



**MÉTODOS PARA EL ESTUDIO DE LA
BIODIVERSIDAD EN ECOSISTEMAS MARINOS
TROPICALES DE IBEROAMÉRICA PARA LA
ADAPTACIÓN AL CAMBIO CLIMÁTICO**

Aida C. Hernández-Zanuy y Pedro M. Alcolado

editores

PROGRAMA CYTED

INSTITUTO DE OCEANOLOGÍA, CITMA CUBA

**MÉTODOS PARA EL ESTUDIO DE LA BIODIVERSIDAD EN
ECOSISTEMAS MARINOS TROPICALES DE IBEROAMÉRICA PARA
LA ADAPTACIÓN AL CAMBIO CLIMÁTICO**

Hernández-Zanuy A. C. y Alcolado P. M. (eds). 2014. Métodos para el estudio de la biodiversidad en ecosistemas marinos tropicales de Iberoamérica para la adaptación al cambio climático. Red CYTED 410RT0396. E. Book. Instituto de Oceanología, La Habana. 272 p.

ISBN 978-959-298-031-0



RED CYTED BIODIVMAR 410RT0396 (2010/2013)

<http://www.biodivmar.oceanología.cu>.

Instituto de Oceanología

Ministerio de Ciencia Tecnología y Medio Ambiente de Cuba

Avenida Primera Número 18406 entre 184 y 186 Reparto Flores,

Playa, La Habana, Cuba.

Tel: (537) 2725421.

CYTED Programa Iberoamericano para la

Ciencia y la Tecnología

<http://www.cyted.org>.

Amaniel 4 28015 Madrid (España).

Teléfono: (34) 91 531 63 87

Fax: (34) 91 522 78 45.



Foto de la portada y fotos de los capítulos del libro: Victor Isla. Acuario Nacional de Cuba.

Foto de la portada del CD: José Espinosa Sáez. Instituto de Oceanología.

AGRADECIMIENTOS

Agradezco al Programa para la Ciencia y la Tecnología de Iberoamérica el financiamiento que permitió la elaboración de esta obra.
A los jefes de grupo por países de la RED CYTED BIODIVMAR: Pedro M. Alcolado Menéndez (Cuba), Luis M. Sierra Sierra (Costa Rica), José Luis Carballo Cenizo (México), Elsa Vazquez Otero (España), Rosana Moreira da Rocha (Brasil), Luz Esther Sánchez (Venezuela) y demás miembros de la red por su colaboración, entusiasmo y compromiso, que hicieron posible la realización de todas las tareas y la culminación exitosa de este esfuerzo conjunto.
A Lilliam Álvarez y Daysarih Tápanes, representantes de Cuba en CYTED y a las directoras del Instituto de Oceanología, Marta González Díaz y Sandra Loza Álvarez por su colaboración para coordinar todas las acciones internacionales dentro y fuera de Cuba.
Gracias a los trabajadores del Instituto de Oceanología, amigos, colegas y familiares.

.... que este libro contribuya a mantener viva la frase de José Martí...

”después del mar lo mejor de la creación es el hombre”*.

Dra. Aida C. Hernández Zanuy

La Habana, 15 de Enero del 2014
“Día de la Ciencia Cubana”

*Apuntes de viaje de la Habana Progreso, Mayo de 1877. Ms en CEM.

CONTENIDO

DIRECTORIO DE AUTORES	Pág.
INTRODUCCIÓN <i>Aida C. Hernández-Zanuy</i>	8
<i>ESTRATEGIAS MARINAS: EXPERIENCIAS EN SU IMPLEMENTACIÓN EN DOS PAÍSES CON DIFERENTE GRADO DE DESARROLLO</i>	
ESTRATEGIA MARINA EN ESPAÑA: DEFINICIÓN DEL BUEN ESTADO AMBIENTAL DE NUESTROS MARES <i>Juan Bellas</i>	10
ESTRATEGIA NACIONAL PARA LA GESTIÓN INTEGRAL DE LOS RECURSOS MARINOS Y COSTEROS DE COSTA RICA: CINCO AÑOS DESPUÉS DE SU FORMULACIÓN E IMPLEMENTACIÓN <i>Luis M. Sierra</i>	24
<i>BIOINDICADORES</i>	
RESPUESTAS DE LOS INVERTEBRADOS MARINOS AL CAMBIO CLIMÁTICO <i>José Luis Carballo Cenizo</i>	38
BASES METODOLÓGICAS PARA LAS RECONSTRUCCIONES PALEOCLIMÁTICAS EN CORALES HERMATÍPICOS Y FORAMINÍFEROS <i>Patricia González-Díaz; Jazmín Y. Nuñez-Luis y Aida C. Hernández-Zanuy</i>	50
LAS CIANOBACTERIAS Y EL CAMBIO CLIMÁTICO: MÉTODOS PARA SU ESTUDIO <i>Gladys Margarita Lugioyo Gallardo y Sandra Loza Álvarez</i>	72

ECOSISTEMAS MARINOS Y COSTEROS

- CONSIDERACIONES METODOLÓGICAS PARA EL ESTUDIO Y
MONITOREO DE LOS PASTOS MARINOS **96**
Beatriz Martínez-Daranas
- CONOCIMIENTOS BÁSICOS PARA UN MONITOREO VOLUNTARIO
RÁPIDO DE ALERTA TEMPRANA EN ARRECIFES CORALINOS **122**
Pedro M. Alcolado
- LA GEOMÁTICA COMO HERRAMIENTA PARA LA EVALUACIÓN DE
ECOSISTEMAS MARINOS Y COSTEROS **186**
*Luz Esther Sánchez-Arias, Paul Granado, Henio Briceño, Martín Dávila, Lenin
Parra y Jon Paul Rodríguez*
- MÉTODOS RÁPIDOS PARA LA EVALUACIÓN, MONITOREO Y
REHABILITACIÓN DE MANGLARES **210**
Francisco J. Flores Verdugo, D. Benitez-Pardo y J. M. Kovacs
- METODOLOGÍA PARA LA CUANTIFICACIÓN DE CARBONO EN
BOSQUES DE MANGLARES **232**
Lilliana Piedra Castro y Luis Sierra Sierra

BIOINVASIONES MARINAS

- GUIDE FOR DETECTING AND MONITORING INTRODUCED
MARINE SPECIES **250**
Rosana Moreira da Rocha y Carmen Primo
- PROTOCOLO PARA EL ESTUDIO DEL PEZ LEÓN (PTEROIS SPP.)
EN CUBA **260**
*Pedro P. Chevalier Monteagudo, Hansel Caballero Aragón, Alexis Fernández Osoria,
Raúl I. Corrada Wong y José Alberto Álvarez Lemus*

DIRECTORIO DE AUTORES

Aida C. Hernández-Zanuy. Departamento de Bentos del Instituto de Oceanología. Ministerio de Ciencia Tecnología y Medio Ambiente de Cuba. Avenida Primera, Número 18406 entre 184 y 186 Playa, La Habana, Cuba.

Juan Bellas. Instituto Español de Oceanografía, Centro Oceanográfico de Vigo. Apartado.1552, 36280 Vigo, España.

Luis Manuel Sierra Sierra. Estación de Biología Marina. Estación Marina. Escuela de Ciencias Biológica. Apartado 86-3000. Universidad Nacional. Costa Rica. Heredia, Costa Rica.

José Luis Carballo Cenizo. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología (Unidad Académica Mazatlán). Universidad Nacional Autónoma de México. Avenida Joel Montes Camarena s/n, apartado Postal 811, Mazatlán 82040, Sinaloa, México.

Patricia González-Díaz. Centro de Investigaciones Marinas. Universidad de La Habana. Calle 16, No. 114 entre 3ra y 1ra. Playa. La Habana. Cuba.

Jazmín Y. Nuñez-Luis. Departamento de Bentos del Instituto de Oceanología Ministerio de Ciencia Tecnología y Medio Ambiente de Cuba. Avenida Primera Número 18406 entre 184 y 186 Playa, La Habana, Cuba.

Gladys Margarita Lugioyo Gallardo. Departamento de Necton del Instituto de Oceanología.

Ministerio de Ciencia Tecnología y Medio Ambiente de Cuba. Avenida Primera, Número 18406 entre 184 y 186 Playa, La Habana, Cuba.

Sandra Loza Álvarez. Departamento de Necton del Instituto de Oceanología. Ministerio de Ciencia Tecnología y Medio Ambiente de Cuba. Avenida Primera, Número 18406 entre 184 y 186 Playa, La Habana, Cuba.

Beatriz Martínez-Daranas. Centro de Investigaciones Marinas. Universidad de La Habana. Ministerio de Educación Superior de Cuba. Calle 16, No. 114 entre 3ra y 1ra. Playa. La Habana. Cuba.

Pedro M. Alcolado Menéndez. Departamento de Bentos del Instituto de Oceanología. Ministerio de Ciencia Tecnología y Medio Ambiente de Cuba. Avenida Primera, Número 18406 entre 184 y 186 Playa, La Habana, Cuba.

Luz Esther Sánchez-Arias. Laboratorio de Protección y Manejo de Cuencas-Centro de Estudios botánicos y agroforestales. Instituto Venezolano de Investigaciones Científicas. Venezuela.

Paul Granado. Laboratorio de Protección y Manejo de Cuencas-Centro de Estudios botánicos y agroforestales. Instituto Venezolano de Investigaciones Científicas. Venezuela.

Henio Briceño. Laboratorio de Protección y Manejo de Cuencas-Centro de Estudios botánicos y agroforestales. Instituto

*Venezolano de Investigaciones Científicas.
Venezuela.*

Martín Dávila. *Laboratorio de Protección y Manejo de Cuencas-Centro de Estudios botánicos y agroforestales. Instituto Venezolano de Investigaciones Científicas. Venezuela.*

Lenin Parra. *Universidad Bolivariana de Venezuela. Venezuela.*

Jon Paul Rodríguez. *Laboratorio de Organismos. Centro de Ecología. Instituto Venezolano de Investigaciones Científicas. Venezuela.*

Francisco J. Flores Verdugo. *Unidad Mazatlán. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología. Universidad Nacional Autónoma de México. Avenida Joel Montes Camarena s/n, apartado Postal 811, Mazatlán 82040, Sinaloa, México.*

D. Benítez-Pardo. *Facultad de Ciencias Marinas. Universidad Autónoma de Sinaloa, México.*

J. M. Kovacs. *Departamento de Geografía. Nipissing University. Ontario. Canada.*

Lilliana Piedra Castro. *Escuela de Ciencias Biológica. Apartado 86-3000. Universidad Nacional. Costa Rica. Heredia, Costa Rica.*

Rosana Moreira da Rocha. *Departamento de Zoología, Universidade Federal do Paraná, Brasil.*

Carmen Primo. *National Centre for Marine Conservation and Resource Sustainability. Australian Maritime College, University of Tasmania.*

Pedro P. Chevalier Monteagudo. *Departamento de Acuariología. Acuario Nacional de Cuba. Ministerio de Ciencia, Tecnología y Medio Ambiente de Cuba. Avenida Primera y Calle 60, Playa, La Habana, Cuba.*

Hansel Caballero Aragón. *Departamento de Acuariología. Ministerio de Ciencia, Tecnología y Medio Ambiente de Cuba. Avenida Primera y Calle 60, Playa, La Habana, Cuba.*

Alexis Fernández Osoria. *Departamento de Acuariología. Acuario Nacional de Cuba. Ministerio de Ciencia, Tecnología y Medio Ambiente de Cuba. Avenida Primera y Calle 60, Playa, La Habana, Cuba.*

Raúl I. Corrada Wong. *Departamento de Acuariología. Acuario Nacional de Cuba. Ministerio de Ciencia, Tecnología y Medio Ambiente de Cuba. Avenida Primera y Calle 60, Playa, La Habana, Cuba.*

José Alberto Álvarez Lemus. *Centro de Inspección y Control Ambiental del CITMA. Calle 28 y Quinta Avenida, Playa, La Habana, Cuba.*

La RED CYTED “Evaluación integral del estado de conservación de la biodiversidad en ecosistemas marinos y costeros del litoral de Iberoamérica para la adaptación al cambio climático” (BIODIVMAR, www.biodivmar.oceanologia.cu), está compuesta por 63 miembros de seis grupos de trabajo, representantes de diferentes zonas geográficas de la Región Atlántico Tropical Americana, con experiencia en líneas de investigación priorizadas por la Convención de Diversidad Biológica en la temática marino-costera: Golfo de México (México, Bioindicadores); Caribe Continental (Venezuela, Ecosistemas Marinos y Costeros); Sur América (Brasil, Bioinvasiones Marinas); Caribe Insular (Cuba, Ecosistemas Marinos y Costeros); Caribe Centroamericano (Costa Rica, Ecosistemas Marinos y Costeros) y un grupo de trabajo orientado a la biogeografía, dispersión larval e implementación de estrategias de gestión de recursos marinos (España), que complementa el imprescindible enfoque de conectividad entre hábitat marinos distantes de aguas costeras y continentales y la visión estratégica y de integración en las ciencias marinas.

El trabajo de la red durante cuatro años (2010-2013) facilitó el intercambio de experiencias, la creación de vías de comunicación y difusión de información, así como la posibilidad de promover estudios de escenarios, impactos y medidas de adaptación al cambio climático en los diferentes sistemas socio-económicos, físicos y biológicos, y contribuyó al desarrollo de estrategias enfocadas al manejo responsable de los recursos marinos en los niveles regionales y locales a partir del análisis de cada una de las problemáticas más acuciantes de la región, atendiendo a las necesidades del presente sin comprometer la capacidad de las generaciones futuras de Iberoamérica.

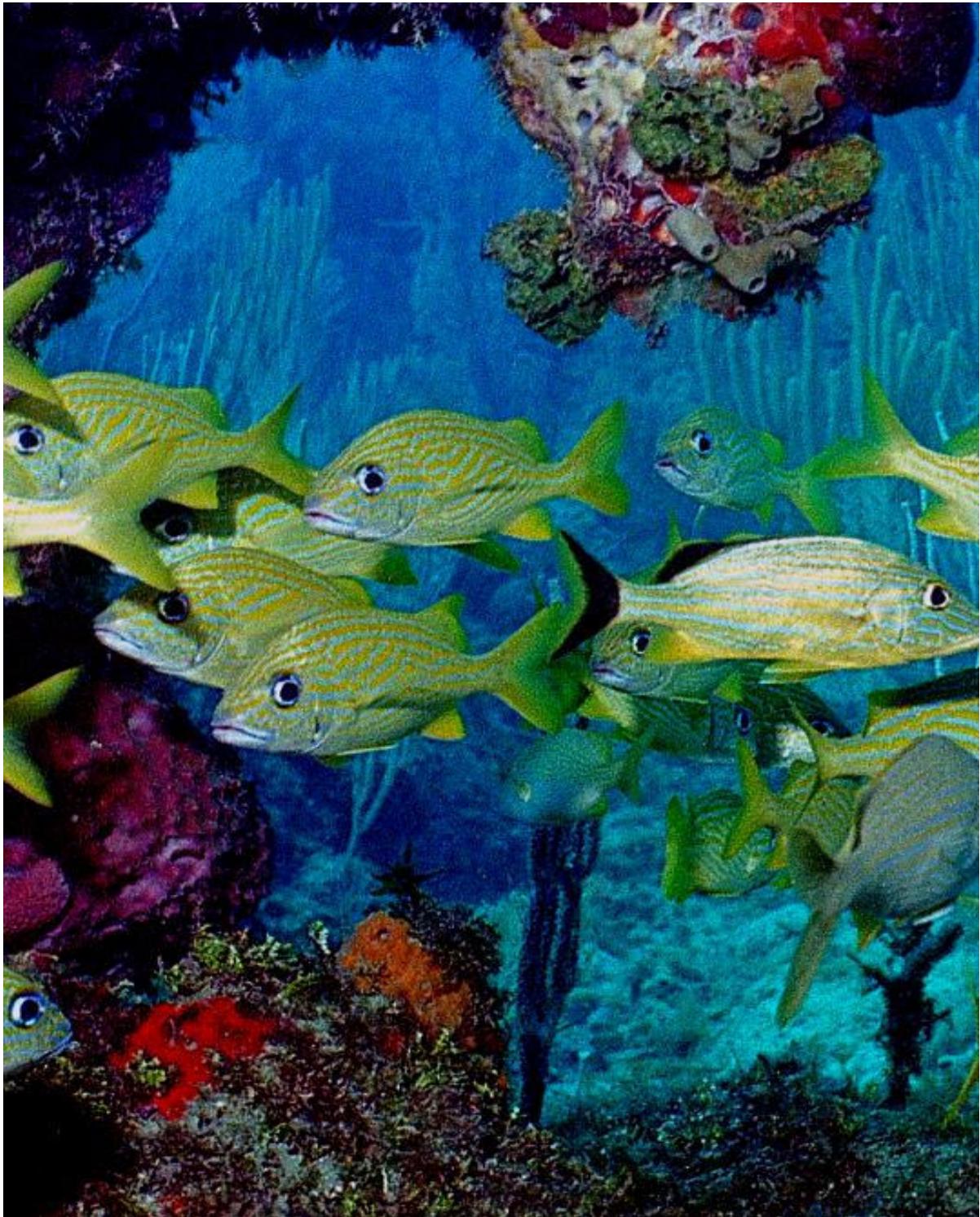
Para sensibilizar a estudiantes, profesores, comunidades locales, científicos y tomadores de decisión sobre la factibilidad y necesidad de trabajar unidos para la adaptación al cambio climático a nivel regional, se elaboró la presente obra que recoge las recomendaciones metodológicas de los miembros de la red, con la intención además de contribuir a que su perfeccionamiento y generalización facilite su empleo en estudios a nivel global, lo que emerge como una creciente e impostergable tarea de los científicos de hoy desde cada una de sus áreas geográficas de trabajo.

Una contribución importante para ello es la elaboración e implementación de estrategias marinas nacionales. Dos países miembros de la red, con diferente desarrollo socioeconómico y científico, España y Costa Rica, muestran en esta obra las lecciones aprendidas con sus estrategias marinas nacionales.

En el documento también se ofrecen los métodos para evaluar y monitorear los principales ecosistemas marinos tropicales, pastos marinos, arrecifes coralinos y manglares, se discuten aspectos relacionados con el empleo de bioindicadores y se propone una metodología para el diagnóstico rápido de la bioinvasiones marinas, una de las principales amenazas que existen sobre la biodiversidad marina y costera en el marco del cambio climático en la región, todo lo cual contribuye a la evaluación integral de la biodiversidad en ecosistemas marinos y costeros.

*Dra. Aida C. Hernández Zanuy
Coordinadora Iberoamericana de la RED CYTED BIODIVMAR*

INTRODUCCIÓN



ESTRATEGIAS MARINAS

LA ESTRATEGIA MARINA EN ESPAÑA: DEFINICIÓN DEL BUEN ESTADO AMBIENTAL DE NUESTROS MARES

Juan Bellas

Instituto Español de Oceanografía, Centro Oceanográfico de Vigo. Apdo.1552, 36280 Vigo, España.
juan.bellas@vi.ieo.es

INTRODUCCIÓN

La creciente demanda de servicios y recursos de origen marino, que a menudo excede la capacidad de respuesta de los océanos, ha aumentado dramáticamente el impacto de las actividades humanas sobre los ecosistemas marinos en las últimas décadas. La intensa actividad industrial, la agricultura intensiva y la alta densidad de población en las zonas costeras, así como la sobrepesca, el aumento de la exploración y producción de petróleo y gas, y el desarrollo de fuentes de energía renovables, dan lugar a un impacto considerable que amenaza la salud de los océanos. Dada la riqueza en recursos y los usos potenciales del mar, que en muchos casos son incompatibles con el uso sostenible de esos recursos, en los últimos años se ha observado un creciente interés político en los océanos y un cambio en la filosofía de gestión ambiental que se ha traducido en el desarrollo de numerosas iniciativas para orientar la conservación, la protección y la gestión sostenible de los ecosistemas marinos.

Es evidente que estas tareas no pueden ser acometidas por los estados de forma individual, por lo que es necesaria la cooperación y la realización de acciones coordinadas entre los países que comparten regiones marinas, a través de un enfoque integrado y multidisciplinar. A nivel internacional, la Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar (CNUDM, 1982) constituye el orden jurídico que gobierna los usos del mar y establece el marco fundamental para todos los aspectos de soberanía, jurisdicción, utilización y derechos y obligaciones de los estados en relación con los océanos. En Europa, los convenios de mares regionales como el Convenio OSPAR (www.ospar.org), el Convenio de Barcelona (www.unepmap.org), el Convenio de Helsinki (HELCOM, www.helcom.fi) y el Convenio de Bucarest (www.blacksea-commission.org), han asegurado la cooperación supranacional durante décadas para la protección y conservación del medio ambiente marino. Además, existen varias directivas europeas que tienen en cuenta en parte el medio marino (p. ej. Unión Europea 1979, Unión Europea 1992, Unión Europea 2000), pero a menudo existe poca articulación o coordinación entre éstas, y entre éstas y los convenios de mares regionales. De hecho, hasta ahora no se había desarrollado una normativa para la protección de los mares de la Unión Europea (UE) de forma integrada, revelando un marco institucional inadecuado para la gestión del medio marino.

DIRECTIVA MARCO SOBRE LA ESTRATEGIA MARINA

En este sentido, y dentro de la estrategia temática para el medio ambiente marino del Sexto Programa de Acción de la Comunidad Europea para el Medio Ambiente (Unión Europea 2002),

el 15 de julio de 2008 entró en vigor la *Directiva 2008/56/CE por la que se establece un marco de acción comunitaria para la política del medio marino* o Directiva marco sobre la estrategia marina (DMEM) (Unión Europea 2008). Esta Directiva es el instrumento ambiental clave de la política marítima integrada de la Unión Europea (UE), y tiene por objeto preservar y proteger más eficazmente los mares europeos, promoviendo su uso sostenible. La DMEM dispone que los estados miembros deben adoptar las medidas necesarias para lograr o mantener un buen estado ambiental (BEA) en el medio marino en el año 2020. El BEA se define como "...el estado medioambiental de las aguas marinas en el que estas dan lugar a océanos y mares ecológicamente diversos y dinámicos, limpios, sanos y productivos en el contexto de sus condiciones intrínsecas, y en el que la utilización del medio marino se encuentra en un nivel sostenible, quedando así protegido su potencial de usos y actividades por parte de las generaciones actuales y futuras..." (Art. 3, DMEM). Para lograr este objetivo, es necesario proteger las especies y los hábitats marinos, prevenir la pérdida de la biodiversidad inducida por el hombre, y asegurar que los diversos componentes biológicos funcionan de manera equilibrada (Tabla 1).

Tabla 1. Descriptores cualitativos definidos en el Anexo I de la DMEM para la determinación del BEA.

1. Se mantiene la biodiversidad. La calidad y la frecuencia de los hábitats y la distribución y abundancia de especies están en consonancia con las condiciones fisiográficas, geográficas y climáticas reinantes.
2. Las especies alóctonas introducidas por la actividad humana se encuentran presentes en niveles que no afectan de forma adversa a los ecosistemas.
3. Las poblaciones de todos los peces y moluscos explotados comercialmente se encuentran dentro de límites biológicos seguros, presentando una distribución de la población por edades y tallas que demuestra la buena salud de las reservas.
4. Todos los elementos de las redes tróficas marinas, en la medida en que son conocidos, se presentan en abundancia y diversidad normales y en niveles que pueden garantizar la abundancia de las especies a largo plazo y el mantenimiento pleno de sus capacidades reproductivas.
5. La eutrofización inducida por el ser humano se minimiza, especialmente los efectos adversos como pueden ser las pérdidas en biodiversidad, la degradación de los ecosistemas, las eflorescencias nocivas de algas y el déficit de oxígeno en las aguas profundas.
6. La integridad del suelo marino se encuentra en un nivel que garantiza que la estructura y las funciones de los ecosistemas están resguardadas y que los ecosistemas bénticos, en particular, no sufren efectos adversos.
7. La alteración permanente de las condiciones hidrográficas no afecta de manera adversa a los ecosistemas marinos.
8. Las concentraciones de contaminantes se encuentran en niveles que no dan lugar a efectos de contaminación.
9. Los contaminantes presentes en el pescado y otros productos de la pesca destinados al consumo humano no superan los niveles establecidos por la normativa comunitaria o por otras normas pertinentes.
10. Las propiedades y las cantidades de desechos marinos no resultan nocivas para el medio litoral y el medio marino.
11. La introducción de energía, incluido el ruido subacuático, se sitúa en niveles que no afectan de manera adversa al medio marino.

Los principales objetivos de esta Directiva son proteger y preservar el medio marino, restaurando los ecosistemas alterados, y prevenir y reducir los vertidos al medio marino, de cara a eliminar gradualmente la contaminación. Con el fin de conseguir estos objetivos, cada estado miembro elaborará una estrategia marina para cada una de las subdivisiones marinas que establezca en las aguas bajo su jurisdicción, buscando la coherencia de las políticas sectoriales e integrando las preocupaciones medioambientales. Para ello, los estados han de aplicar un enfoque ecosistémico a la gestión de las actividades humanas, buscando el aprovechamiento sostenible de los océanos de tal forma que no se comprometa su buen estado ambiental.

LEY DE PROTECCIÓN DEL MEDIO MARINO

La DMEM indica que los estados miembros han de incorporar lo establecido en la Directiva a su ordenamiento jurídico nacional. En España, la *Ley 41/2010 de protección del medio marino* (LPMM) (España 2010), es la norma que transpone la DMEM al derecho interno, respetando el texto de la Directiva y adaptándolo al escenario nacional. Por lo tanto, la LPMM proporciona el marco jurídico general para la conservación y protección del medio marino en España, con el objetivo de lograr el buen estado ambiental y asegurar el uso sostenible de los recursos marinos (Tabla 2). Además, esta Ley incluye la regulación de otros aspectos relativos a la protección y planificación del medio marino, como son la creación y gestión de una Red de Áreas Marinas Protegidas de España, y el control de los vertidos en el mar.

Tabla 2. Criterios e indicadores de la Decisión 2010/477/UE para los once descriptores del buen estado ambiental.

Descriptor	Criterio	Indicador
1. Biodiversidad	1.1 Distribución de las especies	1.1.1 Área de distribución 1.1.2. Patrón de distribución 1.1.3. Zona cubierta por la especie
	1.2 Tamaño de la población	1.2.1 Abundancia y/o biomasa de la población
	1.3 Estado de la población	1.3.1 Características demográficas de la población 1.3.2 Estructura genética de la población
	1.4 Distribución de los hábitats	1.4.1 Área de distribución 1.4.2 Patrón de distribución
	1.5 Extensión de los hábitats	1.5.1 Zona del hábitat 1.5.2 Volumen del hábitat
	1.6 Estado de los hábitats	1.6.1 Estado de las especies y comunidades típicas 1.6.2 Abundancia y/o biomasa relativa 1.6.3 Condiciones físicas, hidrológicas y químicas
	1.7 Estructura de los ecosistemas	1.7.1 Composición y proporciones relativas de hábitats y especies
2. Especies alóctonas	2.1 Abundancia de las especies invasoras	2.1.1 Tendencias en la abundancia, incidencia temporal y distribución espacial de especies invasoras
	2.2 Impacto ambiental de las especies alóctonas invasoras	2.2.1 Relación entre especies alóctonas invasoras y especies autóctonas

*Métodos para el estudio de la biodiversidad en ecosistemas marinos tropicales
de Iberoamérica para la adaptación al cambio climático*

3. Especies marinas explotadas comercialmente	3.1 Nivel de presión de la actividad pesquera	3.1.1 Mortalidad por pesca (F) 3.1.2 Relación entre capturas e índice de biomasa
	3.2 Capacidad reproductiva de la población	3.2.1 Biomasa de reproductores 3.2.2 Índices de biomasa
	3.3 Edad de la población y distribución por tallas	3.3.1 Proporción de peces de talla superior a la talla media de la primera madurez sexual 3.3.2 Longitud máxima media de todas las especies 3.3.3 Percentil del 95 % de la distribución por tallas 3.3.4 Talla de la primera madurez sexual
4. Redes tróficas	4.1 Productividad	4.1.1 Rendimiento de las principales especies predatoras
	4.2 Abundancia/distribución de las especies principales	4.2.1 Peces de gran talla
	4.3 Abundancia/distribución de los grupos tróficos/especies principales	4.3.1 Tendencias en la abundancia de las especies con importancia funcional
5. Eutrofización	5.1 Niveles de nutrientes	5.1.1 Concentración de nutrientes 5.1.2 Proporciones de nutrientes
	5.2 Efectos directos de la eutrofización	5.2.1 Concentraciones de clorofila 5.2.2 Transparencia del agua 5.2.3 Abundancia de macroalgas oportunistas 5.2.4 Cambio de especies en la composición de la flora
	5.3 Efectos indirectos del exceso de nutrientes	5.3.1 Abundancia de algas perennes y angiospermas 5.3.2 Oxígeno disuelto
6. Fondos marinos	6.1 Daños físicos sobre el sustrato	6.1.1 Tipo, abundancia, biomasa y extensión del sustrato biogénico 6.1.2 Extensión del fondo marino afectado por actividades humanas
	6.2 Estado de la comunidad bentónica	6.2.1 Presencia de especies sensibles y/o tolerantes 6.2.2 Índices multimétricos que evalúen el estado y funcionalidad de la comunidad bentónica 6.2.3 Biomasa o nº de individuos del macrobentos por encima de una determinada longitud/talla 6.2.4 Espectro de talla de la comunidad bentónica
7. Condiciones hidrográficas	7.1 Caracterización espacial de las alteraciones permanentes	7.1.1 Extensión de la zona afectada
	7.2 Impacto de los cambios hidrográficos permanentes	7.2.1 Extensión espacial de los hábitats afectados 7.2.2 Cambios en los hábitats a consecuencia de una alteración de las condiciones hidrográficas
8. Contaminación y sus efectos	8.1 Concentraciones de contaminantes	8.1.1 Concentración de contaminantes
	8.2 Efectos de los contaminantes	8.2.1 Efectos de la contaminación 8.2.2 Frecuencia, origen y extensión de los sucesos significativos de contaminación aguda y su impacto en la biota físicamente afectada por ellos

9. Contaminantes en productos de la pesca	9.1 Nivel, número y frecuencia de los contaminantes	9.1.1 Niveles y número de contaminantes que han superado los niveles máximos 9.1.2 Frecuencia con la que se sobrepasen los niveles reglamentarios
10. Basuras marinas	10.1 Características de las basuras en el medio costero y marino	10.1.1 Evolución en la cantidad de basura que llega a la orilla 10.1.2 Evolución de la cantidad de desechos en la columna de agua y en los fondos marinos, composición, distribución espacial y fuentes 10.1.3 Evolución de la cantidad de micropartículas, de su distribución y composición
	10.2. Impactos de los desechos en la vida marina	10.2.1 Evolución de la cantidad y composición de los desechos ingeridos por los animales marinos
11. Ruido submarino	11.1. Distribución temporal y espacial de los ruidos impulsivos de alta, baja y media frecuencia	11.1.1 Proporción de días, distribución a lo largo de un año natural, y distribución espacial, en los que las fuentes sonoras antropogénicas superen niveles que puedan producir un impacto significativo en los animales marinos, medidos en la banda de frecuencias de 10 Hz a 10 kHz como nivel de exposición sonora (en dB re 1 μ Pa ² s) o como nivel de presión acústica de pico (en dB re 1 μ Pa peak) a un metro.
	11.2 Ruido continuo de baja frecuencia	11.2.1 Tendencias en el nivel de ruido ambiental

ÁMBITO GEOGRÁFICO

El ámbito geográfico de aplicación de la DMEM comprende las “aguas marinas” bajo la soberanía y jurisdicción de los estados miembros de la Unión Europea, tal y como se definen en su Artículo 3: “las aguas, el lecho marino y el subsuelo situados más allá de la línea de base que sirve para medir la anchura de las aguas territoriales y que se extienden hasta el límite exterior de la zona en que un estado miembro tiene y/o ejerce derechos jurisdiccionales”. En España, estas aguas incluyen el mar territorial, la zona económica exclusiva, la plataforma continental y la zona de protección pesquera del Mediterráneo. La DMEM también se aplicará en las aguas costeras, su lecho marino y su subsuelo, si existen algunos aspectos del estado del medio marino que no sean tratados por la legislación ambiental vigente.

A efectos de la DMEM, las aguas marinas europeas se dividen en las siguientes regiones marinas: el mar Báltico, el mar Negro, el Océano Atlántico Nororiental y el mar Mediterráneo. De acuerdo con la LPMM, el medio marino español se divide en dos regiones: el mar Mediterráneo y el Atlántico Nororiental, que a su vez se divide en dos subregiones: el golfo de Vizcaya y las costas Ibéricas, y la región Atlántico macaronésica de Canarias. Para facilitar la implementación de las estrategias marinas, la LPMM establece, en base a las particularidades biogeográficas, oceanográficas e hidrológicas de cada región, cinco subdivisiones dentro de estas regiones y subregiones, llamadas “demarcaciones marinas”. En la región del Atlántico se definen la demarcación noratlántica, la demarcación sudatlántica y la demarcación canaria, y en la región del Mediterráneo, la demarcación levantino-balear y la demarcación del Estrecho y Alborán (Figura 1).

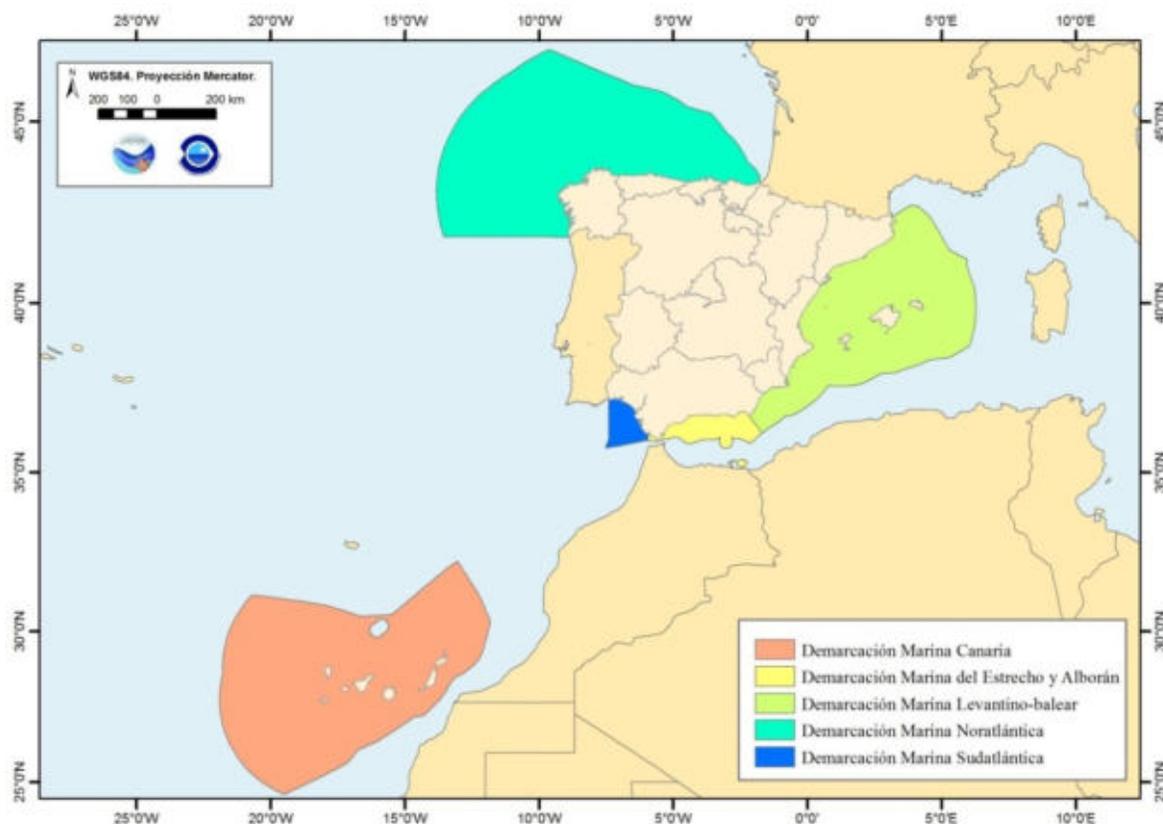


Figura 1. Mapa orientativo de las demarcaciones marinas españolas (IEO).

LAS ESTRATEGIAS MARINAS

Las estrategias marinas son las herramientas que dispone la DMEM para lograr o mantener el buen estado ambiental del medio marino, y consisten en un plan de acción estructurado en base a los siguientes elementos que han de aplicar los estados miembros en una serie de pasos consecutivos (Figura 2):

- La evaluación inicial del estado ambiental actual de las aguas afectadas y del impacto ambiental de las actividades humanas en dichas aguas (plazo: 15 de julio de 2012). Esta evaluación inicial, ha de contener: un análisis de los rasgos y características esenciales de esas aguas (características fisicoquímicas, tipos de hábitats, características biológicas e hidromorfología), recogidos en el Cuadro I del Anexo III de la DMEM; un análisis de los principales impactos y presiones, especificados en el Cuadro 2 del anexo III de la DMEM; y un análisis económico y social de la utilización de estas aguas y del coste del deterioro del medio marino.

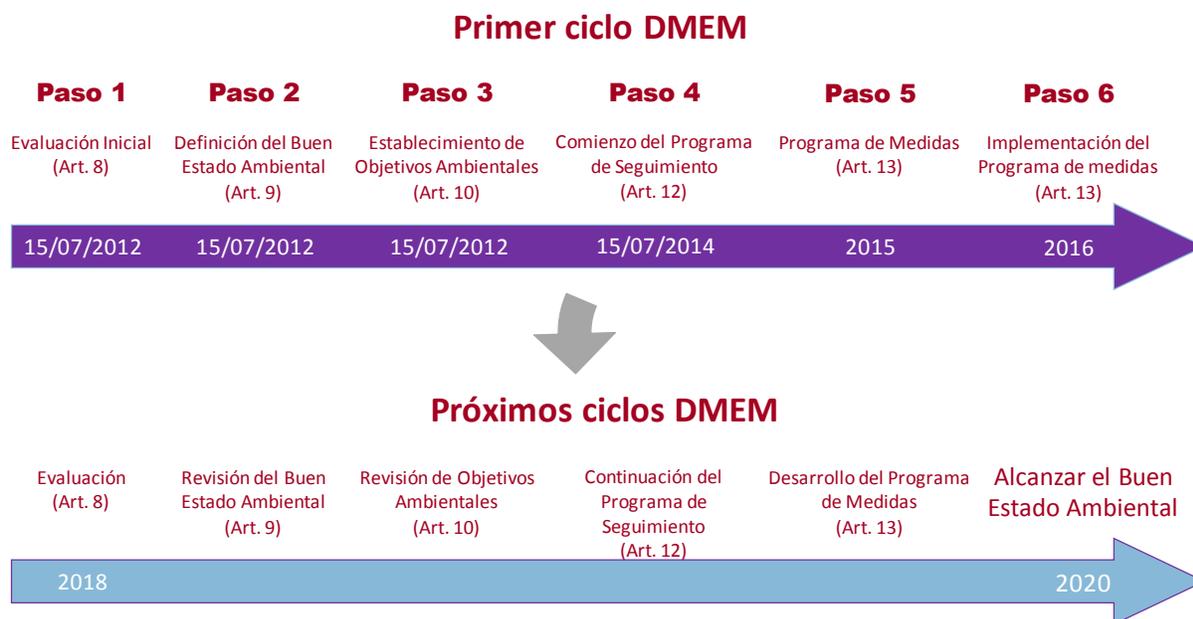


Figura 2. Plan de acción de las Estrategias Marinas.

- La definición, en base a la evaluación inicial, del conjunto de características que corresponden al buen estado ambiental de esas aguas (plazo: 15 de julio de 2012). Para determinar las características correspondientes al BEA los estados miembros han de tener en cuenta los once descriptores cualitativos indicados en el Anexo I de la DMEM (Cuadro 1). Además, según la DMEM, el BEA debe contemplar el uso sostenible de los mares y un nivel de actividad humana compatible con la conservación de los ecosistemas marinos. Por lo tanto, el BEA no es asimilable a nivel de referencia (en caso de que pueda determinarse), ya que hay que considerar otros factores socioeconómicos. De hecho, la DMEM indica algunas excepciones según las cuales puede ser imposible alcanzar el estado deseable, como la pérdida irreversible de hábitats, o cuando los costes sean desproporcionados. Además, el BEA se entiende como un concepto dinámico y ha de ser revisado periódicamente, de acuerdo con los ciclos de revisión y actualización de las estrategias marinas.
- El establecimiento de una serie de objetivos ambientales e indicadores asociados, que orienten el proceso para alcanzar o mantener el BEA, de acuerdo a las características técnicas fijadas en el Anexo IV de la DMEM (plazo: 15 de julio de 2012).
- La elaboración y aplicación de un programa de seguimiento para evaluar de forma permanente el estado ambiental, y para medir la efectividad y actualizar los objetivos ambientales, según las especificaciones técnicas que muestra el Anexo V de la DMEM (plazo: 15 de julio de 2014).

- La elaboración de un programa de medidas que permita para llevar a cabo los objetivos medioambientales, para poder alcanzar o mantener el BEA (plazo: 2015). El programa de medidas ha de tener en cuenta los tipos de medidas mencionados en el Anexo VI de la DMEM.
- El inicio del programa de medidas (plazo: 2016).

Este plan de acción tiene como objetivo proteger, preservar, y evitar el deterioro del medio marino, recuperando los ecosistemas marinos que se hayan visto afectados negativamente, y prevenir y eliminar progresivamente la contaminación del medio marino, para evitar impactos o riesgos graves para la biodiversidad marina, los ecosistemas marinos, la salud humana o los usos permitidos del mar. Los estados miembros han de revisar y actualizar de manera coordinada los elementos de las estrategias marinas cada seis años a partir de su establecimiento inicial y, en el caso de España, tal y como exige la DMEM, se ha de elaborar una estrategia marina para cada una de las cinco demarcaciones marinas.

Los tres primeros pasos del ciclo de implementación de las estrategias marinas (evaluación inicial, definición del buen estado ambiental y establecimiento de objetivos ambientales) tuvieron lugar en 2012. Para completar esta tarea, los estados miembros tuvieron que enviar sus informes a la Comisión Europea (CE) antes del 15 de octubre de 2012. Como paso intermedio, y previo al envío de los informes a la CE, el Artículo 19 de la DMEM exige que cada estado miembro organice una consulta pública sobre la aplicación de la Directiva. Los estados miembros deben garantizar que todos los agentes interesados tengan la posibilidad de participación, implicando siempre que sea posible a organismos y estructuras de gestión ambiental. En España, esta consulta pública se realizó entre el 1 de junio y el 15 de julio de 2012, a través de la página web del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (<http://www.magrama.gob.es>). Además, los documentos de las estrategias marinas se enviaron a las Comunidades Autónomas, solicitando su revisión y se presentaron para consulta al Consejo Asesor de Medio Ambiente, siendo definitivamente aprobadas por el Consejo de Ministros el 2 de noviembre de 2012, tal y como indica la *Resolución de 13 de noviembre de 2012, de la Secretaría de Estado de Medio Ambiente* (España 2012a).

De acuerdo con el Artículo 12 de la DMEM, la CE evaluará si los informes enviados por los estados miembros cumplen los requerimientos de la Directiva. Además, durante el primer cuatrimestre de 2013, con el apoyo de la Agencia Europea de Medio Ambiente (*European Environment Agency, EEA*), la CE tiene previsto emitir un informe que contenga un análisis de la información enviada por los estados miembros y una evaluación del estado ambiental de los mares europeos.

COORDINACIÓN INTERNACIONAL

Coordinación Europea

La DMEM reclama una aproximación regional para la gestión de los mares europeos, y demanda la cooperación entre estados miembros y la coordinación con terceros países, a la hora de desarrollar las estrategias marinas, de tal forma que los países no solo compartan los bienes y servicios que proporciona el océano, sino también los retos que se encontrarán en la búsqueda del BEA. Dicha cooperación es esencial para asegurar que los diferentes elementos de las estrategias

marinas sean coherentes dentro de las diferentes regiones o subregiones marinas de la UE, ya que la DMEM dispone que el BEA ha de alcanzarse a nivel regional o subregional. Para ello, será necesario desarrollar enfoques comunes, reuniendo los mejores conocimientos técnicos.

Como punto de partida para lograr estos objetivos, la CE adoptó un programa informal de coordinación, la Estrategia Común de Implementación (*Common Implementation Strategy, CIS*), cuyo esquema de trabajo está compuesto por los siguientes grupos (Figura 3):



Figura 3. Estructura de la Estrategia Común de Implementación de la DMEM.

1

- Directores Marinos: Grupo político de alto nivel para la toma de decisiones estratégicas para garantizar la implementación general de la DMEM en la UE.
- Comité para la implementación de la DMEM: Comité, establecido para responder al artículo 25 de la DMEM, en el que se deciden cuestiones que impliquen compromisos por parte de los estados miembros.
- Grupo de Coordinación de la Estrategia Marina (*Marine Strategy Coordination Group, MSCG*): Grupo que establece el nexo entre los Directores Marinos y los Grupos de Trabajo, y que sirve de foro para la discusión de los aspectos técnicos de la aplicación de la DMEM. Este grupo se encarga de supervisar la actividad de los tres grupos técnicos de trabajo, e informa a los Directores Marinos.

- Grupos técnicos de trabajo: Grupos establecidos para la preparación de los métodos comunes para la implementación de la DMEM.
 - Grupo de Trabajo de Buen Estado Medioambiental (*Working Group on Good Environmental Status, WG-GES*): Dependiente del grupo de coordinación, este grupo apoya a los estados miembros en la determinación del BEA. Tratan los temas relacionados con los criterios y normas metodológicas de los descriptores del BEA, y con los indicadores del BEA.
 - Grupo de Trabajo de Intercambio de Datos, Información y Conocimiento (*Working Group on Data, Information and Knowledge Exchange, WG-DIKE*): Dependiente del grupo de coordinación, este grupo apoya a los estados miembros en sus obligaciones de notificaciones a la CE.
 - Grupo de Trabajo de Evaluación Económica y Social (*Working Group on Economic and Social Assessment, WG-ESA*): Dependiente del grupo de coordinación, este grupo desarrolla las metodologías y estrategias comunes para realizar el análisis económico y social de los usos del mar y del coste del deterioro marino.
 - Subgrupos técnicos de trabajo: Subgrupos técnicos establecidos dentro del WG-GES para abordar áreas emergentes de especial interés. Hasta el momento se han creado dos subgrupos técnicos, el subgrupo técnico de ruido submarino (Technical Subgroup on Underwater Noise, TSG UN) y el subgrupo técnico de basura marina (Technical Subgroup on Marine Litter, TSG ML). Su función es la de asesorar en la estandarización y normalización de los métodos de seguimiento ambiental, y proporcionar un foro para el intercambio de principios y buenas prácticas sobre el establecimiento de objetivos y metodologías de evaluación.

La adopción de criterios y normas metodológicas comunes es otra tarea crucial para garantizar la coherencia y para comparar grado de consecución del BEA en las distintas regiones o subregiones marinas. Para ello, con el apoyo del ‘Centro Común de Investigación’ (*Joint Research Centre, JRC*) y del ‘Consejo Internacional para la Exploración del Mar’ (*International Council for the Exploration of the Sea, ICES*), la CE constituyó grupos de trabajo formados por expertos en cada uno de los descriptores indicados en el Anexo I de la DMEM (excepto el descriptor 7, que fue abordado por la propia CE, y el D10 que fue abordado por Francia). Estos grupos de expertos generaron un informe sobre los criterios y normas metodológicas relativas a la definición del BEA para cada uno de los descriptores.

En base a estos informes, y después de la consulta a las partes interesadas, incluidos los convenios de mares regionales, la Comisión Europea adoptó la *Decisión 2010/477/UE sobre criterios y normas metodológicas aplicables al buen estado medioambiental de las aguas marinas* (Unión Europea 2010), en la que se especifican un total de 29 criterios y 56 indicadores aplicables a los once descriptores (Cuadro 2), que han de ser adecuadamente desarrollados para

definir y evaluar el grado de consecución del BEA, y las condiciones generales de aplicación de estos criterios e indicadores.

Aunque se supone que esta Decisión indica las normas metodológicas necesarias para la implementación de la DMEM, en realidad, la Decisión 2010/477/UE no proporciona los detalles técnicos necesarios que demanda implementación práctica de las estrategias marinas, dejando esta labor a los estados miembros. Por ejemplo, es fundamental realizar una selección adecuada de variables ambientales, indicativas del BEA de los ecosistemas, que es necesario medir, y establecer los niveles considerados aceptables o deseables de las mismas, además de determinar las escalas espacial y temporal para que estas mediciones sean consideradas válidas. Sin embargo, la Decisión no facilita la información necesaria al respecto. De hecho, la propia Comisión Europea reconoce que prevé una revisión de los criterios y un mayor desarrollo de las normas metodológicas indicadas en esta Decisión, en estrecha coordinación con el establecimiento de los programas de seguimiento, una vez que concluya la evaluación de los elementos notificados por los estados miembros en la primera fase del desarrollo de las estrategias marinas.

Coordinación regional

La coordinación regional entre países es una de las principales dificultades encontradas en la implementación de la Directiva y donde se supone que la propia CE ha de realizar un esfuerzo significativo durante las siguientes fases de las estrategias marinas. En esta tarea han de tener un papel importante los convenios de mares regionales aportando la experiencia y los medios adquiridos durante las últimas décadas para la protección, conservación y gestión del medio ambiente marino.

La DMEM también incluye provisiones específicas que promueven las acciones entre países vecinos para coordinar sus actividades, con el objetivo de dar coherencia a las estrategias marinas. En este sentido, durante el proceso de implementación en España, se han realizado contactos, reuniones y actividades de coordinación con Francia y Portugal, en la región del Atlántico Nororiental, y con Francia e Italia, en la subregión de Mediterráneo occidental. Estas reuniones han servido para comparar y armonizar los aspectos técnicos del proceso de implementación de la DMEM, incluyendo la evaluación del estado ambiental actual de cada subregión, y la aproximación realizada para el desarrollo del BEA, el establecimiento de los objetivos ambientales, el análisis de presiones e impactos y la evaluación económica y social. Sin embargo, no se ha realizado una verdadera coordinación de las evaluaciones iniciales de los países, o de las definiciones establecidas para caracterizar el BEA.

COORDINACIÓN EN ESPAÑA

La autoridad responsable de la aplicación de la DMEM en España es el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (MAGRAMA). El MAGRAMA coordina las estrategias marinas en colaboración con las Administraciones implicadas, con el apoyo científico del Instituto Español de Oceanografía (IEO) para la realización de la evaluación inicial y el desarrollo de los once descriptores del buen estado ambiental, con el apoyo técnico del Centro de Estudios de Puertos y Costas del CEDEX (Centro de Estudios de Experimentación y Obras Públicas), dependiente del MAGRAMA y del Ministerio de Fomento, para el análisis de

presiones e impactos, y con el contrato de un economista ambiental para el análisis económico y social. La plataforma técnica formada por MAGRAMA, IEO, CEDEX y el economista ambiental, es el Grupo Español de la Estrategia Marina.

El artículo 22 de la LPMM establece dos herramientas de coordinación interadministrativa, la Comisión Interministerial de las Estrategias Marinas y la cooperación entre la administración general del estado y las comunidades autónomas, en virtud de las competencias de cada uno en el medio marino.

La Comisión Interministerial de las Estrategias Marinas fue creada por Real Decreto (España 2012b), tras la aprobación por parte del Consejo de Ministros. Se trata de un foro de coordinación, discusión y toma de decisiones, dentro de la Administración General del Estado, para todos los asuntos relacionados con la protección y la planificación del medio marino. Integra a todos los órganos de la Administración General del Estado que ostentan algún tipo de competencia en el medio marino y la presidencia corresponde al Secretario de Estado de Medio Ambiente. Las funciones de esta Comisión, son las de analizar, evaluar y canalizar el intercambio de información relacionada con el medio marino, realizar el análisis de los diferentes componentes de las estrategias marinas, y realizar el seguimiento de las actuaciones de los diferentes departamentos ministeriales en cumplimiento de las mismas.

La coordinación entre la Administración General del Estado y las comunidades autónomas se realizará mediante la creación de Comités de Seguimiento de las Estrategias Marinas. Su constitución, que está en proceso, se establecerá por orden ministerial, y estarán representados vocales de la administración estatal y autonómica.

Se constituirá un Comité por cada demarcación marina. Las funciones de estos Comités serán el seguimiento de la aplicación de las estrategias marinas, la coordinación y cooperación en la aplicación de los programas de seguimiento, y la coordinación de la propuesta de actuaciones a incluir en los programas de medidas. Será necesario establecer un vínculo entre ambos órganos, que se articulará mediante la designación de un representante de la Comisión Interministerial de las Estrategias Marinas en los Comités de Seguimiento.

PRÓXIMOS PASOS

Programas de seguimiento

La siguiente tarea que se ha de abordar para la implementación de las estrategias marinas es la elaboración de los programas de seguimiento (Artículo 11, DMEM). El objetivo de estos programas de seguimiento es la evaluación continuada del estado ambiental del medio marino y han de servir para estimar la distancia entre el estado ambiental y el BEA, en base a los elementos indicados en el Anexo III y siguiendo los principios que contiene Anexo V de la DMEM. Además, los programas de seguimiento han de determinar los indicadores adecuados para poder estimar la consecución de los objetivos ambientales y el impacto del programa de medidas, y confirmar que las medidas correctoras son efectivas. De esta forma, se podrá establecer la causa del cambio y definir las posibles medidas correctoras para restituir el BEA.

Los programas de seguimiento han de ser compatibles y coherentes dentro de las regiones o subregiones marinas, por lo que es recomendable organizar la información por región o subregión marina. Se ha de garantizar la comparabilidad de los enfoques y métodos de evaluación a escala de región o subregión, para lo que será necesario formular las prescripciones técnicas y los métodos normalizados de seguimiento a escala comunitaria.

Un requerimiento importante es que los programas de seguimiento de la DMEM se estructuren en base a los programas existentes de forma que no se dupliquen actividades. Por lo tanto, se ha de aprovechar y optimizar el seguimiento ambiental realizado en el marco de otras directivas (p. ej. Directiva Marco del Agua, Directiva sobre Hábitats y Directiva sobre Aves), pues muchos de los indicadores de la DMEM vienen derivados de estas, así como el seguimiento ambiental que llevan a cabo los convenios de protección del medio marino (p. ej. Convenio de Barcelona, Convenio OSPAR, Convenio de Helsinki), y el seguimiento ambiental realizado en el marco de otras obligaciones (p. ej. política pesquera común de la UE). Sobre estos programas se ha de articular el programa de seguimiento diseñado específicamente para cumplir con la DMEM, que ha de incluir aquellos aspectos del estado ambiental del medio marino que no sean cubiertos por otras iniciativas. Por todo ello, de nuevo es esencial la coordinación de los estados miembros que comparten una región o subregión marina, y la creación de una estructura a nivel europeo para que la información fluya y sea almacenada y compartida de forma interoperable.

Obviamente, los programas de seguimiento han de ser consistentes con la evaluación inicial, y con los descriptores del buen estado ambiental, sin embargo, estos programas deberían de ser flexibles de forma que permitan afrontar problemas nuevos o emergentes. También es recomendable que para su diseño se siga un enfoque basado en el análisis de riesgo, de tal forma que se puedan identificar de zonas sensibles o sujetas a presiones concretas, donde se centrarían los esfuerzos del seguimiento ambiental. Esto es especialmente relevante para países como España, con una gran superficie marítima (más de 1 millón de km²).

Finalmente, a pesar de constituir un instrumento clave para la protección y gestión de los mares europeos, la DMEM muestra ciertas carencias e imprecisiones que hay que mencionar. Como se ha indicado anteriormente, la Directiva, al igual que la Decisión 2010/477/UE, no es suficientemente precisa a nivel técnico, empezando por la propia definición del BEA, y han sido los estados miembros los responsables de desarrollar las herramientas necesarias para realizar la implementación práctica de las estrategias marinas. Esto puede suponer una dificultad añadida a la hora de comparar las diferentes evaluaciones. Otra de las imprecisiones de esta Directiva resulta de su flexibilidad a la hora de exigir a los estados miembros que alcancen o mantengan el BEA, ya que se establecen una serie de casos especiales en los que un determinado estado miembro no se verá obligado a cumplir con los requerimientos de la DMEM. Esta flexibilidad puede resultar peligrosa, en cierta forma, al posibilitar una relajación por parte de los estados miembros tanto en la definición del BEA, como en el establecimiento de objetivos ambientales. Por otra parte, existe cierta ambigüedad sobre si el objetivo de la Directiva, según el cual los estados miembros han de lograr el BEA en el año 2020, es realmente vinculante. Este objetivo, que solo se menciona en el Artículo 1 de la DMEM, está formulado de la siguiente forma: “La presente Directiva establece un marco en el que los estados miembros deberán adoptar las medidas necesarias para lograr o mantener un buen estado medioambiental del medio marino a más tardar en el año 2020”. Por lo tanto, la obligación de los estados miembros sería únicamente la de ‘adoptar las medidas’ para lograr o mantener el BEA, pero no el de efectivamente ‘lograr o mantener el BEA’.

BIBLIOGRAFÍA

- CNUDM (1982). http://www.un.org/Depts/los/convention_agreements/convention_overview_convention.htm.
- Convenio OSPAR para la protección del medio ambiente marino del Atlántico nordeste. <http://www.ospar.org>.
- Convenio de Barcelona para la protección del medio marino y la región costera del Mediterráneo. <http://www.unepmap.org>.
- Convenio de Helsinki sobre la protección del medio marino de la zona del mar Báltico. <http://www.helcom.fi>.
- Convenio de Bucarest sobre la protección del mar Negro contra la contaminación. <http://www.blacksea-commission.org>.
- Unión Europea (1979). Directiva 79/409/CEE del Consejo, de 2 de abril de 1979, relativa a la conservación de las aves silvestres. (DO L 103 de 25.4.1979).
- Unión Europea (1992). Directiva 92/43/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1992, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres. (DO L 206 de 22/07/1992).
- Unión Europea (2000). Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de octubre de 2000, por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas. (DO L 327 de 22/12/2000).
- Unión Europea (2002). Decisión 1600/2002/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 22 de julio de 2002, por la que se establece el Sexto Programa de Acción Comunitario en Materia de Medio Ambiente. (DO L 242 de 10/09/2002).
- Unión Europea (2008). Directiva 2008/56/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 17 de junio de 2008, por la que se establece un marco de acción comunitaria para la política del medio marino. (DO L 164 de 25/06/2008).
- España (2010). Ley 41/2010, de 29 de diciembre, de protección del medio marino (BOE 31 de 30/12/2010).
- España (2012a). Resolución de 13 de noviembre de 2012, de la Secretaría de Estado de Medio Ambiente, por la que se publica el Acuerdo del Consejo de Ministros de 2 de noviembre de 2012, por el que se aprueban los objetivos ambientales de las estrategias marinas españolas (BOE 285 de 27/11/2012).
- Unión Europea (2010). Decisión 2010/477/UE de la Comisión, de 1 de septiembre de 2010, sobre los criterios y las normas metodológicas aplicables al buen estado medioambiental de las aguas marinas. (DO L 132 de 02/10/2010).
- España (2012b). Real Decreto 715/2012, de 20 de abril, por el que se crea la Comisión Interministerial de Estrategias Marinas. (BOE 113, de 11/05/2012).

ESTRATEGIA NACIONAL PARA LA GESTIÓN INTEGRAL DE LOS RECURSOS MARINOS Y COSTEROS DE COSTA RICA: CINCO AÑOS DESPUÉS DE SU FORMULACIÓN E IMPLEMENTACIÓN

Luis M. Sierra¹

¹Universidad Nacional de Costa Rica. Heredia, Costa Rica. Email: lmsierra@una.ac.cr.

INTRODUCCIÓN

Costa Rica consta con un área de mar patrimonial alrededor de 11 veces mayor que su territorio continental, lo cual está dado por contar con costas tanto en el Mar Caribe como en el océano Pacífico donde se incluye la isla del Coco que está ubicada a 532 km de la costa continental del pacífico costarricense. El territorio marino, con el cual consta Costa Rica, posee una inmensa riqueza de recursos pesqueros que sirven como sostén económico a muchas comunidades que habitan en las zonas costeras del país, la mayoría de estos recursos marinos se encuentran sometidos a una intensa explotación pesquera y en estos momentos muchas especies se encuentran sobreexplotadas. Por este motivo, urge que el estado costarricense tome acciones que permitan hacer un uso sostenible de los recursos marinos y costeros del país.

Chaves (2012) hace una revisión de la normativa costarricense referente a la actividad pesquera con el objetivo de evaluar si facilita u obstaculiza el cumplimiento del Código de Pesca Responsable de la FAO, para que se pueda utilizar como referencia y respaldo para las propuestas y prácticas de pesca responsable, que promueva el desarrollo de incidencia política en los ámbitos legislativo, administrativo e incluso judicial, así como para el desarrollo de contenidos y estrategias de comunicación y organización.

Cajiao (2013) plantea que en el mar los pobladores desarrollan diferentes actividades que aprovechan los servicios que el mar les ofrece, los cuales son fuente de riqueza para la economía nacional y se producen en un espacio que es imprescindible ordenar. Además, es conocido que el mar representa el origen de la vida, es un enorme regulador del clima, una importante reserva de alimento, un medio que permite el transporte de más del 85% del comercio internacional, y otros beneficios materiales y espirituales que están relacionados con el quehacer diario de los habitantes que habitan las zonas costeras.

Por lo general, existe mayor experiencia en el ordenamiento de la zona terrestre que de la zona marino y costera, pero en los últimos años la sobre explotación a la que están sometidos nuestros recursos marinos y costeros, la contaminación que afecta a los ecosistemas marinos, el incremento del tráfico marítimo y el desarrollo turístico e industrial en la zona costera, ha marcado la necesidad de establecer políticas que permitan minimizar los efectos antropogénicos sobre la zona marino y costera (Marviva, 2013), a lo que contribuirá el ordenamiento espacial marino.

La gestión integrada de la zona costera y de los recursos marinos costeros del país es un tema de prioridad nacional, el cual necesita de la adopción de lineamientos estratégicos y políticas para

orientar la acción de las entidades públicas involucradas, y los otros actores de orden público y privado. Para lograr esto, es necesario generar conocimientos y propuestas a partir de los estudios sistemáticos que conduzcan a la elaboración de estadísticas e indicadores que permitan el ordenamiento, la buena gobernanza y sostenibilidad de nuestras zonas marino costeras (Comisión Interinstitucional de la Zona Económica Exclusiva de Costa Rica, 2008) .

La estrategia marina es una herramienta necesaria, la cual nos permite alcanzar o lograr un buen uso y conservación de los ecosistemas marinos y costeros y sus recursos, y para su implementación es necesario elaborar un plan de acción que se debe aplicar de una forma ordenada, con la participación de los diferentes actores a nivel nacional o regional .

Existe una vasta información sobre las características oceanográficas y biológicas de los sistemas marinos costarricenses, su condición de deterioro actual y su repercusión social y económica a nivel de país, lo cual destaca la necesidad de que la Estrategia Nacional Marina se apoye tanto en la información científica disponible como sobre las bases legales y principios sociales que rigen las prioridades del país (Bravo,1997, Nielsen y Quesada, 2006, Araya, *et al.*, 2007, Calvo, *et al.*, 2007, Cortes, 2008, Sistema Nacional de Áreas de Conservación, 2008, Sistema Nacional de Areas de Conservación, 2009).

Cajiao (2003, 2005) realiza un análisis del régimen legal que se aplica en Costa Rica para el uso y explotación de los recursos marinos y costeros y destaca cuáles son sus fortalezas y limitaciones. Además, elabora un manual de legislación marino-costera y pesquera de Costa Rica, donde actualiza la normativa vigente en el país (Cajiao *et al.*, 2010).

En los últimos años el Gobierno de Costa Rica toma la decisión de prestarle mayor atención a la situación que presentan los recursos marinos y costeros del país y decide crear los mecanismos que permitan implementar políticas con el fin de fortalecer la gestión integrada de la zona costera que conlleve a un uso sostenible de estos recursos. Por este motivo se incorpora el tema en el Plan Nacional de Desarrollo “Jorge Manuel Obregón”, 2006-2010, donde se resalta la necesidad de mantener y recuperar los recursos marinos y costeros. Además se incluye como un eje de trabajo en la iniciativa presidencial “Paz con la Naturaleza”.

El objetivo del presente trabajo es brindar la información sobre la experiencia de Costa Rica en la formulación e implementación de la Estrategia Nacional para la Gestión Integral de sus Recursos Marinos y Costeros y cuál ha sido su impacto después de su implementación.

La estrategia fue elaborada por los miembros de la Comisión Nacional que se creó para ese fin: María V. Cajiao, Jenny Asch, Eugenia Arguedas, Carmen Castro, Jorge Mora, Pablo Zeledon, Alberto Sánchez, Hubert Araya, Antonio Porras, Alvaro Morales, Bernal Herrera, Juan J. Alvarado, Marco Quesada, María F. Esquivel, Bernal Chavarría Comisión Nacional de la zona económica exclusiva de Costa Rica y Luis Sierra Sierra de la Universidad Nacional, autor del presente trabajo.

MARCO METODOLÓGICO

El proceso de formulación de la estrategia nacional para el manejo integrado de los recursos marinos y costeros se da gracias a que el Gobierno de la República crea mediante Decreto Ejecutivo No. 31832- MINAE, publicado en la Gaceta No. 132 del 7 de julio del año 2004 la Comisión Interdisciplinaria de la Zona Económica Exclusiva, la cual asumió como su principal reto la elaboración de una estrategia que articule, le imprima direccionalidad y visión, a los

esfuerzos nacionales, tanto de las instituciones gubernamentales como las de iniciativa privada, para la gestión del océano y del área costera.

Al crear dicha Comisión el Gobierno decide que la misma debe ser interdisciplinaria y que debía estar constituida por representantes de todas aquellas Instituciones gubernamentales o no gubernamentales cuyo radio de acción involucrara la zona marina y costera. Tomando en cuenta este principio se decide que la comisión estuviera integrada por representantes de las siguientes instituciones: Sistema Nacional de Áreas de Conservación del Ministerio del Ambiente y Energía, Servicio Nacional de Guardacostas del Ministerio de Seguridad Pública, División Marítimo Portuaria del Ministerio de Obras Públicas y Transporte, Instituto Costarricense Turismo, Instituto Costarricense de Pesca y Acuicultura del Ministerio de Agricultura y Ganadería, Universidad de Costa Rica, Universidad Nacional, The Nature Conservancy, Conservación Internacional, Marviva y la Federación Nacional del Sector Pesquero.

Debido a que la estrategia estaría dirigida hacia el manejo integrado de los recursos marinos y costeros se decidió que en el proceso de su formulación ésta debería tener una alta participación de los representantes de los actores de las comunidades costeras, es decir no podía ser algo impuesto sino que debíamos tener en cuenta la opinión de los usuarios de las zonas costeras. Por este motivo, la estrategia se ejecutó en consulta con una multiplicidad de actores sociales representantes del sector turístico, sector pesquero, municipalidades, representantes de las comunidades, de las organizaciones no gubernamentales, de las universidades y de instituciones del gobierno. En total se realizaron siete talleres de consulta nacional en diferentes zonas del país y participaron un total de 218 personas (Fig.1).



Fig.1. Taller realizado con los actores de las comunidades costeras.

La información obtenida en los talleres se documentó y procesó para poder elaborar los diferentes componentes que entendimos que deberían incluirse en la estrategia nacional. Además, se recopiló y analizó la información obtenida de los trabajos de investigación y extensión realizados en la zona marino costera, lo cual nos permitió tener un enfoque multidisciplinario para diseñar la estrategia. También sostuvimos sesiones de retroalimentación que nos facilitó el intercambio y discusión de ideas y argumentos por parte de numerosos expertos y actores que se integraron al proceso.

A partir de toda la información recopilada y analizada se elaboraron los diferentes componentes de la estrategia como son los fines, las políticas y el plan de acción.

FINES DE LA ESTRATEGIA

A partir de la información obtenida se pudo definir cuál era el marco de orientación filosófica, los fines principales y la visión de futuro que servirán de guía para la ejecución de la estrategia.

Se elaboró la misión la cual plantea: “Promover la sostenibilidad de los recursos marinos y costeros de Costa Rica, en un contexto equilibrado de responsabilidad ambiental y social que garantice su conservación y favorezca el sano desarrollo socioeconómico, mediante una gestión integral liderada por el Gobierno con la participación de la sociedad civil”.

Se definieron, cuáles serían los impactos futuros ideales para el país después de ser implementada la estrategia, entre otros tenemos:

- Un uso sostenible de las aguas marinas jurisdiccionales y la zona marítima terrestre en concordancia con el ordenamiento establecido.
- Contamos con una cultura de seguridad marítima que garantiza el desarrollo adecuado de las actividades en el mar.
- Tenemos mayores conocimientos biológicos y oceanográficos sobre los ecosistemas marinos y costeros.
- Se cuenta con una normativa legal adecuada que permite ejercer una gobernanza efectiva de los recursos.
- Costa Rica es reconocida a nivel internacional como vanguardia de la gestión de los recursos marinos y costeros.

POLÍTICAS

Se formularon ocho políticas las cuales reflejan cual es el camino que debemos tomar para lograr lo que queremos establecer a partir de la implementación de la estrategia nacional para la gestión integral de los recursos marinos y costeros del país. Los enunciados de estas políticas son los siguientes:

1. Fortalecer y establecer las instancias, instrumentos y mecanismos técnicos, del gobierno y de la participación civil, para su efectiva incorporación en la gestión integrada de los recursos naturales marinos y costeros.

2. Asegurar la ejecución de acciones para la investigación científica y tecnológica, el aprovechamiento sostenible y la conservación de los recursos vivos y no vivos, que existen en la columna de agua, fondo y subsuelo.

3. Establecer y consolidar los mecanismos financieros por parte del Estado para implementar la Estrategia Nacional Marina y su plan nacional de acción.

4. Armonizar el marco legal nacional e internacional, regular vacío legal y ratificar los instrumentos internacionales relacionados con el ejercicio de la seguridad marítima, el resguardo del patrimonio natural y cultural y la gobernanza de las aguas jurisdiccionales del país.

5. Promover las condiciones para mejorar la calidad de vida de los pobladores de las zonas marinas y costeras, mediante la implementación en conjunto con las comunidades de modelos de desarrollo sostenible.

6. Establecer los compromisos de cooperación técnica y financiera, nacional e internacional, en los procesos de administración, estudio, extracción y conservación sostenible del recurso.

7. Implementar acciones para evaluar y mitigar los impactos del cambio climático, así como promover medidas de adaptación.

8. Integrar y fortalecer un sistema de ordenamiento espacial del uso de la columna de agua, fondo, suelo y subsuelo marino de la plataforma continental y la zona marítima terrestre que permita el uso racional de los recursos marinos de acuerdo a su potencialidad.

Para cada una de estas políticas se determinaron sus objetivos y acciones estratégicas que se deben realizar para lograr la implementación de la estrategia nacional para la gestión integral de los recursos marinos y costeros de Costa Rica (Comisión Interinstitucional de la Zona Económica Exclusiva de Costa Rica, 2008).

PLAN DE ACCIÓN

El análisis participativo generado en los talleres y sesiones de trabajo de la consulta nacional a la que fue sometida la estrategia, apoyó la identificación de conjuntos de problemas interrelacionados por líneas de causalidad que denominamos nudos críticos.

Cada nudo crítico identifica un área de trabajo que se considera prioritaria para ser atendida por el Estado. Se definió el grado de prioridad tomando en cuenta el interés manifestado por los actores sociales y la magnitud e impacto de la problemática que atiende.

Se identificaron tres nudos críticos los cuales son:

1. Administración del recurso marino y costero
2. Seguridad marítima
3. Ordenamiento espacial

Para cada uno de los nudos críticos se definió su objetivo, la situación actual y cuál es la situación deseada y se definieron las metas, las actividades que se deben realizar para alcanzarla,

los responsables de ejecutarlas y los indicadores de logro para las metas formuladas (Comisión Interinstitucional de la Zona Económica Exclusiva de Costa Rica, 2008).

Los objetivos planteados para cada uno de los nudos críticos se enfocaron hacia el desarrollo de una visión de país que posicione el tema marino costero en la agenda gubernamental, mejorar la vigilancia de nuestros mares y establecer las bases para contar con un ordenamiento espacial adecuado para la gestión sostenible del espacio, recursos, usos en el mar y la zona marítimo terrestre.

Respecto al nudo crítico sobre la administración del recurso marino costero se determinó la situación que tiene el país en estos momentos y se determinó lo siguiente:

- Que existen varias instituciones dedicadas a la administración de los recursos marinos y costeros pero que existe poca coordinación y traslapes en su radio de acción debido a que no existe un accionar que esté vinculado a un plan general.
- Hay ausencia de metas y una visión nacional para el manejo y gestión de los recursos marinos y costeros.
- No se ha establecido la rectoría que asuma el liderazgo en la conducción de la gestión de los recursos marinos y costeros y este tema ha sido invisibilizado en el sector institucional.
- No hay una planificación articulada entre iniciativas y agendas de instituciones estatales para atender otros aspectos que interactúan con los recursos marinos como la pesca, el turismo y la conservación.

A raíz de las debilidades detectadas se recomienda que es necesario posicionar el tema marino costero en la agenda nacional y desarrollar una visión de país con una amplia coordinación entre las instituciones, cuyo radio de acción tiene que ver con la zona marina y costera, y se debe aclarar cuáles son las competencias de cada una de ellas.

Después de tener identificada cual era la situación actual del país se establecieron una serie de acciones con sus metas, actividades, responsables e indicadores de logro, para lograr una buena administración de los recursos marinos y costeros (Comisión Interinstitucional de la Zona Económica Exclusiva de Costa Rica, 2008).

Respecto al nudo crítico sobre la seguridad marítima se detectó que era necesario mejorar la vigilancia de los mares costarricenses y se observó que:

- Hay carencia de un marco legal preventivo y sancionatorio para las actividades de tráfico marítimo.
- Hay presencia de pesca ilegal, narcotráfico, inmigración y contaminación.
- Existe ausencia de infraestructura básica para realizar acciones de mantenimiento, control, turismo y rescate.
- Son insuficientes los recursos económicos, técnicos y humanos para atender la diversidad de actividades y proteger una zona económica exclusiva extremadamente grande.

Se define que para alcanzar la situación ideal es necesario contar con una Ley de Navegación, un marco legal fortalecido y los recursos necesarios para garantizar la seguridad de las personas y en general, de todas las actividades que se llevan a cabo en el mar, lo cual nos permitirá salvaguardar la soberanía y el patrimonio natural y cultural de Costa Rica. Para lograr esto se identificaron una serie de acciones con sus metas que se deben implementar para lograr una

buena protección de la zona marino y costera (Comisión Interinstitucional de la Zona Económica Exclusiva de Costa Rica, 2008).

Se identificó la necesidad de contar con un ordenamiento espacial adecuado de la zona marino y costera del país que permita realizar un uso sostenible del espacio marino y sus recursos. En el trabajo realizado se observó entre otras cosas que:

- Falta un ordenamiento de las actividades que se realizan en el mar y de la normativa para desarrollar una clasificación y zonificación del mar.
- No existe una base de datos que contenga la información necesaria para generar un sistema de ordenamiento marino y con la tecnología necesaria para el monitoreo del mar.
- Hay un uso inadecuado de la zona marítima terrestre, violación de la normativa y falta de supervisión sobre su uso.
- Los planes reguladores costeros segmentados que responden principalmente a las necesidades e intereses de los inversionistas y no a la realidad biofísica y social del área.
- Los estudios de impacto ambiental que se realizan no son integrales y no incorporan un valor de impacto acumulativo en una región.

Al formular la estrategia se evidencio que es necesario contar con el conocimiento, metodología y normativa que nos permita desarrollar una clasificación y zonificación del mar, lo cual nos permitiría desarrollar actividades de forma ordenada y acorde con la potencialidad de cada zona y el desarrollo sostenible. Es necesario contar con un sistema espacial centralizado de información marina en una base de datos que se debe actualizar constantemente y de acceso público. Además, se debe lograr la integración de los planes reguladores, evaluaciones ambientales, planes de manejo de áreas protegidas y otros instrumentos de planificación (Comisión Interinstitucional de la Zona Económica Exclusiva de Costa Rica, 2008). Para poder lograr lo expresado anteriormente se identificaron una serie de acciones con sus metas, actividades, responsables e indicadores de logro que nos permitirían lograr un ordenamiento espacial de la zona marino y costera.

ACCIONES TOMADAS EN CUENTA POR EL GOBIERNO DE COSTA RICA DESPUÉS DE LA IMPLEMENTACIÓN DE LA ESTRATEGIA NACIONAL PARA LA GESTIÓN INTEGRAL DE LOS RECURSOS MARINOS Y COSTEROS DE COSTA RICA.

En los últimos cinco años el Gobierno de la República toma la decisión de prestarle mayor atención a la situación que presentan los recursos marinos y costeros del país, y decide crear los mecanismos que permitan implementar políticas, con el fin de fortalecer la gestión integrada de la zona costera que conlleve a un uso sostenible de estos recursos.

Por este motivo, se incorpora el tema marino en el Plan Nacional de Desarrollo Jorge Manuel Obregón, donde se resalta la necesidad de mantener y recuperar los recursos marinos y costeros del país. Además, se incluye el tema marino como un eje de trabajo en la iniciativa presidencial “Paz con la Naturaleza”.

La Presidenta de la República, por decreto ejecutivo, crea la Comisión Nacional del Mar (CONAMAR), cuyas funciones serán el velar por el desarrollo de los mares y el aprovechamiento

sostenible de los recursos marítimos. La creación de esta Comisión es uno de los resultados que se derivan de las recomendaciones del informe que presentó la Comisión Presidencial de Gobernanza Marina a la Presidenta de la República (Fig. 2).

Esta Comisión está integrada por el primer Vicepresidente de la República, quién la preside y los Ministros de Agricultura y Ganadería (MAG), Seguridad Pública, Obras Públicas y Transporte (MOPT), y Ambiente, Energía y Telecomunicaciones (MINAET). Esta Comisión se considera la autoridad máxima de articulación y gestión integrada de la institucionalidad marina costarricense.



Fig. 2. Momento en que la Presidenta de Costa Rica, Señora Laura Chinchilla firmó el decreto para la creación de la Comisión Marina Nacional.

Entre las tareas por las que debe velar esta comisión se encuentran el buen aprovechamiento de los recursos sostenibles que se encuentran en el mar, la conservación de los recursos marítimos, poner en orden la navegación, el uso de los puertos y el transporte marítimo.

La comisión debe además brindar protección marítima al personal de la marina mercante, verificar la vigencia de la información y la titulación de las embarcaciones en el mar, prevenir la contaminación del medio acuático proveniente de la operación de buques. Debe así mismo impulsar proyectos de ley que regulen la pesca y la libre navegación de los mares costarricenses.

Se presentó a la Asamblea legislativa el Proyecto de Ley para la “Creación de la Rectoría de Aguas y Mares, y del Viceministerio de Aguas y Mares, dentro del Ministerio de Ambiente, Energía y Telecomunicaciones”. Este cambio haría que el Ministerio de Ambiente y Energía pase a llamarse Ministerio de Ambiente, Energía, Aguas y Mares (MINAEM).

Por el momento se crea en el Ministerio de Ambiente y energía el Viceministerio de aguas y mares, el cual se enfocará al tema marítimo y costero, como punto de partida para una historia ambiental y de desarrollo distinta en nuestro país. El Viceministerio de Aguas y Mares dentro de la actual estructura, está dirigido a organizar y potenciar la adecuada respuesta del gobierno frente a los problemas y conflictos que se dan en la zona marino y costera, y liderará la protección y la gestión sostenible de los recursos marino-costeros del país.

Con la creación de este Viceministerio se pretende iniciar una era en la que Costa Rica volverá sus ojos hacia el mar, hacia sus costas y hacia los valiosos humedales que posee, con una visión ambiental, que conlleve a la conservación y protección de sus recursos marinos y costeros. Para lograr esto se requiere de un marco normativo legal que se ocupe de definir los elementos básicos de la Rectoría de Agua y Mares.

Se plantea la necesidad de crear una agenda gubernamental donde se le preste mayor atención al uso sostenible de los recursos, a través de la creación de nuevas áreas protegidas y áreas marinas de uso múltiple, sin embargo esto no se puede realizar si no existe una articulación de competencias y coordinación con los actores de las comunidades costeras (Fig.3).

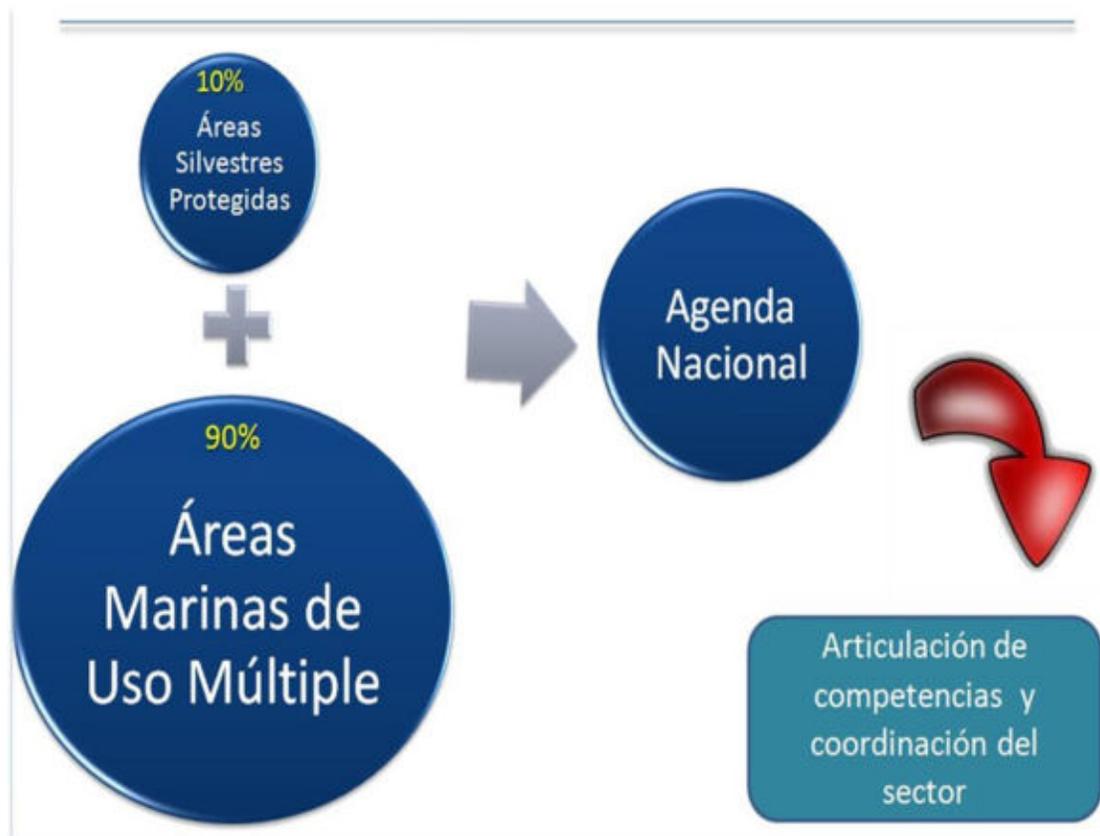


Fig. 3. Esquema que refleja la dirección de la agenda nacional sobre la conservación y uso de los recursos marinos y costeros.

La Comisión Nacional del Mar, se propone como objetivo principal formular la política nacional del mar, la cual se llevó a cabo con la participación de representantes de los diferentes actores relacionados con la zona marina y costera (Fig. 4). El objetivo de la Política Nacional del Mar plantea que el Estado costarricense gestione de manera integral, sostenible, equitativa y participativa, los espacios marinos y costeros, sus bienes y servicios, con los recursos económicos y humanos necesarios, para el bienestar de sus ecosistemas y de sus habitantes.

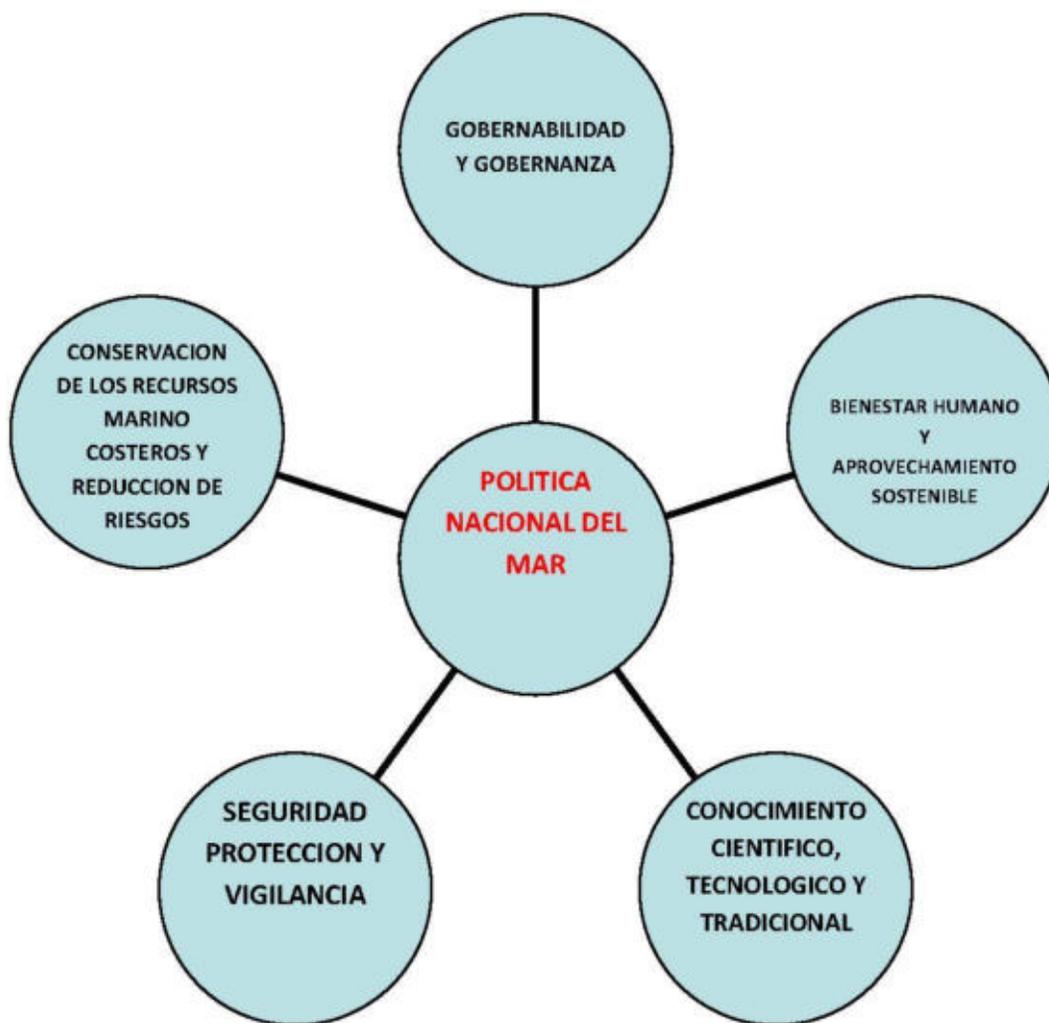


Fig. 4. Política Nacional del Mar de Costa Rica y sus principales componentes. Tomado de la Política Nacional del Mar, San José, Costa Rica (2013).

