lo liberaron al medio natural de forma accidental o

voluntaria (Whitfield et al. 2007). Una vez establecida la población, siguió su propagación hacia el sur, ocupando el Caribe, centro y norte de Suramérica (Johnston y Purkis 2011). En Cuba se registró en el 2007 (Chevalier et al. 2008) y en el Caribe mexicano a principios del 2009 (Aguilar-Perera y Tuz-Sulub 2010). Los últimos avistamientos han ocurrido en Venezuela (Lasso-Alcalá y Posada 2010), Colombia (Martínez-Viloria et al. 2011), y Brasil (Ferreira et al. 2015). Esta especie se ha registrado en todos los hábitats marinos y costeros (manglares, pastos, arrecifes coralinos), así como en estructuras artificiales (Smith 2010; Claydon et al. 2012) y en una distribución batimétrica desde aguas someras hasta profundidades mayores a 200 m (USGS-NAS 2014).

En el ámbito invadido se han identificado dos especies, *P. miles* y *P. volitans*, a partir de los análisis de ADN mitocondrial (Freshwater et al. 2009). Ambas especies presentan morfología casi idéntica en el Atlántico (Hamner et al. 2007), no siendo así en su área de distribución nativa, donde se distinguen por sus caracteres merísticos (Schultz 1986). *P. miles* se ha limitado a invadir regiones más septentrionales (Bermudas y la costa este de los EE.UU.), mientras que *P. volitans* es ubicuo y más abundante en el Atlántico, las Bahamas y el Caribe (Betancur-R. et al. 2011; Valdez-Moreno et al. 2012).

El éxito de la invasión se debe en gran medida a la reproducción de la especie, la cual ocurre todo el año. Así lo demuestran estudios realizados en Carolina del Norte y las Bahamas (Morris 2009) y en Cuba (Chevalier et al. 2013; García 2015). Estos peces son gonocóricos, con poco dimorfismo sexual, solo apreciable en la época reproductiva y con un complicado ritual de cortejo y apareamiento (Fishelson 1997). Las hembras producen masas de huevos flotantes (10 000 a 20 000) que pueden recorrer largas distancias (Ruiz-Carus et al. 2006; Morris 2009). De tal manera, la dispersión ha sido el motor principal que ha facilitado el establecimiento de la especie en la región del Atlántico y el Caribe (Betancur-R et al. 2011).

Otro factor que ha contribuido al establecimiento de la especie en la zona invadida es su tipo de alimentación, pues se caracteriza por ser un depredador voraz, con hábitos generalistas y con una estrategia de caza única entre los depredadores nativos (Layman y Allgeier 2011; Albins y Lyons 2012; Albins 2015). Diversos estudios en el Caribe y las Bahamas demuestran que los teleósteos son el grupo dominante (78% del volumen) (Morris y Akins 2009). Se han identificado en su dieta 25 familias, representadas por 57 especies de peces (Côté et al. 2013), perteneciendo principalmente a las familias Gobiidae, Labridae, Grammatidae, Apogonidae, Pomacentridae, Serranidae, Blenniidae, Atherinidae, Mullidae y Monacanthidae (Green et al. 2012).

Estudios experimentales a pequeña escala plantean que el pez león es capaz de reducir la abundancia de las especies nativas hasta un 94% (Albins y Hixon 2008; Albins 2013; Green et al. 2014), con efectos más fuertes sobre las comunidades de peces que un depredador nativo. Green et al. (2012), en escalas mayores de arrecifes, confirmaron que el pez león provocó una disminución del 65% de la biomasa de las especies presa. Otro estudio a gran escala (Albins 2015), menciona que el pez león provocó reducciones en la riqueza, densidad y biomasa de las especies presa menores de 10 cm. Por otra parte, Elise et al. (2015) no encontraron una disminución significativa en la densidad de presas entre el 2011 y 2013, con la presencia del pez león en el Parque Nacional Los Roques (Venezuela). Estos autores argumentan que esta especie no ha alcanzado el umbral necesario a partir de la cual su impacto sea detectable o significativo. Mientras que, Ballew et al. (2016) analizaron el impacto del pez león sobre los peces nativos (ejemplo: *Haemulon aurolineatum*), a gran escala regional y durante toda la invasión (1990-2014), encontraron que el pez león ha reducido la abundancia de *H. aurolineatum* en un 45% desde el origen de la invasión, además de sugerir que los impactos son similares en especies de importancia económica (meros y pargos).

El pez león afecta a las especies con similar nicho ecológico al suyo, fundamentalmente meros y pargos medianos (Albins y Hixon 2011; Murillo 2016). La competencia con estas especies nativas puede tener efectos en su conducta, distribución, crecimiento y abundancia poblacional (Green et al. 2012;

Albins 2013). De igual manera, por sus tasas de crecimiento y alimentación, considerablemente más elevadas que la de los meros nativos, se piensa que el pez león puede desplazar a estas especies (Whitfield et al. 2007; Albins 2013).

El pez león no es reconocido como presa en el ámbito invadido. Hackerott et al. (2013) plantean que no está claro con qué frecuencia la depredación de peces león por los peces nativos ocurre de forma natural. No obstante, existen reportes aislados de meros como *Mycteroperca tigris* y *Epinephelus striatus* (Maljković et al. 2008) y de morenas verdes, *Gymnothorax funebris* (Jud et al. 2011), que han consumido pez león en las Bahamas. Actualmente en ciertas AMP se enseña a los tiburones a consumir pez león muerto, después de las capturas realizadas por los buzos en el arrecife (Handwerk 2011).

Las características biológicas y ecológicas del pez león han permitido que sus poblaciones tengan mayores densidades en la región invadida que en la de origen (Darling et al. 2011). Estudios en las Bahamas documentaron más de 390 individuos por hectárea (Green y Côté 2009), un valor 18 veces superior al que reportaron Whitfield et al. (2007) dos años antes en las costas de Carolina del Norte. Todavía se desconoce cuándo esta especie llegará a su abundancia máxima (Morris et al. 2009).

Albins y Hixon (2008) y Morris y Akins (2009) mencionan que esta especie puede afectar a la actividad pesquera al alimentarse de juveniles de peces de importancia comercial como meros y pargos, sobre todo si se agotan sus especies presa favoritas. El comercio de peces de acuario también podría verse afectado por la depredación del pez león, pues se han identificado siete especies ornamentales que forman parte de la dieta de este pez, de las 20 más comercializadas en el Atlántico occidental (Morris y Akins 2009).

Los efectos por depredación de pez león pueden ser muy impactantes, ya que entre sus presas se incluyen los peces loro. La disminución o eliminación de los loros y otros herbívoros en los arrecifes de coral favorece el crecimiento de las algas, aumentando la competencia de estos grupos con los corales, lo cual disminuye el reclutamiento de los corales (Quan-Young y Espinoza-Avalos 2006; Mumby et al. 2006; Mumby y Steneck 2008). Este impacto puede ser más fuerte en áreas de sobrepesca, donde los grandes depredadores ya están sobreexplotados (Stallings 2009). En esta situación, los mesodepredadores nativos (meros medianos) no son depredados, por lo que éstos ejercen mayor presión sobre los herbívoros (Stallings 2009). Además, el pez león tampoco es depredado en el ámbito invadido, por lo que se crea una combinación de liberación ecológica de un mesodepredador invasivo y de mesodepredadores nativos, que puede desestabilizar las comunidades, causar extinciones locales y amenazar a los corales formadores de arrecifes (Prugh et al. 2009). Esta especie también puede ocupar el nicho ecológico de las especies con las que compite, impidiendo su recuperación en sitios donde se realicen estrategias de manejo y conservación dirigidas a estas especies como las AMP (Morris 2013).

ESTUDIO DE CASO: PARQUE NACIONAL GUANAHACABIBES, CUBA.

El Parque Nacional Guanahacabibes (PNG) se ubica en el extremo occidental de Cuba; fue declarado legalmente el 14 de diciembre del 2001, por sus altos niveles de diversidad biológica y conservación, por el Decreto-Ley 4262 del Comité Ejecutivo del Consejo de Ministros, como parte del Sistema Nacional de Áreas Protegidas de Cuba. En el parque está prohibido todo tipo de pesca comercial, deportiva, recreativa y submarina (resolución 167/01). Las regulaciones existentes en el área permiten que los arrecifes coralinos presenten un elevado estado de salud, conservación y riqueza de especies (Cobián y Chevalier 2009). A esto contribuye también la conformación cársica de la península, que minimiza los impactos asociados a las descargas de aguas fluviales y a la sedimentación por fuentes terrígenas (Cobián et al. 2011; Perera-Valderrama 2013).

En 2009 se registró por primera vez el pez león en el PNG (Chevalier et al. 2013). Desde su detección, se ha trabajado en el proyecto “Estudio preliminar de la presencia del pez león (Teleostei: Scorpaenidae: *Pterois* sp.) en aguas cubanas”, con la finalidad de evaluar la distribución, abundancia y biología de la especie en el área durante el periodo 2010-2013.

En esta área se han realizado varios estudios dirigidos a las comunidades de peces, previos a la presencia de *P. volitans*. Claro y Cantelar (2003), encontraron valores de densidad y biomasa de peces relativamente bajos comparados con otros arrecifes de Cuba, principalmente en cuanto a los depredadores (ictiófagos e ictio-bentófagos) y asumieron que este resultado podía ser consecuencia de la pesca que se realizaba en la zona antes de la declaración del PNG. Cobián y Chevalier (2009) evaluaron la composición y estructura de ictiofauna en la misma zona después de la creación del AMP. Registraron 134 especies en toda el área y la estructura de las comunidades de peces presentó características similares a las encontradas en otros arrecifes saludables de Cuba y del Caribe (Claro et al. 1998; Chevalier y Cárdenas 2005; Hernández et al. 2006). Por su parte, Cobián et al. (2011) estudiaron diferentes zonas arrecifales en toda el área marina del parque. No se observaron diferencias significativas en los principales indicadores de la estructura comunitaria (diversidad de especies, densidad, biomasa, tallas y categorías tróficas) entre los períodos de seca y lluvia. Se registraron 201 especies en las pendientes arrecifales, cifra superior a la conocida en otros arrecifes de Cuba (Claro y García-Arteaga 1994; Claro et al. 2001; Chevalier y Cárdenas 2005; Aguilar y González-Sansón 2007) y a la detectada en los estudios anteriores.

Las comunidades de peces en los arrecifes coralinos del Parque Nacional Guanahacabibes (PNG) cuentan con una población bien establecida de pez león, la cual se ha incrementado significativamente, con valores máximos de densidad a partir de 2013 con 0.031 ind/m² (Cobián et al., 2016), similares a los reportados en Bahamas (Green & Côté 2009) y el norte de Carolina (Morris 2009). Los valores de biomasa y talla se han incrementado en el tiempo, debido a la elevada diversidad y abundancia de presas que ofrecen los arrecifes del PNG a el pez león, además de la ausencia estricta de pesca o manejo hacia el invasor.

A seis años de la invasión en el PNG, el pez león se reporta entre las más abundantes, ocupando el lugar 16 en la lista de especies comunes. Estos resultados confirman lo planteado por Hixon et al. (2016), quienes mencionan que la expansión geográfica del pez león ha sido rápida y amplia en el Atlántico y Gran Caribe, con poblaciones bien establecidas y elevadas densidades, mayores que en su área original de distribución.

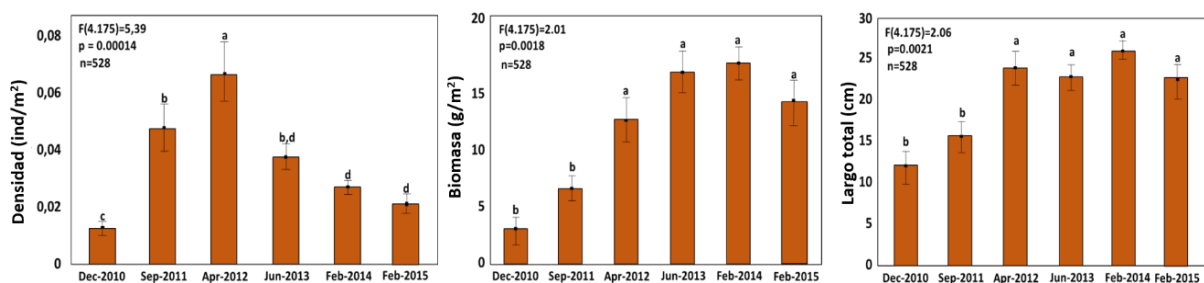


Figura 1. Densidad media ($\pm$ Desviación Estándar), biomasa media ($\pm$ DE) y talla total ($\pm$ DE) de pez león en 6 sitios muestreados en PNG, Cuba. Las letras minúsculas por encima de las barras indican grupos homogéneos encontrados por la prueba SNK. Datos publicados en Cobián et al. (2016).

La abundancia, biomasa y talla de pez león fue mayor en los sitios de camellones de la pendiente arrecifal de la zona oeste del PNG, debido probablemente a la elevada complejidad estructural del arrecife. Cobián

et al. (2011) demostraron que este hábitat presenta una mayor cobertura de coral vivo y complejidad estructural del fondo, formando cuevas, grietas y túneles, que proporcionan una gran cantidad de refugio a los peces león. Lo anterior es coherente con lo mencionado por Fishelson (1997), quien argumenta que la densidad pez león podría verse influida por factores tales como la disponibilidad de refugios y la complejidad estructural del hábitat.

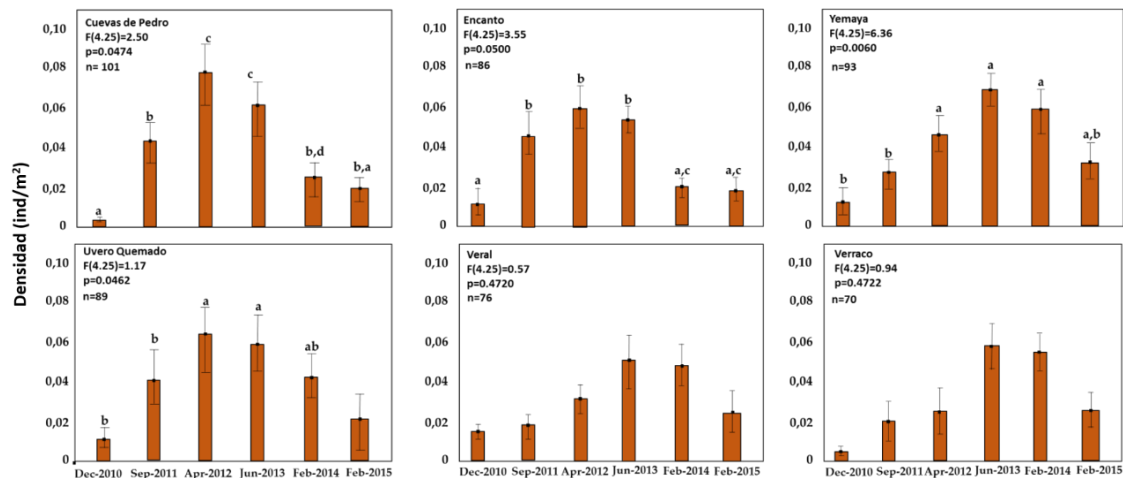


Figura 2. Densidad media ($\pm$ DE) de pez león en seis sitios del PNG entre el 2010 y 2015. Las letras minúsculas por encima de las barras indican grupos homogéneos encontrados por la prueba SNK.

Datos publicados en Cobián *et al.* (2016).

En el PNG el pez león consume principalmente peces, seguido de crustáceos. En esta área protegida el pez león presentó un espectro trófico más estrecho, tendiendo a ser piscívoro especialista a medida que aumentó de talla. Las principales familias de peces en la dieta fueron Gobiidae, Pomacentridae y Labridae, estos resultados coinciden con los encontrados por otros autores en estudios similares (Morris y Akins 2009, MacCleery 2011 y Chevalier *et al.* 2013). Las especies más frecuentes y abundantes fueron *C. personatus*, *S. partitus*, *C. glaucofrenatum*, *H. garnoti* y *T. bifasciatum*, las cuales viven asociadas al fondo (Claro y Robertson 2010), lo cual facilita que el pez león pueda capturarlas; debido a la naturaleza críptica del invasor (Lönnstedt y McCormick 2013). Otras especies muy importantes en su dieta fueron *C. cyanea* y *C. multilineata*. Éstas habitan en la columna de agua, pero resultan presas fáciles por su elevada abundancia lo cual es aprovechado por la conducta oportunista del pez león. Es de esperar que este invasor pueda afectar la diversidad de peces de pequeñas tallas en el PNG, como lo encontraron Green *et al.* (2012) en Arrecifes de las Bahamas.

Los análisis de la dieta no registraron juveniles de las especies comerciales (meros y pargos), debido a la ausencia de pastos marinos y manglares en la zona de estudio, estos ecosistemas funcionan como sitios de crías (Claro *et al.*, 2001). No obstante, Morris y Akins (2009), encontraron juveniles de *Epinephelus striatus* en varios biotopos de las Bahamas. Estudios futuros sobre el pez león deberán incluir los ecosistemas de manglares y pastos marinos ubicados al norte de Guanahacabibes, con el objetivo de tener una visión general de esta especie en el área protegida.

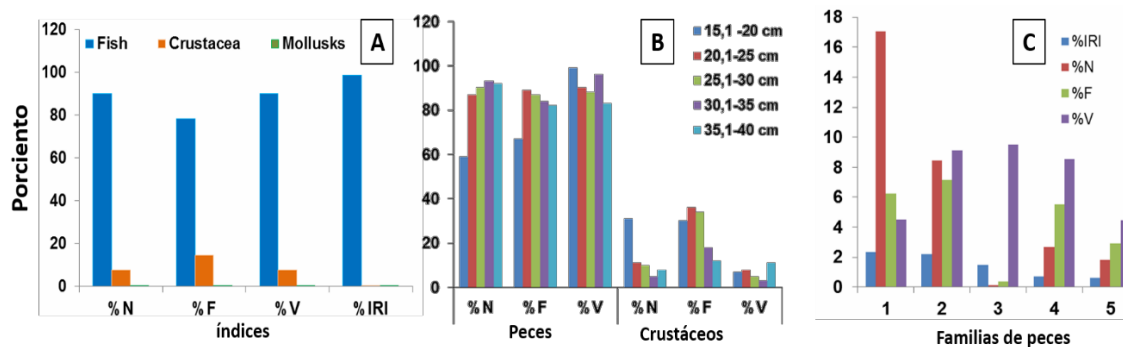


Figura 3. A: Principales grupo de presas en la dieta de pez león en el PNG. % N: abundancia relativa por número de individuos presa; % F: frecuencia de los estómagos en los que estaba presente la presa; % V: volumen relativo o biomasa; % IRI: índice de importancia relativa. B: Consumo de peces y crustáceos por clases de talla de pez león en el PNG. C: Familias de peces dominantes en la dieta del pez león en el PNG: 1: Gobiidae, 2: Pomacentridae, 3: Mullidae, 4: Labridae y 5: Scaridae. Datos publicados en Cobián et al. (2016).

CONSIDERACIONES GENERALES

Las comunidades de peces en el Parque Nacional Guanahacabibes (PNG) presentan una elevada riqueza de especies de peces y se encuentran conservadas en su conjunto (Cobián *et al.*, 2009, 2011). Sin embargo, no ofrecieron resistencia biótica a la invasión del pez león. Coincidiendo con lo observado por Hackerott et al. (2013) y Hixon et al. (2016), los cuales plantean que el éxito del pez león se ha potenciado por la falta de resistencia biótica por parte de las comunidades invadidas en los arrecifes coralinos.

La situación del PNG representa quizás una de las imágenes más claras de la dinámica de invasión local no manipulada del pez león. Hasta febrero del 2015, en esta área no se había realizado ningún manejo del pez león, las capturas realizadas fueron durante las expediciones de monitoreo y solo con fines científicos. Por lo que se recomienda a los administradores del PNG diseñar un programa de manejo dirigido a esta especie invasora, que incluya la extracción permanente de sus individuos, con el objetivo de mitigar los impactos de esta especie invasora sobre los peces nativos y los arrecifes coralinos.

Estos resultados brindan información general sobre el estado actual de la población de pez león en el PNG desde sus primeros registros en el 2009. Además de constituir una línea base que permitirá evaluar los impactos de pez león y los cambios en la estructura de las comunidades de peces nativos en un futuro, ya que la invasión es reciente y es probable que sus efectos no sean detectables del todo. La información obtenida, podrá ser utilizada en estudios comparativos con otras regiones de Cuba y el Caribe.

REFERENCIAS

Aguilar C. y G. González-Sansón (2007). Composición de la ictiofauna costera de la Ciudad de la Habana y evaluación preliminar de los factores que la determinan. *Revista Investigaciones Marinas* 28 (1):43-56.

- Aguilar-Perera A. & A. Tuz-Sulub (2010). Non-native, invasive red lionfish (*Pterois volitans*) [Linnaeus, 1758]: Scorpaeidae), is first recorded in the southern Gulf of Mexico, off the northern Yucatan Peninsula, México. *Aquatic Invasions* 5, Suppl. 1: S9-S12.
- Albins M.A. & M.A. Hixon (2008). Invasive Indo-Pacific lionfish *Pterois volitans* reduce recruitment of Atlantic coral-reef fishes. *Marine Ecology Progress Series* 367:233–238.
- Albins M.A. & M.A. Hixon (2011). Worst- case scenario: potential long-term effects of invasive predatory lionfish (*Pterois volitans*) on Atlantic and Caribbean coral-reef communities. *Environmental Biology of Fishes*. 96(10-11): 1151-1157.
- Albins M.A. & P.J. Lyons (2012). Invasive red lionfish *Pterois volitans* blow directed jets of water at prey fish. *Marine Ecology Progress Series* 448:1-5.
- Albins M.A. (2013). Effects of invasive Pacific red lionfish *Pterois volitans* versus a native predator on Bahamian coral reef fish communities. *Biological Invasions* 15(1):29-43.
- Albins M.A. (2015). Invasive Pacific lionfish *Pterois volitans* reduce abundance and species richness of native Bahamian coral-reef fishes. *Marine Ecology Progress Series* 522:231-243.
- Allendorf F.W. & L. Lundquist (2003). Introduction: Population Biology, Evolution, and Control of Invasive Species. *Conservation Biology* 17 (1): 24-30.
- Anthony K., Marshall P.A., Abdulla A., Beeden R., Bergh C., Black R., Eakin M., Game E.T., Gooch M. & N.A.J. Graham, (2015). Operationalizing resilience for adaptive coral reef management under global environmental change. *Global change biology* 21 (1): 48- 61.
- Arim M., Abades S.R., Neill P.E., Lima M. & P.A. Marquet (2005). Spread dynamics of invasive species. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. 103 (2): 374-378.
- Ballew, N. G., Bacheler, N. M., Kellison, G. T., & Schueller, A. M. (2016). Invasive lionfish reduce native fish abundance on a regional scale. *Scientific Reports*, 6.
- Bellwood D.R., Hughes T.P., Folke C. & M. Nyström (2004). Confronting the coral reef crisis. *Nature*. 429(6994): 827-833.
- Betancur R.R., Hines A., Acero G.A., Orti P. & A.E. Wilbur (2011). Reconstructing the lionfish invasion: insights into Greater Caribbean biogeography. *Journal of Biogeography* 38(7): 1281-1293.
- Burke L., Reyta K., Spalding M. & A. Perry (2011). Reefs at risk revisited. 111p.
- Claro R. y García-Arteaga J.P. (1994). Estructura de las comunidades de peces en los arrecifes del grupo insular Sabana-Camagüey, Cuba. *Avicennia* 2: 83-107.
- Claro R., García-Arteaga J.P., Bouchon Y., Louis M. y C. Bouchon (1998). Características de la estructura de las comunidades de peces en los arrecifes de las Antillas Menores y Cuba. *Avicennia* 8(9): 69-86.
- Claro R., Lindeman K.C. & L.R. Parenti (2001). *Ecology of the Marine Fishes of Cuba*. Smithsonian Institution, Washington. 253 pp.
- Claro R. y K. Cantelar (2003). Rapid assessment of the coral communities of María la Gorda, Southeast Ensenada de Corrientes, Cuba (Part 2: reef fishes). *Atoll Research Bulletin* 496: 278-293.
- Claydon J.A.B., Calosso M.C. & S.B. Traiger (2012). Progression of invasive lionfish in seagrass, mangrove and reef habitats. *Marine Ecology Progress Series* 448:119-129.

- CMAP/UICN. (2007). Establecimiento de redes de áreas marinas protegidas: Guía para el desarrollo de capacidades nacionales y regionales para la creación de redes de AMPs. Resumen no técnico.
- Cobián D. y P.P. Chevalier-Monteagudo (2009). Evaluación de las asociaciones de peces de los arrecifes coralinos del Centro Internacional de Buceo María la Gorda, Parque Nacional Guanahacabibes, Cuba. *Revista Ciencias Marinas y Costeras* 1:111-125.
- Cobián D., Claro R., Chevalier P.C., Perera S. y H. Caballero (2011). Estructura de las asociaciones de peces en los arrecifes coralinos del Parque Nacional Guanahacabibes, Cuba. *Revista Ciencias Marinas y Costeras* 3:153-169.
- Côté I.M., Green S.J. & M.A. Hixon, (2013). Predatory fish invaders: Insights from Indo-Pacific lionfish in the western Atlantic and Caribbean. *Biological Conservation* 164:50–61.
- Chevalier P.P. y A.L. Cárdenas (2005). Variación espacial y temporal de las asociaciones de peces en arrecifes costeros de la costa oriental de la Bahía de Cochinos. I: Abundancia y Diversidad. *Revista de Investigaciones Marinas* 26(1):45-57.
- Chevalier P.P., Gutiérrez E., Ibarzabal D., Romero S., Isla V., Calderín J., Hernández E. (2008). Primer registro de *Pterois volitans* (Pisces: Scorpaenidae) para aguas cubanas. *Solenodon* 7:37-40.
- Chevalier P., Cabrera E., Caballero H., Corrada R., Fernández A., Cobián D. y A. García, (2013). Distribución, abundancia y relaciones ecológicas del pez león (*Pterois volitans*/miles: Scorpaenidae) en Cuba. *Proc 66th Gulf Caribb Fish Inst 2013*, Corpus Christi, TX.
- Darling E.S., Green S.J., O’Leary J.K. & I.M. Côté (2011). Indo-Pacific lionfish are larger and more abundant on invaded reefs: a comparison of Kenyan and Bahamian lionfish populations. *Biological Invasions* 13(9):2045-2051.
- De Groot R.S., Wilson M.A. & R.M. Boumans (2002). A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological economics* 41(3): 393-408.
- De León R., Vane K., Bertuol P., Chamberland V.C., Simal F., Imms E. & M.J. Vermeij (2013). Effectiveness of lionfish removal efforts in the southern Caribbean. *Endangered Species Research* 22(2): 175-182.
- Dudley N. (2008). Directrices para la aplicación de las categorías de gestión de áreas protegidas. Gland, Suiza: UICN.
- Elise S., Urbina-Barreto I., Boadas-Gil H., Galindo-Vivas M. & M. Kulbicki (2015). No detectable effect of lionfish (*Pterois volitans* and *P. miles*) invasion on a healthy reef fish assemblage in Archipelago Los Roques National Park, Venezuela. *Marine Biology* 162(2): 319-330.
- Faunce C.H., Lorenz J.J., Ley J.A. & J.E. Serafy 2002. Size structure of gray snapper (*Lutjanus griseus*) within a mangrove 'no-take' sanctuary. *Bulletin of Marine Science* 70(1):211-216.
- Ferreira C.E., Luiz O.J., Floeter S.R., Lucena M.B., Barbosa M.C., Rocha C.R. & L.A. Rocha (2015). First record of invasive lionfish (*Pterois volitans*) for the Brazilian coast. *PLoS ONE* 10(4): e0123002.
- Fishelson L. (1997). Experiments and observations on food consumption, growth and starvation in *Dendrochirus brachypterus* and *Pterois volitans* (Pteroinae, Scorpaenidae). *Environmental Biology of Fishes* 50(4):391-403.
- Freshwater D.W., Hines A., Parham S., Wilbur A., Sabaoun M., Woodhead J., Akins L., Purdy B., Paula E., Whitfield C. & B. Claire (2009). Mitochondrial control region sequence analyses indicate

- dispersal from the US East Coast as the source of the invasive Indo-Pacific lionfish *Pterois volitans* in the Bahamas. *Marine Biology* 156(6):1213-1221.
- García R.A. (2015). Principales relaciones ecológicas del pez león (*Pterois volitans*/miles) en arrecifes de La Habana, Cuba. Tesis de Maestría, Centro de Investigaciones Marinas, Universidad de La Habana, Cuba.
- Gardener T.A., Cote I., Gill J.A, Grant A. & A.R. Watkinson (2003). Long-term region-wide declines in Caribbean corals. *Science* 301:958–960.
- Gavilán L.P. & T. Grau Oberhuber (2011). Cómo cumplir con las Metas de Aichi. *Manual de Aplicación del Convenio de Diversidad Biológica. Ecologistas en Acción*. 24:1.
- Gell F.R. & C.M. Roberts (2003). Benefits beyond boundaries: the fishery effects of marine reserves. *Trends in Ecology and Evolution* 18(9):448-455.
- Green S.J. & Côté I.M. (2009). Record densities of Indo-Pacific lionfish on Bahamian coral reefs. *Coral Reefs* 28(1):107-107.
- Green S.J., Akins J.L., Maljkovic A. & I.M. Côté (2012). Invasive Lionfish Drive Atlantic Coral Reef Fish Declines. *PLoS ONE* 7: e32596.
- Green S.J., Dulvy N.K., Brooks A.L.M., Akins J.L., Cooper A.B., Miller S. & Côté I.M. (2014). Linking removal targets to the ecological effects of invaders: a predictive model and field test. *Ecological Applications* 24: 1311–322.
- Gutiérrez F. (2006). Estado de conocimiento de especies invasoras. Propuesta de lineamientos para el control de los impactos. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Bogotá, D.C., Colombia, 156 p.
- Hackerott S., Valdivia A., Green S.J., Côté I. M., Cox C.E., Akins L. & J.F. Bruno (2013). Native predators do not influence invasion success of Pacific lionfish on Caribbean reefs. *PLoS ONE* 8(7): e68259.
- Halpern B.S., Lester S.E. & K.L. McLeod (2010). Placing marine protected areas onto the ecosystem-based management seascape. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 107(43):18312-18317.
- Halpern B.S. (2003). The impact of marine reserves: do reserves work and does reserve size matter? *Ecological Applications* 13(1): S117– S137.
- Hamner R.M., Freshwater D.W. & P.E. Whitfield (2007). Mitochondrial cytochrome b analysis reveals two invasive lionfish species with strong founder effects in the western Atlantic. *Journal of Fish Biology* 71: 214-222.
- Handwerk B. (2011). Shark's Lionfish Lunch. *National Geographic*. Disponible en <http://news.nationalgeographic.com/-species-science/>. Consultado el 19 de abril 2012.
- Hernández I., Consuelo A. y G. González-Sansón (2006). Variación estacional de la abundancia de especies de peces seleccionadas en el sublitoral rocoso de Ciudad de La Habana, Cuba. *Revista Investigaciones Marinas* 27(1): 61-68.
- Hixon M.A., Green S.J., Albins M.A., Akins J.L. & Jr J.A. Morris (2016). Lionfish: a major marine invasion. *Marine Ecology Progress Series* 558: 161-165.
- Hoegh-Guldberg O., Mumby P.J., Hooten A.J., Steneck R.S., Greenfield P., Gomez E., Harvell. C.D., Sale P.F., Edwards J. & K. Caldeira (2007). Coral reefs under rapid climate change and ocean acidification. *Science* 318 (5857):1737-1742.