El INCOPECA impulsa, dentro de sus políticas, la necesidad de proteger los recursos marinos y costeros de Costa Rica y para esto se involucra a las comunidades costeras en este proceso que conlleva a la necesidad de hacer un uso sostenible de nuestros recursos pesqueros. Debido a esto, se crean nuevas áreas marinas protegidas denominadas Áreas Marinas de Pesca Responsable (Salas, *et al.*, 2012). Actualmente están constituidas seis Áreas Marinas de Pesca responsable: Palito-Montero, Isla Caballo, San Juanillo, Níspero y Tárcoles, en el Golfo de Nicoya y en el Golfo Dulce, todas en el litoral pacífico de Costa Rica, estas abarcan un área total superior a los 940 kilómetros cuadrados. En proceso de formación están Costa de Pájaros, Paquera e Isla Venado también en el Golfo de Nicoya.

Es necesario impulsar una política sobre el ordenamiento espacial marino, para lo cual existen varias definiciones sobre este concepto, sin embargo la que ha sido divulgada por la Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura (UNESCO), es la siguiente:

“Un proceso público para analizar y asignar una distribución espacial y temporal de las actividades humanas en áreas marinas, con el fin de alcanzar objetivos ecológicos, económicos y sociales que han sido especificados por medio de un proceso político.”

Estamos conscientes de que se requiere de un enfoque integral para abordar las actividades que se realizan en el mar, tales como la pesca, la explotación minera, la contaminación, el desarrollo no-planificado de infraestructura y la navegación. Es necesario, desarrollar un proceso público que permita analizar y asignar una distribución espacial y temporal de las actividades humanas en áreas marinas, con el fin de alcanzar objetivos ecológicos, económicos y sociales que han sido especificados por medio de un proceso político. Es decir, Se requiere de un enfoque integral para abordar las actividades que se realizan en el mar, tales como la pesca, la explotación minera, la contaminación, el desarrollo no-planificado de infraestructura y la navegación.

Debido a la necesidad de implementar un programa de ordenamiento espacial marino en Costa Rica, la organización no gubernamental MARVIVA promueve la necesidad de realizar este ordenamiento, lo cual permitirá un uso adecuado de los recursos marinos y costeros del país.

Tras más de ocho años de incansable investigación y trabajo de campo, se ha identificado la necesidad de ordenar las actividades humanas en el mar.

Este proceso de Ordenamiento Espacial Marino tiene las siguientes características:

- Político es decir, fundamentado en un mandato del Gobierno.
- Público, ya que se construye, mantiene y evalúa de manera participativa.
- Interdisciplinario, requiere la colaboración y el trabajo en un equipo.
- Integrado, incluye las interrelaciones entre las actividades de la zona, las competencias administrativas y las normas existentes.
- Decisivo, que implica tomar decisiones sobre ubicación espacial y temporal de actividades humanas en toda la columna de agua.
- Localizado, porque el espacio geográfico está delimitado y es lo suficientemente extenso para incorporar procesos relevantes de los ecosistemas.
- Adaptativo y dinámico, se debe someter a evaluaciones constantes para mejorarlo.

Para lograr, esto se elaboró, por parte de las ONGs involucradas, una guía de conceptos y pasos metodológicos que permitan establecer el plan de ordenamiento espacial marino (OEM), el cual busca respuesta a las siguientes preguntas:

¿Cómo se encuentra el área de análisis ahora?

¿Cómo visualizamos el área de análisis en el futuro?

¿Cómo alcanzamos el escenario futuro deseado?
¿Cómo aseguramos que la propuesta es alcanzada?

Hace unos meses atrás se prohibió la pesca de arrastre en Costa Rica y se presentó a la Asamblea Legislativa, un proyecto titulado "Prohibiciones sobre artes de pesca ilegales y otras reformas a la Ley de Pesca y Acuicultura" la cual es una iniciativa de pescadores artesanales, la Fundación Marviva y de una diputada del Partido Acción Ciudadana. Las artes de pesca ilegales son aquellos instrumentos, aparejos o redes para la pesca que no cumplen con las características técnicas y las medidas permitidas, como por ejemplo, mallas con orificios menores a tres pulgadas, que atrapan a peces jóvenes, o las redes de arrastre del camarón, que destruyen el lecho marino. El objetivo de esta iniciativa es hacer adiciones, modificaciones y derogatorias a la Ley de Pesca y Acuicultura vigente para “eliminar la importación, comercialización, distribución, uso, tenencia, posesión, transporte y almacenamiento de artes de pesca ilegales”, así como “eliminar el uso de redes de arrastre para la captura del camarón, tanto por parte de embarcaciones semi-industriales como de artesanales, por considerarse un método de pesca altamente destructivo para los ecosistemas marinos...”.

Es conocido que la sobreexplotación de camarones en las aguas costarricenses han incidido en que las poblaciones de las especies comerciales hayan disminuido hasta en un 80% en los últimos años, y todo esto debido, principalmente, a la pesca de arrastre que se practica y la incidencia directa que tiene sobre otras especies. Un estudio realizado por el Fisheries Centre de la Universidad de British Columbia indicó que anualmente en Costa Rica se capturan unas 30.000 toneladas de peces accidentalmente, el doble de lo que el país reporta a la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO). Se estima que en Costa Rica, por cada kilogramo de camarón se sacrificaron 7,5 kilos de fauna de acompañamiento.

BIBLIOGRAFÍA

- Araya, H., A.R. Vázquez, B. Marín, J. A. Palacios, R. L. Soto, F. Mejía, Y. Shimazu & Hiramatsu K. (2007). Reporte del comité de evaluación de recursos pesqueros. En presentación de conclusiones y recomendaciones del proyecto Manejo Sostenible de la Pesquería para el Golfo de Nicoya, Costa Rica. San Jose, Costa Rica, 5-79.
- Bravo, Ch. & Windevoxhel N. (1997). Manual para la identificación y clasificación de humedales en Costa Rica. San José, Costa Rica, 38 pp.
- Cajiao, V. (2003). Régimen legal de los recursos marinos y costeros de Costa Rica. Fundación Ambio, San José, Costa Rica, 13 pp.
- Cajiao, V. (2005). Legislación marino-costera en Costa Rica: Recuento, limitaciones y fortalezas. Rev. Ambientales.
- Cajiao, M. V., M. Rodríguez & Lobo A.M. (2010). Manual de legislación marino costera y pesquera de Costa Rica. Fundación Marviva, San José, Costa Rica, 270pp.
- Calvo, E., H. Vega, Y. Shimazu y I. Hikaru (2007). Conclusiones y recomendaciones para la Comisión de la marea Roja sobre el monitoreo de toxinas en los moluscos bivalvos en el Golfo de Nicoya. En presentación de conclusiones y recomendaciones del proyecto Manejo Sostenible de la Pesquería para el Golfo de Nicoya, Costa Rica. San José, Costa Rica, 117-140

- Chaves J.A. (2012). Pesca responsable en Costa Rica: una lectura crítica. Normativa pesquera costarricense vrs Código de Conducta para la pesca responsable de la FAO. FECOP, San José, Costa Rica, 132 pp.
- Comisión Interinstitucional de la Zona Económica Exclusiva (2008). Estrategia Nacional para la gestión integral de los recursos marinos y costeros de Costa Rica. San José, Costa Rica, 74 pp.
- Cortes, J. ed. (2008). Investigaciones marinas en la isla del Coco, Costa Rica. Rev. Biol. Tropical 56(2), 216 pp
- Marviva (2013). Ordenamiento Espacial Marino: Una Guía de Conceptos y Pasos Metodológicos. San José, Costa Rica, 84 pp
- Nielsen, V. y M. A. Quesada, eds. (2006). Ambientes marino costeros de Costa Rica. Informe Técnico, San José, Costa Rica, 219 pp.
- Salas, E.; E. Ross Salazar & A. Arias, Eds. (2012). Diagnóstico de áreas marinas protegidas y áreas marinas para la pesca responsable en el Pacífico costarricense. Fundación MarViva. San José, Costa Rica. 174 pp.
- Sistema Nacional de Areas de Conservación (2008). Análisis de vacíos de conservación en Costa Rica. San José, Costa Rica, 51 pp.
- Sistema Nacional de Areas de Conservación (2009). Grúas II: Plan de implementación: Grúas ámbito marino. San José, Costa Rica, 54 pp.



BIOINDICADORES

RESPUESTAS DE LOS INVERTEBRADOS MARINOS AL CAMBIO CLIMÁTICO

José Luis Carballo Cenizo

Instituto de Ciencias del Mar y Limnología (Unidad Académica Mazatlán). Universidad Nacional Autónoma de México. Avenida Joel Montes Camarena s/n, apartado Postal 811, Mazatlán 82040, Sinaloa, México.
Email: jlcarballo@ola.icmyl.unam.mx.

INTRODUCCIÓN

El cambio climático es un fenómeno complejo en el que intervienen muchos factores (además de los producidos por el hombre). Entre estos factores están los que se denominan externos que actúan de forma sistemática y paulatina sobre el clima, produciendo modificaciones leves, imperceptibles y naturales. Los más importantes son la radiación solar (cantidad de energía que recibimos del Sol en la atmósfera), la variación orbital (la trayectoria que realiza la Tierra alrededor del Sol), y los fenómenos inusuales como el impacto de meteoritos. También están los que se denominan internos que son considerados caóticos y no sistemáticos porque pueden producir cambios inesperados en el clima en un corto tiempo. Entre ellos está la deriva continental, la composición de la atmósfera, las corrientes oceánicas, el campo magnético terrestre y los derivados de la acción del hombre. El cambio climático global en la Tierra depende de qué influencias dominan, si dominan las externas, el cambio climático será natural y paulatino, pero si priman las internas, aceleradas por la actividad humana, el cambio climático global será caótico, impredecible por los modelos científicos y más acelerado que el natural (IPCC, 2001).

Dicho esto, el cambio climático se define como un cambio significativo, estable y duradero en los patrones locales o globales del clima, cuyas causas pueden ser naturales (como las comentadas en el párrafo anterior), o por las actividades humanas, como por ejemplo, a través de la emisión de CO₂ y otros gases que atrapan calor (IPCC, 2007).

En las últimas décadas, la comunidad científica ha dedicado un enorme esfuerzo en tratar de explicar las posibles razones de este cambio, así como en tratar de predecir las tendencias futuras del mismo. Los escenarios futuros de cambio climático son las proyecciones de la evolución del clima para diferentes supuestos de emisión de gases de efecto invernadero, y están basados en modelos de simulación que llevan asociadas una serie de incertidumbres que se deben tener en cuenta para su correcta interpretación. Aunque las predicciones pueden variar en diferentes regiones del planeta, es un hecho que el cambio climático está modificando la vida a escala global, y dadas sus enormes implicaciones para el desarrollo sostenible del planeta, el cambio climático es uno de los mayores problemas de nuestro tiempo.

Por consiguiente, el cambio climático representa un enorme riesgo tanto para la biodiversidad como para los ecosistemas, y los escenarios futuros exceden la habilidad de muchas especies de adaptarse, lo que puede resultar en la reducción de las poblaciones, en la extinción de un número significativo de especies y en la consiguiente disminución en la diversidad. La pérdida de especies puede también alterar la producción de bienes y ser una amenaza para todas aquellas

poblaciones humanas que necesitan de la naturaleza para sobrevivir (Walther *et al.*, 2002; Root *et al.*, 2003).

Este capítulo se enfocará en algunos grupos de invertebrados que son importantes por el número de especies y de funciones que presentan en los ecosistemas marinos, como son las esponjas, los antozoos (fundamentalmente gorgonáceos), los moluscos, los equinodermos, los tunicados, y los briozoos. Estos invertebrados son potencialmente vulnerables a los cambios ambientales por su condición de sésil (esponjas, gorgonáceos, tunicados, briozoos y moluscos) o porque son especies de movimientos lentos (equinodermos y moluscos), y de esta forma su capacidad de escape frente a la adversidad ambiental es nula o está reducida.

¿QUÉ NECESITA UN INDICADOR PARA SER BUENO?

Los bioindicadores son organismos que mediante diferentes tipos de respuestas nos informan de las condiciones ambientales del medio donde viven (Messer *et al.*, 1991). Esta respuesta puede ser medida a nivel molecular, bioquímico, fisiológico, o a niveles de organización mayores como a nivel de individuo, de población, de comunidad o de ecosistema, y se puede usar para monitorear cambios físicos y químicos del medio, monitorear procesos ecológicos, o monitorear la biodiversidad (McCarty y Munkittrick, 1996; Carballo *et al.*, 1996; Naranjo *et al.*, 1996; Carballo y Naranjo 2002).

Sin embargo, la elección de un indicador depende en cada caso de la situación específica, porque ninguna especie por sí sola puede indicar cada tipo de perturbación en cada ambiente.

Por consiguiente, los investigadores han establecido una serie de criterios que debería cumplir una especie para que se pueda considerar como indicador, entre los cuales está que sea conocida, que sea abundante, y que su estatus taxonómico este completamente resuelto (Tabla 1) (Noss, 1990).

De forma particular, el uso de los invertebrados bentónicos para valorar los impactos producidos por el cambio climático conlleva algunos retos. En primer lugar los invertebrados incluyen una extraordinaria diversidad de organismos que representan especies pequeñas, infaunales, perforadoras, e incluso efímeras, que son muy difíciles de muestrear, y en muchos casos incluso de identificar. Asimismo, exhiben una tremenda variedad de estilos de vida, y de formas, que incluyen animales solitarios, coloniales, modulares, clonales, y muchas especies pasan por una o más fases larvarias pelágicas antes de llegar a la fase de adulto, y además, es frecuente que cada una de estas fases larvarias manifieste diferente sensibilidad al cambio climático.

Por otra parte, los invertebrados bentónicos emplean una gran diversidad de estrategias reproductivas, que incluyen desarrollos plantotróficos (larvas que se alimentan del medio que las rodea), lecitotróficos (larvas que se alimentan de sus reservas de vitelo), desarrollo directo (nacido como juvenil), así como diferentes modos de reproducción asexual. Algunos invertebrados como las esponjas albergan simbiosis autotróficas (McMurray *et al.*, 2011) que son muy sensibles al estrés térmico el cual induce la expulsión de zooxantelas de forma parecida a lo que ocurre con los corales hermatípicos (Hoegh-Guldberg *et al.*, 2007).

Sin embargo, con un entrenamiento adecuado, es posible la identificación de especies clave que pudieran usarse para monitorear alguno/nos de los efectos que está provocando el cambio climático en el medio marino (ver siguiente apartado).

Tabla 1. Independientemente de su región geográfica, tipo de perturbación, ambiente u organismo, un buen indicador debe compartir muchas de las siguientes características

Respuesta muy clara	Debe ser un organismo sensible al estrés, y no acumular los contaminantes en relación al ambiente Debe reflejar la respuesta de la población/comunidad/ecosistema Deben responder en relación al grado de alteración del ecosistema
Abundante y común	Deben tener una densidad alta, ya que las especies raras no son aconsejables Deben ser comunes y ampliamente distribuidos Deben ser estables en relación a cambios moderados en su medio
Bien conocida	Su ciclo de vida y su ecología bien conocidas Taxonomía resuelta Fácil y baratos de muestrear
Económicamente importante	Especies con interés comercial Especies con interés público

¿SOBRE QUÉ NOS PUEDEN INDICAR LOS INVERTEBRADOS?

En este trabajo nos centramos en la respuesta biótica de los invertebrados frente a los factores asociados con el cambio climático.

Los factores más importantes se resumen en la figura 1, de los cuales los más significativos según las predicciones está el incremento de la temperatura global de 1.8 a 4 °C, la disminución del pH del agua del mar de 0.14 a 0.35 unidades, y el aumento del nivel del mar entre 0.18 y 0.79 m para el año 2100 (IPCC 2001, 2007).

La importancia de los bioindicadores cobra más relevancia si tenemos en cuenta que -salvo algunas excepciones, no existen registros continuos de parámetros físicos y químicos del mar anteriores a 1950. Además, la mayoría de estos son atmosféricos, y las medidas de temperatura que pudieran existir no son de todo comparables con las actuales debido a los cambios instrumentales y técnicos que ha habido en la forma de medir esta variable. Por eso, de manera instrumental, no tenemos información de fenómenos anteriores a esa fecha de eventos como por ejemplo El Niño/La Niña, y mucho menos, información para caracterizar adecuadamente la

variabilidad natural del clima. Por consiguiente, para poder extender los registros climáticos a épocas pre-antropogénicas necesitamos los bioindicadores paleoclimáticos (= proxies en inglés).

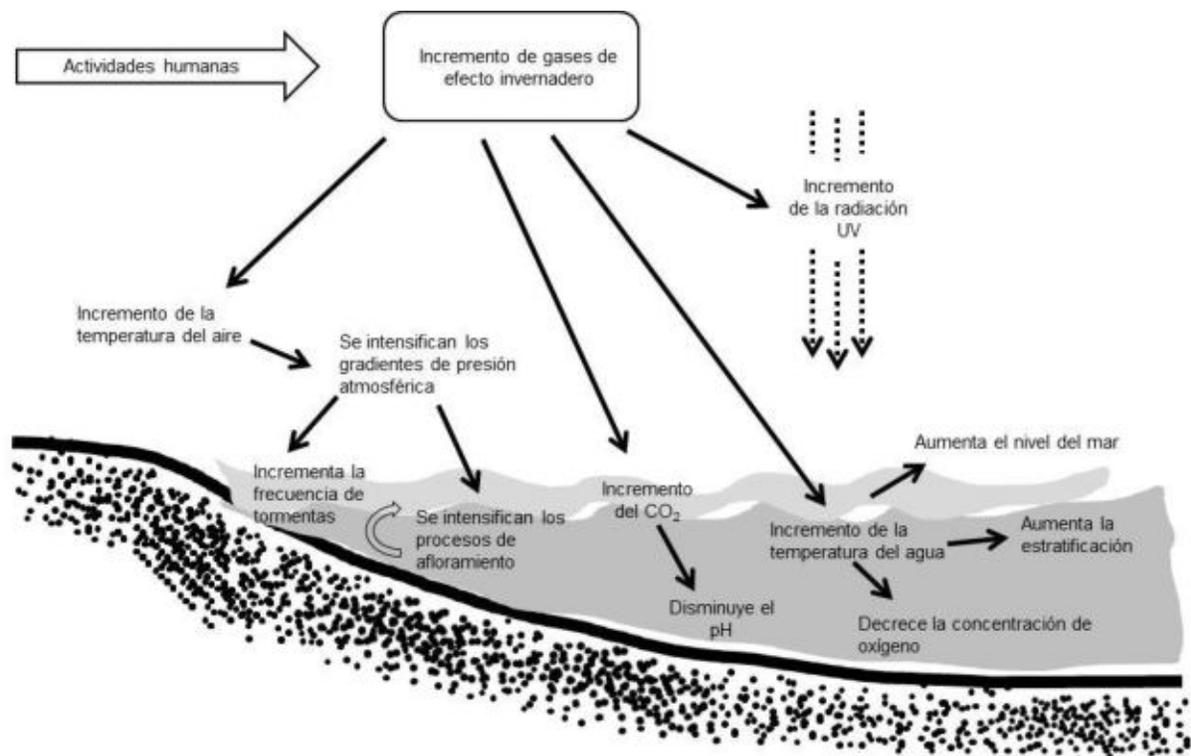


Figura 1. Variables asociadas al cambio climático que actúan directamente sobre los invertebrados bentónicos. Modificada de (Przeslaws *et al.*, 2008).

RECONSTRUCCIONES PAELOCLIMÁTICAS DE ÉPOCAS CONCRETAS A PARTIR DEL REGISTRO FÓSIL

Mientras que el comportamiento de los individuos y de las especies actuales nos puede dar información de lo que está ocurriendo en ese momento en el medio marino, la forma de saber cómo ha cambiado el clima en escala de cientos/miles de años es mediante el estudio del registro fósil. Para eso tenemos varias opciones. La primera y más evidente, es la de reconstruir el clima del pasado comparando el ambiente donde viven las especies actuales con sus homólogas en estado fósil. Este tipo de estudios es frecuente tanto con invertebrados de agua dulce como marinos. Por ejemplo, en Argentina se pudo describir el paleoambiente donde vivían ciertas comunidades de moluscos fósiles del Cuaternario después de analizar los factores físico y químicos donde viven esas mismas especies actualmente (o similares) (De Francesco y Hassan, 2009).

La batimetría es probablemente uno de los factores más importantes que controlan los agregados faunales que cambian significativamente con la profundidad, ya que la gran mayoría de las variables ambientales de alguna manera varían en relación con la profundidad. En Carolina del Norte, un estudio determinó que la comparación actual de invertebrados a lo largo de un gradiente batimétrico con los encontrados en yacimientos fósiles puede ser usada para conocer cuánto ha variado el nivel del mar. (Tyler y Kowalewski, 2013).

Otro grupo también interesante en este sentido, son los corales madreporicos como *Astroides calycularis*, coral que forma colonias de unos 10 cm de altura y unos 25 a 30 cm de diámetro que es un buen indicador de las oscilaciones climáticas durante el Cuaternario en el Mediterráneo. Su presencia en yacimientos fósiles indica ligeras subidas en la temperatura del agua durante ciertos periodos del Pleistoceno (Zibrowius, 1995).

El estudio de los equinodermos por si mismos ofrece muchas posibilidades por la gran cantidad de restos que dejan, y por la facilidad para reconocerlos. Los equinodermos alcanzaron gran importancia en el pasado siendo uno de los principales grupos en los sedimentos carbonatados del Oligoceno-Mioceno, tanto como macrofósiles, como formando parte de las partículas sedimentarias. Su esqueleto está formado por carbonato cálcico, Mg, y algo de Sr, y la proporción de esos metales en su esqueleto es un buen paleoindicador de la temperatura de la época en la que vivieron (Kroh y Nebelsick, 2010). La proporción Mg/Ca y Sr/Ca, junto con la proporción de los isótopos estables del carbono y del oxígeno son indicadores de la composición del agua marina, y se han usado para recomponer las características químicas del agua en el Fanerozoico. Los equinodermos además proporcionan una imagen ecológica de los ambientes carbonatados del Oligo-Mioceno, ya que las especies, y sus hábitos (comparándola con los actuales) nos dan información muy precisa del tipo de sustrato, de la disponibilidad de nutrientes y del régimen hidrodinámico en el que vivieron (Kroh y Nebelsick, 2010).

Otros invertebrados que nos proporcionan información de los cambios de temperatura en el pasado son los briozoos (animales musgo). Son animales sésiles coloniales, formados por zooides que están recubiertos de carbonato cálcico cuya estructura fosiliza y se reconocen fácilmente incluso a nivel de especie. La mayoría de los estudios se han enfocados en los esqueletos carbonatados de corales y bivalvos. Sin embargo, estos grupos informan de una edad relativamente reciente, y en el caso de los corales, la información que nos provee se centra en su mayoría en ambientes tropicales. Los briozoos por el contrario, nos provee de una visión más amplia en el tiempo, ya que surgieron hace 400Ma, además de que nos informan de una distribución geográfica más amplia, ya que los briozoos se extienden desde los polos hasta el trópico.

El tamaño de estos zooides nos da información de la temperatura que había en el mar cuando se formaron, ya que se ha encontrado una relación inversa entre el tamaño del zooide y la temperatura; cuanto mayor es el zooide más fría era la temperatura del agua en el momento de su formación (Clark *et al.*, 2010). El estudio de briozoos fósiles de diferentes lugares permitió conocer la temperatura del agua a diferentes latitudes en el Pleistoceno (2.5 M años). Este exoesqueleto también se pudo usar para análisis isotópicos del oxígeno (^{18}O , y ^{16}O ; el isótopo ^{18}O es más común en condiciones frías) (Knowles *et al.*, 2009).

RECONSTRUCCIONES PALEOCLIMÁTICAS CONTINUAS A PARTIR DEL ESTUDIO DE ESPECIES MUY LONGEVAS

También podemos hacer reconstrucciones paleoclimáticas a partir del estudio de especies muy longevas que tienen la capacidad de integrar durante su crecimiento las características físicas y

químicas del ambiente donde vivían; son los denominados indicadores paleoclimáticos. Estos indicadores nos informan de los cambios ocurridos en periodos de tiempo y áreas específicas del pasado, lo cual es esencial para poder predecir los cambios que podrían ocurrir en los océanos en el futuro.

Los corales, son probablemente el grupo animal que más se ha usado para hacer reconstrucciones paleoclimáticas. Presentan características muy interesante ya que son muy longevos (normalmente viven más de 100 años, y en algunos casos excepcionales más de 200 años), presentan bandas de crecimiento que incorporan en su esqueleto de carbonato de calcio información sobre la química del agua así como de la temperatura y de la salinidad. Estas bandas se pueden fechar mediante la técnica de ^{14}C y datación por Uranio, lo cual hace que el esqueleto de los corales sean archivos excepcionales para reconstruir el clima con una resolución de meses desde el presente hasta el Cuaternario. En su esqueleto además del registro paleoclimático como la concentración de CO_2 en el océano y la temperatura, han quedado grabadas explosiones nucleares y erupciones volcánicas (Fairbanks *et al.*, 1997).

Sin embargo, entre los grupos de invertebrados mencionados, las esponjas son unos de los que tienen mayor potencial como paleoindicadores. Hay una especie de hexactinélida denominada *Monorhaphis chuni* que se caracteriza por formar una única espícula de sílice que puede alcanzar hasta 3 m de longitud y 1 cm de diámetro. Esta esponja es probablemente el animal más longevo en nuestro planeta ya que su edad se ha datado en 11000 años. La concentración de ciertos químicos del agua que rodeó a la esponja, así como su tasa de crecimiento se registra en el sílice de esta espícula, y se puede usar para deducir las condiciones ambientales del pasado en una escala de años, décadas y siglos (Jochum *et al.*, 2012). Otro tipo de esponja muy particular son las esclerosponjas, consideradas fósiles vivientes emparentadas con los estromatoporidos y esfinctozoos, que fueron constructores de arrecifes en el paleozoico. Estas esponjas tienen espículas silíceas, pero además tienen la particularidad de que secretan una base calcárea, crecen extremadamente lentas, pueden vivir miles de años, y su edad se puede determinar exactamente usando la técnica de datación del ^{32}Si . Al igual que con el caso anterior, incorporan en su esqueleto información del medio donde vivía durante su crecimiento lo cual nos permite reconstruir el clima del pasado. Este tipo de esponjas, a diferencia de la anterior que viven a grandes profundidades, son relativamente fáciles de encontrar en cuevas tropicales (Ellwood y Kelly, 2003).

Los cambios en la biomineralización de la concha de moluscos nos indican que ocurrieron cambios abruptos en el clima asociados a fenómenos como El Niño. Estudios recientes relacionan el incremento de temperatura provocado por el fenómeno El Niño con modificación en la biomineralización del carbonato en exoesqueletos de bivalvos. En Perú se analizaron conchas del bivalvo *Trachycardium procerum* que mostraban alteraciones muy significativas en la estructura química de los minerales de la concha durante El Niño 1982–83. Durante el evento las conchas desarrollaron un engrosamiento claramente visible a simple vista. Antes de ese engrosamiento la concha se caracteriza por presentar tres 3 capas de aragonito enriquecidas por componentes orgánicos. En la zona del engrosamiento, desaparece la capa media, y se engrosan las lamelas, y los cristales de aragonito se reconocen más fácilmente porque desaparece los componentes orgánicos que revisten las lamelas. También se modifican los mecanismos de biomineralización durante la formación de la concha, incrementando el contenido de Mg para estabilizar el carbonato cálcico amorfo, que es la forma más inestable del carbonato. El incremento de la proporción Mg/Ca o Sr/Ca no parece relacionado con el incremento en la temperatura del agua. Sin embargo,

la proporción Ba/Ca aparece como respuesta al incremento de productividad que siguió al evento (Pérez-Huerta *et al.*, 2013).

LOS INVERTEBRADOS COMO INDICADORES ACTUALES DEL CAMBIO CLIMÁTICO

Los macroinvertebrados marinos actuales son organismos ideales para monitorear los cambios ambientales en el medio, ya que mientras los paleoindicadores nos indican los cambios ocurridos en el pasado, las especies actuales nos informan sobre que está ocurriendo en el medio marino en estos momentos. Se ha documentado diferentes respuestas de los invertebrados frente a factores asociados con el cambio climático (Sommer, 2012). Estas fundamentalmente provocan efectos subletales como cambios en la distribución, abundancia y dinámica de las especies, y letales, ya que algunas mortalidades masivas de esponjas, gorgóneas, y corales se han relacionado con el cambio climático (ver apartado siguiente).

Efectos subletales

Cambios poblacionales en la distribución latitudinal de las especies. Probablemente uno de los efectos del cambio climático más frecuentemente reportados sean los relacionados con la distribución latitudinal de las especies (Root *et al.*, 2003; Walther *et al.*, 2002). La probabilidad de que una especie expanda su área de distribución como respuesta al cambio climático dependerá de varios factores. El primero de todos es su capacidad de movimiento, ya que los organismos sésiles, con predominio de la reproducción asexual, o con desarrollo directo, tendrán pocas posibilidades de migrar. En segundo lugar, la capacidad de migrar de esas especies también dependerá de la disponibilidad de un hábitat adecuado. Las especies asociadas a hábitats muy específicos, como por ejemplo las que viven asociadas a corales, tendrán muchas limitaciones para expandir su distribución hacia áreas donde no haya corales.

Las especies en las que más frecuentemente se han detectado incrementos latitudinales en su distribución son los moluscos. Un estudio realizado en las costas rocosas intermareales de California (USA) en 1931, y repetido posteriormente en 1994, detectó un cambio significativo en la distribución de moluscos intermareales, ya que algunas especies con distribución sureña, aumentaron su área de distribución hacia el norte. De igual forma la abundancia de las especies norteñas disminuyó, y las especies cosmopolitas no mostraron ninguna tendencia. Estos cambios fueron consistentes con el aumento de la temperatura registrado a lo largo de esas décadas, ya que la temperatura promedio mensual del mar en el sitio de estudio incrementó 0.75°C durante esos 60 años (Barry *et al.*, 1995), y la media de las máximas de los veranos desde 1983 a 1993 fueron 2.2°C más cálidas que las del periodo 1921 a 1931. La misma situación ha sido documentada en Europa, concretamente en Inglaterra, donde existen censos de muchas especies intermareales desde antes de 1950. La repetición de los censos en los años 2001 y 2003 mostraron que algunas especies de moluscos con una distribución sureña, como *Osilinus lineatus* y *Gibbula umbilicalis* habían aumentado su área distribución hacia el norte. Esos cambios han sido sincrónicos en toda la isla, indicando que el responsable es el clima, y se sugiere que son especies adecuadas para monitorear y predecir cambios futuros en la diversidad relacionados con el cambio climático (Mieszkowska *et al.*, 2006).

Incremento en el número de enfermedades. Es un hecho que las enfermedades se han incrementado en las últimas décadas en los invertebrados marinos, y un estudio reciente sugiere que este aumento es real, y no se debe a un mayor esfuerzo científico en el tema. Estas enfermedades han aumentado sobre todo en grupos como los cnidarios (corales y gorgonias), los equinodermos, los moluscos y las esponjas (Ward y Lafferty, 2004), y estas epizootias han afectado a grandes poblaciones prácticamente en todos los mares y océanos del mundo. Este aumento en las epizootias marinas pudiera interpretarse como un indicador de aviso temprano ya que las evidencias indican en algunos casos que el incremento inusual de la temperatura del agua es el detonante que inicia estas enfermedades, ya que aumenta la virulencia de los patógenos, facilita la invasión de nuevos patógenos, y reduce la resistencia de los huéspedes (Harvell *et al.*, 2004). A este respecto, también es un hecho muy conocido que el incremento en la temperatura del agua asociado a eventos como El Niño provoca un fenómeno denominado blanqueamiento de los corales que aumenta su susceptibilidad a las enfermedades (Harvell *et al.*, 2004). Al igual que los corales hermatípicos, algunas esponjas albergan simbiosis fotosintéticas y sufren procesos de blanqueamiento, aunque no está tan relacionado con la temperatura como en el caso de los corales (McMurray *et al.*, 2011).

Establecimiento y la dispersión de especies invasoras. El cambio climático también facilita el establecimiento y la dispersión de especies invasoras -principalmente de ascidias y briozoos- que suelen estar mejor adaptadas a los cambios extremos que las especies nativas (Byers y Pringle, 2006; Hellman *et al.*, 2008).

Sustitución de especies. La sustitución de especies se hace más rápida con el incremento de la temperatura, de tal manera que el recambio de especies es realizado, y la persistencia reducida en condiciones de sobrecalentamiento, lo cual tiene consecuencias importantes para la comunidad y para el ecosistema (Burgmer *et al.*, 2007; Hillebrand *et al.*, 2010, 2012). El cambio climático, -en parte por su capacidad para facilitar las invasiones-, también parece alterar el reclutamiento, la sucesión ecológica y por ende la estructura de la comunidad. Aunque este aspecto es difícil de demostrar y ha recibido muy poca atención, se ha visto que el incremento inusual de la temperatura del agua facilita la colonización temprana de especies invasoras, que con el tiempo pudiera alterar la comunidad autóctona. Uno de los pocos estudios realizados hasta la fecha muestra un cambio en la sucesión y en la dominancia de la comunidad a lo largo de 23 años que se relaciona con el cambio climático. Al inicio del estudio (1979–1981) la comunidad estaba dominada por especies perennes (mejillones y balanos), por el contrario, la de 2003–2005 estuvo dominada por tunicados nativos, e invasores. Al parecer, el incremento de la temperatura facilitó la dominancia de los invasores (Dijkstra *et al.*, 2011). El incremento de la temperatura, sobre todo en conjunción con otros factores, podría promover un cambio en la dominancia de las especies en arrecifes de coral, incrementando la presencia de esponjas perforadoras a la que vez que decrece la cobertura de coral (Carballo *et al.*, 2013)

Disminución del crecimiento. Muchos de estos grupos de invertebrados construyen su esqueleto (moluscos, equinodermos, briozoos), o tienen estructuras esqueléticas internas (espículas de las esponjas calcáreas, y de la familia Didemnidae de tunicados) formadas de carbonato de calcio. Por consiguiente, la disminución de pH pronosticada para el año 2100 podría afectar su capacidad

para calcificar, y por ende de crecer. De hecho, en algunos grupos, como los corales y los moluscos se ha reportado una reducción en la tasa de crecimiento bajo condiciones elevadas de CO₂. Sin embargo, en experimentos donde se trasplantaron corales, moluscos y briozoos ramificados a lo largo de un gradiente de saturación de CO₂ que se establece de forma natural por la presencia de ventilas submarinas, se llegó a la conclusión que las especies que tienen tejidos o capas orgánicas externas que recubren el esqueleto del agua corrosiva aunque sea expuestas a las concentraciones de CO₂ pronosticadas para los próximos 300 años pueden calcificar, y crecer incluso más rápidamente que a las tasas normales (Metalpa *et al.*, 2011). En el caso del briozoo ramificado *Myriapora truncata*, la temperatura del agua ejerce una gran influencia en la calcificación, ya que esta cesa a pH normal, y la especie muere a pH ácido. Es decir, a temperatura moderada *M. truncata* es capaz de regular la tasa de calcificación y sobrevive en área con una pCO₂ más alta que la predicha por el IPCC, pero esta habilidad se pierde cuando el pH baja de 7.4, nivel mucho más bajo que el predicho por IPCC (Metalpa *et al.*, 2010).

Efectos sobre la calcificación. Hay una gran preocupación relacionada con el incremento de la acidificación en los organismos calcificadores, sin embargo, se conoce muy poco de la variación natural de estos esqueletos carbonatos. El contenido inorgánico total del esqueleto, morfología y composición de la concha de bivalvos, gasterópodos, brachiopodos y erizos se estudió a lo largo de un gradiente latitudinal y se demostró que decrece con la latitud, coincidiendo con la disminución en la temperatura del agua. La variación en el grosor de la concha no parece tan claro como la variable anterior, lo cual sugiere que hay otros factores ecológicos que interactúan con la latitud. Este estudio es interesante porque de alguna manera simula los efectos de un futuro incremento en la concentración del CO₂ en los mares sobre los esqueletos carbonatados (Watson *et al.*, 2012).

Efectos letales. Mortalidades masivas

En la última década se han registrado mortalidades masivas de invertebrados como esponjas, y gorgonias. Una de las más importantes ocurrió en 1999, y afectó del 60 al 100% de las poblaciones en todo el Mediterráneo. Esta gran mortalidad coincidió con un repentino incremento de la temperatura del mar que se notó hasta más allá de los 50 m de profundidad. Los análisis de laboratorio mostraron que las colonias estresadas por las altas temperaturas sufrieron infecciones severas por patógenos oportunistas por protozoos y hongos (Cerrano *et al.*, 2000). Episodios como este se conocen desde principios del siglo XX, sobre todo porque algunos de ellos afectaron de forma drástica a las poblaciones de esponjas comerciales en la costa Mexicana caribeña. En 1939, se detectó una mortalidad que devastó por completo las pesquerías de esponjas comerciales en esta área, y aunque el agente responsable pareció un hongo, se sabe que la temperatura promedio de ese año fue muy superior (30.4 °C) a la de los años anteriores (25.5°C) (Osorio Tafall y Cárdenas, 1945). Más recientemente, durante el 2008 y el 2009, otra epidemia afectó a las esponjas corneas, principalmente del género *Ircinia* y *Sarcotragus* en todo el Mediterráneo occidental. La enfermedad se detectó porque los ejemplares presentaban unas pequeñas pústulas sobre la superficie, que posteriormente produjeron grandes lesiones que provocaron la muerte del 27% de las poblaciones más cercanas al atlántico (Mar de Alborán) (Maldonado *et al.*, 2010), pero que llegó hasta el 80 e incluso al 95 % en algunas costas del Mediterráneo Occidental. Todos estos episodios se registraron en los meses de septiembre y

octubre, los cuales presentaron valores anómalos de la temperatura del mar (Cebrian *et al.*, 2011). Las especies de esos géneros albergan cianobacterias simbiotas, que disminuyen en densidad, y en eficiencia fotosintética a altas temperaturas.

Desde 1984 también se ha detectado un descenso significativo de la abundancia de algunas especies y de la diversidad de esponjas (43% de la abundancia y el 51% de las especies) asociadas a ecosistemas coralinos de Panamá, sin que en ningún caso se encontraran causas evidentes de esta disminución (Wulff, 2006).

BIBLIOGRAFÍA

- Barry, J. P., C. H. Baxter, R. D. Sagarin y Gilman S. E. (1995). Climate-related, long-term faunal changes in a California rocky intertidal community. *Science* 267: 672–675.
- Burgmer, T., Hillebrand H, y Pfenninger M. (2007). Effects of climate-driven temperature changes on the diversity of freshwater macroinvertebrates. *Oecologia* 151(1):93-103.
- Byers, J. E. y Pringle. 2006. Going against the flow: retention, range limits and invasions in advective environments. *Marine Ecology Progress Series* 313: 27–41.
- Carballo, J.L. y Naranjo S. (2002). Environmental assessment of a large industrial marine complex based on a community of benthic filter-feeders. *Marine Pollution Bulletin* 44: 605-610.
- Carballo, J.L., Naranjo, S.A. y García Gómez J.C. (1996). Use of marine sponges as stress indicators in marine ecosystems at Algeciras Bay (Southern Iberian Peninsula). *Marine Ecology Progress Series* 135: 109-122.
- Carballo, J.L., E, Bautista, H. Nava, J.A. Cruz-Barraza y Chávez J.A. (2013). Boring sponges, an increasing threat for coral reefs affected by bleaching events. *Ecology and Evolution* (4): 872–886.
- Cebrian, E., Uriz, M.J., Garrabou, J. y Ballesteros. (2011). Sponge Mass Mortalities in a Warming Mediterranean Sea: Are Cyanobacteria-Harboring Species Worse Off? *PLoS ONE* 6(6): e20211. doi:10.1371/journal.pone.0020211
- Cerrano, C., Bavestrello, G., Bianchi, C.N., Cattaneo-Vietti R. (2000). A catastrophic mass-mortality episode of gorgonians and other organisms in the Ligurian Sea (North-western Mediterranean), summer 1999. *Ecology Letters* 3: 284-293
- Clark, N., Mark-Williams, M., Okamura, B., Smellie, J., Nelson, A., Knowles, T., Taylor, P., Leng, M., Zalasiewicz, J. y Haywood A. (2010). Early Pliocene Weddell Sea seasonality determined from bryozoans. *Stratigraphy*, 7 (2-3): 199-206.
- De Francesco C.G. y Hassan G.S. (2009). The significance of molluscs as paleoecological indicators of freshwater systems in central-western Argentina *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 274 105–113
- Dijkstra, J.A., Westermanw, E.L. y Harris L.G. (2011). The effects of climate change on species composition, succession and phenology: a case study. *Global Change Biology* 17, 2360–2369.
- Ellwood, M. y M. Kelly. (2003). Sponge “tree rings”: new indicators of ocean variability? *Water & Atmosphere* 11(2): 25-27.
- Fairbanks RG, Evans MN, Rubenstone JL, Mortlock RA, Broad K, Moore M. D y Charles C. D. (1997). Evaluating climate indices and their geochemical proxies measured in corals *Coral Reefs* 16: 93-100
- Harvell, D., Aronson, R., Baron, N., Connell, J., Dobson, A., Ellner, S., Gerber, L., Kim, K., Kuris, A., McCallum, H., Lafferty, K., McKay, B, Porter, J., Pascual, M., Smith, G, Sutherland,

- K y Ward J. (2004). The rising tide of ocean diseases: unsolved problems and research priorities. *Frontiers and the Ecology Environment* 2(7): 375–382.
- Hellmann, J.J., Byers, J.E., Bierwagen, B.G. y Dukes J. S. (2008). Five Potential Consequences of Climate Change for Invasive Species. *Conservation Biology*, 22 (3): 534–543.
- Hillebrand, H, Burgmer, T. y Biermann E. (2012). Running to stand still: temperature effects on species richness, species turnover, and functional community dynamics. *Marine Biology* 159: 2415–2422.
- Hillebrand, H., Soininen, J. y Snoeijs P. (2010). Warming leads to higher species turnover in a coastal ecosystem. *Global Change Biology* 16:1181–1193.
- Hoegh-Guldberg, O., P.J. Mumby, A. J. Hooten, R. S. Steneck, P. Greenfield, E. Gomez, C. D. Harvell, P. F. Sale, A.J. Edwards, K. Caldeira, N. Knowlton, C.M. Eakin, R. Iglesias-Prieto, N. Muthiga, R. H. Bradbury, A Dubi y. Hatziolos M. E. (2007). Coral Reefs Under Rapid Climate Change and Ocean Acidification. *Science* 318, 1737-1742
- IPCC. (2001). *Climate Change 2001. The Scientific Basis*. In: Houghton, J.T., Ding, D.J., Griggs, N, Noguer, P.J., van der Linden, X Dai, Maskell, K. and Johnson, C.A. (eds) Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge United Kingdom and New York, NY, USA.
- IPCC. 2007. Climate Change (2007). The Physical Science Basis. Summary for Policymakers. IPCC Secretariat, <http://www.ipcc.ch>.
- Jochum, K.P., Xiaohong, W., Torsten, W.V., Barbel, S. y Müller W.E.G. (2012). Siliceous deep-sea sponge *Monorhaphis chuni*: A potential paleoclimate archive in ancient animals. *Chemical Geology* 300–301: 143–151
- Knowles, T., Taylor, P. D., Williams, M., Haywood, A. M. y Okamura B. (2009). Pliocene seasonality across the North Atlantic inferred from cheilostome bryozoans. *Palaeogeography Palaeoclimatology Palaeoecology*, 277 (3-4): 226-235.
- Kroh, A. y Nebelsick J.H. (2010). Echinoderms and Oligo-Miocene carbonate systems: potential applications in sedimentology and environmental reconstruction. *International Association Sedimentology Special Publication* 42: 201–228.
- Maldonado, M., Sánchez-Tocino, L. y Navarro C. (2010). Recurrent disease outbreaks in corneous demosponges of the genus *Ircinia*: epidemic incidence and defense mechanisms. *Marine Biology* 157:1577–1590.
- McCarty, L.S. y Munkittrick K.R. (1996). Environmental biomarkers in aquatic toxicology: fiction, fantasy or functional. *Human Ecology Risk Assessment* 2: 268-274.
- McMurray, S.E., Blum, J.E., Leichter, J.J., y Pawlik J.R. (2011). Bleaching of the giant barrel sponge *Xestospongia muta* in the Florida Keys *Limnology and Oceanography* 56(6): 2243–2250.
- Messer, J.J., Linthurst, R.A. y Overton W.S. (1991). An EPA program for monitoring ecological status and trends. *Environmental Monitoring and Assessment* 17: 67–78.
- Metalpa, R., Houlbrèque, F., Tambutté, É., Boisson, F., Baggini, C., Patti, F.P., Jeffree, R., Fine, M., Foggo, A., Gattuso, J.P. y Hall-Spencer J M. (2011). Coral and mollusc resistance to ocean acidification adversely affected by warming. *Nature Climate Change* 1: 308-312.
- Metalpa, R., Lombardi, C., Cocito, S., Hall-Spencer, J.M. y Gambi M.C. (2010). Effects of ocean acidification and high temperatures on the bryozoan *Myriapora truncata* at natural CO₂ vents. *Marine Ecology* 31: 447-456.

- Mieszowska, N., Kendall, M.A., Hawkins, S.J., Leaper, R., Williamson, P., Hardman-Mountford, N.J. y Southward A.J. (2006). Changes in the range of some common rocky shore species in Britain – a response to climate change? *Hydrobiologia* 555:241–251.
- Naranjo, S.A., Carballo, J.L. y García Gómez J.C. (1996). Effects of environmental stress on ascidian populations in Algeciras Bay (Southern Spain). Possible Marine Bioindicators. *Marine Ecology Progress Series* 144: 119-131.
- Noss, R.F. (1990). Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation Biology* 4, 355–364.
- Osorio Tafall, B. y Cárdenas M. (1945). Sobre las esponjas comerciales de Quintana Roo y una enfermedad que las destruye. *Ciencia Mexicana* 6 (1): 25-31.
- Pérez-Huerta A, Etayo-Cadavid MF, Andrus CFT, Jeffries TE, Watkins C. (2013). El Niño Impact on Mollusk Biomineralization–Implications for Trace Element Proxy Reconstructions and the Paleo-Archeological Record. *PLoS ONE* 8(2): (en prensa).
- Przeslawa, R., Ah Yong, S., Byrne, M., Worheide, G. y Hutchings P. (2008). Beyond corals and fish: the effects of climate change on noncoral benthic invertebrates of tropical reefs. *Global Change Biology* 14: 2773–2795.
- Root, T.L., Price, J. T., Hall, K. R., Schneider, S. H., Rosenzweig, C. y Pounds J. A. (2003). Fingerprints of global warming on animals and plants. *Nature* 421:57–60
- Sommer, U., Adrian, R., Bauer, B. y Winder M. (2012). The response of temperate aquatic ecosystems to global warming: novel insights from a multidisciplinary project. *Marine Biology* 159:2367–2377.
- Tyler Cl. y Kowalewski M. (2013). Using benthic marine invertebrate community assemblages as paleo-bathymetric proxies: a direct test from recent coastal ecosystems of North Carolina using multivariate ordinations southeastern section - 62nd annual meeting (20-21 march 2013) paper no. 24-7 presentation time: The Geological Society of America.
- Walther, G.R., Post, E., Convey, P., Menzel, A., Parmesan, C., Beebee T. J. C., Fromentin J.M., Hoegh-Guldberg, O. y Bairlein F. (2002). Ecological responses to recent climate change. *Nature* 416: 389–395.
- Ward, J.R. y Lafferty K.D. (2004). The Elusive Baseline of Marine Disease: Are Diseases in Ocean Ecosystems Increasing? *PLoS Biol* 2(4): e120. doi:10.1371/journal.pbio.0020120.
- Watson, S.A., Peck, L.S., Tyler, P.A., Southgate, P.C., Tan, K.S., Day, R.W. y Morley S.A. (2012). Marine invertebrate skeleton size varies with latitude, temperature and carbonate saturation: implications for global change and ocean acidification. *Global Change Biology* 18, 3026–3038.
- Wulff, J. L. (2006). Rapid diversity and abundance decline in a Caribbean coral reef sponge community. *Biological Conservation* 127:167-176.
- Zibrowius, H. (1995). The "southern" *Astroides calycularis* in the Pleistocene of the northern Mediterranean – an indicator of climatic changes (Cnidaria, Scleractinia). [L'*Astroides calycularis* "meridional" dans le Pleistocene de la Méditerranée septentrionale - un indicateur de changements climatiques (Cnidaria, Scleractinia)]. *Geobios* 28 (1): 9-16.

BASES METODOLÓGICAS PARA LAS RECONSTRUCCIONES PALEOCLIMÁTICAS EN CORALES HERMATÍPICOS Y FORAMINÍFEROS

Patricia González-Díaz¹; Jazmín Y. Nuñez-Luis² y Aida C. Hernández-Zanuy²

¹ Centro de Investigaciones Marinas. Universidad de La Habana. Calle 16, No. 114 entre 3ra y 1ra. Playa. La Habana. Cuba² Instituto de Oceanología. Ave. 1ra, No. 18406 entre 184 y 186, Playa. La Habana. Cuba.
Email: patricia@cim.uh.cu, jazmin@oceano.inf.cu, aidachz@ceniai.inf.cu.

INTRODUCCIÓN

Para las investigaciones climáticas resulta de mucha utilidad poseer, no sólo los registros actuales, sino también, los registros antiguos que permitan reconstruir el clima del pasado y compararlo con las condiciones actuales (Felis & Patzold, 2003; Bernal & Carriquiry, 2001; Erez *et al.*, 2011). Debido a ello, la ciencia moderna busca en los organismos vivos las señales que puedan existir de épocas anteriores. Para conocer el funcionamiento del sistema climático del planeta es necesario investigar cómo ha variado el mismo a través del tiempo y para ello se utilizan indicadores o proxies. Los mismos constituyen verdaderos almacenes de información de épocas remotas, entre los que se encuentran los anillos de los árboles, espeleotermas, sedimentos lacustres y marinos, hielos de los glaciares, etc. (Ruddiman, 2000).

Dentro del grupo de organismos que se utilizan como proxies, los corales hermatípicos y los foraminíferos, son muy utilizados en las investigaciones científicas para las reconstrucciones paleoclimáticas. Ello es posible, debido a que ambos grupos poseen características que permiten llevar a cabo registros certeros y en una escala de tiempo que puede ir desde la actualidad hasta 30000 a 45000 años (en el caso de los corales fósiles) (Felis & Patzold, 2003). Las investigaciones paleoclimáticas se basan, fundamentalmente, en la evaluación de $\delta^{18}\text{O}$, Sr/Ca, o $\delta^{14}\text{C}$ que se determinan en organismos actuales y, en el caso de los corales modernos, no se extienden más allá de 1600 años atrás. Ello se debe a que debido a la tasa de crecimiento y ciclo de vida de los corales, los más antiguos y vivos que encontramos en la actualidad, se encuentran entre 100 y 500 años.

¿QUÉ NOS DICEN LOS ISÓTOPOS ESTABLES?

Dependiendo del objetivo de la investigación, se seleccionan uno u otro isótopo. En las investigaciones relacionadas con las reconstrucciones paleoclimáticas, en el caso que se quiera reconstruir el clima de épocas geológicas anteriores (ej. Cuaternario), son muy utilizados los corales fósiles y el isótopo que se selecciona es el método del $^{230}\text{Th}/^{234}\text{U}$. Este posee la ventaja de que puede datar los corales entre 30000 y 45000 años, lo cual constituye una limitante para el método del ^{14}C . Además, el método de $^{230}\text{Th}/^{234}\text{U}$ es utilizado para calcular edades absolutas, mientras que el método del ^{14}C está influenciado por el reservorio de carbono que exista en el océano y las variaciones de ^{14}C en la atmósfera (Chiapone, 2001; Felis & Patzold, 2003).

Existen muchas investigaciones (Chiapone, 2001; Felis & Patzold, 2003; Muscatine *et al.*, 2005) que se centran en épocas recientes (300-500 años) ya que su objetivo es reconstruir la variabilidad climática que pueda haber estado influenciada por las actividades humanas. Para ello, se utilizan organismos que han vivido recientemente, o que aún viven. En estos casos, generalmente se selecciona el $\delta^{18}\text{O}$ y el $\delta^{13}\text{C}$.

Isótopos del oxígeno

La tasa de las especies isotópicas del oxígeno, que se incorporan a los esqueletos durante el proceso de crecimiento ($^{18}\text{O}/^{16}\text{O}$), y que se denominan $\delta^{18}\text{O}$, están influenciadas tanto por la temperatura, como por las condiciones del agua circundante durante la precipitación del esqueleto. El $\delta^{18}\text{O}$ del esqueleto coralino refleja una combinación de la temperatura oceánica y el $\delta^{18}\text{O}$ del agua local (Bernal & Carriquiry, 2001; Al-Rousand *et al.*, 2002). Ello se debe a que existe dependencia térmica del $\delta^{18}\text{O}$ coralino lo cual obedece a que el factor de fraccionamiento para el intercambio isotópico aumenta cuando decrece la temperatura. Las variaciones del $\delta^{18}\text{O}$ en el agua de mar pueden deberse a la evaporación (aumenta ^{18}O), precipitaciones (aumenta ^{16}O) o descargas terrestres (aumenta ^{16}O) (Muscatine *et al.*, 2005; Erez *et al.*, 2011).

Es importante tener en cuenta que los movimientos de las masas de agua también tienen su significación en el proceso de calcificación de los organismos. Una evaporación significativa, resulta en el incremento del $\delta^{18}\text{O}$ del agua de mar y salinidad elevada, mientras que las precipitaciones y las descargas de aguas terrestres provocan el efecto opuesto (Felis & Patzold, 2003). Sin embargo, en ocasiones es difícil separar el efecto de cada factor, especialmente cuando no se cuenta con información climática suficiente o con mediciones isotópicas del agua (Quinn *et al.*, 1993). Esta es una de las razones por las que se insiste en la importancia de seleccionar cuidadosamente la localidad de donde se va a extraer el material biológico y, en lo posible, recolectar toda la información abiótica existente.

Isótopos del Carbono

La interpretación ambiental de las especies de isótopos estables del carbono ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$), denominada $\delta^{13}\text{C}$, es complicada debido a su relación con procesos fisiológicos como la respiración y la fotosíntesis llevada a cabo por los organismos simbiotes (Felis & Patzold, 2003). Los factores que controlan el $\delta^{13}\text{C}$ en el esqueleto coralino incluyen la composición isotópica del CO_2 del agua, la geometría y tasa de crecimiento del coral y la fotosíntesis de la zooxantela asociada con el coral. Así mismo, la reproducción y el grado de autotrofia/heterotrofia están asociados con esta señal (Bernal & Carriquiry, 2001).

Tasa Sr/Ca

Debido a la relación de dependencia del $\delta^{18}\text{O}$ con la temperatura y la salinidad, se hace necesario tener en cuenta un proxy adicional que refleje sólo uno de los dos factores y contribuya a complementar los análisis. La concentración de algunos metales traza en los esqueletos, depende de la temperatura del agua de mar en el momento de la formación de dicho esqueleto. La tasa Sr/Ca que se encuentra en el esqueleto del coral, está influenciada por la tasa Sr/Ca del ambiente acuático durante la precipitación del esqueleto (Reynaud *et al.*, 2007). Debido a la

permanencia temporal elevada del Sr y el Ca en el océano, la tasa Sr/Ca del agua de mar se supone que sea constante en las escalas de tiempo del período glaciario-interglaciario (Feliz & Patzold, 2003). No obstante, algunas investigaciones han hallado que la tasa Sr/Ca del agua de mar puede variar significativamente entre sitios, así como también en el mismo sitio a través de ciclos anuales.

La combinación de la determinación de $\delta^{18}\text{O}$ y el Sr/Ca en los corales, puede proveer información de $\delta^{18}\text{O}$ del agua de mar, así como de la variabilidad de la temperatura, a través de la remoción del componente de temperatura de las variaciones de $\delta^{18}\text{O}$ del coral las cuales se derivan de la señal Sr/Ca del coral. El $\delta^{18}\text{O}$ residual del coral puede ser utilizado para la reconstrucción de las variaciones en el balance hidrológico debido a que las variaciones en el $\delta^{18}\text{O}$ del agua de mar reflejan evaporación, precipitaciones y descargas terrestres, lo cual a su vez puede estar relacionado con los cambios en la condensación atmosférica (Muscatine *et al.*, 2005; Reynaud *et al.*, 2007).

LOS FORAMINÍFEROS EN LAS INVESTIGACIONES PALEOCLIMÁTICAS

Entre los proxies o indicadores más utilizados en las reconstrucciones paleoclimáticas realizadas en el océano se encuentran microorganismos que al morir se preservan en el sedimento del fondo marino y que mantienen una estrecha relación con los factores físicos, químicos y biológicos del hábitat en el que se desarrollaron, por lo que su estudio actual permite deducir las características del ambiente en el que vivían (Bernhard & SenGupta, 1999).

Los foraminíferos son el bioindicador más utilizado en la paleoecología y la bioestratigrafía marina, debido a su abundancia en los sedimentos marinos y a sus relativamente grandes dimensiones, que facilita su observación y manipulación, además de que permite hacer estudios estadísticamente confiables con un pequeño volumen de muestra (Murray, 1991).

De manera general, los foraminíferos, se caracterizan por su sensibilidad ecológica, por lo que las diferencias en la composición de las comunidades pueden ser utilizadas como indicadores de cambios en la circulación de masas de agua, profundidad, temperatura, productividad, concentración de oxígeno y contaminantes ambientales (Armstrong & Brasier, 2005).

Las testas de la mayoría de los foraminíferos están constituidas de carbonato de calcio, por lo cual el contenido de carbonato de calcio de los sedimentos puede reflejar la abundancia de estos organismos y de manera análoga la productividad biológica (Berger, 1982). No obstante a lo anterior, hay que tomar en cuenta los procesos de dilución o disolución que puedan modificar su contenido en los sedimentos (Rühlemann *et al.*, 1999). Los caparzones calcáreos de los foraminíferos son utilizados para los análisis geoquímicos con el empleo de isótopos $\delta^{18}\text{O}$ y $\delta^{13}\text{C}$, ^{14}C (Vernal *et al.*, 1996).

La distribución de los foraminíferos está asociada a diversos factores que afectan las condiciones promedio del fondo oceánico, como son: batimetría (Phleger, 1964; Ingle *et al.*, 1980); masas de agua (Ingle *et al.*, 1980); materia orgánica y productividad (Altenbach & Sarnthein, 1989; Caralp, 1989; Loubere, 1996; Jorissen, 2007); competencia y depredación (Jorinssen, 1999) y contenido de oxígeno disuelto en el agua de fondo marino (Bernhard *et al.*, 1997; Kaiho, 1999; Douglas *et al.*, 2007).

LOS CORALES EN LAS INVESTIGACIONES PALEOCLIMÁTICAS

Numerosas investigaciones han demostrado que durante el proceso de calcificación, los corales responden en correspondencia a los parámetros físicos y químicos que posee el agua circundante (Chiapone, 2001; Muscatine *et al.*, 2005; Reynaud *et al.*, 2007). Debido a ello, los esqueletos son ampliamente utilizados en reconstrucciones paleoclimáticas. Esto ha sido utilizado como una herramienta poderosa al permitir evaluar la respuesta del esqueleto en términos de isótopos estables y elementos traza ($\delta^{18}\text{O}$, $\delta^{13}\text{C}$, Sr, Mg, Ba, entre otros) durante el proceso natural de crecimiento de los corales en los cambios estacionales del ambiente acuático (Erez *et al.*, 2011).

A continuación se resumen las características de los corales hermatípicos que permiten que las reconstrucciones del clima sean certeras. Además, se explican brevemente algunos términos para la mejor comprensión del texto que seguirá más adelante.

- Son organismos sésiles, lo cual permite obtener registros del mismo sitio en una escala de tiempo considerable y comparar con lo ocurrido en otros sitios.
- Mediante el proceso denominado calcificación, los corales depositan continuamente carbonato de calcio para construir sus propios esqueletos. Este proceso se encuentra muy estrechamente relacionado con las variables abióticas (físico-químicas) del agua de mar circundante. El proceso de crecimiento de los corales hermatípicos involucra tres variables: tasa de extensión del esqueleto (cm/año), densidad del mismo (g cm^{-3}) y tasa de calcificación ($\text{gcm}^2/\text{año}$).
- El proceso de calcificación se lleva a cabo continuamente pero tiene un reflejo estacional anual en bandas alternas de alta y baja densidad. Ello posibilita que se obtengan cronologías a través del análisis de bandas sucesivas.
- A la suma de dos bandas consecutivas de baja y alta densidad se le denomina “un año coral”. O sea, un año coral es aquella porción de esqueleto que incluye una banda de alta densidad (depositada cuando las temperaturas son elevadas) y una banda de baja densidad (depositada cuando las temperaturas disminuyen).
- En sus esqueletos conservan trazadores muy útiles como el propio crecimiento del coral, isótopos estables, elementos traza y los radionucleidos.

METODOLOGÍA PARA EL ESTUDIO DE LOS CORALES EN INVESTIGACIONES PALEOCLIMÁTICAS

Antes de comenzar con la colecta de los núcleos de coral, existen varios elementos importantes que se deben de tener en cuenta y que contribuyen, en buena medida, a complementar el análisis de los resultados del comportamiento de los isótopos que se evalúen. Dichos elementos son:

- Selección del sitio: dependiendo del objetivo específico de la investigación, se debe de seleccionar el sitio de colecta. Es importante conocer previamente, el comportamiento histórico de los procesos oceanográficos y de las variables abióticas. Si no existiera documentación al respecto, al menos es fundamental conocer el clima, el sistema de corrientes del área, las precipitaciones, nubosidad, frecuencia de eventos meteorológicos como frentes fríos, ciclones, huracanes. Los datos pueden obtenerse en la estación

meteorológica más cercana o en los centros de meteorología nacionales. De igual manera, se recomienda identificar los impactos antrópicos y naturales y toda la información que se pueda derivar de ello (alcance de los impactos, origen, tiempo, si son agudos o crónicos).

- Evaluación de indicadores a nivel de comunidad: esto forma parte del conocimiento integral que se debe poseer del sitio. No es totalmente obligatorio, pero ayuda en la interpretación de los resultados que se obtengan de los últimos años.
- Selección de la especie: va en correspondencia con los trabajos que se han realizado antes en el área o en la región. En el Pacífico, usualmente se ha utilizado el género *Porites*, mientras en el Atlántico aunque *Porites* astreoides también se ha utilizado, son frecuentes los trabajos con *Siderastrea siderea*, *Montastraea cavernosa* (Chiapone, 2001; Watanabe *et al.*, 2002). Es importante trabajar con especies que se hallan investigado antes para poder comparar los resultados, así como la abundancia de la misma en el área. Un criterio de selección de la especie para estudios paleoclimáticos es que sea una especie de forma masiva. Ello se debe a que esta forma de crecimiento es la que mejor refleja el crecimiento de los pólipos en el plano vertical. Es útil que la especie alcance tallas grandes (aproximadamente 1 metro ó más) de manera que permita reconstruir la mayor cantidad de años posibles.
- Evaluación de indicadores a nivel de población: la evaluación de indicadores como la composición por tallas y la salud de la especie que se va a evaluar, permite conocer las dimensiones medias de la especie en el área, el éxito del reclutamiento, la composición de la población en términos de reclutas, juveniles y adultos. La salud, permite evaluar si han existido procesos severos de mortalidad, blanqueamiento o alguna enfermedad, lo cual pudiera reflejarse o incidir en el crecimiento de las colonias. Toda esta información contribuye al análisis integral de los resultados finales.

Colecta de los núcleos

Para determinar la cantidad de núcleos a coleccionar se deben de tener en cuenta las posibilidades de financiamiento con que se cuenta. Usualmente con tres núcleos de coral por sitio y por especie, es suficiente. Para la colecta de los núcleos, se debe de prestar mucha atención a la selección de la colonia que se escogerá. La misma debe de tener el tamaño mayor posible y signos de buena salud. Se debe de examinar cuidadosamente la colonia de manera íntegra. No debe poseer signos de bioerosión, deformaciones morfológicas y el crecimiento debe de ser en el plano más vertical posible. El taladro debe de colocarse en la parte superior y central de la colonia (Foto 1A). Ello se realiza con el objetivo de garantizar que los pólipos que se extraigan se encuentren en el plano vertical de manera que la reconstrucción paleoclimática pueda abarcar la mayor cantidad de años posibles. Algo que es fundamental es preparar con antelación tapones de cemento del diámetro de la broca del taladro que se utilizará. Ello es básico para evitar la muerte posterior de la colonia. El tapón debe de colocarse enseguida que se extraiga el núcleo. Se recomienda que sea de cemento pues este material favorece el asentamiento de larvas de corales.

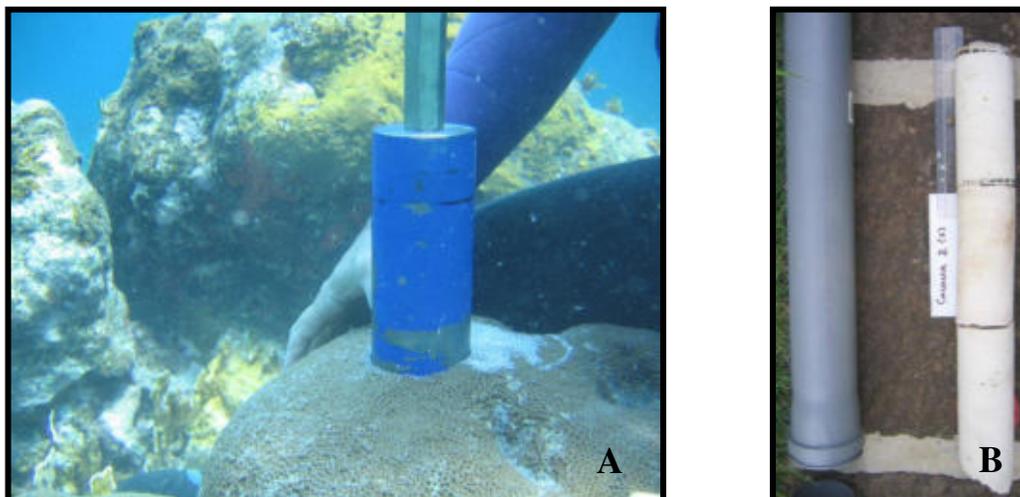


Foto 1. Taladro extrayendo núcleo de coral (A) y núcleo extraído (B) de la especie *S. siderea* en Bacunayagua, Matanzas, Cuba. Fecha: 1 de abril de 2005. Fuente: P. González-Díaz (Centro de Investigaciones Marinas).

Una vez colectado el núcleo este debe de lavarse bien con abundante agua con el objetivo de eliminar cualquier impureza que haya adquirido durante el proceso de taladrado. Posteriormente, debe de dejarse secar por 1 ó 2 días. El núcleo debe de identificarse debidamente y guardarse en un tubo de PVC (Foto 1B) para evitar daños físicos o contacto con cualquier sustancia y que pueda trasladarse de manera segura. Usualmente el largo de la broca del taladro no es lo suficiente como para extraer el núcleo completo. Debido a ello, un mismo núcleo usualmente se extrae en 2 ó 3 partes. Con ello también se debe de ser muy estricto en la identificación de las diferentes partes del mismo núcleo para evitar pérdidas, mezclas o confusiones.

Procesamiento de las muestras

- Corte y preparación de las lajas

El paso del corte del núcleo para obtener la laja es fundamental en el éxito de la investigación, por lo que debe de realizarse con sumo cuidado. Para ello se utiliza una sierra eléctrica de diamante y ajustable (Foto 2A y B).

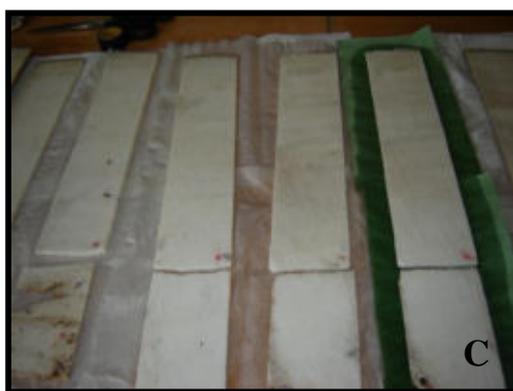
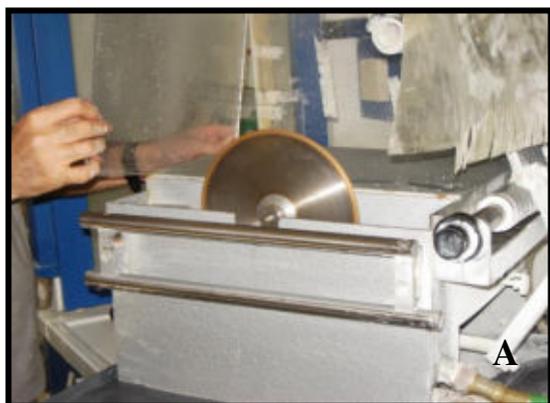


Foto 2. Sierra eléctrica ajustable (A) utilizada para el corte de la laja (B). Las lajas deben de colocarse ordenadamente e identificarse (C). Fuente: P. González-Díaz (Centro de Investigaciones Marinas).

Antes del corte debe de buscarse el punto medio de la parte superior del núcleo y analizarse cuidadosamente el sentido y dirección de crecimiento de los pólipos. Teniendo eso en cuenta, se trata de calcular que los pólipos del centro del núcleo queden en la laja. La laja debe de tener entre 4-5 mm. Ello es básico para lograr una buena resolución tanto en los Rayos X como en las fotografías.

Se recomienda tratar de extraer dos lajas de cada núcleo. Una vez obtenidos las lajas del núcleo, estas se lavan con abundante agua para eliminar todas las impurezas provocadas durante el corte, se colocan en orden (las diferentes lajas del mismo núcleo) y se identifican. Una buena práctica es fotografiar las lajas ya identificadas (Foto 2C).

Cuando se posee la laja seca, entonces se toman los Rayos X (Foto 3 A). Primero se prueba a 3, 4 y 5 minutos. Generalmente, la mejor calidad se obtiene con 5 minutos de exposición, pero ello puede variar entre especies o sitios, dependiendo de la densidad del esqueleto de la colonia. Una

vez que se ha comprobado cual es el mejor tiempo de exposición, entonces se procede a obtener los Rayos X de todas las muestras. El voltaje recomendado es 45 Kvp (Foto 3 B).

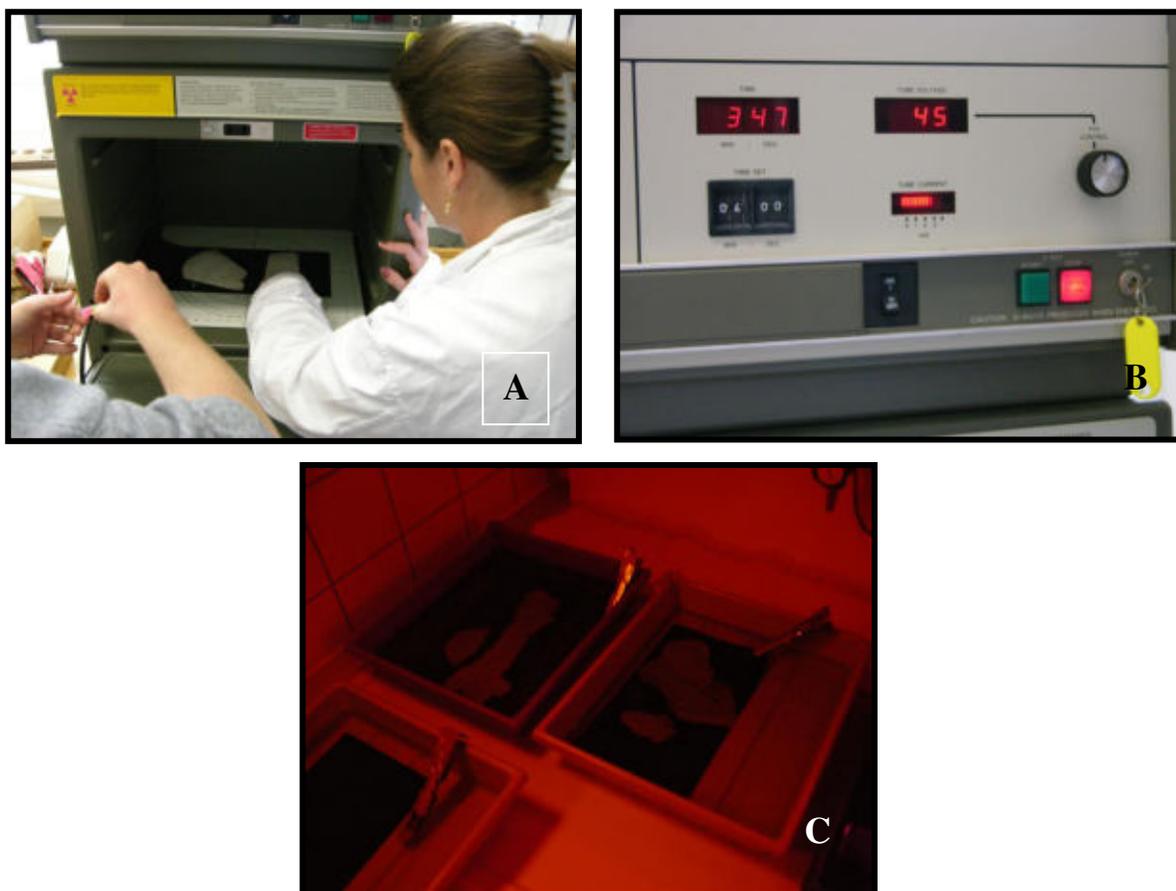


Foto 3. Toma de Rayos X (A) y requerimientos técnicos (B). Posteriormente se revela la placa en el cuarto oscuro (C). Fuente: P. González-Díaz (Centro de Investigaciones Marinas).

Una vez obtenidos los Rayos X, se procede a obtener las fotografías (Foto 3C). Ello se realiza en un cuarto oscuro con los métodos convencionales de revelado de fotografías. Una vez obtenida estas, se procede al escaneo de la laja y de la fotografía. Ambos escaneos se analizan simultáneamente en algún programa digital convencional (Corel Draw, Photoshop) con el objetivo de identificar el mejor pólipo en el cual tomar la muestra, así como las bandas de alta y baja densidad. El mejor pólipo es aquel que se identifique claramente y del cual se pueda obtener la serie más larga sin interrupciones de organismos bioerosionadores u otro tipo daños al esqueleto. Generalmente, es aquel que queda hacia el centro de la laja. Este proceso debe de realizarse con

sumo cuidado y paciencia para garantizar tomar las muestras del mismo pólipo. Una vez que se ha decidido el pólipo, se fotocopia la fotografía y sobre ella se marca el pólipo y se analizan las bandas de alta y baja densidad (Foto 4A).

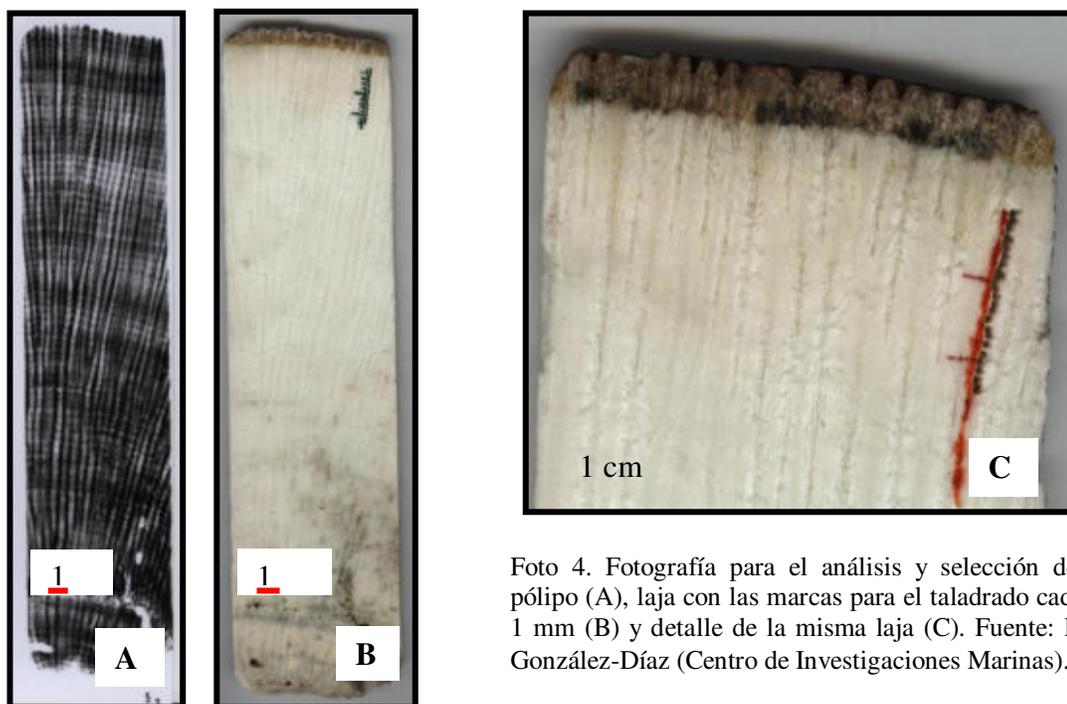


Foto 4. Fotografía para el análisis y selección del pólipo (A), laja con las marcas para el taladrado cada 1 mm (B) y detalle de la misma laja (C). Fuente: P. González-Díaz (Centro de Investigaciones Marinas).

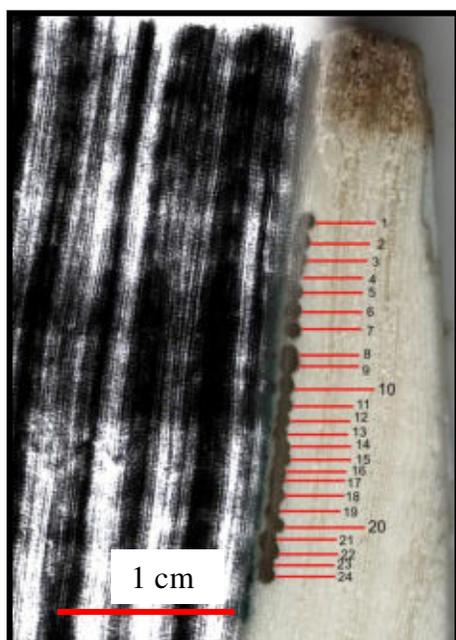


Foto 5. Montaje del escaneado de la fotografía, con el escaneado de la laja ya perforada. Cada 10 puntos, significa 1 cm. Especie *S. siderea*. Fuente: P. González-Díaz (Centro de Investigaciones Marinas).

Posteriormente, se hace una marca espaciada cada un milímetro. Este se coloca sobre la laja y se transfieren las marcas. Una vez hecho esto, entonces con un microtaladro de 8,0 mm de broca se perfora la laja (Foto 4 B, C) y el material del esqueleto cae en un vial que se coloca abajo. Dichas muestras se analizan en un espectrómetro de masas de relaciones isotópicas.

Una vez terminado la toma de las muestras, es importante realizar el montaje de la fotografía con la laja perforada (Foto 5). Ello permite conocer exactamente de dónde se tomó cada muestra y si es un sitio de alta o baja densidad. Esta información aportará mucho al análisis final de los resultados.

FORAMINÍFEROS EN ESTUDIOS PALEOCLIMÁTICOS

Keigwin & Jones (1990) a partir de la composición isotópica del oxígeno y carbono preservados en los foraminíferos bentónicos reconstruyeron la variabilidad de las aguas intermedias en la Cuenca de Guaymas, México; y observaron que los valores más altos de oxígeno coincidían con el último máximo glacial (UMG) y con el Younger Dryas, (ambos ambientes relativamente oxigenados) e interpretaron esta variabilidad isotópica como un reflejo de los cambios en la temperatura y salinidad de las aguas intermedias del Golfo de California.

Kennett & Ingram (1995) al realizar su estudio de foraminíferos bentónicos y planctónicos en la Cuenca de Santa Bárbara, California, sugirieron que los géneros Epistominella, Nonionellina, Nonionella y Cassidulina son los que mayormente constituyen asociaciones del UMG; mientras que los géneros Bolivina, Globobulimina y Suggrunda componen asociaciones del Holoceno indicando ambientes con bajo oxígeno.

Bernhard *et al.* (1997), reportan la tolerancia de los foraminíferos bentónicos vivos a diferentes concentraciones de oxígeno disuelto (de 0,5 a 0,02ml/l), en el agua del fondo de la Cuenca de Santa Bárbara, California. De mayor a menor concentración de oxígeno, las especies se ubicaron en el siguiente orden: Uvigerina juncea, Suggrunda eckisi, Loxostomum pseudobeyrichi, Bolivina argentea, Trochamina pacifica, Bolivina pacifica, Bolivina seminuda, Buliminella tenuata, Chilostomella ovoidea, Spiroplectammina earlandi y Nonionella stella. Esto ha permitido definir con mayor certeza los ambientes recientes y antiguos en los que se desarrollaron las especies.

Machain-Castillo *et al.* (2004) reportaron que las asociaciones de foraminíferos bentónicos indican variaciones de oxígeno en las zonas de oxígeno mínimo (ZOM) del Golfo de Tehuantepec, México, de 240 a 750m, probablemente debido a la presencia e intensidad de las surgencias. Durante el Holoceno y la deglaciación se presentan asociaciones similares a las actuales representadas por Bolivina seminuda, indicando condiciones hipóxicas, mientras que durante el UMG especies como *Pseudoparrella bradyana* sugieren condiciones de mayor contenido de oxígeno.

Thunell & Kepple (2004) sugirieron con base a los resultados de $\delta^{15}\text{N}$ y de otros marcadores geoquímicos, que la ZOM se extiende de aproximadamente los 300 hasta los 800 m; no obstante, mencionaron que concentraciones menores a 1ml/l de oxígeno se presentaron desde los 100 hasta los 1200 m de profundidad. Así mismo, propusieron para el Holoceno, bajas concentraciones de oxígeno disuelto con una ZOM bien marcada reflejada también por la presencia de sedimentos laminados; y para el UMG plantearon condiciones de mayor oxigenación en el agua de fondo en donde los sedimentos presentan bioturbación.

Scott *et al.* (2004) reconstruyeron las temperaturas superficiales del mar y la salinidad en el océano Pacífico tropical occidental durante el Holoceno. Combinando los isótopos de oxígeno y la relación Mg / Ca de los foraminíferos extraídos a partir de tres núcleos de sedimentos.

Encontraron una disminución de la temperatura superficial del mar de 0,58°C durante los últimos 10 000 años, mientras que la salinidad superficial del mar disminuyó, unas 1,5 unidades prácticas de salinidad. Sus datos indicaron que: o bien la cuenca del Pacífico en su conjunto se ha convertido en cada vez menos salada, o que el actual gradiente de salinidad a lo largo de la línea del Ecuador se ha desarrollado hace relativamente poco tiempo.

Machain Castillo *et al.* (2006) reportan foraminíferos bentónicos vivos (teñidos con rosa de bengala) y no vivos a profundidades de 40 a 1200m. Se encontraron ~100 especies en el área (70% tolerantes a la hipoxia) distribuidas en 3 asociaciones: 1) *Bolivina seminuda* (70 a 750m; > 1ml/l de oxígeno); 2) *Hanzawaia concentrica*, asociación de plataforma interna, con más de 1ml/lde oxígeno y 3) *Pseudoparella* (*Epistominella*) *bradyana* (800 a 1200m; de 0,1 a 0,8ml/l de oxígeno).

Weldeab *et al.* (2006) analizaron un núcleo de sedimentos del Atlántico occidental tropical, que cubre los últimos 21000 años, para reconstruir la temperatura y la salinidad superficial del mar. Utilizando $\delta^{18}O$ y la relación Mg/Ca presente en los caparazones de los foraminíferos plantónicos *Globigerinoides ruber* (blanco) extraídos del núcleo. Estos análisis revelaron, que en un periodo entre 15,5 y 17,5 kaBP un aumento de la temperatura de alrededor de 2,5°C junto con un aumento de la salinidad. Un segundo periodo de calentamiento pronunciado e incremento de la salinidad se produjo entre 11,6 e 13,5 ka BP. Ambos intervalos de calentamiento coincidieron con el aumento de la temperatura del aire sobre la Antártida, el retroceso del hielo en el sur del Atlántico Sur, terminan con un abrupto descenso de la salinidad, ligero enfriamiento de la superficie del mar y la reactivación de la circulación interglacial. Este estudio concluyó que el Atlántico occidental tropical sufrió un aumento de las temperaturas y del depósito de sal durante la desglaciación.

Douglas & Staines-Urias (2007) evaluaron los efectos de la variabilidad morfológica en la geoquímica de la testa ($\delta^{18}O$, $\delta^{13}C$ y Mg/Ca) en diferentes especies del género *Bolivina* en el Golfo de California, México. Los autores mencionaron que las 3 especies analizadas (*B. argentea*, *B. interjunctabicosata* y *B. subadvena*) viven a profundidades de entre 140 y 1000 m, y en temperaturas de entre 5 y 16°C. Sugirieron también, que las formas microesféricas de cada una de las especies, son las más abundantes en la ZOM a concentraciones menores de 0,2 ml/l, debido a que son más resistentes a la disolución y por lo tanto se preservan de una mejor manera. Así mismo, mencionaron que la mayor cantidad de formas megalosféricas, producto de la reproducción asexual, se registró después de grandes pulsos de productividad debido al mayor requerimiento energético que necesitan los organismos en esta fase.

Cuesta *et al.* (2011), mediante la composición geoquímica de los caparazones de *Bolivina plicata*, concluyeron que la concentración de oxígeno disuelto en el agua de fondo no ha cambiado abruptamente durante los últimos 55,0 kaBP, manteniéndose entre 0,2 – 0,1 ml/l. Sugieren también, un escenario donde en los períodos cálidos se presentan fenómenos de surgencia y durante los fríos ausencia de ellos.

En Cuba no se han hecho estudios de este tipo con los foraminíferos. Es por ello que nos proponemos como objetivo recomendar una técnica de trabajo para el empleo de estos en estudios paleoclimáticos y con ello analizar cómo ha variado el clima en nuestro país a través del tiempo. Ello se ha hecho basado en varios manuales y artículos sobre el tema que se han consultado y adaptado a las condiciones de nuestro país.

METODOLOGÍA PARA EL ESTUDIO DE LOS FORAMINÍFEROS EN INVESTIGACIONES PALEOCLIMÁTICAS

Hay varios tipos de métodos de muestreo como por ejemplo muestreo de introducción manual, corer de pistón, corer de gravedad este último tiene diferentes variantes (Foto 6). Debemos tener en cuenta las condiciones limitantes debido al equipo utilizado para el muestreo: sus características y condiciones de operación pueden limitar la profundidad de la zona de estudio, la longitud del núcleo y la masa total obtenida por sección que puede limitar la estrategia analítica a seguir con las muestras (Sánchez-Cabeza *et al.*, 2012).

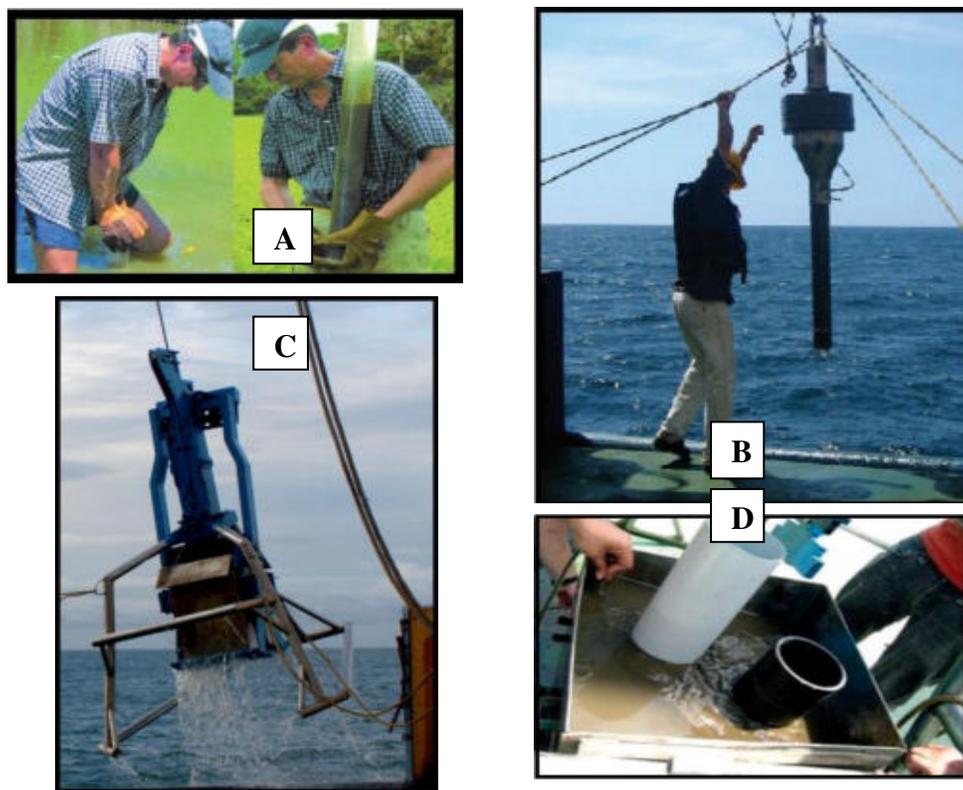


Foto 6. Recolección manual de un corer (A), corer de gravedad simple (B), corer de caja(C) y submuestras con tubos de PVC (D) Fuente: A. C. Ruiz-Fernández (Universidad Nacional Autónoma de México).

El sitio de muestreo debe ser escogido con dos propósitos principales: que los sedimentos sean representativos del objeto de estudio y que presenten la menor posibilidad de estar mezclados. Para ello se recomienda la búsqueda de sitios de sedimentos finos ya que las partículas finas, especialmente las arcillas, acumulan la mayor parte de los contaminantes debido a su mayor superficie de adsorción. También es conveniente buscar sedimentos con un cierto grado de compactación, ya que un sedimento demasiado poroso es más susceptible a la resuspensión y mezcla por las olas o corrientes del fondo, hay que evitar zonas de dragado, donde se desarrolle pesca de arrastre o embarcaderos que aumentan las probabilidades de mezcla física. Se deben evitar sitios con alta densidad de organismos bentónicos que pueden provocar bioturbación. En ese

sentido es conveniente escoger sitios de muestreo con condiciones de hipoxia o anoxia. Por otro lado como el ^{210}Pb es útil para fechar periodos de hasta 100 años es importante elegir sitios de muestreo cuya tasa de sedimentación oscile entre 0,3 y 1 cm por año. En esas condiciones es posible analizar con buena resolución temporal las tendencias de cambio en las concentraciones de los contaminantes y otros indicadores, pues cada sección de 1 cm contendría la información recogida durante un periodo de entre 1 y 3 años. En caso de tasas de sedimentación muy pequeñas, el tramo de core fechable sería muy reducida (Sánchez-Cabeza *et al.*, 2012).

Para llevar a cabo el muestreo hay que limpiar muy bien el equipo para evitar contaminaciones entre sitios. Tomar medidas de seguridad tanto para preservar la integridad de las muestras como del personal involucrado en el trabajo de campo. (Sánchez-Cabeza *et al.*, 2012).

Una vez que hemos recolectado el núcleo, debe mantenerse siempre en posición vertical hasta el momento del submuestreo. Antes de submuestrear el core, debemos recolectar cuidadosamente el agua sobrenadante (interface agua-sedimento). Este material debe ser agregado a la primera submuestra. Hay que tener presente lavar muy bien todo el material que va a estar en contacto con el sedimento con agua corriente y jabón y luego hacer una enjuague con agua desionizada. Se recomienda que el espesor de corte de cada submuestra sea igual o menor a 1 cm (Foto 7) (Sánchez-Cabeza *et al.*, 2012).



Foto 7. Preparación del nucleador para el corte (A), extrusión del núcleo sedimentario (B), corte de secciones del núcleo por extrusión (C). Fuente: A. C. Ruiz-Fernández (Universidad Nacional Autónoma de México).

Fecha

El fechados se puede realizar por varios métodos pero el método que pretendemos utilizar es mediante el 210Pb. Este radionúclido de origen natural pertenece a la cadena radiactiva del 238U. Está presente tanto en la atmosfera, la litosfera y la hidrosfera. Este trazador de procesos ambientales ha sido utilizado con éxito en el estudio de procesos biogeoquímicos en los océanos, depósito atmosférico, contaminación antropogénica, procesos sedimentarios y geocronología de sedimentos. El plomo 210Pb total está compuesto por el 210Pb base, que es el que se forma in situ por la descomposición del 226Ra, y el 210Pb en exceso es el que se asocia con la materia en suspensión la cual lo arrastra hacia los sedimentos. El 210Pb en exceso es el parámetro fundamental para el fechado de los núcleos de sedimentos. La evaluación de la desintegración de este con la profundidad permite, en determinadas condiciones, estimar la fecha de formación de los sedimentos (hasta 100 años), que se convierten entonces en archivos naturales de las condiciones ambientales de la zona de estudio (Sanchez-Cabeza et al., 2012).

El muestreo y el fechado son metodologías realizadas fundamentalmente por físicos y químicos por lo que no se describen tan detalladamente.

Preparación de la muestra (Técnica de rutina)

La observación, conteo y separación de los foraminíferos se hace a relativamente pequeños aumentos (X20-X500) (Foto 8). Para evitar la electrostática deben ser manipulados con un pincel muy fino y húmedo, igualmente para su identificación es necesario observar las diferentes caras (dorsal, ventral y lateral) para lo cual el pincel es de gran ayuda. La observación más detallada de las estructuras del caparazón (ornamentación, concentración de los poros, etc) se puede realizar en un microscopio electrónico de barrido (Vernal *et al.*, 1996).



Foto 8. Observación de foraminíferos al estereoscopio. Fuente: J. Y. Núñez-Luis (Instituto de Oceanología).

Equipos: balanza analítica, estufa.

Materiales: tubos graduados de 50ml, *beakers* de 250ml, embudos, papel de filtro, tamices de 63 μm y de 125 μm , frasco lavador de agua destilada, recipientes de 250 ml, recipientes de *nylon* de 12 ml, etiquetas.

Pasos a seguir:

1. Preparar un tubo graduado con 25 cm^3 de agua destilada, pesar en balanza analítica y tarar.
2. Añadir 10 cm^3 de sedimento húmedo que desplaza el agua en el tubo. Anotar el volumen y el peso del sedimento húmedo.
3. Plegar en cuatro un papel de filtro Wathman n° 4 y ponerlo sobre un embudo. Filtrar todo el contenido del tubo y recoger el filtrado en un recipiente plástico de 250 ml, identificarlo con el número de la muestra y lavar con agua destilada con el fin de recuperar todo el sedimento.
4. Almacenar el filtrado, colocar el embudo y el papel de filtro con la muestra en una placa para que la muestra se seque a temperatura ambiente (durante 24 o 72 horas).
5. Pesar y anotar el peso de la muestra seca (esta medida permite calcular el porcentaje de agua que presenta la muestra).
6. Trasvasar el sedimento a un *beaker* de 250 ml que contenga 100 ml de agua destilada; dejar que la muestra se disgregue durante aproximadamente 30 minutos.
7. Hervir la muestra durante 4 o 5 minutos (máximo 10).
8. Verter el contenido del *beaker* sobre dos tamices de 63 y de 125 μm y lavar con agua del grifo (debido a que el volumen total de la muestra es muy limitado, la fracción inferior a 63 μm es recuperada para otros análisis).
9. Enjuagar las fracciones con agua destilada y ponerlas a secar a temperatura ambiente sobre un papel de filtro.
10. Anotar el peso de las fracciones y guardar en un frasco de 12 cm^3 y rotular.

Separación por densidad

Equipos: Campana de extracción.

Materiales: *beaker* de 250 ml, embudo, papel de filtro Wathman n°4, recipientes de 12 ml, etiquetas.

Reactivos químicos: CCl_4 en solución de densidad 2 g/cm^3 aproximadamente.

En una muestra arenosa, es posible hacer la separación de la meiofauna y la fracción mineral utilizando líquidos densos (como tetracloruro de carbono, CCl_4). La muestra tamizada y seca se mezcla con una solución densa (densidad $> 2 \text{ g}/\text{cm}^3$) en un *beaker* y la fracción sobrenadante es pasada por un papel de filtro (el líquido denso es recuperado para reutilizarlo después de la filtración). Son necesarios varios pases de la muestra por la solución densa para una total recuperación de la meiofauna. Las dos fracciones son guardadas en recipientes de 12 ml y debidamente rotuladas (Vernal *et al.*, 1996).

Esta técnica de separación se debe realizar en una campana de extracción por la toxicidad y la volatilidad de CCl_4 . Es una técnica que se debe utilizar como último recurso, porque puede aportar una contaminación importante para los análisis químicos posteriores que se le realizan a la meiofauna (Vernal *et al.*, 1996).

Recomendaciones

Como la técnica de separación por densidad utilizando CCl_4 tiene problemas de toxicidad y es caro, proponemos otro método que se realiza con una solución de azúcar de densidad $> 2 \text{ g}/\text{cm}^3$.

La solución se prepara con agua filtrada y azúcar comercial. Esta técnica se realiza con la misma descripción anterior sustituyendo la solución de CCl_4 por la solución azucarada (Armenteros *et al.* 2008).

Otro método factible para concentrar la muestra cuando son limos o arcillas es el que se describe a continuación:

Se vierten en un recipiente diez partes de agua por cada parte de sedimento y se mezcla vigorosamente con movimiento rotatorio durante 10 s. Se deja reposar de 2-3 s para que el sedimento se asiente y se decanta inmediatamente sobre un tamiz de 63 μm . Esta operación se repite como mínimo diez veces. Finalmente, el material retenido en el tamiz se guarda en un recipiente de 12 ml y el sedimento se guarda también para realizarle otros análisis (Armenteros *et al.* 2008).

Tinción de foraminíferos vivos

Productos químicos: rosa de bengala, formol o etanol.

Teniendo en cuenta que los foraminíferos bentónicos viven entre los sedimentos superficiales, para diferenciar los vivos de los fósiles se utiliza la tinción con rosa de bengala, por ser un colorante selectivo para las células vivas (Boltovskoy, E., 1965).

Se utiliza una solución de 2 g de rosa de bengala en un litro de formol o etanol. La solución preparada se le agrega a la muestra en el momento de la recolección. Se utilizan 15 ml de solución para 10 cm^3 de sedimento. Los foraminíferos que estaban vivos en el momento del muestreo conservarán una pigmentación diferente a la de los fósiles (Boltovskoy, E., 1965).

Alícuotas

Equipos: separador, series de tamices (63, 125, 150, 250, 500 μm), placa de conteo cuadrículada, pinceles 0,00, pinzas de punta muy fina y agujas enmangadas bien finas.

Como la densidad o la concentración de los microfósiles es muy alta, la observación y el conteo sobre una placa no puede realizarse en toda la muestra ($N > 300$). Por lo que se extrae una fracción representativa de la fase sedimentológica, química o micropaleontológica de la muestra (alícuota) con la idea de separar la muestra en dos o más partes iguales (X2, X4, X8, X16...). Es importante anotar que fracción de la muestra es (1/2, 1/4, 1/8, 1/16...) la alícuota con el fin de calcular posteriormente las concentraciones (Vernal *et al.*, 1996).

Otra alícuota puede ser la separación granulométrica. Esta separación depende del tipo de microfósil que se vaya a analizar. Para foraminíferos plantónicos el tamizaje se realiza a partir de 150 μm (por convención de micropaleontólogos) de manera que las formas $\geq 150 \mu\text{m}$ son el objetivo de un conteo sistemático. Los pequeños y los juveniles son excluidos porque es más difícil su identificación taxonómica. Para los foraminíferos bentónicos, no existe una convención formal, para sus dimensiones. Lo más utilizado para el análisis de la microfauna se usa la fracción $> 63 \mu\text{m}$. Sin embargo, la mayor parte de los micropaleontólogos no identifican los foraminíferos de las fracciones $\leq 125 \mu\text{m}$, a fin de evitar la identificación de los juveniles. Si el objetivo de estudio necesita establecer una relación de edad de las poblaciones entonces se recomienda identificar las fracciones $\geq 125 \mu\text{m}$ (Vernal *et al.*, 1996).

Conteo y cálculo de concentración

Después de alícuotear y tamizar, la meiofauna es revisada de la manera más uniforme posible sobre una placa para la observación en un estereoscopio y se realiza la clasificación taxonómica.

La bibliografía que recomendamos para la identificación taxonómica es Loeblich y Tappan (1988) o SenGupta (1999).

A pesar de la partición, el número de individuos en la alícuota puede ser muy elevado para justificar un conteo sistemático, por ello es posible dividir la placa en secciones iguales (a veces ya viene dividida con una cuadrícula), la alícuota se reparte aleatoriamente sobre la cuadrícula y se hace un análisis parcial de la alícuota. En este caso, es necesario anotar el número de las cuadrículas analizadas (Vernal *et al.*, 1996).

Varios cálculos de probabilidades, basados en análisis binomial o una distribución de Poisson, han demostrado que con el conteo de 300 individuos de una muestra hay, teóricamente, un 95% de probabilidad de encontrar todas las especies de foraminíferos bentónicos presentes en el total de la muestra. Un estudio de población con más de 300 individuos no contribuye al aumento de la precisión del estudio (Fatela y Taborda, 2001).

El conteo sistemático realizado en la superficie total o parcial de la placa, permite calcular, por extrapolación, la concentración de foraminíferos en los sedimentos, o sea el número de individuos por unidad de peso o de volumen de sedimentos inicial (Vernal *et al.*, 1996).

La concentración (C) = $n \times a \times s / pse$

Donde n= la suma de los microfósiles enumerados.

a= el número de de particiones, o sea 1/fracción de la alícuota-

s= el rendimiento entre la superficie de la placa y la superficie analizada.

pse= el peso o el volumen inicial de la muestra (Vernal *et al.*, 1996).

Parámetros ecológicos empleados en estudios paleoecológicos

Abundancia Relativa (A). La abundancia relativa indica la importancia de cada especie en el conjunto total de la muestra. Este valor es calculado para cada especie en función del tamaño de la cada muestra. Para eso se utiliza la siguiente fórmula (Boltovskoy & Totah, 1985).

$$A_i = f_i \times 100 / N$$

Donde A_i = Abundancia relativa de la especie i

f_i = Número de individuos de la especie i

N = Número total de individuos de la muestra

Dominancia. La dominancia es la tendencia de algunas especies a ser una gran parte de la muestra y se basa fundamentalmente en el porcentaje que representan las especies en la muestra (Boltovskoy & Totah, 1985).

Dominantes > 20%

Comunes 10%-20%

Usuales 5%-10%

Raro < 5%

Relación Aglutinados/Calcáreos. La relación Aglutinados/Calcáreos. A/C (%) es una medida indirecta de las condiciones de salinidad (Douglas, 1979)

$$A/C (\%) = A \times 100 / N_i$$

Donde A = es el número total de caparzones aglutinados.

N = Número total de individuos.

Relación Plantónicos/Bentónicos. La relación Plantónicos/Bentónicos P/B (%) es una medida indirecta de la influencia marina, se utiliza la siguiente formula (Douglas, 1979).

$$P/B (\%) = P \times 100 / N$$

Donde P = el número total de los caparazones plantónicos.

N = Número total de individuos.

Diversidad. La diversidad está constituida por dos componentes: el número de especies y la riqueza específica que se describe con la abundancia relativa o la equidad.

- Número de especies o riqueza específica (S) está definida como el número de especies por número específico de individuos o biomasa. Constituye la medida más fácil y rápida de diversidad.

- El índice de diversidad de Shannon (H') asume que todos los individuos son una muestra de una población indefinidamente grande y que todas las especies se representan en la muestra. La fórmula del índice de Shannon es:

$$H' = - \sum p_i \times \ln p_i$$

Donde $p_i = n_i/N$ = es la proporción de las diferentes especies i de la muestra

N = es el número total de en individuos de la muestra

H' = es la diversidad

S = es el número total de las especies i

Este índice representa la ventaja del número o la abundancia relativa de las especies. Es independiente del modelo matemático utilizado y permite comparar la diversidad entre muestras de diferentes tamaños. El valor de H' es esencialmente determinado por las especies comunes y poco afectado por la contribución de las especies raras. (Magurren, 1991).

Extracción de los foraminíferos para los análisis isotópicos

La extracción de caparazones carbonados de foraminíferos bentónicos o plantónicos con el fin de hacer análisis isotópicos ($\delta^{18}\text{O}$ y $\delta^{13}\text{C}$) se hacen a partir de los núcleos de sedimento que se extraen con nucleadores o corers de diferentes diámetros y longitudes, según sea el objetivo de la investigación. Estos núcleos son divididos por secciones y cada sección es fechada independientemente.

Una porción de cada sección, generalmente de 1 a 5 gramos es trasladada al laboratorio para la identificación y conteo de los foraminíferos.

Una vez realizado el conteo de organismos bajo el estereoscopio y la identificación taxonómica, se selecciona una cantidad de individuos de la misma especie para los análisis de la composición isotópica, debido a que puede haber diferencias en la composición de los caparazones de diferentes especies o de hábitats diferentes (Vernal *et al.*, 1996).

El análisis isotópico de las formas plantónicas se hace generalmente a partir de 50 caparazones de la misma especie y de talla determinada. Técnicamente, es posible hacer el análisis a partir de 10 o 15 caparazones de foraminíferos plantónicos. Sin embargo, es preferible analizar una cantidad uniforme para simplificar las operaciones del espectrómetro de masa; por otro lado, una cincuentena de individuos representan una cantidad estadísticamente más satisfactoria (por ejemplo, el peso de un elemento externo, producto de la bioturbación o de un transporte lateral, es menos importante). La especie más utilizada es *Neogloboquadrina pachyderma*, generalmente levógira y que se encuentren en la fracción de 150-250 μm . (Vernal *et al.*, 1996).

Los caparazones se colocan en portamicrofósiles previamente rotulados. Es importante rotular el número de foraminíferos extraídos además del número de muestra, profundidad, etc. (Vernal *et al.*, 1996).

El número de foraminíferos bentónicos necesario para un análisis isotópico es variable dependiendo de la talla de la especie analizada (entre 10 y 100 caparazones). Las especies analizadas, de preferencia epibentónicas, dependen de los conjuntos y de las diferencias de una muestra a la otra. En general, 4 o 5 especies son extraídas simultáneamente con el fin de obtener una serie de composiciones. Es muy raro que una misma especie bentónica esté presente en la totalidad de una secuencia sedimentaria (núcleo), en particular cuando el sitio de muestreo va a registrar variaciones ambientales importantes (Vernal *et al.*, 1996).

Extracción de foraminíferos para medir el ^{14}C

El análisis de los foraminíferos por espectrometría de masa (AMS) requiere alrededor de 50 mg de carbonato. Sin embargo, es posible trabajar con menores cantidades (10 mg es el mínimo). Los análisis generalmente se efectúan en grupos de una sola especie de foraminíferos que estén en la fracción $>120\ \mu\text{m}$. Los foraminíferos son extraídos de preparaciones palinológicas o de tamizado (después de haber realizado el conteo, la clasificación taxonómica y los análisis isotópicos) (Vernal *et al.*, 1996).

CONCLUSIONES

La incorporación del estudio de los corales hermatípicos y de los foraminíferos a la interpretación de los impactos del cambio climático sobre la biodiversidad marina y costera robustece los resultados de las investigaciones. Ello se debe al aporte confiable y rápido de información valiosa y que vincula las comunidades biológicas con el medio abiótico en el cual estas se desarrollaron. Reconstruir la variabilidad climática que ha existido en los últimos siglos, así como analizar la incidencia de los impactos naturales y antrópicos en series de tiempo relativamente largas (0-500 años) contribuye a comprender mejor los procesos bióticos y abióticos que se llevan a cabo en los ecosistemas. Ello, a su vez, contribuye al establecimiento de estrategias de conservación y protección de la biodiversidad marina sobre bases certeras y confiables.

BIBLIOGRAFÍA

- Al-Rousan, S; S. Al-Moghrabi; J. Pätzold; G. Wefer (2002). Environmental and biological effects on the stable oxygen isotope records of corals in the northern Gulf of Aqaba, Red Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 239: 301–310.
- Altenbach, A.V. & Sarnthein, M. (1989). *Productivity record in benthic foraminifera*. In: Berger, W.H., Smetacek, V.S., Wefer, G. (Eds.), *Productivity of the Ocean: Present and Past*. Wiley, New York, Dahlem-Konferenzen, Pp. 255–269.
- Armenteros, M., Pérez-García, J.A., Pérez-Angulo, A. & Williams, J.P. (2008) Búsqueda de información de la historia ambiental de la zona de incidencia y primeras reuniones. *Revista de Investigaciones Marinas*, 29(2): 113-118.
- Armstrong, H. A. & Brasier, M. D. 2005. *Microfossils*. Blackwell Publishing. Australia, 295.
- Berger, W.H. (1982). *Climate steps in ocean history-Lessons from the Pleistocene*. In Berger, W.H., Crowell, J.C., *et al.* (eds), *Climate in Earth History, Studies in Geophysics*. Washington, DC: National Academy Press, Pp. 43-54.

- Bernal, R. & J. D. Carriquiry (2001). El registro isotópico paleoambiental de un coral de Cabo Pulmo, boca del Golfo de California, México. *Ciencias Marinas*, 27(2): 155–174.
- Bernhard J. M. & Sen Gupta B. K. (1999) *Foraminifera of oxigen-depleted enviroments*. In: Modern Foraminifera. Barun K. Sen Gupta (ed.). Kluwer Academic Publishers. Printed in Great Britain, Pp. 201-216.
- Bernhard, J. M., SenGupta,B.K. & Borne,P.F. (1997). Benthic Foraminiferal proxy to stimatedysocsic bottom-water oxygen concentrations: Santa Barbara Basin, U.S. Pacific continental margin. *Journal of Foramin. Res.* 22(4):301-310.
- Boltovskoy, E., Ed. (1965). *Los Foraminíferos Recientes*. Buenos Aires, Editorial Universitaria Buenos Aires, 510.
- Boltovskoy, E. & Totah, V. (1985). Diversity, similarity and dominance in benthic foraminiferal fauna along one transect of the Argentine shelf. *Revue de Micropaléntologie*, 28(1): 23-31.
- Caralp Michael, H. (1989). Size and morphology of the benthic foraminifer *Melonisbarleeaanum*; relationships with marine organic matter. *The Journal of Foraminiferal Research*, 19(3): 235-245.
- Chiapone, M. (2001). Capítulo VIII. *Crecimiento y composición de isótopos estables de los corales*. En Conservación de Arrecifes Coralinos en Áreas Marinas Protegidas: Estudio del Parque Nacional del Este, República Dominicana. Publications for Capacity Building, The Nature Conservancy Headquarters, Virginia, Pp: 103-138.
- Cuesta L. B. (2011). Reconstrucción Paleoceanográfica del Golfo de Tehuantepec durante los últimos 55 ka A.P., a través de los Foraminíferos bentónicos, Carbono orgánico y Carbonato de calcio. Tesis que para obtener el grado académico de Maestra en Ciencias, 68.
- Douglas, R. G. (1979). Benthic foraminiferal ecology and paleoecology. A review of concepts and methods in Lipps, J. H., Berger, W. H., Buzas, M. A., Douglas, R. G. y Ross, C. A. (1079) *Foraminiferal Ecology and Paleoecology*. SEPM short course n°6, Houston, 198.
- Douglas, R. & Staines-Urias, F. (2007). Dimorphism, shell Mg/Ca ratios and stable isotope content in species of *Bolivina* (benthic foraminifera) in the Gulf of California, Mexico. *Journal of Foraminiferal Research*, 37(3): 189-203.
- Douglas, R., González-Yajimovich, O., Ledesma-Vázquez, J. & Staines-Urias, F. (2007). Climate forcing, primary production and the distribution of Holocene biogenic sediments in the Gulf of California. *Quaternary Science Reviews*, 26:115–129.
- Erez, J.; S. Reynaud; J. Silverman; K. Schneider; D. Allemand (2011). *Coral Calcification Under Ocean Acidification and Global Change in Coral Reefs: An Ecosystem in Transition*. Springer Science+Business, Ramat Gan. Pp: 151-176. ISBN 978-94-007-0113-7
- Fatela, F. & Taborada, R. (2001). Confidence limits of species proportions in microfossil assemblages. *Marine Monographs*, 54(2): 187-211.
- Felis, T. & J. Pätzold (2003). *Climate Records from Corals*. Wefer G, Lamy F, Mantoura F (eds), Marine Science Frontiers for Europe. Springer-Verlag Berlin Heidelberg New York Tokyo, Pp 11-27.
- Ingle, J.C., Keller,G. & Kolpack, R.L. (1980). Benthic Foraminifera biofacies, sediments and water masses of the southern Peru-Chile Trench area, southeastern Pacific ocean. *Micropaleontology*, 26:113-150.
- Jorissen Frans J., (1999). *Benthic foraminiferal microhabitats below the sediment-water interface*. En: Modern Foraminifera. Barun K. Sen Gupta (ed.). Kluwer Academic Publishers. Printed in Great Britain, Pp. 161-179.

- Jorissen, F. J., Fontanier, C., & Thomas, E. (2007). Paleooceanographical proxies based on deep-sea benthic foraminiferal assemblage characteristics. In: Proxies in Late Cenozoic Paleooceanography (part 2): Biological tracers and biomarkers, edited by C. Hillaire-Marcel and A. de Vernal. *Elsevier*, Pp. 263-325.
- Kaiho Kunio. (1999). Effect of organic carbon flux and dissolved oxygen on the benthic foraminiferal oxygen index (BFOI). *Marine Micropaleontology*, 37:67-76.
- Keigwin, L. D. & Jones, G. A. (1990). Deglacial climatic oscillations in the Gulf of California. *Paleoceanography*, 5(6): 1009-1023.
- Kennett, J. P. & Imgram, B. L. (1995). A 20,000-year record of ocean circulation and climate change from the Santa Barbara basin. *Nature*, 37: 510-516.
- Loeblich, A. R. & Tappan, H. (1988). *Foraminiferal genera and their classification*. Van Nostrand Reinhold, New York, 970.
- Loubere, P., (1996). The surface ocean productivity and bottom water oxygen signals in deep water benthic foraminiferal assemblages, *Marine Micropaleontology*, 28:247-261.
- Machain Castillo M. L., Arellano Torres E., Cuesta Castillo L. B. & Monreal Gómez M. A. (2004). Evolución Oceanográfica Del Golfo Tehuantepec Durante los últimos 40,000 años. *GEOS*. 24(2): 349.
- Machain-Castillo, M. L., G. Diego-Casimiro, A. C. Ruiz-Fernández & L. B. Cuesta-Castillo. (2006). Living (rose bengal stained) benthic foraminifera from the oxygen minimum zone in the Gulf of Tehuantepec, Mexican Pacific. European Geosciences Union General Assembly, Viena, Austria, 2-7 abril, 2006.
- Magurren, A. E. (1991). *Ecological Diversity and its Measurement*. Chapman and Hall, Princeton University Press, 179.
- Murray J.W. (1991). Ecology and palaeoecology of benthic foraminifera. Longman Scientific y technical UK. Harlow, 397.
- Muscatine, L.; C. Goiran; C. Land; L. Jaubert; J. Cuif JP; D. Allemand (2005). Stable isotopes ($\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$) of organic matrix from coral skeleton. *Proc Natl Acad Sci USA*, 102:1525–1530.
- Phleger F. B. (1964). Patterns of living benthonic foraminifera, Gulf of California. In: Andel, T.H. van, & Shor, G.G., Jr., Eds., *Marine geology of the Gulf of California*. Amer. Assoc. Petr. Geol. Mem. 3, Pp.337-394.
- Reynaud, S.; C. Ferrier-Page`s; A. Meibom; S. Mostefaoui; R. Mortlock; R. Fairbanks; D. Allemand (2007). Light and temperature effects on Sr/Ca and Mg/Ca ratios in the scleractinian coral *Acropora* sp. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 71: 354–362.
- Ruddiman. W.H. (2000). *Earth's Climate: Past and Future* (1st and 2nd editions). Freeman and Co., NY. 465.
- Rühlemann, C., Müller, P. J. & Schneider, R. (1999). Organic carbon and carbonate as paleoproductivity proxies: examples from high and low productivity areas of the tropical Atlantic, In: Fischer, G & Wefer, G (eds.). *Use of Proxies in Paleooceanography. Examples from the South Atlantic*, Springer, Berlin, Heidelberg, Pp. 315-344.
- Sánchez-Cabeza, J.A., Díaz-Asencio, M. & Ruiz-Fernández, A. C. (2012). *Radiocronología de Sedimentos Costeros Utilizando ^{210}Pb : Modelos, Validación y Aplicaciones*. Organismo Internacional de Energía Atómica. Viena, Austria, 108.

- Scott, L., Cannariato, K., Thunell, R., Haug, G. H., Koutavas, A., & Lund, S. (2004). Decline of surface temperature and salinity in the western tropical Pacific Ocean in the Holocene epoch. *Letters to Nature*, 431: 56-59
- Sen Gupta B. K. (1999). Introduction to modern Foraminifera. En: Modern Foraminifera. Barun K. Sen Gupta (ed.). Kluwer Academic Publishers. Printed in Great Britain, Pp. 3-6.
- Thunell, R. C. & Kepple, A. B. (2004). Glacial-Holocene 15N record from the Gulf of Tehuantepec, Mexico: Implications for denitrification in the eastern equatorial Pacific and changes in atmospheric N₂O. *Global Biogeochemical Cycles*, 18.
- Vernal A., Henry M. & Bilodeau G. (1996). Le cahiers du GEOTOP N°3, 43.
- Watanabe, T.; A. Winter; T. Oba; R. Anzai; H. Ishioroshi (2002). Evaluation of the fidelity of isotope records as an environmental proxy in the coral *Montastraea*. *Coral Reefs*, 21: 169–178.
- Weldeab, S., Schneider, R.R. & Kölling, M. (2006). Deglacial sea surface temperature and salinity increase in the western tropical Atlantic in synchrony with high latitude climate instabilities. *Earth and Planetary Science Letters*, 241: 699– 706.

LAS CIANOBACTERIAS Y EL CAMBIO CLIMÁTICO: MÉTODOS PARA SU ESTUDIO

Gladys Margarita Lugioyo Gallardo y Sandra Loza Álvarez

Instituto de Oceanología, Ave. 1ra # 18406 entre 184 y 186, Reparto Flores, Playa, La Habana, Cuba.
Email: margarita@oceano.inf.cu, sandra@oceano.inf.cu.

INTRODUCCIÓN

En las últimas tres décadas, el equilibrio ecológico de la zona marino y costera de todo el mundo se ha modificado debido a la intensificación de las actividades antrópicas y por factores climáticos (Tapia, 2007). En las regiones costeras del mundo, las presiones económicas, ambientales y demográficas convergen de forma brusca, creando una situación compleja que presenta un desafío multidimensional a su manejo eficaz, sostenible y de gobierno (Duarte *et al.*, 2006 y Bollmann *et al.*, 2010).

El estrés ambiental provocado por las actividades antrópicas y/o por factores climáticos influye en el fitoplancton, lo que se manifiesta a nivel comunitario por cambios en su estructura y a nivel específico por la presencia o desaparición de especies sensibles y/o por el desarrollo de especies nocivas que transfieren las toxinas a niveles tróficos superiores (Bonilla y Conde, 2000; Falkowski *et al.* 2004; Sogin *et al.* 2006; Simon *et al.* 2009). En el escenario actual, dada la capacidad que tienen algunos organismos acuáticos de resistir y adaptarse a condiciones ambientales adversas, está ocurriendo un cambio en la estructura del fitoplancton con una tendencia al incremento de las cianobacterias, por lo que este grupo puede considerarse un adecuado indicador de la calidad ambiental de los ecosistemas marinos y de la respuesta al cambio climático (Loza *et al.* 2007).

Lo anterior guarda relación con la gran variedad de características ecofisiológicas que presentan las cianobacterias que les permite ser exitosas en un amplio rango de condiciones ambientales (Jóźwiak *et al.* 2008), debido a su antiguo origen evolutivo y a que son un grupo compuesto por diversos linajes. Son además el grupo filogenético con mayor diversidad funcional, si consideramos sus rasgos morfológicos, pertenencia a grupos funcionales y plasticidad o adaptabilidad fisiológica (Terrel & Bytnar, 1996; Smith & Smith, 2001; Bonilla, 2009). Además de que son algunos de los pocos organismos del fitoplancton que tienen representantes de tres niveles de organización (unicelular, colonial y filamentoso) y presentan además gran número de especializaciones celulares (Komárek, 2005).

Las cianobacterias son reconocidas por ser indicadoras de cambios en las condiciones ambientales asociados a elevadas concentraciones de fosfatos y amonio, y altas temperaturas (Smith & Smith, 2001; Paerl & Huisman, 2009). La proliferación de este grupo microbiano es una de las alteraciones comúnmente asociadas a la eutrofización en las zonas costeras que puede afectar la estructura comunitaria del fitoplancton por inhibición a otras algas mediante la producción de metabolitos extracelulares o por el solapamiento que se produce en casos de desarrollo masivo (Bonilla, 2009).

Interrelación entre el cambio climático y la eutrofización

Existen evidencias científicas acerca de cambios climáticos en diversas regiones del planeta (IPCC, 2007). En este contexto, el aumento de la temperatura y los cambios en los patrones de precipitación pueden tener efectos sinérgicos significativos sobre los procesos de eutrofización en los ecosistemas acuáticos, con un posible aumento de la biomasa microalgal (Jeppesen, Sondergaard & Jensen, 2003).

En el contexto del cambio climático las evidencias indican que el fitoplancton responderá globalmente al aumento de la temperatura de las aguas marinas, con una posible disminución de los tiempos de generación de las especies, propiciando así la selección de las formas mejor adaptadas a las nuevas condiciones ambientales (Domis *et al.* 2007).

Evidencias experimentales y análisis de series históricas han permitido concluir que las cianobacterias podrían ser beneficiadas por el aumento de la temperatura (Reynolds, 2006; Domis *et al.*, 2007; Paerl & Huisman 2008) y que el aumento de la estabilidad de la columna de agua por el incremento de la temperatura, también favorecería la dominancia de cianobacterias (Oliver & Ganf, 2000; Huisman *et al.* 2004; Paerl & Huisman, 2009) (Figura 1). Por otra parte, el aumento de las precipitaciones puede tener un efecto potencial sobre la eutrofización por un mayor aporte de nutrientes que estimula el crecimiento del fitoplancton (FWR, 2005).

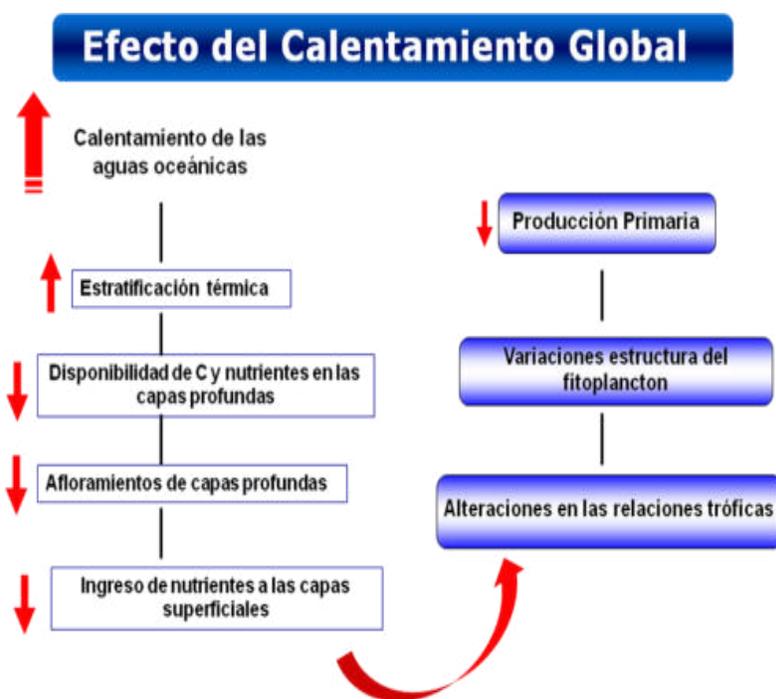


Figura 1. Representación esquemática del efecto del incremento de la temperatura a nivel global sobre la comunidad fitoplanctónica.

Otro efecto sinérgico asociado a las modificaciones climáticas es el agotamiento de oxígeno por reducción de la mezcla vertical de la columna de agua, lo que favorecería los procesos de

autofertilización con fósforo desde el sedimento. Además, el aumento de la biomasa fitoplanctónica comprometería el desarrollo de la vegetación sumergida debido al aumento de la turbidez de la columna de agua, reduciendo así los hábitats y zonas de refugio para los invertebrados planctónicos, depredadores naturales del fitoplancton (Scheffer, 2007).

En el grupo de las cianobacterias existen especies capaces de fijar el nitrógeno atmosférico y/o de regular su flotabilidad mediante vacuolas de gas. Ambas capacidades brindan a estas especies ventajas para dominar el fitoplancton y, potencialmente, desplazar a las algas eucariotas (Oliver & Ganf, 2000) (Figura 2).

La dominancia de cianobacterias en el fitoplancton, comúnmente menos apetecible para los herbívoros (Reynolds, 2006), resulta en una disminución del alimento y la energía disponible para los niveles tróficos superiores.

La cascada de efectos derivados de los cambios en la comunidad microalgal puede dar como resultado modificaciones importantes de la estructura global del ecosistema (Reynolds, 2006). Así, especies relevantes para la estructura trófica o comercial pueden ser negativamente impactadas o desaparecer por el proceso de eutrofización.

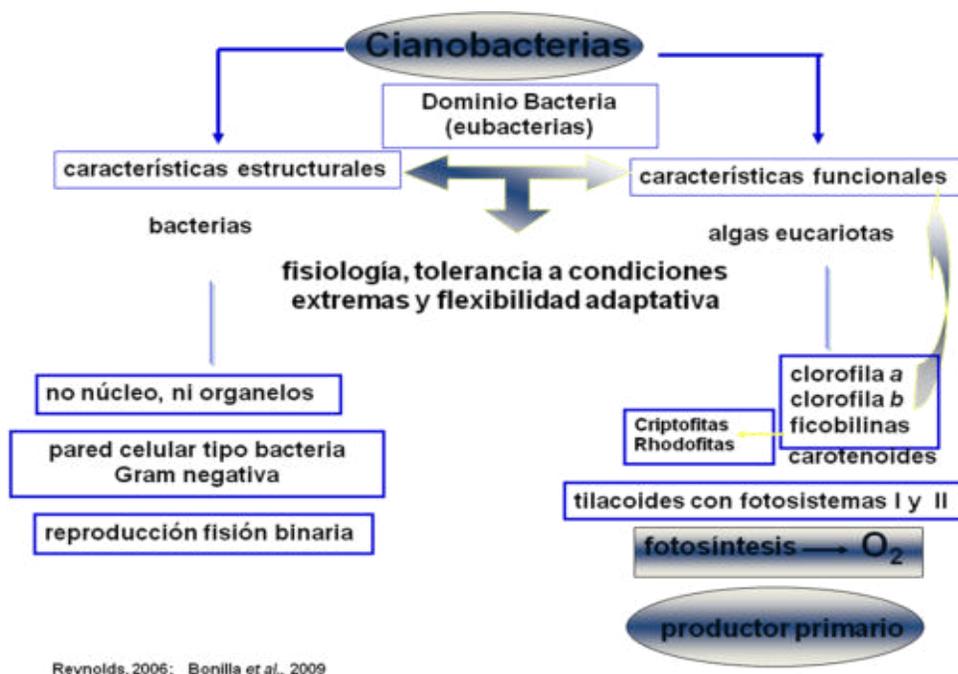


Figura 2. Características estructurales y funcionales que las cianobacterias comparten con las bacterias y con las algas eucariotas y que le confieren ventajas adaptativas para dominar el fitoplancton.

METODOLOGÍAS PARA EL ANÁLISIS DE CIANOBACTERIAS

Para lograr una correcta evaluación de los posibles cambios en la estructura del fitoplancton se requiere la obtención de muestras para analizar los aspectos bióticos (ej. presencia de

cianobacterias) y el registro de variables abióticas relacionadas con el crecimiento de las cianobacterias (ej. temperatura, lluvia, tiempo de residencia, nutrientes). En este sentido, la metodología a seguir es clave para obtener datos válidos y confiables (Bonilla, 2009).

Muestreo

La estrategia de muestreo, incluyendo lugar y frecuencia, dependerá del uso del agua. En lugares utilizados para la recreación se muestrean las zonas de contacto con la población y se ajusta la frecuencia del muestreo de acuerdo a las épocas climáticas. Asimismo, también se tiene en cuenta variaciones en la hidrodinámica, aumento en la entrada de nutrientes.

El muestreo debe abarcar dos aspectos: el cualitativo, que refiere al tipo de organismos existentes (lista de especies, presencia o no de cianobacterias potencialmente tóxicas) y el cuantitativo, que refiere a la cantidad de estos organismos en el agua y sus toxinas (concentración de clorofila, abundancia de células o biovolumen por volumen de agua, concentración de cianotoxinas) (Bonilla, 2009).

Muestreo cualitativo

Las muestras para el análisis cualitativo pueden ser tomadas con redes de arrastre, y se hacen arrastres horizontales subsuperficiales u oblicuos para abarcar la mayor parte de la columna de agua, en dependencia de la profundidad. El muestreo con red se utiliza para concentrar los organismos de mayor tamaño (Figura 3).



Figura 3. Red de arrastre para muestreos horizontales u oblicuos.

Para almacenar las muestras se deben usar frascos limpios de 300 ml, con tapa de rosca, correctamente rotulados.

Las muestras cualitativas se fraccionan en dos. La primera fracción es utilizada para la observación in vivo en el microscopio, inmediatamente o pocos días después del muestreo; para lo cual se recomienda dejar aire en los frascos y conservar en oscuridad y en refrigerador (sin congelar). Estas muestras pueden ser utilizadas para aislar y cultivar especies de cianobacterias de interés (Bonilla, 2009).

La segunda fracción se preserva con solución lugol o formol neutralizado que permite su conservación por un tiempo prolongado, hasta ser analizada en el microscopio para el inventario del fitoplancton con énfasis en las cianobacterias.

Muestreo cuantitativo

Las muestras para el análisis cuantitativo pueden ser tomadas manualmente, con botellas muestreadoras o bombas de succión (Figuras 4 y 5).

Las botellas para la toma de muestras, verticales u horizontales, son adecuadas para colectas a distintas profundidades (Figura 4).

Las bombas de succión son útiles para muestrear y/o integrar muchos sitios en poco tiempo (Figura 5). Finalmente, para integrar toda la columna de agua, también se pueden utilizar tubos de PVC de distintas longitudes que se tapan en ambos extremos (Figura 6). Nunca se utilizan redes para los muestreos cuantitativos (Bonilla, 2009).

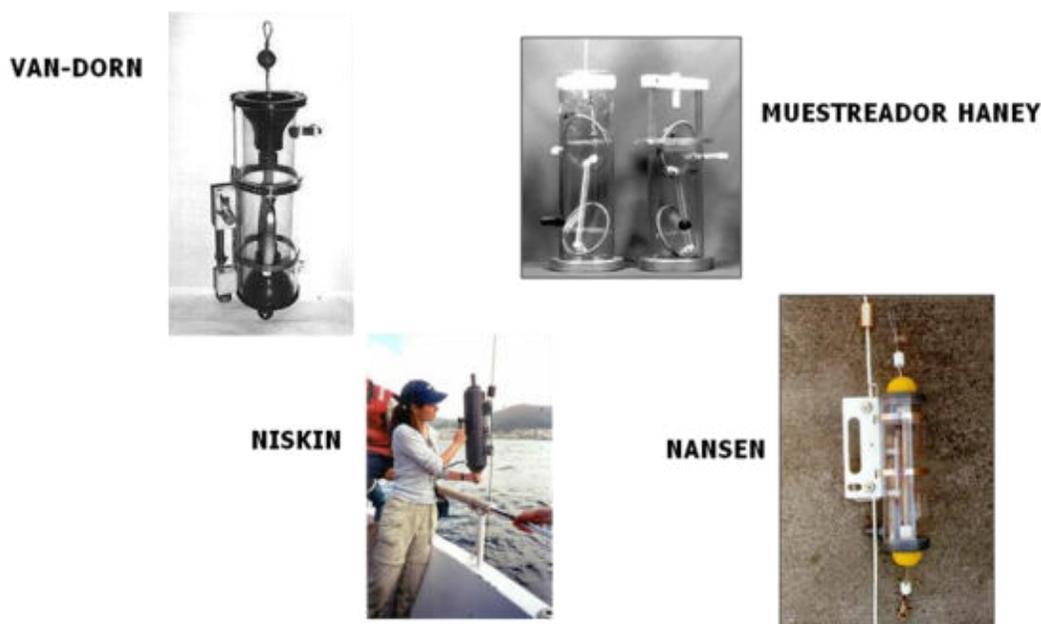


Figura 4. Diferentes tipos de botellas para la toma de muestras.



Figura 5. Bomba de succión para la toma de muestras integradas de diferentes sitios.

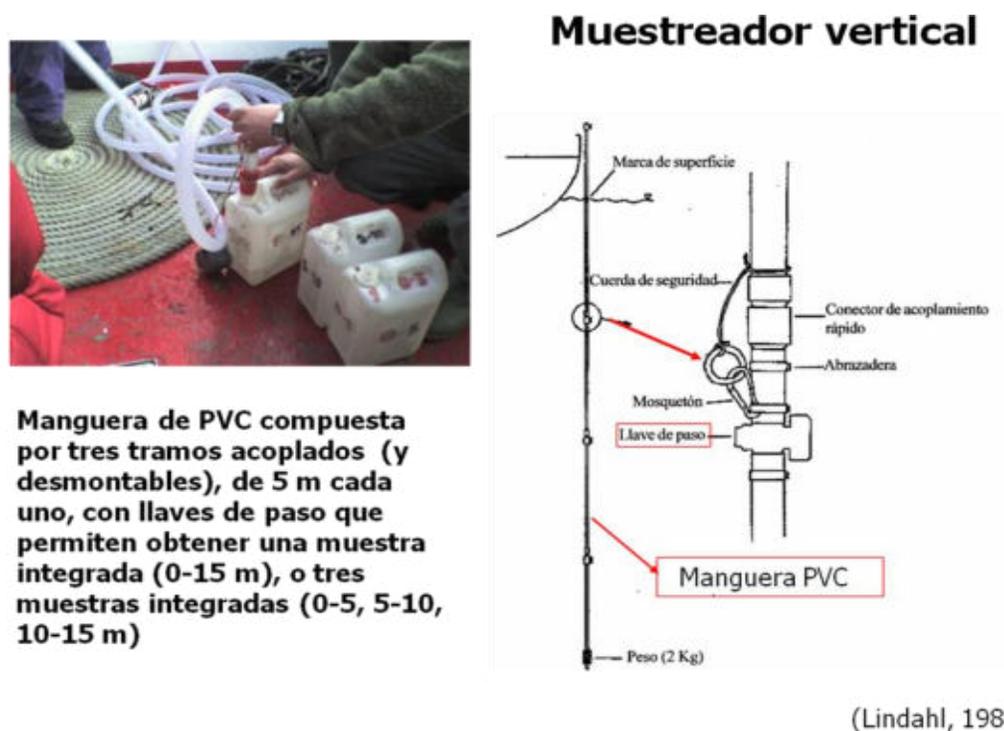


Figura 6. Muestreador vertical de PVC para la toma de muestras por estratos de la columna de agua.

Las muestras para el análisis de la fracción nanoplanctónica ($< 20 \mu\text{m}$) son fijadas inmediatamente con lugol (0,3 a 1 % según concentración de la muestra) y/o con formol

neutralizado (3 a 5 % final) y se conservan en oscuridad. Para el análisis de la fracción picoplanctónica (< 3 μm) las muestras se filtran por mallas de 5 o 10 μm de tamaño de poro y posteriormente se fijan con glutaraldehído (2 % final) (Bonilla, 2009).

Las muestras destinadas al análisis de cianotoxinas deben ser congeladas inmediatamente al muestreo (-20°C), en oscuridad hasta su posterior análisis (hasta 4 semanas luego del muestreo).

Análisis cualitativo

El uso del microscopio óptico es fundamental e insustituible para confirmar la presencia de cianobacterias. Es necesario utilizar microscopios ópticos con oculares de 10 o 15 aumentos provistos de retícula para conteo y reglilla y un conjunto de objetivos incluyendo 100 aumentos. La identificación de los organismos en una muestra requiere experiencia y calificación del técnico, así como la utilización de bibliografía especializada y actualizada (Bonilla, 2009).

La identificación clásica de microalgas y cianobacterias se realiza considerando la presencia, forma y tamaño de atributos morfológicos utilizando claves. El análisis microscópico del material incluye la observación general del organismo al microscopio y luego de las células vegetativas y diferenciadas. La muestra fresca es importante porque en ella se observan características que facilitan la identificación como la existencia de motilidad, coloración y tamaños originales (Bonilla, 2009).

Para la obtención de las medidas de los organismos se utiliza la reglilla del ocular, la que debe ser calibrada. Además, se pueden utilizar distintas tinciones para resaltar las estructuras morfológicas (Figura 7).

Existen diferentes tinciones y tratamientos para identificación taxonómica en el microscopio óptico. El cloruro de zinc iodado o yoduro de potasio se emplea para diferenciar paredes celulares transversales en filamentos. La tinta china, resalta las vainas mucilaginosas hialinas o transparentes y el azul de metileno que colorea y resalta las vainas, membranas y paredes transversales en filamentos (Bonilla, 2009).



Figura 7. Filamento de *Anabaena* sp. (1000 aumentos) con la vaina transparente en contraste con el campo oscuro por la tinta china.

En cuanto al aspecto general del organismo, se debe considerar su nivel de organización (unicelular, colonial o filamentoso) y su forma (Figura 8). Esto se realiza, generalmente, a bajo aumento (objetivos 4 X a 20 X). Se puede tocar suavemente el cubreobjetos con una pinza o varilla para lograr que los organismos giren y apreciar su morfología general.

En el caso de los organismos coloniales se debe observar si la colonia es globosa, plana o cúbica. En el caso de los organismos filamentosos, se debe observar si los filamentos o tricomas (filamentos sin vaina mucilaginosa) son rectos, flexuosos o espiralados (Bonilla, 2009).

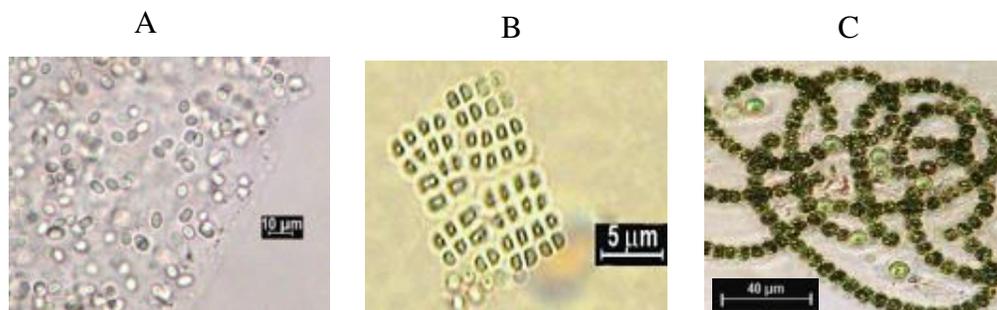


Figura 8. Cianobacterias pertenecientes a los niveles de organización: A y B colonial y C filamentoso. (A) *Aphanothece stagnina* (Sprengel) A. Braun in Rabenhorst 1863 (B) *Merismopedia tenuissima* Lemmermann 1898 (C) *Dolichospermum circinalis* (Rabenhorst ex Bornet et Flahault) comb. nov. – basónimo: *Anabaena circinalis* Rabenhorst ex Bornet et Flahault, 1888).

En las cianobacterias, las células vegetativas pueden dar lugar a heterocitos y acinetos (Figura 9). Los heterocitos son células diferenciadas que cumplen la función de fijar nitrógeno atmosférico (Orden Nostocales y Stigonematales) (Wolk Ernst & Elhai, 1994). En el proceso de diferenciación del heterocito (desorganización de los fotosistemas, engrosamiento de la pared celular) se crean condiciones intracelulares que aseguran niveles mínimos de oxígeno, condición requerida para que actúe la enzima, nitrogenasa, responsable de la fijación de nitrógeno atmosférico (van Den Hoek *et al.* 1995). Los heterocitos pueden formarse bajo condiciones ambientales deficientes en nitrógeno inorgánico disuelto. Los acinetos son células de resistencia de gran tamaño, con una alta acumulación de reserva y con engrosamiento de la pared celular. Estas células se generan en condiciones de estrés ambiental (Orden Nostocales y Stigonematales) (Bonilla, 2009).

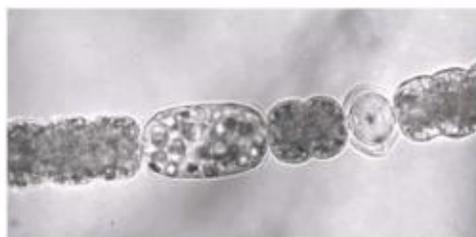


Figura 9. Filamento de *Anabaena planctónica* (1000 aumentos). De izquierda a derecha se observa un acineto y un heterocito.

En cuanto a la célula vegetativa y diferenciada es posible distinguir cinco formas básicas. Por ejemplo, en los organismos filamentosos, la forma en que están conectadas las células muchas veces tiene valor taxonómico a nivel de género. En algunos organismos las paredes transversales son iguales (o casi iguales) al ancho de la célula (ej. *Planktothrix*) (Figura 10), mientras que en otros casos, hay una constricción en la pared transversal y la superficie de contacto entre células es mucho menor (ej. *Anabaena*) (Figura 9). Si los filamentos tienen células diferenciadas, se debe distinguir si se trata de necridios o de heterocitos y acinetos (Figura 11) (Bonilla, 2009).



Figura 10. Filamento de *Planktothrix agardhii* (Gomont) Anagnostidis et Komárek 1988 con paredes transversales casi iguales al ancho de la célula.

En el caso de los heterocitos y acinetos es importante observar su posición, forma y distribución (solitarios o en grupos; intercalares o apicales) (Figuras 11 y 12). Los acinetos jamás se desarrollan en el ápice, en cambio, pueden ser subapicales o desarrollarse pareados o en cadena (ej. *Nodularia* sp.) (Figura 13). Pueden observarse acinetos apicales cuando los filamentos están quebrados. Por otro lado, los organismos filamentosos pueden tener igual morfología en sus extremos (isopolares) o presentar polaridad (heteropolares), la cual puede ser más o menos marcada. En algunos géneros se puede observar un afinamiento muy claro en las células vegetativas terminales (ej. *Aphanizomenon* sp.) (Figura 14), en otros esta diferencia es más sutil. El género *Aphanizomenon* es muy heterogéneo y ha sido recientemente dividido en *Aphanizomenon* sp. y *Cuspidothrix* sp (Bonilla, 2009).

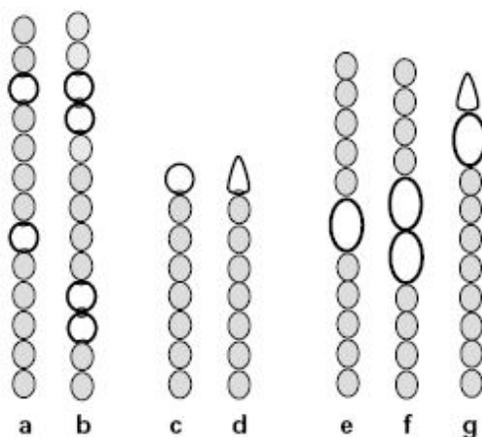


Figura 11. **a**: heterocitos intercalares y **b**: intercalares pareados, **c** y **d**: dos tipos de heterocitos terminales o apicales, **e**: acinete intercalary y **f**: intercalary pareado y **g**: subterminal, luego del heterocito apical. Los heterocitos apicales (**c**, **d** y **g**) tienen un solo nódulo polar.

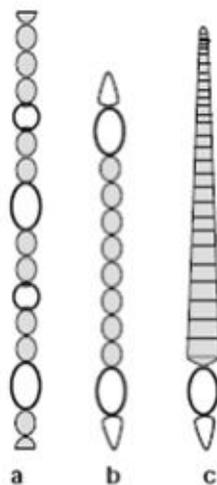


Figura 12. **a**: tricoma isopolar metamérico (heterocitos y acinetes se desarrollan a distancias regulares uno de otro) **b**: isopolar simétrico (simetría en la ubicación de acinetes y heterocitos) y **c** heteropolar.



Figura 13. Filamento de *Nodularia spumigena* Mertens ex Bornet et Flahault 1888 con acinetos subapicales.

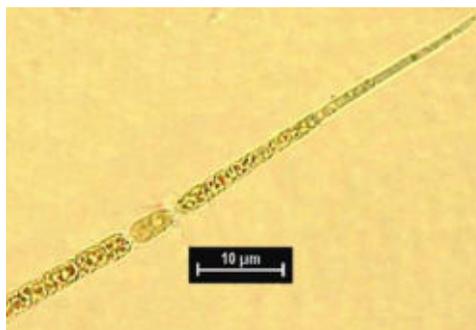


Figura 14. *Cuspidothrix issatschenkoi* (Usc.) Rajaniemi *et al.* 2005__basónimo *Aphanizomenon issatschenkoi* (Usc) 1938) mostrando células apicales afinadas con extremos puntiagudos.

La identificación de las cianobacterias picoplantónicas (0,2 a 2 μm) puede realizarse mediante microscopía de fluorescencia, citometría de flujo (Olson *et al.* 1993), análisis de pigmentos marcadores mediante HPLC (Jeffrey *et al.* 1997) o una combinación de las mismas (Vidal 2008).

Análisis cuantitativo

La cuantificación puede realizarse mediante recuento de los organismos en microscopio y la estimación del biovolumen específico o utilizando estimadores globales de la biomasa como Clorofila *a*. En general, existe una correspondencia entre estos estimadores de biomasa fitoplanctónica y el estado trófico, aunque pueden existir excepciones. La ventaja de emplear la clorofila *a* para estimar la biomasa es que no se necesita de gran capacidad técnica y es un método rápido. Sin embargo, este estimador global no informa sobre presencia de cianobacterias (Bonilla, 2009).

Abundancia y biovolumen

El conteo se realiza en microscopio óptico y el método depende de la concentración de los organismos en la muestra original. El método más comúnmente utilizado es el de Uthermöhl (1958) y consiste en la sedimentación de los organismos en cámaras de volumen conocido para luego cuantificar en microscopio óptico invertido (Figura 15).



Figura 15. Equipamiento de microscopía para el análisis de fitoplancton y cianobacterias: (microscopio directo y microscopio invertido).

El volumen de las cámaras a utilizar (2 a 100 mL) es mayor a medida que disminuye la concentración de los organismos. El tiempo de sedimentación previo al conteo es de 3 h por centímetro de altura de la cámara (Figura 16).



Figura 16. Cámaras de sedimentación para microscopio invertido de 5, 20 y 50 mL y de acrílico con torres desmontables de 10 y 100 mL

Para las muestras muy concentradas se utilizan cámaras de Sedwick-Rafter (0,5 a 3 mL) que se observan en microscopio óptico convencional luego de 15 minutos de sedimentación como mínimo (Figura 17). Si la densidad de organismos en la muestra es muy alta, y no es posible realizar el conteo, se pueden realizar diluciones de la muestra original con agua destilada. Por otra parte, las muestras con muy baja densidad se pueden concentrar mediante filtración por membrana o centrifugación (Bonilla, 2009).



Figura 17. Cámara de conteo tipo Sedgewick-Rafter con portaobjetos de vidrio y tapa de cubreobjetos.

El método de conteo también depende de la densidad. En las muestras más densas se utilizan campos al azar y en las menos densas se cuentan bandas o incluso, a veces, es necesario el conteo de la mitad o de toda la cámara. Con el recuento se puede estimar la abundancia de células u organismos de cada especie por unidad de volumen de agua (Bonilla, 2009).

También, es posible estimar el biovolumen (en $\mu\text{m}^3 \cdot \text{mL}^{-1}$ o $\mu\text{m}^3 \cdot \text{L}^{-1}$), como indicador de la biomasa fresca, multiplicando la abundancia por el volumen específico de los organismos. El volumen específico (expresado en μm^3) se calcula utilizando formas geométricas sencillas

aproximadas a la forma del organismo (Hillebrand *et al.* 1999). Para ello es necesario medir las dimensiones de los organismos (largo, ancho y profundidad) u obtenerlas de bases de datos para el sistema o la región a estudiar.

Tanto la densidad de organismos como la estimación del biovolumen ofrecen información adecuada a nivel de especie, pero la identificación depende de la capacidad técnica que se disponga.

Varias especies de cianobacterias planctónicas presentan vesículas de gas (aerótopos) que les permiten flotar. Esta flotación dificulta su sedimentación al momento de cuantificarlas, ya que generalmente las vesículas persisten aún luego de la fijación con lugol. Existen algunos métodos para la disrupción de las vesículas de gas aplicando presión hidrostática (Walsby 1992), por ejemplo vertiendo la muestra en una jeringa y empujando la misma con el émbolo.

Identificación de cianobacterias

La taxonomía clásica, aún utilizada en estudios ecológicos o de monitoreo de rutina, se basa en características morfológicas (Geitler 1925). En este sentido se considera el aspecto, forma y tamaño del organismo y de las células. Posteriormente, fueron utilizadas también características fisiológicas, ecológicas y ultraestructurales (Rippka *et al.* 1979, Anagnostidis & Komárek 1985, Anagnostidis & Komárek 1988, Komárek & Anagnostidis 1989, Komárek & Anagnostidis, 1999, Castenholz, 2001, Komárek & Anagnostidis, 2005, Komárek & Mares, 2012).

Recientemente la clasificación de las cianobacterias y las algas eucariotas ha incorporado caracteres moleculares y se ha adoptado el concepto filogenético de especie para definir dominios (o supergrupos o reinos) (Baldauf *et al.* 2000; Graham & Wilcox, 2009) (Figura 18).

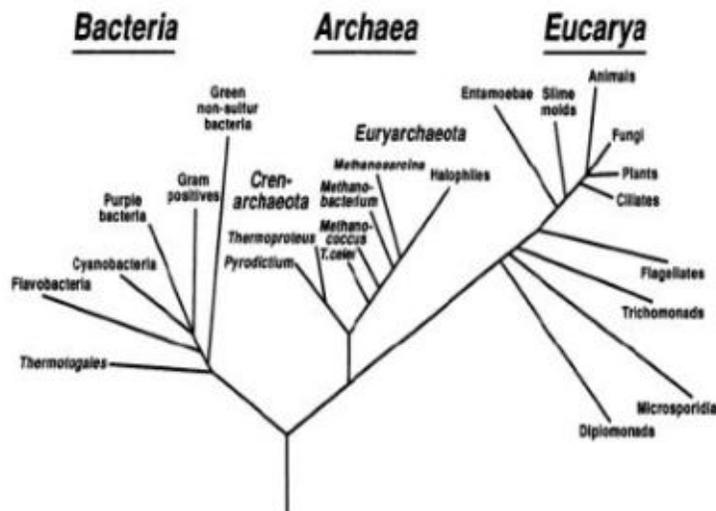


Figura 18. Árbol filogenético universal construido en base a estudios moleculares de la SSU rRNA.

Estudios moleculares recientes han demostrado que la presencia o ausencia de ramificaciones verdaderas no es una característica relevante para separar Ordenes (Hoffmann *et al.* 2005). Estos autores han propuesto una nueva clasificación que agrupa todos los talos filamentosos

heterocitados con ramificaciones falsas y verdaderas o sin ramificaciones en un mismo Orden (Nostocales), eliminando el Orden Stigonematales (con ramificaciones verdaderas).

Para identificar las especies de cianobacterias presentes en una muestra de agua es necesario diferenciar las cianobacterias de los otros grupos de fitoplancton (microalgas eucariotas) por lo que es importante utilizar claves dicotómicas taxonómicas a nivel de Clase y luego desde Órdenes a géneros (Bonilla, 2009).

Las cianobacterias se agrupan en tres Órdenes, y la identificación se realiza utilizando la siguiente clave, cuyas características principales se refieren a continuación.

- 1a.** Organismos unicelulares o coloniales.....**Orden Chroococcales**
1b. Organismos filamentosos.....**2**
2a. Filamentos formados sólo por células vegetativas.....**Orden Oscillatoriales**
2b. Filamentos formados por células vegetativas y diferenciadas
(heterocitos y/o acinetes).....**Orden Nostocales**

Orden Chroococcales

- Talo unicelular y colonial
- Las colonias y algunos individuos unicelulares presentan una envoltura mucilagínosa que incluye a las células y puede ser difluente o claramente delimitada. Este mucílago puede ser transparente y por lo tanto difícil de distinguir en el microscopio a menos que se utilice algún colorante.
- Reproducción por fisión binaria o múltiple, beocitos y exosporas
- División celular en uno, dos, tres o más planos
- Tilacoides dispuestos de diversas formas dependiendo del grupo (parietal, periférica, radial, dispersos en toda la célula)

Orden Oscillatoriales

- Talo filamentosos homocitados (sin heterocitos ni acinetes)
- Filamentos uniseriados
- Filamentos sin ramificaciones
- División celular en un plano, siempre perpendicular al eje del tricoma
- Formación de hormogonios con o sin necridios
- Tilacoides dispuestos de forma variable según la familia (radial, parietal, irregular)

Las familias del Orden Oscillatoriales se deben clasificar de acuerdo a la disposición de los tilacoides, a la relación largo/ancho de las células y a la formación o no de necridios (células muertas que generan un punto de quiebre o que determinan ramificaciones falsas o diferenciación de hormogonios) (Komárek & Anagnostidis, 2005).

Orden Nostocales

- Talo filamentosos, heterocitado (con heterocitos y/o acinetes), uniseriado o multiseriado
- Tricomas isopolares o heteropolares, sin o con ramificaciones falsas o verdaderas
- División celular en un plano, siempre perpendicular al eje del tricoma
- Reproducción mediante hormogonios o hormocitos

- Tilacoides algo helicoidales o en grupos distribuidos irregularmente en la periferia o en todo el volumen de la célula vegetativa.

Es importante señalar que la taxonomía del Orden Nostocales ha sido revisada por algunos autores y actualizada recientemente en base a estudios moleculares y morfológicos y se han propuesto nuevas clasificaciones.

En el caso de los géneros *Anabaena* y *Aphanizomenon*, algunas especies planctónicas presentan similitudes de acuerdo a análisis moleculares y morfológicos (Rajaniemi *et al.* 2005a; Willame *et al.* 2006; Stüken *et al.* 2009). Dentro del género *Aphanizomenon*, las morfoespecies y morfotipos similares con tricomas atenuados han sido agrupados en un nuevo género: *Cuspidothrix* sp. (Rajaniemi *et al.* 2005b; Komárek & Komárková 2006). Las especies planctónicas del género *Anabaena*, han sido incluidas en un nuevo género denominado *Dolichospermum* (Ralfs ex Bornet et Flahault) comb. nova (Wacklin *et al.* 2009).

Respuesta de las cianobacterias ante los efectos del cambio climático en Cuba

Los estudios de plancton realizados en Cuba en los últimas dos décadas en zonas de la plataforma insular y en las aguas oceánicas adyacentes (Figuras 19 y 20) se ha detectado un cambio en la estructura de la comunidad fitoplanctónica, con un incremento de cianobacterias (Loza *et al.* 2003; Carmenate *et al.* 2007; Loza *et al.*, 2007; Loza & Lugioyo, 2009; Loza, 2010),

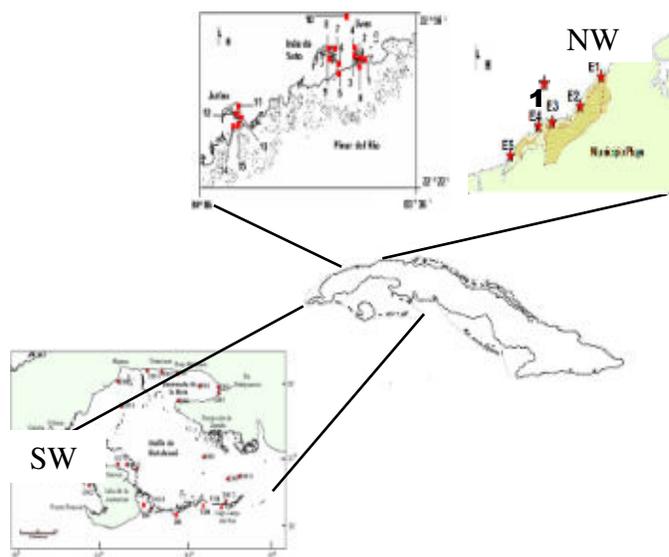


Figura 19. Muestreos realizados en las aguas costeras de la plataforma NW y SW entre los años 1998 y 2006. Plataforma NW (época de seca de los años 1998, 2000, 2001, 2003, 2004, 2005, 2006 y época de lluvia de los años 1999, 2000, 2001, 2004, 2005 y 2006). Plataforma SW (época de seca de los años 1998, 2000 y 2003 y época de lluvia de los años 1999 y 2000).

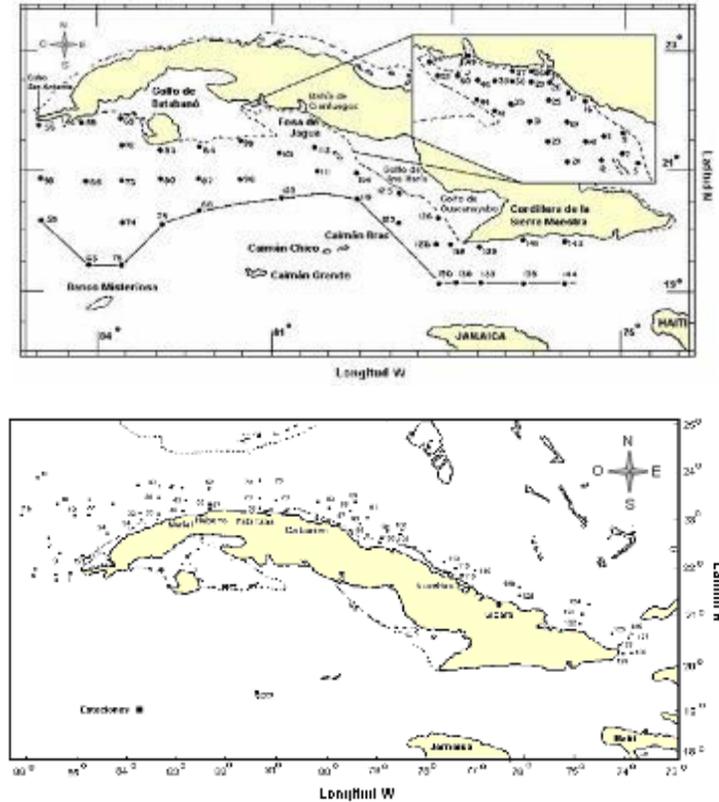


Figura 20. Muestreos realizados en las aguas oceánicas adyacentes a Cuba entre los años 1989 y 2005. Al sur en época de verano de los años 1989 y 2005 y en época de invierno de los años 1990, 1995 y 2005. Al norte en época de verano de los años 1991, 1996, 2003 y 2005 y en época de invierno de los años 1997 y 1999.

En general, las cianobacterias resultan el grupo mejor representado después de las diatomeas en ambas plataformas cubanas (SW y NW), con una contribución a la diversidad fitoplanctónica de un 32 % y un 27 %, respectivamente (Figuras 21 y 22). Con respecto a la abundancia celular los valores obtenidos, en la plataforma SW, oscilan entre 800 y 1200 cel mL⁻¹, y en la NW, 949 y 1803 cel mL⁻¹, llegando a alcanzar en ocasiones concentraciones superiores a los de las diatomeas (Dobal, Loza & Lugioyo, 2011).

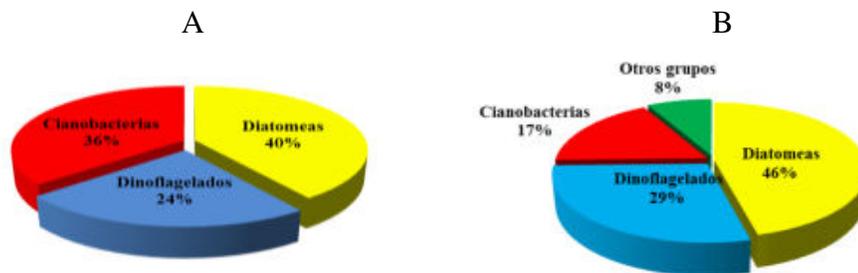


Figura 21. Contribución de las categorías taxonómicas a la diversidad fitoplanctónica de la plataforma SW de Cuba durante los años 1998, 1999 y 2000 (A) y en el 2003 (B).

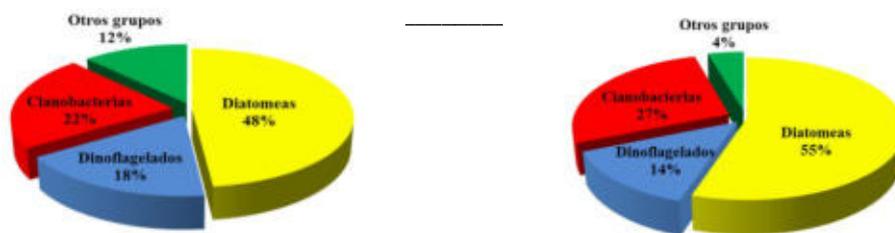


Figura 22. Contribución de las categorías taxonómicas a la diversidad fitoplanctónica de la plataforma NW de Cuba durante los años 1998, 1999 y 2000 (A) y del 2004 al 2006 (B).

Los estudios realizados señalan un incremento en el aporte de las cianobacterias, en zonas que reciben un mayor impacto de compuestos orgánicos e inorgánicos. Según Thacke & Paul (1999), las cianobacterias es un grupo indicador de estrés ambiental relacionado con elevados valores de amonio y fosfatos y altas temperaturas. En las plataformas SW y NW se han registrado elevados valores de amonio y fosfato (Tabla 1 y 2), los que se corresponden con aguas mesotróficas y eutróficas, según el índice de calidad química para aguas costeras propuesto por Martínez-Canals, Montalvo, Miravet, Lugioyo, Loza & Pérez (2004) (Tabla 3). También, los elevados valores de la DBO5 y DQO, en ambas plataformas, indican aguas contaminadas por materia orgánica ($> 1.7 \text{ mg.L}^{-1}$ y $> 4.0 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente). Estos resultados reflejan el enriquecimiento en nutrientes de origen antrópico que está ocurriendo en la zona costera, si tenemos en cuenta que los estudios realizados por Lluís-Riera (1972) refieren valores característicos de aguas oligotróficas (amonio $0.48 \text{ } \mu\text{M}$ y fosfatos $0.12 \text{ } \mu\text{M}$).

Tabla 1. Concentraciones promedio de amonio y fosfato en aguas de la plataforma SW entre 1998 - 2003.

Indicador/Nutriente	1998-2000	2000-2003
NH ₄ (μM)	2.2 - 2.7	3.16 - 5.44
PO ₄ (μM)	0.30 - 1.1	0.2 - 0.5

Tabla 2. Concentraciones promedio de amonio y fosfato en aguas de la plataforma NW entre 2000 - 2006.

Indicador/Nutriente	2000 - 2006
NH ₄ (μM)	2.89 - 6.01
PO ₄ (μM)	0.24 - 0.81

Tabla 3. Índice de calidad química para aguas costeras propuesto por Martínez-Canals *et al.* (2004).

Índice	Calidad	NO ₃ +NO ₂ (μM)	NH ₄ (μM)	Nt (μM)	PO ₄ (μM)
1	Oligotrófica	0.05 - 1.13	0.10 - 2.08	2.72 - 45.42	0.03 - 0.16
2	Mesotrófica	1.14 - 1.65	2.09 - 3.35	45.43 - 68.02	0.21 - 0.29
3	Eutrófica	1.66 - 42.36	3.36 - 38.46	68.03-57.04	0.30 - 2.64
-	N*	146	146	151	171

* N = cantidad de datos (Base de datos histórica)

En las aguas oceánicas adyacentes a Cuba, en el período comprendido entre 1989 y 2005, las diatomeas y los dinoflagelados son los que mayor cantidad de taxones aportan al fitoplancton (Figura 23). Sin embargo, resulta interesante el incremento en el aporte a la diversidad de taxa de cianobacterias registrado (23 taxones y 14 especies), lo que pudiera estar relacionado con el aumento de la estabilidad de la columna de agua por el incremento de la temperatura y se sustenta en la tendencia al incremento de la temperatura superficial del mar (TSM) de $0,6\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 0,2\text{ }^{\circ}\text{C}$, registrado en las aguas oceánicas de Cuba, a partir de 1993, por Fernández-Vila, Piñeiro, Pérez, Simanca & Vega (2009) (Figura 24). Lo anterior confirma lo informado por Huisman, Sharples, Stroom, Visser, Kardinaal, Verspagen & Sommeijer (2004); Reynolds (2006); Domis *et al.* (2007); Paerl & Huisman (2008) quienes refieren que las cianobacterias se beneficiarían por el efecto de estos factores.

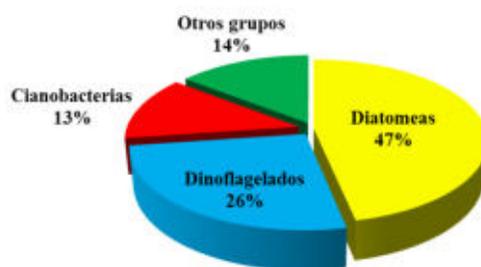


Figura 23. Contribución de las categorías taxonómicas a la diversidad fitoplanctónica en las aguas oceánicas adyacentes a Cuba entre los años 1989 y 2005.

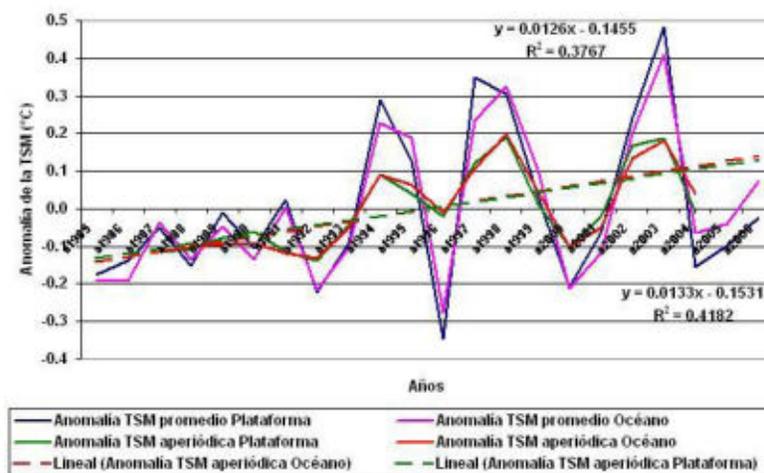


Figura 24. Distribución temporal de la anomalía de la TSM ($^{\circ}\text{C}$) promedio anual general, de sus componentes aperiódicas filtradas y sus correspondientes tendencias lineales, para toda la plataforma cubana y el océano adyacente.

Estos resultados obtenidos en las aguas de plataforma y oceánicas de Cuba contrastan con los estudios realizados en décadas anteriores para las mismas zonas por López-Baluja & Vinogradova (1972, 1974); López-Baluja & Borrero (1977); López-Baluja *et al.* (1980); Popowski *et al.* (1982); Popowski & Campos (1987), López-Baluja *et al.* (1992), quienes informan un escaso aporte de cianobacterias (entre 4 y 8 taxones), en ambos ecosistemas. Esta respuesta observada en la comunidad fitoplanctónica pudiera estar indicando un incremento del estrés ambiental asociado, fundamentalmente, a la contaminación inorgánica y orgánica de la zona costera, y al aumento de la temperatura superficial del mar.

Los resultados obtenidos en las aguas marinas y costeras de Cuba ponen de manifiesto la estrecha relación que existe entre la capacidad de respuesta de los grupos indicadores del fitoplancton (cianobacterias) y los factores antropogénicos y climáticos que influyen en el cambio climático. El mayor aporte de cianobacterias observado en las aguas de Cuba, pudiera sugerir uno de los primeros indicios de la respuesta de la comunidad fitoplanctónica, al cambio climático a escala local y regional. Lo anterior confirma lo informado por Hughes (2000) de que estos factores influyen en procesos ecológicos como la abundancia y distribución de las especies, trayendo como consecuencia cambios en la estructura y función de los ecosistemas (Figura 25).



Figura 25. Causas y consecuencias del Cambio Climático para los ecosistemas

BIBLIOGRAFIA

- Anagnostidis, K. & Komárek J. (1985). Modern approach to the classification system of Cyanophytes 1 - Introduction. *Algological Studies* 38/39: 291-302.
- Anagnostidis, K. & Komárek J. (1988). Modern approach to the classification system of Cyanophytes 3 - *Oscillatoriales*. *Algological Studies* 50/53: 327-472.
- Baldauf, S. L., Roger A. J., Wenk-Siefert I. & Doolittle W. F. (2000). A kingdom-level phylogeny of eukaryotes based on combined proteins data. *Science* 290: 972-977.
- Bollmann M., Bosch T., Colijn F., Ebinghaus R., Froese R., Güssow K., Khalilian S., Krastel S., Körtzinger A., Langenbuch M., Weinberger F. (2010). World ocean review. Living with the oceans. Published by Maribus in cooperation with Future Ocean Kiel Marine Science. Mare (The bimonthly German-language magazine mare). 236 pp.
- Bonilla, S. & Conde D. (2000). El fitoplancton como descriptor sensible de cambios ambientales en las lagunas costeras de la Reserva Banados del Este. *Probides/UNESCO* 31: 63-74.
- Bonilla, S. (Ed). (2009). *Cianobacterias planctónicas del Uruguay. Manual para la identificación y medidas de gestión*. Uruguay: Programa Hidrológico Internacional. ISBN 978-92-9089-138-3 Documento Técnico PHI N° 16.104 pp.
- Carmenate, M., Loza S., Pereiro Y. & Sánchez M. (2007). Evaluación de la calidad de las aguas en una zona del litoral Noroccidental de Ciudad de la Habana (Cuba) utilizando las comunidades de fitoplancton como indicador. Proceeding III Convención de Medio Ambiente, La Habana.
- Castenholz, R. W. (2001). Phylum BX. Cyanobacteria. Oxygenic Photosynthetic Bacteria. En: *Bergey's Manual of Systematic Bacteriology*. Volume 1: The Archaea and the Deeply Branching and Phototropic Bacteria. G. Garrity, D. R. Boone and R. W. Castenholz (Eds.) New York, Springer-Verlag: 474– 487.
- Dobal, V., Loza, S. & Lugioyo, G.M. (2011). Potencialidades de las cianobacterias planctónicas como bioindicadores de estrés ambiental en ecosistemas costeros Serie Oceanológica. No. 9, ISSN 2072-800x.
- Domis, L. N. S., Mooij, W. M. & Huisman, J. (2007). Climate-induced shifts in an experimental phytoplankton community: a mechanistic approach. *Hydrobiologia*, 584, 403-413.
- Duarte, C., Alonso, S., Benito, G., Dachs, J., Montes, C., Pardo, M. & Valladares, F. (2006). *Cambio global: Impacto de la actividad humana sobre el sistema tierra*. Madrid: Consejo Superior de Investigaciones Científicas. Colección Divulgación.
- Falkowski, P. G., Katz, E., Knoll, A. H., Quigg, A., Raven, J. A., Schofield, O., & Taylo, F. J. R. (2004). The Evolution of Modern Eukaryotic Phytoplankton. *Science*, 305, 354-360.
- Fernández-Vila, L., Piñeiro, R., Pérez I., Simanca, J. & Vega, F. (2009). Evidencias oceanográficas del cambio climático en las aguas marinas cubanas. En: La biodiversidad marina y costera y el cambio climático en Cuba.
- FWR (2005). The Water Framework Directive-A Summary, Foundation for Water Research.
- Geitler, L. (1925). Synoptische Darstellung der Cyanophyceen in morphologischer und systematischer Hinsicht. *Beiheft zum Botanisches Centralblatt* 41: 163-294.
- Graham, L. E., Graham, J. M. & Wilcox, L. W. (2009). *Algae*. San Francisco, Benjamin Cummings.
- Hillebrand, H., Durselen, C. D. Kirschtel, D. Zohary, T.& Pollingher, U. (1999). Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *Journal of Phycology* 35: 403-424.