- Hughes T.P., Baird A.H., Bellwood D.R., Card M., Connolly S.R., Folke C., Grosberg R., Hoegh-Guldberg O., Jackson J.B.C. & J. Kleypas (2003). Climate change, human impacts, and the resilience of coral reefs. *Science* 301(5635):929-933.
- Johnston M.W. & S.J. Purkis (2011). Spatial analysis of the invasion of lionfish in the western Atlantic and Caribbean. *Marine Pollution Bulletin* 62: 1218–1226.
- Jones L., Acolado P., Cala Y., Cobián D., Coelho V., Hernández A., Jones R. Mallela J., & C. Manfrino (2008). The effects of coral bleaching in the northern Caribbean and western Atlantic. 73-84.
- Jud Z.R., Layman C.A., Lee J.A. & D.A. Arrington (2011). Recent invasion of a Florida (USA) estuarine system by lionfish *Pterois volitans*/P. miles. *Aquatic Biology* 13(1):21-26.
- Lasso-Alcalá O.M. & J.M. Posada (2010). Presence of the invasive red lionfish, *Pterois volitans* (Linnaeus, 1758), on the coast of Venezuela, southeastern Caribbean Sea. *Aquatic Invasions* 5(1): 53-59.
- Layman C.A. & J.E. Allgeier (2011). Characterizing trophic ecology of generalist consumers: a case study of the invasive lionfish in The Bahamas. *Marine Ecology Progress Series* 448:131-141.
- Lesser M.P. & M. Slattery 2011. Phase shift to algal dominated communities at mesophotic depths associated with lionfish (*Pterois volitans*) invasion on a Bahamian coral reef. *Biological Invasions* 13: 1855-1868.
- Lowry G.K, White A.T. & P. Christie (2009). Scaling up to networks of marine protected areas in the Philippines: biophysical, legal, institutional, and social considerations. *Coastal Management* 37(3-4):274-290.
- Maljković A., Leeuwen T.E.V. & S.N. Cove (2008). Predation on the invasive red lionfish, *Pterois volitans* (Pisces: Scorpaenidae), by native groupers in the Bahamas. *Coral Reefs* 27:501–501.
- Martínez-Viloria H., Gómez Á.R. y A. Acero (2011). Presencia del pez león, *Pterois volitans* (Actinopterygii: Scorpaenidae), en el Departamento de la Guajira, Mar Caribe de Colombia. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras* 40(2):445-447.
- Mendoza R. y P. Koleff (2014). Especies acuáticas invasoras en México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.
- Morris J.A.Jr. (2009). The Biology and Ecology of Invasive Indo-Pacific Lionfish. Disertación doctoral. North Carolina State University, Raleigh, North Carolina USA.
- Morris J.A. Jr, & J.L. Akins (2009). Feeding ecology of invasive lionfish (*Pterois volitans*) in the Bahamian archipelago. *Environmental Biology of Fishes* 86(3): 389-398.
- Morris J.A. Jr, Akins J.L., Barse A., Cerino D., Freshwater D.W., Green S. J., Muñoz R.C., Paris C. & P.E. Whitfield, (2009). Biology and ecology of the invasive lionfishes, *Pterois miles* and *Pterois volitans*. *Inv Proceedings of the Gulf and Caribbean Fisheries Institute*.61:409-414.
- Morris J.A. Jr. (2013). El pez león invasor: guía para su control y manejo. Gulf and Caribbean Fisheries Institute Special Publication Series, No. 2, Marathon, Florida, USA.
- Moyle P.B., Cech J.J. (2004). Introduction to Ecology. En *Fishes: an Introduction to Ichthyology*.5th ed. Prentice Hall. USA. (pp. 79-87).
- Mumby P.J., Dahlgren C.P., Harborne A.R., Kappel C.V., Micheli F., Brumbaugh D.R., Holmes K.E., Mendes M.J. & K., Broad (2006). Fishing, trophic cascades, and the process of grazing on coral reefs. *Science* 311(5757):98-101.

- Mumby P.J. & R.S. Steneck (2008). Coral reef management and conservation in light of rapidly evolving ecological paradigms. *Trends in ecology & evolution* 23(10):555-563.
- Mumby P.J. & R.S. Steneck (2011). The resilience of coral reefs and its implications for reef management. In *Coral Reefs: An Ecosystem in Transition* (pp. 509-519). Springer Netherlands.
- Mumby P.J., Harborne A.R. & D.R. Brumbaugh (2011). Grouper as a natural biocontrol of invasive lionfish. *PLoS ONE* 6(6): e21510.
- Mumby P.J., Flower J., Chollett I., Box S., Bozec Y., Fitzsimmons C., Peterson A., Forster J., Gill D., Griffith-Mumby R. & H. Oxenford, (2014). Towards Reef Resilience and Sustainable Livelihoods. *A Handbook for Caribbean Coral Reef Managers*. University of Exeter, Exeter. 172 pp.
- Mumby P.J. & K. Anthony (2015). Resilience metrics to inform ecosystem management under global change with application to coral reefs. *Methods in Ecology and Evolution* 6(9): 1088-1096.
- Murillo Pérez B. (2016). Competencia entre el pez león (*Pterois volitans*) y otros depredadores medianos en el arrecife de Xcalak, Quintana Roo. Tesis de Maestría, Facultad de Ciencias Ecológicas, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México.
- Myers R.A. & B. Worm (2003). Rapid worldwide depletion of predatory fish communities. *Nature* 423 (6937): 280-283.
- Newman M.J.H., Paredes G.A., Sala E. & J.B.C. Jackson 2006. Structure of Caribbean coral reef communities across a large gradient of fish biomass. *Ecology Letters* 9:1216-1227.
- Núñez-Lara E., González-Salas C., Ruiz-Zarate M.A., Hernández-Landa R. y E. Arias-González, (2003). Condition of coral reef ecosystems in central-southern Quintana Roo (Part 2: reef fish communities), pp. 599-611 en J.C. Lang (ed.), *Status of coral reefs in the western Atlantic: results of initial surveys AGRRA*. Program. Atoll Research Bulletin.
- Núñez-Lara E., Arias-González E. & P. Legendre (2005). Spatial patterns of Yucatan reef fish communities: testing models using a multi-scale survey design. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 324:157-169.
- Palumbi S.R. (2004). Marine Reserves and Ocean Neighborhoods: The Spatial Scale of Marine Populations and Their Management. *Annual Review of Environment and Resources* 29:31-68.
- Perera Valderrama S., Alcolado P.M., Aragón H.C., de la Guardia Llansó E. y D.C. Rojas (2013). Condición de los arrecifes coralinos del Parque Nacional Guanahacabibes, Cuba. *Revista Ciencias Marinas y Costeras*. 5:69-86.
- Pina-Amargós F. (2008). Efectividad de la Reserva Marina de Jardines de la Reina en la conservación de la ictiofauna. Tesis de Doctorado, Centro de Investigaciones Marinas, Universidad de La Habana, Cuba.
- Pina-Amargós F., González Sansón G., Martín F. & A. Valdivia (2014). Evidence for protection of targeted reef fish on the largest marine reserve in the Caribbean. *Peer J*. 2: e274.
- Prugh L.R., Stoner C.J., Epps C.W., Bean W.T., Ripple W.J., Laliberte A. S. & J.S. Brashares (2009). The rise of the mesopredator. *Bioscience* 59(9):779-791.
- Quan-Young L.I. & J. Espinoza-Avalos (2006). Reduction of zooxanthellae density, chlorophyll a concentration, and tissue thickness of the coral *Montastraea faveolata* (Scleractinia) when competing with mixed turf algae. *Limnology and Oceanography* 51(2):1159-1166.

- Roberts C.M., Quinn N., Tucker J.W.Jr. & P.N. Woodward (1995). Introduction of hatchery-reared Nassau grouper to a coral reef environment. *Am. J. Manage* 15(1):159-164.
- Roberts C.M., Bohnsack J.A., Gell F., Hawkins J.P. & R. Goodridge (2001). Effects of marine reserves on adjacent fisheries. *Science* 294(5548): 1920-1923.
- Roberts C.M., Hawkins JP, Gell F.R. (2005). The role of marine reserves in achieving sustainable fisheries. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological. Sciences* 360(1453):123-132.
- Ruiz-Carus R, ateson RE, Roberts D. E. & P.E. Whitfield (2006). The western Pacific red lionfish, *Pterois volitans* (Scorpaenidae), in Florida: Evidence for reproduction and parasitism in the first exotic marine fish established in state waters. *Biological conservation* 128(3), 384-390.
- Russ G.R., Alcala A.C. & A.P. Maypa (2003). Spillover from marine reserves: the case of *Naso vlaminii* at Apo Island, the Philippines. *Marine Ecology Progress Series* 264:15-20.
- Sabido-Itzá M., Gómez Poot J.M., Medina Quej A., García Rivas M.C. Hadad & W. López (2011). Proceedings of the 64th Gulf and Caribbean Fisheries Institute. October 31 November 5, 2011. Puerto Morelos. México.
- Sakai A.K., Allendorf F.W., Holt J.S., Lodge D.M., Molofsky J., With K.A., Baughman S., Cabin R. & J.E. Cohen (2001). The population biology of invasive species. *Annual Review of Ecology and Systematics* 305-332.
- Sandin S.A., Smith J.E., DeMartini E.E., Dinsdale E.A., Donner S.D., Friedlander A.M. (2008). Degradation of coral reef communities across a gradient of human disturbance. *PLoS ONE* 3(2): e1548.
- Sciberras M., Jenkins S.R., Kaiser M.J., Hawkins S.J. & A.S. Pullin (2013). Evaluating the biological effectiveness of fully and partially protected marine areas. *Environmental Evidence* 2(1): 1.
- Schofield P.J., Morris J.A. & L. Akins (2009). Field Guide to Nonindigenous Marine Fishes of Florida. NOAA Technical Memorandum NOS NCCOS 92.
- Schofield P.J. (2010). Update on geographic spread of invasive lionfishes (*Pterois volitans* [Linnaeus, 1758] and *P. miles* [Bennett, 1828]) in the Western North Atlantic Ocean, Caribbean Sea and Gulf of Mexico. *Aquatic Invasions* 5 (Supplement 1): S117-S122.
- Schultz E.T. (1986). *Pterois volitans* and *Pterois miles*: Two valid species. *Copeia* 1986: 686-690.
- Smith N. 2010. Lionfish invasion in nearshore waters of the Bahamas: an examination of the effects of artificial structures and invader versus native species colonization rates. MSc. thesis. University of British Columbia. Vancouver, Canadá.
- Sosa E., Malca E. y A. Brito (2014). Torneos de pesca. Estimando la densidad del pez león. *Protocolos de la red de conectividad; Pez León*.
- Stallings C.D. (2009). Predator identity and recruitment of coral-reef fishes: indirect effects of fishing. *Marine Ecology Progress Series* 383: 251-259.
- Steneck R. & J. Lang (2003). Rapid assessment of Mexico's Yucatan reef in 1997 and 1999: Pre- and post-1998 mass bleaching and Hurricane Mitch (stony corals, algae and fishes). *Atoll Research Bulletin* 496: 294-317.
- USGS-NAS, (2014). United States Geological Survey -Nonindigenous Aquatic Species database (USGS-NAS). Disponible en: <http://nas.er.usgs.gov> (Consultado 16 diciembre 2009 y 15 de octubre 2010).

- Valdez-Moreno M., Quintal-Lizama C., Gómez-Lozano R., del Carmen García-Rivas M. (2012). Monitoring an alien invasion: DNA barcoding and the identification of lionfish and their prey on coral reefs of the Mexican Caribbean. *PloS ONE* 7(6): e36636.
- Wantiez L., Thollot P., Kulbicki M. (1997). Effects of marine reserves on coral reef fish communities from five islands in New Caledonia. *Coral Reefs* 16(4): 215-224.
- Whitfield E.P., Hare A.J., Andrew W.D., Harter L.S., Muñoz C.R. & M.C. Addisson (2007). Abundance estimates of the Indo-Pacific lionfish *Pterois volitans/miles* complex in the Western North Atlantic. *Biological Invasions* 9: 53–64.
- Wilkinson C. (2004). Status of Coral Reefs of the World (Australian Institute of Marine Science, Townsville, Australia). En línea: <http://www.aims.gov.au/pages/research/coral-bleaching/scr2004/index.html>.
- Willis T.J., Millar R.B. & R.C. Babcock (2003). Protection of exploited fish in temperate regions: high density and biomass of snapper *Pagrus auratus* (Sparidae) in northern New Zealand marine reserves. *Journal of Applied Ecology* 40(2): 214-227.



HERRAMIENTAS PARA LA IMPLEMENTACION DE LA AbE

La implementación de la Adaptación basada en Ecosistemas parte tanto del conocimiento científico como del conocimiento comunitario local y considera el empleo de valiosas herramientas de evaluación, monitoreo y gestión de ecosistemas las que, compartidas a través de redes de intercambios, fortalece estrategias y nos acerca a las mejores soluciones para la adaptación al cambio climático.

LA PLANIFICACIÓN ESPACIAL MARINA: MARCO OPERATIVO PARA CONSERVAR LA DIVERSIDAD BIOLÓGICA MARINA Y PROMOVER EL USO SOSTENIBLE DEL POTENCIAL ECONÓMICO DE LOS RECURSOS MARINOS

Odalys Aldana Mazorra y Aida C. Hernández-Zanuy

Instituto de Ciencias del Mar.
Avenida Primera Número 18406 entre 184 y 186, Playa, La Habana, Cuba.
E.mail: odalys@oceano.inf.cu

INTRODUCCIÓN

Las actividades humanas en muchas zonas del océano se han incrementado significativamente en los últimos años. Los usos tradicionales del océano por el hombre, tales como la pesca, la actividad náutica recreativa, el transporte, así como la minería de arena y grava, continúan creciendo en importancia. El desarrollo del petróleo y el gas, también se ha incrementado en las zonas marino costeras y continuará hacia zonas más profundas del mar. La pesca se mantiene a niveles bajos, al menos hasta que no se recuperen las poblaciones existentes, y en áreas más restringidas, debido a las jurisdicciones territoriales y la competencia por el espacio marino.

Los nuevos usos del océano, por ejemplo, la energía marina renovable y la acuicultura en alta mar, competirán con aquellos usos tradicionales del espacio marino. No obstante, las opciones productivas se reducen en los mares debido a la ausencia de políticas marinas, la carencia de procesos de ordenamiento espacial y la no resolución de conflictos entre usuarios y el ambiente.

La adaptación al cambio climático basado en una concepción ecosistémica, partiendo de la planificación del espacio marítimo (PEM) podría dar lugar a que la sociedad obtenga más beneficios de la utilización del medio marino a la par que su diversidad natural estará mejor protegida; por otra parte, la gestión basada en los ecosistemas, a través de la PEM, presupone el mantenimiento de un ecosistema en un ambiente sano, y productivo, condición imprescindible para que pueda proporcionar los bienes y servicios que los seres humanos desean y necesitan (Ehler & Douvère, 2009).

Para muchos autores, investigadores y planificadores el planeamiento del espacio marino, es la herramienta o vía para conseguir acercarnos a la visión futura de lo que mundialmente se persigue, que no es más que procurar una vida larga, limpia, segura, saludable, y productiva de los océanos.

Es necesario usar el mar por múltiples razones, y para lograr beneficios económicos y sociales, es preciso que sea conservada la integridad de los ecosistemas marinos, y que las actividades desarrolladas en el medio marino costero coexistan sin conflictos antagónicos, mediante una administración consistente que permita que los resultados ambientales ocasionados por actividades diferentes y los impactos acumulativos causados por estas se tengan en cuenta. Los fenómenos y procesos naturales que dominan este espacio físico, unidos a la acción del hombre sobre el medio ambiente, imponen una manera diferente de pensar. Si bien el nuevo régimen de los océanos, que surge como resultado de la Convención sobre el Derecho del Mar en 1984, otorga a los Estados derechos sobre los mares que los rodean, puede afirmarse también que ello les impone obligaciones en relación con su conocimiento y correcta administración.

En casi todos los países la administración pública promueve controles y regulaciones de actuaciones humanas que dan lugar a consecuencias ambientales. Esta actividad es conocida como la Gestión Ambiental, y está sustentada por un cuerpo de leyes y normativas dirigidas a garantizar la administración y el uso racional de los recursos naturales mediante la conservación, mejoramiento, rehabilitación y monitoreo del medio ambiente y el control de la actividad del hombre en esta esfera. En tanto se integran a ella instrumentos planificadores, normativos, educativos, informativos y operativos vinculados a la superestructura social y con gran incidencia sobre la conciencia colectiva.

En la zona del Gran Caribe hay economías donde la producción de petróleo y productos refinados, así como la explotación de minerales, juegan un rol importante. Algunos países han invertido en el desarrollo de productos industriales diferenciados en industria pesada, liviana y maquiladora, mientras que otros se han especializado en el desarrollo de servicios financieros que incluyen plazas financieras offshore y zonas francas. Numerosos países de la región obtienen gran parte de sus ingresos del turismo que depende de ecosistemas marinos y costeros saludables para su supervivencia.

En el área programática A del capítulo 17 de la Agenda 21, uno de los documentos de la Conferencia de las Naciones Unidas sobre Medio Ambiente y Desarrollo (Cumbre de la Tierra), celebrada en Río de Janeiro, Brasil en junio de 1992, se plantea que “los estados caribeños se comprometen a proceder a un manejo integrado y a un desarrollo sostenible de la zona costera” y se recomienda al manejo integrado de la zona costera como el instrumento adecuado para dar respuesta a las relaciones entre la sociedad y los medios costeros marinos.

La región del Mar Caribe posee una gran diversidad de estados y culturas, y es también una zona de características geográficas muy particulares. Con un área marina bien delimitada, ella es una clara manifestación de que el mar, lejos de dividir nuestros países, constituye un patrimonio común que une a todas las naciones. Por ello los estados de la región tienen ante sí el desafío del desarrollo sostenible mediante una administración inteligente y mesurada de sus recursos en el presente con el objetivo de garantizar el futuro, o por el contrario enfrentar los graves problemas que les causarían explotarlos irracionalmente. El costo económico, social e incluso político de esto último será siempre incomparablemente superior. Recordemos que, como regla, muchos de los daños que causamos a la naturaleza son irreversibles, así como que cuando hablemos de algo agotado o extinguido lo estaremos haciendo para siempre (García, 2001).

En aras de enfrentar esta compleja problemática, y alcanzar un uso sostenible de los ecosistemas marinos costeros, es oportuno situar en el centro de las prioridades acciones relacionadas con el manejo de estos ecosistemas, dirigidas a ordenar el uso humano de los espacios marinos; dónde, cómo y cuándo permitir la realización de un uso o de diferentes usos. Cómo manejar aquellas áreas donde hay un recurso con varios usos, y cómo lograr que estos recursos se mantengan disponibles a perpetuidad, son los nuevos retos (Aldana, 2014).

La Planificación Espacial Marina constituye una herramienta ideal en el marco actual; sobre las bases del manejo como proceso dinámico y continuo en el cual las decisiones se toman para el uso sostenible, el desarrollo y la protección de las áreas marinas y costeras y sus recursos, orientado a asegurar que las decisiones de todos los sectores implicados sean armonizadas y consistentes en relación con la política de las naciones.

Dadas las características de la región del Gran Caribe, la implementación de la Planificación Espacial Marina constituye una necesidad social, económica y ambiental para lograr la sostenibilidad, sustentabilidad y el uso racional de los bienes y servicios de los ecosistemas de la zona marino costera de la región caribeña. Constituye una herramienta muy útil para ordenar el territorio e implementar el manejo integrado costero como uno de los principios en que se basa la implementación de la Adaptación basada en Ecosistemas.

LA PLANIFICACIÓN ESPACIAL MARINA: UNA PRIORIDAD

Las zonas marino costeras concentran una importante productividad económica y una gran riqueza de recursos naturales. En razón de esta riqueza estas zonas están constantemente sometidas a una fuerte presión por su utilización y explotación con distintos fines, como los urbanísticos o pesqueros o incluso como receptoras de vertidos de aguas residuales, entre otros. Ante esta situación los gobiernos de cada país son llamados a crear y aplicar herramientas de ordenamiento y manejo costero, con el fin de velar por la protección efectiva de los mares y, especialmente, de las zonas costeras.

El uso sostenible de los recursos marinos y costeros constituye una oportunidad excepcional para el acercamiento entre las naciones y para el establecimiento de relaciones de cooperación fuertes, duraderas y concretas. Precisamente en ello radica la posibilidad de la contribución del mar y las zonas costeras a la sostenibilidad en la región caribeña. Una firme voluntad política, tanto nacional como internacional, es imprescindible para el objetivo común de lograr una contribución significativa del Mar Caribe y sus costas a la sostenibilidad del desarrollo socioeconómico en la región (García2001).

La obligación de proteger el medio ambiente marino costero se encuentra contenida en distintos convenios e instrumentos de organismos internacionales. Por ejemplo, en el Capítulo17 de la Agenda 21 del Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA) de1992 (<http://www.un.org/spanish/esa/sustdev/agenda21/agenda21sptoc.htm>), se establece textualmente que “se exige a los Estados un nuevo enfoque de la ordenación y el desarrollo del medio marino y las zonas costeras en los planos nacional, subregional, regional y mundial, que deben ser integrados en su contenido y estar orientados a la previsión y la prevención”.

Más recientemente, durante la Cumbre Mundial sobre el Desarrollo Sostenible en el 2012, celebrada en Johannesburgo, se creó el Foro Global sobre los Océanos, las Costas y las Islas (FGO). Su objetivo es sentar las bases para la inclusión de la perspectiva de los océanos en la Cumbre, llamando la atención acerca de la importancia económica y social de los océanos, costas y los pequeños estados insulares en desarrollo (PED), así como los graves problemas que les aquejan.

La Convención de Diversidad Biológica promovió la compilación y síntesis de la información disponible con las Partes, otros gobiernos y organizaciones relevantes, de sus experiencias y usos del Planeamiento Espacial Marino, en particular sobre los principios ecológicos, económicos, sociales y enfatizó que el (PEM) tiene el potencial de transformar la forma en la que los océanos son manejados (Secretariat of the Convention on Biological Diversity and the Scientific and Technical Advisory Panel-GEF (2012).

SURGIMIENTO DE LA PLANIFICACIÓN ESPACIAL MARINO: CONCEPTO, PRINCIPIOS Y CONSIDERACIONES

La gobernanza de los mares adyacentes por parte de los países con costas, junto con el mantenimiento de un mar abierto a todos, está parcialmente regulada por la Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar (CNUDM). En un intento de planeamiento y gestión del uso del mar, dicho tratado aceptó el derecho soberano que poseen los Estados sobre una parte del mar adyacente a sus costas, reconociendo al mismo tiempo, que otra parte del mar y del fondo marino debían ser considerados “patrimonio de la humanidad”; es decir, un espacio compartido por todas las naciones del mundo (Jiménez, 2013).

El Planeamiento Espacial Marino o Planificación Espacial Marina (PEM), tiene sus raíces en las geopolíticas que los Estados han venido ejerciendo sobre los espacios marinos, durante siglos (Jiménez 2013, Aldana 2014). Con este término es reconocido internacionalmente, el por lo general denominado Ordenamiento Espacial Marino (OEM) u Ordenamiento Marino (OM en el ámbito latinoamericano).

Originalmente comenzó como un enfoque de gestión para la conservación de la naturaleza en la Gran Barrera de Arrecifes del Parque Marino Australiano, hace más de 30 años. En los mares más poblados de los países europeos se ha utilizado recientemente como un efectivo proceso para el logro de objetivos múltiples. La implementación del planeamiento del espacio marino para lograr objetivos económicos y medioambientales, se ha extendido rápidamente a países de Europa Occidental y a lugares tan distantes como los Estados Unidos y Vietnam (Ehler y Douvere, 2009).

Durante los últimos años, la PEM ha sido centro de gran interés en todo el mundo, ya que ofrece un marco operativo a los países para mantener su diversidad biológica marina y al mismo tiempo permite el uso sostenible del potencial económico de sus recursos oceánicos. Esencialmente, es una guía que puede hacer que los componentes claves para la gestión basada en la conservación de la integridad de los ecosistemas presentes en las zonas marino- costeras, se hagan realidad (Ehler y Douvere, 2009).

Concepto

El ordenamiento del espacio marino es una forma práctica de crear y establecer una organización más racional para la utilización del espacio marino y viabilizar interacciones no antagónicas entre sus usos, para equilibrar las demandas requeridas por el desarrollo con la necesidad de proteger los ecosistemas marinos, asegurando su estabilidad, integridad y resiliencia y para lograr los objetivos sociales y económicos de una manera abierta y prevista. Es un proceso público de asignación y análisis de la distribución espacial y temporal de las actividades humanas en las zonas marinas para alcanzar los objetivos ecológicos, económicos y sociales previstos; llevados a cabo a través de un proceso político (Ehler y Douvere, 2009). Este proceso no reemplaza la planificación ni los procesos de implementación sectoriales. Los planes de regulación de pesca y las regulaciones que existen sobre las áreas marinas protegidas, entre otras, siempre deben ser preparados por los sectores encargados de estos temas. El OEM busca acuerdos entre los planes que cada sector desarrolla para un área determinada, pero no participa en desarrollar dichos planes (Jiménez, 2013).

Según Joseph Appiott (2015) de la Secretaria de la Convención de Diversidad Biológica celebrado en Canadá el Planeamiento Espacial Marino (Marine Spatial Planning) o MSPes un marco de planificación que se centra en los requisitos de ordenación del territorio para sostener los bienes y servicios de estos entornos a través del tiempo(<https://www.cbd.int/doc/meetings/mar/mcbws-2015-01>).

Son principios del planeamiento del espacio marino los siguientes:

- El principio de integridad de los ecosistemas: Este principio implica mantener la estructura y funcionamiento del ecosistema dentro de un entorno propio con sus particularidades exclusivas. Incluye el reconocimiento de que los ecosistemas son sistemas dinámicos cuya biomasa y flujos energéticos oscilan naturalmente dentro de determinados rangos.
- El principio de integración: Implica la asociación coordinada de diferentes sectores e instituciones para desempeñar acciones coherentes e integradas con el fin de evitar conflictos de uso y de competencias. La Integración entre niveles de gobierno ayuda a incrementar y reforzar mutuamente decisiones y acciones.
- El principio de la confianza del público: Este principio (o doctrina) implica que los recursos marinos, incluyendo el espacio marino, pertenecen al pueblo y son mantenidos en fideicomiso por el

gobierno para su pueblo y las generaciones futuras. El espacio marino debe ser manejado como un “bien común”, es decir como parte del dominio público, no propiedad exclusiva o asignado a un solo grupo o interés privado.

- El principio de transparencia: Este principio sugiere que el proceso utilizado para tomar decisiones debe ser fácilmente entendido por el público, que los ciudadanos puedan ver cómo se toman las decisiones, cómo los recursos se han asignado, y cómo las decisiones pudieran o no afectar sus vidas.
- El principio de precaución: Este principio sugiere que si una decisión podría causar daños graves o irreversibles para la sociedad o el medio ambiente, en ausencia de un consenso científico, la carga de la prueba recae sobre aquellos que abogan por tomar la acción. Los costos de la contaminación o daño al medio ambiente deben ser pagados por la parte responsable.