- Hoffmann, L., Komárek, J. & Kastovsky, J. (2005). System of cyanoprokaryotes (cyanobacteria): State in 2004. *Algological Studies* 117: 95-115.
- Hughes, L. (2000) Biological consequences of global warming: is the signal already apparent? *Trends Ecol. Evol.* 15, 56–61.
- Huisman, J., Sharples, J., Stroom, J., Visser, P., Kardinaal, W., Verspagen, J. & Sommeijer, B. (2004). Changes in turbulent mixing shift competition for light between phytoplankton species. *Ecology*, 85, 2960-2970.
- IPCC (2007). Cambio Climático (2007). Impactos, Adaptación y Vulnerabilidad. Aportes del Grupo de Trabajo II al Cuarto Informe de Evaluación del Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático. Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido. [En línea]. Disponible en: <http://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar4/wg2/ar4-wg2-annex-sp.pdf> [Consulta: 26/5/2012].
- Jeffrey, S. W., Mantoura, R. F. C. & Wright, S. W. (Eds) (1997). Phytoplankton pigments in oceanography. Monographs on oceanographic methodology. Paris, UNESCO: 661pp.
- Jeppesen, E., Sondergaard, M. & Jensen, J. P. (2003). Climatic warming and regime shifts in lake food webs: some comments. *Limnology and Oceanography* 48: 1346-1349.
- Józwiak, T., Mazur-Marzec, H. & Plinski, M. (2008). Cyanobacterial blooms in the Gulf of Gdan'sk (southern Baltic): The main effect of eutrophication. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 37, 115-121.
- Komárek, J. (2005). The modern classification of cyanoprokaryotes (cyanobacteria). *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 34(3).
- Komárek, J. (2010). Recent changes (2008) in cyanobacteria taxonomy based on a combination of molecular background with phenotype and ecological consequences (genus and species concept). *Hydrobiologia*, (639), 245–259.
- Komárek, J. & Anagnostidis, K. (1989). Modern approach to the classification system of Cyanophytes 4 - *Nostocales*. *Algological Studies* 56: 247-345.
- Komárek, J. & Anagnostidis, K. (1999). *Cyanoprokaryota* 1 Teil: *Chroococcales*. H. Etts, G. Gartner, H. Heynig and D. Mollenhauer (Eds.) Jena, Gustav Fischer: 548pp.
- Komárek, J. & Anagnostidis, K. (2005). *Cyanoprokaryota* 2 Teil/ 2nd Part: *Oscillatoriales*. Susswasserflora von Mitteleuropa 19/2. B. Budel, L. Krienitz, G. Gartner and M. Schagerl (Eds.) Heidelberg, Elsevier/Spektrum: 759pp.
- Komárek, J. & Komárková, J. (2006). Diversity of Aphanizomenon-like cyanobacteria. *Fottea* 6: 1-32.
- Lluis-Riera, M. (1972). Estudios hidrológicos del Golfo de Batabanó y aguas oceánicas adyacentes. *Ser. Oceanol.*, 14:1-49.
- López-Baluja, L. & Borrero, N. (1977). Lista de especies de algas unicelulares para las aguas de la plataforma cubana. *Acad. Cien. Cuba. Inf. Cient. -Tec.*, 11, 20.
- López-Baluja, L. & Vinogradova L. (1974). Fitoplancton de la plataforma SW de Cuba. Academia de Ciencia de Cuba, *Ser. Oceanol.* 24: 1-17.
- López-Baluja, L. & Vinogradova, L. (1972). El fitoplancton en aguas adyacentes al archipiélago cubano. *Ser. Oceanol.*, ACC, 13: 1 - 24.
- López-Baluja, L., Popowski, G. & Arujo, M. (1980). Comparación entre el fitoplancton colectado con red y con botella hidrográfica en la región NW de la plataforma de Cuba. *Revista Investigaciones Marinas*, 1(1), 105-153.

- López-Baluja, L., Zernova, V. V. & Semina, G. I. (1992). *El fitoplancton de aguas cubanas y del Golfo de México* (en ruso). Rusia: Nauka Press, Moscow.
- Loza, S. (2010). Estructura y funcionamiento del fitoplancton menor de 133 µm en las aguas oceánicas de Cuba. Tesis en Opción al Grado de Dr. en Ciencias Biológicas, 150 p. ISBN 978-959-298-022-8.
- Loza, S., Barrios, K., Miravet, M. E., Lugioyo, M., Perigó, E. & Sánchez, M. (2003). Respuesta del Fitoplancton ante el estrés ambiental en los ecosistemas arrecifales. *Protección del Hombre y la Naturaleza. Cátedra de Educación Ambiental*, 3. 21-24.
- Loza, S., Lugioyo, M., Martínez, M., Miravet, M. E., Montalvo, J. & Sánchez, M. (2007). Evaluación de la calidad de las aguas del Golfo de Batabanó a partir de indicadores biológicos y químicos. *Rev. Invest. Mar*, 28 (2), 111 – 120.
- Loza, S. & Lugioyo, M. (2009). Diversidad del microfitoplancton en las aguas oceánicas alrededor de Cuba. *REVMAR*, vol.1, 29 – 48.
- Martínez-Canals, M., Montalvo, J. F., Miravet, M. E., Lugioyo, M., Loza, S. & Pérez, R. (2004). Evaluación de zonas con impacto antrópico en el Golfo de Batabanó. Informe final. Archivo científico del Instituto de Oceanología. 96 pp.
- Oliver, R. L. & Ganf, G. G. (2000). Freshwater blooms. En: *The Ecology of Cyanobacteria*. B. A. Whitton and M. Potts (Eds.) Dordrecht, Kluwer Academic Press: 149-194.
- Olson, R. J., Zettler, E. R. & DuRand, M. D. (1993). Phytoplankton analysis using flow cytometry. En: *Handbook of methods in aquatic microbial ecology*. P. F. Kemp, B. F. Sherr, E. B. Sherr and J. J. Cole (Eds.) Florida, Lewis Publishers, Boca Raton: 175-186.
- Paerl, H. W., & Huisman, J. (2008). Blooms Like It Hot. *Science*, 320, 57-58.
- Paerl, H. W., & Huisman, J. (2009). Climate change: a catalyst for global expansion of harmful cyanobacterial blooms. *Environmental Microbiology Reports*, 1, 27-37.
- Popowski, C. G. & Campos, A. (1987). Estructura comunitaria del plancton oceánico alrededor de Cuba, en marzo de 1981. *Rep. Invest. Inst. Oceanol. Edit. ACC*. 64: 15.
- Popowski, C. G., López-Baluja, L & Borrero, N. (1982). Distribución del fitoplancton en la región noroccidental de la plataforma de Cuba. *Ciencias Biológicas*, 7, 33 – 51.
- Rajaniemi, P., Hrouzek, P., Kaštovska, K., Willame, R., Rantala, A., Hoffmann, L., Komarek, J. & Sivonen, K. (2005a). Phylogenetic and morphological evaluation of the genera *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Trichormus* and *Nostoc* (Nostocales, Cyanobacteria). *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*. 55: 11-26.
- Rajaniemi, P., Komarek, J., Hrouzek, P., Willame, R., Kaštovska, K. Hoffmann, L. & Sivonen, K. (2005b). Taxonomic consequences from the combined molecular and phenotype evaluation of selected *Anabaena* and *Aphanizomenon* strains. *Algological Studies*. 117 371-391
- Reynolds, C. S. (2006). *Ecology of phytoplankton*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Rippka, R., Deruelles, J., Waterbury, J. B., Herdman, M. & Stanier, R. Y. (1979). Generic assignments, strain histories and properties of pure cultures of cyanobacteria. *Journal of General Microbiology* 111: 1-61
- Scheffer, M. (2007). Shallow lakes theory revisited: various alternative regimes driven by climate, nutrients, depth and lake size. *Hydrobiologia* 584: 455-466.
- Simon, N., Cras, A. L., Foulon, E. & Lemee, R. (2009). Diversity and evolution of marine phytoplankton. *Comptes Rendus Biologies*, 332, 159-170.
- Smith, R.L., & Smith, T. M. (2001). *Ecología*. Madrid: Addison Wesley.

- Sogin, M. L., Morrison, H. G., Huber, J. A., Welch, D. M., Huse, S. M., Neal, P.R., Herndl, G.J. (2006). Microbial diversity in the deep sea and the underexplored “rare biosphere”. *PNAS*, *103*, 32.
- Stüken, A., Campbell, R. J., Quesada, A., Sukenik, A. & Wiedner, C. (2009). Genetic and morphologic characterization of four putative cylindrospermopsin producing species of the cyanobacterial genera *Anabaena* and *Aphanizomenon*. *Journal of Plankton Research* *31* 465-480
- Tapia, M. E. (2007). Variabilidad temporal del fitoplancton en áreas costeras del mar ecuatoriano y su interrelación con el evento La Niña 1999-2000, Ecuador. *Acta Oceanográfica del Pacífico*, *14*(1), 37-48.
- Terrel, C. & Bytnar, P. (1996). *Water quality indicators guide*. Dubuque: Kendall/Hunt publishing company.
- Thacke, A. & Paul, M. (1999). Are benthic cyanobacteria indicators of nutrient enrichment? International Conference on Scientific Aspects of Coral Reef Assessment, Monitoring and Restoration, Florida. 11 p.
- Utermohl, H. (1958). Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. *Mitteilungen Internationale Vereinigung fuer Theoretische und Angewandte Limnologie* *9*: 1-38.
- van Den Hoek, C., H. M. Jahns & C. van Den Hoek (1995). *Algae. An Introduction to Phycology*. Cambridge, Cambridge University Press.
- Vidal, L. (2008). Estructura y biomasa del fitoplancton en lagunas costeras; relevancia del picoplancton autotrofo. Tesis de Maestría. PEDECIBA. Biología. Sección Limnología. Montevideo, Facultad de Ciencias-Universidad de la República. Uruguay.
- Wacklin, P., Hoffmann, L. & Komarek, J. (2009). Nomenclatural validation of the genetically revised cyanobacterial genus *Dolichospermum* (Ralfs ex Bornet et Flahault) comb. *Nova Fottea* *9*: 59–64.
- Walsby, A. E. (1992). The control of gas-vacuolated Cyanobacteria. Eutrophication: Research and Application to Water Supply. D. W. Sutcliffe and G. Jones. Windermere, *Freshwater Biological Association*: 143-162.
- Willame, R., Boute, C., Grubisic, S., Wilmotte, A., Komarek, J. & Hoffmann, L. (2006). Morphological and molecular characterization of planktonic cyanobacteria from Belgium and Luxembourg. *Journal of Phycology* *42*: 1312-1332.
- Wolk, C. P., Ernst, A. & Elhai, J. (1994). Heterocyst metabolism and development. The Molecular Biology of Cyanobacteria. D. A. Bryant (Ed) New York, Kluwer Academic Publishers: 769–823.



ECOSISTEMAS MARINOS

CONSIDERACIONES METODOLÓGICAS PARA EL ESTUDIO Y MONITOREO DE LOS PASTOS MARINOS

Beatriz Martínez-Daranas

Centro de Investigaciones Marinas (Universidad de la Habana, Ministerio de Educación Superior de Cuba). Calle 16
No. 114, Playa, La Habana 11300, Cuba. Email: beatriz@cim.uh.cu.

INTRODUCCIÓN

Los pastos marinos (conocidos también como praderas o pastizales marinos, o seibadales) son ecosistemas caracterizados por el predominio de las angiospermas marinas (Fig. 1), únicas representantes de este grupo de plantas que han evolucionado para adaptarse a condiciones de inmersión permanente en el medio marino. Para que una especie de angiosperma sea considerada como marina debe poseer una clara adaptación al medio salino, crecer completamente sumergida, tener un sistema de anclaje al sustrato, competir exitosamente con otros organismos marinos y tener un sistema de polinización dentro del agua (den Hartog & Kuo, 2006). De acuerdo con estos autores, existen aproximadamente 66 especies de estas plantas marinas en el mundo, incluyendo zonas cercanas a los círculos polares Ártico y Antártico, zonas templadas y tropicales.

La morfología y el éxito de la colonización de estas plantas están basados en un sistema de módulos básicos que se repiten vegetativamente, mediante crecimiento clonal.



Figura 1. Pradera de *Thalassia testudinum*. Foto: Angel Fernández.

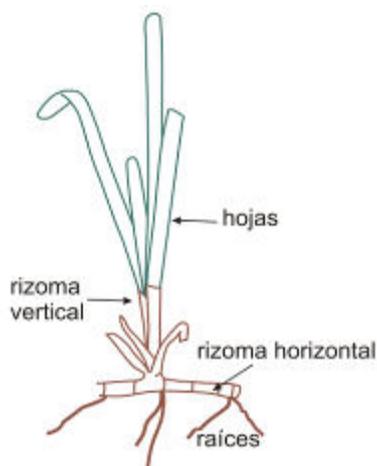


Figura 2. Esquema que representa un ramet, o módulo básico que forma una pradera marina.

Se denomina “genet” al individuo genético producido por un cigoto, el que está formado por un conjunto de sub-unidades genéticamente idénticas o módulos, llamadas “ramets” (Burdick & Kendrick, 2001). Estas unidades están constituidas por una porción de rizoma (vertical, horizontal o ambos), un haz de hojas que nace de un extremo del rizoma, y un sistema radicular (Fig. 2).

En una pradera se pueden encontrar entremezclados ramets provenientes de diferentes genets. Los patrones de crecimiento de cada especie dependen del tamaño de la planta, de modo que la tasa de renovación es más rápida, y la longevidad de los ramets más corta, en las plantas pequeñas que en las grandes. Ello determina la capacidad de colonización y condiciona su papel como especies pioneras o clímax para las de mayor talla y crecimiento más lento, o como oportunistas para las de crecimiento más rápido (Duarte, 1991a).

El desarrollo de las angiospermas marinas depende principalmente de un sustrato relativamente estable donde fijarse, generalmente sedimentario, de la radiación solar, la temperatura y los nutrientes. El requerimiento de luz de estas plantas para su crecimiento, está definido como el porcentaje de la irradiación incidente justo debajo de la superficie del agua, el cual oscila entre el 4% y el 29%, según la especie, con una media del 11% (Hemminga & Duarte, 2000). La profundidad límite que pueden alcanzar los pastos depende de la irradiación requerida por la especie para fijar suficiente carbono para compensar las pérdidas metabólicas (Duarte, 1991b). La temperatura influye en la respiración, la tasa fotosintética y otros procesos metabólicos de las angiospermas, lo que define los límites geográficos de la distribución de las especies (Calem & Pierce, 1993; Zieman, 1975b). Cada especie tiene su intervalo óptimo de temperatura, y se han reportado episodios de mortalidad por un aumento o una disminución de la misma (Marbà & Duarte, 2010). El enterramiento excesivo de las plantas o la erosión del sustrato también condicionan el desarrollo de los pastos marinos (Cabaço, Santos, & Duarte, 2008).

La mayoría de las angiospermas marinas pueden tolerar amplias variaciones de salinidad, por

lo que se pueden encontrar desde zonas estuarinas (alrededor de 10 ups) hasta aguas hipersalinas, de modo que se han registrado mortalidades a salinidades mayores de 45 ups (Martínez-Daranas, Jiménez, & Alcolado, 1996; Quammen & Onuf, 1993). También son susceptibles ante fuertes inundaciones por disminución brusca de la salinidad (Campbell & McKenzie, 2004; Preen, Lee Long, & Coles, 1995).

Los pastos marinos se desarrollan en zonas cercanas a la costa, donde convergen los ecosistemas marinos y terrestres con factores atmosféricos. En algunas de estas zonas concurre la ocupación humana cada vez más extensiva e intensiva, un desarrollo comercial la industrialización y la extracción de recursos. Por otra parte, existen especies de angiospermas marinas con rangos geográficos estrechos y muchas praderas están formadas por una sola especie (Hemminga & Duarte, 2000). Por ello, la desaparición de una sola especie en una zona puede dar lugar a la desaparición de un atributo estructural completo de un sistema costero, dando lugar a la pérdida de hábitat y los servicios que presta (Larkum, Orth, & Duarte, 2006). La recuperación de pastos marinos, particularmente de especies con crecimiento lento y reproducción escasa, como *P. oceanica*, puede tardar varios siglos, y, por tanto, la pérdida de estas praderas es irrecuperable a escalas temporales humanas.

Por las razones antes mencionadas, sólo en el último medio siglo es que han comenzado a realizarse estudios sobre la biología, la ecología y la evolución de las angiospermas marinas y los ecosistemas que éstas forman. A propósito de ello, se han publicado varios libros y artículos científicos sobre los métodos más apropiados para estudiarlos y monitorearlos.

Esta contribución pretende solamente discutir algunos de los más aspectos más importantes a tener en cuenta, para iniciar investigaciones o un monitoreo en estos ecosistemas. Pero en primer lugar, vamos a discutir la importancia que tienen los pastos marinos y las amenazas que se ciernen sobre este ecosistema.

IMPORTANCIA DE LOS PASTOS MARINOS

En el pasado, los pastos marinos fueron valorados por su uso directo con diversos fines. Este uso directo tiene una historia antigua que continúa hasta nuestros días, aunque a una escala menor (Hemminga & Duarte, 2000; Phillips & Meñez, 1988). Han sido empleados como alimento, como suplemento dietético por su contenido de minerales y como fuente de sales por pobladores de la Europa medieval. El ser humano ha usado las angiospermas marinas como fuente de materia prima para la construcción de techos y paredes en zonas rurales, y diques en zonas costeras, así como para la elaboración de papel, empaques y otros enseres domésticos. Se han empleado en el filtrado de aguas residuales, en el mejoramiento de los suelos y de zonas costeras, como complemento dietético para animales y como fertilizante natural (Kenworthy, Wyllie-Echeverria, Coles, Pergent, & Pergent-Martini, 2006).

La apreciación actual de las praderas marinas concierne, no tanto al valor de uso directo, sino a los servicios que provee al funcionamiento de los sistemas costeros y a la humanidad, que percibe beneficios directos e indirectos. Las praderas marinas juegan un importante papel en la economía de los países con costa, proveyéndolos de numerosos recursos naturales y brindando servicios de incalculable valor. El valor de los pastos, ha cambiado en el tiempo y el lugar, y una primera aproximación del valor de los bienes y servicios que prestan ha sido estimado en el orden de US \$19,000 ha⁻¹ año⁻¹, tomando como referencia solamente su importancia en el reciclaje de nutrientes (Costanza *et al.*, 1997).

Algunas de las funciones más importantes de estas plantas se resumen en:

1. Promueven la productividad y la diversidad biológica: Por su alta tasa de producción primaria, son la base de una trama trófica a partir del detrito, de la cual dependen muchos organismos. Sirven de zonas de cría, refugio y alimentación para muchas especies, algunas de ellas amenazadas de extinción o de uso comercial.
2. Mejoramiento de la calidad del medio marino: Amortiguan la energía del oleaje y retienen partículas suspendidas en el agua, mejorando su transparencia. Absorben los nutrientes del agua y los sedimentos, actuando como filtros y participan en el reciclaje de los sedimentos.
3. Protección de la zona costera: Favorecen la estabilización de los sedimentos y reducen su resuspensión, protegiendo a las costas contra la erosión y a los arrecifes coralinos contra la sedimentación excesiva. La acumulación de hojas en las playas disipa la energía de las olas y retienen los sedimentos. Son fuente de sedimentos producto de los esqueletos carbonatados de los organismos que viven en ellos.
4. Juegan un importante papel en la regulación del clima global al producir oxígeno producto de la fotosíntesis e inmovilizar carbono en los sedimentos.
5. Se ha comprobado también la potencialidad de las angiospermas marinas y otros organismos que viven en los pastizales como productores de sustancias bioactivas, con aplicación en las industrias médico-farmacológica y cosmetológica.

CAUSAS DE LA DECLINACIÓN DE LOS PASTOS MARINOS

Los pastos marinos son afectados por cambios ambientales y no responden de forma lineal y continua a las presiones que soportan, sino que muestran cambios abruptos que traen como resultado efectos negativos en cascada, hasta la pérdida de su extensión (Duarte, 1995). Su disminución ha sido registrada en numerosas áreas del mundo y, desde la década de los años 80 el número de pastos marinos del planeta que han disminuido su extensión parcial o completamente ha aumentado (Waycott *et al.*, 2009).

Las causas del declive de pastos marinos son múltiples y a menudo ocurren simultáneamente. Entre las principales causas de declive de pastos marinos destacan las perturbaciones naturales y el deterioro de la zona costera derivado de la actividad humana (Borum, Duarte, Krause-Jensen, & Greve, 2004; Duarte, 2006; Ralph, Tomasko, Moore, Seddon, & Macinnis-Ng, 2006). En casos extremos se han producido cambios drásticos desde un estado dominado por macrófitas ante niveles bajos de nutrientes, hacia un estado dominado por el fitoplancton cuando éstos exceden un cierto nivel.

Pueden impactar severamente los pastos marinos eventos geológicos y meteorológicos, entre los cuales se documentan: terremotos y erupciones volcánicas, movimientos de la corteza terrestre, erosión debido al aumento de la energía en la zona costera por desastres naturales como tormentas o huracanes, cuyas olas pueden desenterrar las plantas, así como inundaciones que producen arrastre de agua dulce con gran carga de sedimentos y cambios bruscos de salinidad (McKenzie, Roder, Roelofs, & Lee Long, 2000; Short & Wyllie-Echeverria, 1996).

La abundancia de los pastos marinos también puede ser afectada por interacciones biológicas inter e intraespecíficas, tales como: competencia por los recursos (Davis & Fourqurean, 2001; Duarte, Terrados, Agawin, & Fortes, 2000), ciclos naturales de desarrollo y envejecimiento de las

plantas (Duarte *et al.*, 1994), la actividad de los herbívoros (Cebrián & Duarte, 1998; Valentine & Duffy, 2006), enfermedades (Frederiksen, Krause-Jensen, Holmer, & Laursen, 2004; Moore & Short, 2006), la acción de organismos que alteran los sedimentos o bioturbación (Dumbauld & Wyllie-Echeverria, 2003; Short & Wyllie-Echeverria, 1996) y la proliferación de especies de macroalgas, invertebrados u otras angiospermas invasoras (Willette & Ambrose, 2009; Williams, 2007).

Entre las causas antropogénicas de la declinación de los pastos se destacan:

- **Eutrofización:** Se produce al aumentar la descarga de nutrientes (generalmente nitrógeno o fósforo) y materia orgánica por residuales de la actividad humana, como albañales, industrias y fertilización agrícola. El incremento de nutrientes en la columna de agua favorece el desarrollo del fitoplancton y de macroalgas oportunistas de crecimiento rápido que obstruyen el paso de la luz hasta las plantas (Holmer, Marbà, Terrados, Duarte, & Fortes, 2002; Short & Wyllie-Echeverria, 1996). Los nutrientes y la materia orgánica pasan también al sedimento, ocasionando un aumento de la actividad microbiana con la consiguiente reducción del oxígeno disuelto y el aumento del sulfuro de hidrógeno, que es tóxico para las plantas y ocasiona mortalidad de las angiospermas marinas (Calleja, Marbà, & Duarte, 2007).
- **Alteración del balance erosión/sedimentación:** El incremento de asentamientos humanos en las costas ha provocado cambios en el uso de la tierra en todo el mundo, por lo que se realiza la deforestación para producciones agropecuarias o para la obtención de madera y carbón vegetal, lo que implica el aumento de la erosión y del transporte de sedimentos hasta el mar e impide que la luz llegue a las plantas o produce el enterramiento de los pastos (Halun *et al.*, 2002; Terrados *et al.*, 1998).
- **Contaminación química:** Diversas actividades humanas conducen a la contaminación de los mares por sustancias o elementos tóxicos para las plantas y los animales, como metales pesados, hidrocarburos y pesticidas (Ralph, *et al.*, 2006).
- **Daños mecánicos:** Los producidos por artes de pesca invasivos, anclas y la turbulencia generada por embarcaciones pequeñas de uso turístico han provocado la eliminación de pastos en áreas extensas (Erftemeijer & Lewis III, 2006; Hamilton, 2000; Koch, 2002; Milazzo, Badalamenti, Ceccherelli, & Chemello, 2004; Orth, Fishman, Wilcox, & Moore, 2002).
- **Cambios hidrológicos:** Acciones ingenieras en la zona costera, como construcciones, viaductos, dragados y diques, han producido cambios en la hidrodinámica de algunos cuerpos de agua, lo que ha provocado la muerte de grandes extensiones de pastos marinos en el mundo (Hamilton, 2000).
- **Cambios en la salinidad:** El aumento de la salinidad debido a la descarga de las plantas desalinadoras, o la disminución del aporte de agua dulce a zonas con poco intercambio con el océano, ha provocado la pérdida de praderas marinas, tanto en el Mediterráneo (Fernández-Torquemada & Sánchez-Lizaso, 2005) como en el Caribe (Martínez-Daranas *et al.*, 2007).

IMPACTOS DEL CAMBIO CLIMÁTICO SOBRE LOS PASTOS MARINOS

Las observaciones a escalas de tiempo largas en pastos marinos son bastante escasas, y por ello, los efectos del cambio global no están bien documentados (Short & Neckles, 1999). No

obstante, se han realizado algunas predicciones sobre la degradación de los pastos marinos debido a factores ocasionados por el cambio climático, como son el incremento de la temperatura superficial del mar (que provocará una disminución en la fotosíntesis y un aumento de la respiración), del nivel del mar (por la erosión de la zona costera y la disminución de la transparencia del agua), de la presión parcial del dióxido de carbono en el agua de mar, por el aumento de la intensidad de tormentas y ciclones tropicales (con un aumento de la turbulencia del agua, del movimiento de los sedimentos y las precipitaciones), cambios en la luz debido a la nubosidad y el incremento de la radiación UV a consecuencia del deterioro de la capa de ozono (Waycott *et al.*, 2007). Los impactos del cambio climático son reforzados por acciones antropogénicas y otros factores, como las especies invasoras (Orth, Luckenbach, Marion, Moore, & Wilcox, 2006).

Ya se han documentado impactos en pastos marinos ocasionados, directa o indirectamente por el incremento de la temperatura, el incremento del nivel medio del mar, eventos meteorológicos extremos y otros factores relacionados (Boudouresque, Bernard, Pergent, Shili, & Verlaque, 2009; Cabaço, *et al.*, 2008; Díaz-Almela, Marbá, & Duarte, 2007; Short *et al.*, 2006; van Tussenbroek, Barba Santos, van Dijk, Sanabria Alcaraz, & Téllez Calderón, 2008).

A pesar de su importancia, y del deterioro que está sufriendo este ecosistema a escala global, a menudo son ignorados por los científicos, educadores y administradores. Los pastos marinos reciben menos atención en los medios de comunicación que ecosistemas más llamativos o carismáticos, como los arrecifes coralinos y los manglares, (Duarte, Dennison, Orth, & Carruthers, 2008). La falta de conciencia pública sobre la importancia de este ecosistema resulta en la continuidad de acciones que los afectan, tanto a nivel de usuarios de la zona costera, como tomadores de decisiones. Por ello resulta imprescindible incrementar las investigaciones y la educación a diferentes niveles para lograr su conservación.

MÉTODOS DE ESTUDIO DE LOS PASTOS MARINOS

La sensibilidad de los pastos marinos ante diferentes impactos le confiere un valor como indicador de problemas ambientales. Por ello se han desarrollado una variedad de métodos para estudiar aspectos ecológicos y fisiológicos en los pastos marinos, así como su monitoreo en el tiempo. Se han editado libros dirigidos a aspectos clave del desarrollo de las angiospermas marinas, como la distribución, mapeo, abundancia, dinámica poblacional, fenología, fisiología, métodos de cultivo en laboratorio, respuesta a condiciones ambientales, variables morfológicas y compuestos constituyentes, así como a la biota que vive asociada a ellos (epífitas, zoobentos, peces), características físico-químicas del ecosistema (luz, temperatura, nutrientes) y estructura y funcionamiento de la comunidad (Phillips & McRoy, 1990; Short & Coles, 2001).

En la actualidad se están desarrollando métodos para estudios de genética poblacional, así como en la sistemática basada en métodos moleculares, para comprender desde la capacidad de adaptación ante el cambio climático, dispersión y evolución de las angiospermas marinas, patrones de invasión y conectividad, hasta dilucidar problemas en la taxonomía de algunas especies. Estos aspectos también son importantes para el manejo y acciones para la adaptación (Borum, *et al.*, 2004; Procaccini, Olsen, & Reusch, 2007; Reusch & Hughes, 2006; van Dijk, 2008; Varela-Álvarez *et al.*, 2011).

El monitoreo de los pastos marinos es una herramienta fundamental para medir el estado y las

tendencias de las mismas y las condiciones ambientales que influyen sobre éstas. Esto es crucial para poder detectar tempranamente las tendencias a declinar en las especies de lento crecimiento, como *Posidonia oceanica* (del Mar Mediterráneo) y *Thalassia testudinum* (en el Mar Caribe). El monitoreo es necesario también para evaluar la efectividad de cualquier acción dirigida a proteger o recuperar el ecosistema. Puede ser también una herramienta primordial para conocer el impacto del cambio climático sobre estos ecosistemas.

Existen variados métodos para el monitoreo de los pastos marinos (Borum, *et al.*, 2004; CARICOMP, 2001; McKenzie, Campbell, & Roder, 2003; Short, McKenzie, Coles, & Gaeckle, 2004; Short, McKenzie, Coles, Vidler, & Gaeckle, 2008). Como indicadores de la abundancia se suele emplear la biomasa, la densidad de vástagos y la cobertura. Como indicadores de procesos y del funcionamiento de las praderas se puede utilizar la dinámica poblacional (reclutamiento y mortalidad), tasa de elongación de las hojas, el crecimiento de los rizomas, así como el contenido de los nutrientes (carbono, nitrógeno y fósforo) en las plantas para conocer su estado nutricional. A partir del contenido de los isótopos estables de carbono, nitrógeno y azufre se puede conocer la incidencia de contaminantes de origen antrópico (residuales de origen orgánico o industrial, fertilizantes, efectos de la acuicultura), estudiar aspectos del metabolismo de estas plantas y las redes tróficas en el ecosistema con incidencia en la pesca, como herramienta para el pronóstico de su salud y para el manejo (Borum, *et al.*, 2004; Ruiz, Marco-Mendez, & Sanchez-Lizaso, 2010).

El Centro Nacional de Áreas Protegidas de Cuba ha implantado un conjunto de protocolos para el monitoreo de ecosistemas y especies clave dentro del Sistema Nacional de Áreas Protegidas. El protocolo para el monitoreo de los pastos marinos tiene el objetivo de detectar cambios en la abundancia de los pastos marinos en el transcurso del tiempo, de modo tal que se pueda documentar el deterioro de los pastos, o su recuperación ante acciones de protección o restauración. Dicho protocolo fue diseñado con variables lo más sencillas posibles, para que los técnicos de las áreas puedan realizarlo (Martínez-Daranas, Macías Reyes, & Cano Mallo, 2013).

Otro de los aspectos que se están investigando con mayor hincapié es el papel de los pastos marinos como sumidero de carbono. Esto tiene una gran trascendencia en la actualidad, debido a los procesos de adaptación y mitigación al cambio climático, así como en el mercado del carbono, como uno de los servicios ambientales de los ecosistemas marino-costeros predominado por plantas (Fourqurean *et al.*, 2012; Nellemann *et al.*, 2009; Pendleton *et al.*, 2012; Shigeki, 2012). Para lograr una aproximación a esta interrogante científica, es necesario tener en cuenta varios aspectos de la ecología de este ecosistema, así como diferentes métodos, algunos de los cuales se comentarán más adelante (Duarte, Kennedy, Marbà, & Hendriks, 2013). Otros métodos, como el uso de los isótopos estables y la datación de los sedimentos, se salen del alcance de esta revisión.

Además del monitoreo es importante continuar realizando investigaciones dirigidas al estudio de la biología y la ecología de las praderas marinas al contexto de la biología de la conservación. Esta ciencia es relativamente joven, y se encarga de mantener y proteger la biodiversidad a todas las escalas espaciales, incluyendo la todas las formas de vida y los servicios que prestan (Kenworthy, *et al.*, 2006).

En este documento se discuten algunos de estos métodos, los que pueden ser adaptados de acuerdo con las características de cada pradera, los impactos reales o potenciales que los afecten, y las posibilidades de cada grupo de trabajo, aunque deben tenerse en cuenta los fundamentos principales.

Inventario y mapeo de las praderas

Una de las primeras herramientas para cualquier investigación en los pastos marinos es realizar un inventario de la localización de las praderas. Los mapas de las praderas brindan una perspectiva de los hábitats al público y para la gestión. La generación de mapas sucesivos permite detectar cambios a gran escala y la localización de impactos conspicuos, vinculándolos con los datos sobre las características ambientales, así como realizar pronósticos de la distribución de las praderas en futuros escenarios ambientales. En la actualidad hay mapas sistemáticos de las praderas marinas en muchas zonas del mundo.

Existe una gran cantidad de métodos para el mapeo de los pastos marinos, pero para la mayoría se requiere de métodos costosos y de personal especializado. Se pueden producir mapas *in situ* a través de observaciones realizadas con buceo sistemático y recorridos con *manta tow* y el empleo de video, sonar, muestreos, etc. Pero la mayoría de estos métodos sirven para pequeñas escalas (~1 ha) (Borum, *et al.*, 2004; Paul, Lefebvre, Manca, & Amos, 2011). Para mapas a mayor escala (1-100 km²) son necesarios otros métodos, como los sensores remotos (fotos aéreas e imágenes satelitales complementadas con comprobaciones supervisadas *in situ* para confirmar las características del hábitat), que permiten realizar mapas detallados de las praderas en un amplio margen de escalas (1 ha - >100km²) (Roelfsema, Phinn, Udy, & Maxwell, 2009). Una de los inconvenientes de los sensores remotos son las aguas turbias que limitan la visibilidad, por lo que puede ser necesario buscar soluciones combinadas, como el uso de ecosondas de barrido lateral con video-transectos (Raineault, Trembanis, & Miller, 2012).

Biomasa y productividad

Entre los primeros métodos descritos para evaluar la abundancia o estudiar el estado de las angiospermas marinas, se encuentran la biomasa en pie (standing crop) y la productividad. Ambas se obtienen por métodos destructivos, o sea, que recolectan organismos vivos del medio.

La biomasa es necesaria a la hora de estudiar las tramas tróficas. Esta se puede obtener tomando las muestras con un tubo nucleador o *corer* (CARICOMP, 2001), lo que permite evaluar la biomasa de hojas, rizomas y raíces. Este muestreador no puede ser utilizado cuando la profundidad de la capa de sedimentos sea poca (menor de 10 cm) o haya grava y piedras en el fondo.

El nucleador puede ser de plástico (PVC) o de metal (acero inoxidable); el tubo debe tener alrededor de 50 cm de altura y un diámetro interior entre 15 y 20 cm, con 2 a 4 asas y puede tener el borde inferior aserrado (Fig. 3).

El tubo se entierra en el sedimento hasta la profundidad en que se espera que estén los rizomas. Una especie de talla pequeña, como *Halodule wrightii* tiene los rizomas superficiales, mientras que especies mayores como *Thalassia testudinum* pueden tener rizomas vivos hasta 30-35 cm de profundidad en el sedimento (van Tussenbroek, 1998).

Cuando se logra enterrar el nucleador hasta la profundidad deseada, se coloca un tapón en el agujero superior para lograr un efecto de vacío, y se procede a sacarlo del sedimento junto con el material colectado, realizando movimientos hacia los lados y de adelante hacia atrás.

Todo el material se pasa a una bolsa de malla y se sacude hasta eliminar la mayor parte del sedimento.

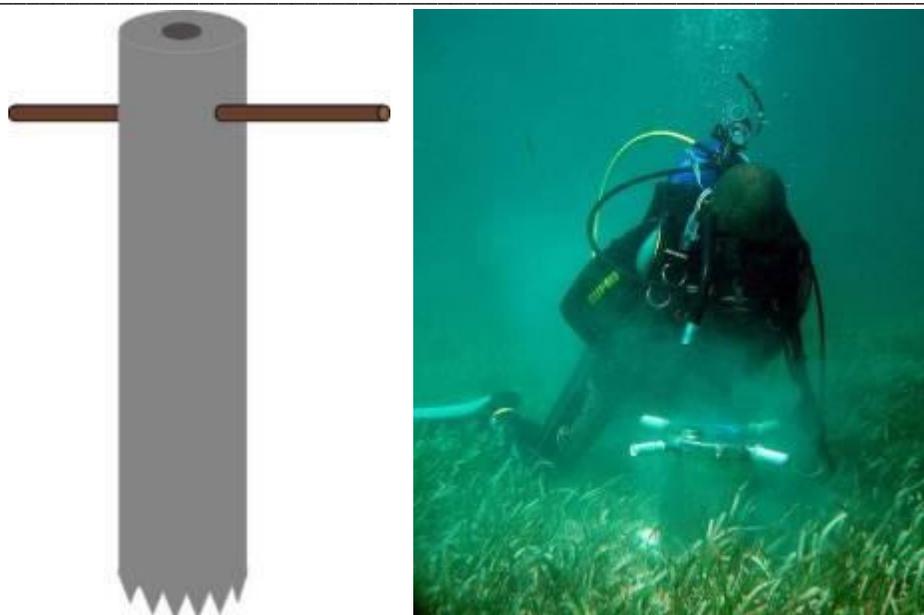


Figura 3. Izquierda: Esquema de un tubo nucleador para el muestreo de la biomasa de angiospermas marinas. Derecha: Tubo nucleador de acero introducido en el sedimento de una pradera de *T. testudinum*.

En el laboratorio se separan las especies de angiospermas en hojas, rizomas y raíces, y se lavan para eliminar el sedimento. De esta manera, se puede estimar la biomasa húmeda y seca foliar (llamada también *aboveground* por autores de habla inglesa) y de rizomas + raíces (*belowground*). La biomasa foliar suele ser varias veces menor a la enterrada y esta proporción varía estacionalmente (van Tussenbroek, 1998). Pero antes se deben eliminar los epifitos pues su biomasa puede ser considerable e introducir errores. Para ello se raspan con cuidado las hojas con una cuchilla o se descalcifican con HCl al 5% durante 10 minutos, y posteriormente se enjuagan con abundante agua corriente.

La biomasa foliar también se puede estimar arrancando los vástagos o las hojas dentro de cualquier unidad de muestreo, como un aro o un cuadrado lanzado varias veces a lo largo de un transecto o en un área determinada (Jiménez & Alcolado, 1989; Martínez-Daranas, Alcolado, & Duarte, 2005), o mediante dragas de muestreo del bentos (Buesa, 1975; Martínez-Daranas, *et al.*, 1996). Pero este método no incluye la biomasa enterrada de rizomas y raíces.

La producción diaria de hojas de las angiospermas marinas se ha realizado en varias especies, y es una variable que permite evaluar su funcionamiento y sus variaciones estacionales (Martínez-Daranas *et al.* 2005). El método más recomendado es el del marcaje de las hojas descrito por Zieman, que ha sido utilizado en *Thalassia testudinum* en el protocolo de monitoreo de CARICOMP (2001) (Cortés *et al.*, 2010; Zieman, 1975a). Este procedimiento es más recomendable que los métodos de las botellas claras y oscuras o el del isótopo 14 del carbono para calcular la productividad debido a los errores que se producen, ya que las hojas de las fanerógamas poseen un sistema lagunar donde almacenan gas, y durante los picos diarios de máxima productividad se ha observado que se pueden hinchar, alcanzando hasta 200-250% de su volumen (CARICOMP, 2001; Dennison, 1990). La producción foliar obtenida por el método del

marcaje es, en teoría, igual a la producción neta después de restar la respiración de la producción bruta. Pero en la práctica se subestima la misma al considerar las pérdidas por tasas de excreción, mortalidad, descomposición y herbivorismo. Tampoco tiene en cuenta la producción de biomasa subterránea, que suele ser mayor que la de las hojas (Duarte & Chiscano, 1999).

Para estimar la productividad foliar se debe seguir el siguiente procedimiento (Fig. 4):

1. Colocar varios (se recomienda al menos seis) marcos rectangulares de 10 x 25 cm que se clavan en el sedimento con unos ganchos, con cuidado de no doblar o romper las hojas.
2. Las hojas se marcan perforando simultáneamente, con una aguja hipodérmica, el meristemo basal (interface blanca-verde) de las hojas verdes de los vástagos que caen dentro de cada marco.
3. Al cabo de 8-12 días se recogen todos los vástagos dentro de cada marco levantándolos por debajo de los rizomas horizontales con la ayuda de un cucharín de jardinería o algo semejante, cuidando no romper las hojas. Los vástagos que se tomaron de cada marco se colocan en una bolsa plástica y se refrigeran, o se fijan con formol al 5% hasta su posterior procesamiento en el laboratorio.
4. En el laboratorio, se procesa cada bolsa por separado, separando los vástagos por especie de angiosperma. Se lavan las hojas con agua dulce para eliminar la sal y el sedimento, así como el material muerto (transparente o negruzco, y que normalmente flota).
5. Se separan las hojas verdes de cada vástago y se cortan por la marca, con ayuda de tijeras, formando tres grupos.

Grupo A - Material producido después del marcado, o sea, de la marca hacia abajo.

Grupo B - Material de nueva formación, sin marcar.

Grupo C - Material viejo, o sea, de la marca hacia arriba.

6. A cada grupo de hojas se le eliminan las epífitas, utilizando el mismo método descrito para la biomasa.
7. Cada grupo es colocado independientemente en un papel de aluminio o cápsula de porcelana, previamente marcado y tarado, y se procede al secado en la estufa (80-90°C durante 12-18 horas) hasta llegar a peso constante (con balanza analítica).

Los cálculos son los siguientes:

$$PD = \frac{(A + B) \times 50}{t}$$

$$TR = \frac{(A + B) \times 100}{(A + B + C) \times t}$$

$$BS = (A + B + C) \times 50$$

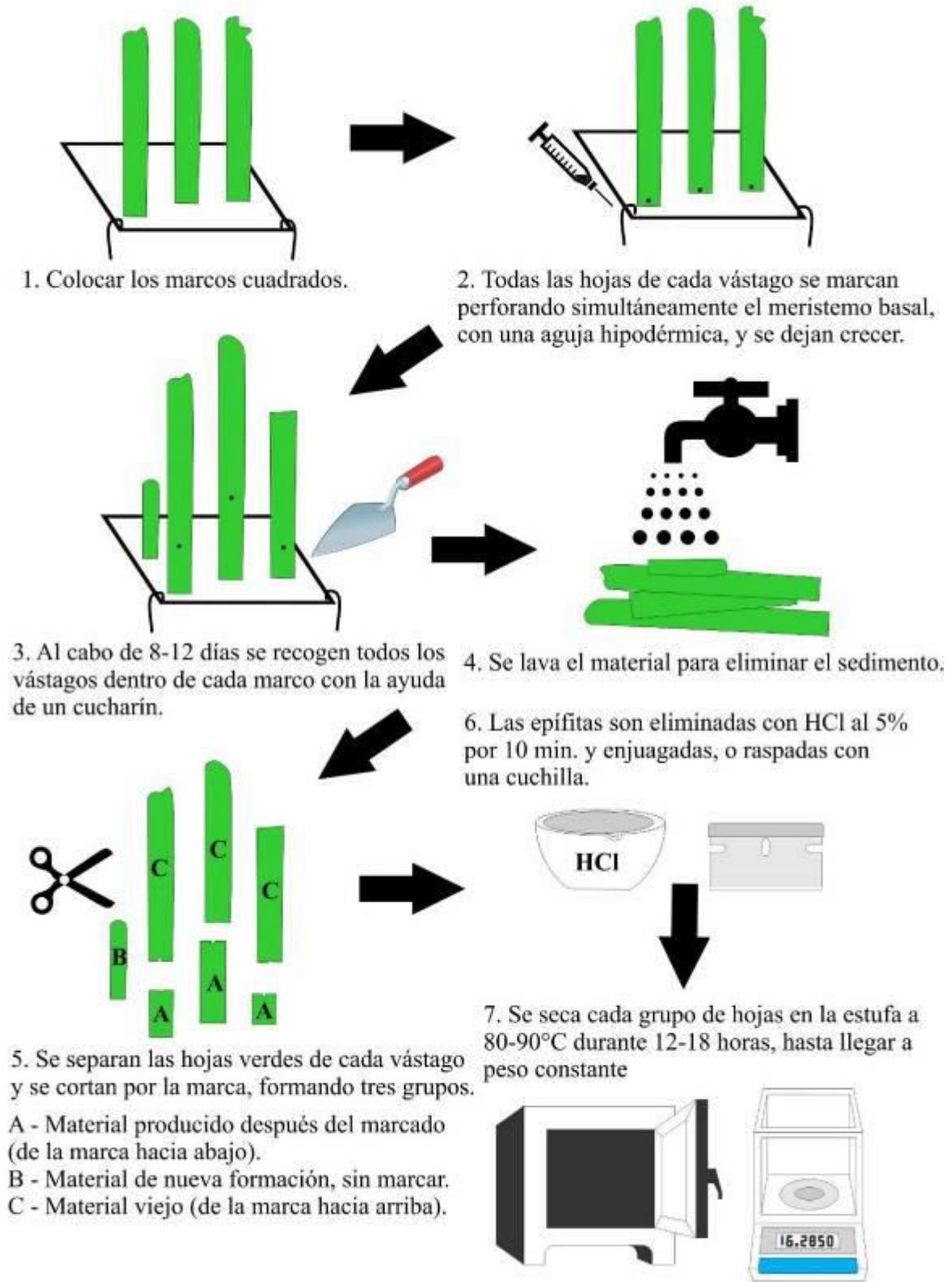


Figura 4. Esquema con los pasos que se deben ejecutar para evaluar la productividad por el método de marcaje de

Zieman (1975a). Adaptado de CARICOMP (2001).

Donde:

PD: Producción diaria ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$)

t: días transcurridos desde el marcaje hasta la colecta.

TR: Tasa de reemplazo de las hojas ($\% \text{d}^{-1}$)

BS: Biomasa de hojas en pie (gm^{-2})

Nota: El valor 50 es un factor de conversión para llevar el área del cuadrado de 10 x 25 cm a unidad de área (m^2).

Este método se ha empleado en *Thalassia testudinum* con éxito. Otras especies pueden poseer características diferentes en la forma o en el crecimiento de los rizomas y hojas, y entonces es necesario adaptar el método (Short & Duarte, 2001).

Abundancia relativa y densidad de vástagos

La abundancia relativa y la densidad de vástagos son indicadores útiles para evaluar y monitorear la abundancia de los pastos marinos (Martínez-Daranas, *et al.*, 2013).

La abundancia relativa brinda un criterio de la proporción por especie de angiosperma o grupos indicadores (algas, invertebrados sésiles, etc.) en el fondo marino, al observarlos desde arriba, (también llamada cobertura). La cobertura se estima visualmente y se puede expresar en porcentajes o mediante escalas de clases de abundancia (Braun Blanquet, 1979; Frontier, 1981). Las escalas de abundancia han sido utilizadas en el monitoreo de pastos marinos en la Florida (Cuadro 1) con buenos resultados (Fourqurean, Boyer, Durako, Hefty, & Peterson, 2003; Fourqurean & Rutten, 2004). Para su uso debe entrenarse al personal previamente.

Tabla 1. Escala propuesta por Fourqurean y Rutten (2004) para estimar la abundancia relativa.

Clase	Descripción
0	Ausente
0.1	Individuo o vástago solitario, con menos del 5% de cobertura
0.5	Algunos individuos o vástagos, con menos del 5% de cobertura
1	Muchos individuos o vástagos, con menos del 5% de cobertura
2	Cobertura entre el 5 y el 25%
3	Cobertura entre el 25 y el 50%
4	Cobertura entre el 50 y el 75%
5	Cobertura entre el 75 y el 100%

Con estas escalas se puede estimar la abundancia relativa promedio de una especie o grupo en una pradera, hallando la tendencia central de los valores de las clases de cada uno en los marcos

donde se haya muestreado.

La densidad de vástagos (vástagos portando un haz de hojas) es útil para realizar estudios de la dinámica poblacional y para el monitoreo en el tiempo. Se trata de contar la cantidad de vástagos vivos de cada especie de angiosperma en un área determinada, por ejemplo, en marcos cuadrados, y se extrapola a la unidad de área (densidad de vástagos en 1 m²)

Para estimar ambas variables, se recomienda colocar marcos cuadrados permanentes de 1 m² de área, o utilizar marcos de 25 x 25 cm que se ubican a lo largo de transeptos paralelos a la costa mediante un muestreo aleatorio o sistemático (Fig. 5). Cuando se trate de una pradera amplia contigua a la costa, por la variabilidad espacial que presentan estas praderas, se pueden ubicar varios transeptos en un gradiente de profundidad o distancia de la costa. Por ejemplo, el primer transepto se puede ubicar en el límite superior de la pradera (la zona más cercana a la costa), otro aproximadamente al centro de la pradera, y el tercero en la zona más profunda de la pradera o límite inferior. El primer transepto permite evaluar el efecto directo de los procesos erosivos o la eutrofización en la costa. La zona más profunda de la pradera será más susceptible a los problemas de la transparencia del agua. Se recomienda colocar el marco doce veces de forma aleatoria en cada transepto, para evaluar las variables anteriores (Short, *et al.*, 2008), pero es mejor estimar el tamaño de la muestra más adecuado para cada pradera (ver más adelante).

En el caso que se desee evaluar una pradera no cercana a la costa, se pueden colocar los cuadrados alrededor de un punto central, como en dos transeptos que se crucen perpendicularmente entre sí (McKenzie, *et al.*, 2003).

Cuando se realiza un monitoreo en el tiempo, es muy importante marcar los puntos donde se va a efectuar el seguimiento de estas variables en el tiempo. Como existen variaciones temporales, con una fuerte influencia de la temperatura y la radiación solar, es recomendable hacer mediciones mensuales, o al menos, cuatro veces al año.



Figura 5. Evaluación de la cobertura y la densidad de vástagos en un marco a lo largo de un transepto. Foto de la autora.

Índice Foliar

El índice foliar es la suma de la superficie de una cara de las hojas se encuentran en la unidad de área ($\text{m}^2 \cdot \text{m}^{-2}$), por lo que es adimensional (Bulthuis, 1990). Este índice depende de la densidad de vástagos, de la cantidad de hojas de cada vástago y del área promedio de las mismas. El cálculo del índice foliar permite conocer el área foliar disponible en una pradera para realizar la fotosíntesis, o para ser colonizada por epifitos. Esta variable puede variar con la época del año, y con el deterioro de la calidad del agua, como un aumento de la turbidez.

Para estimarlo, inicialmente se estima la densidad promedio de la especie en el área de estudio. Se toman aleatoriamente aproximadamente 10 o más vástagos en la pradera a estudiar, se cuentan y se separan las hojas desde la base, se cuentan y se mide el ancho y la longitud de las hojas que estén completas (no partidas) con el microscopio estereoscópico de disección, para calcular el área promedio de la hoja en m^2 . Teniendo la densidad de vástagos promedio para la pradera, calculada según lo indicado anteriormente, y el número de hojas promedio por vástagos, se calcula el IF como:

$$IF = DV \times HV \times AH$$

Donde:

DV: densidad de vástagos (vástago. m^{-2})

HV: no. promedio de hojas por vástago (hoja.vástago $^{-1}$)

AH: área promedio de las hojas ($\text{m}^2 \cdot \text{hoja}^{-1}$)

Dinámica poblacional por métodos directos

Los pastos marinos están constituidas por plantas clonales con vástagos que portan hojas verdes los que constituyen la unidad funcional de la planta, los que se encuentra interconectadas por el rizoma horizontal (Fig. 1). La tendencia general en estas praderas, está generada por la dinámica de poblaciones de los vástagos (mortalidad de vástagos igual, mayor o menor respectivamente que la proporción de nacimientos). El tiempo de vida de estos vástagos es específico, pero se encuentra influenciada por las condiciones ambientales. Este balance es la base del método que se expone a continuación, que consiste en realizar repetidos censos de vástagos en cuadros permanentes instalados en la pradera. Los censos detallados y repetidos por medio de este método permiten una estima precisa de la densidad de la pradera, mejorando las dudosas medidas que se obtenían de los métodos tradicionales de estima de la densidad y cobertura.

Se recomienda colocar cuadrados suficientes hasta lograr aproximadamente 100 vástagos (Short & Duarte, 2001) de la especie a evaluar. Estos cuadrados se marcarán para poder hallarlos fácilmente. Se marcan y se cuentan todos los vástagos individuales dentro de cada cuadrado, colocando bridas plásticas de colores u otro medio (con etiquetas) alrededor de la base de cada uno dentro de un cuadro permanente. Revisite los cuadrados cada 2-4 meses, en dependencia de la tasa de cambio que experimente la población. Se requieren visitas más frecuentes para poblaciones de especies con tasas altas de mortalidad o reclutamiento. En cada visita se contará el número de vástagos marcados que permanecen, los que han desaparecido, y el número de nuevos vástagos que han aparecido (estos últimos serán marcados de diferente color, permitiendo la supervisión individual de las diferentes cohortes de vástagos nacidos). Este estudio se realiza por un mínimo de un año.

Se calcularán entonces las tasas de reclutamiento y de mortalidad en cada visita:

$$R = \frac{(\ln(N_0 + N_{nuevos}) - \ln N_0)}{t}$$
$$M = \frac{(\ln N_0 - \ln(N_0 - N_{perdidos}))}{t}$$

Donde:

N_0 es el número de vástagos al inicio de cada periodo de observación, N_{nuevos} es el número de nuevos vástagos, sin marcar que aparecieron durante el periodo de observación, t es la duración del periodo de observación en días (entre visitas) y $N_{perdidos}$ es el número de vástagos previamente marcados que no se hallaron al final del periodo de observación.

R y M representan respectivamente, las tasas instantáneas de reclutamiento y mortalidad de la población. Ambas poseen variaciones estacionales en muchas especies, principalmente en las de aguas templadas. Generalmente, se presenta un periodo de fuerte reclutamiento en la época de crecimiento en primavera o verano, y otro de intensa mortalidad después de la época de crecimiento. El balance entre R y M es solamente un indicativo de la dinámica de la población a escalas de tiempo cortas. El cambio neto de la población será la diferencia entre ambas tasas. Un cambio neto negativo ($R < M$) indica que la población está transitando hacia una disminución en su densidad, mientras que un cambio positivo ($R > M$) indica que la población se está haciendo más densa.

Métodos indirectos o de reconstrucción

La forma de crecimiento modular de las angiospermas marinas se puede seguir en el tiempo, gracias a las cicatrices que se van quedando en el lugar donde hubo una hoja, una flor o un vástago, de forma semejante a los anillos que se observan en el tronco de los árboles. El pecíolo de las hojas que van muriendo dejan una cicatriz o nodo, en los rizomas que las portan. La distancia entre cicatrices foliares a lo largo del rizoma varía estacionalmente y en función de condiciones ambientales, incluyendo la dinámica de los sedimentos de la zona. El análisis de los cambios en el tamaño de los entrenudos de rizoma vertical en las angiospermas marinas proporciona estimas de la tasa de producción foliar y crecimiento vertical de la planta durante los últimos meses, y en ocasiones hasta en años.

El número de nodos en el rizoma más el número de hojas vivas en un rizoma vertical, desde su base (desde el rizoma horizontal) puede proporcionar una estima de la edad del vástago. Esto es gracias a que el Intervalo Plastocrono (el tiempo que transcurre entre la aparición de dos hojas consecutivas) es bastante estable en cada especie (Patriquin, 1973). A partir de la estructura de edades de la población pueden calcularse los parámetros demográficos (tasa de reclutamiento de vástagos, tasa de mortalidad de vástagos) de la población y conocer la dinámica de la población durante la última década (i.e. vida media de los vástagos de la pradera). Diversas variantes de este método han sido utilizadas para evaluar la dinámica poblacional de *T. testudinum*, *P. oceanica* y otras especies (Cebrian, Marbà, & Duarte, 1994; Duarte, *et al.*, 1994; Short & Duarte, 2001). No obstante, ha sido objeto de controversia debido a que varios autores plantean que no es posible obtener las verdaderas tasas de reclutamiento y mortalidad si la pradera no se encuentra estable (Ebert & Williams, 2003; Ebert, Williams, & Ewanchuk, 2002; Fourqurean, Marbà, & Duarte, 2003; van Tussenbroek, 2002).

Este método se utiliza como complemento al estudio de la demografía de la población y sólo

se ha realizar una única vez en cada pradera. Como el trabajo en el laboratorio con las muestras recolectadas es muy laborioso, este tipo de actividades han de programarse para disponer de tiempo suficiente para poder tratar las muestras de cada estación.

Otra posibilidad es evaluar el crecimiento vertical de los rizomas. Los rizomas verticales crecen por la elongación de su meristemo apical de cada vástago, y cada cierto tiempo producen una hoja nueva, dejando una cicatriz en el rizoma (internodo). El crecimiento internodal tiene un ciclo anual y responde al enterramiento, a la erosión o a otras perturbaciones como altas temperaturas o a la contaminación (Clero, 2003; Duarte, *et al.*, 1994; Marbà, Santiago, Díaz-Almela, Álvarez, & Duarte, 2006). Por ello, un examen del patrón (cíclico, con una tendencia sostenida o con discontinuidades) y la magnitud de la variabilidad inter-anual en el alargamiento de los rizomas verticales permiten la identificación de periodos cuando las praderas han sido perturbadas con anterioridad. La colecta de rizomas verticales es fácil y es un método destructivo, aunque con 10-15 vástagos por estación es suficiente, pero se requiere de un trabajo minucioso y laborioso en el laboratorio.

Tasas de crecimiento

Cada especie tiene tasas de crecimiento diferentes. Para medirlas puede utilizarse el método directo de marcar las hojas o los rizomas con una aguja o colocar bridas de colores, como se explicó antes, para evaluar la producción foliar diaria. También existe una variante gracias a las cicatrices que van quedando luego de la caída de las hojas, para evaluar el crecimiento de los rizomas verticales (Marbà, Gallegos, Merino, & Duarte, 1994). Otra posibilidad es que a partir de la edad de las hojas y los vástagos, calculada por el Intervalo Plastocrono, junto con la cantidad de cicatrices (Patriquin, 1973), se puede calcular el crecimiento y la producción de las partes subterráneas de las plantas. Short & Duarte (2001) explican varios aspectos relacionados con estos métodos, los cuales es necesario adaptar a las diferentes especies.

Vigilancia de especies indicadoras

En cada zona existen especies que pueden funcionar como indicadoras de cambios en los procesos que se producen en los ecosistemas. Entre éstas se encuentran las macroalgas que son acompañantes de las angiospermas marinas. En muchos casos se controla la abundancia de macroalgas bentónicas y de epífitas de las hojas de las angiospermas marinas. Un aumento en la abundancia de epífitos y de macroalgas carnosas, foliosas y filamentosas puede indicar procesos de eutrofización en el medio, más una escasez de herbívoros que controlen a las algas (Baggett, Heck, Frankovich, Armitage, & Fourqurean, 2010; Littler & Littler, 2005).

También se ha empleado el número de especies de moluscos como indicador de la diversidad de especies del megazoobentos en los fondos blandos, incluyendo los pastos marinos (Alcolado & Espinosa, 1996).

Por otra parte, el Mediterráneo y otras localidades han recibido en los últimos tiempos una oleada de nuevas especies que llegan de otros lugares y colonizan espacios donde antes no estaban presentes. Una de las causas de la llegada de estas nuevas especies se debe principalmente a las actividades humanas. Otras especies han sido introducidas directamente por el hombre, a través de la acuicultura y la acuarofilia. Se han registrado, como especies invasoras en pastos marinos, macroalgas, fundamentalmente varias especies de *Caulerpa* que han invadido otras áreas (Fig. 6), otras angiospermas como *Halophila stipulacea* en el Caribe (Fig. 7), moluscos, cnidarios, poliquetos, artrópodos, briozoos, tunicados, aves y peces (Willette &

Ambrose, 2009; Williams, 2007). Estas especies se han hallado en praderas del todo el planeta prácticamente, y en la mayoría de los casos han ocasionado efectos negativos sobre el funcionamiento del ecosistema. De ahí la importancia de conocer las especies nativas de nuestras áreas de estudio, y mantener una vigilancia ante una posible invasión.



Figura 6. Pradera de *Posidonia oceanica* invadida por el alga verde *Caulerpa taxifolia*. Foto: Núria Marbà.



Figura 7. *Halophila stipulacea* en una pradera de *T. testudinum* en Martinica. Foto: Guillaume Tollu.

Por supuesto, de sospecharse la entrada de una especie foránea, deberán utilizarse los métodos apropiados para comprobar la dispersión y establecimiento de dicho organismo como especie invasora.

Diseño del experimento y estimación del tamaño de muestra

Siempre se debe tener en cuenta el problema científico que se quiera analizar, la hipótesis y los objetivos planteados, la planificación de las tareas y un diseño del experimento adecuado, para poder realizar comparaciones y detectar las variaciones con un nivel de certidumbre aceptable. Estos aspectos se salen del propósito de este trabajo, pero se recomiendan algunos materiales para cumplimentar estos aspectos (Hernández Sampieri, Fernández Collado, & Baptista Lucia, 1991; Legendre, 2008; Sabino, 1992; Underwood, 1996, 1997).

En ocasiones no es posible fijar cuadrados permanentes en el área de estudio, y se ha comprobado que existe una alta variabilidad en la densidad de vástagos y otros parámetros a estudiar en las praderas marinas. Por ello resulta necesario estimar el tamaño de muestra a tomar en cada transecto para poder realizar comparaciones a lo largo del tiempo con una confiabilidad adecuada, teniendo en cuenta el esfuerzo que es asequible para el investigador. Como medida del esfuerzo se puede tomar el tiempo requerido para el muestreo *in situ* (teniendo en cuenta el tiempo de inmersión durante el buceo), o los costos.

Por ejemplo, para estimar el tamaño de muestra requerido para estimar la densidad de vástagos en las praderas marinas, se recomienda el uso del método de la mínima diferencia detectable (MDD) (Burdick & Kendrick, 2001). Para ello se realiza un muestreo preliminar en la pradera a estudiar con N cuadrados por ejemplo, de 25 x 25 cm de lado, en los cuales se cuenta la cantidad de vástagos.

Se mide el tiempo empleado en cada réplica como medida del esfuerzo. Se seleccionarán aleatoriamente diez combinaciones de valores para cada tamaño de muestra desde $n = 3$ hasta $n = N$, y se determina el tiempo promedio empleado, el error estándar promedio (EE promedio), mínimo y máximo, y la MDD promedios, para cada tamaño de muestra. La MDD se calcula para un nivel de significación de $\alpha = 0.05$ con una potencia de $\beta = 0.20$ utilizando los valores tabulados de la t para dos colas para los grados de libertad correspondientes y para cada n según la fórmula (Bros & Cowell, 1987):

$$MDD = \left[\left(t_{g.l.,\beta=0.20} + t_{g.l.,\alpha=0.05} \right) \times EE_{promedio} \times \sqrt{2} \right]$$

Se realizarán gráficos de dispersión del error estándar, así como de la MDD y el tiempo promedio por tamaño de muestra para las dos variables. El tamaño de muestra más apropiado será entonces aquél que brinde la MDD más baja con el menor costo (Burdick & Kendrick, 2001).

Ejemplo para el cálculo del tamaño de muestra

1. Se realizó un muestreo inicial en cada pradera, donde se evaluó la densidad de vástagos de la especie dominante (*T. testudinum*) en varias réplicas (ej. 12), con un cuadrado de 25 x 25 cm. Se midió el tiempo empleado en cada cuadrado y se calculó el promedio del tiempo empleado:

N	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	\bar{X}
No. de vástagos	29	46	41	45	26	48	34	40	37	37	25	60	39
Tiempo (min:seg)	3:50	3:30	3:47	3:14	2:15	3:53	2:58	2:32	2:44	3:33	2:05	6:36	3:25

2. Con una hoja de cálculo en MS Office Excel se seleccionaron, con números aleatorios, diez combinaciones de cuadrados para cada tamaño de muestra desde $n = 3$ hasta $n = 12$, y para cada combinación se determina el error estándar promedio (EE promedio), mínimo y máximo y la mínima diferencia (MDD) promedios, para cada n . Para estimar el tiempo se multiplicó el promedio (\bar{X}) por n :

n	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Densidad promedio	38,13	39,08	38,90	39,85	39,59	39,36	38,54	39,25	38,85	39,00
EE promedio	5,26	4,04	3,42	3,54	4,17	3,88	3,60	3,30	3,02	2,90
EE mínimo	3,28	1,93	2,48	2,80	2,69	2,73	2,89	3,09	2,39	2,90
EE máximo	10,02	8,17	4,30	4,77	4,72	4,38	3,85	3,50	3,18	2,90
Tiempo (min:seg)	10:14	13:39	17:04	20:29	23:53	27:18	30:43	34:07	37:32	40:57
MDD	46,05	27,54	20,84	20,27	22,93	20,70	18,90	17,00	15,39	14,60

3. Se realizaron gráficos de dispersión del error estándar medio, mínimo y máximo, así como de la MDD y el tiempo promedio por tamaño de muestra.

El tamaño de muestra más apropiado será entonces aquél donde se comience a estabilizar el error estándar (alrededor de 10; Fig. 8A), o si el tamaño de muestra resultara irrealizable por el tiempo requerido, se escogerá el número de réplicas donde la línea de la MDD se cruce con la del tiempo ($n = 5$; Fig. 8B), o que sea posible de realizar.

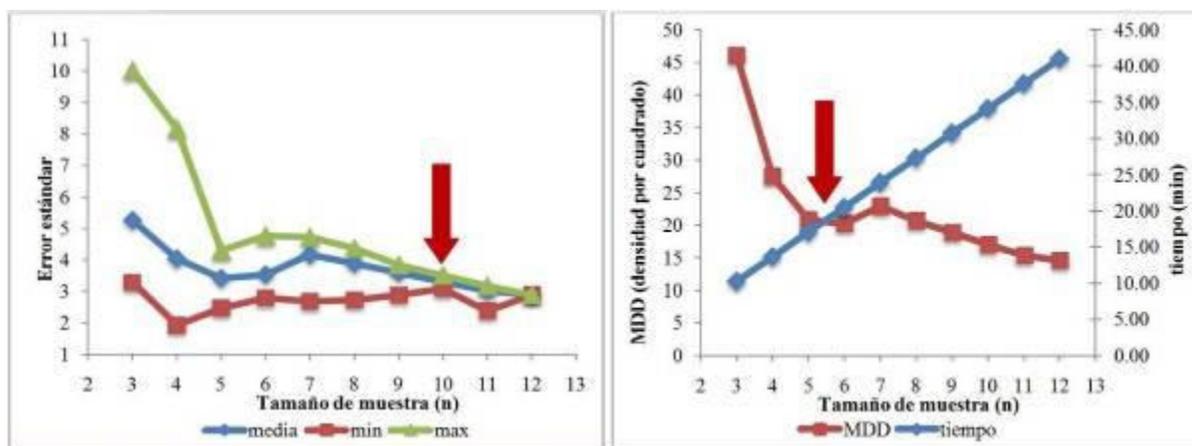


Figura 8. A (Izquierda) Error estándar medio, mínimo y máximo de la densidad de vástagos de *T. testudinum* estimada en $n = 3-12$ cuadrados. B (Derecha) Mínima diferencia detectable (MDD) y tiempo estimado para evaluar la densidad de *T. testudinum* estimada en $n = 3-12$ cuadrados.

Parámetros abióticos

La mayor parte de los programas de monitoreo o investigación, incluyen variables abióticas. Muchos de estos parámetros son medidos con mayor frecuencia que los medidos en las praderas. La transparencia del agua y la visibilidad son de los parámetros más integradores y robustos de la calidad del agua, la que es uno de los factores que más afectan las praderas de angiospermas marinas, la cual se puede medir fácilmente con el disco Secchi (Martínez-Daranas, *et al.*, 2013). La visibilidad horizontal se mide también con este tipo de disco.

Las mediciones de la temperatura, la salinidad, la tasa de sedimentación, del contenido de materia orgánica y de nutrientes (carbono, nitrógeno y fósforo) en los sedimentos, son buenos indicadores para entender los impactos sobre las praderas. También se pueden emplear equipos integradores que miden *in situ* algunas de estas variables, así como la turbidez del agua.

RECOMENDACIONES

1. Siempre deberán considerarse las normas de seguridad para el buceo y el trabajo en el mar.
2. En todos los casos, se deberán registrar las coordenadas geográficas de las estaciones de observación y colecta con un GPS.
3. Independientemente de las mediciones y muestreos que se realicen, siempre deben realizarse observaciones en el campo sobre las condiciones del clima, antes y durante la toma de los datos, así como del medio en que se está trabajando, para poder interpretar los datos. Son útiles los comentarios realizados por los conocedores de la zona de estudio (pobladores, pescadores, turistas, buzos, etc.).

BIBLIOGRAFÍA

- Alcolado, P. M., & Espinosa, J. (1996). Empleo de las comunidades de moluscos marinos de fondos blandos como bioindicadores de la diversidad del megazoobentos y de la calidad ambiental. *Iberus*, 14(2), 79-84.
- Baggett, L. P., Heck, K. L., Frankovich, T. A., Armitage, A. R., & Fourqurean, J. W. (2010). Nutrient enrichment, grazer identity, and their effects on epiphytic algal assemblages: field experiments in subtropical turtlegrass *Thalassia testudinum* meadows. *Marine Ecology Progress Series*, 406, 33-45.
- Borum, J., Duarte, C. M., Krause-Jensen, D., & Greve, T. M. (Eds.). (2004). *European seagrasses: an introduction to monitoring and management*. Copenhagen.
- Boudouresque, C. F., Bernard, G., Pergent, G., Shili, A., & Verlaque, M. (2009). Regression of Mediterranean seagrasses caused by natural processes and anthropogenic disturbances and stress: a critical review. *Botanica Marina*, 52(5), 395-418.
- Braun Blanquet, J. (1979). *Fitosociología*. Madrid: H. Blume ediciones.
- Bros, W. E., & Cowell, B. C. (1987). A technique for optimizing sample size (replication). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 114, 63-71.
- Buesa, R. J. (1975). Population biomass and metabolic rates of marine angiosperms on the northwestern cuban shelf. *Aquatic Botany*, 1, 11-23.
- Bulthuis, D. A. (1990). Leaf surface area. In R. C. Phillips & C. P. McRoy (Eds.), *Seagrass research methods* (Vol. 9, pp. 69-70). Paris: UNESCO.

- Burdick, D. M., & Kendrick, G. A. (2001). Standards for seagrass collection, identification and sample design. In F. T. Short & R. G. Coles (Eds.), *Global Seagrass Research Methods* (Vol. Chapter 4, pp. 79-100): Elsevier Science, B.V.
- Cabaço, S., Santos, R., & Duarte, C. M. (2008). The impact of sediment burial and erosion on seagrasses: A review. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 79, 354-366.
- Calem, J. A., & Pierce, J. W. (1993). Distributional control of seagrasses by light availability, Twin Cays, Belize, Central America. *Atoll Research Bulletin*, 387, 1-13.
- Calleja, M. L., Marbà, N., & Duarte, C. M. (2007). The relationship between seagrass (*Posidonia oceanica*) decline and sulfide porewater concentration in carbonate sediments. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 73, 583-588.
- Campbell, S. J., & McKenzie, L. J. (2004). Flood related loss and recovery of intertidal seagrass meadows in southern Queensland, Australia. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 60(3), 477-490.
- CARICOMP. (2001). *CARICOMP Methods Manual - Level I: Manual of methods for mapping and monitoring of physical and biological parameters in the coastal zone of the Caribbean* (pp. 91 pp). Mona, Kingston, Jamaica: CARICOMP Management Center, University of the West Indies, Mona, Kingston, Jamaica y Florida Institute of Oceanography, University of South Florida, St. Petersburg Florida, U.S.A.
- Cebrián, J., & Duarte, C. M. (1998). Patterns in leaf herbivory on seagrass. *Aquatic Botany*, 60, 67-82.
- Cebrian, J., Marbà, N., & Duarte, C. M. (1994). Estimating leaf age of the seagrass *Posidonia oceanica* (L.) Delile using the plastochrone interval index. *Aquatic Botany*, 49, 59-65.
- Clero, L. (2003). *Demografía y crecimiento de las praderas submarinas [Thalassia testudinum (Banks ex König)] en Cayo Coco, Ciego de Ávila, Cuba*. Tesis de Maestría. Programa "Análisis de ecosistemas acuáticos", Universidad Internacional de Andalucía.
- Cortés, J., Fonseca, A. C., Nivia-Ruiz, J., Nielsen-Muñoz, V., Samper-Villarreal, J., Salas, E., *et al.* (2010). Monitoring coral reefs, seagrasses and mangroves in Costa Rica (CARICOMP). *Revista de Biología Tropical*, 58(3), 1-22.
- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farberk, S., Grasso, M., Hannon, B., *et al.* (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387, 253-260.
- Davis, B. C., & Fourqurean, J. W. (2001). Competition between the tropical alga, *Halimeda incrassata*, and seagrass, *Thalassia testudinum*. *Aquatic Botany*, 71, 217-232.
- den Hartog, C., & Kuo, J. (2006). Taxonomy and biogeography of seagrasses. In A. W. D. Larkum, R. J. Orth & C. M. Duarte (Eds.), *Seagrass: biology, ecology and conservation* (pp. 1-23). Dordrecht, The Netherlands: Springer.
- Dennison, W. C. (1990). Shoot density. In R. C. Phillips & C. P. McRoy (Eds.), *Seagrass research methods* (Vol. 9, pp. 61-63). Paris: UNESCO.
- Díaz-Almela, E., Marbà, N., & Duarte, C. M. (2007). Consequences of Mediterranean warming events in seagrass (*Posidonia oceanica*) flowering records. *Global Change Biology*, 13, 224-235.
- Duarte, C. M. (1991a). Allometric scaling of seagrass form and productivity. *Marine Ecology Progress Series*, 77, 289-300.
- Duarte, C. M. (1991b). Seagrass depth limits. *Aquatic Botany*, 40, 363-377.
- Duarte, C. M. (1995). Submerged aquatic vegetation in relation to different nutrient regimes. *OPHELIA*, 41, 87-112.

- Duarte, C. M. (Ed.). (2006). Cambio global. Impacto de la actividad humana sobre el sistema Tierra. Madrid: Cyan, Proyectos y Producciones Editoriales, S.A.
- Duarte, C. M., & Chiscano, C. L. (1999). Seagrass biomass and production: a reassessment. *Aquatic Botany*, 65, 159–174.
- Duarte, C. M., Dennison, W. C., Orth, R. J., & Carruthers, T. J. B. (2008). The Charisma of Coastal Ecosystems: Addressing the Imbalance. *Estuaries and Coasts*, 31, 233-238.
- Duarte, C. M., Kennedy, H., Marbà, N., & Hendriks, I. (2013). Assessing the capacity of seagrass meadows for carbon burial: Current limitations and future strategies. *Ocean & Coastal Management* 83(0), 32-38.
- Duarte, C. M., Marbà, N., Agawin, N. R. S., Cebrián, J., Enríquez, S., & Fortes, M. D., (1994). Reconstruction of seagrass dynamics: age determinations and associated tools for the seagrass ecologist. *Marine Ecology Progress Series*, 107, 195-209.
- Duarte, C. M., Terrados, J., Agawin, N. R. S., & Fortes, M. D. (2000). An experimental test of the occurrence of competitive interactions among SE Asian seagrasses. *Marine Ecology Progress Series*, 197, 231-240.
- Dumbauld, B., & Wyllie-Echeverria, S. (2003). The influence of burrowing thalassinid shrimps on the distribution of intertidal seagrasses in Willapa Bay, Washington, USA. *Aquatic Botany*, 77, 27-42.
- Ebert, T. A., & Williams, S. L. (2003). Rejoinder to Fourqurean (2003). *Limnology and Oceanography*, 48(5), 2074-2075.
- Ebert, T. A., Williams, S. L., & Ewanchuk, P. J. (2002). Mortality estimates from age distributions: Critique of a method used to study seagrass dynamics. *Limnol. Oceanogr.*, 47, 600-603.
- Erfteimeijer, P. L. A., & Lewis III, R. R. R. (2006). Environmental impacts of dredging on seagrasses: A review. *Marine Pollution Bulletin*, 52, 1553-1572.
- Fernández-Torquemada, Y., & Sánchez-Lizaso, J. L. (2005). Effects of salinity on leaf growth and survival of the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica* (L.) Delile. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 320, 57–63.
- Fourqurean, J. W., Boyer, J. N., Durako, M. J., Hefty, L. N., & Peterson, C. H. (2003). Forecasting responses of seagrass distributions to changing water quality using monitoring data. *Ecological applications*, 13(2), 474-489.
- Fourqurean, J. W., Duarte, C. M., Kennedy, H., Marba, N., Holmer, M., & Mateo, M. A., (2012). Seagrass ecosystems as a globally significant carbon stock. *Nature Geoscience*, 5, 505–509.
- Fourqurean, J. W., Marbà, N., & Duarte, C. M. (2003). Elucidating seagrass population dynamics: Theory, constraints and practice. *Limnol. Oceanogr.*, 48(5), 2070–2074.
- Fourqurean, J. W., & Rutten, L. M. (2004). The impact of Hurricane Georges on soft-bottom, back reef communities: site- and species-specific effects in south Florida seagrass beds. *Bulletin of Marine Science*, 75, 239-257.
- Frederiksen, M. S., Krause-Jensen, D., Holmer, M., & Laursen, J. S. (2004). Spatial and temporal variation in eelgrass (*Zostera marina*) landscapes: influence of physical setting. *Aquatic Botany*, 78, 147-165.
- Frontier, S. (1981). Recuento y análisis de los datos. Tratamiento de los datos. In D. Boltovskoy (Ed.), *Atlas del zooplancton del Atlántico Sudoccidental y métodos de trabajo con zooplancton marino* (pp. 169-188). Argentina: Publicación del Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP).

- Halun, Z., Terrados, J., Borum, J., Kamp-Nielsen, L., Duarte, C. M., & Fortes, M. D. (2002). Experimental evaluation of the effects of siltation-derived changes in sediment conditions on the Philippine seagrass *Cymodocea rotundata*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 279, 73-87.
- Hamilton, A. N., Jr. (2000). Gear Impacts on Essential Fish Habitat in the Southeastern Region (pp. 43). Pascagoula, Mississippi: National Marine Fisheries Service, Southeast Fisheries Science Center, Mississippi Laboratories, Pascagoula Facility.
- Hemminga, M. A., & Duarte, C. M. (2000). *Seagrass Ecology*. Cambridge: University of Cambridge.
- Hernández Sampieri, R., Fernández Collado, C., & Baptista Lucia, P. (1991). *Metodología de la investigación*. México, D.F.: Mc Graw-Hill.
- Holmer, M., Marbà, N., Terrados, J., Duarte, C. M., & Fortes, M. D. (2002). Impacts of milkfish (Chanos chanos) aquaculture on carbon and nutrient fluxes in the Bolinao area, Philippines. *Marine Pollution Bulletin*, 44, 685–696.
- Jiménez, C., & Alcolado, P. M. (1989). Comportamiento estacional de la biomasa vegetal en un seibadal de Cuba. *Acta Botánica Cubana*, 71, 1-10.
- Kenworthy, W. J., Wyllie-Echeverria, S., Coles, R. G., Pergent, G., & Pergent-Martini, C. (2006). Seagrass conservation biology: an interdisciplinary science for protection of the seagrass biome. In A. W. D. Larkum, R. J. Orth & C. M. Duarte (Eds.), *Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation* (pp. 595-623). Dordrecht, The Netherlands: Springer.
- Koch, E. W. (2002). Impact of boat-generated waves on a seagrass habitat. *Journal of Coastal Research*, 37, 66-74.
- Larkum, A. W. D., Orth, R. J., & Duarte, C. M. (Eds.). (2006). *Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation*. Dordrecht, The Netherlands: Springer.
- Legendre, L. (2008). Scientific research and discovery: Process, consequences and practice Vol. 16. O. Kinne (Ed.) *Excellence in Ecology* (pp. 173). Retrieved from <http://www.int-res.com/book-series/excellence-in-ecology/ee16/>
- Littler, M. M., & Littler, D. S. (2005). Application of a seagrass management model. In G. A. Krupnick & W. J. Kress (Eds.), *Plant conservation: a natural history approach* (pp. 270-285). Chicago: Chicago Press.
- Marbà, N., & Duarte, C. M. (2010). Mediterranean warming triggers seagrass (*Posidonia oceanica*) shoot mortality. *Global Change Biology*, doi: 10.1111/j.1365-2486.2009.02130.x.
- Marbà, N., Gallegos, M. E., Merino, M., & Duarte, C. M. (1994). Vertical growth of *Thalassia testudinum*: seasonal and interannual variability. *Aquatic Botany*, 47, 1-11.
- Marbà, N., Santiago, R., Díaz-Almela, E., Álvarez, E., & Duarte, C. M. (2006). Seagrass (*Posidonia oceanica*) vertical growth as an early indicator of fish farm-derived stress. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 67, 475-483.
- Martínez-Daranas, B., Alcolado, P. M., & Duarte, C. M. (2005). Leaf production and shoot dynamics of *Thalassia testudinum* by a direct census method. *Aquatic Botany*, 81, 213-224.
- Martínez-Daranas, B., Cano-Mallo, M., Perdomo, M. E., Clero-Alonso, L., Díaz-Larrea, & J., Guimaraes, M. (2007). 4.2. Estado de los pastos marinos. In P. M. Alcolado, E. E. García & M. Arellano-Acosta (Eds.), *Cap. 4. Estado de los ecosistemas marinos y costeros, y algunas características ambientales y tendencias. Ecosistema Sabana-Camagüey: Estado actual, avances y desafíos en la protección y uso sostenible de la biodiversidad* (pp. 51-56). La Habana: Editorial Academia.

- Martínez-Daranas, B., Jiménez, C., & Alcolado, P. M. (1996). Prospección del macrofitobentos de los fondos blandos del archipiélago Sabana-Camegüey, Cuba. *Avicennia*, 4/5, 77-88.
- Martínez-Daranas, B., Macías Reyes, D., & Cano Mallo, M. (2013). Protocolo para el monitoreo de los pastos marinos Proyecto Aplicación de un enfoque Regional al manejo de Áreas Costeras y Marinas Protegidas en los Archipiélagos al sur de Cuba. La Habana: Centro Nacional de Áreas Protegidas.
- McKenzie, L. J., Campbell, S. J., & Roder, C. A. (2003). Seagrass-Watch: Manual for mapping & monitoring seagrass resources by community (citizens) volunteers. Cairns: The State of Queensland, Department of Primary Industries.
- McKenzie, L. J., Roder, C. A., Roelofs, A. J., & Lee Long, W. J. (2000). Post-flood monitoring of seagrasses in Hervey Bay and the Great Sandy Strait, 1999: Implications for dugong, turtle & fisheries management (pp. 46). Cairns: Queensland Government, Department of Primary Industries.
- Milazzo, M., Badalamenti, F., Ceccherelli, G., & Chemello, R. (2004). Boat anchoring on *Posidonia oceanica* beds in a marine protected area (Italy, western Mediterranean): Effect of anchor types in different anchoring stages. *Journal of Experimental marine biology and ecology*, 299, 51-62.
- Moore, K. A., & Short, F. T. (2006). *Zostera*: Biology, ecology and management. In A. W. D. Larkum, R. J. Orth & C. M. Duarte (Eds.), *Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation* (pp. 361-386). Dordrecht, The Netherlands: Springer.
- Nellemann, C., Corcoran, E., Duarte, C. M., Valdés, L., DeYoung, C., & Fonseca, L. (Eds.). (2009). *Blue Carbon. A Rapid Response Assessment*. Norway: Birkeland Trykkeri AS.
- Orth, R. J., Fishman, J. R., Wilcox, D. J., & Moore, K. A. (2002). Identification and management of fishing gear impacts in a recovering seagrass system in the coastal bays of the Delmarva Peninsula, USA. *Journal of Coastal Research*, 37, 111-119.
- Orth, R. J., Luckenbach, M. L., Marion, S. R., Moore, K. A., & Wilcox, D. J. (2006). Seagrass recovery in the Delmarva Coastal Bays, USA. *Aquatic Botany*, 84(1), 26-36.
- Patriquin, D. (1973). Estimation of growth rate, production and age of the marine angiosperm *Thalassia testudinum* König. *Caribbean Journal of Science*, 13(1-2), 111-123.
- Paul, M., Lefebvre, A., Manca, E., & Amos, C. L. (2011). An acoustic method for the remote measurement of seagrass metrics. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 93, 68-79.
- Pendleton, L., Donato, D. C., Murray, B. C., Crooks, S., Jenkins, W. A., & Sifleet, S. (2012). Estimating Global “Blue Carbon” Emissions from Conversion and Degradation of Vegetated Coastal Ecosystems. *PLoS ONE*, 7(9), e43542.
- Phillips, R. C., & McRoy, C. P. (Eds.). (1990). *Seagrass research methods*. Paris: UNESCO.
- Phillips, R. C., & Meñez, E. G. (1988). Seagrasses. *Smithsonian Contributions to the Marine Sciences*, 34, 1-104.
- Preen, A. R., Lee Long, W. J., & Coles, R. G. (1995). Flood and cyclone related loss, and partial recovery, of more than 1000 km² of seagrass in Hervey Bay, Queensland, Australia. *Aquatic Botany*, 52, 3-17.
- Procaccini, G., Olsen, J. L., & Reusch, T. B. H. (2007). Contribution of genetics and genomics to seagrass biology and conservation. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 350, 234–259.
- Quammen, M. L., & Onuf, C. P. (1993). Laguna Madre: Seagrass changes continue decades after salinity reduction. *Estuaries*, 16, 302-310.

- Raineault, N., Trembanis, A., & Miller, D. (2012). Mapping Benthic Habitats in Delaware Bay and the Coastal Atlantic: Acoustic Techniques Provide Greater Coverage and High Resolution in Complex, Shallow-Water Environments. *Estuaries and Coasts*, 35(2), 682-699.
- Ralph, P. J., Tomasko, D. A., Moore, K., Seddon, S., & Macinnis-Ng, C. M. O. (2006). Human impacts on seagrass: Eutrophication, sedimentation and contamination. In A. W. D. Larkum, R. J. Orth & C. M. Duarte (Eds.), *Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation* (pp. 567-593). Dordrecht, The Netherlands: Springer.
- Reusch, T. B., & Hughes, A. R. (2006). Perspectives in estuarine and coastal science. The emerging role of genetic diversity for ecosystem functioning: estuarine macrophytes as models. *Estuaries and coasts*, 29(1), 159-164.
- Roelfsema, C. M., Phinn, S. R., Udy, N., & Maxwell, P. (2009). An Integrated Field and Remote Sensing Approach for Mapping Seagrass Cover, Moreton Bay, Australia. *Spatial Science*, 54(1), 45-62.
- Ruiz, J. M., Marco-Mendez, C., & Sanchez-Lizaso, J. L. (2010). Remote influence of off-shore fish farm waste on Mediterranean seagrass (*Posidonia oceanica*) meadows. *Marine Environmental Research*, 69(3), 118-126.
- Sabino, C. (1992). El proceso de investigación. Caracas: Ed. Panapo.
- Shigeki, W. (2012). *Contribution of Coastal Macrophytobenthos to Blue Carbon*. Journal of Marine Biology & Oceanography.
- Short, F. T., & Coles, R. G. (Eds.). (2001). *Global Seagrass research methods*. Amsterdam: Elsevier Science B. V.
- Short, F. T., & Duarte, C. M. (2001). *Methods for the measurement of seagrass growth and production*. In F. T. Short & R. G. Coles (Eds.), *Global Seagrass Research Methods* (pp. 28): Elsevier Science B.V.
- Short, F. T., Koch, E. W., Creed, J. C., Magalhaes, K. M., Fernandes, E., & Gaeckle, J. L. (2006). SeagrassNet monitoring across the Americas: case studies of seagrass decline. *Marine Ecology*, 27, 1-13.
- Short, F. T., McKenzie, L. J., Coles, R. G., & Gaeckle, J. L. (2004). *SeagrassNet Manual for Scientific Monitoring of Seagrass Habitat - Western Pacific Edition*: University of New Hampshire, USA; QDPI, Northern Fisheries Centre, Australia.
- Short, F. T., McKenzie, L. J., Coles, R. G., Vidler, K. P., & Gaeckle, J. L. (2008). *SeagrassNet Manual for Scientific Monitoring of Seagrass Habitat, Spanish edition*: University of New Hampshire Publication.
- Short, F. T., & Neckles, H. A. (1999). The effects of global climate change on seagrasses. *Aquatic Botany*, 63, 169-196.
- Short, F. T., & Wyllie-Echeverria, S. (1996). Natural and human-induced disturbance of seagrasses. *Environmental Conservation*, 23, 17-27.
- Terrados, J., Duarte, C. M., Fortes, M. D., Borum, J., Agawin, N. R. S., & Bach, S. D., (1998). Changes in community structure and biomass of seagrass communities along gradients of siltation in SE Asia. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 46, 757-768.
- Underwood, A. J. (1996). *Environmental Design and Analysis in Marine Environmental Sampling*: UNESCO.
- Underwood, A. J. (1997). *Experiments in Ecology*. Their logical design and interpretation using analysis of variance: Cambridge University Press.

- Valentine, J. F., & Duffy, J. E. (2006). *The central role of grazing in seagrass ecology*. In A. W. D. Larkum, R. J. Orth & C. M. Duarte (Eds.), *Seagrasses: biology, Ecology and Conservation* (pp. 463-501). Dordrecht, The Netherlands: Springer.
- van Dijk, J. K. (2008). Análisis de la variabilidad genética de la angiosperma marina *Thalassia testudinum* Banks ex König, con el uso de microsatélites. Ph. D. Thesis, UNAM, Puerto Morelos, México.
- van Tussenbroek, B. I. (1998). Above- and below-ground biomass and production by *Thalassia testudinum* in a tropical reef lagoon. *Aquatic Botany*, 61, 69-82.
- van Tussenbroek, B. I. (2002). Static life-table analysis and demography of the foliar shoots of the tropical seagrass *Thalassia testudinum*. *Bulletin of Marine Science*, 71(3), 1247-1256.
- van Tussenbroek, B. I., Barba Santos, M. G., van Dijk, J. K., Sanabria Alcaraz, S. N. M., & Téllez Calderón, M. L. (2008). Selective elimination of rooted plants from a tropical seagrass bed in a back-reef lagoon: A hypothesis tested by hurricane Wilma. *Journal of Coastal Research*, 24(1), 278-281.
- Varela-Álvarez, E., Rindi, F., Cavas, L., Serrao, E. A., Duarte, C. M., & Marbà, N. (2011). Molecular identification of the tropical seagrass *Halophila stipulacea* from Turkey. *Cahiers De Biologie Marine*, 52, 227-232.
- Waycott, M., Collier, C., McMahon, K., Ralph, P., McKenzie, L., & Udy, J., (2007). Chapter 8. Vulnerability of seagrasses in the Great Barrier Reef to climate change. In J. E. Johnson & P. A. Marshall (Eds.), *Climate Change and the Great Barrier Reef: Great Barrier Reef Marine Park Authority and Australian Greenhouse Office*, Australia.
- Waycott, M., Duarte, C. M., Carruthers, T. J. B., Orth, R. J., Dennison, W. C., & Olyarnik, S., (2009). Accelerating loss of seagrasses across the globe threatens coastal ecosystems. *PNAS*, 106(30), 12377–12381.
- Willette, D. A., & Ambrose, R. F. (2009). The distribution and expansion of the invasive seagrass *Halophila stipulacea* in Dominica, West Indies, with a preliminary report from St. Lucia. *Aquatic Botany*, 91, 137–142.
- Williams, S. L. (2007). Introduced species in seagrass ecosystems: Status and concerns. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 350, 89-110.
- Zieman, J. C. (1975b). Seasonal variation of turtle grass, *Thalassia testudinum* König, with reference to temperature and salinity effects. *Aquatic Botany*, 1, 107-123.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece a los proyectos PNUD/GEF “Sabana-Camagüey”, de la Agencia de Medio Ambiente, y “Archipiélagos del Sur de Cuba”, del Centro Nacional de Áreas Protegidas, así como a la Red CYTED BIODIVMAR, sin cuyo financiamiento y apoyo logístico no hubiera sido posible este trabajo. En lo personal, estoy en deuda con muchos colegas, pero debo mencionar a Pedro Alcolado Menéndez, Carlos M. Duarte, Núria Marbà y Brigitta I. van Tussenbroek, quienes me han asesorado y respondido a mis preguntas sobre los pastos marinos y también, en ocasiones por su soporte logístico. No puedo obviar tampoco la colaboración y el apoyo brindado en muchas ocasiones por Miguel Hernández, Macario Esquivel, Mercedes Cano, Norberto Capetillo, Alexander Lopeztegui, Abel Betanzos y muchos más.

CONOCIMIENTOS BÁSICOS PARA UN MONITOREO VOLUNTARIO RÁPIDO DE ALERTA TEMPRANA EN ARRECIFES CORALINOS

Pedro M. Alcolado

Instituto de Oceanología del Ministerio de Ciencia Tecnología y Medio Ambiente de Cuba, Ave. 1ra. No. 18406,
Playa, La Habana, Cuba. Email: alcolado@ama.cu

INTRODUCCIÓN

Es incuestionable y ampliamente reconocida la gran importancia económica, social, ecológica y conservacionista de los arrecifes coralinos, ecosistema de mayor diversidad biológica de los ecosistemas marinos del mundo. Sin embargo, dentro del cinturón tropical y subtropical, aparte de haber sufrido diversos impactos de origen humano, han mostrado ser los ecosistemas marinos más vulnerables al cambio climático.

El deterioro sostenido que se observa desde hace tres décadas en los arrecifes del mundo alarma no sólo a la comunidad científica internacional y a los usuarios y amantes del mar, sino también a gobiernos ya conscientes de la gran importancia económica, social y conservacionista de este ecosistema. A partir del 2000, ya se empieza a aceptar con fuerza que el cambio climático ha adquirido una mayor preponderancia en el deterioro de los arrecifes que las propias actividades humanas locales, criterio ampliamente aceptado en la actualidad.

El presente documento es un manual que tiene como objetivo capacitar sobre aspectos básicos acerca los arrecifes coralinos para los que colaboran como voluntarios en el monitoreo rápido de alerta temprana sobre asuntos importantes del manejo para la protección y uso sostenible de estos importantes ecosistemas que sufren las consecuencias de las intervenciones humanas y, más recientemente, del cambio climático mundial. Está dirigido a la observación de eventos de interés, ya sean dañinos o beneficiosos. Con este tipo de monitoreo de manera rápida y sencilla, se puede conocer de manera expedita lo que acontece y poder tomar las medidas oportunas y viables a corto o largo plazo.

Son de interés, por ejemplo, las enfermedades que afectan a los corales y otros organismos, los incrementos excesivos de algas y tapetes rojos (cianobacterias) que se extienden y cubren el fondo, los corales, las esponjas y algas, y los efectos de los huracanes y otros eventos meteorológicos extremos. También tienen lugar sucesos interesantes como por ejemplo congregaciones reproductivas de peces y otros organismos, aparición de animales impresionantes, entre ellos, ballenas, tiburones ballenas, manatíes, cocodrilos y peces luna; desoves masivos de esponjas y corales, recuperación de afectaciones existentes, entre otros. Puede ser importante informar esos eventos en tiempo real por sus implicaciones para el buceo turístico, la protección de la franja costera, y la protección y uso sostenible de la diversidad biológica. Es necesario, además, reportar y daños antropogénicos, como son el uso de anclas en arrecifes, pesca furtiva, empleo de chinchorros que destruyen los corales, redes y nasas abandonadas que siguen atrapando y abandonando a la muerte a los peces, y cualquier actividad que afecte la calidad estética de los

puntos de buceo, y daño al arrecife. En resumen, puede informar cualquier de manera voluntaria cualquier otro suceso que considere inusual o significativo.

Este es un modo de monitoreo más sencillo, rápido y económico que puede y debe aplicarse como complemento de investigaciones científicas y de otros tipos de monitoreo más avanzados y complejos, pero que por razones de costos y recursos disponibles tienen una frecuencia menor que la de acontecimientos importantes que amenazan a los arrecifes. Algunos reportes, por su pertinencia, generan la necesidad de efectuar verificaciones de campo o investigaciones para medir evaluar científicamente en las incidencias reportadas por los voluntarios de alerta temprana.

Para emitir información de calidad y utilidad, es muy importante que los voluntarios adquieran una capacitación básica sobre temas relevantes, y éste es precisamente el objetivo del presente manual. Sus diferentes contenidos recorren una amplia gama de temas que contribuyen a comprender mejor las características, requerimientos, funcionamiento, fragilidad, importancia, problemas y aspectos de manejo de este ecosistema. Algunas informaciones se repiten en contextos diferentes, ya que ello se consideró útil para una mejor comprensión asimilación en diferentes contextos tratados. Al final, en los Anexos 1 y 2, se brindan dos planillas que fueron elaboradas para ser llenadas fácilmente por los voluntarios; una sobre asuntos generales y otra específica enfocada en el nocivo evento conocido como blanqueamiento de corales. Estas planillas pueden modificarse según las preferencias o intereses locales de cada localidad o país.

El texto está escrito para ser comprendido por la mayor diversidad de niveles educacionales posibles, incluido el universitario. Por ese motivo es posible que algunos párrafos no sean fáciles de comprender, pero eso no debe desanimar, sino instar a la profundización de los conocimientos que se van adquiriendo ¡Buen provecho!

¿QUÉ SON LOS ARRECIFES CORALINOS?

Los arrecifes coralinos son estructuras geológicas sólidas y masivas del relieve submarino, de origen biológico y con variadas formas, que se desarrollan sobre fondos de áreas tropicales y subtropicales. Son formados principalmente por la acumulación de esqueletos de carbonato de calcio de corales duros que viven fijos al fondo, de donde se deriva el nombre de arrecife coralino. Este proceso ha tenido lugar a grandes escalas de tiempo (miles a millones de años). Estas estructuras se manifiestan de formas variadas que se describen en este manual.

El área total estimada de los arrecifes del mundo es de 617,000 kilómetros cuadrados. Cubren 0,17% del fondo del océano, lo que equivale al área del estado de Texas. Aproximadamente 14% de los arrecifes coralinos del orbe se distribuyen en la Región Antillana-Caribeña, también llamada Gran Caribe (Caribe, Golfo de México, Bahamas y Bermudas).

La belleza y colorido de los arrecifes impresionan a todo aquel que goza del privilegio de poder observarlos en su medio, incluso a aquellos que los observan por otros medios. Ante nuestros ojos, el arrecife coralino se presenta como una gran puesta en escena donde los elementos fijos del mismo lo conforman principalmente los corales pétreos, las esponjas, las gorgonias y las algas, mientras que los actores por excelencia lo constituyen los peces, de formas, hábitos, colores y tamaños diversos. El resto de la rica fauna (moluscos, equinodermos, crustáceos, y gusanos poliquetos, entre muchos otros) suele estar mayormente escondido de los depredadores y por eso apenas se destacan en escena, excepto cuando se aventuran a merodear durante la noche.

En breves palabras, puede decirse que el arrecife coralino no es más que la estructura física creada por el crecimiento de la rica comunidad que lo habita. En esta grandiosa obra tenemos diferentes oficios como son: formadores de estructuras pétreas, productores de sedimentos, cementantes, raspadores, perforadores, productores de materia orgánica (productores primarios), consumidores de materia viva, degradadores de materia orgánica, controladores demográficos (depredadores), etcétera. La gran mayoría de las especies desempeñan más de un papel en el grandioso espectáculo.

¿QUÉ SON LOS CORALES?

Para comprender el funcionamiento del arrecife, es necesario detenernos en una breve definición de los corales pétreos dada su condición de grupo clave en la formación del arrecife coralino.

Los corales pétreos son animales muy predominantemente coloniales, del grupo de los Cnidarios, que producen un esqueleto pétreo calcáreo (de aragonito) debajo de su tejido vivo, y que están constituidos por numerosos pólipos carnosos fusionados entre sí (Fig. 1). Cada pólipo es una unidad individual que desempeña las funciones vitales con cierta coordinación con el resto de los pólipos de la colonia. Cada uno atrapa el alimento con una corona de tentáculos que rodea su boca y lo asimilado se reparte dentro de la colonia a través de canales que los conectan entre sí. Los tentáculos y unos filamentos internos están armados de baterías de "células disparadoras" (nematocistos) que poseen microscópicos dardos venenosos atados por largos filamentos como si fueran arpones balleneros. Estos últimos paralizan y atrapan a las pequeñas presas que sirven de alimento al coral.

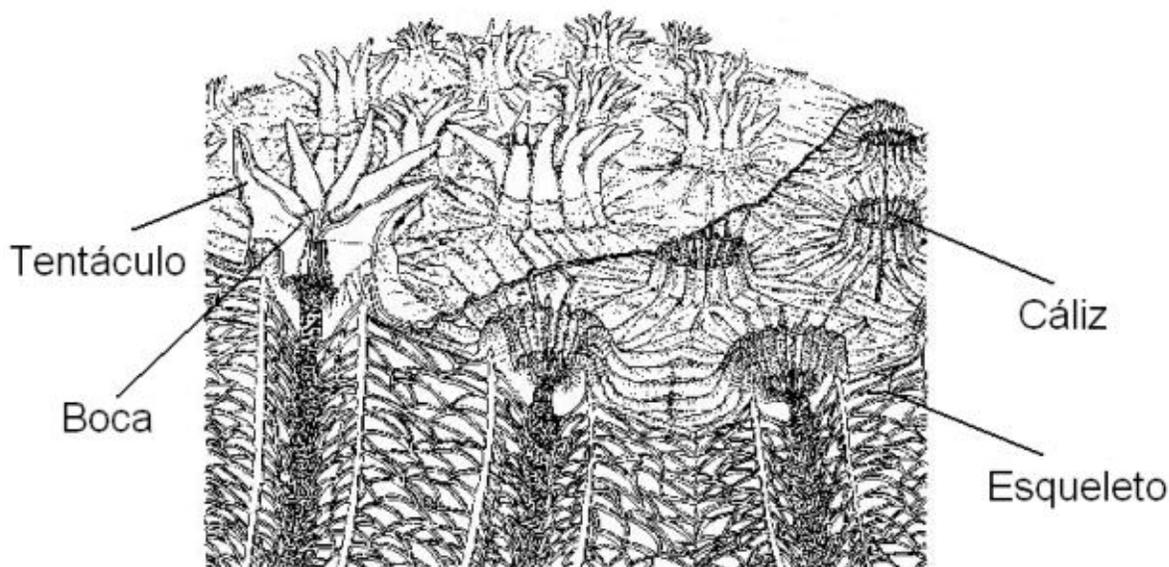


Figura 1. Esquema de una porción de un coral duro donde se observan los pólipos y los cálices esqueléticos donde estos están implantados (Cortesía de Sergio González Ferrer).

La excreción se realiza por la misma boca, y la respiración tiene lugar por difusión del oxígeno y del anhídrido carbónico a través de las membranas celulares y tejidos.

Existen dos tipos de corales duros, los escleractinios (o madreporas) y los hidrocorales (corales de fuego). Estos últimos, tremendamente urticantes, quemar como el fuego, de ahí su nombre vernáculo. Como dato muy curioso, los corales pueden vivir muchísimos años, incluso siglos. Algunos se han estimado que pueden vivir más de mil años, incluso miles.

FORMAS DE LOS CORALES

La morfología de los corales es muy diversa; incluso dentro de una misma especie de coral pueden presentarse colonias con formas diferentes. En la Tabla 1 se ofrece la descripción de sus formas y algunos ejemplos de cada una.

Tabla 1. Formas de corales escleractinios

Formas	Descripción	Ejemplos
Masiva	Masa compacta de forma redondeada, hemisférica, cónica o irregular. Si los cálices serpentean se le llama coral cerebro (<i>Diploria</i> , <i>Meandrina</i> , <i>Colpophyllia</i>); si son redondos, corales de ojitos (<i>Orbicella</i> , género antes conocido como <i>Montrastrea</i>), si son estrellados, coral de estrellas (<i>Siderastrea</i>), y si parecen gusanitos; coral de orugas (<i>Dichocoenia</i>).	<i>Diploria</i> <i>Orbicella</i> <i>Porites astreoides</i> <i>Siderastrea</i> <i>Madracis decactis</i> <i>Favia fragum</i> <i>Dichocoenia stokesi</i> <i>Colpophyllia natans</i> <i>Solenastrea</i> <i>Isophyllia</i> <i>Mycetophyllia</i>
Incrustante	Forma incrustada de poca altura que se extiende predominantemente hacia los lados. Se aplican las mismas denominaciones que en la forma masiva.	<i>Diploria</i> <i>Orbicella</i> <i>Porites astreoides</i> <i>Favia fragum</i> <i>Siderastrea radians</i> <i>Madracis decactis</i> <i>Mycetophyllia</i>
Ramificada	Se ramifica de manera arborescente, de manera no compacta, o sea sin formar una masa de ramas apretadas. Cuando las ramas son romas se les llama ramificadas digitadas (por ejemplo, <i>Porites porites</i>).	<i>Acropora</i> <i>Porites porites</i> <i>Eusmilia fastigiata</i> <i>Mussa angulosa</i> <i>Madracis mirabilis</i> <i>Oculina diffusa</i> <i>Cladocora arbuscula</i>
Ramificada sub-masiva	Grupo de ramas apretadas formando una masa bastante compacta. Puede incluirse en la forma ramificada.	<i>Porites porites</i> <i>Porites divaricata</i> <i>Porites furcata</i> <i>Eusmilia fastigiata</i> <i>Madracis mirabilis</i> <i>Oculina diffusa</i>
Lobulada sub-masiva	Grupo de lóbulos que apretados forman una masa. Puede incluirse en la forma masiva.	<i>Montastraea annularis</i>
Foliosa o laminar	Forma hojas o láminas separadas y levantadas del sustrato. A veces se ramifican.	<i>Agaricia agaricites</i>
Tabular o de plato	Forma láminas que se extienden casi horizontalmente o de lo contrario casi paralelamente a sustrato. Puede incluirse en la forma foliosa o laminar.	<i>Agaricia</i> <i>Orbicella franksi</i> <i>Mycetophyllia</i>
Columnar	Forma columnas que se elevan verticalmente desde una base común. Puede	<i>Dendrogyra cylindrus</i>

	incluirse en la forma masiva.	
Pagoda	Forma de conos muy abiertos con la parte ancha hacia abajo. A veces forman grupos semi-superpuestos lateralmente con un cono central superior. Los bordes de los conos suelen sobresalir como láminas. Pueden considerarse como masivos.	<i>Orbicella faveolata</i>
Circular	Parte superior plana y circular. Corales pequeños y formados por un solo pólipos.	<i>Scolymia</i>
Otras formas	Muchas colonias son difíciles de adjudicar a una forma determinada.	

Cuando no es posible identificar la especie puede bastar anotar si son ramificadas, masivas, incrustantes o foliosas. En el Anexo 3 se brindan láminas que ilustran varias especies de corales y sus formas más comunes.

TIPOS DE ARRECIFES

A continuación se describen los tipos de arrecifes más comunes. En la Figura 2 se ilustra una representación esquemática de una variante de arrecife de borde de plataforma para mostrar la variedad de zonas ecológicas y de tipos de fondos que componen estos ecosistemas.

Arrecifes de borde de plataforma

Estos aparecen bordeando plataformas continentales o insulares. Surgen a manera de una plataforma baja directamente de las costas de la tierra principal o de cayos, o cuando están geológicamente maduros llegan a separarse en grado variable de la orilla formando una laguna intermedia que raras veces excede mucho de los 5 metros de profundidad. Cuando existe laguna, o sea en el arrecife de borde de plataforma maduro, la misma está bordeada y separada del océano por una especie de barra de coral llamada cresta del arrecife. Por el costado oceánico de esta cresta continúa una caída generalmente gradual y en ocasiones escalonada hacia las grandes profundidades (arrecife frontal) de configuración y fondos muy variables. Este tipo de arrecife, ya sea con cresta (maduro) o sin ella, también puede aparecer no asociado a cayo o costa alguna, sino a gran distancia de estos.

Arrecifes de borde

Estos consisten en plataformas coralinas que surgen desde la misma costa pero en vez de estar delimitado por fuera por el borde de la plataforma insular o continental, lo está por otros tipos fondos como pastos marinos, arenales, canales entre cayos, etc. En otras palabras, no existe la pendiente de un arrecife frontal.

Arrecifes de barrera o barreras de arrecifes

Se distinguen del arrecife de borde de plataforma con laguna y cresta (maduro), en que esa laguna es mucho más profunda. Tan profunda es, que existen pendientes o cantos por ambos costados de la barrera (el externo y el interno). La barrera suele ser también más ancha que una simple cresta al punto que sobre ella en algunos casos puede haber algunos cayos. Incluso, bordeando el costado oceánico de la parte baja o meseta de la barrera se pueden presentar crestas arrecifales (a veces pueden existir por el lado interno de la barrera). La profundidad límite de la laguna que distingue ambos tipos de arrecife no está acordada entre los científicos. Aquí se

considera esta profundidad como más de 15 metros. Las barreras son estructuras antiguas, algunas de las cuales se forman a partir de arrecifes de borde de plataforma cuando se producen fenómenos de subsidencia (hundimiento del fondo) o de aumento del nivel del mar. Otras se originan sobre estructuras elevadas (bancos) y alargadas mar afuera (zona oceánica), separadas de las plataformas insulares o continentales, por lo que sus lagunas son muy profundas.

Ejemplos de barreras son: la Gran Barrera de Arrecifes de Australia, la Barrera de Belice, el Archipiélago de los Colorados y posiblemente, el Archipiélago Jardines de la Reina (las dos últimas en Cuba). A veces la diferenciación entre cresta y barrera es algo confusa que algunos expertos prefieren llamarlas barreras indistintamente.

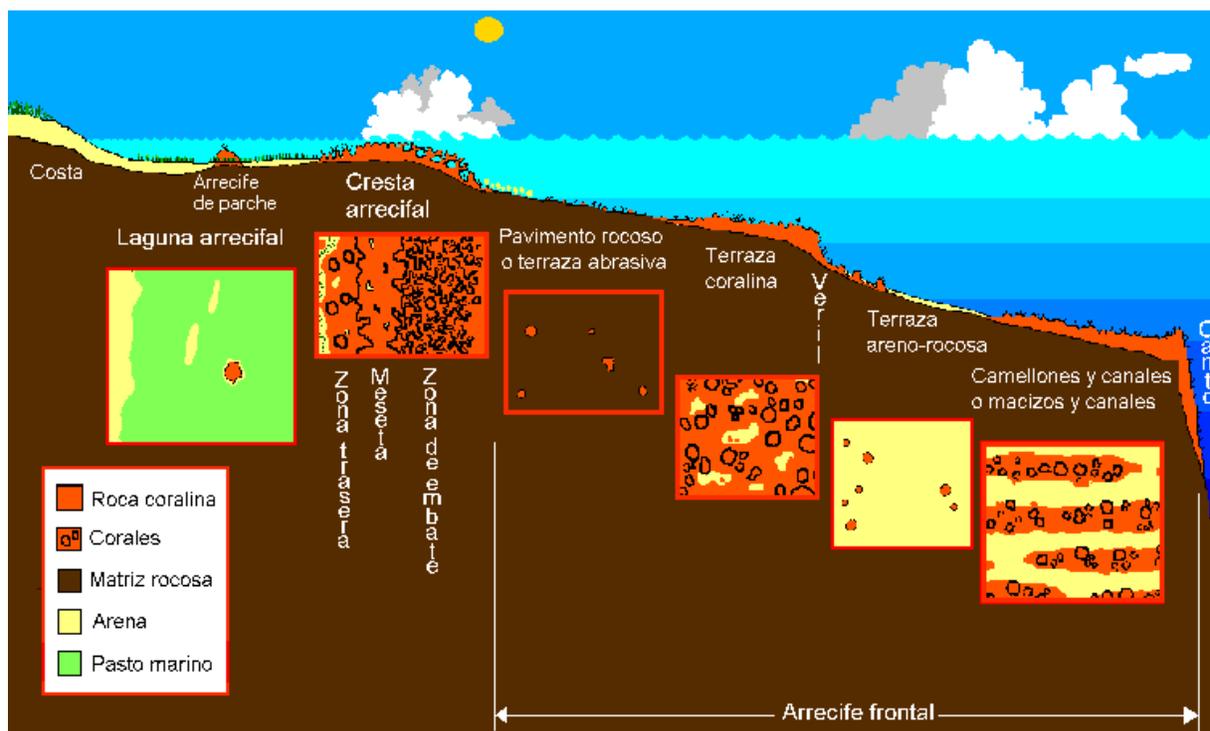


Figura 2. Esquema de una variante de arrecife de borde de plataforma. Las zonas ecológicas se describen más adelante.

Arrecifes de banco

Forman bancos relativamente aplanados de forma variable pero no lineal (a diferencia de las crestas y barreras) que surgen desde profundidades que pueden variar, pero que no son bajas. Estos no tienen vinculación alguna con la costa. Los corales se desarrollan principalmente en los costados, aunque también pueden hacerlo en la parte superior, formando parches o crestas. Ejemplos son: el Bajo de San Antonio, en el noroeste de la Provincia de Pinar del Río y el Banco de Jagua (ambos en Cuba), y el Banco Chinchorro de México.

Algunos autores a mediados del siglo pasado han clasificado como arrecifes de banco a una estructura diferente, asociada a la costa, y que equivale a la del arrecife de borde de plataforma.

Atolones

Son arrecifes con forma aproximada de anillo con una gran laguna interior. Estas estructuras se originan a partir del crecimiento de corales alrededor de una isla volcánica a medida que ésta se va hundiendo muy lentamente a escala temporal geológica. Ejemplo de ellos son los atolones del Océano Pacífico como los famosos Mururoa y Bikini, y en el Caribe, Alacrán en el Golfo de México y Bolívar en el Caribe Colombiano. Existen formas anulares de desarrollo coralino, cuyo origen no es una isla volcánica, que se denominan pseudoatolones.

Arrecifes de parche

Son conglomerados de corales que desarrollan estructuras o parches de extensión y forma variadas que se levantan del fondo. Su altura puede variar desde unos pocos metros hasta alrededor de 10 m. Aparecen, lo mismo formando parte de los fondos de los arrecifes de borde plataforma o de barrera, que en la laguna arrecifal y en aguas interiores de plataformas marinas. No son considerados por todos como un tipo básico de arrecife, sino como una estructura componente de esos tipos básicos de arrecifes, pero al menos debiera considerársele como tal en aguas interiores donde no se definen otros tipos que el de arrecife banco, por ejemplo, Banco Chinchorro.

ZONAS ECOLÓGICAS Y TIPOS DE FONDOS DEL ARRECIFE CORALINO

Los arrecifes coralinos se componen de varias zonas ecológicas con sus características particulares en cuanto a su estructura geológica, relieve, y comunidades que la habitan (Fig. 2). Estas zonas se diferencian respondiendo a distintos grados de iluminación, intensidad del oleaje, sedimentación e inclinación del fondo, que en conjunto deciden qué grupos biológicos y especies o tipos de corales que predominan, y que grado de desarrollo alcanzan estos. No todas las zonas están presentes en todos los arrecifes ya que la geología y la dinámica de las aguas no son homogéneas. A continuación y en el Anexo 4 se describen brevemente e ilustran las zonas ecológicas más comunes.

CRESTA DEL ARRECIFE

Ésta es una extensión de relieve coralino marcadamente alargado y tan poco profundo que produce rompientes de olas que los pescadores cubanos llaman restingas. Las crestas pueden estar formadas hasta por 3 zonas a manera de cinturones contiguos.

Zona de embate o de *Acropora palmata*

Esta zona es la parte delantera de la cresta, la primera que recibe el primer impacto del oleaje. Algunos investigadores llaman cresta a esta zona por sí sola. En ella suelen predominar el coral orejón *Acropora palmata*, y el coral de fuego *Millepora complanata*. Los abanicos de mar suelen ser abundantes en o delante de esta zona. Profundidad: Generalmente 0.5 – 3 m.

Meseta arrecifal

Esta zona ecológica, prácticamente a ras de la superficie, está presente en crestas más desarrolladas y se ubica de la zona de embate. Como lo dice su nombre es una meseta de coral muerto tanto consolidado como fragmentado. Cuando la roca base de la meseta no está muy a flor de agua, suele abundar el coral de fuego *Millepora complanata*. La meseta puede llegar a sobresalir del mar en mareas muy bajas. Por su carácter muy expuesto al oleaje (a veces al aire) y a la luz intensa, hay comparativamente menor desarrollo de animales fijos (corales, gorgonias, esponjas). Profundidad: Generalmente menos de 0.5 m.

Zona posterior o tras-arrecife

Es una franja protegida por las dos o una de las zonas anteriores, lo que permite el desarrollo de promontorios de corales conocidos como cabezos cuando son pequeños y más bien redondeados, o arrecifes de parche cuando son más grandes y extendidos horizontalmente (más de 5 m de diámetro, a criterio nuestro). También se destacan las gorgonias y las algas, y a menudo, esponjas. El fondo cerca de la meseta tiende a ser rocoso con cascajos de corales y al alejarse se va haciendo arenoso, y llega en ocasiones a estar presente la hierba marina *Thalassia testudinum* entremezclada con los corales. Suelen abundar fragmentos de coral muerto. A esta zona también algunos la llaman pendiente interna del arrecife. Profundidad: generalmente menos de 3 m.

LAGUNA DEL ARRECIFE

La zona de la laguna arrecifal consiste en una pradera o pasto marino dominado por la hierba marina *Thalassia testudinum* (hojas en forma de cintas), que se extiende detrás de la cresta gracias a la protección que ésta le brinda contra el oleaje. A menudo está acompañada por otra hierba llamada *Syringodium filiforme*, (hojas cilíndricas) donde el fondo arenoso es menos estable. Pueden aparecer algunos cabezos o arrecifes de parches aislados. En esta zona suele abundar el cobo (conocido también caracol rosado o concha reina) *Eustrombus gigas*, la estrella de mar *Oreaster reticulatus*, el erizo blanco *Tripneustes ventricosus* y el erizo negro de espinas largas *Diadema antillarum*.

ARRECIFE FRONTAL O PENDIENTE EXTERNA DEL ARRECIFE

Esta es la zona que se extiende desde el borde externo de la mencionada zona de embate de la cresta o, cuando no existe cresta, desde una profundidad de unos pocos metros (por ejemplo, 2 a 5 m), hasta profundidades de 80 a 100 m aproximadamente (hasta donde pueden vivir los corales pétreos constructores de arrecifes, llamado corales hermatípicos). La misma está formada por varias zonas a manera de cinturones que, como ya se dijo, pueden estar o no presentes. Estas zonas ecológicas han recibido nombres diferentes entre investigadores así como entre personas de distintas nacionalidades sin lograrse un acuerdo consensuado. Veamos las más comunes:

Terraza rocosa abrasiva, pavimento rocoso o zona de *Pseudopterogorgia*

Esta zona forma una banda rocosa de escaso relieve, con muy poco desarrollo de corales pétreos. El fondo puede presentar algún relieve ondulado pero bajo, así algunos canales y pocetas de arena. Suelen abundar, aunque no siempre, los gorgonias, y comúnmente sobresalen a la vista por sus formas de plumas y tamaño las del género *Pseudopterogorgia*. Este fondo puede ser prácticamente llano o presentar suaves ondulaciones y algunos canales de arena. Se encuentra

sobre la llamada terraza somera o superior de la pendiente arrecifal. Los pescadores le llaman ramajal o ramajeal, haciendo alusión a la presencia de gorgonias (“ramajos”). Profundidad: Generalmente 2-6 m. En lugares de oleaje muy fuerte, puede llegar a 20 m.

Veril somero o escarpe somero

Sobre el arrecife frontal es muy común encontrar un primer escalón o escarpe vertical o muy inclinado que es la zona que algunos pescadores cubanos llaman veril o canto de veril. Aquí el relieve se hace más complicado, y suele observarse un exuberante desarrollo de corales pétreos, esponjas y gorgonias (tanto en cantidad como en variedad). Profundidad: Generalmente entre 10 y 15 m pero puede llegar a cerca de 20 m. a esta zona le sigue la siguiente:

Terraza areno-rocosa profunda

Esta zona se encuentra sobre la terraza profunda o inferior por estar debajo del escarpe somero. Algunos autores la llaman talud del arrecife frontal, lo que nos parece algo confuso por la relativamente poca inclinación del fondo. Esta surge al pie del escarpe o veril somero y se extiende hasta profundidades variables como de 20 a 50 m, según el perfil del arrecife. Su fondo es de muy escaso relieve, con basamento rocoso cubierto con espesores variables de sedimentos arenosos. Sobre éste pueden desarrollarse hermosos y exuberantes cabezos y arrecifes de parches coralinos, por ejemplo, en Rincón de Guanabo, Cuba. Estos cabezos o parches a veces están muy cerca del pie del veril o dispersos en la terraza. En otras terrazas areno-rocosas, el paisaje es monótono por la ausencia de esos promontorios coralinos. Donde pueden haber pastos marinos de *Halophila engelmanni* y *Halophila decipiens*, y si el agua es también *Thalassia testudinum*.

Zona mixta

Se manifiesta como una mezcla desordenada de corales y cabezos, a veces con cortos camellones, así como pequeños canales y pocetas de arena. Se trata de una combinación variable difícil de describir, de ahí supuestamente el origen de su nombre. Este suele aparecer como una transición entre una terraza rocosa y un fondo de camellones y canales, que se vemos a continuación. Profundidad: Generalmente aparece entre 6 y 10 m, pero puede ser superior.

Fondo de pilares

No es tan común. Sobre un fondo de aspecto erosionado se levantan estructuras verticales como pilares coronados por corales pétreos. La parte inferior de los pilares suele verse desgastada por la erosión de la arena o por el raspado producido por los erizos negros de espinas largas durante su alimentación. No se debe confundir con la zona de pináculos que se describe más adelante. Suele aparecer a más de 10 m de profundidad.

Terraza coralina difusa

Se trata de un fondo llano con cubierta difusa (sin ordenamiento específico) de abundantes corales pétreos. Este tipo de fondo suele aparecer colindando por debajo de la terraza rocosa abrasiva (en la terraza somera) hasta justo al borde superior del escarpe somero. Profundidad: Generalmente de 8 a 13 m.

Zona de camellones y canales

En México le llaman fondo o zona de macizos y canales, mientras que en países angloparlantes, *spurs and grooves*. Lo mismo puede aparecer sobre la terraza somera que en la terraza profunda (colindando por debajo de la terraza rocosa abrasiva o por debajo de la terraza areno-rocosa). El fondo es muy llamativo, a manera de largas barras rocoso-coralinas, dispuestas perpendicularmente al borde de la plataforma, que alternan con canales de arena de forma casi paralela. La altura de esas barras puede variar desde apenas 1 m hasta más de 3 m. A veces los camellones se desarrollan tanto que sus cimas se funden por arriba de los canales dejando cuevas y túneles debajo. El desarrollo de los corales, esponjas y gorgonias suele ser grande sobre todo en áreas más profundas, excepto cuando los arrecifes están deteriorados y por lo tanto escasean los corales. Profundidad: Variable, generalmente a más de 8 metros.

Zona de pináculos

Es una zona con estructuras coralinas impresionantes con crecimiento vertical a manera de torres o pináculos, que generalmente aparecen justo antes de llegar al escarpe profundo. Estos pináculos suelen desarrollarse sobre fondo rocoso-arenoso o sobre fondo coralino. El desarrollo de la fauna sésil (fija) suele ser considerable.

Umbral o labio del talud

Se trata de una elevación que bordea la plataforma marina a manera de muro, barra o quicio de varios metros de altura (generalmente menos de 10 m) que abruptamente aparece en muchos arrecifes justo antes de la caída del escarpe profundo. Este fondo está antecedido por un cinturón o corredor arenoso que lo delimita de la zona coralina o rocosa menos profunda adyacente. Profundidad: Generalmente puede aparecer entre 15 y 50 m.

Escarpe profundo o canto profundo

Es la más profunda y última zona ecológica del arrecife. Científicamente se le llama pendiente profunda del arrecife frontal y en inglés suelen llamarle *drop off* que quiere decir caída. Esta zona es el escarpe o pendiente que ya cae hasta las mayores profundidades donde los corales son capaces desarrollarse (hasta los 80 a 100 m). Hacia la parte superior del canto los corales abundan y alcanzan gran tamaño, junto con esponjas, gorgonias y corales negros (antipatarios) que también crecen mucho al alcanzar gran longevidad. Con el aumento de la profundidad, el desarrollo coralino disminuye hasta ser muy bajo en los límites mencionados.

Fondo de cabezos o de arrecife de parche

Este tipo de fondo es llamado “cabecerío” por los pescadores cubanos, y no es más que una extensión rocosa, rocoso-arenosa, arenosa, o de pasto marino, sobre la que se desarrollan numerosos cabezos y arrecifes de parche. Es típico en aguas interiores con fondos arenosos, fangosos o de pastos marinos. También pueden estar presentes en algunas zonas del arrecife como por ejemplo, laguna arrecifal, zona posterior y terraza areno-rocosa profunda.

UTILIDAD DE LOS ARRECIFES

Los arrecifes coralinos aportan bienes y servicios de incalculable valor, hecho que lamentablemente no es por todos conocido y por lo tanto no se tiene siempre en cuenta a la hora de planificar el desarrollo de una zona o cuando cualquiera causa daños, deliberado o no, a los corales u otros organismos de ese ecosistema.

El arrecife de coral es fuente de una gran variedad de recursos pesqueros de calidad y precio generalmente superior a los de otros ecosistemas costeros. Ejemplos de ellos son la codiciada langosta y peces exquisitos como el pargo, el pez perro y los meros. Las pesquerías de estas especies constituyen un rubro económico de vital importancia para muchos países. Se estima que los arrecifes coralinos aportan entre 10 y 12% de las pesquerías totales en los países tropicales, y entre el 20 y el 25 % si se trata sólo de pescado.

El potencial de pesca sostenible de peces, crustáceos y moluscos de los arrecifes de todo el planeta podría ser de 9 millones de toneladas métricas, lo que equivale al 12% de la pesca mundial. Más de 200 especies comerciales provienen de los arrecifes de la región del Gran Caribe.

Son muy variadas y prometedoras las sustancias biológicamente activas que se obtienen de extractos de gran cantidad de especies de arrecifes, que se emplean o ensayan como fármacos antibióticos, antivirales, anticancerígenos, hipotensores, antiinflamatorios, antiasmáticos, antiherpéticos, antiartríticos, antisolares, etcétera, y como reactivos de interés bioquímico y experimental. Las prostaglandinas extraídas de las gorgonias llamadas *Plexaura homomalla* y *Plexaura kuekenthali* son sustancias con múltiples y potentes propiedades medicinales que sirven tanto al hombre como en la veterinaria.

Numerosos son los productos que, como materia prima, sirven para la elaboración de vistosos y codiciados objetos de artesanía y bisutería, práctica que debe ser fuertemente regulada y controlada para evitar desequilibrar el arrecife y perder su atractivo turístico. Entre ellos están el coral negro, conchas de moluscos nacaradas o bellamente coloreadas, el caparazón del Carey que ha hecho peligrar su existencia en el planeta, y algunos peces usados para taxidermia decorativa como la guanábana, por mencionar algunos “desafortunados”.

La colecta de piedras para ser utilizadas como “piedras vivas” en los acuarios suprimen los potenciales de refugios de juveniles de especies de importancia para el hombre y la conservación del ecosistema, lo que es un aspecto crítico en momentos en que la creciente escasez de corales reduce la disponibilidad de refugios. Lo mismo sucede con la colecta de octocorales (gorgonias) con fines artesanales, ya que constituyen refugios de puérulos (postlarvas) y juveniles de langostas así como de otros animales del arrecife.

Por otra parte, no debe olvidarse que los arrecifes constituyen una de las principales fábricas de la arena que nutre las playas. No menos importante es la efectiva protección ejercida por las barreras y las crestas arrecifales sobre las costas contra los efectos del oleaje. Estas son barreras naturales que se auto mantienen sin costo alguno, a diferencia de las barreras artificiales cuyo mantenimiento es muy costoso y su efectividad, nula en muchos casos. Muchísimos cayos y ecosistemas costeros, como manglares, dunas de playas y pastos marinos, existen gracias a la presencia de rompientes arrecifales. En ese mismo caso se encuentran asentamientos humanos e infraestructura costeras. Esto tiene una connotación futura especial en el contexto del actual incremento del nivel del mar provocado por los cambios climáticos globales.

Algunos arrecifes han contribuido a la formación de islas al aflorar por la disminución del nivel del mar o actuando como trampas de fragmentos de corales y sedimentos. Por ejemplo, extensiones considerables del territorio de Cuba son geológicamente de origen arrecifal.

De gran trascendencia socioeconómica para los países tropicales, es el enorme valor estético de los paisajes submarinos de los arrecifes coralinos junto con su enorme diversidad de fauna y flora. Esto los convierte en lugares de solaz y esparcimiento de alta demanda nacional e internacional y, por lo tanto, un recurso turístico y ecoturístico con gran potencial de ingreso financiero sobre todo para los países en desarrollo, si se manejan correctamente. En la Florida, el uso recreativo de los

arrecifes aportaba ganancias de alrededor de 1,6 miles millones de dólares anuales en la década de los noventa. Otros países que se destacan por la utilización exitosa de los arrecifes como recurso turístico son Cuba, Bonaire, Belice, Gran Caimán y Bermudas.

El valor ecológico del arrecife coralino es muy elevado si se tiene en cuenta que éste último constituye el área vital de refugio o reproducción de gran cantidad de especies de aguas interiores de las plataformas continentales e insulares, incluyendo las comerciales. Son varias las especies que se dirigen a los arrecifes a desovar, por ejemplo, la langosta, los pargos y los meros. Muchas especies se guarecen en los recovecos del arrecife y sólo se retiran para alimentarse en los pastos marinos cercanos, pudiendo citarse la langosta, los pargos, los roncós, los bajonaos, los jureles, etcétera. Unos lo hacen de noche y otros de día.

Asimismo, el arrecife de coral posee gran valor intrínseco por su carácter único en sus formas y procesos naturales, así como por su composición y diversidad de especies. A pesar de su extensión relativamente muy limitada sobre el océano, albergan la cuarta parte de las especies del globo terráqueo. De ello se desprende también un considerable valor educacional, científico y ético.

También debe mencionarse la utilidad del empleo de los arrecifes como indicadores, que informan y alertan del estado de la calidad de las aguas en los trópicos y de los efectos de los cambios climáticos que ocurren en el ámbito mundial. Ello se debe a la gran sensibilidad de los arrecifes a los cambios ambientales, y de hecho parecen ser el primer ecosistema marino que está mostrando signos claros de deterioro por esa causa.

De lo expresado se evidencia que este ecosistema constituye una importante fuente de desarrollo y sostén de la vida en el planeta. Por ello se debe explotar de forma cuidadosa y bien planificada, bajo el concepto del desarrollo sostenible y aplicando el Manejo Integrado Costero (o el manejo Basado en los Ecosistemas).

ALGUNOS REQUERIMIENTOS DE LOS ARRECIFES

Como se ha visto, la formación de los arrecifes coralinos se debe principalmente al crecimiento y superposición de los esqueletos calcáreos de los corales pétreos. Este proceso de calcificación del esqueleto a partir de la toma de carbonatos del agua de mar es estimulado por sustancias producidas por algas unicelulares microscópicas que viven en simbiosis dentro del tejido del coral. Estas microalgas reciben el nombre de zooxantelas. Dado que las algas necesitan de la luz, es por eso que el crecimiento de los corales formadores de arrecifes se estima alrededor de 10 veces más rápido bajo iluminación que en la oscuridad.

La falta de luz en las profundidades limita la existencia allí de corales hermatípicos, que quiere decir formadores de estructuras arrecifales. Los que no las forman se llaman ahermatípicos y son típicos de aguas oscuras o profundas. De esta manera, la profundidad límite de la parte honda de los arrecifes dependerá de la transparencia del agua del lugar, y raramente excede de los 100 metros. Por debajo de los 20 a 30 metros, el crecimiento de los corales ya se va haciendo más lento.

Como dato interesante, en los corales ramificados, como los del género *Acropora*, el crecimiento en longitud de las ramas es de alrededor de 10 centímetros por año, mientras que los masivos incrementan su diámetro a razón de más o menos un centímetro en ese tiempo.

Los arrecifes necesitan aguas agitadas o constantemente renovadas por las corrientes para que los organismos inmóviles como los corales duros, gorgonias y esponjas, puedan alimentarse y llevar a cabo sus funciones fisiológicas de respiración y excreción.

La temperatura que requieren los corales pétreos fluctúa entre 20° C y 30° C (grados Celsius). Excepcionalmente, en los cayos de la Florida, soportan mínimas de 18° C, y en la Gran Barrera de Australia, máximas de 33° C. Hay referencias de un valor máximo de 35° C en el Golfo Árabe. Cuando ocurre un incremento (durante semanas) de aproximadamente 1° C a 2° C, o más, por encima de los promedios máximos locales de verano, suele aparecer la enfermedad llamada blanqueamiento de corales sobre todo si coexiste una fuerte iluminación propiciada por condiciones de mar tranquila, escasa nubosidad y mayor acidez del agua. De esa enfermedad se hablará con más detalle adelante.

Además de una buena iluminación y temperaturas cálidas y relativamente poco variables, este ecosistema tolera salinidades entre 27 y 40 partes por mil, y le son óptimas las cercanas a las del océano (aproximadamente 34,5-36,5 partes por mil). Si la salinidad cae por debajo de 20 partes por mil durante 24 horas, los corales y otros organismos del arrecife generalmente mueren. Esta caída violenta de salinidad ocurre después de lluvias torrenciales y durante tormentas tropicales o ciclones, sobre todo a través de las escorrentías desde tierra firme, y sobre todo donde hay deforestación en las cuencas hidrográficas.

El mejor desarrollo de los arrecifes se observa bajo niveles de sedimentación inferiores a 5 miligramos por centímetro cuadrado por día. Cuando esta excede de 10 miligramos aparecen evidencias visibles de deterioro de los corales, y si es mayor que 15 miligramos el daño se hace drástico. La cantidad de sedimentos suspendidos no debe de exceder de un miligramo por litro. Esto debe ser muy tenido en cuenta durante las actividades de dragado y vertimiento de sedimentos en el mar y en las playas.

Otro requerimiento fundamental para la formación de los arrecifes es la presencia de un fondo duro donde las larvas de los corales puedan fijarse y desarrollarse. Este fondo debe estar libre de un exceso de algas que limite el asentamiento de las larvas de los corales, importante proceso regenerador que se llama reclutamiento.

Los arrecifes coralinos no se desarrollan mucho en las porciones orientales de los océanos Pacífico y Atlántico, en parte debido a que ahí las aguas sufren enfriamiento a causa de afloramientos de aguas profundas. Además, estos afloramientos acarrearán aguas frías y fértiles de las profundidades (ricas en nutrientes minerales de nitrógeno y fósforo), que producen densos florecimientos de plancton que disminuyen la transparencia del agua y, por lo tanto, se reduce la intensidad de la luz. Por otra parte, esta fertilidad puede favorecer el desarrollo de algunos tipos de algas del fondo en detrimento del espacio disponible para los corales.

Según investigaciones, los niveles de sales disueltas de fósforo en el agua de los arrecifes no deben sobrepasar los 0,1 micromoles por litro, y las de nitrógeno (nitratos, nitritos y amonio), no más de un micromol por litro. Estos son umbrales de concentración por encima de los cuales se produce un predominio de algunas algas del fondo que compiten contra los corales por el espacio disponible, sobre todo cuando escasean los animales herbívoros como el erizo negro de espinas largas *Diadema antillarum* y los peces loros y barberos (cirujanos). Realmente esos umbrales pueden ser algo imprecisos pero son de utilidad como referencia disponible.

En el Atlántico sudamericano los arrecifes son muy escasos y están ausentes en largos tramos a causa de la influencia negativa del fuerte escurrimiento de agua dulce y de sedimentos de los ríos Amazonas y Orinoco que hacen que grandes extensiones estén cubiertas de fango o arena fangosa y tanto las salinidades como la iluminación se ven extremadamente reducidas.

UN POCO SOBRE HISTORIA Y FUNCIONAMIENTO DE LOS ARRECIFES

Como ya se expresó, en el medio marino, el arrecife coralino es considerado el ecosistema más rico en especies. Esto lo sitúa en segundo lugar mundial después de la selva tropical lluviosa. De igual modo, se distingue por su elevada productividad biológica neta y por una constancia comparativamente mayor en la composición en especies y en la organización de sus comunidades que en otros ecosistemas marinos costeros como los estuarios, aguas más interiores de las plataformas y lagunas costeras.

Si bien se estima que el origen de los arrecifes coralinos data de 230 millones de años atrás, los arrecifes actuales son el producto de una historia evolutiva de alrededor de 6,000 a 8,000 años posteriores al fin de la última glaciación, caracterizada por un paulatino aumento del nivel del mar. Otros expertos dan estimados, menos preciso, de menos de 10,000 años. Incluso otros lo dan de más años aún. La mayoría de los géneros de corales pétreos actuales existen desde los tiempos del Cretácico o del Terciario Temprano (entre 58 y 135 millones de años).

Estos géneros han soportado los dramáticos cambios de temperatura y del nivel del mar, causados por las oscilaciones climáticas del Plioceno y Pleistoceno con tasas relativamente bajas de extinción. Además, las comunidades arrecifales han sido capaces de restablecerse después de las sucesivas glaciaciones. Por ese motivo, puede inferirse que a escala de tiempo geológica (del orden de miles o millones de años) los arrecifes son ecosistemas robustos adaptados a cambios climáticos repetidos. Ahora bien, dichos cambios han ocurrido con una lentitud suficiente como para permitir un ajuste de adaptación de los miembros de la comunidad coralina, y desafortunadamente los cambios actuales son mucho más rápidos sin dar margen aparente a la adaptación.

Esta larga historia evolutiva de los arrecifes, bajo condiciones de una relativa constancia o gran lentitud en la variación del clima, ha conducido a la gran diversidad de especies, de adaptaciones y de interacciones biológicas de los seres vivos presentes. Este ininterrumpido proceso de ajuste evolutivo también ha traído consigo una gran eficiencia en la economía del funcionamiento de los arrecifes.

La producción primaria global de los arrecifes (producción de materia orgánica por fotosíntesis) se estima que varía entre 0,3 y 8 gramos de Carbono por metro cuadrado por día, aunque suele estar entre los 1,5 y 5 gramos. Esta producción, en condiciones normales, está casi balanceada por la actividad de los organismos consumidores de materia orgánica (viva o muerta) que retiran entre el 95 y el 98% de dicha producción. Como la producción neta (la que queda) es tan pobre (2 a 5%), no se puede extraer mucha materia orgánica (pesca, colecta) sin crear desbalance y dañar al arrecife. Ese no sería el caso de otros ecosistemas costeros que producen más excedentes de producción por su menor eficiencia interna, como los estuarios y lagunas costeras.

La elevada eficiencia del funcionamiento ecológico de los arrecifes saludables se refleja en una gran efectividad en la toma y reciclaje de carbono, nitrógeno y fósforo, así como en un cociente producción/respiración cercano a la unidad, que indica una gran aproximación al clímax metabólico, o lo que es lo mismo, un alto grado de madurez estructural y funcional del ecosistema. Esa relación es mayor que 1 cuando hay exceso de nutrientes minerales de nitrógeno y fósforo con una consecuente sobreproducción vegetal y una consecuente exportación de excedentes de la misma. El cociente es menor que 1 si predominan los procesos respiratorios (respiración vegetal y

animal, y descomposición microbiana) sobre los de producción vegetal, lo que refleja una importación excesiva de materia orgánica al arrecife.

La tasa de calcificación esquelética de los arrecifes coralinos se estima que varía entre 0,3 y 12 kilogramos de carbonato de calcio por metro cuadrado por año, y en la mayoría de los casos se estima en alrededor de 4 kilogramos. El crecimiento vertical del arrecife (en inglés *accretion*) se ha estimado por algunos expertos con un promedio de 0,3 centímetros por año, y por otros, con un promedio de 1,2 centímetros por año, lo que puede estar relacionado con variaciones ambientales locales. Se estima que un pequeño arrecife como el de Tobago ha producido más de 250 veces la cantidad de material necesario para construir la ciudad de Nueva York, y más de 1,500 veces la empleada en las pirámides de Egipto.

Las relaciones simbióticas mutualistas (de mutuo beneficio) que se establecen entre las microalgas zooxantelas y los corales pétreos, así como en las gorgonias y algunas esponjas, entre otros animales del arrecife, crean una especie de unidades altamente integradas que aumentan la eficiencia del reciclaje del carbono, nitrógeno y fósforo dentro del arrecife. Tomando los corales como ejemplo, éstos se ven beneficiados porque las algas simbióticas contribuyen a la formación de sus esqueletos, aportan alimento orgánico sintetizado por ellas (que contienen carbono, nitrógeno y fósforo, así como glicerol, glucosa y alanina) y oxígeno. Por su parte las algas encuentran soporte, protección contra los animales filtradores que las consumen cuando esas microalgas están libres en el agua, y reciben del coral desechos metabólicos que les son necesarios (que también contienen compuestos de carbono, nitrógeno y fósforo). Esta vía de alimentación del coral se denomina autotrófica. De manera adicional, el coral se alimenta de pequeños animales del zooplancton (organismos vivos, generalmente muy diminutos, suspendidos en el agua) y bacterias que le aportan compuestos ricos en nitrógeno y fósforo contenidos en su proteínas y otros compuestos. Esta es la vía de alimentación conocida heterotrófica.

El coral junto con las zooxantelas puede ser visto como un organismo politrófico (que quiere decir, varios tipos de alimentación) donde convergen: la alimentación autótrofa (que es la realizada a por las microalgas simbiotes), la herbívora (al alimentarse el coral de los productos de las microalgas) y la carnívora o heterotrófica (al alimentarse del zooplancton o y bacterias).

Esta simbiosis mutualista permite el uso y reutilización de los elementos y compuestos necesarios para el crecimiento vigoroso de los corales, incluso en condiciones de bajas concentraciones de nutrientes y de plancton como es corriente en los mares tropicales. Por ello, algunos arrecifes llegan a ser energéticamente autosuficientes al estar muy bien organizados para usar, almacenar y reciclar las escasas sustancias del agua circundante.

Aunque para algunos parezca paradójico, contrariamente a un difundido dogma que reza "crea diversidad y tendrás estabilidad", las investigaciones recientes tienden a demostrar que, a pesar de su gran diversidad de especies, los arrecifes son dinámicamente muy frágiles (cambian fácil y rápidamente bajo la acción de un disturbio) y poco elásticos (demoran mucho en regresar a su estado inicial después de cesar el disturbio) en comparación con otros ecosistemas costeros (manglares, pastos marinos y lagunas costeras).

Cierto grado de disturbio intermedio de carácter natural, como eventos meteorológicos esporádicos de gran intensidad como los huracanes, con los cuales algunos arrecifes han evolucionado normalmente e incluso han sido beneficiados (a través de la reproducción por fragmentación de ramas) contribuye a revitalizarlos. Sin embargo, cuando ocurren con mayor frecuencia los degrada ya que no hay margen de tiempo para la recuperación por regeneración de los tejidos o por reproducción.

El hombre introduce fenómenos o eventos que exceden la capacidad de respuesta fisiológica de las especies del arrecife, debido su carácter crónico y novedoso, la relativa rapidez con que se producen (que impide una adaptación), su intensidad, y su frecuencia, o combinaciones de estas características de esos fenómenos y eventos humanos.

Los arrecifes coralinos se sustentan en un delicado balance competitivo entre el desarrollo de las algas del fondo marino que pugnan por ganar espacio y el de los corales duros que construyen las armazones de los arrecifes coralinos. En este balance han jugado un papel preponderante e interactivo:

- La intensidad del herbivorismo, necesario para el control de las algas del fondo, que es practicado principalmente por el erizo negro de espinas largas *Diadema antillarum* y los conocidos peces loros y barberos, entre otros.
- La disponibilidad de nutrientes de nitrógeno y fósforo que por ser fertilizantes, favorecen el desarrollo de algunas algas competidoras por el espacio disponible en el fondo marino (por ejemplo y sobre todo, algas verdes como las Ulvales).
- La complejidad estructural del relieve, que al brindar refugio, permite la existencia de muchos animales herbívoros consumidores y por tanto controladores de algas, así como carnívoros importantes que controlan las poblaciones de animales que comen o raspan corales (algunos gusanos, moluscos y peces, por ejemplo).

Recientemente han irrumpido, a favor de las algas del fondo, las presiones y daños del hombre, y el cambio climático que trae consigo el calentamiento del agua y varias enfermedades que han reducido de forma substancial las poblaciones de corales duros y al parecer también del propio erizo herbívoro *Diadema antillarum*, y otras especies.

RELACIÓN CON OTROS ECOSISTEMAS MARINOS Y COSTEROS

Los arrecifes coralinos mantienen, como regla, una marcada interdependencia con los demás ecosistemas marinos y costeros. Ellos constituyen verdaderas barreras protectoras contra el oleaje para muchos manglares, pastos marinos, playas y otros tipos de costas, incluyendo ecosistemas urbanos, agrícolas, industriales o mixtos.

Muchas especies de los arrecifes pasan su vida o etapas de ésta haciendo uso (como zonas de refugio, alimentación o reproducción) de algunos de esos ecosistemas y viceversa. De este modo, se produce un fuerte intercambio de materia y energía entre ellos. Ejemplo de este intercambio es el ya mencionado, de los peces de arrecifes que van a alimentarse a otros ecosistemas vecinos y que al regresar defecan en el arrecife aportando materia orgánica y bacterias como alimento, lo que constituye una entrada de materia orgánica importante para la red alimentaria y la productividad local. La materia orgánica también puede llegar a manera de detrito orgánico rico en bacterias y de plancton (pequeños organismos vivos microbianos, vegetales y animales suspendidos en el agua) transportados por las corrientes que provienen de los otros ecosistemas costeros.

Los manglares y los pastos marinos retienen sedimentos contaminantes y nutrientes que arrastran las lluvias, de manera que mantienen limpia y con mejor calidad el agua que llega a los arrecifes, y brindan alimentos a numerosos animales arrecifales, así como refugio a juveniles de muchos de ellos.

Por otro lado, lo que ocurre en tierra adentro es decisivo para los arrecifes ya que de ésta van a parar al mar, por medio de los ríos y el escurrimiento, agua dulce, sedimentos, nutrientes, materia

orgánica y contaminantes. Es por ello de vital importancia proteger la vegetación de las riberas de los ríos y cuencas hidrográficas, ya que actúa como verdadero filtro igual que los manglares y los pastos marinos. Generalmente se recomienda conservar no menos de 30 m de ancho de bosques a lo largo de las riberas como franjas hidrorreguladoras. Por otra parte, las decisiones de desarrollo y conservación que toma el hombre desde tierra firme, pueden tener un impacto importante negativo o positivo sobre los arrecifes de coral.

Es preciso tener en cuenta esta gran interacción a la hora de explotar los recursos de esos ecosistemas, pues lo que afecta a uno perjudica a los otros. Esta manera racional de administrar el uso de los recursos naturales forma parte del Manejo Integrado Costero o el Manejo Basado en Ecosistema, que apenas se diferencian en su objetivo y operación.

FACTORES Y EVENTOS QUE DAÑAN A LOS ARRECIFES

ABIÓTICOS

Acción de los sedimentos

Esta puede tener lugar por las vías de sedimentación, abrasión y enterramiento, o por combinaciones de estos mecanismos.

La sedimentación es otro enemigo letal o inhibitorio de los arrecifes cuando sobrepasa la capacidad de los corales de quitarse de encima los sedimentos. El gasto de energía que implica la producción del moco o mucílago que emplea el coral en la remoción de los sedimentos va en detrimento de sus tasas de crecimiento y reproducción. También afecta su alimentación y respiración al obligar a los pólipos del coral a mantenerse retraídos como mecanismo de defensa. Se trata de uno de los disturbios antropogénicos más ampliamente distribuidos e intensos. Son incontables las pruebas existentes sobre destrucciones de arrecifes a causa de la sedimentación inducida por la deforestación de manglares y de bosques de tierra adentro, dragados de fondos, alimentación artificial de playas, construcciones costeras y explosiones en prácticas militares, etcétera.

La abrasión de los tejidos de los corales (por arena, grava o bólidos de fragmentos de esqueletos de corales o rocas) y el enterramiento de estos son tenses que ocurren en eventos extremos como tormentas severas y huracanes.

La deforestación es la causa principal de daño por sedimentación a los corales en grandes extensiones del Gran Caribe. Por otra parte, los rellenos de tierra para la construcción de infraestructuras turísticas (hoteles y otras instalaciones) cerca de las playas, constituyen una amenaza para los arrecifes cercanos. Estos rellenos pueden ser fuertemente erosionados y lavados por eventos extremos como los huracanes, y a largo plazo por el incremento del nivel del mar con la consecuente intensificación de las penetraciones del mar tierra adentro.

El aumento de la erosión no solo se debe a acciones humanas locales sino también a eventos ciclónicos y a fenómenos que tienen lugar a escala mundial como la elevación del nivel del mar.

Exceso de sales nutrientes de Nitrógeno y Fósforo en el mar

La fertilización excesiva (nutrición, o eutrofización si es más fuerte) también perjudica a los arrecifes al disminuir los niveles de iluminación a causa de la proliferación del fitoplancton (plancton vegetal mayormente compuesto por especies microscópicas). Esto induce un cambio en

el patrón de zonificación (distribución) de los corales en relación con la profundidad bajo la acción de los cambios en la intensidad luminosa. Se reduce, además, la tasa de crecimiento de los corales.

Contaminación por sustancias tóxicas

No debe dejarse de mencionar el daño que produce la contaminación por sustancias tóxicas como pesticidas, herbicidas, ácidos, metales pesados, petróleo y sus derivados, hormonas, etcétera, sobre la fisiología, reproducción, crecimiento y supervivencia de los organismos del arrecife. Por otra parte, algunos países, pescadores inescrupulosos, o muy presionados por la necesidad de subsistencia, usan venenos para pescar (cloro, rotenona, cianuro, quinaldina, etc.). En 15 países se ha registrado el uso ilegal de venenoso cianuro con este propósito.

Contaminación térmica

Las salidas de aguas muy calentadas de los sistemas de enfriamiento de industrias como las termoeléctricas causan mortalidades masivas de corales y otros organismos en los arrecifes cercanos.

Daño mecánico y extracción

El daño mecánico a los arrecifes es también muy común. Ejemplos de ello son los encallamientos de embarcaciones; fragmentación, desprendimientos y lastimaduras causados por anclas, hélices, explosiones, y actividades subacuáticas típicas de zonas turísticas como el buceo; y las extracciones de organismos por parte de aficionados al mar, colectores de piezas de adorno o souvenir, y colectores de organismos con fines lucrativos.

En algunos países, como Las Islas Maldivas, se comete el grave error de utilizar los corales como material de construcción. Se sabe de arrecifes dañados por esta actividad minera que no se han recuperado al cabo de 30 años. En otros, como Filipinas, se utilizan ilegalmente explosivos (dinamita) para pescar. Alrededor de 40 países tienen problemas con el uso de dinamita con fines pesqueros. El uso de chinchorros sobre arrecifes y la destrucción deliberada de corales con mandarrias o barretas para facilitar el pasp de esas redes son también prácticas pesqueras muy nocivas.

Debe prohibirse el uso de anclas en arrecifes ya que causan grandes destrozos que demoran años en repararse y que degradan el paisaje submarino. Para el fondeo es fundamental y de obligación utilizar las llamadas boyas de amarre (*mooring buoys*).

En cuanto a cantidad de buzos turistas en áreas de arrecife, investigaciones recomiendan cargas de 4,000 a 6,000 buceadores al año por punto de buceo al año (que equivale a 11 a 14 buceadores por día por punto), pero a la vez siempre garantizando al máximo la aplicación de las normas de buceo ambientalmente responsable.

Huracanes

El incremento actualmente pronosticado de la intensidad y quizás también de la frecuencia, de los huracanes como consecuencia del cambio climático es otro de los factores que amenazan al ecosistema de arrecife donde esos eventos son típicos. Tras el impacto de un período de inusitada frecuencia de huracanes entre 2001 y 2006, en la zona suroccidental de Cuba se pudo evaluar los cambios de varios indicadores biológicos en algunas crestas y arrecifes frontales. La tendencia no fue solo la de una reducción del cubrimiento de corales y del diámetro promedio de éstos, sino también de una sustitución del predominio de especies de mayor significación como

constructores del relieve del arrecife, necesario como fuente de refugio de fauna y protección costera y de sus recursos naturales e inversiones (especies de los géneros *Acropora* y de *Orbicella*, antes conocido como *Montrastrea*) por otras especies oportunistas más resistentes al oleaje y a la sedimentación (*Siderastrea radians*, *Porites astreoides*, *Acropora prolifera* y *Millepora* spp.) pero menos efectivas en ese sentido.

Como consecuencia del incremento de la intensidad de los huracanes, descartando otros factores ya mencionados, en el futuro los corales serían más resistentes pero menos atractivos y de menor utilidad para refugio de biota y protección costera. De hecho, por ese motivo los arrecifes del Gran Caribe están sufriendo un rápido proceso de aplanamiento.

Rayos ultravioletas

Un incremento de la intensidad de los rayos ultravioletas como resultado del adelgazamiento de la capa de ozono quizás no afecte mucho a los corales adultos ya que estos se adaptan intensificando su pigmentación, pero sus larvas sí serían afectadas al igual que las de otros animales del arrecife. Existe aún controversia sobre la posible influencia de los rayos ultravioletas sobre el blanqueamiento de los corales.

Acidez del mar

Según investigaciones, la disminución del pH del agua disminuye la tasa de calcificación y productividad en los corales constructores de arrecifes y está implicada en el blanqueamiento de los corales, en sinergia con las altas temperaturas y la elevada irradiación solar, al afectar a las zooxantelas simbiotas. Igualmente afecta a las algas calcáreas costrosas o incrustantes que cubren el fondo y constituyen una superficie propicia para la fijación de larvas de varias especies de corales.

Cuando la concentración de CO₂ alcanzó ≈340 ppm, en la mayoría de los arrecifes del mundo, tuvieron lugar blanqueamientos masivos de corales de manera esporádica, pero muy destructivos, a menudo asociados con eventos del Niño. A los niveles actuales de concentración de CO₂ (≈387 ppm), considerando un tiempo de retardo de 10 años para que la temperatura del agua de mar responda a esa concentración, se pronostica que los arrecifes del mundo están destinados a una degradación irreversible. Se prevén eventos de blanqueamiento todos los años y de hecho ya ocurre así en algunos lugares en Cuba. Con las tasas actuales de incremento del CO₂, para los años 2030-2040, se pronostica que los arrecifes estarán en un proceso rápido y terminal de degradación. Según un grupo de autores, la continuación del incremento del CO₂ ya conduciría a la erosión de las estructuras geológicas de los arrecifes con sus nefastas consecuencias sobre la biota, y según suponen, finalmente pudiera ocurrir la sexta extinción masiva de la tierra. Esto suena excesivamente catastrofista, pero no se debe descartar.

Otro grupo de autores muestran en mapas cómo la saturación de aragonito (forma del carbonato que forma el esqueleto de los corales) ha ido disminuyendo de manera rápida y sostenida en todo el gran Caribe entre 1996 y 2006, lo que también refleja de manera gráfica para los cayos de la Florida, Turcos y Caicos, Jamaica y Antillas menores. En muestreos químicos recientes (2011) realizados en Cuba por el Instituto de Oceanología, se han observado valores aún más bajos.

Sin embargo, un grupo de autores, en base a un análisis de datos compilados de diferentes fuentes, sugieren una perspectiva menos drástica en que existen diferencias en las respuestas a la elevación de la presión del CO₂ y que la biota marina pudiera ser más resistente que la esperada dentro de los márgenes de acidificación del océano pronosticados para el presente siglo. Según

refieren, algunos procesos biológicos (adaptación y selección genética) y la variabilidad espacio temporal a pequeña escala del pH del océano podrían hacer a la biota marina más resistente que lo que se creía hasta el presente.

BIOLÓGICOS

Como ya se expresó, la existencia de arrecifes responde a un delicado balance entre el crecimiento de los corales pétreos y el de las algas del fondo, que en condiciones normales favorece a los primeros. Por este motivo la contaminación orgánica (que produce exceso de nutrientes minerales) es tan nociva para este ecosistema. La fertilización excesiva del agua producida por la agricultura, albañales, procesadoras de alimentos, criaderos de ganado, etcétera, trae consigo una nociva proliferación de algunas algas bentónicas (de fondo) y una consecuente disminución progresiva de la cobertura coralina del fondo. Por otra parte, hay evidencias de que el exceso de fosfatos afecta directamente el crecimiento de algunos corales.

Proliferación de algas y de animales competidores por el sustrato disponible

El crecimiento exuberante de algas en el fondo conduce a un acelerado cubrimiento del sustrato duro disponible, impidiendo la fijación de las larvas de los corales, y también afectan a los corales mediante sofocación (anoxia nocturna), daño mecánico (abofeteo), interferencia en la captación de la luz y liberación de sustancias tóxicas por algunas especies. Como es de esperar, los corales jóvenes son los más afectados y, una vez muertos, se convierten en sustrato duro disponible, no para otros corales, sino para las algas que siendo ya abundantes generan más elementos reproductivos y tienen ventaja competitiva en la ocupación del espacio. Por otro lado, una serie de animales suelen ocupar ventajosamente el fondo, por ser filtradores de plancton, como son las esponjas, corales blandos incrustantes llamados zoantídeos (por ejemplo, *Palythoa caribbea*), el octocoral incrustante *Erythropodium caribbaeorum* y la ascidia colonial también incrustante *Trididemnum solidum*.

Disminución de poblaciones de herbívoros

Otro factor dañino, por favorecer la proliferación de algas bentónicas, es la eliminación o disminución de las poblaciones de especies herbívoras ya sea por sobrepesca o por epidemias masiva. La pandemia que causó la virtual desaparición del erizo negro de espinas largas *Diadema antillarum* en prácticamente todo el Caribe entre 1983 hasta 1984, es un ejemplo elocuente. De ello no escapó Cuba. En parte, a consecuencia de este disturbio, las algas han estado desplazando a los corales de varios arrecifes del Gran Caribe. Afortunadamente, parece haber una tendencia general en el Gran Caribe a un incremento paulatino de sus poblaciones. En la actualidad, en Cuba todavía no se han alcanzado los niveles de recuperación poblacionales del erizo, equiparables con los de antes de la mortalidad masiva, excepto en áreas localizadas como las crestas de arrecifes del suroeste de Isla de la Juventud, norte del Golfo de Cazones, archipiélago Jardines de la Reina, Canal de las Mulatas y nordeste del archipiélago Sabana-Camagüey.

Se sospecha que la causa de esa enfermedad es un agente patógeno que alcanzó la zona del Caribe a través del Canal de Panamá, ya que los primeros arrecifes afectados fueron los de ese país. Otra hipótesis plantea que llegó con los polvos arrastrados por el viento desde el desierto del Sahara. Es posible que los fenómenos anteriores, unidos con mayores temperaturas hayan desencadenado la pandemia. Sin embargo, todas son meras suposiciones.

La sobrepesca de peces herbívoros parece haber contribuido también la proliferación descontrolada de algas en los arrecifes de varios países del Caribe como Jamaica. En este país la situación se vio agravada por la mencionada mortalidad del erizo negro y por el efecto fertilizador de la contaminación orgánica desde la isla.

Disminución de poblaciones de carnívoros

Por otra parte, la disminución de especies carnívoras (tiburones, barracudas, meros, pargos, langostas y pulpos) favorece la proliferación de especies que depredan o raspan los corales, y que en exceso pueden rebasar la capacidad de recuperarse de estos, o abrir una brecha a infecciones por enfermedades microbianas que se verán a continuación. Entre esos depredadores tenemos, por ejemplo, el molusco gasterópodo (caracol) *Coralliophylla spp.*, el gusano de fuego *Hermodice carunculata*, algunos peces loros que se alimentan de corales duros, y el caracol cinturita *Cyphoma gibbosum* que se alimenta de gorgonias. Entre los raspadores tenemos varias especies de chopitas (damiselas). El propio erizo negro *Diadema antillarum* en cantidades excesivas puede ser perjudicial pues al vivir raspando el fondo para alimentarse, puede depredar los corales más pequeños, de forma indiscriminada.

Como se acaba de ver, una variación de la abundancia del erizo negro puede tener resultados muy diferentes según el sentido en que esta ocurra. Realmente, el efecto de la disminución o aumento de la población de una especie sobre el resto de los organismos puede resultar impredecible debido a la complejidad de las redes alimentarias y de otros tipos de interacciones biológicas incluidas las impuestas por el hombre.

Enfermedades

Igualmente afectan a los arrecifes coralinos diferentes enfermedades que atacan a los corales pétreos, como el ya referido blanqueamiento de corales, la banda negra, la banda blanca, la viruela blanca, la plaga blanca y otras más que se describen más adelante.

El blanqueamiento es una enfermedad no infecciosa de los corales que afecta a prácticamente todas sus especies causando decoloración de parcial a total dejando la parte afectada completamente blanca (Anexo 5%). El coral puede morir o recuperarse. Los corales blanqueados pueden recuperarse, a no ser que las condiciones de calentamiento del agua duren varias semanas, sobre todo después de la octava. El coral que sufre blanqueamiento pierde potencial de crecimiento, defensa contra enfermedades y reproducción.

Esta enfermedad se manifiesta por la pérdida o expulsión en grado variable de las zooxantelas simbiotas, a causa de diferentes factores de estrés como incremento de la temperatura, rayos ultravioletas, sedimentación, y bajas salinidades. Los eventos masivos recientes de blanqueamiento de corales se atribuyen sobre todo a incrementos sostenidos o marcados de temperatura (anormalmente elevada y prolongada en verano) que generalmente estaban asociados a los eventos de “El Niño” pero que recientemente pueden ocurrir en cualquier año caliente. Su efecto es reforzado si hay una fuerte iluminación en el fondo como ocurre cuando la mar está muy tranquila y el cielo, despejado.

Según investigaciones, el efecto de las altas temperaturas se refuerza si después de largos períodos con aguas turbias o agitadas de pronto sigue una temporada de aguas tranquilas, transparentes, y escasa nubosidad (que permiten una fuerte iluminación del fondo). Ello se explicaría porque al estar las aguas turbias o agitadas, y por lo tanto con iluminación disminuida en el fondo, se produce, como compensación, un aumento de la cantidad de zooxantelas y de

clorofila dentro de éstas, lo que incrementa la intensidad de la fotosíntesis. Luego, al aumentar de pronto la intensidad luminosa y la temperatura, este alto nivel de fotosíntesis se intensifica aún más y se hace nocivo por el exceso de producción de oxígeno, lo que intoxica al coral. Esto último parece suceder sólo bajo condiciones de temperaturas inusualmente altas.

Algunos investigadores han referido que el exceso de oxígeno desintegra el tejido de la superficie del coral y el movimiento del agua va desprendiendo las zooxantelas con la consecuente decoloración. Otros añaden la hipótesis de que ocurra una expulsión activa de las algas. Más recientemente se considera que con las altas temperaturas, al afectar éstas al sistema fotosintético de las zooxantelas, se producen radicales libres tóxicos por lo que el coral las expulsa.

Se han encontrado bacterias causando también blanqueamiento en el Mediterráneo (*Vibrio shiloi*), así como en el Mar Rojo y el Océano Índico (*Vibrio coralliilyticus*), pero no se puede afirmar que sean la causa general de todos los eventos de blanqueamiento. Hasta el presente, el blanqueamiento por microorganismos no ha sido observado en el Gran Caribe.

Los mayores eventos de blanqueamiento en la región del Gran Caribe ocurrieron entre 1987, 1991, 1995, 1997, 1998, 2005, 2009 y 2010, en períodos avanzados del verano (Fig. 3).

La banda negra, enfermedad infecciosa que más adelante se verá con más detalle, ataca principalmente a los corales masivos y es producida por una mezcla de una cianofícea y bacterias que infectan a las colonias dañadas. Esta enfermedad se manifiesta, como su nombre lo dice, a manera de una banda negra estrecha que delimita la parte sana de la colonia de la muerta que queda blanqueada y va siendo colonizada por algas y cubierta por sedimentos.

La banda blanca afecta a los corales ramificados del género *Acropora* como el orejón (*Acropora palmata*) y los tarritos de venado (*Acropora cervicornis* y *Acropora prolifera*) que empieza desde la base o algún lugar de las ramas y avanza hacia arriba. Esta enfermedad es causada por bacterias.

La viruela blanca ataca las especies del género *Acropora* (acropóridos) y aparece como manchas blancas dispersas que crecen con el tiempo. Otra enfermedad, llamada plaga blanca, se distingue porque ataca a corales masivos o incrustantes, y no a los acropóridos. El borde de la parte enferma es muy nítido y contrastante. Ambas son causadas también por bacterias.

Más adelante se brindan descripciones y detalles sobre éstas y otras enfermedades que se muestran en el Anexo 5).

Invasión de dos especies de pez león

La reciente invasión del pez león, constituido por dos especies foráneas (*Pterois volitans* y *Pterois miles*) provenientes de los océanos Índico y Pacífico, significa una seria amenaza adicional a los arrecifes coralinos del Gran Caribe (Fig. 4). Esas especies consumen todo animal que les quepa en su desproporcionada e extensible boca, incluyendo peces e invertebrados, así como sus etapas juveniles, lo que debe comprometer seriamente la estructura y funcionamiento de la trama trófica del ecosistema y a valiosos recursos pesqueros. Esto complica aún más la situación ambiental precaria a que ya están sometidos estos ecosistemas, y ensombrecen aún más el pronóstico de su destino.

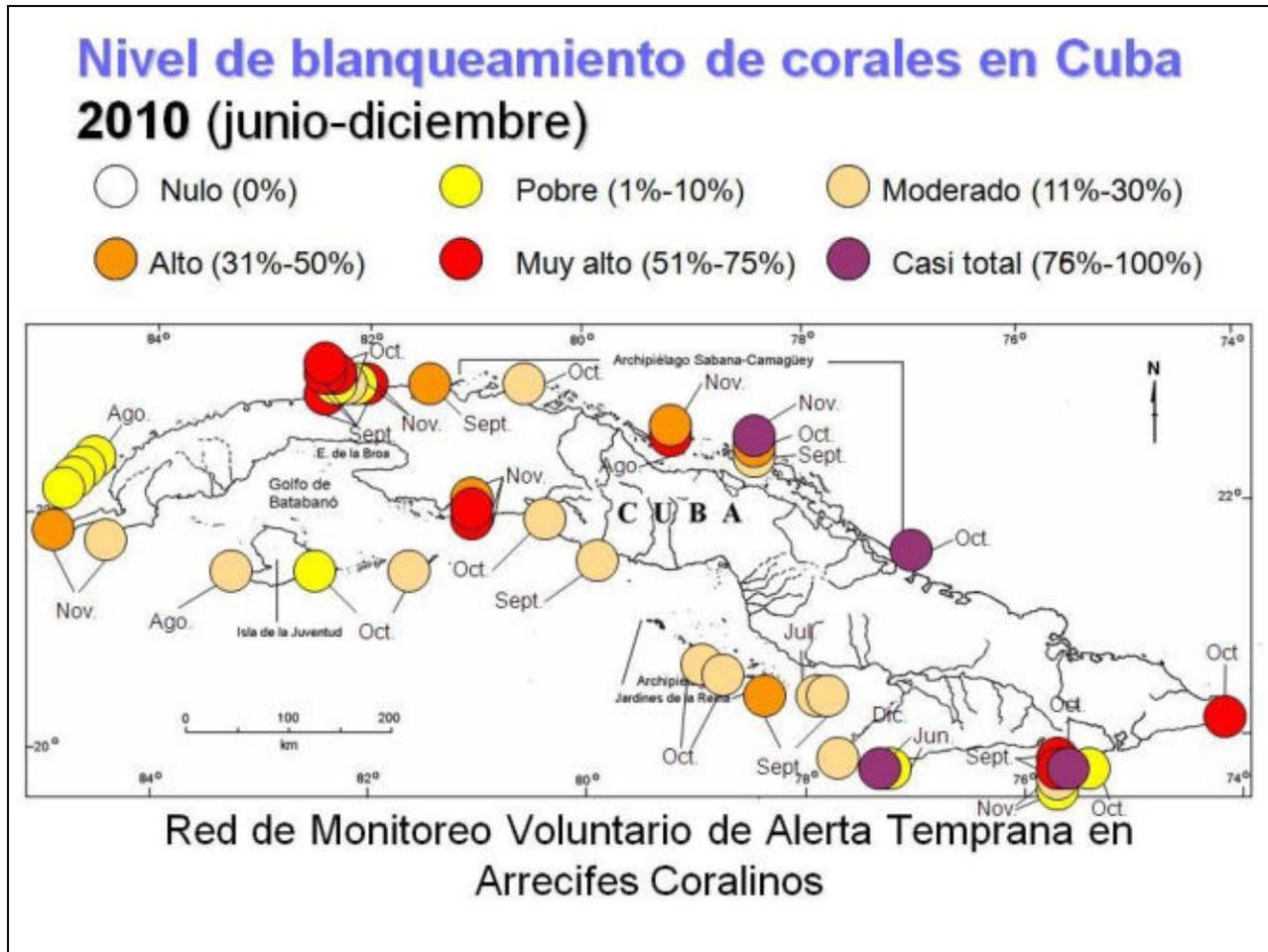


Figura 3. Representación esquemática de la intensidad de blanqueamiento en 2010 en un año de elevada incidencia de esta enfermedad. Este es un ejemplo de los mapas anuales que se elaboran con la información brindada por los miembros de la Red de Monitoreo Voluntario de Alerta Temprana de Arrecifes Coralinos de Cuba. Esta información se basa en los porcentajes estimados muy aproximados de corales blanqueados.



Figura 4. Pez león, bello pero peligroso, por su voracidad casi indiscriminada, para la integridad y funcionamiento del arrecife, así como para la subsistencia de importantes recursos pesqueros (Foto: Macao).