Consideraciones generales

La ordenación del espacio marino resulta ser un proceso político que debe ir en correspondencia con las prioridades económicas, políticas y sociales de los Estados, siendo definido desde su surgimiento como una herramienta de manejo y se ha valido de las experiencias de este para la gestión y la adaptación. Es un proceso que logra absorber los elementos y características del área que se pretende ordenar y de la información científica relevante. Se corrobora el valor protector y regulador del planeamiento, entendiéndose que el mismo es un proceso que proporciona las bases para la toma de decisiones de cómo los recursos deben ser utilizados y protegidos

La necesidad de realizar una lectura e interpretación de este espacio, visto el mismo como un recurso de dimensiones múltiples, en el que se reflejan las interdependencias entre factores ambientales, económicos y socioculturales, en el que la conservación y el desarrollo no pueden ser entendidos como términos antagónicos, sino como realidades que tienen que ser necesariamente compatibles y fruto de nuevas formas de valoración, ordenación, explotación y gestión del territorio. Una visión íntegra y un adecuado diagnóstico de los problemas, constituyen pilares fundamentales para el diseño de cualquier estrategia de desarrollo regional.

El proceso de planeamiento incluye el desarrollo económico sostenible y la conservación de la biodiversidad. Es la ruta a seguir para lograr que las actividades en el medio marino coexistan y que los efectos de actividades diferentes y los acumulativos del medio ambiente en su conjunto se tengan en cuenta y sean administrados de forma coherente. La ordenación, permitirá que los ecosistemas sean resistentes a los cambios ambientales a fin de entregar los productos y servicios que necesitamos para las generaciones presentes y futuras. Tanto para la eliminación de las presiones sobre el ecosistema provocando el incremento de la resiliencia, como para la reducción de la vulnerabilidad a partir de las regulaciones de control que permitan disminuir las presiones que enfrentan los ecosistemas, para la adaptación planificada a los cambios del clima, es preciso ordenar el espacio (Aldana, 2014).

Existe una retroalimentación entre las acciones de adaptación y el proceso de planeamiento (Fig. 1): ordenar el espacio, a partir del conocimiento de sus usos, características, elementos y sistemas, con el objetivo de conocer las presiones a las que está sometido y reducirlas o eliminarlas, resultando en un incremento de la capacidad del ecosistema para resistir y recuperarse, así como para reducir su vulnerabilidad. En tanto, utilizar a la vez ese conocimiento sobre la vulnerabilidad y la capacidad de resistir y recuperarse de un ecosistema (resiliencia) se convierte en una herramienta para la asignación de determinados usos.

En correspondencia con lo anterior, consideramos al ordenamiento o planeamiento del espacio marino, un proceso que debe ser regulado por un marco jurídico integrado, como la actividad estatal devenida en un proceso público, de regulación y control del uso y transformación del espacio considerando sistemáticamente, los aspectos ambientales sobre la base del análisis integral de sus recursos bióticos y abióticos, su vínculo con los factores económicos y las características de los sectores productivos,

la aptitud del territorio, la capacidad de carga y de regeneración de los ecosistemas, así como los conflictos socio ambientales entre sectores; destinado a asegurar desde un perspectiva ecosistémica con enfoque ecológico y ambiental la formulación de políticas, elaboración de planes y el progreso de la gestión, a fin de alcanzar un desarrollo sostenible armonizado entre las interrelaciones de la naturaleza con la sociedad.

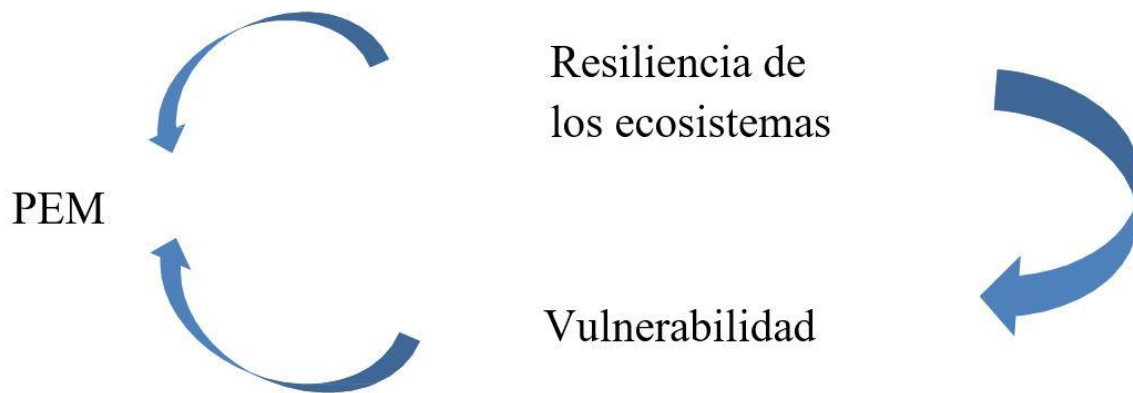


Figura. 1. Proceso de retroalimentación del PEM (Aldana 2014).

Aldana (2014) identificó etapas de los procesos de ordenamiento (Fig. 2) que, aunque difieren en cantidad de pasos o procesos con propuestas anteriores (Ehler y Douvere, 2009; Jiménez, 2013) coinciden en la mayoría de criterios y aspectos.

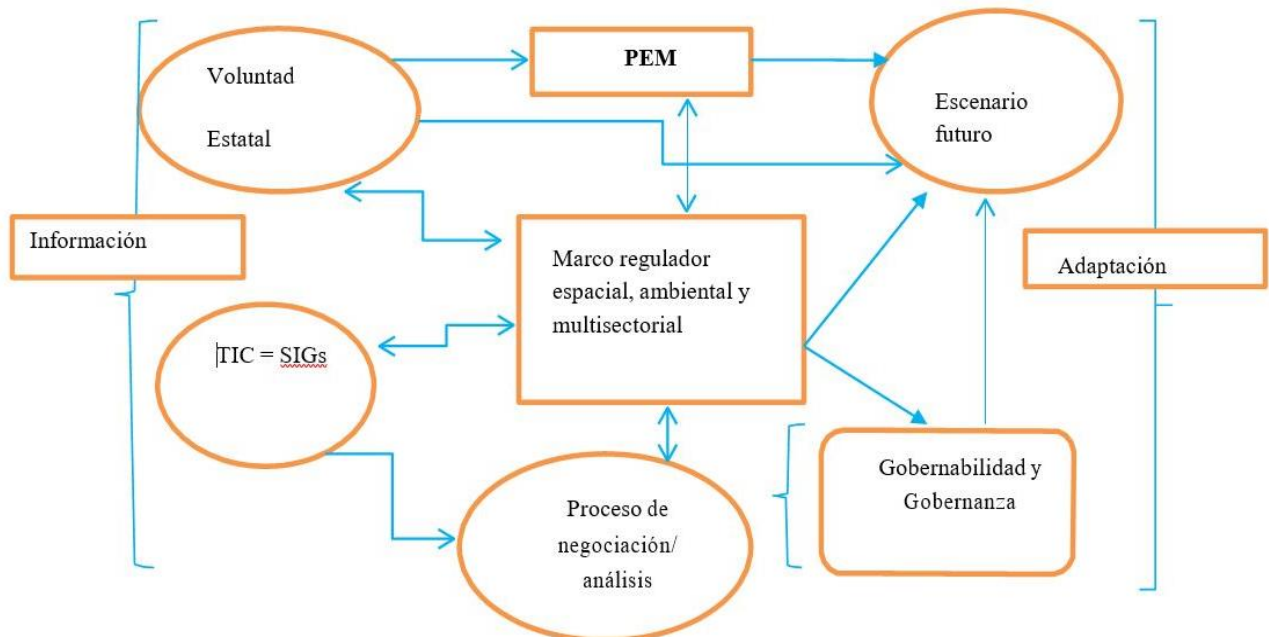


Figura. 2. Etapas del Planeamiento Espacial Marino (Aldana 2014).

La figura 2 muestra la identificación, sobre la base de las metodologías estudiadas, que se proponen como ciclos o etapas del PEM u OEM, mostrándose en la misma la importancia de los Sistema de Información Geográfica como herramienta fundamental para el mapeo diferentes hábitats, la identificación de usos potenciales y el estado natural, lo que facilitaría diagnosticar los conflictos entre los usos y hábitats.

EL GRAN CARIBE

En el Hemisferio Norte Occidental, donde convergen las dos grandes plataformas del continente americano, un mar se extiende casi 2.7 millones de kilómetros cuadrados y demarca una superficie de influencia que resulta aún mayor que la que abarcan sus aguas de color azul turquesa. El Gran Caribe (concepto político creado en el seno de la AEC) toca las costas de América del Norte, América Central y América del Sur. Va de la península de Yucatán hasta las Guayanas rodeándolas Antillas Mayores y Menores; comprende incluso aquellos archipiélagos que se localizan donde sus corrientes se diluyen en el golfo de México y el océano Atlántico, desde las islas Bahamas hasta Trinidad (AEC 2012).

En Latinoamérica y el Caribe, es más habitual escuchar sobre ordenamiento de la zona terrestre, que de las zonas marino costeras. Sin embargo, en los últimos años, tanto la sobreexplotación, como la contaminación, el aumento del tráfico marino y el desarrollo de la infraestructura costera han tenido un efecto devastador sobre los recursos marino-costeros; tal situación ha incrementado la conciencia ambientalista sobre estos problemas e incentivado la implementación en nuestros países de políticas de ordenamiento espacial marino. Un elemento esencial para ello ha sido la evidencia de que cuando los ecosistemas marinos y costeros son saludables su papel en la protección de la zona costera y por tanto del bienestar de las comunidades costeras, el alto y por ello hay que conservarlos y mantenerlos para conservar y mantener sus servicios ecosistémicos (Suárez *et al.*, 2013).

En 1983, en Cartagena de Indias, Colombia, se adoptó el “Convenio para la Protección y el Desarrollo del Medio Marino de la Región del Gran Caribe”. Este tratado, que oficialmente entró en vigor en 1986, es comúnmente conocido como el Convenio de Cartagena, siendo el único marco legal regional para la protección y el desarrollo del Gran Caribe y ofrece una base común para construir un régimen sólido con respecto a la mejor ordenación de sus recursos costeros y marinos.

Con la aprobación de una resolución general en febrero de 2009, la Asamblea General de Naciones Unidas hizo un llamado al sistema de la ONU para reconocer al Mar Caribe como un “área especial dentro del contexto del desarrollo sostenible”. Este gran ecosistema marino cuenta con el mayor número de estructuras de gobernabilidad geopolíticas, el mayor número de límites marítimos y el mayor número de pequeños estados insulares en desarrollo. El Gran Caribe representa una población unida por su dependencia común a los bienes y servicios ecosistémicos existentes en la región para su sustento (Convenio para la Protección y el Desarrollo del Medio Marino de la Región del Gran Caribe y sus Protocolos, 2012).

Sin embargo, la sostenibilidad de los ecosistemas que brindan estos bienes y servicios está amenazada por las mismas actividades generadoras de ingresos que aseguran la estabilidad económica, así como por el constante incremento de los impactos ocasionados por el cambio climático. Acciones concertadas entre los países de la región nos permitirá conocer mejor nuestro patrimonio común, e implementar soluciones que benefician a todos los estados de la región.

Acciones y estrategias en la Región del Gran Caribe

Uno de los mayores retos de conservación regional es lograr la aplicación de mejores prácticas y principios sustentables de desarrollo, mediante los cuales se sustenten y promuevan prácticas de uso de recursos de bajo impacto. Para lograrlo, es fundamental crear condiciones favorables en los entornos político, social y productivo que influyan sobre las áreas marinas y sobre los ecosistemas que las interconectan (March *et al.*, 2009).

Los procesos de integración y concertación política en el Caribe no son fenómenos actuales. Estos tienen raíces históricas que datan del siglo XVII. Este proceso ha transitado por diversas etapas, y ha tenido sus peculiaridades en cada una de ellas.

El 24 de julio de 1994, con la firma del Tratado de Cartagena, veinticinco países optaron por aprovechar el vasto potencial del mar Caribe y constituyeron la Asociación de Estados del Caribe (AEC) con el propósito de promover la consulta, la cooperación y la acción concertada entre todos los países del Caribe (<http://www.acs-aec.org/index.php?q=es/sobre-la-aec>).

Su creación se dio en un momento en el que el entorno externo estaba cambiando rápidamente con el surgimiento de bloques globales, la creación de la Organización Mundial del Comercio (OMC) y las presiones en pos de la liberalización comercial. La AEC busca fortalecer la cooperación regional para lograr un avance cultural, económico, social, científico y tecnológico sostenido; desarrollar el potencial del Mar Caribe; promover un espacio económico ampliado para el comercio y la inversión, y establecer las estructuras institucionales necesarias y los acuerdos de cooperación que respondan a las distintas identidades culturales y necesidades en materia de desarrollo dentro de la región.

Se trata nada menos que de impulsar la cooperación entre los pueblos diversos del Gran Caribe en áreas claves de su progreso material y espiritual. Diversidad que se expresa en la cotidianidad de sus vidas en los idiomas de uso colectivo, en las religiones que profesan, en la heterogeneidad de sus poblaciones, en el tamaño de éstas y de sus territorios habitados y, en fin, en la ausencia de conocimiento mutuo, producto de siglos de vida colonial bajo el dominio de distintos imperios. No obstante, todas las diferencias antes señaladas, comparten una identidad basada en su historia y en su pertenencia a una cuenca marina que ha sido determinante en muchos sentidos para su existencia. (<http://www.nbcsvg.com/2014/04/24/svg-association-caribbean-states-summit>).

Además de la Comunidad del Caribe (CARICOM), en nuestra región existen varias organizaciones como la Comunidad de Estados Latinoamericanos y Caribeños (CELAC), la Unión de Naciones Suramericanas (UNASUR), la Organización de Estados Americanos (OEA), la Organización de Estados del Caribe Oriental (OECS) y el Sistema de Integración Centroamericana (SICA), por sólo nombrar algunas, que han logrado contribuciones muy valiosas.

En 2001 la AEC presentó a los Estados Miembros y Asociados la iniciativa para la creación de una Zona de Turismo Sostenible del Gran Caribe, mediante la firma y ratificación de un Convenio y un Protocolo, como herramientas que permitan a los países iniciar una gestión a favor del desarrollo de un turismo responsable. Se trata de maximizar los recursos por medio de prácticas sostenibles con base en indicadores (económicos, sociales y de medio ambiente) que fueron presentados como parte integral de estos documentos (AEC, 2012).

Desde la fundación de la AEC el turismo ha sido considerado como un factor de desarrollo de vital importancia, siendo la nueva industria del Gran Caribe y de él depende el crecimiento de muchas de las economías, particularmente en la región insular anglófona. El 6 de noviembre de 2013 entró en vigor el Convenio que establece la Zona de Turismo Sostenible del Caribe, lo que coloca a la región del Gran Caribe como la primera Zona de Turismo Sostenible a nivel mundial (<http://www.caribbeannewsdigital.com/noticia/el-gran-caribe-establece-zona-de-turismo-sostenible>).

Sin embargo, la fuerte actividad turística plantea graves amenazas al medio ambiente, la gran participación que tiene el turismo en las economías la vuelve una actividad vulnerable a los desastres naturales y humanos, así como a las fragilidades económicas y sociales. De ahí la importancia del desarrollo del turismo sostenible a nivel regional para dar un uso óptimo a los recursos ambientales, que son un elemento fundamental del desarrollo turístico, y para asegurar actividades económicas viables a largo plazo que reporten a todas las partes beneficios socioeconómicos bien distribuidos.

Pese a lo anterior es preciso acotar cuando nos referimos al concepto de desarrollo sostenible, o sustentable que este concepto es resultado de la evolución de la comprensión de los problemas globales de recursos naturales. En los modelos mundiales de desarrollo la visión de los recursos naturales evolucionó desde las primeras posiciones neo-malthusianas hacia la proposición de soluciones regionales a problemas específicos, habida cuenta de las necesidades humanas inmediatas y las de largo plazo sobre bases ecológicas y también culturales. Surge el concepto de forma paulatina a partir de una necesidad de lograr un desarrollo cuyo objetivo fuese satisfacer necesidades básicas locales según las exigencias ambientales de cada lugar (Luna-Moliner, 1999).

Después de la conceptualización del eco-desarrollo de Sachs en 1972, la Primera Conferencia Cumbre de Medio Ambiente y Desarrollo CMMAD de 1987, definió como desarrollo sostenible “aquel que satisface las necesidades de la generación presente sin comprometer las capacidades de la generación futura para satisfacer las suyas”.

Proveniente del idioma inglés, este vocablo ha atravesado por una fase de controversia conceptual, según Arnaíz 1997 proviene de la contraposición del vocablo sustainability, que en el inglés significa, además del mantenimiento de un objetivo, el mantenimiento de la marcha de un proceso, razón por la cual no es lo mismo sustentabilidad que sostenibilidad. El empleo del término sostenible posee cierta connotación estática y el vocablo sustentable ofrece cierto sentido de proceso dinámico. La sustentabilidad replantea la relación entre la naturaleza y el hombre pasando a ser los recursos naturales un elemento esencial para el desarrollo y no el centro de atención de uno de los problemas globales per se. (Luna Moliner, Ana María., 1999).

Sin embargo sea cual sea el término a utilizar la revaloración del desarrollo humano a partir de la emergencia del denominado problema global generado en la carencia de los recursos naturales ha llevado la cuestión más allá de las posibles soluciones tecnológicas, significa ahora, tanto el manejo participativo de los recursos como la socialización equitativa de los resultados; acciones a lograr a través de la identificación de hábitos, usos, actividades, dirigidas a la conservación y utilización de los bienes y servicios de los recursos marinos, con enfoque participativo, cognitivo y adaptativos, posible ser alcanzado mediante una planificación del espacio en cuestión.

Otra importante proyección estratégica de la AEC fue poner en marcha el programa Uniendo al Caribe por Aire y Mar, firmado el 30 de abril de 2014, cuyo objetivo consiste en asegurar el establecimiento de un sistema de transporte aéreo y marítimo que sea coherente, integrador, eficaz y seguro. Considerando que el sector transporte constituye un elemento indispensable para el desarrollo del Gran Caribe, no sólo en el área de comercio, sino también para facilitar el movimiento de personas y en consecuencia impulsar la cooperación regional, ¿consciente de los retos que enfrenta la región en materia de conectividad (<http://www.acs-aec.org/index.php?q=es/transporte>).

En tanto se han puesto en marcha los siguientes proyectos:

- El Acuerdo sobre Transporte Aéreo entró en vigor el 19 de septiembre de 2008.
- Mapa de rutas marítimas del gran Caribe: Es una base de datos para facilitar y promover el comercio en el Gran Caribe al poner en contacto a transportistas, exportadores e importadores con actores clave del sector marítimo en la región y brindar información sobre los servicios que existen, su frecuencia, rutas y la localización de los diferentes agentes de las líneas navieras. El mapa interactivo se actualiza

periódicamente y cuenta con una página web. El proyecto es ejecutado en colaboración con la Comisión Centroamericana de Transporte Marítimo (COCATRAM), el Ministerio de Transporte de Cuba (MITRANS) y la Autoridad Marítima de Panamá (AMP).

- Estrategia marítima y portuaria del Gran Caribe: Los puertos del Caribe tienen la capacidad y los operadores suficientes para satisfacer las necesidades portuarias actuales. Sin embargo, los elevados costos del sector marítimo en el Gran Caribe están estrechamente ligados con la eficiencia portuaria y con el hecho de que una porción considerable del transporte entre islas se realiza a través de un sector informal, cuyos servicios son desconocidos para muchos usuarios potenciales (www.acs-aec.org).
- En este contexto se pone en marcha el proyecto de Estrategia Marítima y Portuaria del Gran Caribe a fin de lograr un sector marítimo competitivo y capaz de satisfacer las necesidades del comercio exterior.

Este proyecto busca informar a los Países Miembros y Asociados sobre políticas para aumentarla eficiencia y desarrollar la infraestructura portuaria capaz de responder al aumento del tráfico que se prevé con la ampliación del Canal de Panamá, siendo un suceso de tremenda importancia para el Gran Caribe por varias razones. Sin embargo, resulta difícil predecir los beneficios o las consecuencias de la ampliación del Canal de Panamá. El proyecto conducirá a una mayor competencia entre los puertos regionales y las líneas navieras y, sin dudas, los expedidores serán los rotundos ganadores. Las oportunidades están ahí, esperando a que los Gobiernos de la región las exploten. Ya sea por el azar, por la necesidad o por estar imbuidos de una clara visión, la ampliación conducirá a los puertos y economías del Gran Caribe a una red global más eficiente (www.acs-aec.org).

En el mes de enero de 2016 se celebró en Haití la XXI Reunión de la Asociación de Estados del Caribe, donde se debatió como tema central la sostenibilidad del Mar Caribe ante el impacto negativo de los fenómenos meteorológicos en el área, debido a los daños que ocasionan a las economías de estos países al renglón turístico y a la existencia de los pequeños estados insulares (Villar y Conde 2016). Las discusiones se centraron en la situación del Mar Caribe ante el cambio climático, partiendo de los resultados del seminario de expertos sobre el tema, celebrado en Trinidad y Tobago en noviembre de 2015 (Granma, 2016). Este encuentro es una muestra reciente de la voluntad política de los países del área de materializarla necesaria integración caribeña, también en los temas marinos y costeros.

CASOS DE MANEJO COSTERO INTEGRADO EN LATINOAMÉRICA

Perú

Ha actuado a nivel internacional, nacional y local en la formulación de políticas de gestión ambiental orientadas a las zonas marino-costeras. A nivel internacional, en 1981 adoptó junto con Chile, Colombia, Ecuador y Panamá, el Convenio y el Plan de Acción para la Protección del Medio Marino y Áreas Costeras del Pacífico Sudeste, que conforma el marco subregional para la preservación del medio marino y las áreas costeras.

Belice

A partir de 1989 el Manejo de Zonas Costeras (MZC) en Belice pasó a ser responsabilidad de una unidad integrada en el Departamento de Pesca. La base normativa de la planificación es la “Ley de Manejo de Zonas Costeras de 2000”, que define las políticas, estrategias y líneas de gestión y conservación de los recursos costeros de esta nación. La planificación se desarrolla en dos fases: la primera a través de la aprobación de la “Estrategia Nacional Integrada de Gestión de Zonas Costeras de Belice” y la segunda mediante las líneas regionales, que aplican los nueve planes de las regiones costeras más la política para los Cayos.

México

Ha desarrollado en su ordenamiento jurídico un instrumento que se puede considerar como una herramienta de MCI: el Ordenamiento Ecológico del Territorio (OET). El OET busca ser un instrumento de carácter preventivo vinculado con la planificación ambiental, mediante el cual puedan determinarse los usos óptimos para el territorio, en función de sus características y posibilidades ambientales, contribuyendo a inducir el manejo de los recursos naturales y el desarrollo urbano y productivo de los mismos.

En noviembre de 2006 se aprobó el Ordenamiento Ecológico Marino del Golfo de California, y en noviembre de 2012 el Ordenamiento Ecológico Marino del Golfo de México y el Caribe.

Colombia

Las políticas en torno al MCI en Colombia, se iniciaron con la elaboración de la Política Nacional Ambiental de Zonas Costeras de 1997, la cual se aprobó por el Consejo Nacional Ambiental en diciembre de 2000. Ejemplo: el Programa Piloto Nacional de Adaptación al Cambio Climático (INAP)

Costa Rica

Como una forma de proteger los ecosistemas marinos costeros, existen dos modelos de gobernanza que toman como base los principios del MIC: las Áreas Marinas de Uso Múltiple (AMUM) y las Áreas de Marinas de Pesca Responsable (AMPR). Las AMUM se crean como un modelo de gestión y gobernanza del espacio marino en el que coexisten diferentes actividades de aprovechamiento y conservación de una forma organizada. Dentro de las AMUM hay áreas marinas protegidas, áreas de pesca y otras zonas que no pertenecen a ninguna de estas categorías, conocidas como zonas de influencia. Debido a las distintas actividades que se dan dentro de las AMUM, también existen diferentes instituciones competentes que deben velar por la conservación de los recursos de esas áreas. Las Áreas Marinas de Pesca Responsable (AMPR) fueron creadas en el año 2008 por el Instituto Costarricense de Pesca y Acuicultura (INCOPESCA) con el objetivo de regular la pesca y asegurar el aprovechamiento de los recursos pesqueros a largo plazo. Este modelo de gobernanza toma sus principios del Código de Conducta para la Pesca Responsable de la FAO.

República Dominicana

El proyecto de “Zonificación Marina Basada en Ecosistemas para la Bahía de Samaná” se implementa al marco de una alianza institucional entre el Centro para la Conservación y Ecodesarrollo de la Bahía de Samaná y su Entorno (CEBSE) y The Nature Conservancy (TNC).

Cuba

Se han definido Áreas Marinas Protegidas, Zonas Bajo Régimen de Manejo Integrado Costero (ZBRMIC) y guías metodológicas para el ordenamiento en zona costeras. Existe vasta legislación en materia ambiental. Se han implementado planes de manejo integrado en áreas relevantes de la plataforma insular cubana como en el Archipiélago Sabana Camagüey.

CONSIDERACIONES GENERALES

La planificación ofrece un marco operativo para mantener la diversidad biológica marina y al mismo tiempo permite el uso sostenible del potencial económico de sus recursos oceánicos, sirviendo como

punto de partida para lograr una mejor administración de los usos compatibles y reducir los conflictos entre estos, las actividades humanas y la naturaleza, así como lograr que los efectos ambientales acumulativos por utilizar el medio marino, se gestionen a través de un manejo integrado. En tanto favorece el proceso de toma de decisiones y la implementación del enfoque basado en ecosistemas en ambientes marinos, permitiendo que los usos humanos dentro del ambiente marino se basen en decisiones integradas, consistentes y futurísticas, por consiguiente, permite la sostenibilidad de los bienes y servicios que el ambiente marino proporciona tanto a la humanidad como al resto de los organismos vivos del planeta.

La visión y dirección coherente, no sólo de lo que es deseable, sino de lo que es posible en las zonas marinas permite reducir la desintegración de los hábitats marinos a medida que posibilita priorizar, administrar y dirigir los recursos, crear y estimular oportunidades coordinando las acciones y las inversiones en el espacio y tiempo, asegurando efectos positivos de las inversiones mediante la coordinación y el desarrollo equilibrado de actividades marítimas para proteger el medio ambiente identificando prontamente las repercusiones y oportunidades del uso múltiple del espacio.

Las acciones y estrategias dirigidas al uso de estos espacios deben prever y poner en práctica modelos planificativos que permitan desde un enfoque ecosistémico considerar la resiliencia y vulnerabilidad de los ecosistemas marinos, desde una perspectiva adaptativa, sostenible y sustentable, dirigida a la conservación del medio marítimo, pero también de cara a los futuros impactos que se prevén con el desarrollo socioeconómico que vislumbra el Gran Caribe.

La Región del Gran Caribe constituye un grupo de ecosistemas interconectados y una amenaza ambiental a una de sus partes representa una amenaza potencial para las demás por lo que la integración regional es el único modo de implementar la Adaptación basada en Ecosistemas en esta zona geográfica.

REFERENCIAS

- AEC. (2012). Asociación de Estados del Caribe. La Zona de Turismo Sostenible del Caribe. 20 años promoviendo la cooperación en el Gran Caribe, Ciudad de México.
- Aldana M., O. (2014). Vacíos legales existentes en la legislación cubana asociados a la planificación espacial de zonas marino-costeras. Tesis presentada en opción al título académico de máster en gestión integrada de la zona costera. Centro de Investigaciones Marinas, Universidad de La Habana, Cuba.
- Appiott J. (2015). Elementos del proceso de Planeación Espacial Marina. Taller de Expertos del CDB sobre Planeación Espacial Marina. 9-11 septiembre 2014. Secretaria de la CDB/PNUD. (<https://www.cbd.int/doc/meetings/mar/mcbws-2015-01>).
- Ehler C. & F. Douvere (2009). Marine Spatial Planning a Step-by Step. Approach Toward Ecosystem Bases Management. Intergovernmental Oceanographic Commission and Man and the Biosphere Programme. UNESCO. Paris. Vol. IOC Manual and Guides. No. 53. ICAM Dossier 6.
- García Montero, G. (2001). Mar Caribe, Zonas Costeras y Sostenibilidad Cuba: Medio Ambiente y Desarrollo. Revista electrónica de la Agencia de Medio Ambiente Año 1, No. 1, ISSN-1683-8904.
- Granma (2016). Cuba asumió presidencia pro tempore de la Asociación de Estados del Caribe. Periódico Granma. La Habana. 20 de enero de 2016.
- Jiménez A., J. (2013). Ordenamiento Espacial Marino: Una Guía de Conceptos y Pasos metodológicos. Mar Viva.

- Luna-Moliner, A. M. (1999). Desarrollo sustentable del turismo en la región caribeña. Principios y estrategia regional, elementos nacionales. En: El Caribe, contribución al conocimiento de su geografía. S.L: Editorial Â GIDO-ALVIGRAF, 124-130 pp.
- March, I.J., M. A. Carvajal, R.M. Vidal, J.E. San Román y G. Ruiz (2009). Planificación y desarrollo de estrategias para la conservación de la biodiversidad, en Capital natural de México, vol. II: Estado de conservación y tendencias de cambio. CONABIO, México, pp. 545-573.
- Secretariat of the Convention on Biological Diversity and the Scientific and Technical Advisory Panel—GEF (2012). Marine Spatial Planning in the Context of the Convention on Biological Diversity: A study carried out in response to CBD COP 10 decision X/29, Montreal, Technical Series No. 68, 44 pages.
- Suárez A. , Hernández-Zanuy A., Rodríguez A., Blanco P., Sánchez B., Rodríguez L., Menéndez L., Guzmán José M., Rodríguez L., Cjejas F., Novua O., Pérez J., Hernández A., López A., Martell A., Ferrás H., Camino M., Pons R., de Miguel José M., Alcolado Pedro M., Hernández D., Caballero H., Busutil L., Perera S., Hidalgo G., Puga R., Piñeiro R., Cobas L., de León María E., Capetillo N., Alzugaray R., Moncada Félix G. Azanza J., Nodarse G., Medina Y., Forneiro Y., Martínez B., Lorenzo S., Esquivel M., Guerra R., Sosa M., Loza S., Lugioyo M. y L. Busutil. (2013). Diversidad Biológica. Capítulo de Libro. Pp. 203-261: En: Planos E., Vega R y A Guevara (Editores) 2013. Impacto del Cambio Climático y Medidas de Adaptación en Cuba. Instituto de Meteorología, Agencia de Medio Ambiente, Ministerio de Ciencia Tecnología y Medio Ambiente. La Habana Cuba, 430 pp. Editorial AMA. ISBN 978-959-300-039-0.
- Villar E. F. y L. Conde (2016). Cuba asumirá presidencia de la AEC. Las consecuencias del cambio climático en la región serán el eje central de los debates durante la próxima reunión de la Asociación de Estados del Caribe. Periódico Granma. La Habana, 16 de enero 2016.