ENFERMEDADES EN LOS ARRECIFES CORALINOS

Como ya se anticipó, son diversas las enfermedades que atacan a diferentes organismos de los arrecifes coralinos. Estas enfermedades al menos eran muy raras antes de los años setenta. A continuación se enumeran y describen brevemente las enfermedades más importantes, que deben ser conocidas lo mejor posible por los informantes voluntarios. Estas se encuentran ilustradas en las láminas del Anexo 5.

CORALES DUROS

Blanqueamiento

El coral empalidece en grado variable y puede llegar a ponerse completamente blanco por la pérdida de sus microalgas simbióticas (zooxantelas). A veces el blanqueado es parcial a manera de manchas. Algunos corales como *Siderastrea siderea* se ponen de color violáceo, azulado o rosado cuando está ocurriendo blanqueamiento (Anexo 5). A diferencia de otras enfermedades, es muy importante tener en cuenta que el tejido se conserva vivo, lo que puede verificarse por el tacto o visualmente.

No se debe confundir el color pálido o blanco de los bordes o extremos de las ramas de los orejones y tarritos de venado con el blanqueamiento, ni con ninguna de las enfermedades de color blanco que se verán a continuación, ya que son partes jóvenes del coral que aún no se han pigmentado por la aún insuficiente acumulación de zooxantelas.

Banda negra

Banda o anillo negro que avanza de arriba hacia abajo sobre el coral dejando una zona muerta encima que se cubre de sedimento, algas e incrustaciones de organismos vivos. Se ha visto en

Diploria, *Orbicella*, *Porites*, *Siderastrea*, *Solenastrea*, *Colpophyllia*, *Favia*, *Meandrina*, *Madracis*, *Stephanocoenia* y *Dichocoenia*. También ataca abanicos de mar. La enfermedad es producida por la acción conjunta de la cianobacteria *Phormidium corallyticum*, bacterias sulfato reductoras del género *Desulfovibrio*, bacterias *Beggiatoa*, y un hongo. Es muy contagiosa.

Banda roja

Banda o anillo de color rojo ladrillo que avanza de arriba hacia abajo sobre el coral dejando encima una zona muerta que se cubre de sedimento, algas e incrustaciones de organismos vivos. Ataca a corales duros y abanicos de mar. Se ha visto en *Diploria*, *Orbicella*, *Porites*, *Colpophyllia* y *Siderastrea*. Es causada en conjunto por dos especies de cianobacterias *Oscillatoria*. Es muy contagiosa. Algunos la consideran una variante de banda negra.

Banda blanca tipo I

Solo ataca a los acropóridos, aparentemente más típica de los orejones (*Acropora palmata*). Es una banda blanca estrecha y bien definida que rodea a las ramas como un anillo y que avanza lentamente desde la base de las ramas hacia los extremos, dejando detrás el coral muerto cubierto de algas, sedimentos e incrustaciones. A veces no se distingue del tipo II. No se conoce el agente causal (probablemente una bacteria gram-negativa).

Banda blanca tipo II

También ataca sólo a los acropóridos. Es una banda blanca de anchura más variable e irregular que puede partir desde cualquier parte de las ramas. Avanza tan rápido hacia los extremos que suelen verse grandes extensiones de la superficie del coral muertas recientemente, y por lo tanto de color blanco y sin algas ni incrustaciones. A veces no se distingue del tipo I. La bacteria *Vibrio charchariae* es considerada la causante de la banda blanca tipo II. A veces un caracol que se alimenta de corales, del que se hablará más adelante, produce una banda blanca que se puede confundir con esta enfermedad pero la parte afectada es de contorno más irregular y avanza en cualquier dirección. Estos caracoles suelen esconderse debajo de las ramas, por los que los corales deben ser bien inspeccionados por debajo para descartar esa posibilidad.

Viruela blanca

Manchas irregulares de color blanco y sin tejido que solo parece atacar al orejón *Acropora palmata*. La enfermedad puede terminar matando todo el coral. La enterobacteria fecal *Serratia marcescens* (gram-negativa) parece ser al menos una de las causantes de ese síndrome (esa bacteria fue descubierta atacando corales en la Florida). Por eso algunos la denominan serratiosis. Otros le llaman necrosis parcheada.

Plaga blanca

Mancha blanca de esqueleto, que a diferencia del blanqueamiento queda totalmente desprovisto de tejido y con borde muy bien definido y contrastante. Cubre al coral rápidamente. Solo ataca a los corales masivos, columnares, incrustantes y laminares, por ejemplo *Diploria*, *Dichocoenia*, *Orbicella*, *Dendrogyra*, *Agaricia* y *Colpophyllia*. La causante es la bacteria *Aurantimonas coralicida*. Es muy contagiosa. Se han descrito tres tipos:

- Tipo I: Comienza por un costado en la parte inferior del coral. Es la más lenta en extenderse, pues avanza a razón de solo 3 mm por día.
- Tipo II: Comienza rodeando toda la base de la colonia y progresa rápidamente hacia arriba, a razón de 2 cm por día.
- Tipo III: Empieza por un costado o por la cima de la colonia y avanza rápidamente. No se cuenta con información sobre la rapidez con que lo hace.

Mancha o banda amarilla

Mancha o banda amarillenta, a veces pálida y otras, brillante, que al avanzar sobre el coral llega a formar una banda que rodea a áreas muertas que pueden estar cubiertas de algas, sedimentos e incrustaciones. Aparece en cualquier parte del coral. A veces se observa una. Avanza muy lentamente. Se ha visto mucho atacando a *Orbicella*, pero también a los géneros *Porites* y *Cyphastrea*. Se desconoce su agente causal.

Mancha oscura

Manchas circulares o irregulares de color pardo que terminan rodeando áreas de coral muerto. Cuando comienza suele verse como manchas violáceas. Ataca a corales masivos. Se ha visto afectando mucho a *Siderastrea siderea*. También lo hace a *Stephanocoenia*. Se desconoce la causa. Es el único caso en que la parte afectada del coral puede recuperarse. La recuperación tiene lugar cuando la temperatura disminuye por lo que puede no ser mortal. Cuando llega la temporada caliente puede volver a extenderse.

Hiperplasia

Aparecen zonas con pólipos y cálices más grandes que los normales, pero no deformados.

Neoplasias

Son tumores que aparecen como zonas abultadas o protuberancias irregulares, con pólipos y cálices deformes. A veces esas zonas no presentan cálices sino esqueleto amorfo.

Chimeneas de chopitas (damiselas)

No es una verdadera enfermedad. Se trata de elevaciones de la superficie del esqueleto del coral a manera de pequeñas chimeneas blanqueadas en sus extremos. Muchas de estas chimeneas rodean pequeñas algas generalmente filamentosas. Esto es producido por mordidas de varias especies de chopitas (damiselas) con el fin de crear “jardines” para atraer a las hembras.

Consumo por loros

Se le conocía erróneamente en inglés como *wasting disease* (enfermedad devastadora) ya que tampoco es una enfermedad. Se trata de partes importantes del coral que han sido mordidas profundamente, incluyendo el esqueleto, por loros de modo que la superficie queda deprimida, sin cálices o con cálices muy mordisqueados y el esqueleto expuesto contrasta fuertemente por su color blanco.

Pequeñas mordidas de peces

A veces aparecen pequeñas manchas blancas que pueden hacer pensar que se trata de una enfermedad, y en realidad son mordeduras hechas por loros y chopitas (damiselas). Estas

mordeduras dañan los cálices, tienen formas redondeadas, elípticas, o de media luna, y no son tan profundas como en el caso anterior. Las mordeduras de loros a veces presentan estrías o formas alargadas.

Consumo por caracol *Coralliophila*

No se trata de una enfermedad. Son manchas pálidas o blancas de forma redondeadas a irregulares hechas por el consumo del coral por parte de dos especies de moluscos gasterópodo (caracol) del género *Coralliophila*. En ocasiones forman una banda blanca en el borde de la zona ya consumida, pero los bordes externos son mucho más irregulares que los de la enfermedad de banda blanca. A veces se ven las zonas afectadas y no los caracoles porque estos, como ya se dijo, se esconden debajo del coral, y es preciso localizarlos para dar un diagnóstico más seguro.

Consumo por gusano de fuego *Hermodice*

Tampoco es una enfermedad. El gusano de fuego *Hermodice carunculata*, por su tamaño relativamente grande, es capaz de engullir las puntas algunos corales ramificados y digerir su tejido dejando el esqueleto limpio e intacto. En las puntas de los corales afectados (por ejemplo, *Acropora cervicornis* y *Acropora prolifera*) aparece una zona de 2 o más centímetros de largo donde el esqueleto está desnudo, debido a que el tejido ha sido consumido por el gusano.

OCTOCORALES (GORGONIAS, ESPECÍFICAMENTE)

Aspergilosis

Ataca a los abanicos de mar (aparentemente sólo al género *Gorgonia*). Esta enfermedad desintegra el tejido del abanico de mar y deja el esqueleto córneo desnudo. Luego el esqueleto se desintegra con el tiempo dejando huecos o bordes carcomidos en el abanico. Es producida por un hongo terrestre llamado *Aspergillus sydowii* (recientemente se han mencionado otras especies de *Aspergillus* también afectando a gorgonias). Se presentan manchas purpúreas oscuras, a menudo abultadas como tumores, que son zonas donde la gorgonia se defiende del hongo. Cuando el hongo es aún activo, puede observarse formando una felpa de filamentos casi microscópicos de color blanco en las partes que están siendo afectadas.

Necrosis del tejido

Necrosis del tejido de los octocorales (grupo a que pertenecen las gorgonias entre otros) que deja el esqueleto expuesto a la colonización y ataque de otros organismos. En *Briareum asbestinum* se produce blanqueamiento con parches necróticos producidos por una cianobacteria tóxica del género *Scytonema*. En las gorgonias en forma de plumas *Pseudopterogorgia americana* y *Pseudopterogorgia acerosa*, se producen tubérculos con espículas muy pigmentadas acompañados de necrosis de tejido, por causas desconocidas.

Banda negra

Banda (o anillo) negra de la misma naturaleza que la que necrosa a los corales.

Banda roja

Banda de color rojo ladrillo que ataca a abanicos de mar. La parte afectada muere. El agente causante es la acción conjunta de dos especies de cianobacterias del género *Oscillatoria*.

Tumores algales

Abultamientos sobre las ramas o en sus extremos, rellenos de una pequeña alga clorófito llamada *Entocladia endozoica*. Esa enfermedad resta resistencia y elasticidad al esqueleto de la gorgonia, por lo que sus ramas se fragmentan fácilmente. Se ha observado en *Pseudoplexaura*. Ver foto de colonia infectada en http://www.coral.noaa.gov/coral_disease/algae_tumors.html

Consumo por gusano de fuego *Hermodice*

No es una enfermedad. El gusano de fuego *Hermodice carunculata* es capaz de engullir las puntas de las gorgonias y consumirlas, de modo que quedan necrosadas.

ESPONJAS

Pudrición blanca

Manchas blancas donde al más mínimo contacto con los dedos la esponja se desintegra. Se ha visto afectando a la esponja barril *Xestospongia muta*.

Pudrición amarilla

Mancha amarillenta en el borde de la esponja barril *Xestospongia muta* que se desintegra fácilmente al ser tocada.

ERIZOS

Enfermedad mortal del erizo negro

Los erizos negros de espinas largas *Diadema antillarum* mueren en masa mientras van perdiendo todas sus espinas. Un especialista sospecha que fue producida por una bacteria del género *Clostridium*, pero esto no está debidamente demostrado.

Enfermedad mortal de otros erizos

Otros erizos, *Meoma ventricosa* y *Litochinus variegatus* han experimentado mortalidad masiva a causa de la bacteria *Pseudoalteromonas haloplanktis* variedad *tetraodonis*, productora de tetrodoxina.

VERTEBRADOS

Tumores

Abultamientos irregulares en cualquier parte del cuerpo en los peces y las tortugas.

Lesiones necróticas

Lesiones en la piel de los peces que pueden deberse a infecciones (por hongos, bacterias y virus) de heridas producidas por daños mecánicos (mordeduras, rasponazos, etc.), o producirse por toxinas en el medio.

Parasitismo

Incluye parásitos externos como crustáceos (Ej. isópodo cimotoide, copépodo *Lepeophtherius*) y gusanos planos. Los isópodos cimotoides se adhieren a la piel y son fácilmente visibles por su tamaño. Es típico verlos en la cabeza de los carajuelos (familia Holocentridae). También hay parásitos internos como nematodos, crustáceos, gusanos planos, etcétera. La mayoría de los

parásitos externos no afectan visiblemente la salud de los peces. Los peces parasitados recurren a unos pececitos o camaroncitos para que los limpien, en lo que se conoce como “estaciones de limpieza” donde el “cliente” es siempre esperado. Esto es una simbiosis mutualista en que el pez es librado de los parásitos a la vez que dichos parásitos sirven de alimento a los limpiadores.

Deformidad de los huesos

Esta enfermedad ósea afecta a los peces deformándoles la cabeza y otras partes del cuerpo. Su ocurrencia es muy rara, sobre todo en peces tropicales.

CORALES MÁS IMPORTANTES Y AFECTADOS EN LOS ARRECIFES CORALINOS DEL GRAN CARIBE

Los corales más afectados en Cuba son los acropóridos los corales montaña (*Orbicella annularis*, *O. faveolata* y *O. franksi*). Los acropóridos son *Acropora palmata*, *Acropora cervicornis* y *Acropora prolifera*, el último supuestamente híbrido de los primeros (Anexo 6). Esas especies han estado sufriendo mortalidades masivas en todo el Gran Caribe desde los años setenta. Ese fenómeno parece haber comenzado tardíamente en Cuba, posiblemente a partir del verano de 1987 o principios de los noventa. Esta mortalidad se asocia al cambio climático y puede estar relacionada inicialmente con el calentamiento del agua.

No se sabe si los acropóridos de Cuba murieron por blanqueamiento, banda blanca o viruela blanca (Serratiosis), por la incidencia combinada de éstas, ya que no se han encontrado testigos de esos eventos. El período especial, que parece haber coincidido con el tiempo de ocurrencia de la mortalidad, limitó las posibilidades de realizar expediciones, por lo que no pudo presenciarse esa mortalidad masiva.

De los tres acropóridos, el coral orejón o cuerno de alce *Acropora palmata* es el más importante desde el punto de vista práctico ya que es el de mayor en tamaño y principal formador de las crestas coralinas, que tanto protegen las costas, incluidas hermosas playas y zonas de desarrollo costero. Por ese motivo ha sido muy importante monitorear su evolución.

El haber seleccionado estas especies, no implica que se esté negando la importancia de todas las demás de corales, las cuales también, como ya vimos, son también víctima de varias enfermedades letales.

Por ser también importantes formadoras de arrecifes hay que mencionar las especies de *Orbicella*, *Agaricia* y *Porites*, y a *Siderastrea siderea*. Especies de *Agaricia* y *Porites* suelen sustituir a los corales orejones muertos en algunas crestas de Gran Caribe. También merece mencionarse el coral de fuego *Millepora*, pero éste tiene una capacidad de recuperarse bastante rápida y también suele recubrir y sustituir a los orejones muertos impidiendo que el espacio cubierto pueda ser colonizado de nuevo por ellos. El coral de fuego desarrolla mucho menos relieve que el coral orejón o cuerno de alce.

Cuando los corales orejones mueren, sus esqueletos desnudos quedan a la merced de la erosión y fragmentación producidas por el oleaje cotidiano y las tormentas, de modo que las crestas y barreras afectadas masivamente como las del Archipiélago Jardines de la Reina, el Archipiélago de los Canarreos y el extremo este del Archipiélago Sabana-Camagüey (Cuba), están amenazadas con desaparecer poco a poco, y cesar su protección de las costas.

En algunos lugares se ha observado un fenómeno esperanzador para la recuperación de los orejones, y por tanto, de las crestas. Se ha visto cómo sobre los grandes esqueletos de orejones

muerdos aparecen nuevos corales orejones pequeñitos (a los que se les llama reclutas) y cómo éstos van tapizando rápidamente todas las ramas como si las estuvieran pintando. Este fenómeno se denomina recapamiento o recubrimiento (Anexo 6). Lo esperanzador es que no hay que esperar decenas de años para que se formen nuevas grandes colonias de orejones a partir de corales recién reclutados, sino que mediante el recapamiento los grandes esqueletos de los corales muertos se recubran más rápidamente, quizás en cuestión de unos 3 a 5 años aproximadamente. Esa recuperación sería viable si no se repiten los eventos que causaron la mortalidad o si los nuevos corales.

En el Anexo 6 pueden observarse las diferentes especies de acropóridos, colonias vivas saludables y muertas, reclutas de orejones y el proceso de recapamiento.

EVALUACIONES Y MONITOREO DE ARRECIFES

En el Gran Caribe operan varias iniciativas o programas dedicados a la evaluación y monitoreo del estado de salud de los arrecifes coralinos. Estos tienen características y objetivos diferentes y complementarios que, en orden de simplicidad creciente, siguen a continuación:

- Global Coral Reef Monitoring Network (GCRMN): No es rápido y es sólo para profesionales. Ver sitio web www.gcrmn.org.
- Caribbean Marine and Coastal Community Productivity (CARICOMP): No es rápido y es también para profesionales. Se lleva a cabo de forma repetida en el tiempo. En este proyecto participó inicialmente el instituto de Oceanología y actualmente es ejecutado por el Centro de investigaciones de Ecosistemas Costeros (CIEC) de Cayo Coco. Ver sitio web www.ima.gov.tt/caricomp.
- Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment (AGRRA): Rápido; es para profesionales. Este método está siendo ampliamente aplicado por el instituto de Oceanología y el Acuario Nacional, y será empleado como método de monitoreo por los laboratorios creados por el Proyecto PNUD/GEF Sabana-Camagüey en cinco provincias (Matanzas, Villa Clara, Sancti Spiritus, Ciego de Ávila y Camagüey). Ya se han evaluado amplias zonas de arrecifes de Cuba con este método. Ver sitio web www.agrra.org.
- ReefCheck: Rápido y sencillo, para buzos y pobladores locales voluntarios. Este método está siendo introducido en Cuba por el Centro de Investigaciones Marinas (CIM) de la Universidad de la Habana, la organización Pronaturaleza, y algunas áreas protegidas. Ver sitio web www.reefcheck.org.
- RECON (que viene de *Reef Condition*): Es más rápido y sencillo que el anterior; y también es para buzos y para aficionados voluntarios. Este método ha sido introducido y expandido en Cuba por el Centro de Investigaciones Marinas (CIM) de la Universidad de la Habana. Ver sitio web www.oceanconservancy.com/html.
- En Cuba opera la Red de Monitoreo de Voluntarios de Alerta Temprana en Arrecifes Coralinos, que empezó a escala piloto en el 2002 con la iniciativa y participación guías de buceo, investigadores y aficionados al buceo y la fotografía submarina. La información de los voluntarios se hace a través de las dos planillas que aquí se ofrecen. Ver sitio web www.proyesc.cu.

BIBLIOGRAFÍA

- Adey, W. (1995). Cost effective wastewater remediation for the protection of coral reef environments. 46-47 pp. En A. J. Hooten & M. E. Hatzios, (Eds.), *Sustainable Financing Mechanisms for Coral Reef Conservation*, Environmental Sustainable Development Proceeding Series, The World Bank, Washington, 9.
- Alcolado, P. M., Claro, R., Menéndez, G. & Martínez-Daranas, B. (1997). General status of Cuban coral reefs. *Proc. 8th Int. Coral Reef Sym.*, 1, 341-344.
- Alcolado, P. M., Claro-Madruga, R. & Estrada, R. (2000). Status and Prospective of Coral reef management in Cuba. *Coral Reef Status Report for Cuba. GCRMN*. Sitio de internet: http://www.reefbase.org/pdf/%20GCRMN_2000_CUB.pdf, 9 p.
- Alcolado, P. M., Claro-Madruga, R., Martínez-Daranas, B., Menéndez-Macía, G., García-Parrado, P., Cantelar, K., Hernández, M. & Valle, R. del (2001). Evaluación ecológica de los arrecifes coralinos del oeste de Cayo Largo del Sur, Cuba: 1998-1999. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 30, 109-132.
- Alcolado, P. M. Claro, R., Martínez-Daranas, B., Menéndez, G., García, P. & Sosa, M. (2003). The Cuban Coral Reefs. En: J. Cortés, (Ed.), *Latin American Coral Reefs*. Elsevier Science.
- Alcolado, P. M., Martínez-Daranas, B., Menéndez-Macía, G., del Valle, R. del, Hernández, M. & García, T. (2003). Rapid assessment of coral communities of María la Gorda, southeast Ensenada de Corrientes, Cuba (part 1: stony corals and algae). En J. C. Lang, (Ed.), *Status of Coral Reefs in the Western Atlantic: Results of initial surveys, Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment (AGRA) Program* (pp. 268-277). *Atoll Research Bulletin*, 496.
- Alcolado, P. M., Caballero, H. & Perera, S. (2009a). Tendencia del cambio en el cubrimiento vivo por corales pétreos en los arrecifes coralinos de Cuba. *Serie Oceanológica*, 5, 1-14.
- Alcolado, P. M., Hernández-Muñoz, D., Caballero, H., Busutil, L., Perera, S. & Hidalgo, G. (2009b). Efectos de un inusual período de alta frecuencia de huracanes sobre el bentos de arrecifes coralinos. *Rev. Cien. Mar. Cost.*, 1, 73-93.
- Alcolado, P. M., Morgan, I. E., Kramer, P. A., Ginsburg, R. N., Blanchon, P., Guardia, E. de la, Kosminin, V., González-Ferrer, S. & Hernández, M. (2010). Condition of remote reefs off southwest Cuba. *Ciencias Marinas*, 36(2), 179-197.
- Alvarez-Filip, L., Dulvy, N. K., Gill, J. A., Cote, I. M. & Watkinson, A. R. (2009). Flattening of Caribbean coral reefs: region-wide declines in architectural complexity. *Proc. R. Soc. B.*, (doi: 10.1098/rspb.2009.0339). <http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2009.0339>.
- Anthony, K. R. N., Kline, D. I., Díaz-Pulido, G., Dove, S. & Hoegh-Guldberg, O. (2008). Ocean acidification causes bleaching and productivity loss in coral reef builders. *PNAS*, 105(45), 17442-17446. www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.0804478105
- Birkeland, C. (Ed.) (1997). *Life and Death of Coral Reefs*. New York: Chapman & Hall.
- Burke, L. & Maidens, J. (2005). *Arrecifes en peligro en el Caribe*. Washington: World Resources Institute.
- Conservation International (2008). *Economic Values of Coral Reefs, Mangroves and Seagrasses. A Global Compilation*. VA. USA: Center for Applied Biodiversity Science. Conservation International, Arlington.
- Eakin, C. M., Kleypas, J. & Hoegh-Guldberg, O. (2008). Global Climate Change and Coral Reefs: Rising Temperatures, Acidification and the Need for Resilient Reefs. En C. Wilkinson

-
- (Ed.), *Status of the Coral Reefs of the World: 2008* (pp. 29-34). Townsville, Australia: Global Coral Reef Monitoring Network and Reef and Rainforest Research Centre.
- Gledhill, D., Wanninkhof, R., Millero, F. J. & Eakin, M. (2008). Ocean acidification of the Greater Caribbean Region 1996–2006. *J. Geophys. Res. Oceans*, 113 (C10031), 1-11.
- Goneaga, C. (1990). The state of coral reefs in the Wider Caribbean. *Interciencia*, 16(1), 12-20.
- González, S., Cantelar, K., Pina, F., Alcolado, P. M., Jiménez, A., Espinosa, J., Hernández, M. & Hernández, J. L. (2007). Estado de los arrecifes coralinos. En: P. M. Alcolado, E. E. García & M. Arellano-Acosta (Eds.), *Ecosistema Sabana-Camagüey: Estado, avances y desafíos en la protección y uso sostenible de la biodiversidad* (pp. 38-50). La Habana: Editorial Academia.
- Hawkin, J. P. & Roberts, C. (1997). Estimating the carrying capacity of coral reefs for SCUBA diving. *Proc. 8th Int. Coral Reef Sym.* 2: 1923-1996.
- Hayes, M. L., Shinn, E. & Barber, R. T. (2000). Dust to dust: iron as the functional link between eolian dust and marine infectious diseases. *Abstract: Proceeding of the 9th International Coral Reef Symposium, Bali, Indonesia*.
- Hendriks, I. E., Duarte, C. M. & Álvarez, M. (2010). Vulnerability of marine biodiversity to ocean acidification: A meta-analysis. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 86, 157–164.
- Heron, S., Skirving, W. & Eakin, M. (2008). Global Climate Change and Coral Reefs: Reef Temperature Perspectives Covering the Last Century. En C. Wilkinson, (Ed.), *Status of the Coral Reefs of the World: 2008* (pp. 35-40). Townsville, Australia: Global Coral Reef Monitoring Network and Reef and Rainforest Research Centre.
- Hoegh-Guldberg, O., (1999). Climate change, coral bleaching and the future of the world's coral reefs. *Mar. Freshwater Res.*, 50, 839-866.
- Hoegh-Guldberg, O. (2004). Coral reefs in a century of rapid environmental change. *Symbiosis*, 37, 1-31.
- 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 Reefs Under Rapid Climate Change and Ocean Acidification. Review. *Science*, 318, 1737-1742.
- Jameson, S. C., McManus, J. W. & Spalding, M. D. (1995). State of the reefs: Regional and global perspectives. *International Coral Reef Initiative Executive Secretariat Background Paper*.
- Kim, K. & Harvell, C. D. (2004). The rise and fall of a six-year coral fungal epizootic. *Am. Nat.*, 164, S52–S63.
- Lang, J., Alcolado, P. M., Carricart-Ganivet, J. C., Chiappone, M., Curran, A., Dustan, P., Gaudian, G., Geraldles, F., Gittings, S., Smith, R., Tunnell, W. & Wiener, J. (1998). Status of coral reefs in the northern areas of the Wider Caribbean. En C. Wilkinson (Ed.), *Status of coral reefs of the world: 1998* (pp. 123-134). Global Coral Reef Monitoring Network. Australian Institute of Marine Science.
- Lapointe, B. E., Litter, M. M. & Litter, D.S. (1992). Modification of benthic community structure by natural eutrophication: the Belize barrier Reef. *Proceedings of the Seventh International Coral Reef Symposium, Guam, Vol. 1* (pp. 323-324). Mangilao: University of Guam Press.
- Lapointe, B. E. (1999). Simultaneous top-down and bottom-up forces control macroalgal blooms on coral reefs (Reply to the comment by Hughes et al.). *Limnol. Oceanogr.*, 44(6), 1586-1592.

- Lesser, M. P., Bythell, J. C., Gates, R. D., Johnstone, R. W. & Hoegh-Guldberg, O. (2007). Are infectious diseases really killing corals? Alternative interpretations of the experimental and ecological data. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 346, 36–44.
- Lessios, H. A., Robertson, D. R. & Cubit, J. D. (1984). Spread of *Diadema* mass mortality through the Caribbean. *Science*, 226, 335-337.
- Littler, M. M., Littler, D. S. & Lapointe, B. E. (1992). Modification of tropical reef community structure due to cultural eutrophication: the southwest coast of Martinique. En R. H. Richmond (Ed.), *Proceedings of the Seventh International Coral Reef Symposium, Guam, Vol. 1* (pp. 335-343). Mangilao: University of Guam Press.
- Manzello, D., Warner, M., Stabenau, E., Hendee, J., Lesser, M. & Jankulak, M. (2009). Remote monitoring of chlorophyll fluorescence in two reef corals during the 2005 bleaching event at Lee Stocking Island, Bahamas. *Coral Reefs*, 28, 209–214, DOI 10.1007/s00338-008-0455-7.
- Martín-Blanco, F., González-Sansón, G., Pina-Amargós, F. & Clero-Alonso, L. (2010). Abundance, distribution and size structure of *Diadema antillarum* (Echinodermata: Diadematidae) in south eastern Cuban coral reefs. *Rev. Biol. Trop.*, 58(2), 663-676.
- Miller, J., Rogers, C. & Waara, R. (2003). Monitoring the coral disease, plague type II, on coral reefs in St. John, U.S. Virgin Islands. *Rev. Biol. Trop.*, 51, 47–55.
- Neis, U. & Blume, T. (1998). Nutrient control for conserving healthy coastal waters and coral reefs in the Caribbean. *CEHI News*, 5.2, 2-6.
- Reese, C. & Stone, A. (1993). Nutrient water quality standards for seagrass and coral reef habitats. En *Recommendations for coral reef water quality protection and management. An American reefs campaign conservation action guide* (pp. 1-8).
- Reshef, L., Koren, O., Loya, Y., Zilber-Rosemberg, I. & Rosemberg, E. (2006). The coral probiotic hypothesis. *Env. Microb.*, 8(12), 2068-2073.
- Shinn, E. A. & Holmes, C. W. (2000). Coral reefs and the threat of soil dust. *Abstract: Proceeding of the 9th International Coral Reef Symposium, Bali, Indonesia*.
- Smith, G., Nagelkerken, I. L. & Ritchie, K. (1996). Caribbean seafan mortalities. *Nature*, 383, 487.
- Szmant, A. M. (1997). Nutrient effects on coral reefs: the importance of topographic and trophic complexity on nutrient dynamics. *Proc. 8th Int. Coral Reef Symp., Panama*, 2, 1527-1532.
- Spalding, M. D. (2004). *A guide to the coral reefs of the Caribbean*. Berkeley, USA: University of California Press.
- Spalding, M. D., Ravilious, C. & Green, E. P. (2001). *World Atlas of Coral Reefs*. Berkeley, USA: University of California Press.
- Veron, J. E. N., Hoegh-Guldberg, O., Lenton, T. M., Lough, J. M., Obura, D. O., Pearce-Kelly, P., Sheppard, C. R. C., Spalding, M., Stafford-Smith, M. G. & Rogers, A. D. (2009). The coral reef crisis: The critical importance of <350 ppm CO₂. *Mar. Poll. Bull.*, 58, 1428-1436.
- Voss, J. D. & Richardson, L. L. (2006). Coral diseases near Lee Stocking Island, Bahamas: patterns and potential drivers. *Dis. Aquat. Org.*, 69, 33–40.
- Walton-Smith, F.G. (1948). *The Atlantic Reef Corals*. Coral Gables, Florida: University of miami Press.
- Ward, J. R., Rypien, K. L., Bruno, J. F., Harvell, C. D., Jordan-Dahlgren, E., Mullen, K. M., Rodríguez-Martínez, R. E., Sánchez, J. & Smith, G. (2006). Coral diversity and disease in Mexico. *Dis. Aquat. Org.*, 69, 23–31.

- Weil, E., Urreiztieta, I. & Garzón-Ferreira, J. (2002). Geographic variability in the incidence of coral and octocoral diseases in the wider Caribbean. *Proc. 9th Intl. Coral Reef Symp.* 2, 1231–1237
- Weir, J. R., Garrison, V., Shinn, E. & Smith, G. W. (2000). The relationship between gorgonian coral (Cnidaria: Gorgonacea) diseases and African dust storms. *Abstract: Proceeding of the 9th International Coral Reef Symposium, Bali, Indonesia.*
- Wells, S. M. (1988). *Coral reefs of the world. Vol. 1. Atlantic and Eastern Pacific.* Gland, Switzerland: UNEP, Nairobi & IUCN.
- Wilkinson, C. (1998). *Status of coral reefs of the world.* Global Coral Reef Monitoring Network. Australian Institute of Marine Science.
- Wilkinson, C. (2000). *Status of coral reefs of the world.* Global Coral Reef Monitoring Network. Australian Institute of Marine Science.
- Wilkinson, C. (2008). *Status of the Coral Reefs of the World: 2008.* Townsville, Australia: Global Coral Reef Monitoring Network and Reef and Rainforest Research Centre.
- Wilkinson, C. R. & Buddemeier, R. W. (1994). *Global climate change and coral reefs: implications for people and reefs.* Gland, Switzerland: Report of the UNEP-IOC-ASPEI-IUCN Global Task Team on the implications of climate change on coral reefs. IUCN.
- Wilkinson, C. & Souter, D. (2008). *Status of Caribbean Coral Reefs after Bleaching and Hurricanes in 2005.* Townsville, Australia: Global Coral Reef Monitoring Network, and Rainforest Research Center.
- Woodley, J. D. (1995). *Tropical Americas regional report on the issues and activities associated with coral reefs and related ecosystems.* Prepared for The 1995 International Coral Reef Initiative Workshop. Regional Co-ordinating Unit and CARICOMP.
- Woodley, J., Meyer, K. de, Bush, P., Ebanks-Petrie, G., Garzón-Ferreira, J., Klein, E., Pors, L. P. J. J. & Wilson, C. M. (1997). Status of coral reefs in the south central Caribbean. *Proc. 8th Int. Coral Reef Sym., 1*, 357-362.
- Woodley, C. M., Bruckner, A. W., McLaughlin, S. M., Downs, C. A., Fauth, J. E., Shotts, E. B. & Lidie, K. L. (2003). *Coral Disease and Health: A national Research Plan.* Silver Spring, MD: National Oceanic and Atmospheric Administration.

AGRADECIMIENTOS

Expreso mi gratitud por permitirme amablemente la utilización de sus fotos a Larry Benvenuti, Nick Bianchi, Shawna Brooks, Andy Bruckner, José Espinosa, Harry B. McCarty, Ken W. Marks, Steve Miller, Jesús Ortea, E. Peters, James W. Porter, Craig Quirolo, Cecilia Torres y Ernesto Weil. Agradezco a Kathryn Sutherland por la ayuda en la adquisición de fotos, y a Judith C. Lang y James W. Porter, por sus útiles comentarios.

ANEXO 1

CUESTIONARIO PARA REPORTE DE INCIDENCIAS AMBIENTALES DE INTERÉS

1. Nombre del que reporta:
2. Puesto o cargo:
3. Centro de Buceo, área protegida, centro de trabajo o dirección particular:
4. Correo-electrónico:
5. Teléfono y/o fax:
6. Localidad donde se hizo la observación:
7. Coordenadas geográficas si se conocen:
8. Fecha de la observación:
9. Profundidad o profundidades de la observación:
10. Organismo u organismos (animales o plantas) objeto de la información:
11. Tipo de fondo en que ocurre la incidencia que reporta (con sus propias palabras: crestas o barreras; veril; canto de golfo o talud; cabezos o cabeceríos; camellones/cangilones; arrecife de parche; fondo rocoso llano, pavimento rocoso; fondo de yerbas marinas; u otros):
12. Extensión del área implicada (muy aproximada o a su manera):
14. Tipo de incidencia inusual o de interés para la conservación y el uso sostenible de los arrecifes (exponga con la extensión y detalle que desee conveniente). Para el blanqueamiento de corales, use el cuestionario especial para ello:
15. Cualquier duda o pregunta que desee expresar:

ANEXO 2

CUESTIONARIO PARA REPORTE DE BLANQUEAMIENTO DE CORALES

Responda lo que esté en sus posibilidades.

1. Nombre del que reporta:
2. Puesto o cargo:
3. Centro de Buceo, área protegida, centro de trabajo o dirección particular:
4. Correo-electrónico:
5. Teléfono y/o fax:
6. Localidad donde se hizo la observación
7. Coordenadas geográficas si se conocen (preferiblemente grados decimales):
8. Fecha de la observación:
9. Profundidad o profundidades en que tuvo lugar la observación:
11. Tipo de fondo en que ocurre la incidencia que reporta (con sus propias palabras: crestas o barreras; veril; canto de golfo o talud; cabezos de coral; camellones/cangilones; arrecife de parche; fondo rocoso llano; fondo de yerbas marinas; u otros):
12. Extensión del área explorada. Muy aproximada y a su manera (si le es más fácil, puede escoger una de las siguientes que más se parezca: 10 m ² , 100 m ² , 1000 m ² y Más de 1000 m ²):
13. ¿Ha observado al bucear en un área más de 3 corales con blanqueamiento?
Sí ____
No ____
Si su respuesta es positiva siga llenando el cuestionario. Si no, envíelo llenado hasta aquí (saber que no hubo blanqueamiento en épocas de mucho calentamiento del agua es también valioso).
14. Porcentaje muy aproximado de corales afectados por algún grado de blanqueamiento (blancos o muy pálidos o con coloración azulada, violácea o rosada). No se trata de qué porcentaje de cada coral está blanqueado, sino el porcentaje de corales que presentan algún signo de blanqueamiento. Los corales <i>Porites</i> (de dedos) azulados o violeta no los consideramos como blanqueados: ____%.
Si lo prefiere, indique abajo con una cruz:
Pobre (1%-10%) ____
Medio (11%-30%) ____
Fuerte (31%-50%) ____
Muy fuerte (51%-75%) ____
Casi total (76%-100%) ____
15. Si vio presencia de corales de color blanco o muy pálidos, o violeta, azulado o rosado, ¿Cuál fue la manera predominante de blanqueamiento?

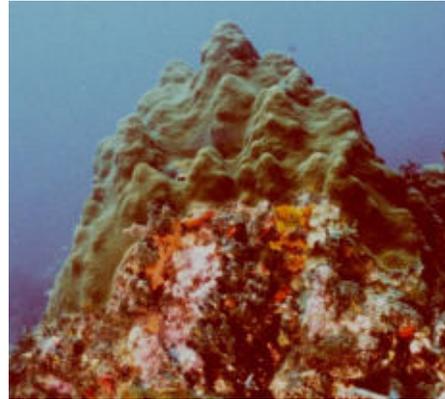
*Métodos para el estudio de la biodiversidad en ecosistemas marinos tropicales
de Iberoamérica para la adaptación al cambio climático*

Los blanqueados _____
Los muy pálidos _____
Los violáceos, azulados y rosados _____
16. Si puede, indique cuanto es el cubrimiento (muy aproximado) del fondo rocoso por corales vivos, independientemente de que estén blanqueados o no (no incluya las partes arenosas o de cascajo en la estimación). Si lo prefiere, hágalo marcando con una cruz abajo:
Bajo (1%-10%) _____
Medio (11%-30%) _____
Alto (31%-50%) _____
Muy Alto (51-75%) _____
Casi todos (76%-100%) _____
17. Si puede, diga los tipos de corales (orejón, tarrito de venado, cerebro, de dedos, masivos, lechuga), o especies o géneros de corales más afectados (puede mencionar no más que 5 especies más afectadas):
18. Si puede diga qué porcentaje de los corales vio muertos <u>de hace poco</u> , probablemente <u>a causa del blanqueamiento</u> (los corales muertos recientemente no tienen tejido vivo y poco a poco comienzan a ensuciarse y a cubrirse de algas y otras incrustaciones, pero a simple vista se ve la estructura del esqueleto conservada):
Ninguno o menos de 3 corales muertos _____
Bajo (1%-10%) _____
Medio (11%-30%) _____
Alto (31%-50%) _____
Muy Alto (51%-75%) _____
Casi total (76%-100%) _____
19. Si puede responder, ¿Qué tipos, géneros o especies de corales son los que más han muerto de hace poco y aparentemente a causa del blanqueamiento?
20. Si lo conoce, ¿Cuándo empezó este año el blanqueamiento?
21. Otras observaciones (Por ejemplo, el método de evaluación, temperatura del agua si se dispone, turbiedad, otros años en que hubo blanqueamiento en la zona, etc.)
22. Cualquier pregunta, sugerencia o duda que desee expresar:

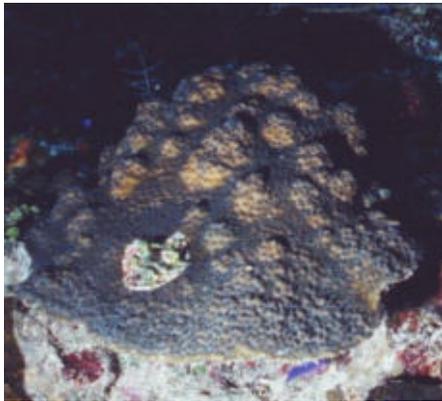
ANEXO 3
FORMAS GENERALES DE LOS CORALES DUROS (Formas masivas)



Orbicella cavernosa (coral de ojos). Foto: L. Benvenuti



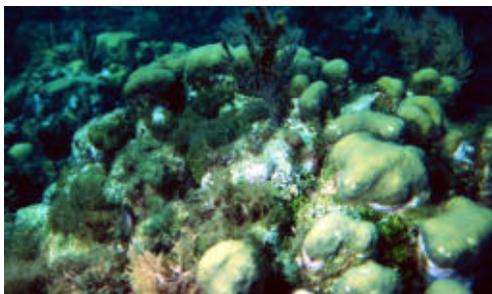
Orbicella faveolata (coral de ojitos). Foto: L. Benvenuti



Orbicella franksi (coral de ojitos tuberculado). Foto: L. Benvenuti



Diploria labyrinthiformis (coral cerebro de surcos). Foto: L. Benvenuti



Orbicella annularis (coral de ojitos lobulado). Foto: C. Quirolo.



Diploria strigosa (coral cerebro)

Forma columnar



Dendrogyra cylindrus (coral de columnas). Foto: K. W. Marks.

Formas incrustantes



Porites astreoides (coral de lomas). Puede aparecer con forma masiva. Foto: L. Benvenuti



Siderastrea siderea (coral estrellado laminar). suele aparecer con forma más masiva.. Foto: C. Quirolo.

Formas ramificadas



Acropora cervicornis (tarrito de venado). Foto: L. Benvenuti



Acropora palmata (coral orejón).
Foto: C. Quirolo.



Porites porites (coral de dedos). Foto: K. W. Marks.



Millepora alcicornis (coral de fuego ramificado).
Foto: K. W. Marks.

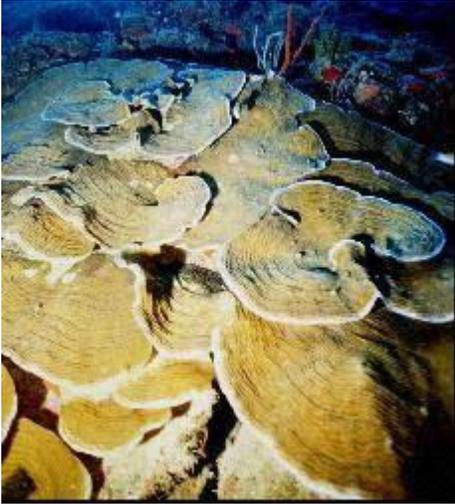


Porites porites (coral de dedos).
Foto: C. Quirolo.



Madracis mirabilis (coral de lápices) dañado por un ancla. Foto: L. Benvenuti

Formas foliosas o laminares



Agaricia undata (coral lechuga o coral concha). Foto: L. Benvenuti.



Agaricia agaricites (coral lechuga). Foto: L. Benvenuti.



Orbicella franksi (coral de ojitos tuberculado). Foto: L. Benvenuti.



Orbicella franksi (coral de ojitos tuberculado). Foto: L. Benvenuti.



Millepora complanata (coral de fuego de paletas). Foto: K. W. Marks.

ANEXO 4

ZONAS ECOLÓGICAS DEL ARRECIFE



Laguna del arrecife (fondo de pasto marino con *Thalassia testudinum*). Foto: J. Ortea.



Cabezo con corales, esponjas y gorgonias en pasto marino de la laguna de un arrecife. Foto: K. W. Marks.



Zona de embate de la cresta del arrecife (en esta cresta saludable se encuentra dominando el coral orejón o cuerno de alce *Acropora palmata*). A partir del borde de esta zona hacia las profundidades, se extiende el arrecife frontal. Foto: J. Ortea.



Cresta de *Acropora palmata* exuberante y muy viva de la Ensenada de Cazones, en el suroeste de Cuba. Foto: K. W. Marks.



Meseta del arrecife (verla al fondo). Al frente se ve abundante coral de fuego *Millepora complanata*). Foto: K. W. Marks.



Zona posterior de un arrecife en aguas muy tranquilas (con *Acropora prolifera* abundante y algunos corales orejones *Acropora palmata*). Foto: K. W. Marks.



Pavimento rocoso o zona de *Pseudopterogorgia* (fondo llano en que se destacan por su tamaño y frecuencia octocorales con forma de pluma entre otros). Foto: C. Quirolo.



Fondo de camellones y canales (vista de un canal entre dos elevados camellones). En México le llaman fondo de macizos y canales. Foto: L. Benvenuti.



Camellón cubierto de manera exuberante por el coral *Acropora cervicornis* (tarrito de venado) en la Ensenada de Cazones, suroeste de Cuba. Foto: K. W. Marks.



Cabezos en la terraza areno-rocosa profunda. Foto: K. W. Marks.



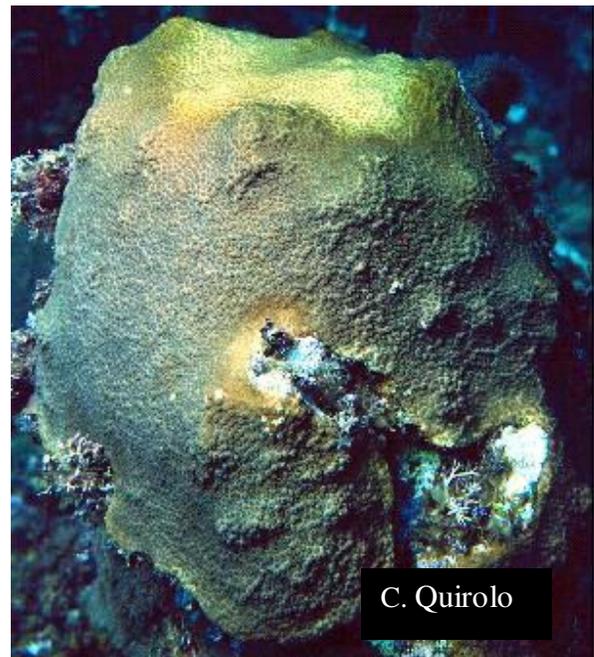
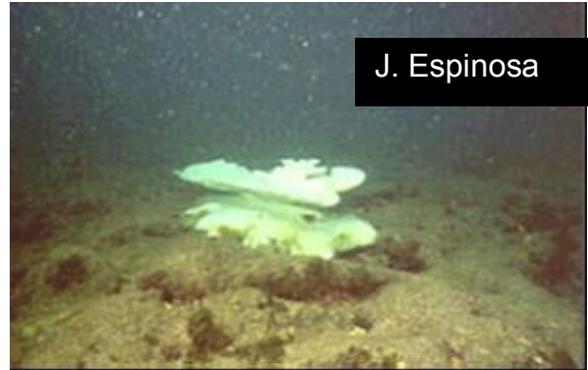
Terraza coralina difusa en el borde superior de un escarpe somero. Foto: J. Ortea.



Canto profundo no muy abrupto. Se ven grandes esponjas barril *Xestospongia muta*. Foto: J. Espinosa.

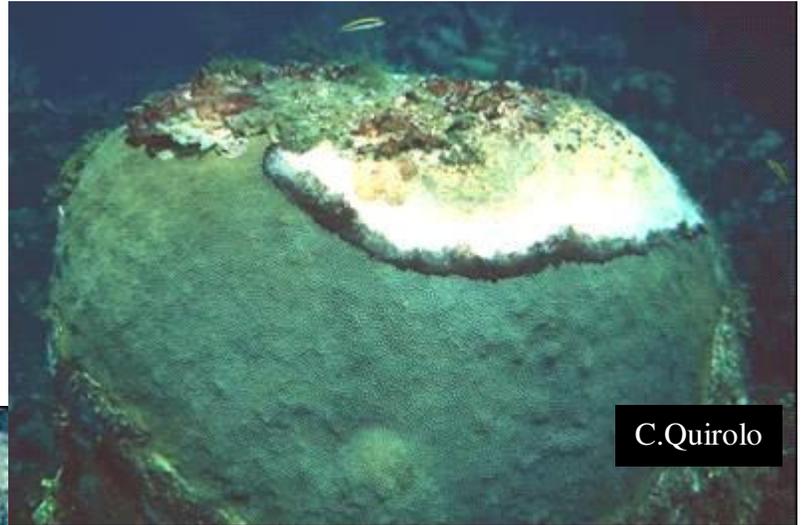
ANEXO 5

BLANQUEAMIENTO DE CORALES



Banda negra

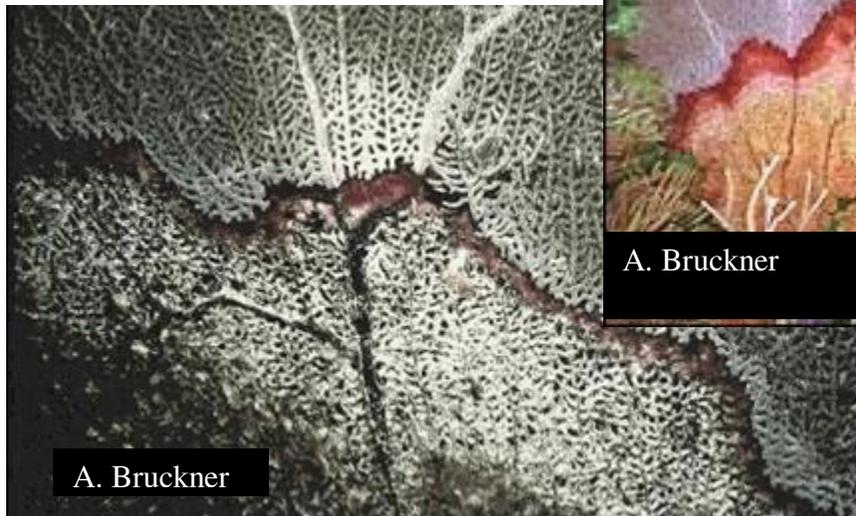
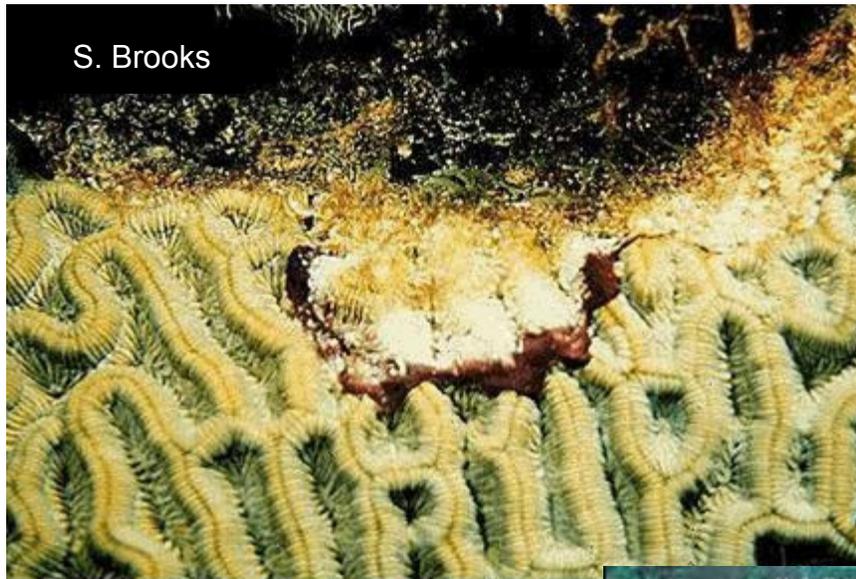
En corales



En abanicos de mar

Banda roja

En corales

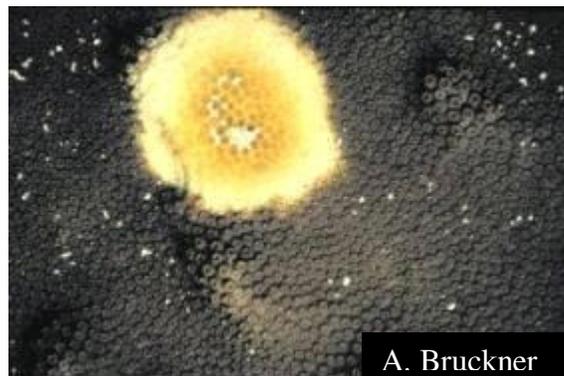


En abanicos de mar

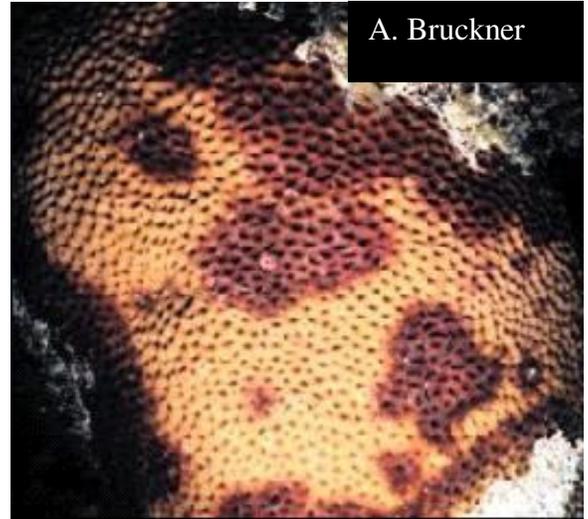
Plaga blanca



Mancha o banda amarilla

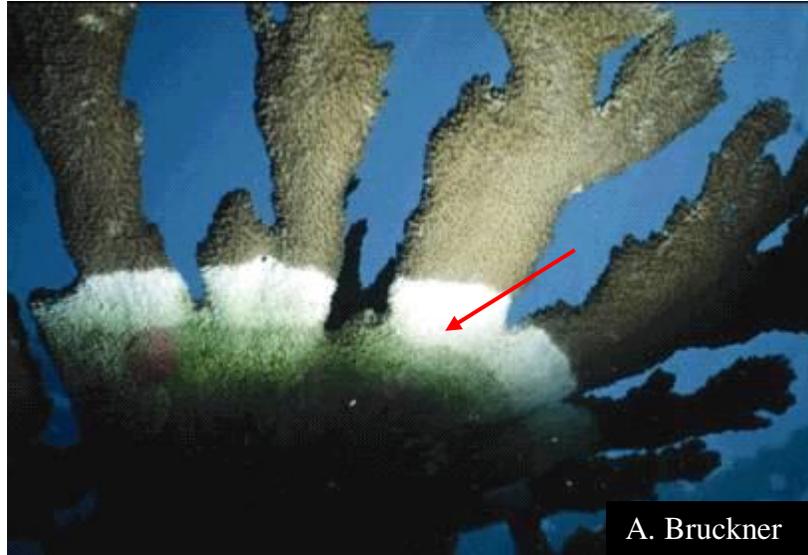


Mancha oscura



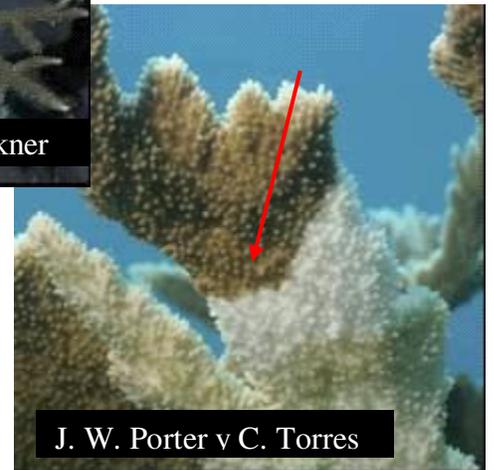
Banda blanca

Tipo I

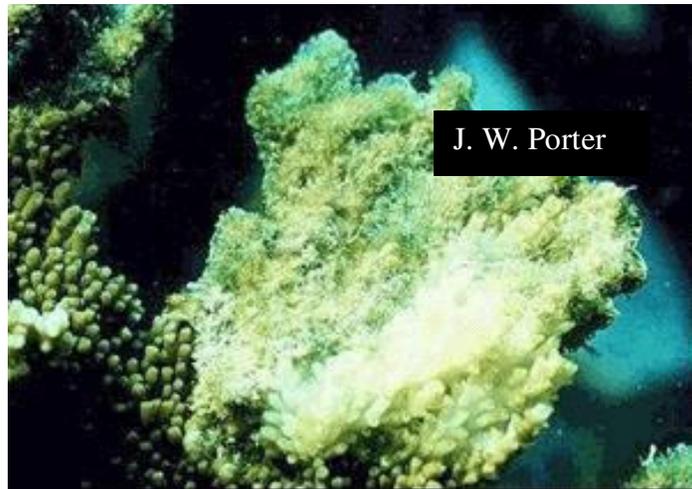
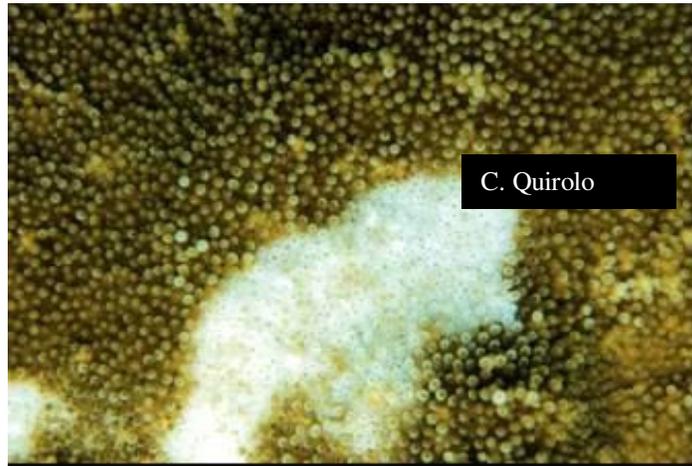


Tipo II

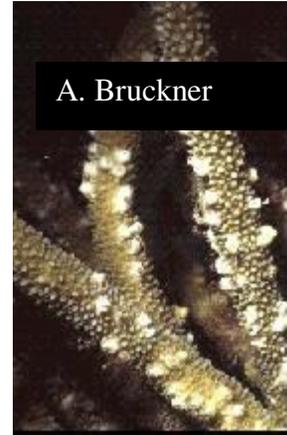
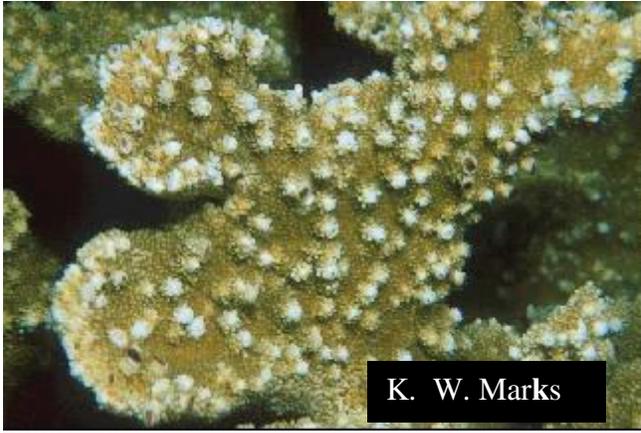
Viruela blanca



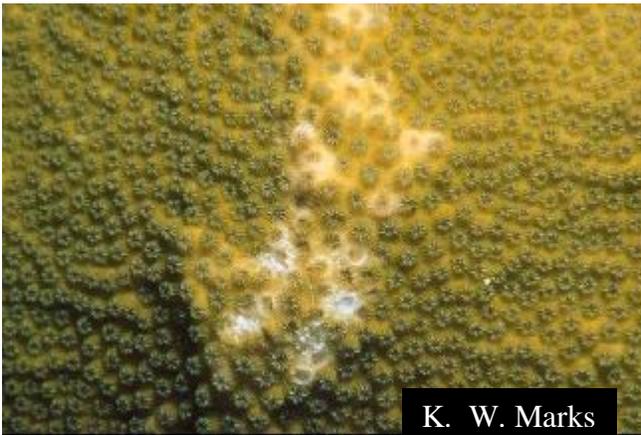
(Serratiois)



Chimeneas de chopitas



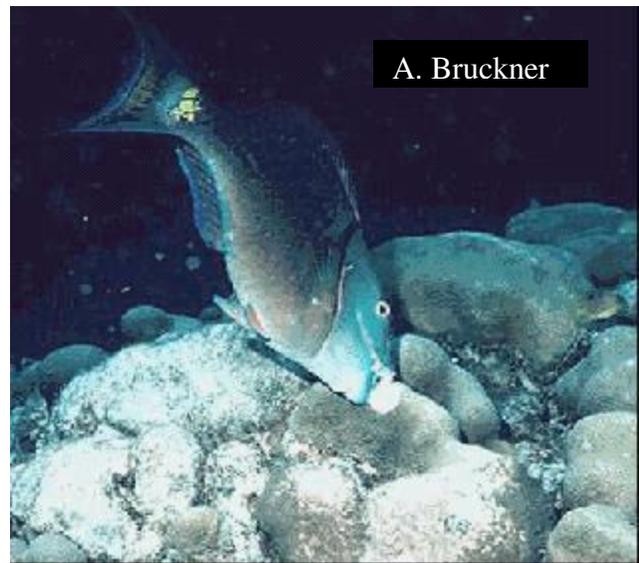
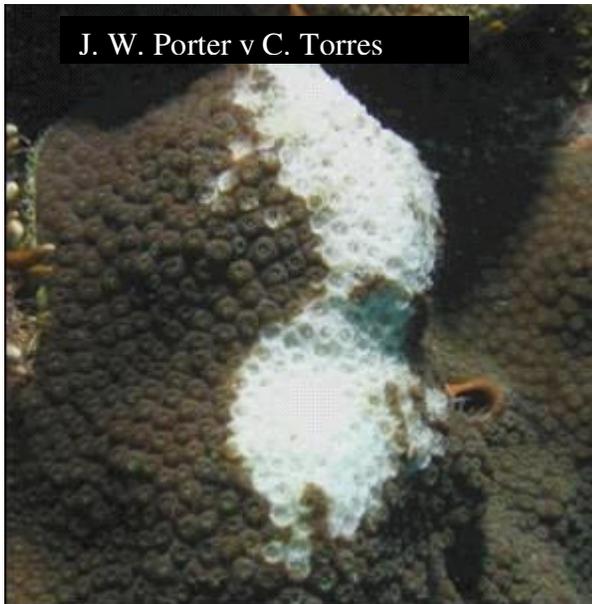
Hiperplasia



Neoplasia



Marcas de consumo por loros



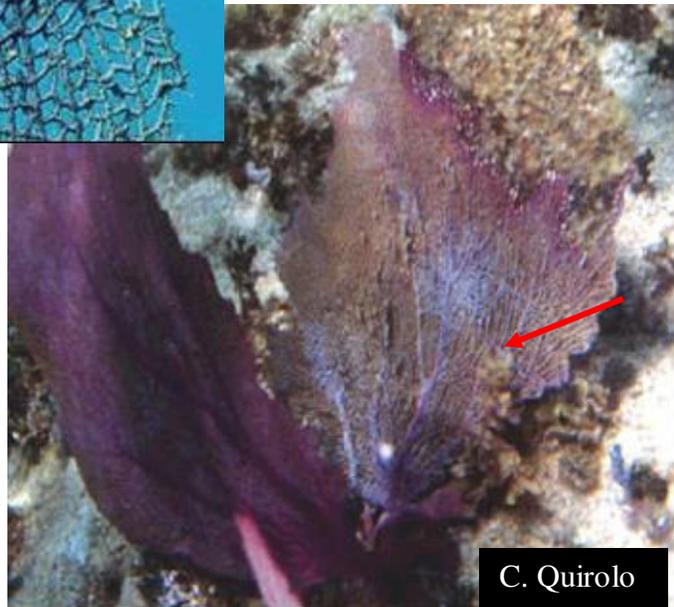
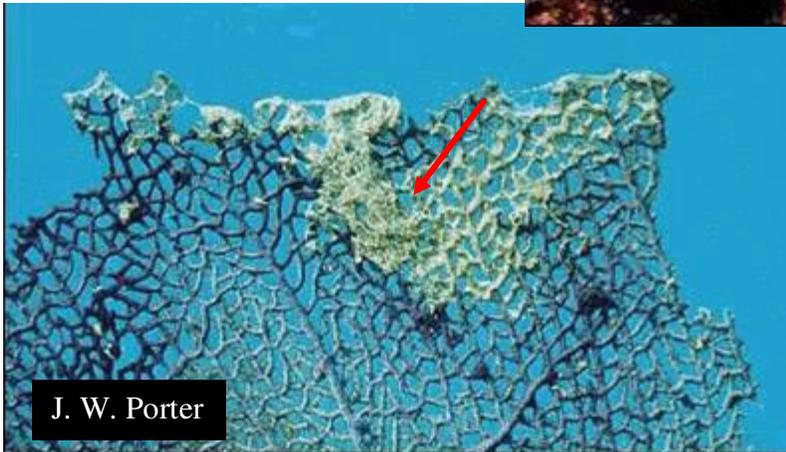
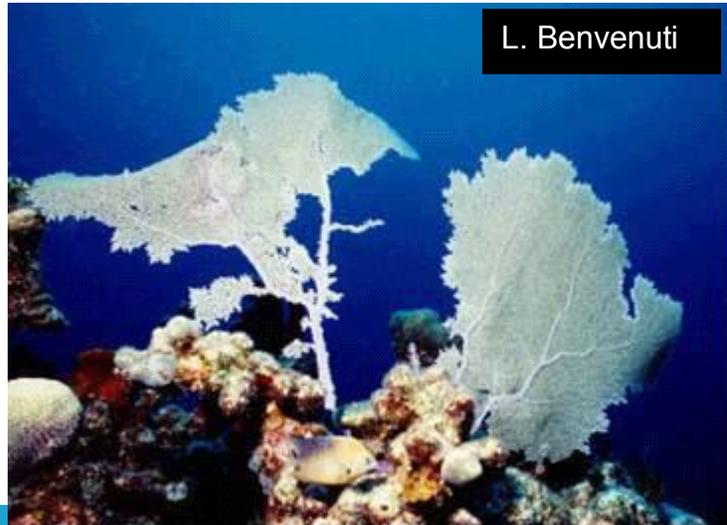
Consumo excesivo por caracol *Coralliophila*



Consumo excesivo por caracol *Cyphoma*



Aspergilosis en abanico de mar



ANEXO 6

ASPECTOS SOBRE ACROPÓRIDOS



Vistas de *Acropora palmata* saludable en una bella cresta de arrecife al sur de Cayo Diego Pérez (frente al faro). Foto: Ken Warren Marks.



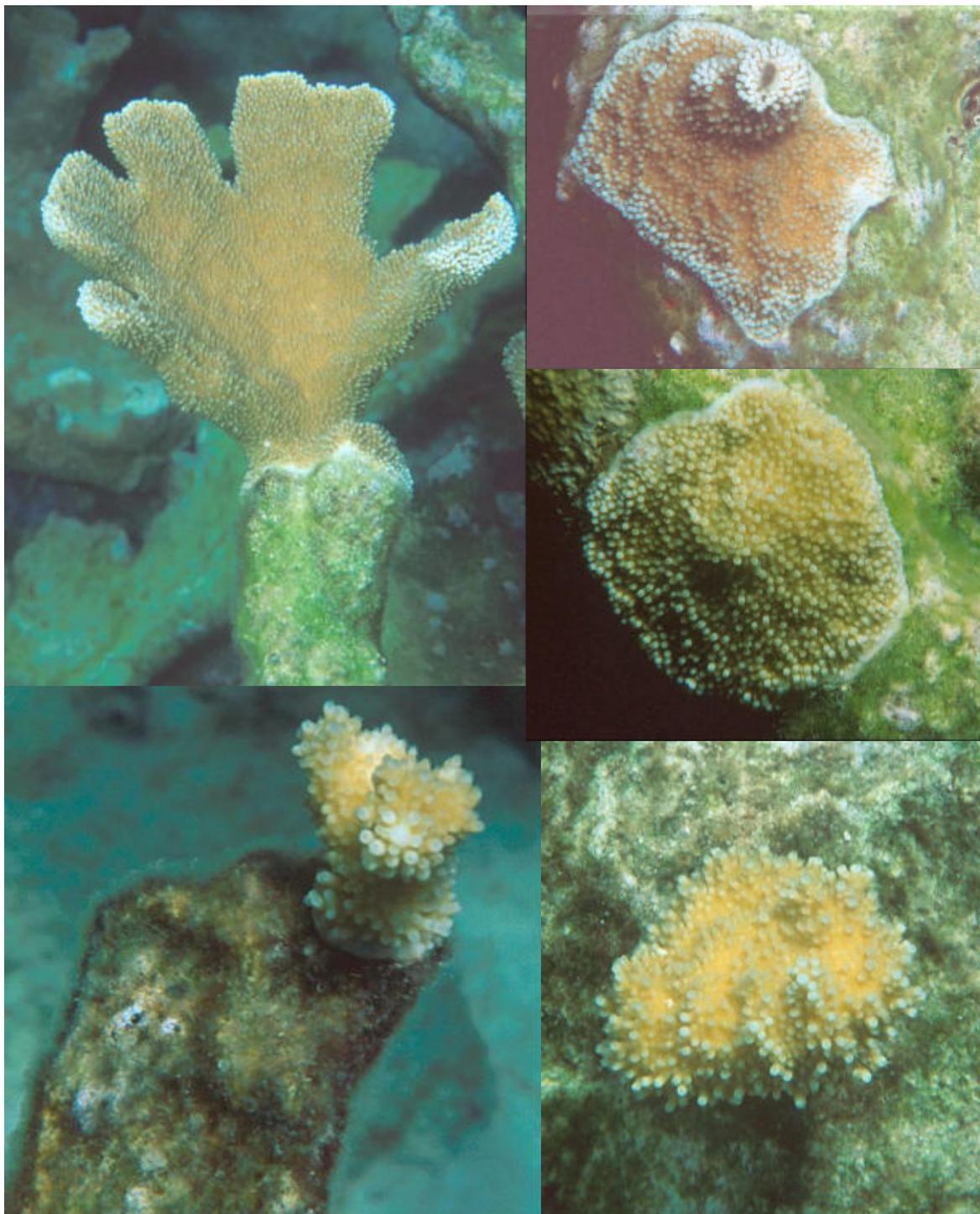
Gran conglomerado de *Acropora cervicornis* saludable. Foto: Ken Warren Marks.



Jardín espectacular de *Acropora prolifera*. Note la forma diferente de ramificación comparada con *Acropora cervicornis*. Se ven algunos orejones al fondo. Foto: Ken Warren Marks.



Corales *Acropora palmata* que han muerto masivamente. Observe las algas incrustantes calcáreas, de color rosado, cubriendo y protegiendo de la erosión a las ramas de los orejones muertos. En la base del orejón de la izquierda se observa recapamiento por tejido vivo (color pardo amarillento). Foto: K. W. Marks.



Reclutas de *Acropora palmata*. Fotos: K. W. Marks.

Métodos para el estudio de la biodiversidad en ecosistemas marinos tropicales de Iberoamérica para la adaptación al cambio climático



Recapamiento de *Acropora palmata*. Fotos: Ken Warren Marks.

LA GEOMÁTICA COMO HERRAMIENTA PARA LA EVALUACIÓN DE ECOSISTEMAS MARINOS Y COSTEROS

**Luz Esther Sánchez-Arias¹, Paul Granado¹, Henio Briceño¹, Martín Dávila¹,
Lenin Parra² y Jon Paul Rodríguez³**

¹ Laboratorio de Protección y Manejo de Cuencas-Centro de Estudios botánicos y agroforestales. Instituto Venezolano de Investigaciones Científicas. ² Universidad Bolivariana de Venezuela. ³ Jon Paul Rodríguez. Laboratorio de Organismos. Centro de Ecología. Instituto Venezolano de Investigaciones Científicas. Email: luchamangle@gmail.com.

INTRODUCCIÓN

La geomática es definida por la Organización Internacional de Estandarización (ISO19100 TC/211) como el campo de actividades que integra todos los medios utilizados para la adquisición y gestión de datos espaciales necesarios (sensores, navegación espacial, SIG) en el proceso de producción y gestión de la información. El uso de sensores remotos es una herramienta útil que ha sido ampliamente utilizada en el monitoreo y creación de mapas de fondos marinos (Mous y Harborne, 1999; Mishra et al., 2005; Green y López, 2007). El monitoreo de ecosistemas requiere cartografiar elementos del paisaje y determinar los cambios surgidos. Los materiales de teledetección (TD) pueden ser utilizados en el monitoreo de las características de la superficie y de los cambios pero la detección de cambios parte de integrar la información histórica existente o la actual levantada en campo, con el estudio de los TD a diferentes resoluciones espaciales y temporales, esta capacidad integradora la brinda la herramienta geomática.

La biogeomática posee un amplio campo de acción en los estudios ecológicos, por ejemplo si se tiene en cuenta que la representación de la diversidad de especies, sea por medio de índices o de gráficos, sólo aplica a la escala espacial que se ha utilizado: nivel local (diversidad α), regional (diversidad γ), (Feinsenger, 2004), una de las ventajas de la herramienta geomática es tener la capacidad de determinar los diferentes tipos de biodiversidad. Es así como, la experiencia obtenida durante la última década ha demostrado que las observaciones espaciales son más útiles cuando se utilizan junto con trabajos supervisados con levantamientos de campo, los cuales permiten calibrar y comprobar la fidelidad de los datos obtenidos, a la par que se pueden crear productos integrales que combinan las mediciones de campo y los materiales de TD con el objetivo de perfeccionar la valoración de los resultados obtenidos. Con ayuda de las tecnologías SIG se pueden crear mapas de las líneas costeras, clasificar la intensidad de los procesos geomorfológicos (erosión y deslizamientos de tierra), crear mapas de clasificación de las zonas costeras, etc. La integración de un sistema de gestión de base de datos y de los sistemas geoinformáticos garantiza la creación de un Sistema de Información Geográfica (SIG) que nos permite generar recursos informáticos (mapas, predicciones, etc), almacenar la información y organizar el acceso a ella.

La geomática se basa en la especificidad de los objetos de investigación en cuanto a que éstos poseen una estricta georreferenciación espacial (poseen coordenadas) y pueden ser visualizados en el mapa con una escala espacial adecuada. Simultáneamente, cada objeto se encuentra descrito por un conjunto de parámetros tanto físicos como espectrales. La adquisición de datos, su almacenamiento, procesamiento y el acceso a ellos constituyen la misión principal de un sistema geoinformático.

Los objetos de investigación se pueden dividir en tipos y se almacenan en diferentes capas (análisis de suelos, manglares, corrientes, régimen de oleaje, etc). Para ello se tiene en cuenta su tipo de expresión geométrica ya sea de superficie (cobertura de coral vivo por ejemplo), lineal (corrientes) o puntual (índices ecológicos, etc). Cada tipo de objeto se describe con ayuda de un clasificador el cual asigna un código por tipo, un estilo de visualización cartográfica y una lista de atributos.

Durante el análisis de los objetos es necesario destacar sus características formales y las fuentes de referencia empleadas. Con base al clasificador y mediante el soporte informático (software) en la base de datos se genera la información descriptiva de las estructuras correspondientes, los objetos pueden ser cartografiados (llevados a mapa) haciendo uso de un directorio de coordenadas geográficas o de los resultados del proceso de levantamiento con ayuda de receptores satelitales o GPS.

El trabajo cartográfico se realiza a través de un sistema geoinformático de base. Todos los cambios se pueden almacenar en un banco único de datos con ayuda de un software cliente especializado para poder relacionar los diferentes estados de un ecosistema con su repuesta espectral y las bandas que lo caracterizan.

Todo lo anterior conlleva a poder caracterizar sistemas a partir de la determinación de la firma espectral asociada a atributos y de poder aplicar esa información en otras áreas donde se carece de información.

Este capítulo no pretende crear expertos geoinformáticos, sino dar a conocer ciertas pautas básicas a tener en cuenta, para poder aplicar clasificaciones sencillas que pueden ser de utilidad en estudios de ecosistemas marinos y costeros.

A continuación de las consideraciones metodológicas se ofrecen los resultados obtenidos con la aplicación del método en dos Casos de Estudios realizados en Venezuela, uno en pastos marinos y el otro en los manglares.

METODOLOGÍA

Definición del objeto de estudio. El uso de sensores remotos ha demostrado ser una herramienta útil para realizar estudios ecológicos, pero es necesario como un primer paso tener claro la escala de estudio (Tabla 1). Esta escala depende del área a ser analizada, los elementos a ser evaluados, y de la salida cartográfica que se requiere.

Por ejemplo para estudiar bosques de manglar se puede aproximar esta escala de estudio:

Tabla 1. Escalas de estudio y aplicaciones (FAO, 1994).

Escalas	Valores	Aplicaciones
Escala muy grande	< 1:5.000	Enumeración de árboles, ubicación de drenajes
Escala grande	1:5.000 a 1:10.000	Inventarios
Escala media	1:10.000 a 1:30.000	Tipos de bosques –planes de manejo
Escala pequeña	1:30.000 a 1:60.000	Mapas topográficos, estudio entre bosques
Escala muy pequeña	1:60.000	Inventarios regionales

Determinación de las resoluciones espaciales y espectrales a utilizar. Una vez determinada la escala de estudio a partir de la pregunta o acción que se requiere emprender se debe determinar el tipo de imagen a utilizar. En la actualidad existen una serie de instituciones que brindan sus productos a costos accesibles incluso de forma gratuita, cada imagen satelital posee características tanto espectrales como espaciales que deben ser examinadas antes de su uso, estas características deben ser útiles para la escala y tipo de estudio que se requiere realizar. También, antes de disponer de una imagen satelital, se tiene que tener en cuenta la fecha de la misma, pues para el caso de objetos altamente cambiantes se debe escoger imágenes tomadas de forma reciente o planificar los trabajos de campo para solicitar imágenes por petición. Por ejemplo, el exoesqueleto de una colonia coralina no varía de la misma forma que una enfermedad coralina, por lo tanto al momento de solicitar una imagen se debe tener en cuenta su fecha, una imagen de 5 años de antigüedad puede ser más útil para el estudio de cabezas coralinas que para el estudio de enfermedades.

Resolución espacial: Gracias a las distintas órbitas que describen los satélites, a las diversas alturas a las que orbitan y a sus diferentes campos de visión y resolución espacial, las imágenes captadas permiten realizar análisis de la superficie terrestre a distintas escalas y con distintos niveles de detalle. La escala espacial en una imagen está dada por el tamaño del pixel.

Resolución espectral: Las diferencias entre el tono o el color entre objetos y su ambiente pueden ayudar a su identificación. El ojo es el sensor con el que el ser humano percibe la información, sin embargo se encuentra limitado a la región espectral del visible (0.4 a 0.7 μm). Por el contrario, los sensores que viajan a bordo de los satélites artificiales suelen ser multiespectrales e, incluso, hiperspectrales. Esto significa que son capaces de registrar el comportamiento de los objetos de la superficie de la tierra en diversas longitudes de onda, desde la región del visible hasta las distintas bandas invisibles (infrarrojo próximo, medio y térmico) y de las microondas. Las reflectancia de los objetos de la superficie terrestre en cada banda espectral son grabadas en bandas distintas. Se pueden realizar composiciones en color, combinando tres bandas, a las cuales se les asigna los colores primarios azul, verde y rojo (RGB en inglés). La combinación de las bandas resultante no necesariamente es un reflejo de lo que percibe el ojo humano del objeto de estudio (falso color), pero puede servir para resaltar objetos, por este motivo es necesario conocer el objeto de estudio, su color, composición etc y la información existente sobre sus valores de reflectancia (en caso de existir), para determinar el rango de banda que se requiere para la escogencia de la imagen (Tabla 2).

Tabla 2. Banda espectral de los sensores óptico-electrónicos de Percepción Remota y posibles aplicaciones de su información (M.Y. Zhilenev)

Banda espectral Long. de onda μm	Aplicaciones de la información satelital
Azul visible 0,42-0,55	Aplicaciones oceanográficas, correcciones atmosféricas de datos satelitales de PRT, en particular en el cálculo de determinados índices de vegetación.
Azul visible 0,45-0,52	Visualización de costas, batimetría, depósito de sedimentos traídos por corrientes marinas o eólicas; diferenciación de suelo de vegetación, flora foliar de conífera, cartografía de tipos de bosques, detección de instalaciones o estructuras hechas por el hombre. Esta banda no sirve mucho para valorar la vegetación y la radiación espectral de bosques coníferos, no obstante, en ella se fragmentan muy bien las estructuras rocosas (por ejemplo, esquistos, fosfatos, evaporíticas, evaporitas), la luz de color azul se dispersa bastante en esta banda, y a veces en la banda 2, es decir, en el verde visible. Los efectos atmosféricos tienen su mayor aporte en la región visible del espectro – más del 70% de la radiación dispersa pertenece precisamente a la zona de la banda espectral Band 1.
Verde visible 0.53-0.60	Esta porción corresponde a la máxima reflectancia de la vegetación verde (saludable) y se emplea en tasación forestal. También se usa en la identificación de objetos artificiales de un terreno y en la cartografía de concentraciones de sedimentos y depósitos en aguas turbias. Tiene mejor aplicación en la detección de estructuras rocosas ricas en hierro bivalente que en las de hierro trivalente.
Rojo visible / Red 0,63-0,69	Diferenciación de diferentes tipos de vegetación, pues en esta porción se encuentra la banda de absorción clorofílica. El desplazamiento espectral de esta banda puede emplearse para determinar diferentes tipos de especies vegetales. Esta banda también se usa para determinar los bordes de terrenos y la creación de contornos geológicos (yacimientos minerales, minerales hierro, campos de petróleo), objetos artificiales. Su uso es preferible para el estudio de estructuras rocosas y de suelos ricos en hierro, específicamente el trivalente.
Infrarrojo cercano 0,76-0,90	Banda muy particularmente sensible a la cantidad de biomasa representada en las escenas tomadas. Es útil para identificar suelos y cultivos agrícolas, valorar cosechas, determinar las líneas costeras de objetos acuáticos sobre terreno (según el contraste entre el agua y el suelo). El valor máximo de intensidad de radiación de la clorofila de la vegetación saludable se presenta en la curva del «borde rojo» según la diferencia entre las señales de las bandas 3 y 4 del espectro. La vegetación contaminada por productos petroleros también puede mostrar un corrimiento mensurable en el «borde rojo». La relación de señales en el rango de bandas de la 1 a la 5 nos muestra la relación de contenido entre el hierro bivalente y el trivalente en ausencia de vegetación.
Infrarrojo de onda corta 1,55-1,75	Banda sensible al contenido de agua en la vegetación y en los suelos, cuya valoración es muy útil en la etapa de fructificación, de estudio de sequías e investigación del estado de salud de las plantas. La sustancia que contiene agua entrega una señal de valor inferior a cualquier material seco. En este rango del espectro en las partes libres de vegetación se diferencian los correspondientes óxidos de hierro que contienen las estructuras rocosas y los suelos, generalmente en esta banda se reflejan excelentemente las estructuras rocosas. Esta banda es una de las pocas en las que se puede diferenciar las nubes de la nieve y el hielo (una señal pequeña es muestra de nieve, una intensa - de nubes).
Infrarrojo medio 2,08-2,35	Esta porción es importante en la identificación de los tipos de estructuras geológicas. Fue seleccionada debido a su capacidad de diferenciar estructuras montañosas, zonas hidrotermales que hayan sufrido cambios, así como para otras investigaciones geológicas. En esta porción del espectro los materiales ricos en silíceo, el polvo atmosférico y los suelos descubiertos a menudo provocan una señal de salida de alto nivel. Esta porción es importante en la determinación de bordes de los suelos y del nivel de humedad de los suelos y de la vegetación.
Infrarrojo térmico o de onda larga 2,08-2,35	Región del IR térmico utilizada para determinar la temperatura de la superficie subyacente y la intensidad de la energía térmica de los objetos. Esta porción del espectro sirve para valorar las cosechas en cuanto a detección y análisis de las cargas sufridas por la vegetación, la utilización de insecticidas y para determinar su contaminación térmica. Puede utilizarse en la determinación de

En caso de no existir información a través de la herramienta se puede determinar la firma espectral, en este capítulo se muestran dos casos de estudio uno con fanerógamas marinas y otro con manglar, donde la firma se determina.

Una vez determinada la expresión de color más idónea y la resolución espacial requerida se debe proceder a la búsqueda de las imágenes satelitales que cumplen con los requisitos espaciales y espectrales.

Corrección de las imágenes satelitales de acuerdo a sus características de procesamiento.

Una vez seleccionada la imagen es importante el nivel de procesamiento que se requiere. El nivel de procesamiento está enmarcado en el tipo de correcciones a las que ha sido sometida la imagen. Una imagen de satélite está sometida a una serie de interferencias que hacen que la información que se quiere obtener aparezca perturbada por una serie de errores, por ejemplo: fallos en los sensores, generan píxeles incorrectos (corrección radiométrica), alteraciones en el movimiento del satélite y el mecanismo de captación en los sensores, generan distorsiones en la imagen global (corrección geométrica) e interferencia de la atmósfera, alteran de forma sistemática los valores de los píxeles (corrección atmosférica).

- Corrección radiométrica. La corrección radiométrica implica la restauración de líneas o píxeles perdidos y por otra la corrección del bandeo de la imagen.

- Píxeles o líneas perdidas: Si se ha perdido el valor de algún píxel la solución más simple sería estimarlo como la media de los valores del mismo píxel en las líneas anterior y posterior (no es recomendable utilizar los píxeles contiguos de la misma línea por que han sido captados por el mismo detector que ha dado el fallo, por tanto son poco fiables).

- Bandedo: El fenómeno del bandedo se debe a una mala calibración entre detectores y resulta especialmente visible en las zonas de baja radianza (zonas marinas por ejemplo). El resultado es la aparición periódica de una banda más clara u oscura que las demás. Para corregir el bandedo se asume que, en caso de no haber error, los histogramas obtenidos por cada uno de los detectores serían similares entre sí y similares al histograma global de la imagen que se toma como referencia.

- Georreferenciación y corrección geométrica de imágenes de satélite: Una imagen de satélite, al igual que las fotografías aéreas, no proporciona información georreferenciada; cada píxel se ubica en un sistema de coordenadas arbitrario de tipo fila-columna como los que manejan los programas de tratamiento digital de imágenes. El proceso de georreferenciación consiste en dar a cada píxel su localización en un sistema de coordenadas estándar (UTM, coordenadas geográficas, etc) para poder, de este modo, combinar la imagen de satélite con otro tipo de capas en un entorno SIG. Tras la georreferenciación se obtiene una nueva capa en la que cada columna corresponde con un valor de longitud y cada fila con un valor de latitud. En caso de que la imagen no hubiese sufrido ningún tipo de distorsión, el procedimiento sería bastante sencillo, sin embargo una imagen puede sufrir diversos tipos de distorsiones.

- La forma y parámetros de estas funciones dependen fundamentalmente del tipo de enfoque que se escoja para realizar la georreferenciación. Existen fundamentalmente dos métodos. El primero, la corrección orbital, modela las fuentes de error y su influencia. Para ello es necesario conocer con precisión tanto las características de la órbita del satélite como las del sensor. El segundo es un enfoque empírico que modela la distribución de errores en la imagen utilizando puntos de control.

- El primero es más automático conociendo la información necesaria y las ecuaciones de transformación, aunque falla cuando aparecen errores aleatorios; es el que se suele suministrar cuando los datos se piden georreferenciados. El segundo es más simple en cuanto a su formulación y corrige mejor los errores aleatorios, su inconveniente es que es más trabajoso. El método de los puntos de control no deja de ser un procedimiento de regresión, pero requiere de precisión en la localización de estos.

- Uno de los principales elementos que introducen errores en la georreferenciación son los cambios bruscos de altitud dentro de una imagen. Generalmente puede disponerse de un Modelo Digital de Elevaciones (MDE), es decir una capa raster o de superficie que contiene en cada celdilla su valor de altitud. En el caso de las zonas marinas y las costas planas este error se minimiza.

- Ortocorrección: Es un proceso de corrección geométrica de la imagen basado en el modelo digital de elevación (MDE), cuando se hacen modificaciones para una distorsión geométrica considerable que puede ser causada por un terreno, la geometría de la cámara y errores en los sensores. La ortorrectificación es casi siempre necesaria para que los productos de salida sean de alta precisión, excepto cuando se tiene un territorio plano (superficie marina) o cuando se usan imágenes nadir. La precisión de las coordenadas del plano en ortofoto depende de la exactitud de los datos de referencia y el MDE utilizados en el proceso de su construcción. Para trabajos de mucha precisión no es conveniente utilizar imágenes ortorectificadas comercialmente porque los modelos de elevación que utilizan son muy bruscos.

- Corrección Atmosférica. La corrección radiométrica trata de corregir problemas mecánicos en el sensor que generan valores erróneos en píxeles concretos y la corrección geométrica ubica los píxeles en el espacio geográfico corrigiendo las posibles distorsiones. Por su parte la corrección atmosférica trata de evaluar y eliminar las distorsiones provocadas por la influencia atmosférica (vapor de agua, oxígeno, dióxido de carbono, el metano, el ozono, las moléculas de dispersión de aerosoles y partículas de polvo) la cual introduce en los valores de radianza que llegan al sensor desde la superficie terrestre a través de la radiación electromagnética en el rango infrarrojo cercano, incluyendo los sensores de la vista vertical o inclinada. Por tanto se va a basar en modelos físicos más complejos que los modelos estadísticos utilizados anteriormente. El primer paso es convertir los Niveles Digitales (ND) almacenados por

el sensor en valores de radianza. La radianza recibida por el sensor no es exactamente la radianza que procede del suelo. Esta resulta por un lado es reducida por la absorción atmosférica y por otra incrementada por la radianza introducida por la propia atmósfera (dispersión), es decir que la radiación que llega al sensor es la procedente del suelo multiplicada por la transmitividad de la atmósfera en camino ascendente más la radianza aportada por la dispersión atmosférica. La corrección de la imagen para eliminar el efecto de la atmósfera resulta especialmente necesaria para:

- Calcular determinados índices entre bandas cuya distorsión debida a la atmósfera es diferente
- Calcular variables deducibles directamente de la radianza mediante modelos de tipo físico
- Estudios temporales, ya que la distorsión atmosférica cambia de unos días a otros
- Mientras menor sea el nivel de procesamiento más económica puede ser la adquisición de la imagen, este tipo de imágenes son ideales en trabajos donde se requiere de precisión espacial y se tienen los software para su procesamiento. La adquisición de imágenes con mayor procesamiento ahorra trabajo, pero hay que tener en cuenta que son más costosas y que son realizadas con procedimientos más bruscos que muchas veces alteran la precisión.

Levantamiento en campo de los polígonos de análisis para determinación de firma espectral. Para este paso se requiere conocer la escala espacial de la imagen (puntos anteriores), para calcular el área mínima de muestreo que debe ser cubierta para determinar la información espectral o la variación espacial. La regla general es escoger por lo menos 10 pixeles como área mínima de trabajo. El uso de receptores satelitales de posicionamiento global (GPS) de navegación es suficiente para la delimitación de las áreas de trabajo se realizan para estudios de escala mayores a 1:30000, sin embargo si se quiere una mayor resolución espacial es necesario el uso de gps de doble frecuencia.

La demarcación con GPS de navegación se debe realizar recorriendo los contornos con la función “track” determinada a 0,4 seg de toma lo cual asegura un número suficiente de puntos consecutivos para poder determinar contornos. La demarcación debe adicionalmente estar sustentada por puntos de control o waypoint y con fotografías. Al seleccionar las áreas de trabajo y sus límites es necesario eliminar aquellas zonas de transición o ecotonos.

Depuración y vectorización de los polígonos de trabajo para ser utilizados como áreas espectrales. Normalmente, al realizar tracks pueden suceder imprevistos que obligan a detener la marcha, o a desviarse del contorno a determinar. Estos cambios hacen que la forma se vea alterada por eso es necesario que se registren en las libretas de campo y se asocien a un punto control. Cuando hay nubes es posible que se pierda la señal y el contorno presente líneas fraccionadas en forma de rectas, todo esto hace que antes de ser utilizado como áreas tipo para la determinación de sus características , estos polígonos de trabajo se depuren, se eliminen las interferencias, se revisen los puntos. Existen softwares sencillos que pueden aplicarse para la depuración de estos tracks.

Creación de base de datos con atributos que caractericen el objeto de estudio. La creación de un polígono de trabajo debe ir acompañada de una base de datos asociada para crear un sistema de información geográfica (SIG) que pueda relacionarse a una repuesta espectral. Si se están haciendo trabajo de campo apoyado por fotointerpretación es fundamental tener las fotos asociadas a un punto georeferenciado y tener en el caso de la costa el ángulo de toma y para caso de fondos marinos las fotos se deben tomar paralelas al fondo.

Cada información recopilada requiere como parte fundamental que esté asociada a un punto geográfico y que pueda ser percibida por la escala espacial asociada a la imagen, por ejemplo una cabeza de coral no es posible de identificar por una imagen que tiene una resolución espacial de 10m, pero zonas conformadas principalmente por muchas cabezas de coral es posible que sean identificadas. Con la información recopilada, se realiza un matriz donde cada punto georeferenciado se le asigna un atributo relacionado con el objeto de estudio.

Aplicación de análisis estadísticos para ordenación de la información recopilada de forma directa o indirecta. Con el fin de determinar el grado de similitud entre los polígonos de trabajo ya sea a nivel espectral o a nivel de sus atributos.

Los polígonos de trabajo levantados en campo, servirán como polígonos tipo para determinar la firma espectral. Esta firma se calcula a través de estadística básica que contienen software especializados tanto comerciales como de libre acceso. Los histogramas espectrales brindan información importante para caracterizar espectralmente los polígonos de trabajo. La información espectral por cada banda de cada polígono de trabajo puede ser comparada con otros polígonos a fin de determinar similitudes.

El análisis clúster es útil para determinar los diferentes grupos que deben ser tenidos en cuenta en el momento de realizar una clasificación.

Clasificación. Se puede hacer de forma supervisada a través del uso de los polígonos de trabajo (equivalente a regiones de interés o "ROIS") o a través de árboles de decisión. La precisión de una clasificación depende de la calidad de información generada en los polígonos de trabajo levantados en campo y de la coherencia existente entre la información levantada y la escala utilizada.

Una vez realizada la clasificación es necesario realizar una matriz de confusión la cual compara de forma aleatoria la clasificación realizada con información levantada en campo, la matriz señala aquellas clasificaciones que fueron correctas, y las incorrectas e incluye los elementos que fueron confundidos en la clasificación. La información es dada en porcentaje. Se asume que una clasificación con más del 80% de aciertos es una buena clasificación.

A continuación se ilustra la aplicación de esta metodología en dos casos de estudios realizados en Venezuela.

CASO DE ESTUDIO 1

DISTRIBUCION ESPACIAL DE FANEROGÁMAS EN LAS ZONAS INSULARES DE VENEZUELA

Las fanerógamas o pastos marinos son angiospermas monocotiledoneas acuáticas se distribuyen a nivel global desde las zonas templadas hasta los trópicos. Se conocen 12 géneros y 47 especies. Para Venezuela se mencionan 8 especies a lo largo de los 3.964 km de línea de costera, incluyendo su presencia en las zonas insulares del país, como es el caso del área estudiada Archipiélago los Roques (Vera, 2008).



Foto 1. Fanerógamas presentes en las zonas insulares de Venezuela.

Definición del objeto de estudio

La zona de estudio fue el archipiélago de los Roques as praderas de fanerógamas de las áreas insulares de Venezuela. La hipótesis planteada era ver si era posible realizar un mapeo de praderas de fanerógamas en zonas muy someras y con transparencia superior a los 10m, utilizando una imagen sin canal azul.

Determinación de las resoluciones espaciales y espectrales a utilizar

El muestreo exploratorio realizado en un sector del Archipiélago de los Roques, mostró que las praderas de fanerógamas tenían más de 1000m², luego una resolución espacial 1:30.000, podía dar información con suficiente detalle. Se decidió elegir el sensor SPOT 5 multiespectral con 10 metros de resolución espacial y con una resolución espectral, que cuenta con 4 bandas que van desde b1. 0.500-0.590, b2. 0.610-0.680, b3. 0.780-0.890 y b4.0.1580-0.1750 μm (Fig. 1). De estas bandas se decidió emplear solo las 3 primeras, para el análisis de fondo marino.

Para responder a la hipótesis planteada, se delimitó el estudio a praderas de fanerógamas a una profundidad máxima de 4m. Se determinó que por tratarse de fanerógamas el color verde (longitud de onda 0,53-0.60 μm) era el color que debía prevalecer en la clasificación y que la bandas 2 y 3 podrían ser de gran ayuda para la clasificación.

NETWORK Directory			
Sequence number	Item	Type	Description
1		FULL_SCENE	5 658-326/2 10/01/27 14:46:47 2 J Level 1A SAT 2

Figura 1. Metada de la imagen SPOT 5 año 2010 empleada, con nivel de procesamiento 1A.

Corrección de las imágenes satelitales de acuerdo a sus características de procesamiento. Se emplearon imágenes con nivel de procesamiento 1A SPOT 5 del año 2010 para el análisis espectral (Fig. 2).

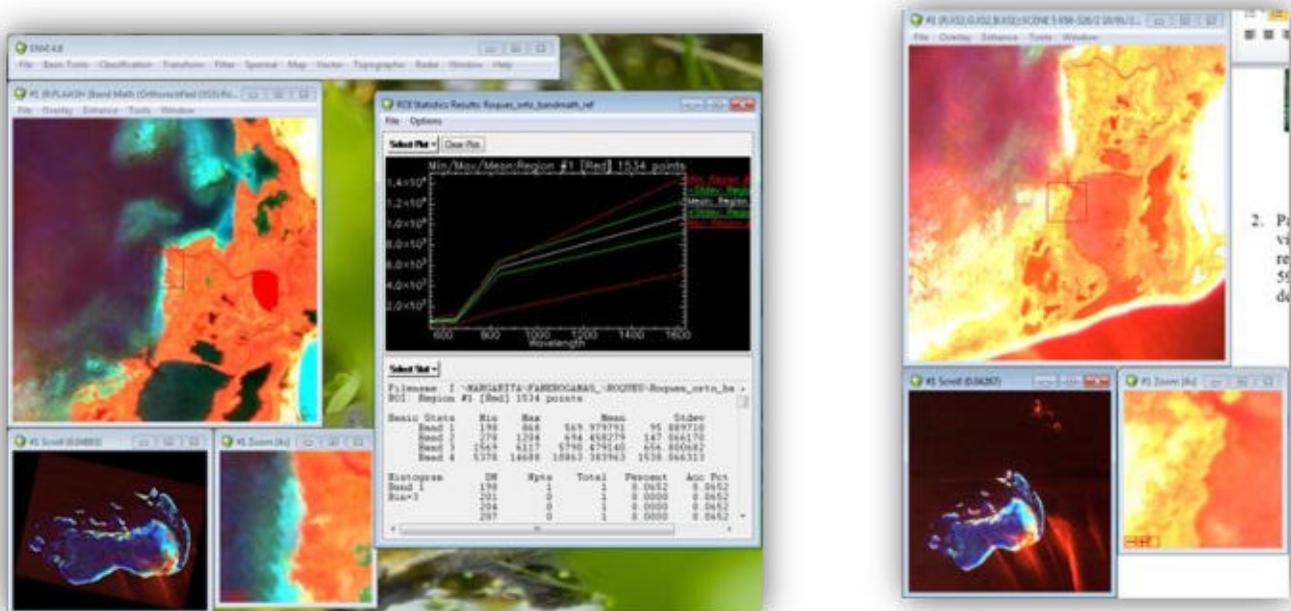


Figura 2. Imagen SPOT 5 sin procesar (izquierda) y ya Procesada (derecha) con el Histograma Espectral

A todas las imágenes empleadas se les realizó el proceso de corrección de relieve y la atmosférica (Fig. 3) antes del análisis espectral de los polígonos obtenido en campo.

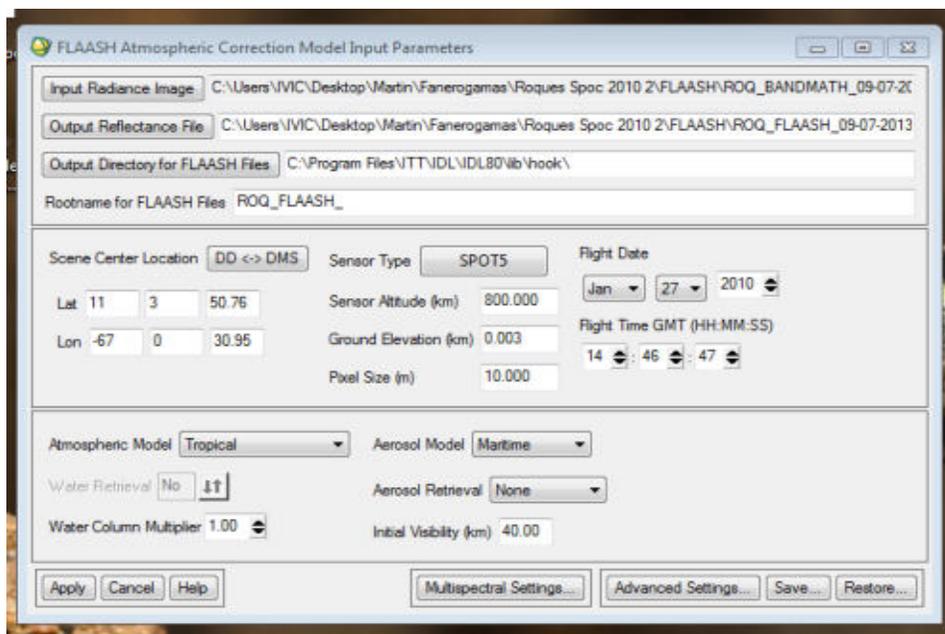


Figura 3. Módulo FLASSH para la corrección atmosférica.

Levantamiento en campo de los polígonos de análisis para determinación de firma espectral. El área mínima para ser muestreada fue determinada en 1000 m² de longitud. Se seleccionaron al azar un total de 80 praderas a las que se les hicieron recorridos con snorkel por la superficie utilizando la función TRACK de un GPS Garmin 76Sx, Se anotó y se georeferenciaron las zonas dónde la composición de las praderas cambiaba y se tomaron fotografías acuáticas de soporte lanzando cada 2 metros cuadrantes de 1m².

Depuración y vectorización de los polígonos de trabajo para ser utilizados como áreas espectrales. La información de los GPS fue descargada en el programa TrackMaker, para ser depurada, dejando únicamente las líneas correspondientes a los track levantados en campo y los waypoint agregados a lo largo del mismo (eliminando los recorridos en la embarcación). Luego la información fue vectorizada y exportada al programa ENVI 4.8 donde se empleó para crear las regiones de interés (ROI) que posteriormente se utilizó para analizar los valores espectrales (Fig. 4).

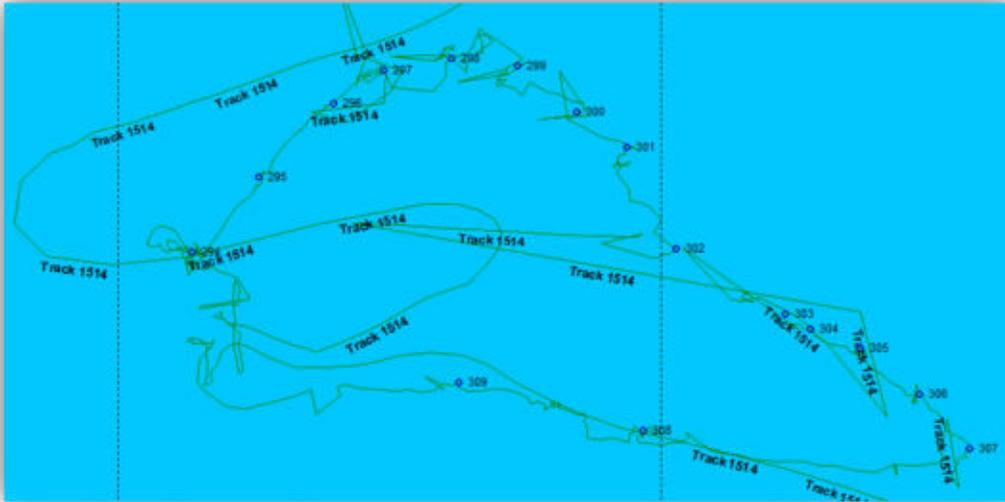


Figura 4. Información levantada en campo depurada.

Creación de base de datos con atributos que caractericen el objeto de estudio. Con la información procesada y depurada se creó la base de datos con atributos que describen la composición de las zonas muestreadas y los cambios observados dentro de estas. Para esto se utilizaron los apuntes tomados en campo y las fotografías de cada waypoint agregado (Fig. 5).

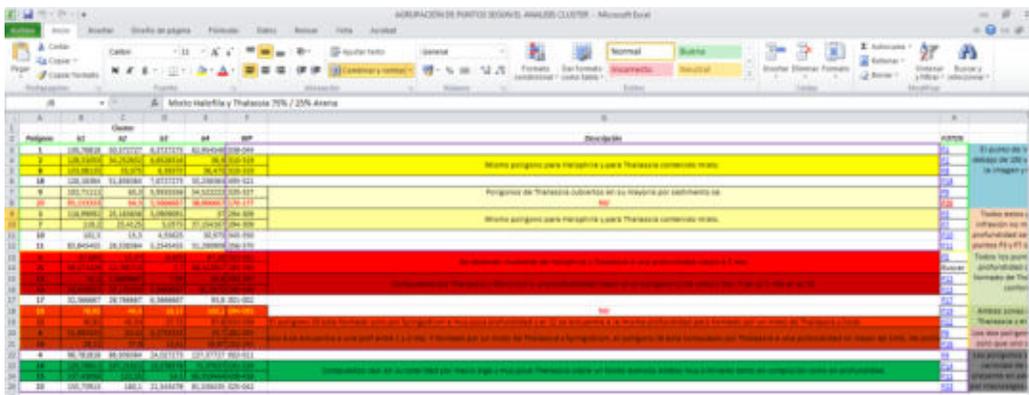


Figura 5. Base de datos con atributos.

Aplicación de análisis estadísticos para ordenación de la información recopilada de forma directa o indirecta. Después de ordenar la información y tener la base de datos se realizó estadística básica (porcentajes resultantes del análisis de las cuadratas colocadas en campo, y los valores espectrales obtenidos de los polígonos de trabajo. Se realizó un análisis CLUSTER para agrupar los valores similares y así afinar la firma espectral (Fig. 6).

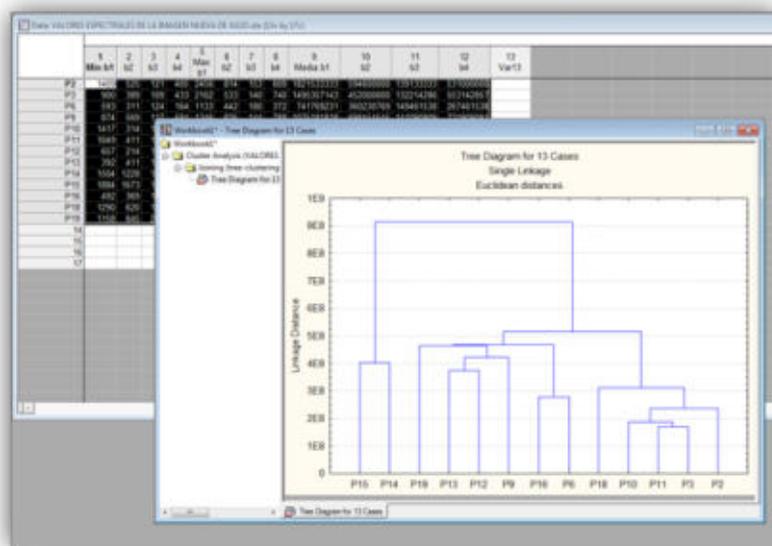


Figura 6. Resultados del CLUSTER para la clasificación de los polígonos de acuerdo a la composición de especies

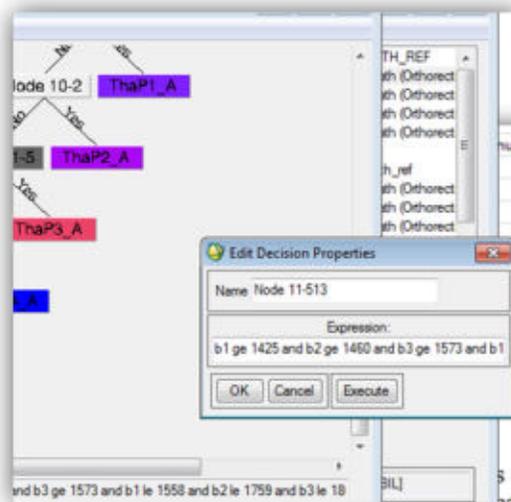


Figura 7. Creación del árbol de decisión con los polígonos agrupados

El árbol de decisión (Fig. 7) fue creado con los valores espectrales de los polígonos de trabajo agrupados por el cluster resultantes del análisis estadístico previo, que permitieron unificar y disminuir el número de nodos resultantes del árbol. Para la creación de cada uno de los nodos que conforman el árbol de decisión se eligió solo el valor máximo y mínimo de las tres primeras bandas, mezclando en algunos casos los valores máximos y mínimos de polígonos de trabajo muy similares para mejorar la precisión de la firma.

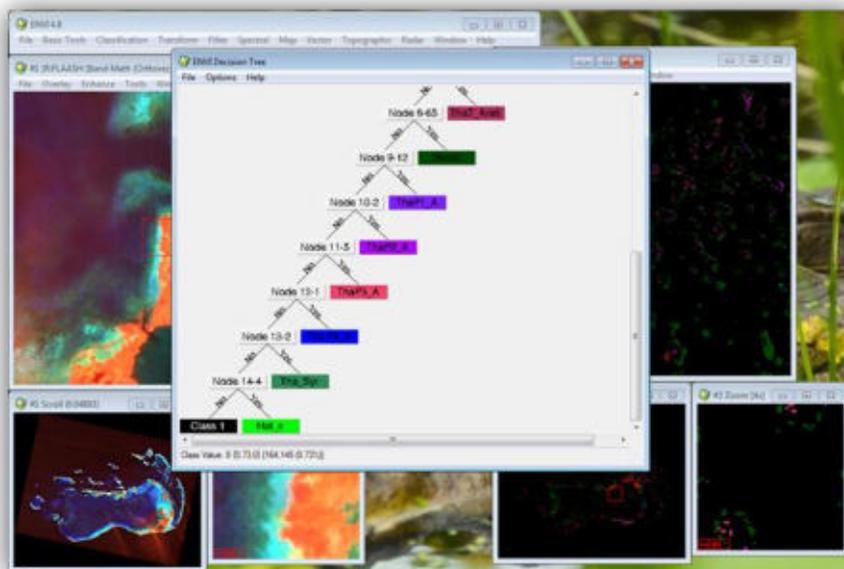


Figura 8. Árbol de decisión de las fanerógamas de las zonas insulares de Venezuela.

Una vez obtenida de la firma espectral y luego de ejecutar el árbol de decisión (Fig. 8), esta fue vectorizada para exportarla a un programa especializado para obtener la salida cartográfica de las islas muestreadas. Al realizar la matriz de confusión se determinó que la firma tuvo diferentes respuestas de precisión de acuerdo al tipo de fanerógama, teniendo mayor precisión en aquellas praderas de *Halófila stipulácea*. (84,89%) (Tabla 4).

Tabla 4. Resultados de la Matriz de Confusión

	H. stipulacea	T. testudinum	Mix-Fane-Mc, Mix-Fane-Are	TOTAL
H. stipulacea	84,89	15,77	13,79	23,71
T. testudinum	9,348441926	49,50	45,00	42,74
Mix-Fane-Mc,Alg	5,76	22,91	41,21	21,85
Mix-Fane-Are	0	11,81	0	32,44592346
TOTAL	100	100	100	100

Las islas sobre la cual se corrió el árbol de decisión obtenido a partir del archipiélago Los Roques y Las Aves, fueron: La Orchila, La Tortuga y la Blanquilla. Para esto se tomó en cuenta que todas las imágenes fuesen SPOT 5 con nivel de procesamiento 1A del año 2010. Se obtuvo una precisión del 84,8 %, con lo que se pudo demostrar que la hipótesis fue acertada dependiendo del tipo de fanerógama, es posible que por las características de color (verde brillante) que presenta *Halofila stipulacea*, la ausencia de la banda azul no sea un impedimento para su detección (Fig. 9).

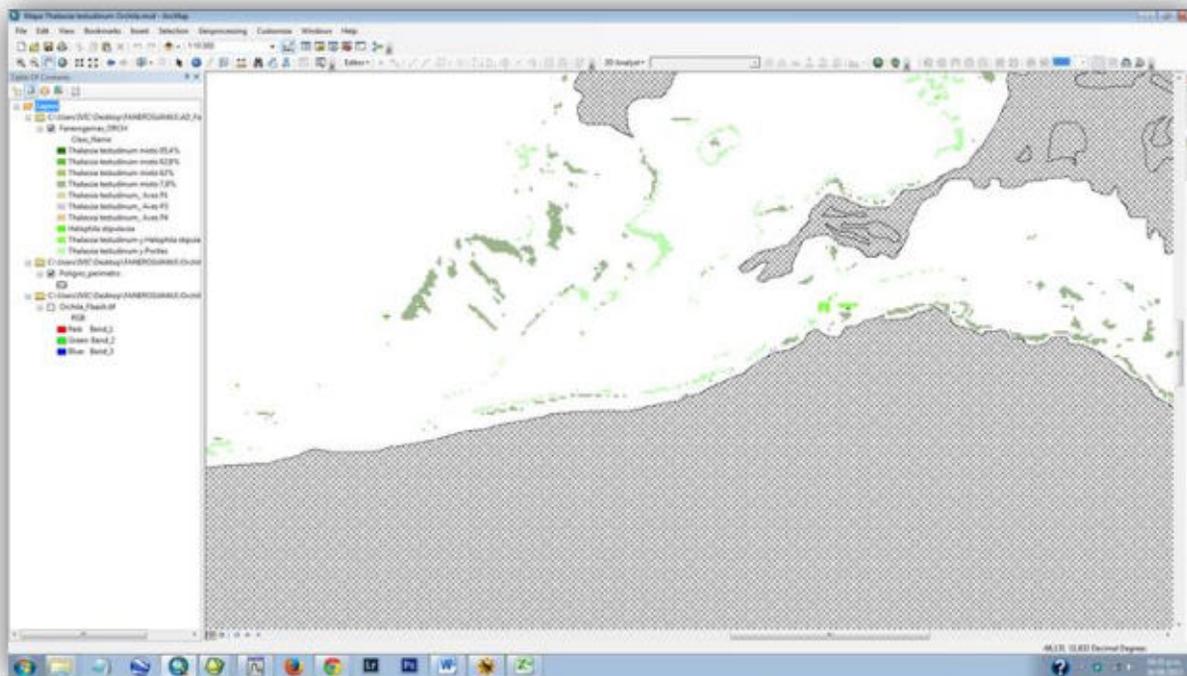


Figura 9. Salida cartográfica presentada en ArcMap.

CASO DE ESTUDIO 2

DISTRIBUCIÓN DE ÁREAS DE MANGLAR EN ÁREAS INSULARES DE VENEZUELA UTILIZANDO HERRAMIENTAS GEOMÁTICAS

Los bosques de manglar de Venezuela están conformados principalmente por *Rhizophora mangle* (Rm), *Avicennia germinans* (Ag) y *Laguncularia racemosa* (Lr), especies distribuidas a lo largo de los 3964 km de costa continental y sus islas. El objetivo fue determinar la distribución y la composición de los distintos bosques de manglar presentes 5 zonas insulares, correspondientes al: archipiélago los Roques, archipiélago de Aves de Sotavento y Barlovento, archipiélago de la Orchila, Isla La Blanquilla e isla la Tortuga (Mar Caribe Venezolano), mediante el análisis de los patrones de las curvas espectrales en histogramas, análisis estadísticos de clústeres y el método de clasificación por árbol de decisión.

Para lograr el objetivo planteado fue necesario seleccionar, para el proceso de clasificación por árbol de decisión, dos áreas de estudio tipo (arch. los Roques e Isla Tortuga) debido a que se tenía información más detallada y completa sobre los ecosistemas de manglar en dichas zonas.

Se emplearon imágenes satelitales multiespectrales del sensor SPOT 5 del período 2008-2010, con un nivel de procesamiento 1A (solo corrección radiométrica), cuya resolución espectral es de 10 m (tamaño del pixel). Se comprobó que el uso de estas imágenes representa una herramienta idónea gracias a que el rango espectral de sus cuatro canales espectrales permite la separabilidad de las firmas de los bosques de manglar (Fig. 10)

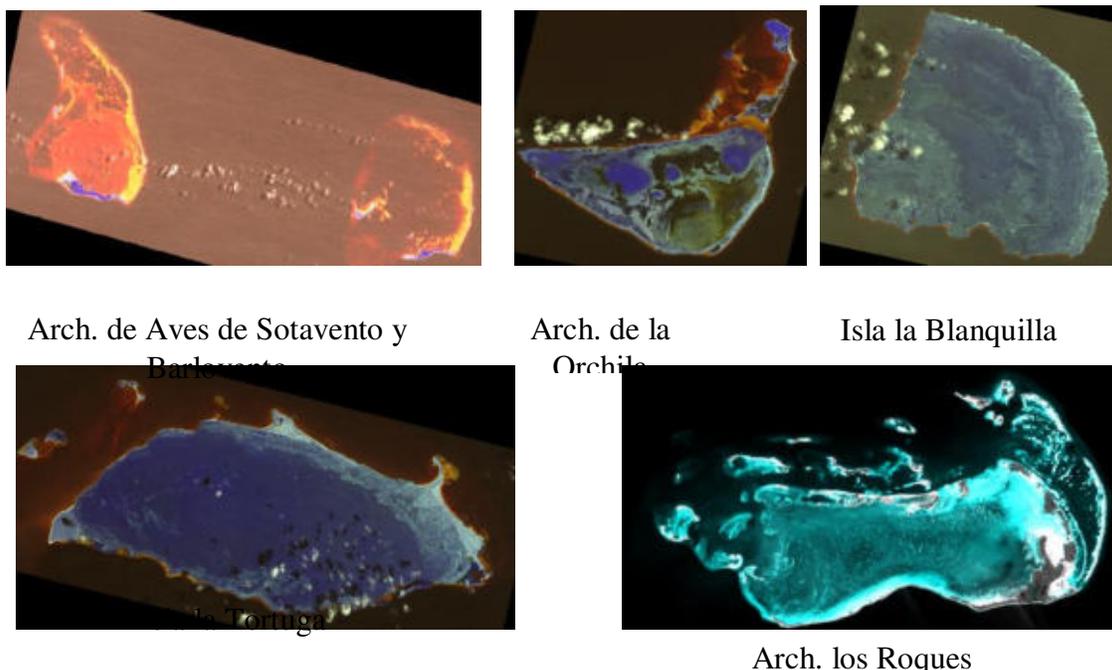


Figura 10. Imágenes satelitales SPOT 5 Multiespectrales de las áreas de estudio.

Se emplearon transectos de 100 m de longitud tomando en consideración 10 m a cada lado, cubriendo un área total de 2000 m², cumpliendo con los requerimientos mínimos de muestreo para el uso de este tipo de imágenes que es de 10 píxeles, es decir 1000 m². Todo esto teniendo en cuenta que se trabajó a una escala 1:50.000.

Posteriormente se efectuó la corrección de relieve u ortorectificación, la cual permite disminuir las posibles distorsiones geométricas causadas por el terreno, la geometría de la cámara y los errores del sensor. Para aplicar la ortorectificación se utilizó un Modelo Digital de Elevación (MDE) de 90 m. Una vez ortorectificada la imagen se procedió a efectuar la corrección atmosférica para eliminar los diferentes efectos influenciados por la atmosfera tales como: vapor de agua, oxígeno, dióxido de carbono, metano, ozono, moléculas de aerosoles dispersos, partículas de polvo, etc.



Figura 11. MDE 90 metros (23-10 y 24-10) zona costera e insular venezolana; 1. arch. De aves de Sotavento y Barlovento; 2. arch. Los Roques; 3. arch. La Orchila; 4. Isla la Tortuga; 5. Isla la Blanquilla.

Cabe destacar que los procesos tanto de corrección atmosférica como los de ortorectificación pueden ser aplicados mediante el uso de cualquier software especializado que incluya dentro de sus funciones matemáticas este tipo de módulos de procesamiento de imágenes, siguiendo de forma estricta el protocolo asignado para cada tipo de sensor.

Se hicieron recorridos a pie y se levantaron 336 polígonos de entrenamiento utilizando puntos de control y la función tracking de GPSs. Se trabajó con coordenadas geográficas con el datum WGS84 del mundo, el cual representa un sistema de referencia sencillo de utilizar. Se registró además la descripción in situ de la composición y la dominancia de especies de cada polígono, haciendo además un registro fotográfico vinculado a los puntos de control y el track.

Una vez obtenida la información de campo, se cargaron los datos vectoriales y se procedió a la depuración quedando solo la información relevante de polígonos patrón útiles para determinar la firma espectral, los cuales fueron vectorizados manualmente tomando en cuenta las anotaciones de campo.

Se crearon polígonos (Fig. 12) partiendo de información espacial de campo se efectuó sobre la imagen SPOT, de esta forma la interface nos permitió conocer la información espectral (valores de brillo de sus cuatro canales) sitio-específica de cada uno de estos lugares de muestreo.

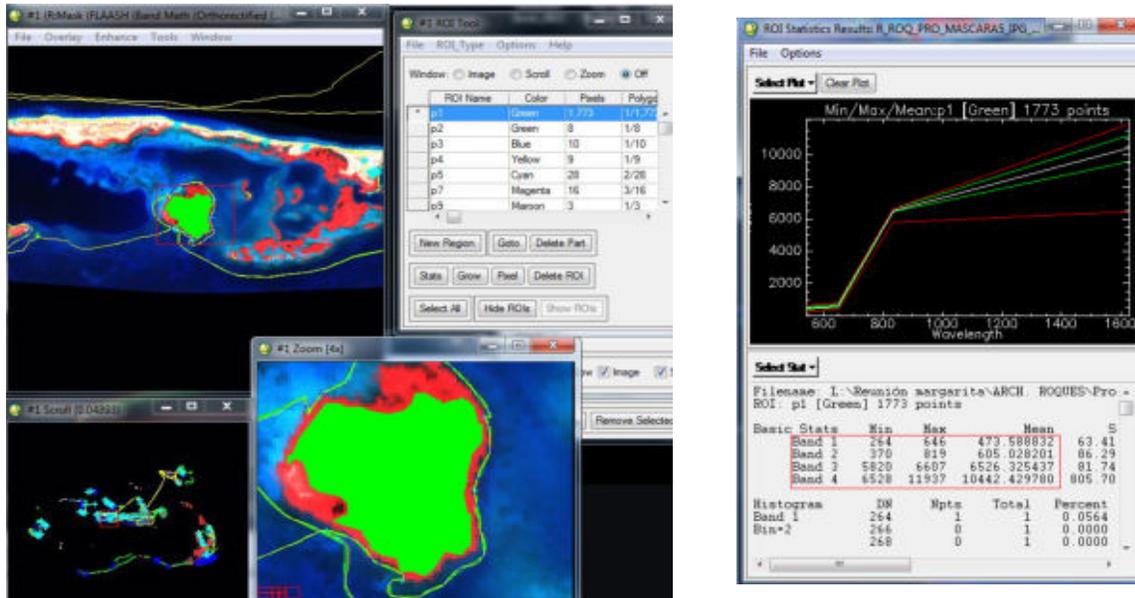


Figura 12. Derecha: Imagen satelital: creación de polígonos a partir de puntos de control y tracks. Izquierda: Histograma, determinación y sustracción de valores espectrales (mínimos, máximos, media y desviación estándar) de los polígonos.

Se creó una base con atributos donde se especificó la ubicación espacial (coordenadas X y Y), las especies presentes y la dominancia en los polígonos de entrenamiento (Tabla 5) . De igual forma se vinculó la información del registro fotográfico durante la fase de campo a las bases de datos para verificar las anotaciones de campo y poder determinar la composición de los polígonos digitales creados para las firmas espectrales.

Tabla 5. Base de datos: identificación del polígono de entrenamiento, ubicación espacial (coordenadas X y Y), puntos de control, composición de especies, dominancia y valores mínimos y máximos de brillo.

ID Polígono	Y	X	Pto.Control	Especies	Dominancia	Mínimos				Máximos			
						b1	b2	b3	b4	b1	b2	b3	b4
R1	1307968,96	760005,069	632-636	Rm	Rm	264	370	5820	6528	646	819	6607	11937
R2	1306205,41	760525,653	626	Rm	Rm	566	661	6307	10503	787	953	6579	14065
R3	1308125,55	760551,87	521-522	Rm, Ag	Rm	518	590	5361	6985	889	957	6672	10459
R5	1308891,65	760618,892	308	Ag	Ag	618	886	5371	13460	954	1325	6301	16758
R13	1305742,21	760718,897	468	Rm, lr	Rm	877	1204	4217	13640	1165	1737	6617	13542
R18	1305283,35	760653,277	361	Ag	Ag	426	655	5530	9417	560	893	6536	10436
R19	1308820,6	761747,152	232	Ag	Ag	577	811	5822	9919	1249	1434	6529	11549
R20	1309523,15	762038,161	358	Rm	Rm	423	518	3943	6786	877	755	6555	10150
R24	1309515,25	761962,109	244	Ag	Ag	275	718	2319	6899	443	864	4143	8121
R26	1309494,46	761916,361	242-243	Rm/Ag	Rm/Ag	220	518	2023	4048	488	847	3357	5883
R27	1309518,09	761905,42	223-224	Ag	Ag	392	562	6135	10538	459	692	6536	11353
R28	1309515,11	761901,032	227-229	Ag	Ag	442	655	5367	9824	661	911	6536	11047
R32	1309528,51	761801,871	349	Rm	Rm	551	964	3556	5318	950	1413	5044	6935

La vinculación entre la información espacial y las fotografías fue posible utilizando la hora del track (hora:minuto:segundo) y la hora de la toma fotografías (hora:minuto).

Luego de haber definido los polígonos de muestreo, se realizó una selección de 32 polígonos clasificados como bosques tipo (sitios de muestreo con información geoespacial representativa) y se aplicó un análisis estadístico de clústeres basado en los valores mínimos y máximos de brillo para determinar similitudes entre de las firmas espectrales de los polígonos (Fig. 13).

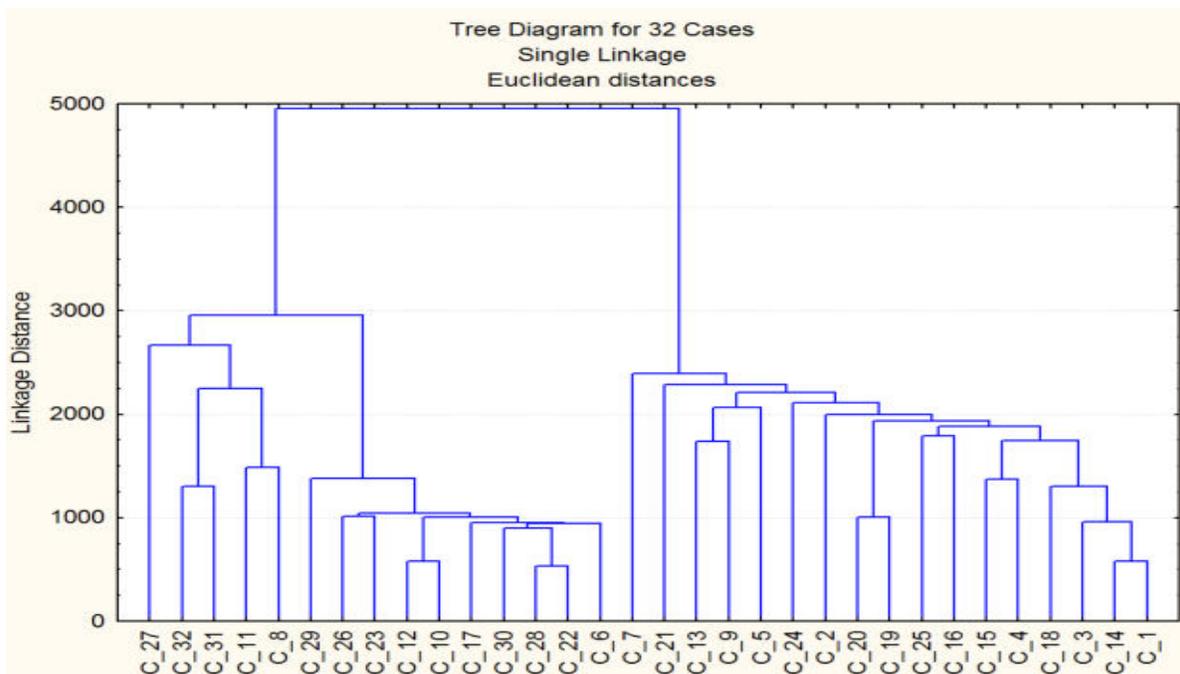


Figura 13. Resultados del análisis Clúster

Se realizó un análisis detallado del patrón espectral de los histogramas para conocer el comportamiento de los polígonos y su composición.

Posteriormente se realizó la clasificación por árbol de decisión. Este método representó una herramienta útil, gracias a que permitió la creación de algoritmos matemáticos básicos partiendo de la información espectral de la imagen de satélite. Se fundamenta en la introducción de rangos espectrales (mínimos y máximos de brillo) exactos para la clasificación de áreas. Una vez corrido el árbol de decisión en las dos primeras áreas de estudio escogidas, se ejecutó para el resto de las áreas de estudio (arch. de Aves de Sotavento y Barlovento, isla La Blanquilla y arch. de la Orchila) y luego se procedió a la vectorización de la información raster generada para ser cartografiada (Figs. 14, 15 16 17 y 18).

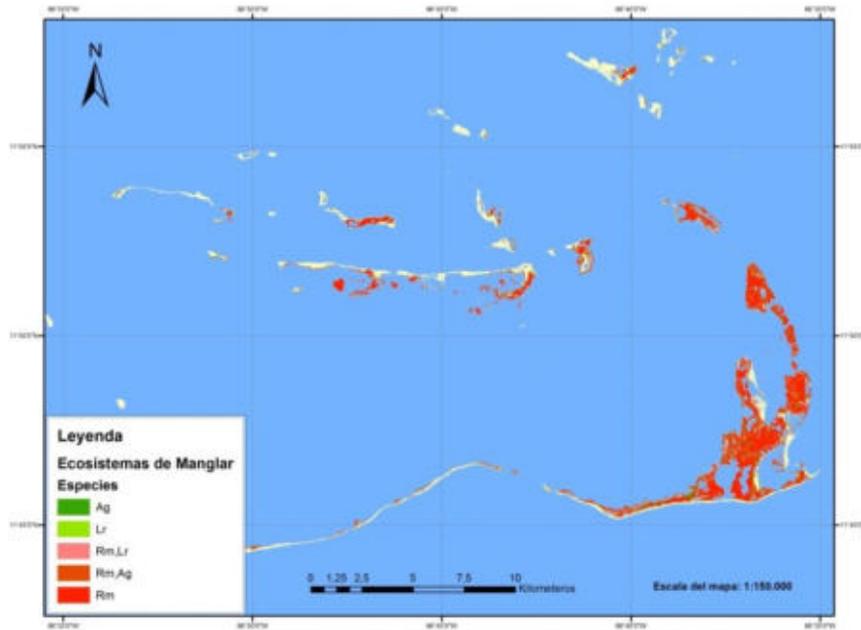


Figura 14. Mapa de ecosistemas de manglar del archipiélago los Roques.



Figura 15. Mapa de los Ecosistemas de manglar isla la Tortuga.

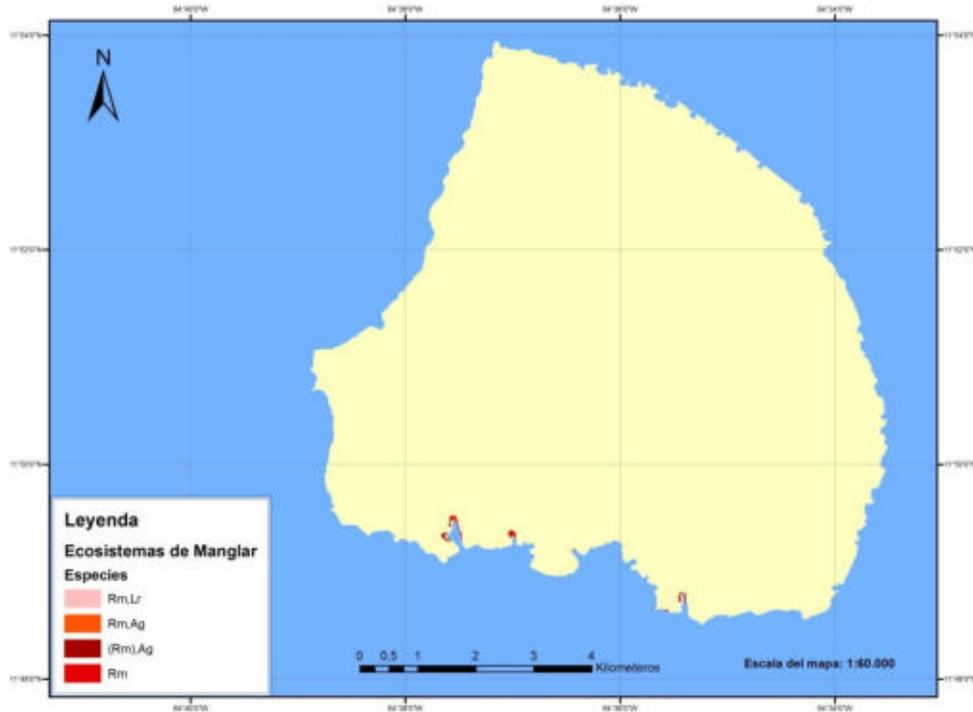


Figura 16. Mapa de ecosistemas de manglar de isla La Blanquilla

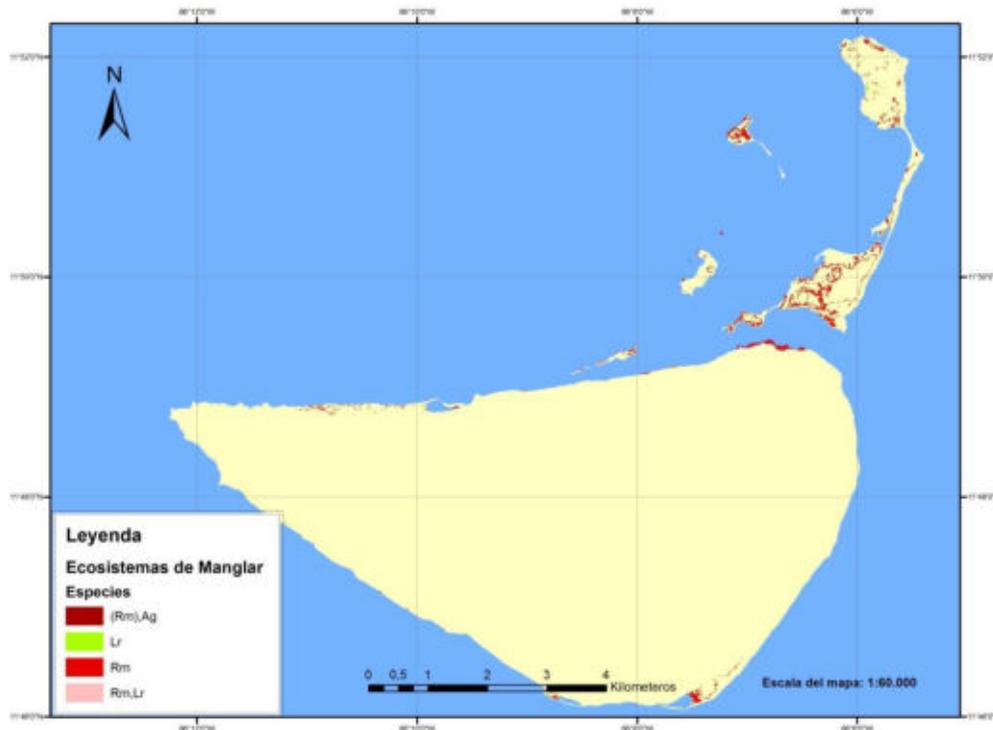


Figura 17. Mapa de ecosistemas de manglar del archipiélago de la Orchila.

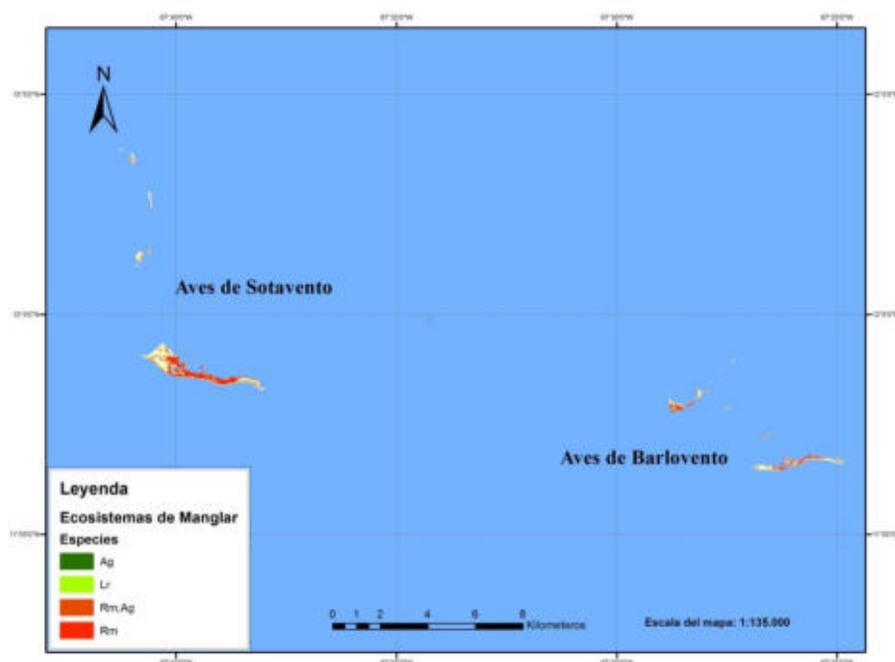


Figura 18. Mapa de ecosistemas de manglar del archipiélago de Aves de Sotavento y Barlovento.

BIBLIOGRAFÍA

- FAO (1994). Mangrove forest management guidelines. Roma, Italia.319 p.
- Feinsenger, P. (2003). *El diseño de estudios de campo para la conservación de la biodiversidad*. Editorial FAN. Sta Cruz de la Sierra.Bolivia.252 p.
- Green, K., López, C. (2007). Using object-oriented classification of ADS40 data to map the benthic habitats of the State of Texas. *J. Photogram. Eng. Rem. Sens.*73: 861-865
- Mishra, D.R., Narumalani, S., Donald, Rundquist. Lawson, M. (2005). *High-resolution ocean color remote sensing of benthic habitats: a case study at the Roatan Island, Honduras*. IEEE Trans.Geosci. Rem. Sens. 43 43, No, 7, July 2005.
- Mous, P.J., Harborne, A.R. (1999). Development of a systematic classification scheme of marine habitats to facilitate regional management and mapping of Caribbean coral reefs. *Biol. Cons.* 88: 155-163.
- Vera, B. (2008). *Contribution of Seagrass Ecosystems to the Venezuelan Coastline Vegetation. Restoration and Utilisation*, 65-67. En: H. Lieth, M. García y B. Herzog, editores. *Mangroves and Halophytes: Restoration and Utilisation*. Springer, Dordrecht, The Netherlands.
- Zhilenev, M. Y. (Sin fecha). Enfoque general sobre aplicación de datos multiespectrales de Observación Remota de la Tierra (ORT) y sus posibles combinaciones durante el proceso digital de imágenes. Centro espacial estatal científico-productivo "M. V. Jrunichev, 11 p.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen por el financiamiento al Convenio Belarus-Venezuela (proyecto Desarrollo de tecnologías geoinformáticas para la valoración de los riesgos ecológicos y el pronóstico de cambios del ambiente provocados por la erosión en zonas costeras) y al Convenio Cuba-Venezuela (proyecto Diagnóstico de áreas de Manglar de Venezuela), a la Armada Bolivariana de Venezuela, a la Dirección de Hidrografía y Navegación, al Comando Naval de Operaciones, y a los Guardacostas del Archipiélago de la Orchila, Roques, Aves de Sotavento y Barlovento , Isla Tortuga por todo el apoyo prestado, a los pescadores de la zona Chipi, Atilio y José Julián por los conocimientos brindados. Y a Pablo Velozo, Eduardo Barreto, María Barreto, Gonzalo Medina y Augusto Ruiz, por el apoyo brindado en la recopilación de datos durante las salidas de campo y a Elluz Lobo por la ordenación de las bases de datos.

MÉTODOS RÁPIDOS PARA LA EVALUACIÓN, MONITOREO Y REHABILITACIÓN DE MANGLARES

Francisco J. Flores Verdugo¹, D. Benitez-Pardo² y J. M. Kovacs³

¹ Unidad Mazatlán. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología. Universidad Nacional Autónoma de México. Avenida Joel Montes Camarena s/n, apartado Postal 811, Mazatlán 82040, Sinaloa, México. ² Facultad de Ciencias Marinas. Universidad Autónoma de Sinaloa. ³ Dept. Geography. Nipissing University. Ontario. Canada. Email: ffverdugo@gmail.com.

INTRODUCCIÓN

La importancia ecológica y económica de los ecosistemas de manglar como su elevada productividad primaria ha sido ampliamente reconocida por diversos autores (Odum, 1971, Tomlinson, 1986, Clough 1992, Twilley *et al.* 1992, Saenger, 2002).

Aunque ha sido reconocida la vinculación de los manglares con las pesquerías (Heald 1971, Turner 1991, Mumby *et al.* 2004) es uno de los ecosistemas más amenazados del planeta. Se estima a nivel mundial un aumento en la pérdida de los manglares del 1% a 1.5% en los últimos 20 años, es decir el 30% de los manglares se han perdido en los últimos 20 años. Diversas causas han provocado el deterioro de los manglares donde destacan principalmente el desarrollo de la camaronicultura, la expansión portuaria, urbana y turística, la ampliación de la frontera agropecuaria, los dragados internos, fragmentación por bordos carreteros e indirectamente por el asolvamiento de los humedales por la erosión cuenca arriba, la desviación de agua dulce y control de las inundaciones y sedimentos por las presas, las descargas de contaminantes puntuales y no puntuales por los agroquímicos de la planicie costera, la erosión de playas y dunas por las presas, espigones y escolleras, la afectación de los arrecifes de coral y recientemente a factores relacionados, como se pronostica, al cambio climático como el ascenso del nivel del mar y el aumento en la frecuencia de huracanes nivel 5.

Por otro lado, se ha tomado cada vez más conciencia de la importancia de éstos humedales, lo que ha derivado en diversas legislaciones para su conservación y manejo sustentable, declaratorias de reservas naturales como de compromisos internacionales para su conservación y manejo sustentable como la Convención Ramsar, la Red Hemisférica de Aves Migratorias y muchas otras.

Algunos países incluso han iniciado el proceso de revertir esta tendencia con programas de restauración a gran escala principalmente en Asia como en Australia, Tailandia, Malasia, Vietnam, Indonesia, Bangladesh y algunos casos en América donde destaca Colombia, EUA (Florida), Cuba, México, Panamá y otros países (Field, 1996, Heliodoro-Sánchez *et al.*, 1998 y 2004, Agraz-Hernández *et al.* 2007). Sin embargo hay que considerar que el mejor y más económico manejo de los manglares radica en su conservación y en particular, por ser ecosistemas abiertos, en la conservación de su hidrología en términos de aportes de agua dulce e influencia por las mareas.

El presente trabajo pretende dar algunas herramientas básicas, relativamente sencillas de implementar y de baja a media tecnología que puedan realizar las comunidades locales (el “ciudadano científico” ó “pescador científico”) con su conocimiento local (etnociencias), con la supervisión de alguna institución educativa e investigación e instituciones responsables del manejo de recursos naturales. El propósito consiste en evaluar el estado de conservación del manglar, el monitoreo de parámetros indicadores de su tasa de recuperación o degradación como algunos principios básicos para su manejo y restauración. Este último enfocado a la restauración hidrológica a través de la manipulación hidrológica en base a la microtopografía y construcción de terrazas y canales rústicos. También dar algunos lineamientos metodológicos para evaluar a los manglares como trampas de Carbono.

ESTRUCTURA FORESTAL DEL MANGLAR

Con el propósito de obtener una clasificación del bosque de manglar en términos de estructura forestal, se recurre, de estar disponibles, a fotografías aéreas ó imágenes de satélite y recorridos terrestres de verificación a lo largo del sistema hidrológico donde se ubican los manglares (lagunas costeras, esteros y venas de marea, marismas, playas y dunas).

Se seleccionan las zonas más representativas del bosque de manglar en base a su tipo fisonómico (ribereño, borde, cuenca y sobrelavado).

Existen diferentes métodos para determinar la estructura forestal en términos de densidad y áreas basales absolutas y relativas, descritos por Cintrón-Molero y Schaeffer (1984). En este caso se describe el método de los cuadrantes centrados a un punto de referencia (point centered quarter method) descrito por Cottam y Curtis (1974) y modificado para manglares por Cintron-Molero y Schaeffer (1984).

Este método evalúa además de la estructura forestal su porcentaje de mortalidad para su monitoreo a largo plazo.

Las limitantes del método son: no se puede utilizar si el bosque predominante tiene circunferencias (perímetros) menores a los 9 cm (2.5 cm de diámetro) y tiene que abarcar un mínimo de 10 ó 20 puntos dependiendo del número de especies.

Este método consiste en un transecto paralelo al estero/laguna adyacente de 10 puntos cuando es monoespecífico o de dos especies ó 20 puntos para tres ó más especies).

En cada punto se instala una cruceta de madera (u otro material) sobre un poste, evitando moverlo una vez instalado (Figura 1, Foto 1). La cruceta defina 4 planos al infinito. En cada plano se determina la distancia (d) del árbol más cercano, su circunferencia (perímetro) a la altura del pecho del árbol y la especie en a cada punto (4 cuadrantes por punto implica 4 árboles por punto). Se deben incluir los árboles muertos de ser el más cercano al punto (solo se puede medir un árbol ó fuste por cuadrante sea vivo ó muerto). El propósito de esto último es poder determinar el porcentaje del bosque muerto y el grado de desarrollo que alcanzó.

Los puntos extremos del transecto son georreferenciados utilizando un GPS Garmin modelo GPSmap 60CSX ó cualquiera disponible para su posterior ubicación en un mapa ó imagen satelital (FOTO 1).

NOTA. Para obtener el perímetro a la altura del pecho (cap), se mide la circunferencia del árbol a 1.3 m del suelo en el caso de árboles erectos (*A. germinans* y *L. racemosa*) y donde se juntan las raíces principales del manglar rojo (*R. mangle*).

Si se desea convertir la circunferencia en diámetro (dap), se utiliza la fórmula: $c = \pi d$ (c es la circunferencia y d el diámetro) y donde el radio (r) es $r = \text{diámetro}/2$.

Para sacar el área basal de cada árbol se utiliza la fórmula $AB = C^2 / 4 \pi$ ó πr^2 .

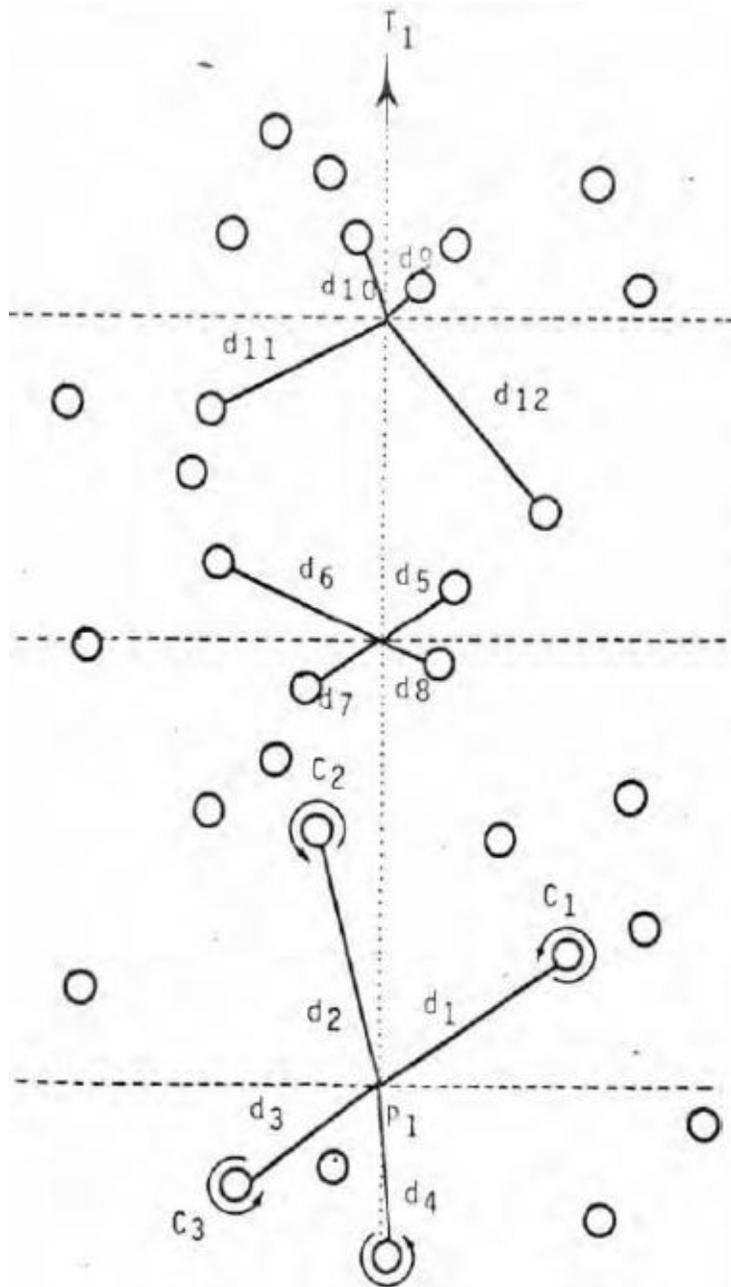


Figura 1. Esquema descriptivo de un transecto por el método de los “Cuadrantes a un Punto Central” descrito por Cintrón –Molero y Schaeffer, 1984. d = distancia en m, C = circunferencia en cm y P = Punto central. Líneas segmentadas son las proyecciones de los cuatro cuadrantes. La dirección del transecto sería paralelo y a pocos metros de distancia al canal de mareas, laguna ó estero.



Foto 1. Cruceta proyectando 4 planos convergentes a un punto central y su georeferenciación con un GPS.



Foto 2. Medición de la circunferencia previa medida de la distancia al árbol más cercano al centro de la cruceta.

Las densidades relativas de cada especie (D_{relsp1}) se obtienen dividiendo el número de fustes de una especie entre el total de árboles muestreados en el transecto (40 para 10 puntos ó 80 para 20 puntos) y se multiplica por 100.

Para calcular la densidad absoluta del bosque ó fustes/ hectárea (D_t) se determina sacando el inverso de la distancia promedio al cuadrado por 10, 000 es decir:

$D_t = (1/ d^2) \times 10\,000$ donde D_t es la densidad absoluta del bosque en fustes/hectárea y d es la distancia promedio en metros del total de mediciones del transecto (40 u 80).

La densidad absoluta de cada especie (D_{asp1}) se obtiene al multiplicar la densidad absoluta del bosque (D_t) por la densidad relativa de la especie 1 (D_{relsp1}) entre 100.

Para obtener el área basal promedio de cada especie (en cm^2) se sacan las áreas basales de cada árbol ($C^2 / 4\pi$) y se promedian las de la misma especie (AB_{sp1}). Se repite para cada especie diferente.

El Área basal/hectárea de cada especie (AB_{sp1}/ha) se obtiene al multiplicar el promedio del Área (A) en cm^2 de la especie 1 (AB_{sp1}) por la densidad absoluta de esa especie (D_{asp1}) entre 10, 000 para obtener el resultado en m^2 /ha .

Para calcular el Área basal total/ ha de todo el bosque, se suman las AB_{sp1}/ha de todas las especies de manglar.

Nota 1: La distancia entre los puntos debe ser tal que se garantice evitar medir el mismo árbol del punto anterior, para lo cual en principio se recomienda recorrer una distancia del doble de la distancia del árbol más lejano de alguno de los cuadrantes del punto anterior.

Nota 2: Se deben sacar las áreas basales de cada árbol ó fuste y promediar por especie. Nunca promediar las circunferencias ó diámetros para sacar posteriormente el área basal promedio, pues se incurre en un error matemático asociado a la suma de valores al cuadrado.

Nota 3: Se deberá tener seguridad plena de la ubicación del árbol más cercano con respecto a su cuadrante por lo que los árboles que parezcan ubicarse entre dos cuadrantes requerirán de un observador que directamente sobre la cruceta pueda definir a cuál cuadrante pertenece.

Nota 4: El método no exige seguir una línea recta perfecta, se puede trabajar en puntos en zigzag lo más paralelo a la orilla del canal pero a varios metros de la orilla para evitar cuadrantes con el árbol más cercano en la otra orilla del canal.

MICROTOPOGRAFIA 1

Dentro del sistema del estuario-bosque de manglar-marisma-vegetación terrestre, se realizan perfiles microtopográficos que abarquen la franja de manglar como parte de los ambientes terrestres y acuáticos adyacentes. Se puede dar inicio a partir de la vegetación terrestre hasta la orilla del canal, o al revés según convenga.

Para determinar la microtopografía se utiliza el procedimiento descrito por García-Márquez, (1984) modificado por Flores-Verdugo *et al.* (2007). Para ello, se utiliza una manguera

transparente de 12 m de longitud y 0.5 cm de diámetro la cual se llena con agua con algún tipo de colorante, estadales de 1.8 m de largo de madera de $\frac{3}{4}$ " ó tubos de pvc de $\frac{1}{2}$ " y una varilla de fijación $\frac{3}{8}$ " de 1 m. Los estadales de madera se fijan al suelo con un martillo y los tubos de pvc se instalan sobre la varilla previamente fijada con un martillo.

El menisco de agua en un extremo de la manguera se marca y se mantiene como nivel de referencia "0.0" (Foto 3). El punto considerado como el límite de los manglares, en el caso de R. mangle sería hasta donde se presentan las primeras raíces adheridas al fondo o los primeros árboles de *L. racemosa* o *A. germinans*. Entre el primer y segundo puntos se colocan los respectivos estadales a los cuáles se lleva el menisco de agua de un extremo al otro de la manguera; sobre estos estadales se pone una marca como nivel "0". Se determina la distancia vertical al suelo en cm como la distancia entre los estadales en metros. En el caso de estar en el canal, se determina la distancia vertical al suelo y al agua. Se anota la hora de medición en el caso de la distancia al agua. El siguiente punto (punto 3) tiene como referencia el anterior (punto 2) y así sucesivamente hasta abarcar la franja de manglar y los ambientes adyacentes. Los estadales se pueden ir reutilizando a lo largo del transecto pero se recomienda al menos manejar de 4 a 5 estadales y dejar algunos de manera permanente como referencias en muestreos posteriores. Al reutilizar los estadales procurar borrar ó remarcar en forma de cruz las marcas anteriores, para evitar confusiones. Los puntos del transecto son determinados por un cambio en la vegetación o en el relieve ó la longitud de la manguera (Fotos 3, 4 y 5). Se georeferencian el primero y último punto (Foto 6).

La hora de medición de la distancia al agua se ubica en una Tabla de Mareas (de estar disponibles) y se extrapola con respecto al nivel 0 de referencia para corregir la microtopografía con respecto al nivel medio de las mareas altas (NMMA). En caso de carecer de Tablas de Marea, se requerirá de instalar un estadal con marca del nivel cero de referencia y monitorear por un ciclo de mareas (24 horas ó más) para ubicar claramente el nivel de mareas altas y bajas.

Debido a las condiciones del terreno pantanoso, la facilidad de uso y bajo costo, este método es altamente recomendado para realizar mediciones de microtopografía en zonas de difícil acceso o maniobrabilidad y con la práctica se llega rápidamente a dominar.

NOTA: Se debe evitar y revisar la ausencia de burbujas. En caso de requerirse hacer microtopografías a ambos lados de una vena ó laguna, se puede utilizar como nivel el nivel del agua de la propia laguna como referencia, siempre y cuando se haga de manera simultánea. En caso de no estar al alcance visual ambos extremos de la laguna, se pueden apoyar con radio comunicadores portátiles y garantizar realizarlos al mismo tiempo.



Foto 3. Medición de un estadal mediante un nivel con un tubo de agua para transecto microtopográfico.



Foto 4. Marcando niveles y distancia entre dos estadales.



Fotos 5 y 6. Determinando la distancia vertical de la marca “0” de referencia al suelo y marcando el punto con un GPS.

SALINIDAD INTERSTICIAL

A lo largo del transecto microtopográfico ó de estructura se recomienda tomar algunas muestras para salinidad intersticial (y de ser posible muestras de agua para nutrientes) mediante la excavación de pequeñas pozas con una pala, esperar la trasminación del agua y con un gotero tomar una muestra de agua para colocarla en un refractómetro (Fotos 7 y 8).



Fotos 7 y 8. Toma de muestra de salinidad intersticial con un refractómetro.

DENDROMETRIA

En función de las densidades relativas de cada especie se instalarían los dendrómetros correspondientes para cada especie. Se requiere de un mínimo de 30 dendrómetros por zona de manglar seleccionada.

Con el propósito de abatir costo por los dendrómetros comerciales que requieren de un resorte de acero inoxidable y los elevados costos de exportación se diseñó un dendrómetro económico y de fácil sustitución en caso de vandalismo (Flores-Verdugo 2010 en proceso).

El dendrómetro se construye con una cinta de fleje plástica que se traslapa en si misma unos 15-20 cm, un extremo es inmovilizado con un tornillo que funcionaría a su vez como nivel cero y como punto de apoyo al desplazamiento de la cinta con el tiempo. La cinta se mantendría traslapada con una abrazadera de plástico apretada con muy poca presión (Fotos 9, 10 y 11).

La abrazadera requiere de un tornillo de fijación al árbol.

Cada 4 meses se evaluaría el crecimiento del área basal mediante la determinación del desplazamiento de la cinta de fleje con el apoyo de un Vernier digital y se evaluaría el crecimiento de área basal en $\text{cm}^2 \text{mes}^{-1}$ (Foto 12).



Foto 9. Instalación de un dendrómetro con fleje plástico y abrazadera de plástico.



Foto 10. Inmovilización de un extremo del fleje y como referencia cero con un tornillo.

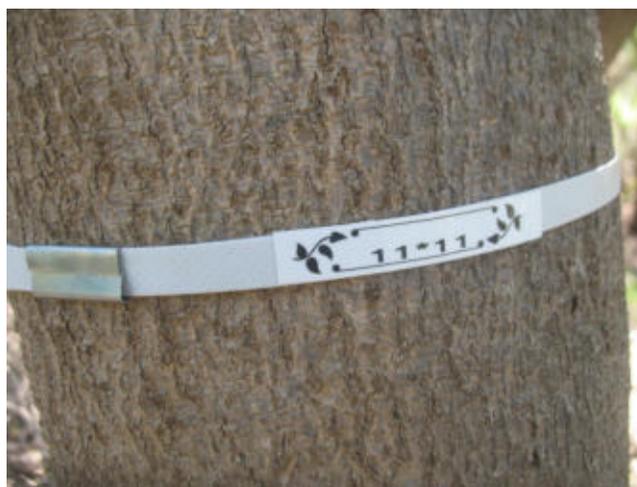


Foto 11. Etiquetado para monitoreo individual con abrazadera de presión.

Cada árbol es identificado, numerado, medida su circunferencia inicial y etiquetado. Se estimaría el área basal de cada árbol mediante la ecuación de $C^2 / 4 \pi$, al igual que su diámetro con $D = C / \pi$ donde C es circunferencia ó perímetro en cm y D es diámetro.

Las tasa de crecimiento de áreas basales se determinarán con las siguiente fórmula.

$$\Delta AB1 = [(C1 + \Delta C1) - C1]^2 * 4 \pi^{-1} * \Delta t^{-1}$$

Donde $\Delta AB1$ es el aumento de área basal del árbol 1 en el tiempo Δt en $\text{cm}^2 \text{mes}^{-1}$, $C1$ es la circunferencia del árbol 1 en cm, $\Delta C1$ es el aumento de la circunferencia determinado con el vernier digital en el tiempo Δt y Δt es el tiempo transcurrido desde el inicio de ser instalado el dendrómetro al tiempo 1 a los 4 ó 6 meses posteriores.

De las áreas donde se determinó la estructura forestal y se instalaron dendrómetros, se multiplicaría la densidad del bosque por el aumento del área basal promedio para estimar el incremento del área basal por hectárea.

$$\Delta AB_1 * ha^{-1} = \Delta AB_{1 \text{ prom}} * \text{Densidad (fustes} * ha^{-1} \text{)}$$



Foto 12. Determinación de aumento de la circunferencia (agosto 2010-marzo 2011) desde el tornillo de instalación (medida cero) a 1 unto de desplazamiento de la cinta plástica.

NOTA: En lugar de inmovilizar la cinta con un tornillo que perfora la cinta del dendrómetro con el riesgo de partir la cinta a la mitad, poner en el extremo opuesto a la abrazadera otro tornillo en la parte inferior de la cinta solamente como apoyo. En este caso se requeriría de poner alguna marca indeleble que indique el punto de crecimiento inicial, para que con el tiempo sirva de marca de referencia 0. En este caso uno de los extremos de la etiqueta se utiliza como marca 0, donde haría inicio el desplazamiento de la cinta.

El incremento de área basal por hectárea al año multiplicada por la altura promedio evaluaría la cantidad de metros cúbicos de madera producida por hectárea al año.

Este valor se convertiría a kg de madera seca por hectárea al determinar el peso seco de 1 cm³ de madera en una balanza analítica y extrapolar al valor obtenido.

Una vez obtenido el valor de kg de peso seco de madera por hectárea al año se podría convertir a Kg de Carbono fijado por hectárea al año ya sea con la ayuda de un analizador de carbono ó con un factor de conversión de 2.3 g de peso seco = 1 g de C. Sin embargo se recomienda recurrir a un analizador de carbono para mayor precisión al menos en una ocasión y por quintuplicado.

DETERMINACION DE LA PRODUCCIÓN DE HOJARASCA

Para la determinación de hojarasca se puede utilizar el método de las canastillas colectoras descritas por Flores-Verdugo 1985. Se instalan al azar 10 canastas de defoliación de 0.25 m². La canasta consiste en un marco de 0.50 x 0.50 cm de madera de 3x1” sobre 4 patas de madera de 1.5 m de largo de 3x1”. El interior del marco se cubre con tela plástica de mosquitero de 0.70 x 0.70 cm ó mayor de tal forma que permita un embolsado para la captura del material acumulado (Foto 13).



Foto 13. Canastilla de defoliación para determinación de producción de hojarasca.

La hojarasca acumulada se recoge cada 2 meses durante un mínimo de un año y se pone a secar a 65°C a peso constante (aproximadamente 1 semana). Se pesa todo como por separado hojas, ramas, flores, propágulos y misceláneos (detritus no identificable). Se cuentan también el número de flores y propágulos.

Estos valores se multiplican por 4 y así se obtiene así la producción en peso seco de hojarasca/m². Si este valor se multiplica x 10 se obtendría la producción de hojarasca /hectárea.

La determinación del número de flores y propágulos nos puede determinar la temporada de mayor producción de éstos componentes como la cantidad que se producen por hectárea al año. Lo que es de importancia para evaluar el potencial regenerativo del bosque como para viveros.

Se determina la variación bimensual de hojarasca y la suma total nos daría la producción anual de hojarasca. Una producción anual de hojarasca de 1 Kg/m² (10 ton/ha) se puede considerar elevada.

El material acumulado en gramos peso seco se transforma en gr de C con el factor de conversión de 2.4 g de peso seco = 1 gr de C y con ello se estima la cantidad de carbono removido de la atmósfera en forma de hojarasca.

DETERMINACIÓN DE LA COBERTURA Ó INDICE DE AREA FOLIAR (LAI).

La cobertura foliar ó índice de área foliar (LAI) como su variación estacional se puede evaluar con el apoyo de una cámara digital y estadales fijos en campo. En el área de interés por monitorear la cobertura foliar durante un ciclo anual o más se instalan 5 estadales de madera ó pvc cada tres metros a 50 cm a un metro de altura y se numeran. El primer estadal de 2 a 3 m del tronco principal de un árbol al resto hacia el interior evitando estar a menos de 2 m de algún árbol. En cada estadal se apoya una cámara digital y se toma la foto hacia el cielo, de preferencia poniendo el temporizador (“timer”) por 10 segundos. Se debe evitar tomar la fotografía con los rayos del sol directos sobre la cámara, por lo que se recomienda realizarlo antes ó después del mediodía.

Las fotografías digitales son transferidas a una computadora en un programa para imágenes como Corell Draw, Photoshop u otro (Figura 2). La foto transferida a la computadora, en el caso de Photoshop, se coloca el cursor en el tabulador superior en Windows o Ventana (Figura 2.1) y se abre, se marca histogram y en histogram el cursor se coloca en “expanded view” (Figura 2.2). En la ventana del histogram se pueden ver la media, desv. Std., mediana y número de pixeles (Figura 2.3). Se anota el número de pixeles el que va a corresponder al 100%.

Se lleva el cursor al tabulador izquierdo y se indica la “varita mágica” (tercer icono) (Figura 3.1). Se marca el cielo (3.2), se va a “select” del tabulador superior (Figura 3.3) y se indica crecimiento (grow), después se regresa a select y se marca similar (3.4), se repite la indicación de crecimiento (“grow”) (Figura 3.5) hasta abarcar todos los espacios de cielo.

Se ve en la ventana del histograma (Figura 3.6) en número de pixeles. Este número comprende los espacios de “cielo abierto”. Se calcula el porcentaje de espacios de “cielo abierto” multiplicando este número x 100 y dividiéndolo con el total de pixeles (Figura 2.3).

La diferencia de este valor de 100 nos da el porcentaje de cobertura por hojarasca (hojas, ramas y troncos) de cada punto.

Estos puntos se monitorean, con la misma cámara y apertura cada 4 meses para evaluar los cambios en cobertura foliar.

NOTA: Se puede destacar la zona seleccionada poniendo una capa nueva llevando el cursor a (“Layer”) y vaciando un color con el icono de la “cubeta” del tabulador izquierdo (columna 2, sexta línea). Para destacarlo se puede borrar o inactivar la capa (en la ventana de “layers”) con la fotografía (Figura 4).

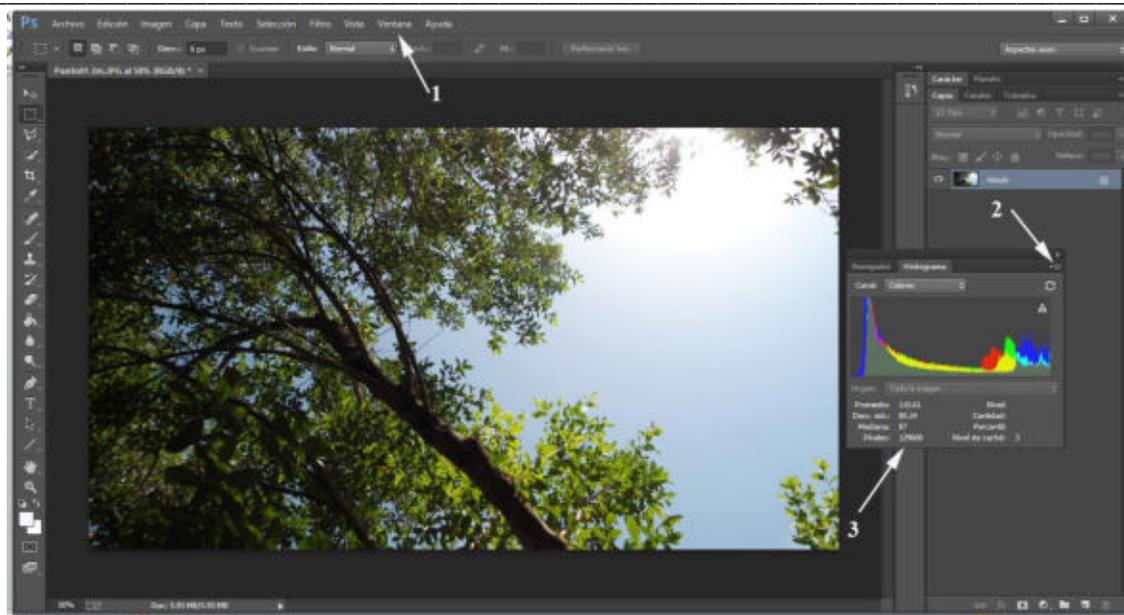


Figura 2. Primera fase de un Análisis de cobertura foliar (LAI) una fotografía digital. 1 En ventana se localiza la ventana de histograma. 2 Abierta la ventana de hitograma con el cursos se indica el icono del extremo derecho para solicitar la forma extendida. 3 se observa el número de pixeles que correspondería al total de la imagen (100%).

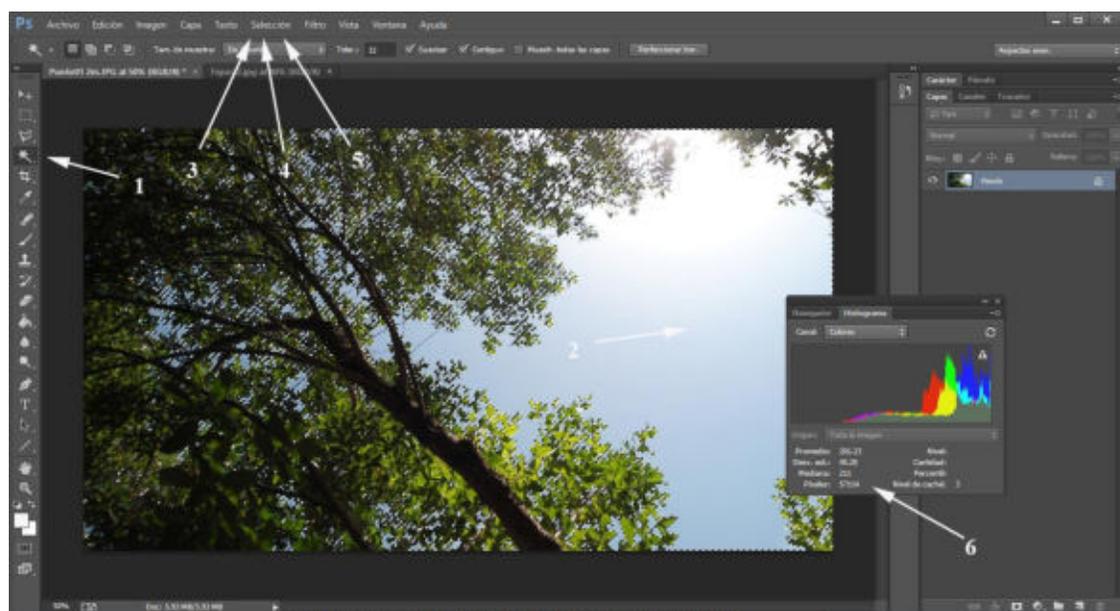


Figura 3. Segunda fase para la estaciación del porcentaje de cobertura foliar. 1 icono de “varita mágica” ó selector. 2 Se selecciona el cielo. 3,4 y 5. En selección se marca “extender”, después “similar” y se continúa con “extender” hasta abarcar todos los espacios de cielo abierto. 6 Se contabiliza el número de pixeles que corresponderían al cielo abierto.