² Este artículo fue publicado en línea en el año 2016, con la aclaración de que formaría parte del presente libro. Aldana-Mazorra O. y Hernández-Zanuy A. 2016. La Planificación Espacial Marina: marco operativo para conservar la diversidad biológica marina y promover el uso sostenible del potencial económico de los recursos marinos en el Caribe. Instituto de Oceanología, La Habana. 15 pp. En línea: <http://www.cariberosos.org>. ISBN 978-959-298-036-5.

MARCO METODOLÓGICO PARA EVALUAR LA VULNERABILIDAD DEL BENTOS ANTE MÚLTIPLES PRESIONES EN LA REGIÓN DEL GRAN CARIBE

Frank A. Ocaña^{1,2} y Daniel Pech²

1. Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional (CINVESTAV-IPN, Unidad Mérida). México.

2. Laboratorio de Biodiversidad Marina y Cambio Climático, El Colegio de la Frontera Sur (BIOMARCCA-ECOSUR, Unidad Campeche). México.

Email: focana@ecosur.edu.mx.

INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas marinos están amenazados a nivel global por múltiples estresores de origen humano que actúan a diferentes escalas ecológicas con la probabilidad de ocasionar cambios en la estructura y función de los ecosistemas costeros y marinos (Boldt et al., 2014). La cuantificación de estas amenazas necesita del uso de nuevas aproximaciones metodológicas que brinden información ecológica para apoyar la gestión ambiental del medio marino.

En los últimos años se ha venido promoviendo el uso de dos aproximaciones metodológicas: la evaluación del riesgo ecológico (ERA) (Pech et al., 2014) y la evaluación de presiones e impactos acumulados (CPIA) (Korpinen & Andersen, 2016). Estas herramientas son usadas para estimar la probabilidad relativa del efecto de eventos adversos sobre los diferentes niveles de organización biológica (ERA) y los efectos aditivos, sinérgicos y antagónicos de múltiples estresores (CPIA). ERA y CPIA son dos aproximaciones metodológicas relacionados que usan el análisis de la vulnerabilidad ecológica a diferentes niveles de organización jerárquica (especies, poblaciones, comunidades, ecosistemas y paisajes) (De Lange et al., 2010).

El término vulnerabilidad se refiere al grado al que un sistema es susceptible a sufrir un daño ante un disturbio y la capacidad de respuesta de este sistema para enfrentarse, recuperarse o adaptarse al disturbio. De forma general la vulnerabilidad se compone de tres elementos: 1) la exposición o sea el nivel al que el sistema está expuesto a un disturbio, 2) la sensibilidad o capacidad del sistema de ser afectado por el disturbio y 3) la capacidad del sistema de recuperarse del impacto generado producto a la interacción del disturbio con alguna característica que lo hace sensible, o sea su nivel de resiliencia.

Algunos estudios han abordado la evaluación de la vulnerabilidad considerando únicamente la sensibilidad y la exposición (e.g. Zacharias & Gregr, 2005; Certain et al., 2015), mientras que otros han incluido la capacidad de recuperación (o de adaptación) (e.g. Hare et al., 2016). En el presente capítulo, se propone evaluar la vulnerabilidad como una función de la exposición ante una amenaza, la sensibilidad de alguna característica del sistema y la capacidad de recuperación del sistema ante la amenaza.

Halpern et al. (2007) desarrollaron un método cuantitativo estandarizado basado en el criterio de expertos para estimar el impacto de múltiples estresores sobre los hábitats marinos. Esta metodología fue combinada posteriormente con los sistemas de información geográfica (SIG) para producir un mapa global de los impactos acumulados (Halpern et al., 2008; 2015a). Una adaptación de este método fue desarrollada por Okey et al. (2015) para evaluar la vulnerabilidad ecológica de los hábitats benthicos en

Canadá. Mientras que el uso de los SIG es una herramienta aplicada para los hábitats, otras aproximaciones metodológicas se han desarrollado para evaluar la vulnerabilidad ecológica de las comunidades bénticas, basándose fundamentalmente en el análisis de atributos biológicos enfocados en la morfología, comportamiento y función de los organismos (e.g. Certain et al., 2015).

La región del Gran Caribe (Fig. 1) abarca una alta diversidad ecológica en las zonas costeras y marinas. Sin embargo, toda esta riqueza natural puede estar amenazada por múltiples presiones de origen antrópico y natural. Las actividades extractivas como la pesca y la explotación de hidrocarburos, así como el desarrollo urbano costero y el turismo, entre otras, pueden generar impactos sobre la estructura y funcionamiento de los ecosistemas. Ante este escenario y los posibles impactos del cambio climático, es necesario integrar información en un esquema metodológico común para evaluar cuantitativamente la vulnerabilidad de diferentes niveles de organización biológica ante múltiples estresores, orientado a los manejadores del espacio costero-marino como herramienta para la toma de decisiones.

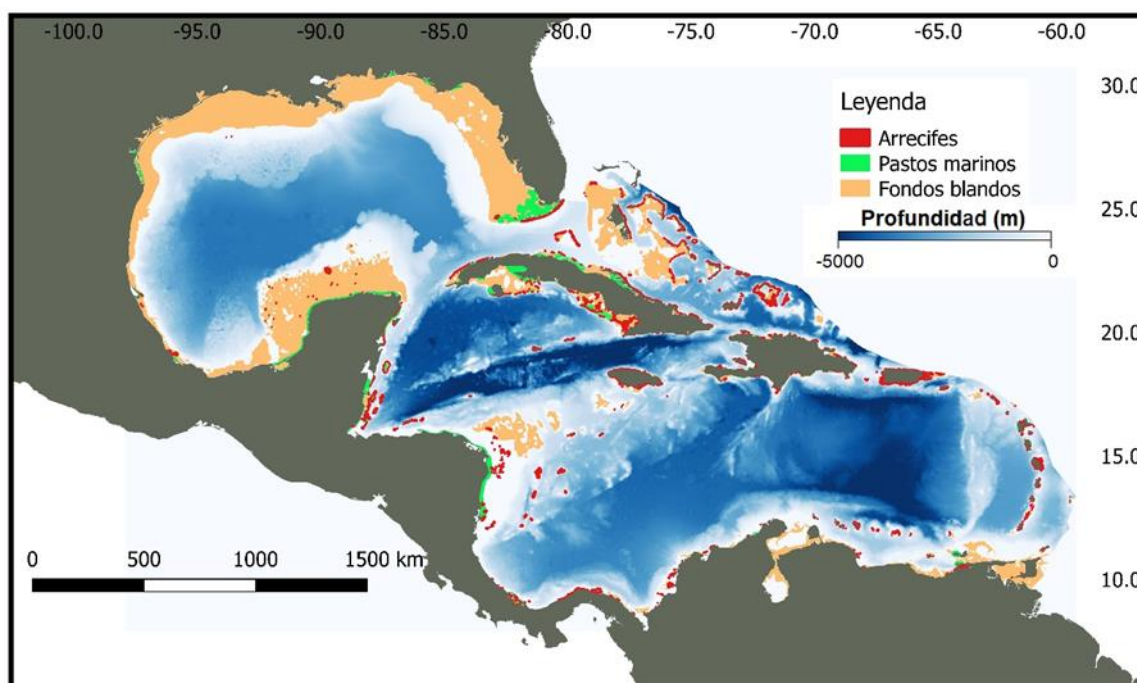


Figura 1. Mapa de la región del Gran Caribe y sus principales hábitats bénticos en zonas con menos de 200 m de profundidad. Sistema de coordenadas WGS 84.

MARCO METODOLÓGICO PARA EVALUAR LA VULNERABILIDAD ECOLÓGICA

Para la construcción de un índice generalizado de vulnerabilidad se deben tener en cuenta tres elementos esenciales: 1) El modelo teórico de vulnerabilidad indicando sus componentes e interdependencias, 2) Un modelo del sistema objeto de evaluación definiendo la forma en que este se descompone, y 3) Un modelo matemático usado para agrupar la información definida por la estructura jerárquica del conjunto de indicadores en que se descompone el sistema objeto (Villa & McLeod (2002).

Definiendo el modelo teórico de vulnerabilidad y su agregación

El modelo teórico de vulnerabilidad está compuesto por tres componentes independientes (Exposición, Sensibilidad y Capacidad de recuperación) que al agregarse cuantitativamente conforman un índice compuesto: el índice de vulnerabilidad. Esto implica que cada uno de los componentes debe contener un algoritmo de agregación matemática basado en los valores de sus indicadores como se verá más adelante. En la figura 2 se presenta un modelo teórico de vulnerabilidad con sus componentes e interdependencias. Este modelo ha sido empleado como base para varios estudios relacionados con la vulnerabilidad ante el cambio climático (Allen Consulting Group, 2005). Los tres elementos que lo conforman se agregan matemáticamente en diferentes formas. Por ejemplo, Blasiak et al. (2017) agruparon los tres componentes del modelo de forma aditiva para obtener un índice de vulnerabilidad de las pesquerías ante el cambio climático en países menos desarrollados.

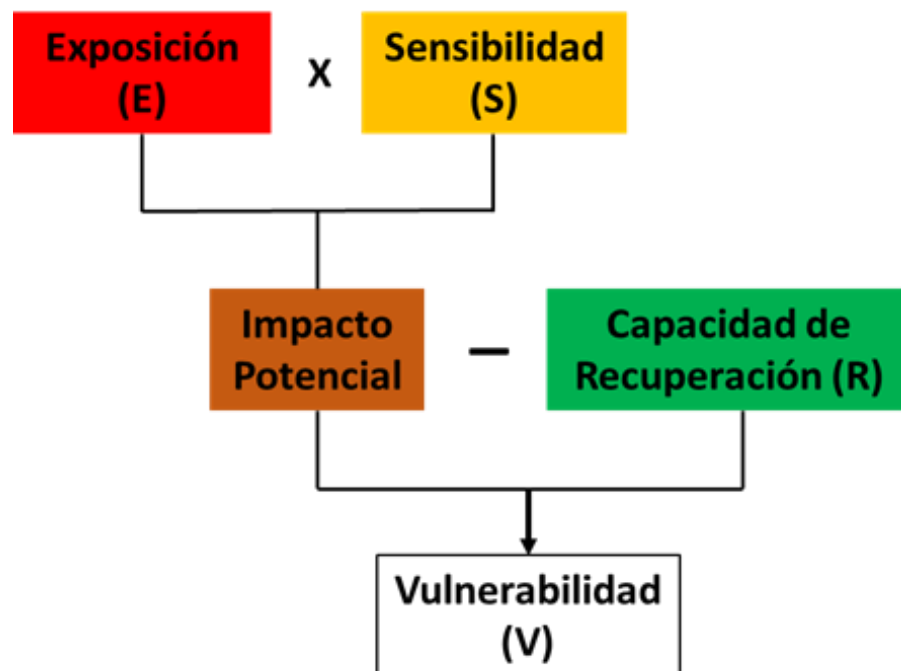


Figura 2. Modelo conceptual de vulnerabilidad con sus componentes. Los signos (x, -) reflejan el modelo de agregación matemática que se describe más adelante en este documento (Adaptado de Allen Consulting Group, 2005).

En el modelo representado en la figura 2 se observa un cuarto componente denominado Impacto Potencial que no es más que la interacción entre los componentes de Sensibilidad del sistema y de la Exposición a una amenaza determinada. Algunas evaluaciones de vulnerabilidad sólo hacen un análisis de esta interacción, sin tener en cuenta el componente de Capacidad de recuperación. Cuando los componentes del modelo se agregan cuantitativamente conforman un índice compuesto: el índice de vulnerabilidad que puede ser calculado a través de la siguiente expresión:

$$V_{ij} = (E_j * S_{ij}) - R_i \quad (1)$$

Donde V_{ij} es la vulnerabilidad del sistema i a la amenaza j , E_j es la exposición a la amenaza j , S_{ij} es la sensibilidad de i a la presión j y R_i es la capacidad de recuperación del sistema objeto de interés.

En esta expresión matemática se emplea un algoritmo multiplicativo que representa la interacción entre los componentes de sensibilidad y exposición, mientras que se realiza la resta del componente de capacidad de recuperación teniendo en cuenta que, a mayor capacidad de recuperación, el sistema tendrá menor vulnerabilidad.

Presentando un modelo del sistema objeto de evaluación y su agregación

Para evaluar la vulnerabilidad ecológica de cualquier nivel de organización biológica ante cualquier amenaza, es imprescindible contar con datos cualitativos y cuantitativos obtenidos ya sea a través de levantamientos de información de campo, del análisis de la literatura y/o tomados de consultas con expertos, encuestas y entrevistas.

Exposición

Sin exposición a una presión, la vulnerabilidad no puede ser cuantificada. Por tanto, un primer paso para determinar la exposición es realizar un inventario de las fuentes de presión y su relación con los receptores del sistema (Tabla 1). El contacto o interacción entre el receptor y la presión es a lo que se denomina exposición, que se mide a través de términos operacionales como: a) Frecuencia: número de eventos por unidad de tiempo; b) Tiempo: periodo transcurrido entre un evento y otro; c) Duración: cantidad de tiempo que dura el evento; y d) Extensión: área (o volumen) total cubierta por el evento (Svensson 2010). A través de la combinación de estos términos operacionales se puede determinar la intensidad de la exposición (también denominada magnitud y severidad por algunos autores). Por ejemplo, la intensidad de la exposición a la pesca de arrastre puede medirse teniendo en cuenta el número de lances por embarcación en un área determinada en cierto periodo de tiempo.

En aquellos casos donde no hay estadísticas o valores numéricos que hagan posible la estimación del nivel de exposición a una fuente de presión, se sugiere usar el criterio de expertos como un método que puede ofrecer una aproximación de valoración. Debido a que la valoración de la intensidad de exposición a una presión se puede medir en diferentes escalas y con diferentes criterios, es necesario realizar una estandarización de los datos para tener una escala común. Esta estandarización de los datos puede realizarse a través de un algoritmo como la normalización de mínimo y máximo que convierte a los datos en una escala de 0-1, donde 0 indica la no exposición y 1 indica la máxima exposición.

Sensibilidad

El modelo teórico de vulnerabilidad es una expresión generalizada que se debe adaptar al sistema objeto de evaluación. El sistema puede descomponerse en diferentes niveles organizados jerárquicamente denominados objetos de interés (por ejemplo: especies y sus poblaciones, comunidades y hábitats) y estos a su vez pueden ser descompuestos en categorías de atributos biológicos y ecológicos que pueden contener uno o más atributos estructurales y/o funcionales relacionados con la sensibilidad y la capacidad de recuperación.

Tabla 1. Ejemplos de relaciones entre las presiones y los receptores.

Fuente de presión	Disturbio	Receptor	Impacto
Pesca	Mecánico (pesca demersal destructiva)	Poblaciones de peces, invertebrados y otros grupos (pesca incidental) Comunidades y hábitats	Mortalidad, alteración de ciclos, desplazamiento de especies, fragmentación del hábitat
Tráfico marítimo	Mecánico y químico (vertimiento de basura, aguas de lastre, derrames)	Comunidades y hábitats bénticos, plancton	Contaminación, introducción de especies exóticas
Urbanización y Turismo	Mecánico y químico (vertimiento de aguas residuales)	Comunidades y hábitats bénticos	Contaminación, fragmentación y alteración de hábitats
Exploración y explotación de hidrocarburos	Mecánico y químico (emisión de ondas electromagnéticas, derrames de hidrocarburos)	Todos los niveles desde el fondo hasta la columna de agua, vertebrados e invertebrados, hábitats	Contaminación (sónica durante exploración y química durante explotación)
Huracanes y tormentas	Mecánico (incremento del oleaje, remoción del sustrato)	Comunidades y hábitats bénticos	Fragmentación del hábitat, desplazamiento de especies, mortalidad
Cambio climático	Mecánico y químico (cambios en la temperatura, acidificación del océano)	Todos los niveles desde el fondo hasta la columna de agua, vertebrados e invertebrados, hábitats	Desplazamiento de especies, cambios fenológicos, decremento de productividad

En la figura 3 se muestra un ejemplo de un modelo conceptual para evaluar la vulnerabilidad de una comunidad de invertebrados bentónicos ante múltiples presiones. Como se observa en la figura para evaluar la sensibilidad se emplean atributos diferentes en dependencia de la presión que se analiza. La forma en que los atributos de los diferentes niveles de organización se exponen a las diferentes amenazas y la medida de valor relativo de sensibilidad, debe estar claramente expuesto en la presentación del modelo. Además, se deben fundamentar estas relaciones y valoraciones a través de estudios precedentes. Para el caso de la pesca, por ejemplo, se considera que los organismos sésiles que presentan un exoesqueleto frágil, son más sensibles debido a que presentan mayor posibilidad de ser atrapados por las redes. Mientras que los organismos con cuerpos flexibles y capacidad de movilidad, pueden evitar más fácilmente ser atrapados o dañados por las redes de pesca (Hewitt et al. 2011).

Los indicadores frecuentemente usados en la evaluación de los ecosistemas marinos se basan en atributos estructurales como el número de especies, la abundancia de organismos, la biomasa e índices compuestos

como la diversidad de especies. Otros indicadores relacionados con el estado y funcionamiento del ecosistema pueden ser diversidad funcional, distribución, salud y productividad. Los diferentes niveles de organización no son estáticos por lo que sus atributos estructurales pueden estar cambiando a través del tiempo por causas naturales, sin embargo, sus atributos funcionales pueden permanecer inalterados. Se considera atributo funcional a cualquier expresión fenotípica, ya sea morfológica, fisiológica o fenológica, que impacta indirectamente a la adecuación biológica del individuo, a través de su efecto sobre el crecimiento, la supervivencia y la reproducción de éste (Violle et al. 2007).

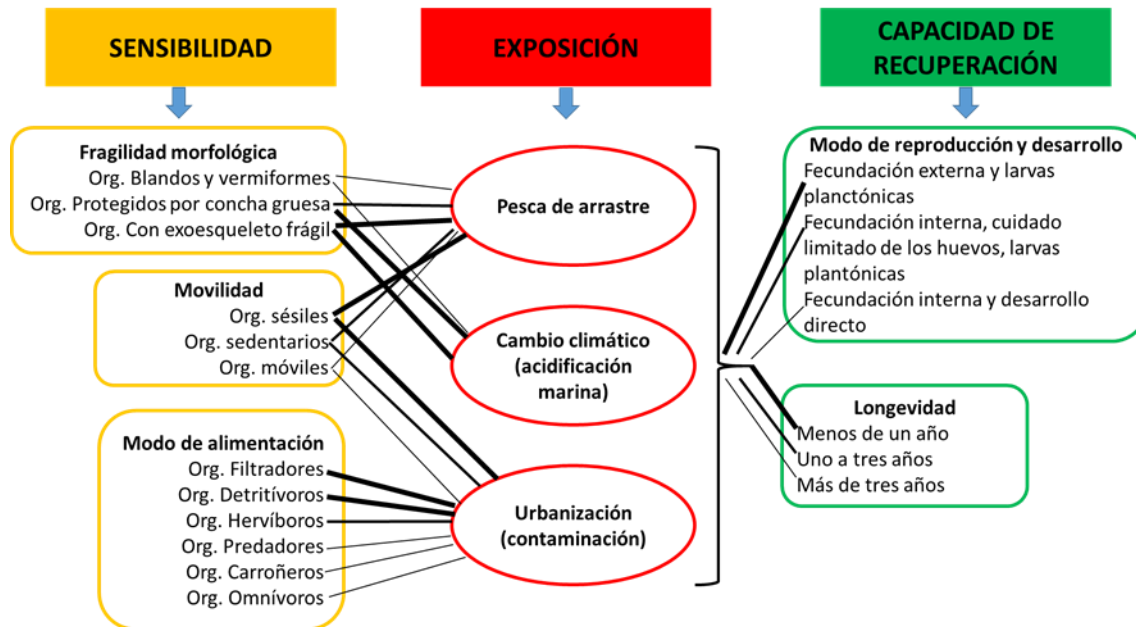


Figura 3. Modelo conceptual para evaluar la vulnerabilidad de una comunidad bentónica ante múltiples amenazas. El grosor de las líneas de conexión representa la contribución relativa de cada categoría de atributo a la respuesta ante cada estresor.

El uso de atributos funcionales ha ido ganando aceptación debido a que, en dependencia de su naturaleza, los atributos pueden influir en las tolerancias ambientales y en la integridad ecológica del sistema (de Juan et al., 2015). Un conjunto estandarizado de atributos biológicos y ecológicos para especies marinas ha sido propuesto por Costello et al. (2015). En la tabla 2 se presenta un ejemplo de atributos, correspondiente a diferentes niveles de organización del sistema.

Para determinar cuantitativamente el componente de sensibilidad es necesario establecer un algoritmo matemático de agregación de los indicadores para cada atributo. En términos generales este algoritmo de agregación se presenta de la siguiente forma:

$$S_{ij} = \sum X_i * w_i \quad (2)$$

Donde X_i es el valor normalizado de los indicadores de los atributos de sensibilidad y w_i es el peso de cada atributo. Los indicadores pueden tomar valores ponderados en una escala 0-1 cuya suma de valores es igual a uno (1) y cuando no se otorga un valor de importancia relativa, se asume que todos los indicadores tienen el mismo peso. Por ejemplo, supongamos que se consideran tres atributos relevantes que, según la literatura, son susceptibles al contacto o exposición a una amenaza. Estos atributos se denominarán X_1 , X_2 y X_3 , y consideramos como un indicador normalizado a la proporción de especies que contienen dicho atributo ($X_1/\text{total de especies}$; $X_2/\text{total de especies}$; $X_3/\text{total de especies}$). Además,

consideramos que la sensibilidad relativa de cada atributo es diferente o sea el nivel de sensibilidad es $X1 > X2 > X3$ por lo que le asignamos pesos arbitrarios como $w1=0.5$, $w2=0.3$; $w3=0.2$, entonces, la ecuación matemática para determinar la sensibilidad es:

$$S_{ij} = (X1/\text{total de especies}) * 0.5 + (X2/\text{total de especies}) * 0.3 + (X3/\text{total de especies}) * 0.2$$

Cuando todos los indicadores tienen la misma importancia relativa la ecuación es:

$$S_{ij} = [(X1/\text{total de especies}) + (X2/\text{total de especies}) + (X3/\text{total de especies})]/3$$

Tabla 2. Algunos atributos estructurales y funcionales que pueden ser usados para determinar la sensibilidad de diferentes niveles del sistema ante diferentes presiones.

Nivel de organización	Atributos	Categorías
Especie	Talla	Muy pequeños (microalgas, meiofauna), Pequeños (macrofana: 0.5-5.0 cm), medianos (algas, megafauna. 6.0-10.0 cm), grandes (megafauna: 11-100 cm), muy grandes (mayores de 100 cm, grandes pelágicos, mamíferos)
	Fragilidad morfológica	Forma alargada y flexible, sin exoesqueleto, frágiles con exoesqueleto calcáreo, con esqueleto interno
	Modo de alimentación	Suspensívoros-filtradores, detritívoros- alimentadores de depósito, herbívoros, predadores, carroñeros, omnívoros
Población	Tamaño/densidad	Depende de la especie en cuestión (pequeño, medio, grande)
	Agregación reproductiva	Depende de la especie (sí, no)
	Crecimiento poblacional	Depende del valor de alguna constante como K (bajo, medio, alto)
Comunidad	Diversidad	Índice H con log (2) (baja: <2.5, media: 2.5-3.5, alta: >3.5)
	Equidad	Índice J de Pielou (baja: <0.5, media: 0.5-0.75, alta: >0.75)
	Diversidad funcional	Similar a H de Shannon-Weiner pero enfocado al número de atributos funcionales y su proporción
Hábitat	Extensión	Área que ocupa (en %: baja, media, alta)
	Complejidad	Estructural (plano, rugoso, vertical)

Capacidad de recuperación

La capacidad de recuperación debe de ser integrada en la evaluación de la vulnerabilidad, sin embargo, este tipo de información no se encuentra siempre disponible. La capacidad de recuperación se puede evaluar a través de diferentes atributos funcionales (Fig. 3). Como, por ejemplo, la forma en que se reproducen los organismos (tipo de fertilización, modo de desarrollo, número de eventos reproductivos), la dispersión de sus propágulos y la conectividad entre poblaciones, y la redundancia funcional pueden usarse como atributos para evaluar la recuperación de poblaciones, comunidades y hábitats biogénicos como los arrecifes y los pastos marinos ante cualquier disturbio. La redundancia funcional, entendida como el número de especies diferentes que desempeñan una misma función, es un atributo también importante para evaluar la capacidad de recuperación ya que, entre mayor redundancia, la remoción de algunas especies no implicaría que se pierda la función dentro del sistema (Micheli & Halpern, 2005).

Para determinar cuantitativamente el componente de capacidad de recuperación, se puede emplear un algoritmo de agregación similar al usado para determinar la sensibilidad:

$$R_{ij} = \sum x_i * w_i \quad (3)$$

Una revisión reciente (Timpane-Padgham et al., 2017) ha presentado un conjunto de atributos de resiliencia que se han usado en diferentes estudios a varios niveles de organización. En la tabla 3 se presentan algunos atributos asociados a la capacidad de recuperación.

Representación espacial de la vulnerabilidad

La representación espacialmente explícita permite determinar qué áreas son vulnerables en mayor o menor medida ante una o múltiples amenazas. Además, permite medir el progreso del sistema cuando se asienta una línea de base o condición de referencia. Por ejemplo, Halpern et al. (2008) crearon una evaluación estándar del impacto acumulado en el medio marino y posteriormente generaron otra evaluación (Halpern et al., 2015a) para el periodo 2008-2013 que les permitió comparar las variaciones entre estos dos periodos.

Para generar los modelos espacialmente explícitos de evaluación de la vulnerabilidad se requiere del conocimiento del entorno SIG, tener un software y equipos de cómputo, tener acceso a bases de datos disponibles en internet y, por supuesto, tener disponible la información espacial de base para cada uno de los componentes del modelo de vulnerabilidad. Un conjunto de datos en formato ráster sobre estresores ambientales en el medio marino a escala global se encuentra disponible en Halpern et al., (2015b; <https://knb.ecoinformatics.org/#view/doi:10.5063/F1S180FS>) y están siendo usados en estudios regionales sobre evaluación de la vulnerabilidad (e.g. Okey et al., 2015).

Otros datos a diferentes escalas pueden ser extraídos de entidades gubernamentales y no gubernamentales en formatos ráster o vectorial. Por ejemplo, la NOAA (www.noaa.gov) posee una gran base de datos de libre acceso sobre variables climáticas y modelos predictivos de cambio climático. Sin embargo, se recomienda enfáticamente realizar la evaluación a partir de datos locales que pueden ser obtenidos de agencias gubernamentales y no gubernamentales, así como del levantamiento de información en campo.

La información espacial sobre los diferentes atributos de sensibilidad y de capacidad de recuperación puede generarse a partir de datos de campo. En este sentido es muy importante definir las escalas espaciales y temporales de análisis, así como el formato del conjunto de datos a usar en el modelo. La representación espacial de los atributos de sensibilidad y de capacidad de recuperación se realiza mediante interpolación de puntos usando un tamaño estandarizado de las celdas.

Tabla 3. Ejemplo de atributos y sus categorías para evaluar la capacidad de recuperación de diferentes niveles de organización.

Nivel de organización	Categoría	Atributos
Especie	Estrategia reproductiva	Fertilización interna y desarrollo directo (baja: crustáceos peracáridos), Fertilización interna y cuidado parental de huevos (media: crustáceos decápodos), fertilización interna sin cuidado parental (alta: peces), Fertilización externa sin cuidado parental (muy alta, corales, moluscos bivalvos).
	Dispersión	Limitada (baja: peracáridos, mamíferos), Amplia (alta: organismos con larvas planctónicas)
Población	Conectividad	Sin metapoblaciones (baja), con metapoblaciones (alta)
	Tiempo de recuperación	Depende del contexto (e.g. bajo: >10 años, medio: 1-10 años, alto: <1 año)
Comunidad	Redundancia funcional	Basada en el índice de equidad funcional (baja: <0.5, media: 0.50-0.75, alta: >0.75)
	Tiempo de recuperación	Depende del contexto (e.g. bajo: >10 años, medio: 1-10 años, alto: <1 año)
Hábitat	Tiempo de recuperación	Depende del contexto (e.g. bajo: >50 años, medio: 10-50 años, alto: <10 años)
	Conectividad	Sin parches, en parches sin barreras físicas, con barreras físicas
	Redundancia funcional	Basada en el índice de equidad funcional (baja: <0.5, media: 0.50-0.75, alta: >0.75)

Una vez que se tengan todas las capas de información de atributos y presiones, se procede a la normalización de los datos y a la agregación de diferentes capas, según los algoritmos matemáticos presentados en la sesión anterior. La agregación de las capas se puede realizar mediante álgebra de mapas que es un conjunto de operadores que combina dos o más capas ráster de entrada para generar una nueva capa de salida (Fig. 4). La capa final de vulnerabilidad debe ser normalizada para obtener valores positivos porque puede ocurrir que la capacidad de recuperación sea mayor que el impacto potencial (producto de la interacción entre la exposición y la sensibilidad) debido al algoritmo matemático presentado en la ecuación 1. El mapa final de la vulnerabilidad puede ser reclasificado en intervalos numéricos para determinar categorías de vulnerabilidad como: muy alta, alta, media, baja.

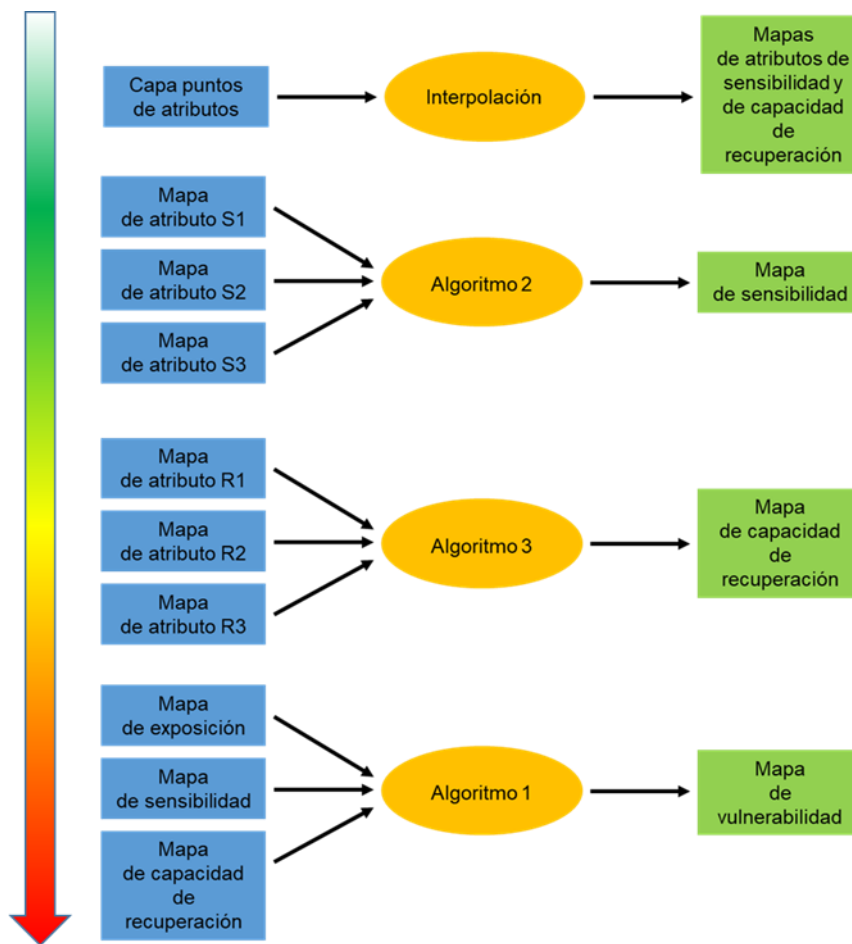


Figura 4. Flujo de trabajo simplificado para la generación del modelo espacialmente explícito de vulnerabilidad de un objeto de interés ante múltiples presiones. Los cuadros azules indican las entradas y los verdes las salidas, los óvalos amarillos representan los operadores mediante la herramienta de álgebra de mapas según los algoritmos descritos en la sesión anterior. Los procesos para generar los mapas de las presiones y la normalización de mapas fueron omitidos.

ESTUDIO DE CASO: EVALUACIÓN DE LA VULNERABILIDAD DE COMUNIDADES BENTÓNICAS ANTE LA PESCA DE ARRASTRE

A modo de ejemplo se presenta un estudio de caso para evaluar la vulnerabilidad de las comunidades de invertebrados bentónicos ante la pesca de arrastre. Los datos que se emplearán sobre la composición de la comunidad son reales basados en cuatro muestreos realizados en el Golfo de México durante dos años. Sin embargo, los datos espaciales sobre la intensidad de pesca de arrastre (Fig. 5a) no son reales y fueron asignados arbitrariamente de acuerdo a la topografía del fondo para ilustrar el presente estudio de caso. Estos valores fueron normalizados en una escala de cero a uno.

Los organismos colectados en cada estación de muestreo (Fig 5b) fueron identificados y agrupados de acuerdo a sus atributos. Los atributos empleados para evaluar la sensibilidad y la capacidad de recuperación son los mismos que se muestran en la figura 3. Los datos correspondientes a los atributos fueron normalizados usando la proporción de organismos que presentan cada atributo y se representaron

espacialmente en el área de estudio mediante interpolación usando un tamaño de celda de 5x5 km. Posteriormente los mapas de cada atributo fueron agregados siguiendo los algoritmos descritos anteriormente para producir los mapas de sensibilidad (Fig. 5c) y de capacidad de recuperación (Fig. 5d). Estos mapas fueron normalizados en una escala de cero a uno donde uno indica la mayor sensibilidad o capacidad de recuperación. Como puede observarse en la figura 5, la intensidad de pesca es mayor hacia la parte izquierda, mientras que la sensibilidad de la comunidad a la pesca es hacia la parte derecha del área. Sin embargo, hacia la derecha del área se observa la menor capacidad de recuperación de la comunidad.

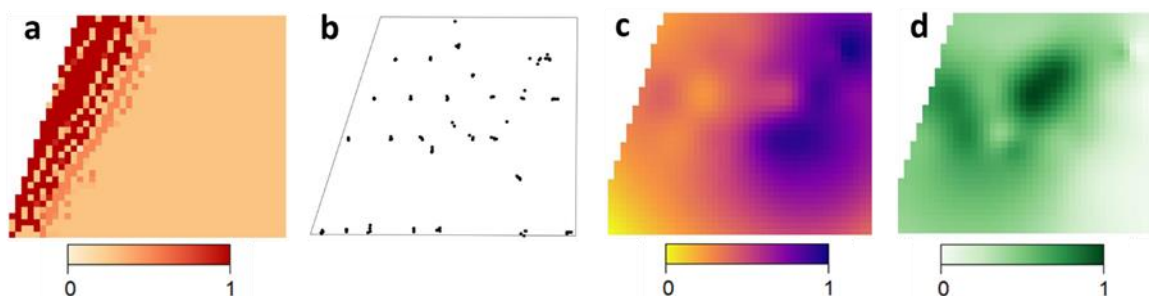


Figura 5. Mapa de intensidad a la exposición por pesca (a); estaciones de muestreo de la comunidad béntica (b); mapa de sensibilidad ante la pesca de arrastre (c); mapa de capacidad de recuperación (d). Cada pixel representa un área de 5x5 km.

Usando el álgebra de mapas se agregaron las capas correspondientes a la intensidad de la exposición por pesca y la sensibilidad para generar el mapa de impacto potencial (Fig. 6a). En este mapa se puede observar que hacia la parte izquierda superior del área se genera el mayor impacto potencial producto a la interacción entre la exposición y la sensibilidad. Hacia la zona derecha también se observa un alto impacto potencial. Posteriormente se agregaron los mapas correspondientes al impacto potencial y a la capacidad de recuperación siguiendo el algoritmo general de evaluación de la vulnerabilidad. El mapa de vulnerabilidad resultante fue normalizado en una escala de cero a uno (Fig. 6b). Finalmente, este mapa fue reclasificado en cuatro categorías de vulnerabilidad: baja (0-0.25), media (0.26-0.5), alta (0.51-0.75) y muy alta (0.76-1) (Fig. 6c).

En el mapa de vulnerabilidad se observa que los mayores valores están hacia la derecha del área de estudio. Hacia esta zona la intensidad de pesca no es muy alta pero sí existe una alta sensibilidad de la comunidad a esta amenaza, así como una baja capacidad de recuperación potencial. Las zonas donde la vulnerabilidad es más baja se relacionan a una baja intensidad de la exposición a la pesca de arrastre, una baja sensibilidad de la comunidad ante esta amenaza y una alta capacidad de recuperación. En las zonas menos vulnerables, existe una mayor proporción de especies de cuerpo flexible y alta capacidad de recolonización como los poliquetos, mientras que en las zonas más vulnerables la comunidad está compuesta fundamentalmente por organismos frágiles con menor potencial reproductivo y de recolonización como los crustáceos.

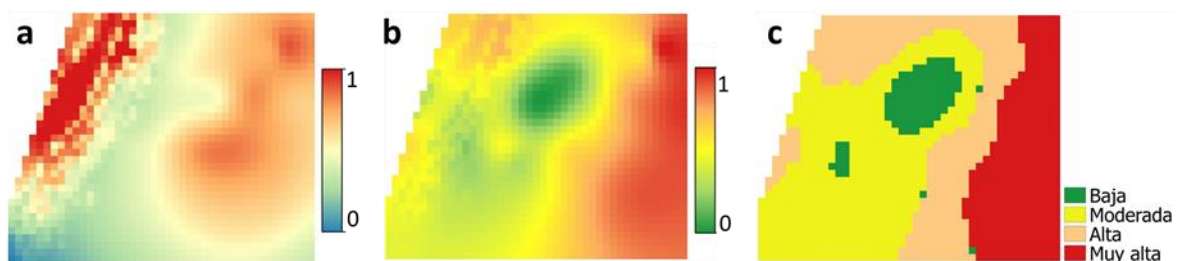


Figura 6. Mapa de impacto potencial resultante de la interacción entre la exposición y la sensibilidad (a); Mapa de vulnerabilidad de las comunidades bentónicas ante la pesca de arrastre (b); mapa reclasificado en cuatro categorías de vulnerabilidad: baja, moderada, alta y muy alta (c).

CONSIDERACIONES GENERALES

En este trabajo se ha abordado un marco metodológico general para realizar una evaluación espacialmente explícita de la vulnerabilidad ecológica de diferentes componentes del ecosistema ante múltiples presiones. Para su aplicación pueden surgir algunos inconvenientes relacionados con la disponibilidad de la información. Cuando no exista suficiente información espacial que pueda ser usada para evaluar cuantitativamente cada uno de los componentes de la vulnerabilidad (exposición, sensibilidad y capacidad de recuperación) se recomienda apoyarse en la literatura y en el criterio de expertos.

Una limitación importante en el modelo es considerar que la vulnerabilidad tiene una relación lineal con sus componentes, o sea en la medida que incrementa la sensibilidad o la exposición hay un incremento de la vulnerabilidad, así como al incrementarse la capacidad de recuperación, disminuye la vulnerabilidad. La respuesta ante el disturbio puede no seguir una tendencia lineal y asumir que sí la presenta crea un sesgo en el análisis. No obstante, los modelos son una representación más simplificada de la realidad y se ha planteado que el uso de modelos lineales es más adecuado para facilitar la interpretación por parte de grupos que no son expertos en el tema (Villa & McLeod, 2002).

Por otra parte, el uso de capas de información sobre presiones que han sido evaluadas a una escala mayor también puede generar un sesgo en la estimación del componente de exposición. Se recomienda emplear información de presiones a una escala local. En caso de no existir, tal información puede generarse a través de observaciones de campo y/o mediante encuestas y entrevistas.

Un aspecto positivo del análisis es la inclusión de la capacidad de recuperación a través de la propuesta de algunos atributos que pueden ser usados para medir este componente. El componente de capacidad de recuperación debe ser usado en los modelos de vulnerabilidad debido a que les ofrece un carácter integrador y apoya la comprensión de que existen elementos del sistema que contribuyen a reducir la vulnerabilidad. Es importante resaltar que debido al algoritmo de agregación matemática empleado, se generan valores negativos de la vulnerabilidad, esto no implica que no haya vulnerabilidad, sino que las zonas son menos vulnerables ya que la evaluación se presenta en términos relativos. Por tanto, se recomienda realizar una normalización de los datos para que los valores sean positivos y no se genere confusión en la interpretación de los resultados. Según Metzger et al. (2008), estos enfoques metodológicos proveen una síntesis del análisis de vulnerabilidad por lo que se corre el riesgo de sobresimplificar el modelo y, por tanto, es recomendable analizar no solo los mapas finales de vulnerabilidad, sino también a cada uno de sus componentes por separado.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido desarrollado como parte de la estancia postdoctoral de Frank A. Ocaña en el proyecto “Plataformas de observación oceanográfica, línea base, modelos de simulación y escenarios de la capacidad natural de respuesta ante derrames de gran escala en el Golfo de México” financiado por la Secretaría de Energía (SENER) y el Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) de México. Agradecemos a Iván Hernández Ávila por sus comentarios que ayudaron a enriquecer el manuscrito.

REFERENCIAS

- Allen Consulting Group. (2005). *Climate Change: Risk and Vulnerability: Promoting an Efficient Adaptation Response in Australia*. Final Report to the Australian Greenhouse Office, Department of the Environment and Heritage, Australia, 159 pp.
- Blasiak, R., J. Spijkers, K. Tokunaga, J. Pittman, N. Yagi, & H. Osterblom. (2017). Climate change and marine fisheries: Least developed countries top global index of vulnerability. *PLoS ONE* 12(6): e0179632.
- Boldt, J.L., R. Martone, J. Samhouri, R.I. Perry, S. Itoh, I.K. Chung, M. Takahashi, & N. Yoshie. (2014). Developing ecosystem indicators for responses to multiple stressors. *Oceanography* 27(4):116-133.
- Certain, G., L. L. Jørgensen, I. Christel, B. Planque, & V. Bretagnolle. (2015). Mapping the vulnerability of animal community to pressure in marine systems: disentangling pressure types and integrating their impact from the individual to the community level. *ICES Journal of Marine Science*, 72:1470-1482.
- Clark, D., E. Goodwin, J. Sinner, J. Ellis, & G. Singh. (2016). Validation and limitations of a cumulative impact model for an estuary. *Ocean & Coastal Management*, 120:88-98.
- Costello, M. J., S. Claus, S. Dekeyser, L. Vandepitte, E. O. Tuama, D. Lear, & H. Tyler-Walters. (2015). Biological and ecological traits of marine species. *PeerJ* 3: e1201; DOI 10.7717/peerj.1201
- de Juan, S., J. Hewitt, S. Thrush, & D. Freeman. 2015. Standardising the assessment of Functional Integrity in benthic ecosystems. *Journal of Sea Research*, 98: 33-41.
- De Lange, H. J., S. Sala, M. Vighi, & J. H. Faber. (2010). Ecological vulnerability in risk assessment – a review and perspectives. *Science of the Total Environment*, 408:3871-3879.
- Halpern, B. S., K. A. Selkoe, F. Micheli, & C. V. Kappel. (2007). Evaluating and ranking the vulnerability of global marine ecosystems to anthropogenic threats. *Conservation Biology*, 21:1301-15.
- Halpern, B. S., M. Frazier, J. Potapenko, K. S. Casey, K. Koenig, C. Longo, J. Stewart-Lowndes, R. Cotton-Rockwood, E. R. Selig, K. A. Selkoe, & S. Walbridge. (2015a). Spatial and temporal changes in cumulative human impacts on the world's ocean. *Nature Communications*, 6:7615. DOI: 10.1038/ncomms8615
- Halpern, B. S., S. Walbridge, K. A. Selkoe, C. V. Kappel, F. Micheli, C. D'Agrosa, J. F. Bruno, K. S. Casey, C. Ebert, H. E. Fox, R. Fujita, D. Heinemann, H. S. Lenihan, E. M. Madin, M. T. Perry, E. R. Selig, M. Spalding, R. Steneck, & R. Watson. (2008). A global map of human impact on marine ecosystems. *Science*, 319:948-952.

- Halpern, B., M. Frazier, J. Potapenko, K. Casey, K. Koenig, C. Longo, J. Stewart-Lowndes, R. Cotton-Rockwood, E. R. Selig, K. A. Selkoe, & S. Walbridge. (2015b). Cumulative human impacts: raw stressor data (2008 and 2013). *Knowledge Network for Biocomplexity*. doi:10.5063/F1S180FS
- Hare, J. A., W. E. Morrison, M. W. Nelson, M. M. Stachura, E. J. Teeters, R. B. Griffis, M. A. Alexander, J. D. Scott, L. Alade, R. J. Bell, A. S. Chute, K. L. Curti, T. H. Curtis, D. Kircheis, J. F. Kocik, S. M. Lucey, C. T. McCandless, L. M. Milke, D. E. Richardson, E. Robillard, H. J. Walsh, M. C. McManus, K. E. Marancik, & C. A. Griswold. (2016). A Vulnerability Assessment of Fish and Invertebrates to Climate Change on the Northeast U.S. Continental Shelf. *PLoS ONE* 11(2): e0146756. doi:10.1371/journal.pone.0146756
- Korpinen, S. & J.H. Andersen. (2016). A Global Review of Cumulative Pressure and Impact Assessments in Marine Environments. *Frontiers in Marine Science*, 3:153. doi: 10.3389/fmars.2016.00153
- Metzger, M. J., D. Schröter, R. Leemans, & W. Cramer. (2008). A spatially explicit and quantitative vulnerability assessment of ecosystem service change in Europe. *Regional Environmental Change* 8(3):91-107.
- Micheli, F. & B. S. Halpern. (2005). Low functional redundancy in coastal marine Assemblages. *Ecology Letters*, 8:391-400.
- Okey, T.A, H. M. Alidina, & S. Agbayani. (2015). Mapping ecological vulnerability to recent climate change in Canada's Pacific marine ecosystems *Ocean and Coastal Management*, 106: 35-48.
- Pecl, G. T., T. M. Ward, Z. A. Doubleday, S. Clarke, J. Day, C. Dixon, S. Frusher, P. Gibbs, A. J. Hobday, N. Hutchinson, S. Jennings, K. Jones, X. Li, D. Spooner, & R. Stoklosa. (2014). Rapid assessment of fisheries species sensitivity to climate change. *Climatic Change*, 127(3-4):505-520.
- Saaty, T. L. (1980). *The Analytic Hierarchy Process*. McGraw-Hill, New York.
- Svensson, J. R. (2010). *Ecological disturbances: the good, the bad and the ugly*. PhD. Thesis, Department of Marine Ecology - Tjärnö, University of Gothenburg, Sweden. 33 pp.
- Timpane-Padgham, B.L., T. Beechie, & T. Klinger. (2017). A systematic review of ecological attributes that confer resilience to climate change in environmental restoration. *PLoS ONE* 12(3):e0173812. doi.org/10.1371/journal.pone.0173812
- Villa, F. & H. McLeod. (2002). Environmental Vulnerability Indicators for Environmental Planning and Decision-Making: Guidelines and Applications. *Environmental Management*, 29(3):335-348.
- Violle, C., M-L Navas, Denis V., E. Kazakou, C. Fortunel, I. Hummel, & E. Garnier. (2007). Let the concept of trait be functional! *Oikos*, 116:882-892.
- Zacharias, M. A. & E. J. Gregor. (2005). Sensitivity and Vulnerability in Marine Environments: an Approach to Identifying Vulnerable Marine Areas. *Conservation Biology*, 19:86-97.

LOS FORAMINÍFEROS COMO HERRAMIENTA PARA LA EVALUACIÓN DE LA SALUD DE LOS ARRECIFES CORALINOS FRENTE AL CAMBIO CLIMÁTICO

Jazmín Y. Núñez-Luis¹, Adrián Martínez Suárez², Manuel Herrera Soto¹, Mayelin
Carmenate Fernández¹, Aida Hernández Zanuy¹, Pedro Manuel Cruz¹

1. Instituto de Ciencias del Mar.

2. Centro de Investigaciones Marinas, Universidad de La Habana.

Email: jazmin@cebimar.cu

INTRODUCCIÓN

Los arrecifes coralinos son ecosistemas muy importantes, su valor económico alcanza los 600 000 USD por km², teniendo en cuenta que proveen los cuatro tipos de servicios ecosistémicos: reguladores, aprovisionamiento, cultural y soporte (CBD, 2017). A pesar de la limitada extensión de las formaciones coralinas en los océanos, resultan relevantes en la biodiversidad marina y costera del planeta ya que presentan una amplia variedad de funciones: son disipadores de la energía de las olas, interfieren en los ciclos biogeoquímicos y brindan hábitat y refugio para las crías de numerosas especies (Harborne *et al.*, 2006). Además de que contribuyen al bienestar de las comunidades humanas costeras gracias a su aporte a la alimentación, recreación e ingresos provenientes del turismo y la pesca que son sus principales actividades productivas (Cesar *et al.*, 2003).

A pesar de la notable importancia de estos ecosistemas, cada vez son mayores las amenazas que se ciernen sobre ellos debido a impactos antrópicos locales como la sobrepesca, eutrofización, destrucción de hábitat, entre otros, que se amplifican debido al creciente efecto del cambio climático sobre los océanos, como la acidificación y el incremento de la temperatura superficial del mar (Hallock, 2005; Hoegh-Guldberg *et al.*, 2007). Estos impactos provocados por la acción del hombre afectan las condiciones en las que un arrecife coralino se desarrolla, de modo que alteran su estado o condición. “Cuando el ecosistema conserva su estructura y su función y permite la satisfacción razonable de las necesidades humanas el ecosistema se considera saludable” (McField *et al.*, 2007).

Este es el motivo por el cual numerosos científicos se han dado a la tarea de buscar la manera de evaluar la salud de este ecosistema para lo cual se emplean organismos biológicos como indicadores (bioindicadores). Uno de los organismos que se han utilizado con este fin son los foraminíferos (Hallock *et al.*, 2003; William *et al.* 2004; Eichler *et al.*, 2012; Moynihan *et al.*, 2012; Sun *et al.*, 2012 y Camacho *et al.*, 2015) por ser indicadores de los efectos del cambio climático y de la calidad del agua marina, que se afecta con los cambios en la actividad del hombre en la zona costera.

Características relevantes de los foraminíferos

Los foraminíferos son organismos unicelulares cuyas conchas pueden ser orgánicas, aglutinadas o calcáreas y están constituidas por cámaras interconectadas por poros llamados forámenes (*foramina*) y que es la característica que les da su nombre (Calonge *et al.*, 2001). Es precisamente, la presencia de esta concha mineral lo que ha permitido que las formas extintas llegaran a nosotros en forma de fósiles

(Calonge *et al.*, 2001). Este es el carácter fundamental para su clasificación taxonómica (Sen Gupta, 1999).

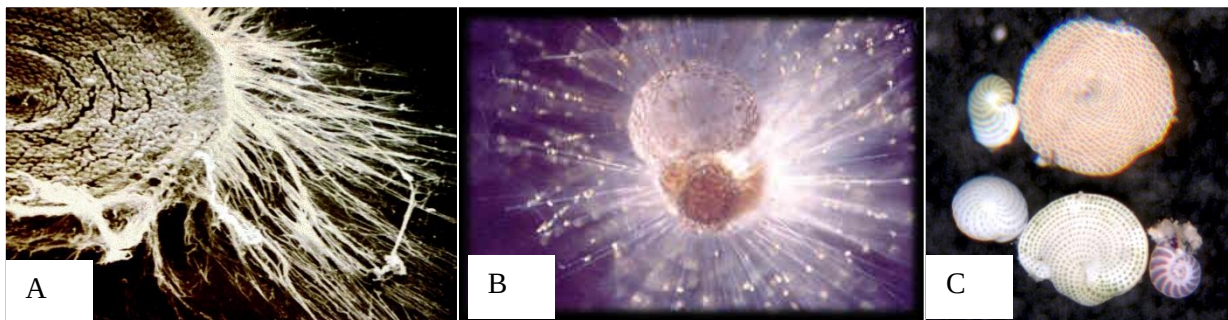


Figura 1. A) Foraminífero bentónico. B) Foraminífero planctónico. C) Foraminíferos grandes que albergan simbioses. (Fotos tomadas de BiocomWorkshop impartido por Pamela Hallock).

La concha puede estar formado por una sola cámara que crece de manera continua, o por varias cámaras que se forman en sucesivas etapas, en un sofisticado sistema de crecimiento discontinuo. Este tipo de crecimiento mediante la adición de cámaras sucesivas, los hace únicos entre los seres unicelulares, permitiéndoles obtener un gran tamaño y complejidad (Calonge *et al.*, 2001).

Entre los foraminíferos hay especies bentónicas, que viven sobre el fondo marino donde forman parte de la epifauna, o sobre plantas, en las cuales reposan como epifitos. Algunos son sésiles y viven fijados a un substrato durante toda su existencia. Unos pocos son incrustantes. Pero la inmensa mayoría de foraminíferos bentónicos se desplaza libremente sobre el substrato utilizando los pseudópodos, los cuales pueden llegar a tener una longitud superior a dos veces el diámetro de la concha. Hay foraminíferos planctónicos y viven flotando en las aguas, donde forman parte del microplancton marino. La mayor parte se localiza entre 0 y 300 m de profundidad en la columna de agua (Boltovskoy, 1965)

Entre las formas planctónicas y bentónicas, estas últimas son más diversas y abundantes. Están presentes en prácticamente todos los ambientes marinos, tienen una amplia gama de diversidad taxonómica y un ciclo de reproducción corto, con alternancia de fases sexuales y asexuales. Estos factores los hacen especialmente sensibles a los rápidos cambios del medio ambiente, siendo particularmente útiles para realizar reconstrucciones paleoambientales (Náñez y Malumián, 2008)

Microorganismos como diatomeas, ciliados, flagelados y foraminíferos pequeños, así como copépodos, bacterias y pequeños crustáceos constituyen la fuente de alimento de la mayoría de los foraminíferos, aunque también se alimentan por absorción de carbono orgánico disuelto y por simbiosis (Náñez y Malumián, 2008).

FACTORES AMBIENTALES QUE MÁS INFLUYEN EN LOS FORAMINÍFEROS

Las condiciones ambientales históricas de un lugar, generalmente, serán las que determinen las poblaciones de organismos que conformen la comunidad en ese sitio (Dawe, 1998). Los foraminíferos son uno de los pocos grupos de organismos, tanto fósiles como recientes, que pueden encontrarse en todos los medios marinos: litorales, neríticos y los ambientes pelágicos. Su distribución la condicionan diversos factores, todos ellos interrelacionados. Hay especies que soportan grandes y frecuentes cambios de temperatura, mientras otras mueren al mínimo cambio, por lo que la estructura térmica de los océanos marca diferencias importantes entre las asociaciones de foraminíferos (Arenillas *et al.*, 2000).

La profundidad es también un factor determinante en la distribución de los foraminíferos por su incidencia directa en la penetración de la luz. La presión, como factor ligado a la temperatura y profundidad, interviene en la solubilidad del CO₂, ya que son secuestradores de este para construir sus conchas de carbonato de calcio. El tamaño de las partículas del sedimento influye sobre la porosidad y el oxígeno disuelto entre los granos, o por su influencia en el tipo de vegetación que se desarrolla en el fondo, y en consecuencia en la distribución de las especies epífitas (una vegetación perenne o estacional puede condicionar el ciclo de vida de los foraminíferos) (Calonge *et al*; 2001).

La energía del agua es importante en zonas poco profundas, porque actúa sobre el tipo de sustrato (duro o blando) y la distribución de los nutrientes. La salinidad, la turbidez de las aguas, el pH, las corrientes y la tasa de sedimentación pueden condicionar, a nivel local, las comunidades de los foraminíferos. Es por ello que se puede decir que estos microorganismos tienen una alta sensibilidad ecológica y por lo que se pueden utilizar como bioindicadores de varias condiciones ambientales (Armstrong y Brasier, 2005).

LOS FORAMINÍFEROS COMO INDICADORES RÁPIDOS DE CAMBIOS AMBIENTALES

Según la definición de Jackson *et al.* (2000), un indicador ecológico es "una medida, un índice de las medidas, o un modelo que caracteriza a un ecosistema o uno de sus componentes" y podrían ser biológicos, químicos o físicos (Sammamo *et al.*, 2007). Los bioindicadores son organismos que mediante diferentes tipos de respuestas nos informan de las condiciones ambientales del medio donde viven. Esta respuesta puede ser medida a nivel molecular, bioquímico, fisiológico, o a niveles de organización mayor como de individuo, población, comunidad o de ecosistema, y se puede usar para cambios físicos y químicos del medio, monitorear procesos ecológicos, o monitorear la biodiversidad (Carballo, 2013). Tienen que ser medibles y conectados a una perturbación en dichos niveles (Sammamo *et al.*, 2007).

Dicho esto, los foraminíferos han sido ampliamente utilizados como bioindicadores debido a que presentan un ciclo de vida corto, tienen una respuesta rápida a las alteraciones del medio, así como por su tamaño y abundancia es muy fácil tomar muestras estadísticamente confiables. La utilización de los foraminíferos como bioindicadores de calidad de un ambiente puede ser investigada en términos de: densidad y diversidad poblacional, estructura de las asociaciones faunísticas, capacidad de reproducción, deformaciones de los caparazones, morfología prolocular, entre otros (Murray, 2006).

Eichler *et al.*, (2012) han investigado la relación que existe entre la contaminación por metales pesados y las comunidades de foraminíferos, en Brasil. Ellos han visto una disminución drástica en la cantidad de especies que habitan estos lugares contaminados, así como un grupo de especies que son más tolerantes a dichas condiciones y pudieran utilizarse como indicadores de este tipo de contaminación.

El Índice de foraminíferos de impacto ambiental (*FIEI*), propuesto por Mojtahid *et al.* (2006) tiene en cuenta la cantidad total de taxones resistentes a contaminación, el número de individuos de taxones oportunistas y el número total de foraminíferos de la comunidad. Los taxones oportunistas y tolerantes fueron reconocidos basándose en lo que está descrito en la literatura y en la comparación de foraminíferos vivos y muertos encontrados en capas de sedimentos un poco más profundas, donde se espera una mejor representatividad de las condiciones del medio antes de ser impactado.

El índice *SEDCON* utiliza componentes de sedimentos, para indicar los efectos combinados de la calidad del agua, la estructura de la comunidad bentónica y la bioerosión (Daniels, 2005). Se basa en que los sedimentos serán dominados por los restos de los productores dominantes. Así en un arrecife coralino sano, los sedimentos estarán dominados por fragmentos reconocibles de coral y las conchas de foraminíferos bentónicos grandes, lo que resulta en un valor alto de este índice (Daniels, 2005). En un

arrecife eutrofizado, los restos predominantes serán de algas calcáreas, pastos marinos, foraminíferos heterotróficos pequeños y algunos fragmentos irreconocibles procedentes de bioerosión del arrecife. A medida que aumenta eutrofización, la proporción de material producto de la bioerosión debe teóricamente aumentar (Hallock, 1988).

Un importante desafío consiste en determinar si las causas son locales o globales. El Índice *FoRAM* al igual que el Índice *AMPHI* o de blanqueamiento de *Amphistegina gibbosa* diferencian la disminución de corales en el arrecife debido al aumento de los nutrientes, a episodios de estrés, o a eventos de mortalidad masiva independientes de la calidad del agua, como por ejemplo cambios en la temperatura, enfermedades de los corales o huracanes (Hallock *et al.*, 2003). Por lo que según los resultados de estos índices podemos inferir si las condiciones ambientales son propicias para la resiliencia de estos ecosistemas (McField *et al.*, 2007)

La premisa básica del Índice *FoRAM* es que el conjunto de conchas de foraminíferos en los sedimentos refleja la calidad del agua y de los sedimentos (Hallock *et al.*, 2003). Los ambientes costeros y de plataforma subtropicales / tropicales tienen un flujo limitado de nutrientes inorgánicos u orgánicos, apoyando históricamente la proliferación de organismos mixotróficos calcificadores, especialmente los corales formadores de arrecifes. En estos entornos, los sedimentos se caracterizan por un número alto de conchas de foraminíferos grandes y, a menudo dominando su composición total ya que requieren similares condiciones ambientales que los corales. Cuando la entrada de nutrientes es abundante y el tiempo de su permanencia es suficiente, la comunidad del bentos cambia y pasan a ser más abundantes las micro y macroalgas y heterótrofos, junto con mixotróficos débiles o no clasificadores tales como esponjas, corales blandos y octocorales. Los sedimentos en tales ambientes tienden a tener una mayor proporción de fragmentos de algas calcáreas, conchas de moluscos y corales bioerosionados (Lidz y Hallock, 2000), mientras que las asociaciones de foraminíferos son dominadas por especies heterótrofas pequeñas que proliferaron por la relativa abundancia de alimentos (Hallock 1988). Por otro lado, los foraminíferos tolerantes al estrés predominan en entornos de salinidad baja, donde el exceso de materia orgánica disminuye la disponibilidad biológica de oxígeno, o cuando otras tensiones químicas impedirían el crecimiento de los arrecifes. Con este índice podemos diferenciar si los estresores del arrecife son causados por causas locales como pueden ser la eutrofización, que se incrementa con la deforestación o las artes agrícolas, o por las alteraciones climáticas causadas por el cambio climático, como el aumento de la temperatura (Hallock *et al.*, 2003). Además, puede ser utilizado en arrecifes muy afectados y con ello determinar si las condiciones de la calidad del agua son adecuadas para la recuperación de este importante ecosistema (McField *et al.*, 2007).

El descubrimiento y el estudio del blanqueamiento en los foraminíferos bentónicos han proporcionado una clave para la comprensión de cómo el agotamiento del ozono ha contribuido al aumento de estrés foto-oxidativo en los arrecifes de coral en todo el mundo. Las especies del género *Amphistegina* d'Orbigny 1826, como *Chromista* unicelular, responden visualmente al estrés fótico en cuestión de horas o días y este efecto se vuelve crónico durante varios días o una semana (Figura 2). Este es la misma condición ambiental que causa el blanqueamiento de los corales. Es por ello que estos organismos se utilizan como bioindicador de estrés foto-oxidativo en los arrecifes (Hallock *et al.*, 2003). El blanqueamiento de los foraminíferos que albergan simbioses puede ser causado por la irradiación solar de longitud de onda corta 300-400 nm (ultravioleta) e incluso las longitudes de onda violeta y azul visibles (400-490 nm). El agotamiento del ozono estratosférico ha aumentado la cantidad de radiación ultravioleta que llega a la superficie del mar (Hallock en comunicación personal).

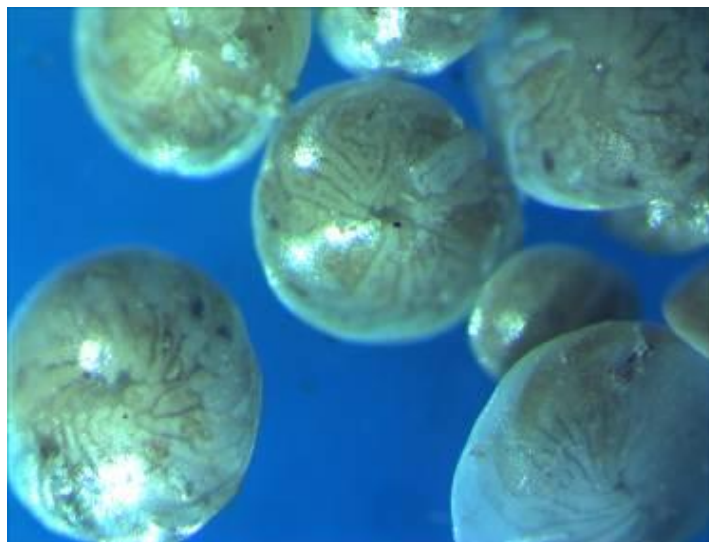


Figura 2. Ejemplares de *Amphistegina gibbosa* con varias formas de blanqueamiento.

El género *Amphistegina* se blanquea más rápidamente que los corales, al menos de manera notable ya que los corales necesitan perder más de la mitad de las zooxantelas antes de que el ojo humano detecte el blanqueamiento (Hallock en comunicación personal). Así el blanqueamiento de *Amphistegina* sp. más alto ocurre en los meses de máxima irradiación solar (mayo-julio en La Florida y el norte del Caribe; Hallock *et al.*, 2006), mientras que los corales tienden a mostrar el mayor porcentaje de blanqueamiento más tarde en el verano cuando las temperaturas son más elevadas (Alcolado, 1999).

Entonces cuando se utiliza este indicador conjuntamente con las temperaturas, se puede pronosticar no sólo un blanqueamiento masivo de los corales sino también una elevada susceptibilidad a las enfermedades (Santavy *et al.*, 2001; Williams, 2002). El índice *AMPHI* o de blanqueamiento de *Amphistegina gibbosa* utiliza la densidad de la población de la especie de foraminífero y sus porcentajes de blanqueamiento, para deducir si lo que afecta a estas poblaciones son condiciones hidrodinámicas desfavorables, la mala calidad del agua, o estrés fotoinhibidor (Hallock *et al.*, 2006).

COMPOSICIÓN CUALITATIVA DE LA COMUNIDAD DE FORAMINÍFEROS BENTÓNICOS EN LOS ARRECIFES CORALINOS DE UN SECTOR COSTERO DE LA REGIÓN NW DE CUBA

Los foraminíferos al ser microorganismos detectan cambios muy pequeños en el ambiente que los rodea por lo que responden ante estos cambios primero que otros organismos del arrecife como los invertebrados, macroalgas o peces.

Los índices *ForAM* y *AMPHI* son indicadores muy útiles de la salud de los arrecifes en cuanto problemas causados por el deterioro de la calidad del agua, fundamentalmente con respecto a la concentración de nutrientes y al aumento de la radiación ultravioleta respectivamente (Hallock *et al.*, 2003; 2006). Además, son fáciles de realizar y no requieren de reactivos químicos que los encarezcan por lo que son ideales para países de pocos recursos económicos y con potencial de sus recursos humanos. También se pueden utilizar como exploradores para destinar otros tipos de análisis más costosos sólo en casos realmente necesarios (Hallock *et al.*, 2012).

Ambos índices (*FoRAM* y *AMPHI*) han sido muy empleando en el mundo (McField *et al.*, 2007; Scheuth *et al.* 2008; Uthicke y Nobes 2008; Barbosa *et al.* 2009; Velázquez *et al.* 2011; Uthicke *et al.* 2010, 2012).

Hasta la fecha, no ha sido empleado en los arrecifes coralinos de las Antillas por lo que su incorporación en el sistema de monitoreo de arrecifes coralinos en Cuba complementaría la evaluación integral de los arrecifes coralinos del Gran Caribe. Para ello es fundamental el conocimiento de las comunidades de foraminíferos para poder comparar con investigaciones futuras.

El estudio de los foraminíferos recientes en Cuba ha sido pobre y sólo desde el punto de vista taxonómico (Chavez *et al.*, 2005) por lo que se realizó la identificación taxonómica de los foraminíferos bentónicos (Tabla 1) para determinar la composición cualitativa de las comunidades de estos microorganismos en los arrecifes coralinos de seis sitios en un sector noroccidental del litoral de La Habana- Mayabeque (Figura 3; Tabla 1), con el objetivo de tener el primer paso para la utilización de estos índices y posteriormente evaluar cómo se comportan a mediano y largo plazo. Además, con el interés futuro de incrementar las localidades de estudio a otras zonas de la plataforma insular, que permita disponer de nuevos escenarios ambientales.

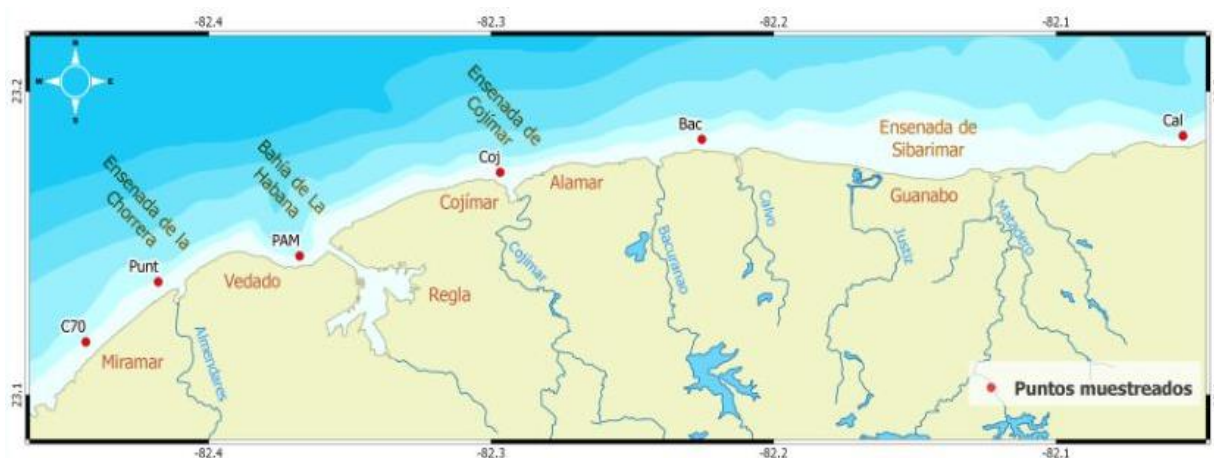


Figura 3. Ubicación geográfica de los sitios de estudio. Calle 70: C70, La Puntilla: Punt, Parque Antonio Maceo: PAM, Cojímar: Coj, Bacuranao: Bac y Calderas: Cal. En el litoral norte de La Habana y Mayabeque, región noroccidental de Cuba.

Tabla 1. Composición cualitativa de la comunidad de foraminíferos bentónicos para los seis sitios del litoral Habana-Mayabeque, clasificados morfofuncionalmente según Hallock *et al.* (2003). Calle 70: C70, La Puntilla: Punt, Parque Antonio Maceo: PAM, Cojímar: Coj, Bacuranao: Bac y Calderas: Cal.

Especies/Sitios	C70	Punt	PAM	Coj	Bac	Cal	Total
Foraminíferos Portadores de Simbiontes							
<i>Borelis melo</i>	X	X	X	X	X	X	X
<i>Laevipeneroplis bradyi</i>	X	X	X	X	X	X	X
<i>Laevipeneroplis proteus</i>	X	X	X	X	X	X	X
<i>Peneroplis pertusus</i>	X	X	X	X	X	X	X
<i>Archaias anquilatus</i>	X	X		X	X	X	X
<i>Parasorites orbitoloides</i>	X	X		X	X		X
<i>Cyclorbiculina compressa</i>	X	X			X	X	X
<i>Sorites marginalis</i>	X	X	X	X	X	X	X
<i>Amphistegina gibbosa</i>	X	X	X	X	X	X	X
<i>Asterigerina carinata</i>	X	X	X	X	X	X	X
<i>Heterostegina antillarum</i>	X	X	X	X	X	X	X
Pequeños Foraminíferos Heterotróficos							
<i>Cornuspira planorbis</i>				X			
<i>Articulina mucronata</i>	X	X	X	X	X	X	X
<i>Hauerina sp.</i>		X				X	
<i>Miliolinella sp.</i>	X	X	X	X		X	X
<i>Pyrqo denticulata</i>	X	X		X	X	X	X
<i>Pyrqo peruviana</i>	X	X	X	X	X	X	X
<i>Quinqueloculina bosciana</i>	X	X	X	X	X	X	X
<i>Quinqueloculina lamarckiana</i>	X	X	X	X	X	X	X
<i>Quinqueloculina tricarinata</i>	X	X	X		X	X	X
<i>Quinqueloculina sp.</i>		X	X	X	X	X	X
<i>Pseudotriloculina linneiana</i>	X	X		X	X	X	X
<i>Cycloforina sidebottomi</i>	X	X			X	X	X
<i>Triloculina triqonula</i>				X			
<i>Pseudohauerinella occidentalis</i>	X	X	X	X	X	X	X
<i>Spiroloculina antillarum</i>	X	X	X	X	X	X	X
<i>Vertebrasiqmoilina mexicana</i>	X	X	X	X	X	X	X
<i>Articulina pacifica</i>	X	X	X	X	X	X	X
<i>Vertebralina sulcata</i>		X			X	X	X
<i>Reussella sp.</i>	X			X	X	X	X
<i>Discoqypsina vesicularis</i>		X				X	X
<i>Rotorbinella rosea</i>	X	X	X	X	X	X	X
<i>Discorbis sp.</i>	X	X	X	X	X	X	X
<i>Nonionoides grateloupia</i>	X	X	X	X	X		X
<i>Planoqypsina acervalis</i>	X	X		X	X	X	X
<i>Textularia agglutinans</i>	X	X	X	X	X	X	X
<i>Bigenerina nodosaria</i>		X					
Foraminíferos Oportunistas							
<i>Bolivina lowmani</i>			X				

RECOMENDACIONES

Se recomienda continuar el empleo de los foraminíferos en el monitoreo de las condiciones ambientales de los ecosistemas marinos y costeros, en particular de los arrecifes coralinos. El empleo de estos microorganismos permitirá detectar de forma temprana la incidencia de un factor estresante antes de que sus efectos sean irremediables, así como aprovechar la información que nos pueden brindar para determinar si las causas de estrés son locales o globales. Con esta información, disponible en un sistema de vigilancia y monitoreo para la alerta temprana de eventos dañinos y peligrosos para la vida marina y costera se podría disponer a tiempo de las medidas necesarias para eliminar las presiones sobre el ecosistema y evitar la pérdida de sus servicios ambientales.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos al Programa de Monitoreo Marino y Costero del Litoral Habanero (MAZCO) financiado por la Delegación del CITMA de la Habana las posibilidades de muestrear en la zona de estudio y al Instituto de Ciencias del Mar las facilidades para el procesamiento y análisis de los datos. A Pamela Hallock su apoyo e indicaciones para el desarrollo de estudios con foraminíferos en Cuba. Al Programa CYTED la oportunidad de intercambiar experiencias con otros investigadores del Caribe.

REFERENCIAS

- Alcolado, P. M. (1999). Monitoreo biológico marino. En: Martínez Luzardo, F., Sorinas González, L., Torres Hernández, J., Lima Cazorla, L. A., Sánchez Domínguez, D. (Eds.) Contribución a la Educación y la Protección Ambiental, V Taller de la Cátedra de Medio Ambiente. Instituto Superior de Ciencias y Tecnología Nucleares, Cátedra de Medio Ambiente. 34 pp.
- Arenillas, I., Alegret, L., Arz, J. A., y Molina, E. (2000). El uso didáctico de los Foraminíferos en la enseñanza de ciencias de la tierra: su distribución paleoceanográfica en el tránsito Cretácico-Terciario. Enseñanza de las Ciencias de la Tierra, 8(2): 108-118.
- Armstrong, H.A. & Brasier, M.D. (2005). Microfossils. Blackwell Publishing, USA, 305 pp.
- Barbosa, C. F., Prazeres, M., Ferreira, B. P. & Seoane, J. C. S. (2009). Foraminiferal assemblage and reef check census in coral reef health monitoring of East Brazilian margin. Mar. Micropaleontol., 73: 62-69
- Boltovskoy, E. (1965). Los foraminíferos recientes. Eudeba, 510 pp.
- Calonge A., Caus E. y García J. (2001): Los foraminíferos: presente y pasado. Enseñanza de la ciencia de la tierra, 9(2): 144-150.
- Camacho S., Moura D., Connor S., Scott D. & Boski T. (2015). Ecological zonation of benthic foraminifera in the lower Guadiana Estuary (southeastern Portugal). Marine Micropaleontology, 112: 1-18.
- Carballo, J. L. (2013). Respuestas de los invertebrados marinos al cambio climático. Métodos para el estudio de la biodiversidad en ecosistemas marinos tropicales de Iberoamérica para la adaptación al cambio climático: 38-49.

- Chaves, M. E., Rivas, L. y Orozco, M. V. (2005). Relación taxonómica actualizada de los foraminíferos modernos de Cuba. *Cocuyo*, 15: 5-14.
- CBD - CONVENIO SOBRE LA DIVERSIDAD BIOLÓGICA (2017). Disponible en: www.cbd.int/marine/coral.shtml accesado en octubre de 2017.
- Cesar, H., Burkeand, L. & L. Pet-Soede (2003). The economics of worldwide coral reef degradation. Cesar Environmental Economics Consulting, Arnhem, and WWF-Netherlands, Zeist, The Netherlands: 23 pp.
- Daniels, C. A. (2005). Coral Reef Assessment: An Index Utilizing Sediment Constituents. Tesis de maestría, University of South Florida. Tampa, FL.
- Dawes, C. J. (1998). Marine Botany. 2nd Edition. John Wiley & Sons, Inc., 480 pp.
- Eichler, P., Eichler, B., Sen Gupta, B. K. & Rosch, A. (2012). Foraminifera as indicators of marine pollutant contamination on the inner continental shelf of southern Brazil. *Mar. Poll. Bull.*, 64: 22-30.
- Hallock, P. (1988). The role of nutrient availability in bioerosion: consequences to carbonate buildups. *Palaeogeogr. Palaeoclimatol.*, 63: 275-291.
- Hallock, P. (1999): Chapter 8: Symbiont-Bearing Foraminifera. En: B. K. SenGupta (ed.): *Modern Foraminifera*. p. 123-139.
- Hallock, P. (2005). Global change and modern coral reefs: New opportunities to understand shallow-water carbonate depositional processes. *Sedimentary Geology*, 175: 19-33
- Hallock, P. (2012). The FoRAM Index revisited: uses, challenges, and limitation. 12th International Coral Reef Symposium, Cairns, Australia, July 2012, p. 9-13.
- Hallock, P. & Lidz, B. H. (2003). Foraminifera as bioindicators in coral reef assessment and monitoring: the FORAM Index. *Environ. Monit. Assess.*, 81: 221-238.
- Hallock, P., Williams, D. E., Fisher, E. M. & Toler, S. K. (2006). Bleaching in Foraminifera with Algal Symbionts: Implications for Reef Monitoring and Risk Assessment. *Anuário do Instituto de Geociências*, 29 (1): 108-128.
- Harborne, A. R., Mumby, P. J., Micheli, F., Perry, C. T., Dahlgren, C. P., Holmes, K. E. & D. R. Brumbaugh (2006). The functional value of Caribbean coral reef, seagrasses and mangrove habitats to ecosystem processes. *Advances in marine biology*. 50: 1-189
- Hoegh-Guldberg, O., Mumby, P. J., Hooten, A. J., Steneck, R. S., Greenfield, P., Gomez, E., Harvell, C. D., Sale, P. F., Edwards, A. J., Caldeira, K., Knowlton, N., Eakin, C. M., Iglesias-Prieto, R., Muthiga, N., Bradbury, R. H., Dubi, A. & Hatziolos, M. E. (2007). Coral Reef Under Rapid Climate Change and Ocean Acidification. *Science Review*, 318(5): 1737-1742.
- Jackson, L. E., Kurtz, J. C., & Fisher, W. S. (eds.) (2000). Evaluation Guidelines for Ecological Indicators. EPA/620/R-99/005. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Research Triangle Park, NC. 107 pp.
- Lidz, B. H. & Hallock, P. (2000). Sedimentary petrology of a declining reef ecosystem, Florida Reef Tract (U.S.A.). *J. Coastal. Res.*, 16:675-697.
- McField, M., Kramer, P., Gorrez, M., & McPherson, M. (2007). Guía de indicadores de salud de arrecifes y bienestar social en la región del Arrecife Mesoamericano: Arrecifes saludables para gente saludable. 218 pp.

- Mojtahid, M., Jorissen, F., Durrieu, J., Galgani, F., Howa, H., Redois, F. & Camps, R. (2006): Benthic foraminifera as bio-indicators of drill cutting disposal in tropical east Atlantic outer shelf environments. *Mar. Micropaleontol.*, 61 (1): 58–75.
- Moynihan, M. A., Baker, D. M. & Mmochi, A. J. (2012). Isotopic and microbial indicators of sewage pollution from Stone Town, Zanzibar, Tanzania. *Marine Pollution Bulletin*, 64(7): 1348-1355.
- Murray, J.W. (2006). *Ecology and Applications of Benthic Foraminifera*. Cambridge University Press. Cambridge, 426 pp.
- Nañez, C. y Malumián, N. (2008). Foraminiferida. En: Camacho, Horacio H. & Longobucco, M. (ed.): *Los invertebrados fósiles*. Buenos Aires, Universidad Maimónides. Fundación de Historia Natural Félix de Azara, p. 65-100.
- Sammaro, P. W., Hallock, P., Lang, J.C. & LeGore, R. S. (2007). Roundtable Discussion Groups Summary Papers: Environmental Bio-Indicators in Coral Reef Ecosystems: The Need to Align Research, Monitoring, and Environmental Regulation. *Environmental Bioindicators*, 2: 35-46.
- Santavy, D.L., Mueller, E., Peters, E.C., MacLaughlin, L., Porter, J.W., Patterson, K.L., & Campbell, J. (2001). Quantitative assessment of coral diseases in the Florida Keys: strategy and methodology. *Hydrobiologia*, 460: 39-52.
- Schueth, J. D. & Frank, T. D. (2008). Reef Foraminifera as Bioindicators of Coral Reef Health: Low Isles Reef, Northern Great Barrier Reef, Australia. *J. Foramin. Res.*, 38(1): 11-22.
- Sen Gupta, B. K. (1999). Introduction to modern foraminifera. *Modern foraminifera*. Sen Gupta (ed.) Kluwer Academic Publ., 371 pp.
- Sun, M. Y., Dafforn, K. A., Brown, M. V. & Johnston, E. L. (2012). Bacterial communities are sensitive indicators of contaminant stress. *Marine Pollution Bulletin*, 64(5): 1029-1038.
- Uthicke, S. & Nobes, K. (2008). Benthic Foraminifera as ecological indicators for water quality on the Great Barrier Reef. *Estuar. Coast. Shelf.*, 78: 763-773.
- Uthicke, S. & Altenrath, C. (2010). Water column nutrients control growth and C:N ratios of symbiont-bearing benthic foraminifera on the Great Barrier Reef, Australia. *Limnol. Oceanogr.*, 55: 1681–1696.
- Uthicke, S., Thompson, A. & Schaffelke, B. (2010). Effectiveness of benthic foraminiferal and coral assemblages as water quality indicators on inshore reefs of the Great Barrier Reef, Australia. *Coral Reefs*, 29: 209-225.
- Uthicke, S., Patel, F. & Ditchburn, R. (2012). Elevated land runoff after European settlement perturbs persistent foraminiferal assemblages on the Great Barrier Reef. *Ecology*, 93: 111-121.
- Velásquez, J., Lopez-Angarita, J. y Sanchez, J. A. (2011). Evaluation of the FORAM index in a case of conservation: Benthic foraminifera as indicators of ecosystem resilience in protected and non-protected coral reefs of the southern Caribbean. *Biodivers. Conserv.*, 20: 3591-3603.
- Williams, D. E. & Hallock, P. (2004). Bleaching in *Amphistegina gibbosa* d'Orbigny (Class Foraminifera): Observations from laboratory visible and ultraviolet light experiments. *Marine Biology*, 145: 641-649.

ESTRATEGIA DE MANEJO DE LOS RECURSOS MARINOS Y COSTEROS DEL CARIBE SUR, COSTA RICA PARA LA ADAPTACIÓN A LA VARIABILIDAD CLIMÁTICA

**Lilliana Piedra Castro¹, Aida Caridad Hernández Zanuy², Luis Manuel Sierra Sierra¹,
José Miguel Pereira Chávez¹, Maikol Castillo Chinchilla¹ y Vanessa Morales Cerdas¹.**

1. Laboratorio de Recursos Naturales y Vida Silvestre (LARNAVISI), Escuela de Ciencias Biológicas,
Universidad Nacional, Costa Rica.
Email: lilliana.piedra.castro@una.cr

INTRODUCCIÓN

La variabilidad climática es un proceso que ha evidenciado una serie de efectos e influencias sobre el planeta y sus habitantes. Entre los más importantes se encuentran su impacto sobre los ecosistemas y especialmente, los marinos y costeros (Rojas, 2003; Anadón, Duarte y Fariña 2005; Carballo, Bautista-Guerrero, Nava y Cruz-Barraza, 2010; Yáñez-Arancibia, Twilley y Lara-Domínguez, 2016).

Entre los impactos esperados para la vida marina y costera, se encuentra la reducción de la productividad primaria, cambios en las redes tróficas, mortalidad y modificaciones en la fisiología de los organismos, en sus ciclos de vida, en sus patrones de abundancia y distribución y mayores problemas sobre las poblaciones nativas por la presencia de las especies invasoras (Moreno, De la Rosa y Zazo, 2005; Sharp, 2005). Otros cambios también se han producido en la línea de costa, como la erosión de la costa, cambios en la vegetación costera, salinización de los cuerpos de agua, pérdida de infraestructura construida, etc. (Felicísimo, Muñoz, Mateo y Villalba, 2012; Yáñez-Arancibia, Twilley y Lara-Domínguez, 2016) junto a los producidos en la hidrología de la zona marina y costera producen alteraciones en la disponibilidad de alimentos y agua para la población. Estas alteraciones de las condiciones naturales de los ecosistemas provocan pérdidas de vidas y bienes cada vez mayores por inundaciones, incendios forestales y olas de calor asociadas a los efectos de los cambios climáticos (Peñuelas, Sabaté, Filella y Gracia, 2004; Costa, 2007; IPCC, 2007).

Tales cambios también pueden afectar los asentamientos humanos y las poblaciones que son usuarios directos de los recursos naturales y se convierten en actores particularmente importantes de la adaptación, debido a que la rapidez con la que han ocurrido los cambios incrementa los daños que esta situación provoca sobre los bienes y servicios que ellos reciben (Altieri y Nicholls, 2008; Barton, 2009). Actualmente, el número de habitantes y comunidades costeras está en aumento, aumentando paulatinamente también en la costa el número de centros económicos importantes donde se desarrollan las actividades socioeconómicas de sustento de estas poblaciones como las manufactureras, pesqueras, turísticas, petroleras y de prestación de servicios (Aguilar, 2000).

Por otra parte, la creciente influencia de los cambios provocados por la variabilidad climática pone en riesgo la seguridad alimentaria de estas personas y la vulnerabilidad aumenta a medida que aumenta la densidad poblacional, se modifican los cuerpos de agua, se deforesta, se contamina, contribuyendo a sobrepasar la capacidad de carga del planeta (Sharp, 2005; Conde-Álvarez y Saldaña-Zorrilla, 2007).

Las comunidades en las costas han enfrentado estos cambios que se han percibido desde tiempo atrás. Este fenómeno ha sido denominado como resiliencia al clima, concepto que se ha desarrollado por la urgente necesidad de generar capacidades locales para enfrentar la variabilidad climática (Barton, 2009).

La resiliencia es concebida por diversos autores de distintas formas y con diversos niveles de profundidad. Estas visiones se han convertido en una limitación para el análisis holístico de los efectos e influencias de la variabilidad climática ya que se ha propuesto desde la perspectiva misma de los sistemas sociales hasta la de los sistemas biológicos o ecológicos. En el segundo grupo, por ejemplo, se entiende como la mejora del sistema o de su capacidad para enfrentarse a los términos impulsores (Costa 2007).

Walker, Carpenter, Anderies *et al.* (2002) proponen que la resiliencia es el potencial de un sistema para permanecer en una configuración particular para mantener sus funciones, o la capacidad del sistema para volver a organizarse, tras la perturbación impulsada por el cambio, mientras que Byg y Salick, (2009) lo define como la capacidad de respuestas de comunidades y actores a nivel local.

Una herramienta para favorecer la resiliencia es el ordenamiento y la planificación territorial que permite reducir los riesgos e impulsar el bienestar ambiental y social; como un proceso que facilita la minimización de la vulnerabilidad e identifica los mecanismos de aumentar las oportunidades (Lira, 2006) para la integración de los componentes del sistema socioecológico que satisfagan las necesidades, las capacidades y los límites del sistema.

Según el Panel Intergubernamental de Cambio Climático (IPCC 2013) la vulnerabilidad frente al impacto de la variabilidad climática es una función de la exposición, la sensibilidad y la capacidad de adaptación de los sistemas.

Se han generado dos corrientes de pensamiento para trabajar en los temas de resiliencia y adaptación. La primera es la adaptación basada en comunidades y la segunda basada en ecosistemas.

La adaptación basada en comunidades es un proceso liderado por las comunidades humanas donde se consideran sus prioridades, necesidades y capacidades para que se empoderen para enfrentar los impactos de la variabilidad climática. Dicho enfoque se generó como consecuencia de que las poblaciones vulnerables a la pobreza, a las enfermedades, a la discriminación, etc., también son vulnerables a la influencia de la variabilidad climática (Huq y Reid 2007).

La planificación estratégica en este documento será entendida como el instrumento de gestión que contribuirá a la toma de decisiones por parte de las organizaciones en torno a las acciones que permitan adaptarse a los cambios que se empiezan a observar en la zona en relación con la variabilidad climática y a las actividades que deben implementarse en el mediano plazo para adaptarse a los cambios y a las demandas que impone el entorno a fin de que se logre la eficiencia, eficacia, calidad en los bienes y servicios que se proveen y la conservación de los recursos marinos y costeros. Con este enfoque se aborda el objetivo de este capítulo que consiste en formular una propuesta de gestión de los recursos que contenga las medidas y recomendaciones que contribuyan a la adecuada gestión de los recursos marinos y costeros en Costa Rica en el marco de la adaptación al cambio climático.

El presente estudio pretendió formular una propuesta de gestión de los recursos que contenga las medidas y recomendaciones que contribuyan a la adecuada gestión de los recursos marinos y costeros en Costa Rica en el marco de la adaptación al cambio climático

Sobre el área donde se propone la estrategia

La zona de estudio se encuentra dentro del Área de Conservación La Amistad Caribe (ACLAC) del Sistema Nacional de Áreas de Conservación (SINAC) del Ministerio de Ambiente y Energía (MINAE)

que incluye los cantones de Talamanca y Limón, está es una región policultural, rica en biodiversidad y tradiciones donde conviven aborígenes latinos y descendientes de chinos y afro caribeños (ProAmbi, 1996).

Para fines de este estudio, el Caribe Sur de Costa Rica (Fig. 1) se delimitó desde el Cantón Central de la provincia de Limón hasta el río Sixaola, el cual forma una frontera natural con la República de Panamá (ICT, 2002). La zona de vida corresponde a Bosque Húmedo Tropical (BHT), es una región húmeda que alberga sistemas ecológicos que han permitido el desarrollo de actividades productivas y son importantes para la conservación de los recursos naturales (Ministerio del Ambiente Energía y Telecomunicaciones (MINAET), Instituto Meteorológico Nacional (IMN), Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD) y Comité Regional de Recursos Hidráulicos (CRRH), 2008) y forma parte de un pequeño corredor arrecifal que conecta las áreas de la costa Caribe de Nicaragua y de Panamá. Y en Costa Rica incluye los parches arrecifales del PNC y el REGAMA.

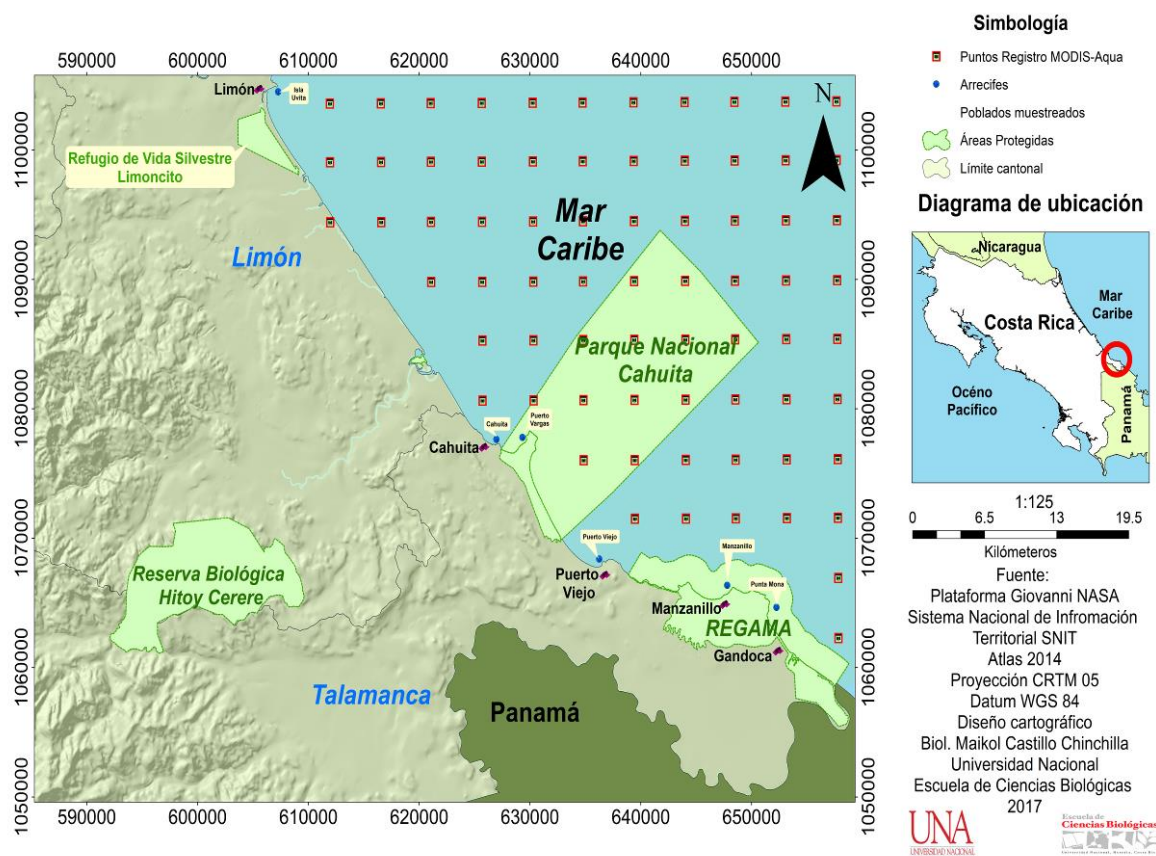


Figura 1. Área para la que se plantea la estrategia en el Caribe Sur, Limón, Costa Rica.

El clima de la zona presenta una condición bimodal del periodo lluvioso; la primera se extiende de noviembre a marzo y la segunda de junio a agosto (Herrera, 1985), con precipitaciones de 4500 mm/año y una humedad relativa alta (IMN, 2008). Las mareas son mixtas, principalmente de tipo diurnas y con un intervalo pequeño de 30 a 50 cm. El oleaje entre enero y junio proviene del Noreste y del Este entre julio y diciembre, dependiendo de la posición de la Zona de Convergencia Inter Tropical. Las corrientes fluyen de Noroeste a Sureste con pequeños remolinos que viajan en dirección ciclónica, mediante las

cuales se transportan sedimentos terrestres derivados de zonas ribereñas y de las áreas costeras deforestadas (Cortés y Risk, 1985; Cortés, 1997).

SOBRE LA ESTRATEGIA

La implementación de esta estrategia puede ser asumida por COREDES, que está creada vía decreto y que alberga a diversas instituciones públicas con incidencia local.

Los Consejos Regionales de Desarrollo (COREDES) son instancias regionales que coordinan y articulan políticas, planes, programas y proyectos institucionales e interinstitucionales, mediante la participación activa de los diferentes segmentos involucrados en el desarrollo del espacio regional. (Decreto Ejecutivo N° 39453-MP-PLAN de 14 de octubre de 2015). En la zona funciona el COREDES de Huetar Caribe.

Planteamientos estratégicos

Visión y Misión

Visión:

Ser reconocidos, a nivel local, como una estrategia consolidada, dinámica, que se ajusta a los cambios asociados con la variabilidad climática, implementada con liderazgo y con reconocimiento en el fomento de la conservación de la biodiversidad marina y costera, y sus bienes y servicios desde los intereses comunales con involucramiento de diversos actores.

Misión:

Reducir el impacto de los cambios asociados con la variabilidad climática sobre los ecosistemas marinos y costeros del Caribe Sur de Costa Rica de forma segura y eficiente promoviendo acciones orientadas a la conservación de la biodiversidad marina y costera.

Objetivo de la planificación estratégica

Contribuir a la conservación de ambientes y ecosistemas marino-costeros en el Caribe Sur de Costa Rica como una iniciativa de base comunal, estatal y multisectorial que busca el establecimiento de mecanismos de cooperación entre los actores con objeto de enfrentar de manera eficaz los crecientes retos ambientales, sociales, económicos y de cambio global.

Líneas estratégicas de acción

Esta planificación estratégica plantea seis líneas estratégicas de acción, cada una de las cuales está orientada por los objetivos que se plantean a continuación y que constituyen un mecanismo mediante el cual se contribuye a alcanzar el cumplimiento de la misión y visión en el área de estudio.

Esos objetivos son los ejes conductores que ayudan a seleccionar las acciones adecuadas para alcanzar la visión, misión y objetivos que orientan la planificación estratégica.

Línea estratégica 1: Concienciación social de la problemática inducida en la costa por la influencia de la variabilidad climática

Objetivo: Incrementar la conciencia de la sociedad en relación con la problemática de la variabilidad climática.

Línea estratégica 2: Mitigación de las consecuencias de la variabilidad climática sobre las comunidades humanas costeras mediante acciones indirectas.

Objetivo: Limitar la ejecución de actividades agrícolas, ganaderas y de infraestructura en las cercanías de la línea de costa.

Línea estratégica 3: Aplicación de estrategias de retroceso para mitigar los impactos de la variabilidad climática

Objetivo: Impulsar el abandono de áreas vulnerables y a la reubicación de actividad y comunidades directamente afectada.

Línea estratégica 4: Aplicación de medidas de adaptación a la variabilidad climática.

Objetivo: Alcanzar el equilibrio entre los sistemas marinos y costeros y el aprovechamiento considerando la variabilidad climática.

Línea estratégica 5: Aplicación de estrategias de protección para enfrentar la variabilidad climática

Objetivo: Aumentar las áreas con protección y la efectividad de las mismas.

Línea estratégica 6: Evaluación cualitativa y cuantitativa de la vulnerabilidad de las zonas marino costeras.

Objetivo: Impulsar la investigación sobre la influencia de la variabilidad climática sobre las comunidades humanas y biológicas.

ACTIVIDADES

Las líneas de acción que se plantean a continuación pretenden reducir los impactos y amenazas que provoca la variabilidad climática sobre los ecosistemas marinos y costeros para contribuir a mejorar el estado de conservación de la biodiversidad marina costera y cumplir con los objetivos específicos (Tabla 1).

Tabla 1. Líneas estratégicas, productos, acciones y condiciones para la implementación

Implementación					
Línea estratégica	Objetivo	Meta	Actividades	Responsables	Socios
1. Concienciación social de la problemática inducida en la costa por la influencia de la variabilidad climática.	Incrementar la conciencia de la sociedad en relación con la problemática de la variabilidad climática.	Al año 2025, los riesgos y amenazas sobre la zona marino costera se han mitigado sustancialmente	1. Desarrollo e implementación de un plan de educación ambiental sobre la problemática de la variabilidad climática en los ecosistemas marino costeros liderado por ACLAC y con participación activa de las comunidades locales	Programa de Educación Ambiental ACLAC MEP Universidades	Fuerza Pública, Guardacostas. Municipalidad de Limón y Talamanca Comunidades costeras
			2. Desarrollar una línea base sobre el nivel de información disponible, conocimientos locales y percepción, así como la influencia de lo anterior en el comportamiento socio-ambiental hacia los recursos marinos y costeros en el Caribe Sur	Programa de Educación Ambiental ACLAC Universidades Centro de investigaciones	Fuerza Pública, Guardacostas. Municipalidad de Limón y Talamanca MEP
			3. Ejecución de sesiones de inducción e información sobre la problemática de la variabilidad climática en los ecosistemas marino costeros con énfasis en las ASP	Programa de Educación Ambiental ACLAC Comunidades costeras	Fuerza Pública, Guardacostas. Municipalidad de Limón y Talamanca MEP Comunidades costeras Universidades
			4. Promoción de campaña de difusión y concienciación sobre la problemática de la variabilidad climática en los ecosistemas marino costeros	Programa de Educación Ambiental ACLAC Comunidades costeras	Fuerza Pública, Guardacostas. Municipalidad de Limón y Talamanca MEP Universidades.

Implementación					
Línea estratégica	Objetivo	Meta	Actividades	Responsables	Socios
			5. Monitorear el impacto de las acciones de concienciación sobre la problemática de la variabilidad climática en los ecosistemas marino costeros	Programa de Educación Ambiental ACLAC	Municipalidad de Limón y Talamanca MEP
			7. Promulgar el trabajo con los agricultores pequeños, medianos y grandes de la zona continental para promover la implementación de buenas prácticas agrícolas y ambientales	Programa de Educación Ambiental ACLAC MAG	Municipalidad de Limón y Talamanca MEP
2. Mitigación de las consecuencias de la variabilidad climática sobre las comunidades humanas costeras mediante acciones indirectas.	Limitar la ejecución de actividades agrícolas, ganaderas y de infraestructura en las cercanías de la línea de costa.	Al año 2022, las actividades económicas, agrícolas, ganaderas y de infraestructura estarán planificadas para concentrarse fuera de la cercanía de los 200 m o fuera de la franja de ZMT)	1. Desarrollar un plan de ordenamiento territorial para los cantones de Limón y Talamanca, basado en información de línea base ambiental sobre el estado de conservación e integridad ecológica de las poblaciones y de los ecosistemas, de las comunidades costeras y de las actividades económicas que desarrollan.	Municipalidad de Limón y Talamanca MIDEPLAN. ICT SETENA MAG	Centros de investigación. Universidades Organizaciones locales. MOPT INDER CONAVI
		Al año 2025, el Plan de ordenamiento territorial es una herramienta clave que se aplica para la toma de decisiones en los	1. Capacitación a funcionarios públicos para la ejecución eficiente del plan de ordenamiento territorial de los cantones de Limón y Talamanca.	Municipalidad de Limón y Talamanca MIDEPLAN	Centros de investigación. Universidades Organizaciones locales. MOPT INDER CONAVI INA

Implementación					
Línea estratégica	Objetivo	Meta	Actividades	Responsables	Socios
		dos cantones involucrados.	2. Implementación del Plan de ordenamiento territorial en Municipalidad de Limón y Talamanca.	Municipalidad de Limón y Talamanca MIDEPLAN	Comités cantonales de emergencia MAG
			3. Priorizar acciones de intervención en la zona marino costera de acuerdo a los resultados obtenidos del Plan de ordenamiento territorial	Municipalidad de Limón y Talamanca MIDEPLAN	Organizaciones locales Comités cantonales de emergencia MAG
			4. Impulsar acciones de restauración de la cobertura forestas en las márgenes de los ríos, pantanos, manglares, playas para minimizar la influencia de los procesos de salinización	ACLAC-SINAC Organizaciones locales Comités cantonales de emergencia	AyA MAG Municipalidad de Limón y Talamanca ICE
		Al año 2030, un plan de investigación inter y multidisciplinaria para generar información para la adaptación, implementado	1. Elaborar un Plan de investigación inter y multidisciplinaria para para la adaptación a la variabilidad climática con participación de diversos autores.	Centros de investigación. Universidades SINAC	Organizaciones locales. MOPT INDER CONAVI INA Municipalidad de Limón y Talamanca MIDEPLAN
			2. Implementar el Plan de investigación inter y multidisciplinaria para para la adaptación a la variabilidad climática con participación de diversos actores.		
			3. Desarrollo de una línea base con información técnico-científico, conocimientos locales y percepción, así como la influencia de lo anterior en el comportamiento socio-ambiental para la adaptación a la variabilidad climática.		

Implementación					
Línea estratégica	Objetivo	Meta	Actividades	Responsables	Socios
	Impulsar el abandono de áreas vulnerables y a la reubicación de actividades y comunidades directamente afectada.	Al año 2020, no hay nueva infraestructura ni actividades productivas en la zona marítima terrestre.	1. Formar una comisión donde participen los prestadores de servicios públicos a fin de considerar la temática de vulnerabilidad a la variabilidad climática para otorgar tales servicios	Municipalidad de Limón y Talamanca	Organizaciones locales. Sector privado. ICE AyA Acueductos rurales SINAC
			2. Visitas trimestrales para supervisar que no se haga construcción en esta zona	Municipalidad de Limón y Talamanca SINAC	Comunidades locales Organizaciones locales
			3. Marcar la zona pública y la zona restringida de la zona marítimo terrestre para que no haya dudas por parte de los locales	IGN Municipalidad de Limón y Talamanca	ICT SINAC
			4. Promover la aplicación del plan de ordenamiento territorial	Municipalidad de Limón y Talamanca ICT	ICE AyA Acueductos rurales SINAC
		Al año 2022, las nuevas industrias y comercios están concentradas en la parte posterior de la zona marítimo terrestre	1. Otorgamiento de permisos de construcción únicamente en la parte posterior de la zona marítimo terrestre	Municipalidad de Limón y Talamanca	Comunidades locales
			2. Establecimiento de oportunidades laborales y mejores servicios en la parte posterior de la zona marítimo terrestre	Municipalidad de Limón y Talamanca Cámara de comercio	Comunidades locales Sector privado
			3. Seguimiento al plan de ordenamiento territorial	Municipalidad de Limón y Talamanca SINAC Comunidades locales	Organizaciones locales. Sector privado. ICE AyA Acueductos rurales SINAC

Implementación					
Línea estratégica	Objetivo	Meta	Actividades	Responsables	Socios
			4. Generación de un proceso técnico, político, administrativo, para, en el largo plazo, establecer la organización del uso, la ocupación y la transformación del suelo basado en las fortalezas, debilidades, limitaciones y oportunidades desde los componentes biofísicos, socioeconómicos y políticos	Municipalidad de Limón y Talamanca SINAC Universidades	Organizaciones locales. Sector privado. ICE AyA Acueductos rurales SINAC Guardacostas
			5. Desarrollo de campañas de recolección de desechos sólidos reciclables	ACLAC-SINAC Corredor Biológico Talamanca - Caribe	MEP Organizaciones comunales Sector privado
			6. Impulsar microempresas comunales para la recolección y preparación de materiales de reciclaje	ACLAC-SINAC Corredor Biológico Talamanca – Caribe IMAS MyPIMES-MICIT	Organizaciones comunales Sector privado UNIVERSIDADES CONARE- CENAT- Incubadora de proyectos
3. Aplicación de estrategias de retroceso para mitigar los impactos de la variabilidad climática	Impulsar el abandono de áreas vulnerables y a la reubicación de actividades y comunidades directamente afectada	Al 2020, el aumento sobre el nivel del mar y la erosión costera no producen afectaciones a las comunidades locales	1. Evaluación de las zonas costera vulnerables a los cambios asociados con variabilidad climática	Universidades Centros de investigación ACLAC-SINAC	CNE Organizaciones comunales Sector privado
			2. Discusión y divulgación de los resultados de evaluación de las zonas costera vulnerables a los cambios asociados con variabilidad climática	Universidades Centros de investigación ACLAC-SINAC	CNE Organizaciones comunales Sector privado
			3. Oficialización de los resultados de la evaluación de las zonas costera vulnerables a	ACLAC-SINAC	CNE AyA CONAVI

Implementación					
Línea estratégica	Objetivo	Meta	Actividades	Responsables	Socios
			los cambios asociados con variabilidad climática		MIDEPLAN
			4. Las organizaciones financieras como bancos, mutuales, asociaciones favorecerán a los propietarios ubicadas fuera de las áreas vulnerables planteadas en la evaluación	SUGEF Bancos públicos Bancos privados	Asociaciones de productores Organizaciones comunales Acueductos rurales Sector privado
			5. Mejoramiento de las prácticas agrícolas y ambientales en los sistemas productivos	MAG SETENA ACLAC-SINAC	Asociaciones de productores, Organizaciones comunales Acueductos rurales Sector privado
4. Aplicación de medidas de adaptación a la variabilidad climática	Alcanzar el equilibrio entre los sistemas marinos y costeros y el aprovechamiento considerando la variabilidad climática	Al 2022, la actividad pesquera del Caribe Sur se encuentra en sostenibilidad ambiental y económica	1. Otorgamiento de los permisos de pesca a pescadores locales mediante la figura de cooperativas o asociaciones	INCOPECA Pescadores	Organizaciones locales. INFOCOOP Comunidades locales
			2. Acompañamiento de la actividad pesquera para que sea responsable	INCOPECA Pescadores	Organizaciones locales. INFOCOOP Comunidades locales
			3. Aumento de la eficiencia en la recolección de la información pesquera	INCOPECA Pescadores SENASA	Organizaciones locales. INFOCOOP Comunidades locales

Implementación					
Línea estratégica	Objetivo	Meta	Actividades	Responsables	Socios
		Al 2020, retomar la construcción de la infraestructura sobre pilotes	1. Diseños de casas, edificios y otras infraestructuras sobre pilotes	INVU IMAS Colegio de Ingenieros y Arquitectos de	
			2. Realizar talleres, foros, capacitaciones, etc. para promover el uso de edificaciones sobre pilotes		
		Al 2020, las poblaciones de pez león y otras especies invasoras se encuentran controladas y en constante manejo	1. Desarrollo y aplicación de la estrategia nacional para el manejo del pez león	ACLAC SINAC Comisión Nacional del Pez León	Comunidades locales Pescadores Organizaciones no gubernamentales Universidades
			2. Desarrollo e implementación de una estrategia para especies exóticas marinas y estuarinas	ACLAC SINAC Comisión de especies exóticas	Comunidades locales Pescadores Organizaciones no gubernamentales Universidades
			3. Promover la priorización de los PSA en la zona costera	FONAFIFO ACLAC-SINAC	Organizaciones no gubernamentales Comunidades locales Organizaciones locales. Sector privado
			4. Desarrollo y aplicación de la estrategia nacional para el manejo de especies vegetales introducidas en la zona costera	ACLAC SINAC Comisión de especies exóticas	Comunidades locales Pescadores Organizaciones no gubernamentales Universidades

Implementación					
Línea estratégica	Objetivo	Meta	Actividades	Responsables	Socios
			5. Promover las buenas prácticas de pesca entre los pescadores de subsistencia y comerciales	INCOPECA ACLAC-SINAC Asociaciones de pescadores	Comunidades locales Organizaciones no gubernamentales Universidades
			6. Colocar boyas y/o dispositivos para el anclaje o amarrar de botes	INCOPECA ACLAC-SINAC Asociaciones de pescadores	Comunidades locales Organizaciones no gubernamentales Universidades
5. Aplicación de estrategias de protección contra la variabilidad climática	Aumentar las áreas con protección y la efectividad de las mismas.	Al 2025, las áreas silvestres protegidas aumentaron en área	1. Declaración de la Isla Uvita como un área silvestre protegida bajo la administración del ACLAC-SINAC	Municipalidad de Limón ACLAC-SINAC Comunidades locales	Universidades Sector privado Organizaciones no gubernamentales
			2. Declaración en la localidad de Puerto Viejo de un área silvestre marina protegida bajo la administración del ACLAC-SINAC	Comunidades locales ACLAC-SINAC	Universidades Sector privado Organizaciones no gubernamentales
			3. Desarrollo del plan de manejo de la Isla Uvita y el Refugio Nacional de Vida Silvestre Limoncito	ACLAC-SINAC Universidades Centro de Investigación	Universidades Sector privado Organizaciones no gubernamentales
			4. Desarrollo del plan de manejo del área silvestre marina protegida de Puerto Viejo	ACLAC-SINAC Universidades Centro de Investigación	Universidades Sector privado Organizaciones no gubernamentales
		Al 2025, las áreas silvestres protegidas están ejecutando el plan	5. Revisión, cada dos años, de los planes de manejo de todas las áreas protegidas que estén en la costa del ACLAC-SINAC	ACLAC-SINAC Organizaciones no gubernamentales Universidades	Universidades Organizaciones locales Comunidades
			6. Desarrollo de los planes de acción propuesto en cada plan de manejo		

Implementación					
Línea estratégica	Objetivo	Meta	Actividades	Responsables	Socios
		de manejo actualizado	7. Implementación de los planes de acción desarrollados	Centro de Investigación	
6. Evaluación cualitativa y cuantitativa de la vulnerabilidad de las zonas marino costeras en relación con la variabilidad climática	Impulsar la investigación sobre la influencia de la variabilidad climática sobre las comunidades humanas y biológicas	Al 2025, un equipo de investigación consolidado para la adaptación a la variabilidad climática del Caribe de Costa Rica	1. Desarrollo de un observatorio de la variabilidad climática en la zona Caribe	Universidades Centros de investigación IMN SINAC	Organizaciones locales Comunidades Organizaciones no gubernamentales
			2. Obtención de fondos para investigación sobre las vulnerabilidades a la variabilidad climática de las zonas marino costeras		
			3. Definición de prioridades de investigación holísticas		
			4. Formación de una comisión que recomiende a los diversos actores hacia donde deben orientarse las medidas de adaptación		
			5. Establecimiento de una estación meteorológica marina	IMN	Universidades Comisión Nacional de Emergencias
			6. Realización de una evaluación ecológica rápida en la localidad de Puerto Viejo	Universidades ACLAC- SINAC Centros de investigación	Organizaciones no gubernamentales
			7. Identificación de los sistemas que actúan como sumideros de carbono	Universidades Centros de investigación	Organizaciones no gubernamentales Comisión Nacional de Emergencias Sector privado ACLAC- SINAC

CONSIDERACIONES GENERALES

La implementación de la estrategia propuesta contribuirá a una adecuada gestión de los recursos marinos y costeros en Costa Rica en el marco de la adaptación al cambio climático, al cumplimiento de los acuerdos de la Convención de Diversidad Biológica relacionados con la conservación de los ecosistemas marinos y costeros y la adecuada gestión de las áreas protegidas.

Profundizar en el conocimiento de estos ecosistemas en el futuro permitirá centrar los esfuerzos en la implementación de la Adaptación basada en Ecosistemas como una nueva opción que ayudará a las personas a adaptarse al cambio climático, complementando los esfuerzos actuales de las comunidades locales y de la implementación de esta propuesta, en una nueva estrategia que integre aún más la conservación de la diversidad biológica, el cambio climático, la reducción de desastres y el desarrollo sostenible en Costa Rica.

REFERENCIAS

- Altieri, M. A., & Nicholls, C. (2008). Los impactos del cambio climático sobre las comunidades campesinas y de agricultores tradicionales y sus respuestas adaptativas. *Agroecología*, 3, 7-24.
- Anadón, R., Duarte, M., & Fariña, C. (2005). Impactos sobre los ecosistemas marinos y el sector pesquero. Pág 147-182. En: Proyecto ECCE. 2005. Principales Conclusiones de la Evaluación Preliminar de los Impactos en España por Efecto del Cambio Climático. Oficina Española de Cambio climático-UCLM-Ministerio de Medio Ambiente.
- Ávila, G., F. Jiménez, J. Beer, M. Gómez, & M. Ibrahim. (2001). Almacenamiento, fijación de carbono y valoración de servicios ambientales en sistemas agroforestales en Costa Rica. *Agroforestería en las Américas* 8(30): 32-35
- Barton, J. R. (2009). Adaptación al cambio climático en la planificación de ciudades-regiones. *Revista de geografía Norte Grande*, (43), 5-30. Recuperado en 17 de mayo de 2015, de http://www.scielo.cl/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0718-34022009000200001&lng=es&tlng=pt. 10.4067/S0718-34022009000200001
- Byg, A. & Salick, J. (2009). Local perspectives on a global phenomenon— Climate change in Eastern Tibetan villages. *Global Environmental Change*. Vol 19 (2): 156–166.
- Casasola, F., M. Ibrahim, C. Sepúlveda, N. Ríos & D. Tobar. (2009). Implementación de sistemas silvopastoriles y el pago de servicios ambientales en Esparza, Costa Rica: una herramienta para la adaptación al cambio climático en fincas ganaderas, p. 169-188. In M. Ibrahim & C. Sepúlveda (eds). *Políticas y sistemas de incentivos para el fomento y adopción de buenas prácticas agrícolas como una medida de adaptación al cambio climático en América Central*. Centro Agronómico Tropical (CATIE). Turrialba, Costa Rica.
- Carballo, J. L., Bautista-Guerrero, E., Nava, H., y Cruz-Barraza, J. A. (2010). Cambio climático y ecosistemas costeros. Bases fundamentales para la conservación de los arrecifes de coral del Pacífico Este. *La Biodiversidad en Ecosistemas Marinos y Costeros del Litoral de Iberoamérica y el Cambio Climático: I*. Red Cyted Biodivmar, La Habana, 183-193.
- Cortés, J., M. & Risk, J. (1985). A reef under siltation stress: Cahuita, Costa Rica. *Bulletin of Marine Science*, 36:339-356.
- Cortés, J. (1997). Status of the Caribbean coral reefs of Central America. *Proc. 8th Int. Coral Reef Symp.* Panamá 1, 335-340.

- Costa Posada, C. (2007). La adaptación al cambio climático en Colombia. *Revista de Ingeniería*, (26), 74-80. Retrieved May 16, 2015, from http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0121-49932007000200010&lng=en&tlng=es
- Felícísimo, A. M., Muñoz, J., Mateo, R. G., y Villalba, C. J. (2012). Vulnerabilidad de la flora y vegetación españolas ante el cambio climático. *Revista Ecosistemas*, 21(3), 1-6.
- Herrera, W. (1985). *Clima de Costa Rica*. EUNED. San José 1985
- Huq, S. & Reid, H. (2007). Community-Based Adaptation. An IIED Briefing. International Institute for Environment and Development (iied). <http://pubs.iied.org/pdfs/17005IIED.pdf>
- Instituto Costarricense de Turismo (ICT). 2002. Plan General de Desarrollo Turístico Sostenible 2002-2012. San José, Costa Rica. 170 p.
- Instituto Meteorológico Nacional (IMN). (2008). Clima variabilidad y Cambio Climático en Costa Rica (en línea). (ed) Comité Regional de Recursos Hidráulicos. Consultado 24 de mayo del 2015. Disponible en: [http://cglobal.imn.ac.cr/Pdf/adaptacion/El%20clima,%20variabilidad%20y%20cambio%20climatico%20en%20CR%20\(version%20final\).pdf](http://cglobal.imn.ac.cr/Pdf/adaptacion/El%20clima,%20variabilidad%20y%20cambio%20climatico%20en%20CR%20(version%20final).pdf)
- IPCC. (2007). *Climate Change (2007): Impacts, Adaptation and Vulnerability*. Cambridge University Press, Cambridge.
- IPCC, (2013) *Climate Change (2013): The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 1535 pp. <http://ipcc.ch/report/ar5/wg1/#.UkYBqtIz08y>
- Jiménez, M. (2009). *Resiliencia de los ecosistemas naturales terrestres de Costa Rica al cambio climático*. Tesis Mag. Sc. CATIE, Turrialba, Costa Rica. 140 p.
- Ministerio del Ambiente Energía y Telecomunicaciones (MINAET), Instituto Meteorológico Nacional (IMN), Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD) y Comité Regional de Recursos Hidráulicos (CRRH). (2008). *El clima, su variabilidad y cambio climático en Costa Rica*. Comité Regional de Recursos Hidráulicos (CRRH). San José, Costa Rica
- Morales, E. (2000). *Estudios Sociales 4*. Editorial Santillana. Primera Edición. San José, Costa Rica. 159p.
- Moreno, J. M., De la Rosa, D., y Zazo, C. (2005). *Evaluación preliminar de los impactos en España por efecto del cambio climático*.
- Lira, L. (2006). *Revalorización de la planificación del desarrollo*. Santiago: CEPAL. ISSN electrónico 1680-8835
- Ordaz-Díaz, JL; Ramírez, D; Mora-Alfaro, J; Acosta, A y Serna-Hidalgo, B. (2010). *Costa Rica: efectos del cambio climático sobre la agricultura*. México, D.F., CEPAL. 76 p.
- Peñuelas, J., Sabaté, S., Filella, I., y Gracia, C. (2004). Efectos del cambio climático sobre los ecosistemas terrestres: observación, experimentación y simulación. *Ecología del Bosque Mediterráneo en un Mundo Cambiante. Naturaleza y Parques Nacionales*. Ministerio de Medio Ambiente, pp. 425-460.
- Piedra-Castro, L.; Bravo Chacón, J. y Salazar Herrera, B. (2009). Mamíferos del Refugio Nacional de Vida Silvestre Limoncito, Westfalia, Limón, Costa Rica. *Brenesia*, 71-72: 21-26

- Piedra-Castro, L. (2017). Estrategia de manejo de recursos ecosistémicos marino- costeros en el Caribe Sur de Costa Rica, orientada a la adaptación a la variabilidad climática de las comunidades costeras. Tesis doctoral. Doctorado en Ciencias Naturales para el Desarrollo con énfasis en gestión de recursos naturales. Instituto Tecnológico de Costa Rica, Universidad Nacional y Universidad Estatal a Distancia. Costa Rica.
- ProAmbi. (1996). Plan de Manejo para el Refugio Nacional de Vida Silvestre Gandoca- Manzanillo. Vol. I- II Y III. Proyecto de fortalecimiento institucional del SINAC. UCR- ProAmbi/ MINAE, San José- Costa Rica. 360 p.
- Rodríguez Chaves, M. (2011). Conservando los recursos marinos en Costa Rica: áreas marinas protegidas y otras figuras de aprovechamiento sostenible. Revista Parques (1): sp
- Rojas, M. (2003). El cambio climático y los humedales en Centroamérica: Implicaciones de la variación climática para los ecosistemas acuáticos y su manejo en la región. IUCN.
- Sharp, G.D. (2004). Cambio climático y pesquerías regionales en el futuro: análisis en colaboración.
- Quesada. (1997). Struktur und Dynamik eines tropischen Feuchtwaldes nach Holznutzung in Costa Rica. Fachbericht: Universität Göttingen.
- Walker, B., Carpenter, S., Anderies, J., Abel N., Cumming G., Janssen, M., Lebel, L., Norberg, J., Peterson, G.D., & Pritchard, R. (2002). Resilience Management in socioecological systems: a working hypothesis for a participatory approach, Conservation Ecology, Vol 6(1), www.consecol.org/vol16/iss1/art14
- Weitzner, V. y Fonseca, M. (2000). Cahuita, del conflicto a la colaboración en cultivar la paz: Conflicto y Colaboración en el Manejo de Recursos Naturales. Ed Daniel Bucles, Canadá. 23- 48 pp.
- Yáñez-Arancibia, A., Twilley, R. R., y Lara-Domínguez, A. L. (2016). Los ecosistemas de manglar frente al cambio climático global. Madera y Bosques, 4(2), 3-19.

Anexo 1. Evidencias del trabajo realizado.



Foto 1. Ubicación de rotulación en la zona marítima terrestre.



Foto 2. Infraestructura en la zona pública de la zona marítima terrestre



Foto 3. Equipos básicos para la pesca de subsistencia o comercio a escala local



Foto 4. Carretera construida paralela a la costa ruta Limón Sixaola



Foto 6. Intercambio de información con las comunidades locales

CONTRIBUCIÓN DE LA RED CYTED CARIBERO S.O.S. (2014-2017) AL DESARROLLO SOSTENIBLE EN LA REGIÓN DEL CARIBE

Aida C. Hernández Zanuy

Instituto de Ciencias del Mar, La Habana, Cuba. Coordinadora Iberoamericana de la Red. E-mail:
aidachz@ceniai.inf.cu, ahernandezzanuy@gmail.com.

INTRODUCCIÓN

Como parte de las actividades iniciales del trabajo de la RED CYTED CARIBERO S.O.S. los días 25, 26 y 27 de septiembre del año 2014, se celebró en el Salón Cristóbal Colón del Hotel Country Inn en Ciudad Panamá, la Reunión de Inicio y el Primer Taller de la Red CYTED CARIBERO. S.O.S: “Adaptación Basada en Ecosistemas para la gestión sostenible de los recursos marinos del Caribe”. En este encuentro se discutieron aspectos teóricos sobre la Adaptación Basada en Ecosistemas y las posibilidades de su implementación en los países miembros de la red y sobre el fomento de la resiliencia de los ecosistemas marinos y costeros en sus países con el fin de identificar las potencialidades de intercambios futuros entre los miembros de la red. Para ello se presentaron ponencias de los siete países participantes: Guatemala, Panamá, Costa Rica, El Salvador, Honduras, Cuba y España (Hernández-Zanuy, 2015). El intercambio puso a disposición información relevante y actualizada sobre el tema, permitió precisar como un gran vacío el tema de capacitación en aspectos relacionados con la adaptación al cambio climático a partir del incremento de la resiliencia de los ecosistemas con soluciones naturales, así como la necesidad de identificar herramientas metodológicas útiles para elaborar estrategias de adaptación, con lo cual estaríamos contribuyendo al cumplimiento de los objetivos de trabajo de la red en la región

En esta contribución se ofrece un resumen del esfuerzo realizado por los miembros de esta red CYTED y de los resultados obtenidos después de cuatro años de trabajo conjunto.

La Red CYTED CARIBERO. S.O.S: “Adaptación Basada en Ecosistemas para la gestión sostenible de los recursos marinos del Caribe”: justificación, composición y objetivos.

El Caribe se encuentra entre las zonas de mayor diversidad del planeta, donde conviven 40 millones de habitantes y es la eco-región marina que ocupa mayor área entre las identificadas como de alta prioridad de conservación en toda Latinoamérica (Sullivan y Bustamante, 1999). La evaluación de la vulnerabilidad y los impactos del cambio climático sobre los componentes de la biodiversidad marina y costera constituyen objetivos estratégicos de programas regionales, que contribuyen a incrementar la resiliencia en el Caribe (CCCCC, 2009) por su relevancia en la región.

Los ecosistemas marinos y costeros proveen importantes servicios en la protección y estabilización de la línea costera, disipan la energía del oleaje y las tormentas, limitan la extensión de la intrusión salina y controlan la dinámica de los sedimentos jugando un papel particularmente valioso durante los eventos extremos como ciclones y huracanes (Burke y Maidens, 2004); constituyen además la base económica de la mayoría de los países del área que se dedican a la explotación turística de los recursos de la biodiversidad marina y costera (Rivera-Monroy *et al.*, 2004).

En Belice, por ejemplo, el turismo asociado con actividades en los manglares y los arrecifes contribuyó entre 12% y 15% del PIB (US\$150 y US\$196 millones de dólares) en 2007. Además, se estima que la

presencia de estos ecosistemas evita pérdidas entre US\$231 y US\$347 millones de dólares al contribuir a mitigar los efectos erosivos y destructivos del mar (Cifuentes, 2010) que se espera alcancen 22 billones de dólares para 2050 y 46 billones para el 2100 sólo por pérdidas relacionadas con afectaciones de huracanes a la actividad turística (Bueno *et al.*, 2008).

Se conoce que entre las medidas más efectivas y rápidas para el enfrentamiento al cambio climático se encuentran la reducción de los gases de invernadero y el incremento de la resiliencia de los ecosistemas. La Adaptación Basada en Ecosistemas es un enfoque para construir resiliencia y reducir la vulnerabilidad de las comunidades al cambio climático, integrando el uso sostenible de la biodiversidad y de los servicios ecosistémicos en una comprensiva estrategia de adaptación para enfrentar los retos del cambio climático (Andrade *et al.*, 2010).

Algunos proyectos han acumulado información de ecosistemas marinos de la región durante años como es el caso del Centro de Datos de CARICOMP, Reef Check, International Coral Reef Network (ICRAN), Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment (AGRRA), Coast and Beach Stability Project (COSALC) entre otros, y la información acumulada ha constituido un punto de partida para los análisis de tendencias de cada ecosistema o hábitat individualmente. Estos análisis contribuyen a la integración de los conocimientos regionales para trabajar en función de una adaptación al cambio climático, pero, resulta imprescindible establecer un marco de interpretación de los fenómenos de manera integral a una escala regional y no local y que permita hacer modelos y predicciones para la elaboración de medidas de adaptación.

El establecimiento de redes de intercambio entre las comunidades locales y entre las islas del Caribe ha sido propuesto como una vía para la identificación y catalogación de conocimientos locales de mutuo beneficio (Mercer *et al.* 2012) que facilita la aplicación de la adaptación basada en ecosistemas en la región.

El intercambio de experiencias entre los grupos de investigadores es la base para el fomento de la mejora de las condiciones de salud y resiliencia de los ecosistemas marinos y costeros de la región iberoamericana, para lo cual se potenciará el desarrollo integrado de metodologías para la rehabilitación de ecosistemas degradados y de gran vulnerabilidad ecológica como los coralinos; la realización de evaluaciones de escenarios e impactos del cambio climático en la biodiversidad marina y costera en el área Caribe-Centro americana, especialmente vulnerable a los factores asociados al cambio climático: intensas lluvias, incremento del nivel del mar y ciclones tropicales.

La investigación desarrollada por los grupos en cada país promoverá la capacitación y formación de recursos humanos a nivel local, nacional y regional en temas de alta prioridad en el marco del cambio climático, para contribuir a la definición de estrategias regionales de adaptación a través del intercambio científico y la cooperación internacional.

Con las actividades previstas a realizar durante el período de funcionamiento de la red, y que serán la semilla para su generalización posterior en el área, se espera lograr incrementar la cantidad de personas capacitadas para la implementación y fortalecimiento del sistema de monitoreo de voluntarios para la alerta temprana de blanqueamiento coralino, el planeamiento espacial marino, el enfoque basado en ecosistemas, el diagnóstico de bioinvasiones marinas y el monitoreo de la acidificación del océano y que esto repercuta en la calidad de vida de los países miembros.

Esta capacitación, difusión y divulgación de resultados obtenidos a partir del intercambio científico y con las comunidades locales permitirá contar con recomendaciones prácticas y replicables para el incremento de la resiliencia en los ecosistemas marinos y costeros, a partir del estudio de casos, para la elaboración de estrategias de adaptación y el impulso de políticas públicas orientadas a mejorar los

modelos de desarrollo en Iberoamérica.

El levantamiento de información local y regional relevante aportará los insumos necesarios para promocionar el cuidado y la protección de los recursos marinos y costeros que son esenciales para el sostenimiento de la vida de las comunidades locales del Caribe. Nuevas opciones para la adaptación de vislumbran vinculando cada vez más al hombre y a la naturaleza (IUCN, 2016) y se promueve la profundización en la eficacia de las acciones de Adaptación basada en Ecosistemas como alternativa viable para la adaptación a partir de experiencias en diferentes partes del mundo (FEBA, 2017).

Composición de la red

La red CARIBERO.SOS estuvo conformada al inicio por ochenta y seis miembros de treinta y cuatro instituciones de diez países (Cuadro 1), representantes de diferentes áreas geográficas de Iberoamérica con desigual desarrollo científico. La red culmina su trabajo con 102 miembros de once países, con la integración de Colombia y un grupo indígena de Panamá.

La red fomentó el intercambio de experiencias y conocimientos entre los investigadores, especialistas, profesores, estudiantes, decisores y comunidades locales, como base para el fomento de la mejoría de las condiciones de salud y resiliencia de los ecosistemas marinos y costeros de la región iberoamericana. Para ello durante cuatro años, desde el año 2014 hasta el año 2017, se realizará un conjunto de actividades grupales que contribuyan al desarrollo integrado de metodologías para la rehabilitación de ecosistemas degradados y de gran vulnerabilidad ecológica como los coralinos y los manglares; la realización de evaluaciones de escenarios e impactos del cambio climático en la biodiversidad marina y costera en el área Caribe-Centro americana, especialmente vulnerable a los factores asociados al cambio climático: intensas lluvias, incremento del nivel del mar y ciclones tropicales.

Objetivos de la red

1. Integrar conocimientos entre regiones afectadas especialmente por: alteración del régimen de lluvias, ascenso del nivel del mar y ciclones tropicales.
2. Transferir conocimientos e integrar metodologías y enfoques en la determinación de la vulnerabilidad de la biodiversidad marina y el impacto del cambio climático en los principales sectores productivos del área que son la pesca y el turismo.
3. Promover enfoques de adaptación basados en la ordenación sostenible que tome en consideración los beneficios colaterales sociales, económicos y culturales múltiples para las comunidades locales, a partir de la capacitación regional en métodos prácticos para la zona marina y costera como el Planeamiento Espacial Marino y el monitoreo voluntario de alerta temprana.
4. Generar respuestas prácticas y aplicables para el incremento de la resiliencia como ayuda a los diseños de las estrategias de adaptación al cambio climático, a partir del impulso de políticas públicas orientadas a mejorar los modelos de desarrollo en Iberoamérica.
5. Promover la definición de Áreas Marinas de Interés Regional o Mundial.

Cuadro 1. Nombre de las instituciones que forman parte de la red en cada país y total de instituciones y miembros por países.

PAÍS	INSTITUCIONES	NÚMERO INSTITUCIONES	NÚMERO MIEMBROS
VENEZUELA	Instituto de Investigaciones Científicas Dra. Luz Esther Sánchez Jefe de Grupo. Universidad Central de Venezuela Universidad de Zulia Museo de Historia Natural La Salle Grupo de Tortugas Marinas Nueva Esparta Dirección Técnica de Zonas Costeras Universidad Pedagógica Experimental Universidad Bolivariana de Venezuela Instituto de Zoología Tropical	9	13
COSTA RICA	Universidad Nacional Dr. Luis Sierra Sierra, Jefe de Grupo	1	8
CUBA	Instituto de Oceanología (Ahora Instituto de Ciencias del Mar) Dra. Aida C. Hernandez-Zanuy Coordinadora de red y P. M. Alcolado Jefe de Grupo. Centro Nacional de Áreas Protegidas Instituto de Ecología y Sistemática Centro De Estudios Ambientales de Cienfuegos Centro de Investigaciones Marinas Centro de Investigaciones Pesqueras Acuario Nacional de Cuba	7	33
EL SALVADOR	Universidad de El Salvador MSc. Francisco Chicas, Jefe de Grupo. Observatorio de Meteorología	2	7
GUATEMALA	Instituto de Investigaciones Hidrobiológicas, Centro de Estudios del Mar y Acuicultura, Universidad de San Carlos de Guatemala. Dr. Pedro Julio García, Jefe de Grupo. Consejo Nacional de Áreas Protegidas	2	4
HONDURAS	Universidad Nacional Autónoma de Honduras. Dra. Esther Agar, Jefe de Grupo Dirección General de Biodiversidad de La Secretaría de Recursos Naturales y Ambiente	2	3
PANAMÁ	Universidad Marítima Internacional. Dr. Humberto Garcés, Jefe de Grupo.	2	4
BRASIL	Comunidad de Bocas del Toro. MSc. Arcadio Castillo. Universidad Federal de Paraná. Dra. Rossana Rocha. Universidad de Bahía	2	5 4
ESPAÑA	Universidad de Vigo, Dra. Elsa Vazquez. Universidad de Cádiz	3	6
MÉXICO	Centro de Conservación Marina y Costera de Australia Universidad Nacional Autónoma de México, Estación Mazatlán. Dr. José Luis Carballo Cenizo. Universidad de Baja California Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas Dirección de Desarrollo Urbano y Medio Ambiente de Quintana Roo	4	8
COLOMBIA	Universidad de la Guajira, Colombia. MSc. Geomar Molina.	1	8

Resultados obtenidos

Los resultados contribuyen a mejorar las condiciones del sector productivo (pesca y turismo) sobre la base de:

- ☐ Transferencia de información relevante para el manejo de los recursos marinos y su sostenibilidad, que permita proponer el empleo de tecnologías y enfoques integrales con beneficios económicos y sociales.
- ☐ Capacitación de los recursos humanos asociados al sector productivo, con la participación activa en talleres y cursos donde obtengan las herramientas teóricas necesarias para implementar las acciones y recomendaciones dirigidas a la utilización sustentable de estos servicios o para la rehabilitación de los ecosistemas y hábitats degradados.
- ☐ Las medidas y recomendaciones para el manejo sostenible del turismo y la pesca en áreas seleccionadas del litoral de Iberoamérica contribuyen a minimizar el impacto de estas actividades productivas en la biodiversidad marina y costera, y a su vez tributan al manejo de los recursos existentes para su utilización sobre bases científicas.

Las actividades realizadas por la red en el período de trabajo permitieron a los grupos de trabajo identificar tutores y temas de trabajos investigativos para la realización de tesis de doctorado y maestría a 20 estudiantes de diferentes países miembros de la red (Anexo 1), contribuyendo a la formación de personal para la gestión sostenible de los recursos del Caribe.

Se realizaron 38 actividades entre el año 2014 y 2017.

RESULTADOS E IMPACTOS DE LA RED EN IBEROAMÉRICA

1. Capacitación y Fortalecimiento de Capacidades en países de menor desarrollo:

1. Acciones entre Cuba y El Salvador:

1.1. Ejecutado Programa de Capacitación de julio a diciembre de 2015. Capacitados 120 salvadoreños en temas de Ciencias del Mar y Adaptación al cambio climático.

1.2. Elaborada Agenda de Investigaciones en Biodiversidad Marina y Costera en El Salvador.

1.3. Elaborado y firmado Carta de Entendimiento entre el Instituto de Oceanología de Cuba y el Instituto de Ciencias del Mar de El Salvador.

2. Acciones entre El Salvador y España. Identificado y presentado proyecto de Doctorado de salvadoreño en Campus do Mar, Vigo. Elaborado Convenio de Colaboración entre el ICMARES y la Universidad de Vigo.

3. Acciones entre Guatemala, Costa Rica, Cuba y México. Firmado acuerdo para apoyar la creación del Centro de Investigaciones Marinas de Guatemala.

4. Acciones entre Costa Rica y Cuba. Identificados tutores y estudiantes de Doctorado en Ciencias Ambientales para el Desarrollo. Tres estudiantes de Costa Rica tutorados por cubanos.

5. Acciones entre Brasil y Cuba. Un estudiante cubano de doctorado en Brasil. Elaborado un proyecto de investigación conjunto.

6. Acciones entre Cuba, Costa Rica y México. Tres Cursos impartidos.

7. Entre Guatemala y Cuba. Defendida Tesis Doctoral de guatemalteco tutorada por costarricense, ambos miembros de la red.

8. Entre Cuba y el Nodo Riviera Maya del Grupo de México en la red. Actividad conjunta durante el Foro Iberoamericano Ecosistemas Marinos Saludables: identificación de líneas de trabajo de interés mutuo (rehabilitación de playas, arrecifes coralinos y manglares, certificación de playas limpias, manejo de bioinvasiones marinas como el sargazo y el pez león, entre otras).
9. Acciones entre Cuba y Colombia. Tutoría de tesis de doctorado.

2. Contribución a la implementación de la Adaptación Basada en Ecosistemas en el Caribe:

2.1. Monitoreo de parámetros oceanográficos para la Adaptación al cambio climático:

1. Entre Guatemala, Costa Rica, Honduras, El Salvador y Panamá. Apoyo de los jefes de grupo de la red en estos países al Observatorio Cousteau de los mares y costas de Centro América para el monitoreo del cambio climático en Centro América. Son miembros del observatorio los 5 jefes de grupo de esos países.

2.2. Creación de un marco de cooperación para la búsqueda de soluciones de adaptación con participación comunitaria.

1. Entre Cuba y México.
 - 1.1. Taller de Sargazos organizado y financiado por el grupo de México en la red, que propuso medidas de control de la bioinvasión que provoca pérdidas enormes al sector del turismo en el Caribe. Amplia participación de hoteleros y personal de turismo y pesca.
 - 1.2. Evaluación de la factibilidad de implementación de la Red de Alerta Temprana de Blanqueamiento Coralino con participación del turismo y la pesca.
 - 1.3. Evaluación de la factibilidad de implementación de la Red de Alerta Temprana de Blanqueamiento Coralino con participación del personal de áreas protegidas y el turismo.
2. Entre Costa Rica y Panamá. Evaluación de las medidas para el manejo de las pesquerías de la langosta espinosa en la región ghunayala.
3. Entre Cuba y Brasil. Propuesta de proyecto para el estudio de las bioinvasiones y el cambio climático.
4. Entre Cuba y Venezuela. Proyecto de Adaptación al cambio climático en la costa sur de la Habana con asesoría del jefe de grupo de la red en Venezuela para rehabilitación de manglares.
5. Entre la ONG Construyendo con la Naturaleza de Holanda y algunos países de la red, elaboración de proyecto conjunto para el monitoreo de las microalgas tóxicas en el Caribe con el empleo de Cytoboy.

3. Visibilidad de la red

La red fue visible en corto tiempo en el área. Se recibieron tres solicitudes de incorporación de nuevos grupos. Durante el año 2015 se incorporó un nuevo grupo de indios Ghunayala panameños cuya participación en la red ha sido destacada durante el año 2016. También se recibieron las propuestas de inclusión de Colombia y de Ecuador. Se tramitó e incorporaron los grupos de Colombia y de la Red Iberoamericana Proplayas (Nodo Riviera Maya en la red), cuyas participaciones y aportes han sido relevantes para el trabajo de la red.

CONCLUSIONES

La Red CYTED CARIBERO S.O.S. aportó al desarrollo sostenible de la región del Caribe a partir del fomento de la implementación de la Adaptación basada en Ecosistemas para disminuir las vulnerabilidades al cambio climático particularmente en los países en desarrollo donde el reto es aún

mayor que en los países desarrollados. Las numerosas acciones realizadas contribuyeron a la creación de un marco de cooperación para la implementación de la Adaptación Basada en Ecosistemas en el Caribe, dirigido a fomentar la mejoría de las condiciones de salud y resiliencia de los ecosistemas marinos y costeros (arrecifes coralinos, manglares, pastos marinos, playas arenosas) y reducir vulnerabilidades de las comunidades al cambio climático, promoviendo el desarrollo de acciones que integran el uso sostenible de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos y contribuyen a frenar la pérdida de los beneficios que recibe la comunidad caribeña de las actividades pesqueras, alimentarias y turísticas, así como de la protección costera que estos proveen.

Este mecanismo de cooperación internacional, las redes, resulta muy valioso en el marco de la adaptación al cambio climático sobretodo en regiones altamente vulnerables como la nuestra, el Caribe, donde la gran conectividad ecológica indica que la integración regional es indispensable para la propia supervivencia del hombre en la región.

La implementación de la Adaptación basada en Ecosistemas se presenta como una alternativa viable para la adaptación al cambio climático en el Caribe, que requiere bases de conocimiento científico sólidas, pero cuando estas están disponibles, la convierte en un camino seguro que recupera la indispensable unidad entre el hombre y la naturaleza para contribuir a lograr el verdadero desarrollo sostenible.

AGRADECIMIENTOS

Agradezco al Programa de Colaboración para la Ciencia y la Tecnología en Iberoamérica (CYTED) y a los miembros de la RED CYTED CARIBERO de todos los países miembros y directivos institucionales por su compromiso en este esfuerzo regional. También agradecemos a la Dirección del Instituto de Oceanología, donde surgió la red y a la del actual Instituto de Ciencias del Mar donde termina su trabajo, a la Agencia de Medio Ambiente y al Ministerio de Ciencia y Tecnología de Cuba, por el apoyo en la realización de esta acción de intercambio científico y el fortalecimiento de capacidades para la adaptación al cambio climático en el Caribe.

REFERENCIAS

- Andrade Pérez, A.; Herrera Fernandez, B.; Cazzolla Gatti & R. 2012. Building Resilience to Climate Change. Ecosystem Based Adaptation and Lessons from the Field; IUCN: Gland, Switzerland, 2010; pp. 15–16.
- Bueno, R.; Herzfeld, C.; Stanton, E.A. & F. Ackerman. 2008. The Caribbean and Climate Change. The Costs of Inaction. Stockholm Environment Institute and Global Development and Environment Institute, Tufts University: Medford, MA, USA.
- Burke, L. and Maidens, J. 2004. Reefs at Risk in the Caribbean. World Resources Institute, Washington, DC.
- CCCCC. Climate Change & the Caribbean, 2009. A Regional Framework for Achieving Development Resilient to Climate Change; CCCCC: Belmopan, Belize.
- Cifuentes Jara, M. 2010. ABC del Cambio Climático en Mesoamérica. CATIE, Serie Técnica No. 383.
- FEBA (Friends of Ecosystem-based Adaptation) (2017). Making Ecosystem-based Adaptation Effective: A Framework for Defining Qualification Criteria and Quality Standards (FEBA

- technical paper developed for UNFCCC-SBSTA 46). Bertram, M.,¹ Barrow, E.,² Blackwood, K.,³ Rizvi, A.R.,³ Reid, H.,⁴ and von Scheliha-Dawid, S.⁵ (authors). GIZ, Bonn, Germany, IIED, London, UK, and IUCN, Gland, Switzerland. 14 pp.
- Hernández-Zanuy A. C. 2015. Adaptación Basada en Ecosistemas para la gestión sostenible de los recursos marinos del Caribe: Memorias del Primer Taller de la RED CYTED CARIBERO S.O.S. (Eds. Aida C. Hernández-Zanuy y Pedro M. Alcolado). E. Book. Editorial Instituto de Oceanología, La Habana, 93 pp. ISBN: ISBN 978-959-298-034-1.
- Mercer J., Ilan Kelman, Björn Alfthan, & Tiina Kurvits. 2012. Ecosystem-Based Adaptation to Climate Change in Caribbean Small Island Developing States: Integrating Local and External Knowledge. Sustainability. 4, 1908-1932; doi:10.3390/su4081908.
- Rivera-Monroy Victor H., Robert R. Twilley, David Bone, Daniel L. Childers, Carlos Coronado Molina, Ilka C. Feller, Jorge Herrera-Silveira, Rudolf Jaffe, Ernesto Mancera, Eliska Rejmankova, Joseph E. Salisbury, & Ernesto Weil. 2004. A Conceptual Framework to Develop Long-Term Ecological Research and Management Objectives in the Wider Caribbean Region. BioScience, Vol. 54, No. 9 (September 2004), pp. 843-856.
- Sullivan K. & G. Bustamante 1999. Setting geographic priorities for marine conservation in Latin America and the Caribbean. The Nature Conservancy. Library of Congress. ISBN 1-886765-09-X, 125 pp.
- UICN France (2016). Nature-based solutions to address climate change. Paris, France: www.uicn.fr/solutions-fondees-sur-la-nature.html. ISBN : 978-2-918105-59-6. Accesado 20 de Agosto de 2018.

CYTED Programa Iberoamericano para la
Ciencia y la Tecnología
<http://www.cytcd.org>
Amaniel 4 28015 Madrid (España).
Teléfono: (34) 91 531 63 87
Fax: (34) 91 522 78 45.