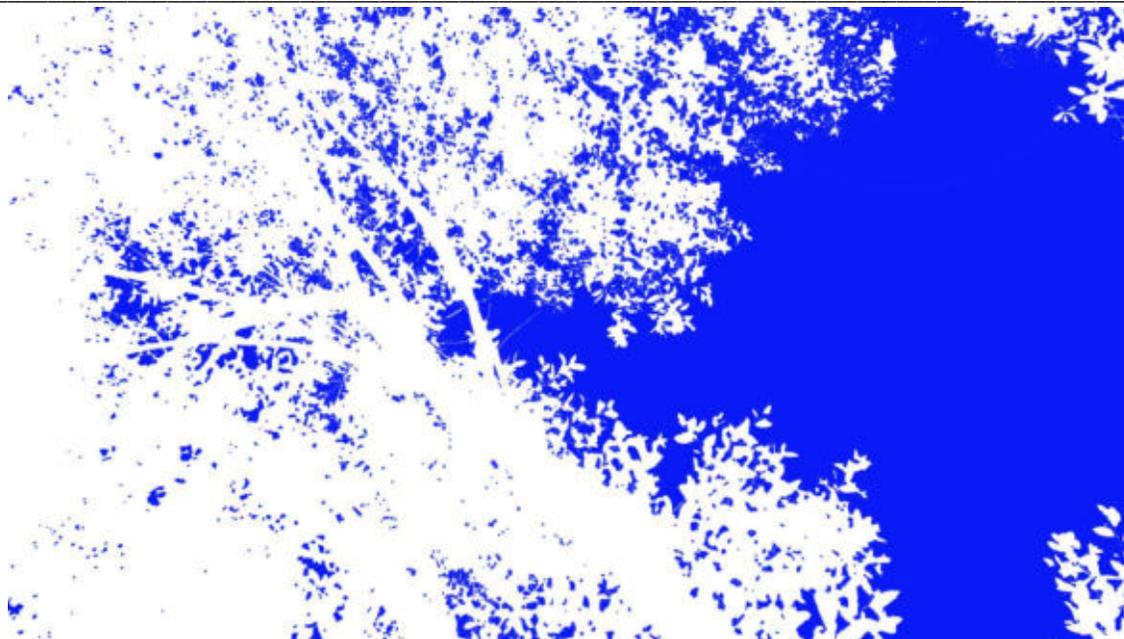


Figura 4. Fotografía digital manipulada, destacando el cielo (azul) y removiendo la capa con la fotografía original (misma imagen figuras 2 y 3).

NOTA: La selección de “similar” es para abarcar todas las áreas discontinuas del cielo que no están directamente en contacto con el área inicialmente seleccionada de cielo.

Para saber hasta donde aplicar crecimiento (“grow”) se da un paso atrás en EDIT- Undo Similar (Figura 3.4) cuando el marcado abarca toda la imagen. En algunos casos se requieren de histogramas secundarios para la contabilización completa de los espacios de cielo abierto. Esto ocurre cuando se puede observar que algunas áreas no se logran capturar con la indicación de “similares” por lo que requeriría de sumar los diferentes histogramas para completar éstos espacios.

TERRAZAS Y TRAMPAS SEMILLERAS

Con el apoyo de un perfil microtopográfico se marcan en un estadal los niveles inferior y superior del suelo del manglar en las marismas ó bajos de mareas para determinar la altura media de relleno que se requiere para la construcción de las terrazas. Con mano de obra ó con el apoyo de una retroexcavadora se pueden construir diversas formas de plataformas ó trampas semilleras. Las plataformas rectangulares, inicialmente se pueden proponer de 13 a 20 m de ancho x 2 a 3 m de ancho y 40-60 cm de alto (dependiendo de los resultados de los niveles del suelo del manglar vecino), ó terrazas-trampa semilleras con forma de herradura de 2.10 a 3 m de ancho x 31 m de largo y la altura media del suelo de los manglares, con una entrada de 3 m de ancho y una laguneta central.

Las trampas rectangulares y plataformas de herradura se pueden conectar con canales de 100 cm de ancho y 50 cm de profundidad con longitudes variables en función de su distancia al principal cuerpo de agua (Foto A 14 a 19).

Se debe hacer incapié que la altura de las terrazas rectangulares y la terraza en forma de herradura (trampa semillero) se estima en base al nivel de los manglares adyacentes mediante el método de microtopografía anteriormente descrito.



Foto 14. Retroexcavadora en proceso de construcción de una terrazas.



Foto 15. Terraza (rectangular) de 60 cm de altura con referencia al nivel del suelo de los manglares adyacentes.



Foto 16. Inicio de la construcción de la terraza en forma de herradura (canal perimetral externo).



Foto 17. Terraza en forma de Herradura con su canal perimetral en la parte externa.



Foto 18. Terraza en forma de Herradura sin laguneta interna..



Foto 19. Canal de intercomunicación entre las terrazas y con una vena de mareas.

REFORESTACION DE TERRAZAS Y COLONIZACION NATURAL

Se realizarán la forestación con plántulas de manglar de un vivero como bioindicadores de sobrevivencia y crecimiento en dos a tres niveles de inundación.



Foto 20. Traslado de plántulas a las terrazas de forestación.



Foto 21. Elaboración de las perforaciones a tres niveles con pala pocera en la terraza de Herradura.



Foto 22. Instalación de la plántula en su nivel y en el pozo correspondiente.

MONITOREO DE PLANTAS SILVESTRES

Se requiere llevar a cabo el monitoreo de crecimiento (con una cinta métrica) y sobrevivencia de las plántulas de manglar instaladas en la terraza como de las que colonicen de manera natural ó por voleo.



Foto 23. Plántulas silvestres por colonización natural.



Foto 24. Medida de longitud plantas silvestres e instaladas.

BIBLIOGRAFIA

- Agraz-Hernández, C.M., Osti-Sánchez J., Jiménez-Zacarías J.J., García-Zaragoza C., Arana-Ledesma R., Chan-Kanul E., González-Durán L.y Palomo-Rodríguez A. (2007). Guía Técnica: *Criterios para la restauración del mangle*. Univ. Autón. de Campeche, Comisión – Federal de Electricidad y Comisión Federal Forestal. 132 pp.
- Clough, B.F. (1992). *Primary productivity and growth of mangrove forests*. In: Robertson, A.I. and D.M. Alongi (Eds.). *Tropical mangrove ecosystems*. American Geophysical Union. Washington: 225-249.
- Field, C, y Traumann D. B. (1996). *La restauración de ecosistemas de manglar*. Org. Internac. De Maderas Tropicales (OIMT) y Sociedad Internac. para Ecosist. de Manglar (ISME). 278.
- Flores-Verdugo, F.J. (1985). *Aporte de materia orgánica por los productores primarios a un ecosistema lagunar estuarino de boca efímera*. Tesis doctoral. Unidad Académica de los ciclos Profesionales y Posgrado del Colegio de Ciencias y Humanidades. Proyecto Académico de especialización, Maestría y Doctorado en Ciencias del Mar. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología. Universidad Nacional Autónoma de México. 242 pp.
- Heald, E.J. (1971). *The production of organic detritus in a south Florida estuary*. Univ. Miami Sea Grant Tech. Bull 6: 110 pp.
- Heliódoro, S., G. A. Ulloa-Delgado y Alvarez-León R. (1998). *Conservación y uso sostenible de los manglares del Caribe Colombiano*. Ministerio del Medio Ambiente, Asoc. Colombiana de Reforestadores (ACOFORE), OITM proyecto PD/171/91 Rev.2 (F) Fase II (Etapa 1). 224 pp.
- Heliódoro, S., G. A. Ulloa-Delgado y Tavera-Escobar H. A. (2004). *Manejo Integral de los manglares por comunidades locales*. Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial. Dirección de Ecosistemas, Corporación Nacional de Investigación y Fomento Forestal (CONIF), Organización Internacional de Maderas Tropicales (OITM) proyecto PD 60/01 Rev.1 (F) 335 pp.

- Heliódoro, S., Ulloa-Delgado G. A. y Alvarez-León R. (1998). *Conservación y uso sostenible de los manglares del Caribe Colombiano*. Ministerio del Medio ambiente, Asoc. Colombiana de Reforestadores (ACOFORE), OITM proyecto PD/171/91 Rev.2 (F) Fase II (Etapa 1). 224 pp.
- Odum, W.E. (1971). Pathways of energy flow in south Florida estuary. *Sea Grant Tech. Bull. Miami Univ.* 7: 1-162.
- Mumby, P.J., A.J. Edward, J.E. Arias-Gonzalez, KC Linderman, PG Blackwell, A. Gall, MI Gorzynska, AR Harborne, CL Pescod, H. Renken, CCC Wabnitz & Llewellyn G. (2004). Mangrove enhance the biomass of coral reef fish communities in the Caribbean. *Nature* 427: 533-536.
- Saenger, P. (2002). *Mangrove Ecology, Silviculture and Conservation*. Kluwe Academic Publishers. Dordrecht, Boston, London. 359 pp.
- Turner, E. (1991). *Factors affecting the relative abundance of shrimp in Ecuador*. In: S. Olsen and L. Arriaga (Eds.). A sustainable shrimp mariculture industry for Ecuador.
- Tomlinson, P.B. (1986). *The Botany of Mangroves*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Twilley, R.R., R.H. Chen & Hargis T. (1992). Carbon sink in mangroves and their implications to carbón Budget of tropical coastal ecosystems. *Water, air, and soil pollution* 64: 265-288.

METODOLOGÍA PARA LA CUANTIFICACIÓN DE CARBONO EN BOSQUES DE MANGLARES

Lilliana Piedra Castro¹ y Luis Sierra Sierra²

¹ Estudiante Programa de Doctorado en Ciencias Naturales para el Desarrollo (DOCINADE) ITCR, UNA, UNED, Costa Rica. ² Escuela de Ciencias Biológica. Universidad Nacional. Costa Rica. Heredia, Costa Rica. Email: lilliana.piedra.castro@una.cr, lsierra@una.ac.cr.

INTRODUCCIÓN

Los manglares se localizan en la franja intermareal, se caracterizan por presentar suelos planos y lodosos. En general, son afectados por el efecto de las inundaciones periódicas producto de las mareas y están adaptados a concentraciones de sal, tanto en agua como en suelo. La vegetación propia de este ecosistema presenta adaptaciones para resistir condiciones adversas, pero también se encuentran asociadas especies de árboles, arbustos y otras plantas que enriquecen la diversidad. Estos sistemas se desarrollan en zonas litorales tropicales y subtropicales (Mainardi 1996, Pizarro *et al.*, 2004, Ong & Gong 2013) y son fundamentales en el ciclo de vida de diversas especies de mamíferos, aves, peces, crustáceos, moluscos, entre otros organismos (Jiménez 1994, Moreno *et al.*, 2002). Así mismo, las raíces de los mangles contribuyen a la estabilización de los suelos, reducen la erosión y la contaminación en las costas, protegen las costas del impacto directo del oleaje y contribuyen con la existencia de los arrecifes de coral (Laffoley & Grimsditch 2009; Ong & Gong 2013).

Representan para las comunidades humanas, una fuente económica importante ya que la pesca artesanal para su subsistencia suele ser una actividad económica preponderante (Bossi & Cintrón 1990) así como la recolecta de los productos maderables y no maderables del bosque (Sanjurjo & Welsh 2005). Adicionalmente, protegen la zona costera de la acción de los huracanes, almacenan biomasa y fijan carbono, siendo estas últimas dos funciones relevantes en la mitigación de los efectos del cambio climático (Lafolley & Grimsditch 2009; Kauffman & Cole 2010; Bouillon *et al.*, 2009, Bouillon 2011; Donato *et al.*, 2011).

Aunado a estos servicios ecosistémicos, una serie de amenazas atentan contra la conservación de estos humedales. La tala indiscriminada, la contaminación con agroquímicos, la erosión en las zonas medias y altas de las cuencas hidrográficas, la pesca excesiva, las modificaciones en la dinámica hídrica, el aumento del nivel mar, el desarrollo de infraestructura hotelera, de acuacultura y producción de sal, las actividades agrícolas así como la expansión de la frontera agrícola.

Para resaltar estos valores y minimizar esas amenazas que afectan a los manglares, se ha descrito la composición y la estructura de estos bosques, pero se requiere conocer cómo funcionan en términos de depósitos de carbono, con el objetivo de proponer estrategias de conservación de los mismos así como para sustentar y proponer estrategias para la mitigación del cambio climático. A nivel mundial, los programas de mitigación de carbono se han enfocado en la reducción de emisiones por deforestación, la degradación de los bosques y la mejora del carbono forestal.

También se reconocen las iniciativas como las existentes en los países en desarrollo (REDD +) así como otros incentivos financieros vinculados a la conservación de los bosques en pie. Tales mecanismos pretenden reducir los gases de efecto invernadero globales mediante la compensación para evitar la deforestación y la degradación forestal, esta propuesta incluye a los manglares (Kauffman & Donato 2012).

Debido a las reservas de carbono presentes en estos ecosistemas y los demás servicios ambientales que proporcionan, los manglares son potencialmente adecuados para implementar estrategias orientadas a la mitigación del cambio climático. Estos usos y valores, solo son posibles, porque estos ecosistemas son altamente productivos como consecuencia de la caída de hojas y ramas así como la acumulación de materia orgánica en el suelo.

Las existencias de carbono, en estos ecosistemas, es uno de los servicios ecosistémicos que ha sido escasamente evaluado. A nivel mundial, se reportan acumulaciones de más del 60% del carbono fijado (Keith *et al.*, 2009, Donato *et al.*, 2011, Laffoley y Grinsditch 2009).

En Costa Rica, en el manglar Sierpe-Térraba se reporta la existencia de entre 74 y 92% del carbono almacenado en los árboles y menos del 9% en el resto del ecosistema. Acumulando entre 2 y 5 veces más carbono a nivel de ecosistemas terrestres (Kauffman citado por BIOMARCC-SINAC-GIZ 2012). Y el trabajo de Manrow y Vilchez (2012) que reportan que las reservas de carbono superaron las reportadas para bosques secundarios y primarios de Costa Rica.

Es por esto, que algunos autores sugieren que los manglares forman parte de los ecosistemas más importantes en la mitigación del cambio climático (Laffoley y Grimsditch 2009; Kauffman y Cole 2010; Bouillon *et al.*, 2009, 2011; Donato *et al.*, 2011).

El objetivo del presente documento fue discutir sobre la metodología empleada para evaluar las existencias de carbono en los ecosistemas de manglar que aplicamos en el Caribe Sur de Costa Rica.

Este estudio se realizó en el marco del proyecto “Indicadores ambientales en ecosistemas marinos y costeros para la definición de estrategias de conservación y manejo en dos áreas protegidas en el Caribe Sur de Costa Rica”, proyecto N° 0166-12 inscrito en la Dirección de Investigación de la Universidad Nacional de Costa Rica con fondos de Ley de Pesca de la Escuela de Ciencias Biológicas.

ÁREA DE ESTUDIO

Esta metodología se aplicó en dos manglares del Caribe Sur en la provincia de Limón, Costa Rica que corresponden administrativamente al Área de Conservación La Amistad Caribe (ACLAC).

El primero fue el manglar de la Laguna de Gandoca que se ubica en el cantón de Talamanca dentro del sector de Gandoca del Refugio Nacional de Vida Silvestre Gandoca Manzanillo, en la cercanía del río Sixaola, límite entre Costa Rica y Panamá, con coordenadas centrales de 9°35'23" N y 82°35'54" O.

La formación predominante de mangle es de tipo riverino (Bosi y Cintrón 1990), con un régimen en precipitación de dos estaciones lluviosas que se desarrollan entre noviembre-marzo y junio-agosto (Herrera 1985). Anualmente, la precipitación es de 2749, 3 mm (Fonseca *et al.*, 2006) y temperatura promedio de 25, 8% (ITCR 2008). Los suelos son de origen aluvial provenientes del Valle del río Sixaola con predominio de entisoles (CCT 1989).

La zona de vida representada es el Bosque Húmedo Tropical Piso Basal según la clasificación de Holdridge (Holdridge 1987). La vegetación nuclear está representada por las especies *Rhizophora mangle* (mangle rojo), *Avicennia germinans* (mangle negro), *Laguncularia racemosa* (mangle blanco) y *Conocarpus erecta* (mangle botoncillo) (Coll *et al.*, 2001).

El segundo sitio corresponde al Estero Perezoso dentro del Parque Nacional Cahuita que se localiza geográficamente entre 9°45' Norte y 82°48', en el cantón de Talamanca, provincia de Limón, a 45 km al sureste de la ciudad de Limón (Fig.1) (Piedrahita, 1997).

Esta área protegida se creó en 1970, con una extensión de 23500 ha; de las cuales 1100 ha corresponden a la zona terrestre y 22400 ha a la parte marina. Se reportan unas 600 ha que cubren el arrecife de franja o barrera más extenso y estudiado de Costa Rica (Cortés y Risk 1984, Fonseca *et al.*, 2006; Cortés & Jiménez, 2003).

La temperatura es muy estable con un promedio anual de 27° C ± 2° C. La humedad relativa oscila entre 82-92%. La precipitación promedio anual es de 3240 mm con dos veranillos durante los meses de febrero a abril y de agosto a octubre (Herrera 1985).

El bosque de mangle presenta predominancia de especies asociadas como el sangrillo (*Pterocarpus officinalis*), el cerillo (*Symphonia globulifera*) y el cativo (*Prioria copaifera*) así como *Rhizophora mangle* (mangle rojo) y *Laguncularia racemosa* (mangle blanco).

DESCRIPCIÓN DEL MÉTODO

En la Laguna de Gandoca se empleó el diseño de muestreo propuesto por Manrow y Vilchez (2012) que es una modificación de la propuesta de Murdiyarso *et al.*, (2009) y Donato *et al.*, (2011). En tanto, que en el estero Perezoso se utilizó la metodología propuesta por Murdiyarso *et al.*, (2009) y Donato *et al.*, (2011).

Madera en pie

Se establecieron transectos de longitud variable en Gandoca y en Perezoso, que se ubicaron perpendiculares al borde del río o canal, sobre los cuales se dispusieron un máximo de 6 parcelas circulares de 7 m de radio cada una de 25 m de separación, para una longitud máxima del transecto de 140 m. El punto cero del transecto se colocó en el borde del canal o ecotono marino, punto a partir del cual se miden 15 m hasta el punto central de la primera parcela. Dicha distancia puede variar según el ancho y la distribución del manglar como ocurrió en el caso de Manrow y Vilchez (2011) quienes emplearon 10 m. Esta modificación se fundamenta en que los árboles de *Rhizophora mangle* tienen a fijarse en el borde del canal donde pasan permanente inundadas y se dificulta la medición.

Para realizar una modificación similar, debe considerarse que la distancia empleada no produzca problemas de pseudorélicas como consecuencia de las cercanías de las parcelas y no incluya efectos provenientes de la cercanía al borde. La distancia entre transectos fue variable en relación con la longitud del borde del parche y del acceso a los sitios de muestreo. La intensidad de muestreo fue de aproximadamente 4% del área total de cada manglar. En ocasiones, algunas zonas del manglar fueron angostas, por lo que sólo fue posible establecer una o dos parcelas.

Es posible, identificar los diferentes parches de mangle con letras para realizar comparaciones temporales sobre la cantidad de carbono que se fija así como la dinámica de expansión o la reducción del área del parche así como la estructura y composición de especies.

Una desventaja de aplicar este método a partir de los bordes del manglar es la falta de representatividad en áreas que no tienen acceso mediante canales, por lo que debe establecerse un diseño de muestreo aleatorio o bien, el estratificado.

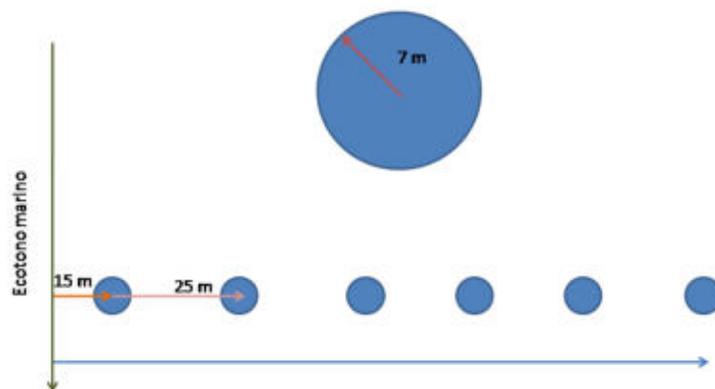


Figura 1. Distribución de las parcelas para la evaluación de las existencias de carbono. Modificado de Murdiyaso *et al.*, (2009) y Kauffman y Donato (2012)



Figura 2. Instalación de las parcelas, (izquierda) Marca removible del punto central de la parcela circular. (Derecha) Medición del radio desde el punto central de la parcela.

En cada parcela se mide el diámetro a la altura del pecho (DAP) de cada individuo cuyo tronco fuera superior a ≥ 5 cm. En el caso de individuos con raíces aéreas, la medición se realizó arriba de la raíz más alta, de acuerdo con Cintrón y Schaeffer (1984) y Murdiyarto *et al.*, (2009). Se estimó la altura de acuerdo a la metodología CARICOMP (2004), con una vara graduada o mediante la estimación visual cuando la cobertura de copas fuera densa. Debe considerarse que este tipo de estimaciones están sesgadas y depende de la experiencia del observador. Se identificó cada especie de mangle y algunas especies asociadas empleando la guía de Pizarro *et al.*, 2004, de Jiménez 1994 y de Zamora *et al.*, (2000). Las dos primeras guías propias de los manglares de Costa Rica mientras que la segunda permite identificar las especies que son propias del bosque inundable del Caribe centroamericano que se encuentran en estas áreas de manglar.

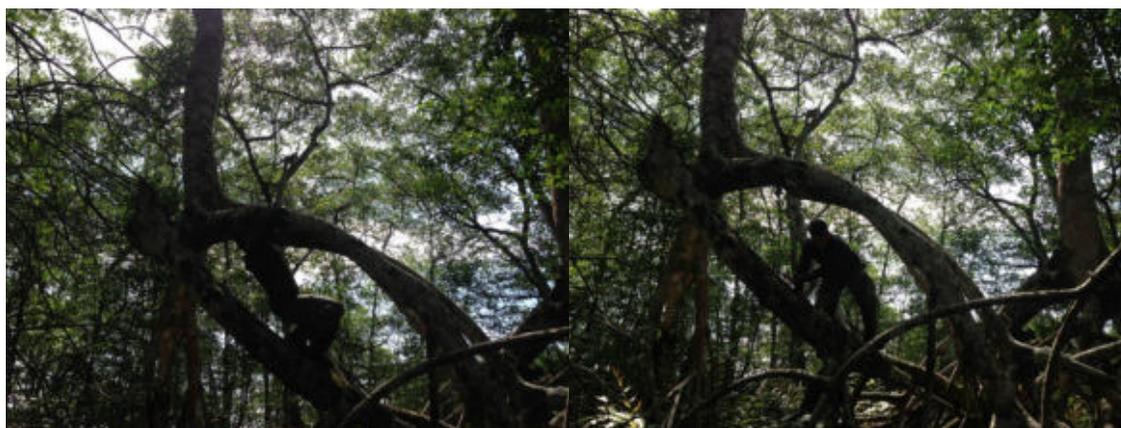


Figura 3. La medición del DAP en especies con raíces fúlcreas requiere alcanzar la última raíz.

Los árboles ubicados en los límites de la parcela fueron medidos, cuando la mitad del tronco se encontró dentro de la parcela. En tanto que los árboles con varios tallos se miden individualmente y se suma cada diámetros de cada tronco del individuo. Otros autores calculan el diámetro cuadrático, es decir, la raíz cuadrada de la sumatoria de los diámetros de cada tallo del individuo (Manrow y Vilchez 2012). Se consideraron especies de mangle a todos los árboles de *Rhizophora mangle*, *Avicennia germinans* y *Laguncularia racemosa*. En el grupo de especies asociadas se introdujeron a todos los individuos de varias familias que coexisten en esos ecosistemas como el cativo y el sangrillo.

Madera caída

La madera caída se cuantifica aplicando la metodología del plano de intersección modificada (van Wagner 1968, Brown y Roussopoulos 1974), que consiste en medir el diámetro de la madera muerta con un ángulo $< 45^\circ$ respecto de la vertical, de forma tal que los transectos se intersectan en un plano de 2 m sobre 4 transectos de medición de 12 m de longitud a partir del centro de la parcela y orientados a 45° respecto de la dirección principal del transecto (Figura 4).

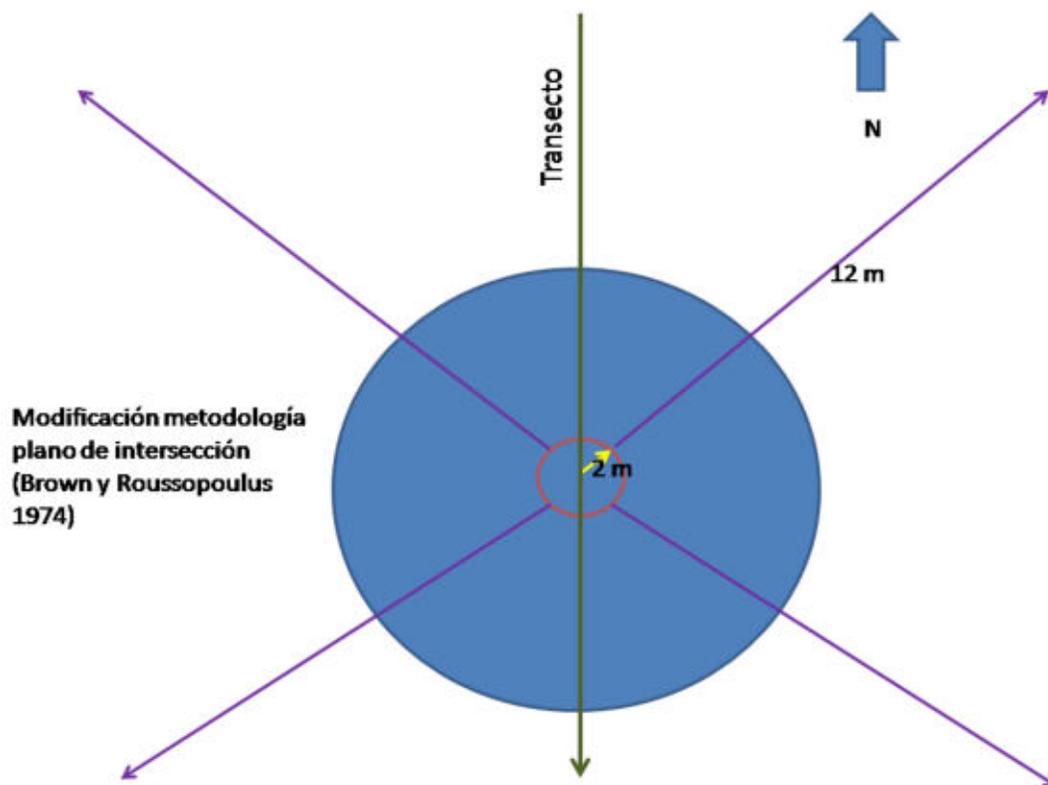


Figura 4. Distribución de los transectos de plano de intersección para la medición de la madera muerta

La madera caída que se mide es la que muestra diámetros ≥ 7.5 cm a lo largo del transecto, es decir, que la línea del transecto la interseca y se miden en el transecto completo. Las piezas de madera con diámetro entre $7.5 - 2.5$ cm se miden a lo largo de 10 m en el transecto y las piezas con diámetro < 2.5 cm sólo en los primeros 5 m del transecto. Esta última categoría de diámetro equivalente al tamaño clasificado comúnmente como hojarasca. La madera semi-enterrada no se considero en la medición según lo propuesto por Murdiyaso *et al.*, (2009). Cada pieza de madera caída fue medida en su diámetro empleando la cinta diamétrica (Figura 5).

Medición de la madera caída

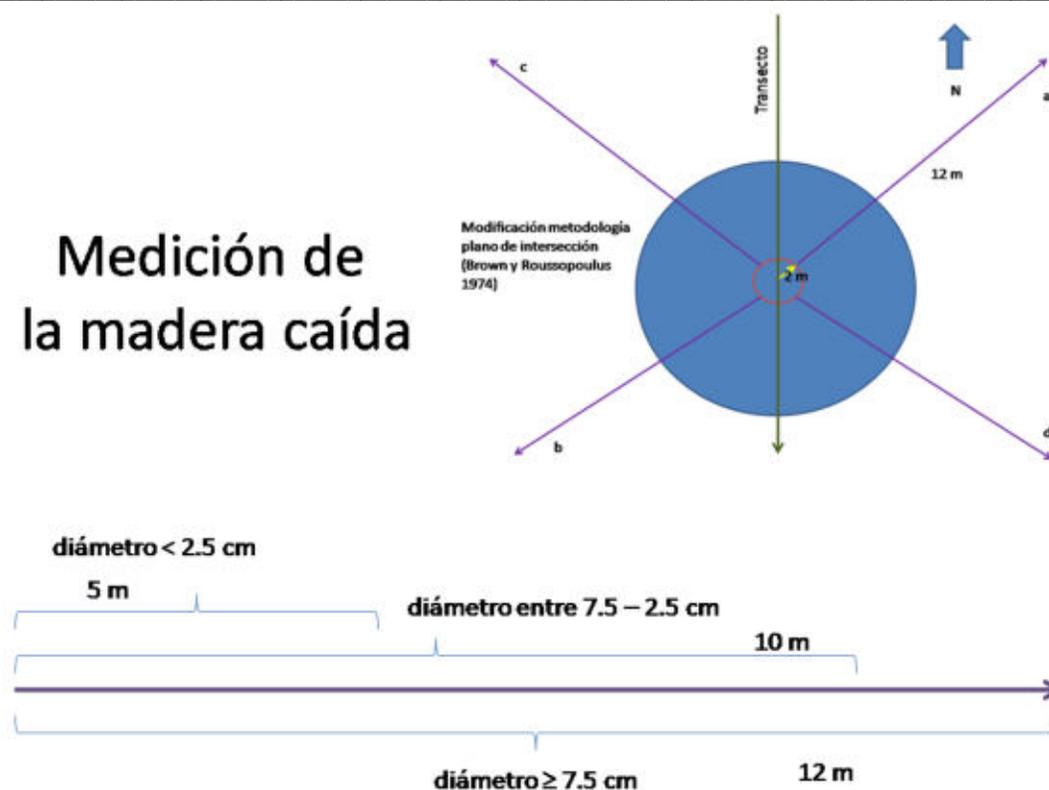


Figura 5. Medición de los diámetros de la madera caída a lo largo del transecto en el plano de intersección.

Muestras de suelo

Las muestras de suelo se toman hasta 2 m de profundidad, cuando es posible. Se utiliza un barreno abierto, especial para suelo no consolidado para extraer muestras de las categorías de 0 – 15, 15 – 30, 30 – 50 y 50 – 100 cm de profundidad y entre 1 y 2 m (Murdiyaso *et al.*, 2009). Se introduce el barreno en el primer metro y se extrae el material. En cada una de las 4 profundidades iniciales, se toma una porción de suelo de 5 cm y se guarda en un recipiente o bolsa plástica debidamente marcada. En el mismo punto, se introduce el barreno para alcanzar los 2 m de profundidad. Se extrae el material y en cualquier punto, se toma la muestra de 5 cm. Se anota además, si el suelo orgánico alcanza los 2 m de profundidad o bien, la profundidad alcanzada. Cuando el terreno está inundado, o el nivel freático es muy superficial, se dificulta la toma de la muestra. Ya que la misma es lavada por el agua. Se recomienda esperar que bajen los niveles de agua.

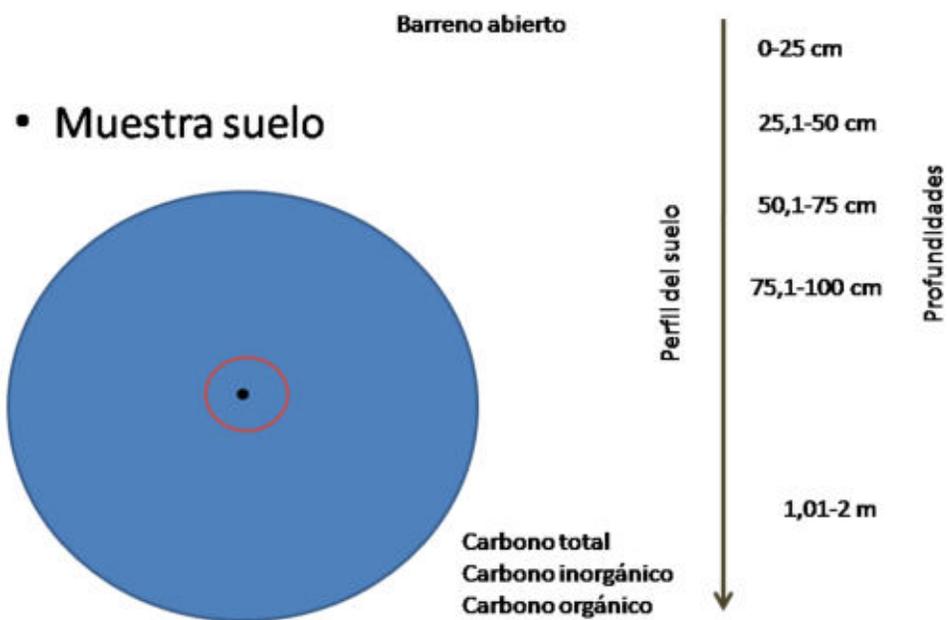


Figura 6. Ubicación del sitio de muestreo dentro de las parcelas circulares y profundidades para la recolección de la muestra.

En el caso de Cahuita (manglar Perezoso), los suelos están formados principalmente por sedimentos coralinos recientes, que hacen que estén expuesto a menos de 50 cm. En dicho caso, las muestras de suelo, sólo se tomaron cuando fue posible y a las profundidades en que fue posible.

En uno de los puntos de muestreo, se tomó una muestra de 5 cm de largo del centro de cada intervalo de profundidad para determinar la densidad aparente del suelo. El material restante fue homogenizado por profundidad y parcela, y una submuestra llevada al laboratorio de la UNA para análisis del contenido de carbono total. Las raíces gruesas (≥ 2 mm) fueron excluidas de las muestras de suelo.



Figura 7. Muestras de suelo colectadas con el barreno abierto para suelos no consolidados. (La imagen superior muestra la forma de insertar el barreno, la de la izquierda muestra la extracción de la muestra y la de la derecha muestra los 5 cm para llevar al laboratorio)

Densidad aparente del suelo

La muestra de 5 cm de suelo se seca en una estufa a 60 grados hasta alcanzar peso constate. Este proceso puede durar de 2 a 3 días, pero cuando hay piezas grandes de raíces o troncos, el proceso puede retrasarse. Algunos autores sugieren que puede secarse a 105 e incluso a 110 grados, pero no es recomendable porque el material puede convertirse en cenizas. La ecuación que describe la densidad aparente se presenta a continuación

$$Da \text{ (gcm}^{-3}\text{)} = \frac{\text{masa muestra seca (g)}}{\text{volumen muestra (m}^3\text{)}}$$

Da: densidad aparente (g cm⁻³)

Este cálculo contribuye con las variables requeridas para la estimación de carbono en cada una de las profundidades evaluadas.

Concentración de carbón en el suelo

Las muestras se envían a un laboratorio que utilice métodos estándares para la preparación y el análisis de la muestra. La combustión seca es el método que comúnmente se emplea para estimar el carbono total (Nelson y Sommers 1996).

La cantidad de carbono en cada profundidad del suelo se calcula siguiendo la siguiente relación

$$C_{sp} = Da(gcm - 3) * Ips * \% C$$

C_{sp}: carbono en el suelo por profundidad

Ips: intervalo de profundidad del suelo

% C: carbono total reportado por el laboratorio

En tanto, que el carbono total presente en el suelo se calcula sumando el carbono en el suelo para cada profundidad.

$$C_{st} = C_{sp1} + C_{sp2} + C_{sp3} + C_{sp4} + C_{sp5}$$

Carbono total en el ecosistema

Este se calcula agregando cada uno de los componentes que aportan carbono fijado al ecosistema, la materia viva o biomasa arriba del suelo, la biomasa muerta y el suelo, como se muestra en la siguiente ecuación

$$CT (Mgha - 1) = Ca_{\geq 5} + Ca_{< 5} + Cmc + Ch + Cst$$

CT: Carbono total

Cmc: Carbono madera caída

Ch: carbono en la hojarasca

Ca_{≥ 5}: Carbono fijado arriba del suelo en árboles con DAP mayores o iguales a 5 cm

Ca_{< 5}: Carbono fijado arriba del suelo en árboles con DAP menores a 5 cm

Posteriormente, se estima el carbono para el área total como se muestra en la siguiente ecuación

$$CRM (Mgha - 1) = CT (Mgha - 1) * A (ha)$$

CRM: carbono retenido en el manglar

A: área

Dado que para sustentar el inventario de gases invernadero y de emisiones los reportes son realizados como unidades de CO₂ equivalente (CO_{2e}), se puede transformar el carbono total (CT) a CO_{2e}. Para reportar de esta manera, es necesario aplicar la siguiente ecuación

$$CO_{2e} \text{ equivalente} = CRM (Mgha - 1) * 3.67$$

ANÁLISIS DE LOS DATOS

La estructura horizontal se estima empleando el método propuesto por Lamprecht (1990) y Louman y Nilsson (2001). Para lo cual se calcula el área basal (AG) y el número de individuos (N) por hectárea. Con esto, se calcula el índice de valor de importancia (IVI) de las especies presentes en el manglar según lo propuesto por Curtis y McIntosh (1951 citados por Lozada 2010). Para apoyar la interpretación de los datos, se grafica la distribución diamétrica del número total de individuos por hectárea, por sitio y por especie.

Para determinar la estructura vertical se emplea la metodología de IUFRO (Leibundgut 1958, citada por Lamprecht 1990) que define tres estratos de bosque a partir de la altura superior del dosel por localidad. La composición florística se realiza basada en la metodología propuesta por Melo y Vargas (2002). Igualmente, se calculan los índices de diversidad de Shannon–Wiener (H') y Alpha de Fisher (Harmmer *et al.*, 2001).

Para comprobar la normalidad de las distribuciones y la homocedasticidad de las varianzas, se realizan las pruebas de Shapiro-Wilks y de Levene a los residuos de los promedios de las variables diámetro, número de individuos, área basal, altura total, biomasa y carbono arriba del suelo.

La biomasa arriba del suelo se estima empleando métodos alométricos, debido a la fragilidad de estos ecosistemas y el interés de evaluarlos temporalmente. Dichos métodos no son destructivos y permiten estimar la biomasa total de un árbol mediante ecuaciones ajustadas para distintas especies o géneros.

Para las especies de mangle se empleó la ecuación desarrollada por Komiyama *et al.*, (2005), que utiliza como variables independientes, la densidad de la madera por especie y el DAP del árbol.

$$Bt = 0.251p * DAP^{2.56}$$

Bt = Biomasa total arriba del suelo (kg/árbol)

p = densidad de la madera por especie que en este caso se empleó para *Rhizophora mangle*: 0.80 (Richter y Dallwitz 2000); para *Laguncularia racemosa*: 0.762 y para *Avicennia germinans* 0.759 (MARENA 1994).

Para las otras especies, se empleó la ecuación desarrollada por Ortiz (1997) para bosques naturales basada en la altura y diámetro del individuo (Ecuación 2).

$$Bt = 0.01689 * D^{1.6651} * h^{1.4412}$$

h = Altura en m

Sin embargo, se han desarrollado otras ecuaciones que pueden ser empleadas a criterio del investigador. Para el caso específico de las especies presentes en Costa Rica se pueden emplear las siguientes ecuaciones alométricas para manglares (Komiya *et al.*, 2008)

Avicennia germinans

$$Bt = 0.140DB * H^{2.40} \text{ (Fromard et al., 1998)}$$

$$Bt = 0.0942DB * H^{2.54} \text{ (Imbert y Rollet 1989 a)}$$

Laguncularia racemosa

$$Bt = 0.102DB * H^{2.50} \text{ (Fromard et al., 1998)}$$

$$Bt = 0.209DB * H^{2.24} \text{ (Imbert y Rollet 1989 a)}$$

Rhizophora mangle

$$Bt = 0.178DB * H^{2.47} \text{ (Imbert y Rollet 1989 a)}$$

Rhizophora spp

$$Bt = 0.128DB * H^{2.60} \text{ (Imbert y Rollet 1989 a)}$$

$$Bt = 0.105DB * H^{2.68} \text{ (Clough y Scottt 1989 a)}$$

$$Bt = 0.00974(D^2 H)^{1.05} \text{ (Tamai et al., 1986)}$$

Ecuación común

$$Bt = 0.168pDBH^{2.47} \text{ (Chave et al., 2005)}$$

$$Bt = 0.199p^{0.899} D^{2.22} \text{ (Komiya et al., 2005)}$$

La cuantificación de la reserva de carbono para la biomasa arriba del suelo de los árboles de mangle (DAP \geq 5 cm) se realiza de acuerdo con Pearson *et al.*, (2007), y se considera la biomasa en megagramos donde un Mg es el equivalente a una tonelada, la cual se multiplica por el factor de conversión de contenido de carbono de 0,464 g C por 1 g de biomasa según por Murdiyarso *et al.*, (2009), Donato *et al.*, (2011), Kauffman & Cole (2010) y Kauffman & Donato (2011).

$$Ca \geq 5 \text{ o } Ca < 5 = Bt * 0.464 \text{ (Murdiyaso et al., 2009)}$$

Para árboles muertos en pie se utilizaron las mismas ecuaciones, pero asumiendo un 50% de pérdida por descomposición. La biomasa de la madera caída se calcula empleando las formulas y correcciones descritas por Van Wagner (1968) y Brown y Roussopoulus (1974) y considerando las densidades de la madera estandarizadas por el IPCC (2003). Los datos de biomasa fueron convertidos en contenidos de carbono según la especie tal y como proponen Murdiyaso *et al.*, (2009) y Kauffman y Donato (2012).

CONSIDERACIONES SOBRE LOS MÉTODOS EMPLEADOS

Los suelos de los manglares presentan contenidos importantes de carbono, dadas las condiciones anóxicas de estos ecosistemas que limitan la velocidad de descomposición de la materia orgánica. Además, el transporte de materiales producto de la intrusión de la marea y de los sistemas aluviales contribuye al mantenimiento de carbono en el suelo.

Se ha observado que existen diferencias alométricas entre las especies que están presentes en un ecosistema. Bajo condiciones ideales, se necesario desarrollar una ecuación por cada especie descrita. Ante la dificultad de esto, se han desarrollado ecuaciones genéricas (Chave *et al.*, 2005; Komiyama *et al.*, 2008) que requieren únicamente de la altura del árbol y la densidad de la madera para estimar la biomasa fijada.

BIOMARCC-SINAC-GIZ 2012 sugieren que la ecuación propuesta por Chave *et al.*, (2005) es un estimador conservador del carbono fijado por un ecosistema, sin embargo, las propuestas por Komiyama *et al.*, (2008) han sido mayormente empleadas en áreas de manglar a pesar, de que sus estimaciones son menos conservadoras.

Estos métodos permiten estimar el carbono fijado en la biomasa por encima del suelo. Pero para evaluar el carbono fijado en un ecosistema es necesario establecer la cantidad de carbono presente en el suelo producto de las raíces y del suelo. Algunas ecuaciones permiten estimar la biomasa de raíces en áreas tropicales (Cairns *et al.*, 1997), sin embargo, en los manglares la relación tallo-raíz parece ser menor como consecuencia de la presencia de raíces fúlcreas y los sustratos no consolidados y anóxicos (Komiyama *et al.*, 2008).

Fundamental es considerar que cerca del 34% carbono esta bajo el suelo, pero esto depende de la variación en la biomasa producto de la distribución latitudinal, es decir, la cantidad de carbono fijado en el suelo difiere de si el manglar está ubicado en Indonesia, Costa Rica o Puerto Rico. También influye la especie dominante en el manglar, la distancia de la línea de costa o del borde del estero y el estado sucesional.

Estos ecosistemas acumulan el carbono mitigando las liberaciones a la atmósfera. El cambio del uso del suelo libera el carbono fijado en los manglares; contribuyendo a incrementar los efectos del cambio climático. La pérdida de manglares reduce la resistencia y resiliencia de otros ecosistemas costeros al efecto del aumento del nivel del mar.

Las reservas de biomasa y carbono superaron las reportadas por algunos bosques secundarios y primarios del país. Por ejemplo, en bosque secundario de Guácimo, Limón, Costa Rica en la región del trópico húmedo reporta más bajo que los reportados en el estudio de Manrow y Vilchez (2012).

La protección de los suelos en áreas de manglar es fundamental dada la cantidad de carbono que se almacenan en éstos. Preocupa la tasa de deforestación que se reporta BIOMARCC-

SINAC-GIZ (2012), que indican que en 22 años aproximadamente 4000 ha de manglar liberando una cantidad considerable de carbono que aumenta el fenómeno de efecto invernadero y que constituyó un importante aporte con el cambio climático.

A nivel mundial, los manglares han sido identificados como espacios naturales con una importante capacidad de almacenamiento de carbono, son sistemas altamente productivos donde el reciclaje de nutrientes se realiza rápidamente.

Pero también se ha determinado su vulnerabilidad al cambio climático, por la cercanía a la línea de costa y las adaptaciones que presentan para permanecer en ambientes de estrés constante. Las amenazas fundamentales de estos sistemas son el aumento del nivel del mar que puede provocar inundación permanente o reducción del espacio de colonización. El cambio en el régimen de agua dulce, que puede ser aumento o disminución del mismo, impactará esta comunidad. Así como el aumento de la temperatura atmosférica que provoca estrés térmico, disminución de la tasa fotosintética, deshidratación y cambios en el patrón de floración y fructificación de la vegetación.

Estos ecosistemas contribuyen con la mitigación de los impactos del cambio climático en el planeta, debido a su capacidad de fijar carbono mediante la fotosíntesis y la producción de biomasa así como del almacenamiento del mismo en el suelo. Pero para conservarlos en el largo plazo es fundamental incluirlos dentro de los regímenes internacionales de mitigación de cambio climático como mecanismos de compensación ambiental y el desarrollo de estrategias de mitigación y adaptación de los impactos del cambio climático para las comunidades locales y regionales.

BIBLIOGRAFÍA

- BIOMARCC-SINAC-GIZ. (2012). Evaluación de carbono en el Humedal Nacional Terraba-Sierpe. San José-Costa Rica. 33 p.
- Bossi, R & Cintrón G. (1990). *Manglares del Gran Caribe: hacia un manejo sostenible*. Trad. J. Gonzalez. Puerto Rico. U.S. Asociación para la conservación del Caribe (CCA), Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUMA). 35 p.
- Bouillon, S.; Monroy, V. Twiley, R & Kairo, J. (2009). *Mangroves*. Pp. 12-21. In *The Management of Natural Coastal Carbon Sinks*. Laffoley, D & Grimsditch, G. (eds). UICN. Gland. Switzerland.
- Bouillon, S. (2011). Carbon cycle: storage beneath mangrove. *Nature Geoscience*. 4:282-283.
- Brown, J.K. & Roussopoulos, P.J. (1974). Eliminating biases in the planar intersect method for estimating volumes of small fuels. *Forest Science* 20: 250–256.
- CARICOM (Caribbean Coastal Marine Productivity). (2001). *Methods manual, levels 1 and 2: manual of methods for mapping and monitoring of physical and biological parameters in the coastal zone of the Caribbean (on line)*. CARICOMP Data Management Center. University of the West Indies Mona, Kingston JM. Consultado 01 setiembre 2013. Disponible en http://www.ima.gov.tt/home/images/stories/caricomp_manual_2001.pdf.
- CCT. Centro Científico Tropical (1989). *Tipos de suelos de Costa Rica*. Atlas Digital 2008. Instituto Tecnológico de Costa Rica. Cartago, Costa Rica. 1. CD-ROOM.
- Chave, J., Andalo, C., Brown, S., Cairns, M.A., Chambers, J. Q., Eamus, D., Fölster, H., Fromard, F., Higuchi, N., Kira, T. *et al.* (2005). Tree allometry and improved estimated of carbon stock and balance in tropical forests. *Oecologia* 145: 87-99.

- Cintrón Molero, G & Schaeffer Novelli, Y. (1984). *Methods for studying mangroves structure*. In The Mangrove ecosystem: research methods. Eds S. Snedaker y J. Snedaker. UNESCO, París. p. 91-113.
- Clogh, B.F. & K. Scott. (1989). Allometric relationships for estimating above-ground biomass in six mangroves species. *Forest Ecology and Management* 27: 117-127.
- Coll, M; Fonseca, A & Cortés, J. (2001). El manglar y otras asociaciones vegetales de la Laguna de Gandoca, Limón. Costa Rica. *Rev. Biol. Trop.* 49(2): 321-329.
- Cortés, J. & C. Jiménez. (2003). Coral reefs of the Caribbean coast of Costa Rica, p 223-239.
- Curtis, J. T.& McIntosh, R. P. (1951). An upland forest continuum in the prairie-forest border región of Wisconsin. *Ecology* 32, 3.
- Donato, D; Kauffman, J; Murdiyarso, D; Kurnianto, S; Stidham, M. & Kanninen, M. (2011). Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics (in line). *Nature Geoscience*. 4: 293-298. Consultado 09 setiembre 2013. Disponible en <http://www.cebem.org/cmsfiles/publications/mangrovecarbonstorage.pdf>.
- Fromard, F.; Puig, H; Mougin, E; Marty, G; Betoulle, J.L. & Cadamuro, L. (1998). Structure above-ground biomass and dynamics of mangrove ecosystems: new data from French Guiana. *Oecologia* 38: 256-261.
- Hammer, O; Harper, D. & Ryan, P. (2001). Palentological Statistics software package for education and data analysis (on line). *Paleontología Electrónica* 4(1): 1-9. Consultado 24 agosto 2013. Disponible en http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/past.pdf.
- Herrera, W. (1985). Clima de Costa Rica: Vegetación y clima de Costa Rica. Ed.DC. Gómez. San José, Costa Rica. EUNED. Vol 2. 118 p.
- Holdridge, L.R. (1987). *Ecología basada en zonas de vida*. San José. Costa Rica. IICA. 216 p.
- Kauffman, J. B. & Cole, T.G. (2010). Micronesian mangroves forest structure and tree responses to a severe Tryphon. (on line). *Wetlands* 30: 1077-1084.
- Kauffman, J.B. & Donato, D.C. (2012). *Protocols for the measurement, monitoring and reporting of structure, biomass and carbon stocks in mangrove forests*. Working Paper 86. CIFOR, Bogor, Indonesia.
- Keith, H. (2009). Re-evaluation of forest biomass carbón stocks and lessons from the world's most carbon-dense forest. *PNAS*. 106 (28): 11635-11640.
- Komiyama, A; Ong, J.E & Pongpan, S. (2007). Allometry, biomass and productivity of mangrove forest: a review. *Aquatic Botanic* 89(2): 128-137.
- ITCR Instituto Tecnológico de Costa Rica. (2008). *Atlas digital de Costa Rica*. Escuela de Ingeniería Forestal. ITCR. Cartago, Costa Rica. 1CD-ROOM.
- IPCC. (2003). Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Core Writing Team, Pachauri, R.K. and Reisinger, A. (Eds.) Geneva, Switzerland. pp 104.
- Fonseca, A.; Cortés, J. & Zamora, P. (2006). Monitoreo del manglar de Gandoca, Costa Rica (Sitio CARICOMP). *Rev. Biol. Trop.* 55(1):23-31.
- Jiménez, J.A. (1994). Los manglares del Pacífico Centroamericano. EFUNA. Heredia, Costa Rica.
- Laffoley, D & Grimsditch, G. (eds). (2009). *The Management of Natural Coastal Carbon Sinks*. UICN. Gland. Switzerland. 53 p.
- Lamprecht, H. (1990). *Silvicultura en los trópicos: los ecosistemas forestales en los bosques tropicales y sus especies arbóreas – posibilidades y métodos para un aprovechamiento sostenido-*. Trad. A. Carrillo, Eschborn, DE. GTZ. 335 p.

- Louman, B., Quirós, D. & Nilsson, M. (Eds) (2001). *Silvicultura de bosques latifoliados tropicales con énfasis en América Central*. Turrialba. Costa Rica. 265 p.
- Lozada Dávila, J. R. (2010). Consideraciones metodológicas sobre los estudios de comunidades forestales (on line). *Revista Forestal Venezolana*. 54(1): 77-88. Consultado 28 agosto 2013. Disponible en <http://www.saber.ula.ve/bitstream/123456789/31647/1/ensayo2.pdf>.
- Mainardi, V. (1996). El manglar Sierpe-Térraba en Costa Rica. Turrialba. Costa Rica. CATIE. 91 p.
- MARENA. (1994). Proyecto Nandarola/ MARENA- DED, *Plan de manejo de la cooperativa Pedro Joaquín Chamorro Cardenal*. Proyecto de protección del bosque. Managua, Nicaragua. 35 p.
- Manrow, M & Vilchez, B. (2012). Estructura, composición florística, biomasa y carbono arriba del suelo en los manglares Laguna de Gandoca y Estero Moín, Limón, Costa Rica. *Revista Forestal Mesoamericana KURÚ* 9 (23): 1-18.
- Melo Cruz, O & R. Vargas Ríos. (2002). Evaluación ecológica y silvicultural de ecosistemas boscosos (on line). Universidad de Tolima. Ibagué, Colombia. 235 p. Consultado 28 de agosto 2013. Disponible en http://desarrollo.ut.edu.co/tolima/hermesoft/portal/home_1/rec/arc_7201.pdf.
- Moreno, P.; Rojas, J.L.; Zárate, M. Ortiz, A.; Lara, L & Saavedra, T. (2002) Diagnóstico de los manglares de Veracruz: distribución, vínculo con los recursos pesqueros y su problemática. *Madera y Bosques* 8 (Es1): 61-88.
- Murdiyarto, D; Donato, D; Kauffman, J; Kurnianto; S; Stidham, M & Kanninen, M. (2009). *Carbon storage in mangrove and peatland ecosystems: A preliminary account from plots in Indonesia*. Center for International Forestry Research Center for International Forestry Research CIFOR. Bogor Barat, Indonesia. 37p.
- Nelson, D.W & L.E. Sommers (1996). *Total carbon, organic carbon and organic matter. Methods of soil analysis: part 3, Chemical methods*. D.L. Sparks. Madison, Wisconsin, USA., Soil Science Society of America, Inc. and American Society of Agronomy, Inc. number 5 in SSSA Book Series: 961-1010.
- Ong, J.E. & Gong, W.K. (2013) *Structure, Function and Management of Mangrove Ecosystems*. ISME Mangrove Educational Book Series No. 2. International Society for Mangrove Ecosystems (ISME), Okinawa, Japan, and International Tropical Timber Organization (ITTO), Yokohama, Japan.
- Ortiz Malavasi, E. (1997). *Refinement and evaluation of two methods to estimate aboveground tree biomass in tropical forest*. Thesis Ph.D. New York, US. State University of New York. 116 p.
- Pearson, T.R.H., Brown, S.L. & Birdsey, R.A. (2007). Measurement guidelines for the sequestration of forest carbon. General Technical Report-NRS-18, USDA Forest Service, Northern Research Station Newtown Square, USA.
- Piedrahita, J. (1997). El arrecife coralino de Punta Cahuita: origen de un pueblo y un parque nacional, experiencias para el desarrollo sostenible. Edit. La Nación S.A., San José.
- Pizarro, F.; Piedra, L.; Bravo, J. Asch, J. & Asch, C. (2004). *Manual de procedimientos para el manejo de los manglares de Costa Rica*. Heredia, Costa Rica. EFUNA. 132 p.
- Richter, H.G. & Dallwitz, M.J. (2000). Commercial timbers: descriptions, illustrations, identification and information retrieval (on line). Consultado 26 agosto 2013. Disponible en <http://delta-intkey.com/wood/es/www/rhirhman.htm>.

- Sanjurjo Rivera, E. & Welsh Casas, S. (2005). Una descripción del valor de los bienes y servicios ambientales prestados por los manglares. *Gaceta Ecológica* 74 (ene-mar): 55-68.
- Van Wagner, C.E. (1968). The line intersect method in forest fuel sampling. *Forest Science* 24: 469-483.
- Zamora, N.; Jiménez, Q. & Poveda, L. J. (2000). *Árboles de Costa Rica*. 1 Vol II. Centro Científico Tropical, Conservación Internacional & Instituto Nacional de Biodiversidad. Ed. INBio. 374 p.

AGRADECIMIENTOS

A la comunidad de Gandoca por su apoyo y entusiasmo. A los funcionarios del área de Conservación La Amistad-Caribe, del Sistema Nacional de Áreas de Conservación del Ministerio de Ambiente. A los funcionarios del Parque Nacional Cahuita. Este proyecto es financiado por Fondos de Ley de Pesca de la Escuela de Ciencias Biológicas, se encuentra inscrito en la Dirección de Investigación bajo el código 0166-12 de la Universidad Nacional y cuenta con el permiso de investigación R-ACLAC-PI-004-2013. A Karla Rojas, Nicllen Rodríguez, Maikol Castillo, Marco Ramírez y Vanessa Morales por el apoyo en el trabajo. A Research Grants on Innovative Application of ICTs in Addressing Water-related Impacts of Climate Change por el apoyo financiero.



BIOINVASIONES MARINAS

GUIDE FOR DETECTING AND MONITORING INTRODUCED MARINE SPECIES

Rosana Moreira da Rocha¹, Carmen Primo²

¹ Departamento de Zoologia, Universidade Federal do Paraná,

² National Centre for Marine Conservation and Resource Sustainability, Australian Maritime College, University of Tasmania. Email: rmrocha@ufpr.br c.primo@amc.edu.au.

INTRODUCTION

Until the middle of the Twentieth century, the main concern of ecologists was to understand and explain the natural world, ignoring anthropogenic habitats, ecosystems and influences. Human interference was seen as noise that would only confound the main goal. But, around 40 years ago, ecologists began to examine urban ecosystems, fragmented and degraded landscapes, polluted regions and the global effects of human activities began to dominate the discussion. Subsequently, introduced species (species that have been intentionally or accidentally introduced in a region by anthropogenic vectors) began to be perceived as one of the major human impacts on ecosystems. At the same time, commerce became globalized during these last 50 years and transportation of species escalated at even greater rates (Carlton & Geller 1993). Now, introduced species are generally understood as one of the most prejudicial aspects of global change (Vitousek *et al.*, 1996; Bright, 1999; Occhipinti-Ambrogi & Savini, 2003) and that introduced species should be considered as biological pollution (Elliott, 2003; Olenin *et al.*, 2011).

The transportation of a species to a new geographical region is only the first step in the process of invasion. Once overcoming the environmental barriers associated with the transport vector, the species has to interact with the new community in which it was introduced and reproduce successfully to become established. Once established, many species maintain small populations for many years while others grow very fast and become invasive (Blackburn *et al.*, 2011)□. Degradation of the environment due to excess food (eutrophication) or of a previously limiting nutrient, or even a change in temperature or salinity may trigger the uncontrolled growth of populations of exotic species (Occhipinti-Ambrogi & Savini, 2003).

Few species are able to go through all these steps, but for those that become invasive, environment degradation commonly follows leading to economic losses that may be huge. Some examples in marine systems are the growth of ascidians on bivalve cultures (LeBlanc *et al.*, 2003)□, the rapid spread of the lion-fish around Cuba with the potential of extinguishing many prey species (Chevalier-Monteagudo *et al.*, 2010)□, the spread of the sun-coral on rocky shores in coastal Brazil and its impacts on the native sessile communities (Lages *et al.*, 2011; Mantelatto *et al.*, 2011), the construction of calcareous reefs which change hydrology and

sediment deposition by the polychaete *Ficopomatus enigmaticus* in shallow estuaries (Schwindt *et al.*, 2004).

CRITERIA FOR DETERMINATION OF THE NATIVE OR NON-NATIVE STATUS OF A MARINE SPECIES

Ten criteria have been suggested to determine the residency status of species (Chapman and Carlton 1991, 1994): (1) not previously recorded in the region; (2) local expansion in range following introduction (3) association with human mechanism(s) of dispersal; (4) association with known introductions; (5) prevalence in or restriction to artificial or altered environments; (6) limited distribution compared to other, similar, native species in the same region; (7) discontinuous or restricted regional distribution; (8) insufficient active dispersal capabilities to account for the observed distribution; (9) insufficient passive dispersal capabilities to account for the observed distribution; (10) phylogenetically close taxa in different oceans suggesting exotic evolutionary origin. Other criteria may be added to these (Rocha & Kremer, 2005; Rocha *et al.*, 2009): (11) known to be introduced in other regions, suggesting transport capability; (12) presence in aquacultural systems. Hewitt & Campbell are currently working on these criteria (*pers. comm.*).

Only regions with a good knowledge of their biodiversity can use criterion (1), arguably the most trustworthy. This emphasizes the need for many countries to urgently promote biodiversity surveys to be better prepared for early detection of biological introductions. Introduction of species are occurring today, every day (Carlton, 2003), and the sooner surveys are started, the sooner local managers will be prepared to detect them and take action.

Using any single criterion is not enough to classify a species as introduced, because exceptions may apply to each criterion (Chapman & Carlton, 1991). At the same time, introduced species usually match three or four criteria, and the more criteria that fit, the greater the confidence of a correct classification.

Some species are now cosmopolitan and in many human altered environments in all oceans. For these species it is difficult, perhaps impossible, to determine their native geographical region, given they have been traveling for so long and that multiple introductions are probable (Rius *et al.*, 2008; Pineda *et al.*, 2011)□. For species with insufficient evidence to determine whether they are native or introduced in a region, Carlton (1996) coined the term cryptogenic.

To determine whether a species is invasive is even more difficult, because, by definition, its presence has to be associated with interference in natural communities or economic loss (Blackburn *et al.*, 2011). Surveys to detect introductions do not provide the information necessary to say that a species is also invasive. At most, potential invasives can be suggested, either because they are too abundant, or seem to be tolerant to a wide variety of environmental conditions, or they have a large reproduction output, or because they have been reported as invasive in other regions. In these cases, long term studies are required to evaluate population dynamics and the role of these target species in the community (e.g. Hanekom, 2008; Lages *et al.*, 2011).

Another relevant point about bioinvasions is that species should be classified in relation to a given location and not geo-political limits. Countries with long coasts, such as Brazil or the United States, or with more than one ocean, like most countries in Central America, can have

regional introductions, from one coast to the other, or from one part of the country to the other. Thus, a species could be native in one coast of the country and introduced in another. These regional introductions might be as prejudicial as international introductions, and should not be underestimated, even though they are less often reported.

MANAGEMENT OF MARINE BIOLOGICAL INVASIONS

Prevention is always the best management strategy, but often it is not possible because bioinvasions are difficult at best to predict. Even if species traits inform us of the capacity of a species to invade (Nyberg & Wallentinus, 2005), the actual establishment of a species depends on chance, timing of introduction and environmental conditions of the receptor ecosystem. The greater the propagule pressure, the greater the chance of appropriate conditions to coincide with the arrival of a new species (Johnston *et al.*, 2009).

Prevention includes two steps: pre-border control, which is difficult to implement because it depends on international agreements and legislation. But now, it is at least available for control of ballast water (IMO, 2004). Second, early detection on arrival, based on surveys/monitoring programs developed in high-risk areas, followed by fast response by managers (Olenin *et al.*, 2011). Prevention is the most cost-effective procedure on the invasion pathway. Once an exotic species is established, eradication is costly and usually unsuccessful. One of the very few examples of well succeeded intervention was the eradication of *Mytilopsis* sp. in Darwin Harbour estuary, Australia by Bax *et al.* (2002). In this example, detection was early, response was fast and the species was contained in only one estuary.

DETECTION OF INTRODUCED MARINE SPECIES

Exotic species are most easily noticed in terrestrial environments, where we can see nature around us. This is also reflected in that most of the influential studies on bioinvasions are on plants (Pyšek *et al.*, 2006)□. In marine environments, the difficulty to detect and study introduced species is twofold: 1. very few people are in frequent contact with this environment, and when they are, they usually only explore the very shallow coastal sites; 2. most phyla comprise very diverse small marine invertebrates that are either difficult to identify or remain undescribed. Furthermore (as previously noted), without prior knowledge of the native fauna in any region the geographical status of any species is difficult to determine, such as the case of most coasts and islands in the tropics. Thus, it is urgent that surveys in these regions be initiated. A baseline knowledge of biodiversity developed today will be a useful tool towards the recognition and early detection of introductions in the future.

Recognition of the vectors for marine introductions is the first step to the establishment of a detection program. Ships are well-known to be the main vectors for long distance introductions. Ships have different environments in which species may travel: the ballast tanks where adults and larvae can dwell in the sediments, on the walls of the tanks or suspended in the water (Carlton & Geller, 1993; Hewitt *et al.*, 2009)□; the hull on which sessile species can attach (Ashton *et al.*, 2006; Mineur *et al.*, 2007)□, the sea-chest, a recessed box in which delicate species can attach to the walls (Coutts *et al.*, 2003; Coutts & Dodgshun, 2007) and anchor chains (Ruitton *et al.*, 2005)□□. The second most important vector is the mariculture industry, where gear and animals are interchanged among regions without quarantine to deal with associated communities

(McKindsey *et al.*, 2007). Important regional or local vectors is the fleet of small fishing and recreational boats that cover variable distances along the coast (Murray *et al.*, 2011; Kelly *et al.*, 2012)□. With these vectors in mind, it is clear that ports and marinas, small piers and mariculture farms are the target habitats to look for introduced species.

In a detection program, it is imperative that a large group of taxonomists specialized in different zoological and algal groups form a comprehensive part of the research team. Only specialists will be able to correctly identify the organisms to species level, which is essential for determining the status (native or not) of the species in the region. Also, specialists have the necessary knowledge or means to assess information about the biology and behavior of the group, general physiological tolerances, form of reproduction, geographical distribution, and thus are able to determine status and potential risks of the species in the region.

The team of specialists should be formed some time before beginning field campaigns, so that they will have time to put together all the previous information about the species in the region. The historical record of species is an invaluable tool to detect introductions.

Surveys

RAS – Rapid Assessment Survey

A first approach to detect introductions in a region would be the Rapid Assessment Survey – RAS. The idea is to put together a group of taxonomic specialists in different zoological and algal groups to survey sites in a given region for a standard amount of time. The goal is to rapidly collect and identify or at least record the greatest number of species possible. The RAS procedure is usually chosen when many sites are to be searched in a few days and it ensure that all (or most) of the specialists will be able to join the group during the whole campaign, and thus all sites have the same sampling effort. Examples can be found in Cohen *et al.* (2005), Pederson *et al.* (2005) and Mathieson *et al.* (2008). A drawback in this procedure is that results are better in well known regions with a relatively less diverse community. It also needs lab support, since many groups will only be properly identified under magnification of an optic instrument, some degree of dissection or other procedure. It is also important to make labeled vouchers of all organisms to be deposited in a Museum collection for future taxonomic study or checking.

All types of habitats should be included and sampled with routine techniques: plankton nets of different sizes for zoo and phytoplankton, sediment samplers such as Van Veen or small dredges, and visual inspection of hard substrates such as ropes, tires, buoys, floaters walls. Ideally a RAS should also include diving activities to inspect hard substrates such as boats hulls, barges, oil rigs, wharf piles, sewage and storm water drains. A recent review showed that hard substrates are usually more prone to the establishment of introduced species (Ruiz *et al.*, 2009), thus they should receive priority during rapid surveys.

Australian (CSIRO-CRIMP) Protocols

Hewitt & Martin (1996, 2001) developed a series of protocols for undertaking port baseline evaluations for marine bioinvasions while working at the Centre for Research on Introduced Marine Pests (CRIMP, CSIRO). The goal of these protocols is to identify species status (introduced, cryptogenic or native), to determine distributions and to identify introduced species pathways and vectors.

The Australian protocols are designed to maximise the detection of introduced marine species. It is assumed that non-indigenous species that have been recently introduced will have limited

distributions and therefore they are most likely to be detected near the point of inoculation. Hewitt & Martin (1996) prioritised potential sampling sites according to their predicted inoculation pressure.

A comprehensive coverage of all habitats with potential presence of introduced species is essential. These habitats include high traffic regions (such as ports and marinas, areas around wharf piles, and adjacent soft substrates), followed by areas frequented by fishing vessels and recreational vessels and marine protected areas. To ascertain a thorough sampling, surveys should be undertaken using a variety of sampling methods that provide a combination of quantitative, semi-quantitative and qualitative data (Campbell *et al.*, 2007). Environmental data such as temperature, salinity, turbidity, meteorological data or sediment composition are also recorded in surveys following these protocols to identify linkages between environmental characteristics and level of invasion.

The protocols also provide guidelines for specimen handling, preservation methods (depending on the taxonomic group), and information and specimen archiving. Specimens should be identified to species level (or to the lowest taxonomic level if species identification is not possible), and identification verified by taxonomic experts when possible. Detailed descriptions of all procedures can be found in Hewitt & Martin (1996, 2001).

A drawback of the Australian protocols is that, while they try to find balance between survey benefits and cost, they are often time-consuming (with surveys extending from 3 days to 1 month; Campbell *et al.*, 2007) and costly (costs including mainly personnel, field and laboratory costs, and taxonomic verification). However, when comparing different survey methods, the cost per site of these protocols is similar to the Rapid Assessment Surveys (Campbell *et al.* 2007).

Passive collectors

The RAS procedure and Australian protocols for baseline port surveys are an instantaneous snapshot of a site and although very efficient in low diversity sites, have drawbacks related to seasonality of the organisms. Even a very efficient team of researchers will not detect species in resting stages or simply not present during the time of the field work. Sampling collectors are an alternative procedure to detect bioinvasions (Campbell *et al.*, 2007). Leaving collectors in the field for some pre-determined amount of time, will permit that reproducing species during that time colonize the collector and be detected. To be efficient, collectors should comprise many different micro habitats so that many organisms be attracted to them. Settling panels should be dark, sanded and deployed horizontally to enhance invertebrate settlement. Different material (PVC, polyethylene, wood, metal, granite) will also attract different species (Glasby, 2000; Glasby & Connell, 2001; Cangussu *et al.*, 2010; Sephton *et al.*, 2011). Sandwiches of horizontal parallel panels will create a dark internal habitat in the space between panels, which will also increase the number of species that colonize them. Many invertebrates such as bivalves like thread-like substrates for attachment, which can be provided by a frayed rope, or a bag of nylon threads such as bulbous Tuffly™ Pads. Vagile animals will also colonize three-dimensional structures made of bath sponge or nylon threads.

Many studies using passive collectors leave them immersed for three months, when they are replaced by clean ones. Why three months? More time will permit species accumulate and let organisms grow, since juveniles are usually more difficult to identify. This time can be modified depending on the supply pressure of recruits in the region. When recruitment is too rapid, space is quickly occupied and so waiting longer to recover them will not enhance detection. But,

deploying some long-duration structures (6 months or one year) may still be a good strategy to detect species that only recruit on established communities.

Although not instantaneous, a two- to three-month-old collector still surveys a short temporal window of reproducing species. Due to environment seasonality, it is still necessary to deploy collectors in different times of the year, if not year round. At least periods of different environment conditions should be surveyed, such as dry and rain season, or low and high temperature or different food availability times.

Passive collectors should be inspected in the lab under magnification with optical instruments by trained people who can separate morphospecies and classify them in inclusive groups such as Phylum, Class or Family. Then, the material can be sent to specialists for further identification and status determination. This way, passive collectors have the advantage of sampling small, transparent and low abundant species that would not be seen in a RAS procedure. Since field work is faster, more sites can be surveyed this way.

Soft species such as ascidians suffer a lot from predation, specially as juveniles, and unless predation is avoided, they will remain undetected (Marins *et al.*, 2009). Colonization plates mounted as sandwiches also avoid predation by fish and large invertebrates inside the sandwich. Other option is to put the plates inside exclusion cages or inside oyster lantern-nets that will also exclude large predators. Plates should also be hung by a rope and do not touch columns or walls, thus avoiding being reached by crawling invertebrates.

Monitoreo

El seguimiento a largo plazo generalmente se considera un segundo tipo de herramienta, que generalmente deja de utilizarse por falta de apoyo financiero. Sin embargo, la reciente comprensión de la necesidad de datos a largo plazo para detectar efectos del cambio ambiental y climático ha demostrado el importante papel de los monitoreos a largo plazo.

Dado que, como se mencionó anteriormente, la erradicación de las especies establecidas es muy difícil y ha tenido éxito sólo en muy pocos casos (por ejemplo, Bax *et al.*, 2002; Wotton *et al.*, 2004), el monitoreo también es necesario para la detección temprana de la introducción de especies, cuando la gestión es todavía posible. Para tener éxito en la detección de las especies introducidas, el seguimiento debe ser fácil y rápido y la elección de las especies objetivo es una manera de alcanzar esta meta (por ejemplo Minchin, 2007, pero también ver Bishop & Hutchings, 2011). Las especies objetivo son generalmente identificadas como las más probables en llegar y causar un daño significativo o cualquier especie que ya ha llegado y que el crecimiento de la población debe ser controlado.

Public awareness of target species and involvement in detection and management procedures is essential to the success of any invasion control program (e.g. in Gittenberger, 2007; Olenin *et al.*, 2011). Vessels crew, fisherman, divers, and aquaculture staff comprise the focus group for a detection/control program, because their day-by-day activities will enhance their ability to recognize and deal with invasions. Identification guides with pictures of target species and information about their main habitat are essential as educational material for public awareness. As more and more people start looking for introduced species, the earlier they will be detected.

Also, databases on introduced species should be made available on-line, with free access to managers, public and international society. Information on localities of the records of the species, biological traits, physiological tolerance limits, possible risks of economic or environmental impacts, should also be included when available (Olenin *et al.*, 2011).

FINAL REMARKS

No country with ocean shores is free from the introduction of marine species, either directly at their ports, or indirectly through the spread of a species from adjacent countries because of environment degradation or climate change. Some of these introductions can become invasive and cause great economical and social losses. It is very difficult to predict which new introduction will become invasive and so prevention, early detection and fast management response are the most cost-effective procedures. Every country should develop a program for detection and management of marine introduced species and the sooner they start, the better will be their chances of avoiding undesirable invasives.

REFERENCES

- Ashton, G., Boos, K., Shucksmith, R., & Cook, E. (2006). Risk assessment of hull fouling as a vector for marine non-natives in Scotland. *Aquatic Invasions*, 1, 214–218.
- Bax, N.J., Hayes, K. R., Marshall, A. J., Parry, D. L., & Thresher, R. E. (2002). Man-made marinas as sheltered islands for alien marine organisms: Establishment and eradication of an alien invasive marine species. *Turning the tide: the eradication of invasive species*. (ed. by C.R. Veitch and M.N. Clout), pp. 26–39. IUCN, Gland & Cambridge.
- Bishop, M. J. & Hutchings, P. A. (2011). How useful are port surveys focused on target pest identification for exotic species management? *Marine Pollution Bulletin*, 62, 36–42.
- Blackburn, T. M., Pyšek, P., Bacher, S., Carlton, J. T., Duncan, R. P., Jarošík, V., Wilson, J. R. U., & Richardson, D. M. (2011). A proposed unified framework for biological invasions. *Trends in Ecology & Evolution*, 26, 333–339.
- Bright, C. (1999). Invasive species: pathogens of globalization. *Foreign Policy*, 116, 50–64.
- Campbell M. L., Gould B., & Hewitt C. L. (2007). Survey evaluations to assess marine bioinvasions. *Marine Pollution Bulletin*, 55, 360–378.
- Cangussu, L. C., Altvater, L., Haddad, M. A., Cabral, A. C., Linzmeier, H., & Rocha, R. M. (2010). Substrate type as a selective tool against colonization by non-native sessile invertebrates. *Brazilian Journal of Oceanography*, 58, 219–231.
- Carlton, J. T. (1996). Biological Invasions and Cryptogenic Species. *Ecology*, 77, 1653–1655.
- Carlton, J. T. (2003). Community assembly and historical biogeography in the North Atlantic Ocean: the potential role of human-mediated dispersal vectors. *Hydrobiologia*, 503, 1–8.
- Carlton, J. T. & Geller, J. B. (1993). Ecological roulette: The global transport of nonindigenous marine organisms. *Science*, 261, 78–82.
- Chapman, J. W. & Carlton, J. T. (1991). A test of criteria for introduced species: the global invasion of the isopod *Synidotea laevidorsalis* (Miers, 1881). *Journal of Crustacean Biology*, 11, 386–400.
- Chapman, J. W. & Carlton, J. T. (1994). Predicted discoveries of the introduced isopod, *Synidotea laevidorsalis* (Miers, 1881). *Journal of Crustacean Biology*, 14, 700–714.
- Chevalier-Monteagudo, P. P., Caballero-Aragón, H., Fernández Osoria, A., Varela Pérez, C. M., Corrada, R. I., Cubero-Piloto, Y., Cobián, D., Montes, M. E., & Hernández, J. L. (2010). El pez león: principal amenaza a la conservación de los ecosistemas marinos de Cuba. *La*

- biodiversidad en ecosistemas marinos y costeros del litoral de Iberoamérica y el cambio climático: I. Memorias del Primer Taller de la RED CYTED BIODIVMAR.* (ed. by A.C. Hernandez-Zanuy and P.M. Alcolado), pp. 154–158. Red Cyted, Havana.
- Cohen, A. N., Harris, L. H., Bingham, B. L., Carlton, J. T., Chapman, J. W., Lambert, C. C., Lambert, G., Ljubenkov, J. C., Murray, S. N., Rao, L. C., Schwindt, E., & Reardon, K. (2005). Rapid Assessment Survey for exotic organisms in southern California bays and harbors, and abundance in port and non-port areas. *Biological Invasions*, *7*, 995–1002.
- Coutts, A. D. M. & Dodgshun, T. J. (2007). The nature and extent of organisms in vessel sea-chests: a protected mechanism for marine bioinvasions. *Marine Pollution Bulletin*, *54*, 875–886.
- Coutts, A. D. M., Moore, K. M., & Hewitt, C. L. (2003). Ships' sea-chests: an overlooked transfer mechanism for non-indigenous marine species. *Marine Pollution Bulletin*, *46*, 1504–1515.
- Elliott, M. (2003). Biological pollutants and biological pollution—an increasing cause for concern. *Marine Pollution Bulletin*, *46*, 275–280.
- Gittenberger, A. (2007). Recent population expansions of non-native ascidians in The Netherlands. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, *342*, 122 – 126.
- Glasby, T. M. (2000). Surface composition and orientation interact to affect subtidal epibiota. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, *248*, 177–190.
- Glasby, T. M. & Connell S. D. (2001). Orientation and position of substrata have large effects on epibiotic assemblages. *Marine Ecology Progress Series*, *214*, 127–135.
- Hanekom, N. (2008). Invasion of an indigenous *Perna perna* mussel bed on the south coast of South Africa by an alien mussel *Mytilus galloprovincialis* and its effect on the associated fauna. *Biological Invasions*, *10*, 233–244.
- Hewitt, C. L. & Campbell M. L. (2007). Mechanisms for the prevention of marine bioinvasions for better biosecurity. *Marine Pollution Bulletin*, *55*, 395–401.
- Hewitt, C. L. & Martin R. B. (1996). Port surveys for introduced marine species - Background considerations and sampling protocols. CRIMP Technical Report 4. CSIRO Division of Fisheries, Hobart, 40 pp.
- Hewitt, C. L. & Martin, R. B. (2001). Revised protocols for baselines port surveys for introduced marine species: survey design, sampling protocols and specimen handling. CRIMP Technical Report 22. CSIRO Division of Fisheries, Hobart, 46 pp.
- Hewitt, C. L., Gollasch, S., & Minchin, D. (2009). The Vessel as a Vector – Biofouling, Ballast Water and Sediments. *Biological Invasions in Marine Ecosystems* (ed. by G. Rilov and J.A. Crooks), pp. 117–131. Springer-Verlag, Berlin.
- IMO (2004). Available at: <http://www.imo.org>.
- Johnston, E. L., Piola R. F., & Clark G. F. (2009). The role of propagule pressure in invasion success. *Biological Invasions in Marine Ecosystems*. (ed. by G. Rilov and J.A. Crooks), pp. 133–151. Springer-Verlag, Berlin.
- Kelly, N. E., Wantola, K., Weisz, E., & Yan, N. D. (2012). Recreational boats as a vector of secondary spread for aquatic invasive species and native crustacean zooplankton. *Biological Invasions*, DOI 10.1007/s10530-012-0303-0.
- Lages, B. G., Fleury, B. G., Menegola, C., & Creed, J. C. (2011). Change in tropical rocky shore communities due to an alien coral invasion. *Marine Ecology Progress Series*, *438*, 85–96.

- LeBlanc, A. R., Landry, T., & Miron, G. (2003). Fouling organisms of the blue mussel *Mytilus edulis*: Their effect on nutrient uptake and release. *Journal of Shellfish Research*, 22, 633–638.
- Mantelatto, M. C., Creed, J. C., Mourão, G. G., Migotto, A. E., & Lindner, A. (2011). Range expansion of the invasive corals *Tubastraea coccinea* and *Tubastraea tagusensis* in the Southwest Atlantic. *Coral Reefs*, 30, 397–397.
- Marins, F. O., Novaes, R. L. M., Rocha, R. M., & Junqueira, A. O. R. (2010). Non indigenous ascidians in port and natural environments in a tropical Brazilian bay. *Zoologia*, 27, 213–221.
- Marins, F. O., Oliveira, S. C., Maciel, V. N. M., & Skinner, L. F. (2009). Reinclusion of *Ciona intestinalis* (Asciacea: Cionidae) in Brazil—a methodological view. *Journal Marine Biodiversity*, 2, e112, DOI 10.1017/S175526720900116X.
- Martin, J. L., Legresley, M. M., Thorpe, B., & McCurdy, P. (2011). Non-indigenous tunicates in the Bay of Fundy, eastern Canada (2006–2009). *Aquatic Invasions*, 6, 405–412.
- Mathieson, A. C., Pederson, J., & Dawes, C. J. (2008). Rapid Assessment Surveys of fouling and introduced seaweeds in the northwest Atlantic. *Rhodora*, 110, 406–478.
- McKindsey, C. W., Landry, T., & Beirn, F. X. O. (2007). Bivalve aquaculture and exotic species: a review of ecological considerations and management issues. *Journal of Shellfish Research*, 26, 281–294.
- Minchin, D. (2007). Rapid coastal survey for targeted alien species associated with floating pontoons in Ireland. *Aquatic Invasions*, 2, 63–70.
- Mineur, F., Johnson, M. P., Maggs, C. A. & Stegenga, H. (2007). Hull fouling on commercial ships as a vector of macroalgal introduction. *Marine Biology*, 151, 1299–1307.
- Murray, C. L. C., Pakhomov, E. A., & Therriault, T. W. (2011). Recreational boating: a large unregulated vector transporting marine invasive species. *Diversity and Distributions*, 17, 1161–1172.
- Nyberg, C. D. & Wallentinus, I. (2005). Can species traits be used to predict marine macroalgal introductions? *Biological Invasions*, 7, 265–279.
- Occhipinti-Ambrogi, A. & Savini, D. (2003). Biological invasions as a component of global change in stressed marine ecosystems. *Marine Pollution Bulletin*, 46, 542–551.
- Olenin, S., Elliott, M., Bysveen, I., Culverhouse, P. F., Daunys, D., Dubelaar, G. B. J., Gollasch, S., Gouletquer, P., Jelmert, A., Kantor, Y., Mézeth, K. B., Minchin, D., Occhipinti-Ambrogi, A., Olenina, I., & Vandekerckhove, J. (2011). Recommendations on methods for the detection and control of biological pollution in marine coastal waters. *Marine Pollution Bulletin*, 62, 2598–2604.
- Pederson, J., Bullock, R., Carlton, J. T., Dijkstra, J.A., Dobroski, N., Dyrinda, P., Fisher, R., Harris, L. G., Hobbs, N., Lambert, G., Lazo-Wasem, E., Mathieson, A. C., Miglietta, M. P., Smith, J., Smith III, J., & Tyrrell, M. C. (2005). Rapid assessment survey of non-native and native marine species of floating dock communities, August 2003. MIT Sea Grant College Program Publication No. 05-3.
- Pineda, M. C., López-Legentil, S., & Turon, X. (2011). The whereabouts of an ancient wanderer: global phylogeography of the solitary ascidian *Styela plicata*. *PLoS ONE*, 6, e25495.
- Pyšek, P., Richardson, D. M., & Jarošík, V. (2006). Who cites who in the invasion zoo: insights from an analysis of the most highly cited papers in invasion ecology. *Preslia*, 78, 437–468.
- Rius, M., Pascual, M., & Turon, X. (2008). Phylogeography of the widespread marine invader *Microcosmus squamiger* (Asciacea) reveals high genetic diversity of introduced populations and non-independent colonizations. *Diversity and Distributions*, 14, 818–828.

- Rocha, R. M. & Kremer, L. P. (2005). Introduced ascidians in Paranaguá Bay, Paraná, southern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 22, 1170–1184.
- Rocha, R. M., Kremer, L. P., Baptista, M. S., & Metri, R. (2009). Bivalve cultures provide habitat for exotic tunicates in southern Brazil. *Aquatic Invasions*, 4, 195–205.
- Ruitton, S., Javel, F., Culioli, J. M., Meinesz, A., Pergent, G., & Verlaque, M. (2005). A first assessment of the *Caulerpa racemosa* (Caulerpales, Chlorophyta) invasion along the French Mediterranean coast. *Marine Pollution Bulletin*, 50, 1061–1068.
- Ruiz, G. M., Freestone, A. L., Fofonoff, P. W., & Simkanin, C. (2009). Habitat distribution and heterogeneity in marine invasion dynamics: the importance of hard substrate and artificial structure. *Marine Hard Bottom Communities* (ed. by M. Wahl), pp. 321–332. Springer-Verlag, Berlin.
- Schwindt, E., Iribarne, O. O., & Isla, F. I. (2004). Physical effects of an invading reef-building polychaete on an Argentinean estuarine environment. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 59, 109–120.
- Sephton, D., Vercaemer, B., Nicolas, J. M., & Keays, J. (2011). Monitoring for invasive tunicates in Nova Scotia, Canada; 2006-2009. *Aquatic Invasions*, 6, 26–28.
- Vitousek, P. M., D'Antonio, C. M., Loope, L. L., & Westbrooks, R. (1996). Biological invasions as Global environmental change. *American Scientist*, 84, 218–228.
- Wotton, D. M., O'Brien, C., Stuart, M. D., & Fergus, D. J. (2004). Eradication success down under: heat treatment of a sunken trawler to kill the invasive seaweed *Undaria pinnatifida*. *Marine Pollution Bulletin*, 49, 844–849.

ACKNOWLEDGEMENTS

This paper was elaborated as result of the II Meeting of the CYTED NETWORK BIODIVMAR (410RT0396), celebrated in Camboriú, Brasil (2012) by generous support from the Collaboration Program of Sciences and Technology for the Development (CYTED).

PROTOCOLO PARA EL ESTUDIO DEL PEZ LEÓN (*PTEROIS SPP.*) EN CUBA

**Pedro P. Chevalier Monteagudo*¹, Hansel Caballero Aragón¹, Alexis
Fernández Osoria¹, Raúl I. Corrada Wong¹ y José Alberto Álvarez Lemus²**

¹ Acuario Nacional de Cuba (ANC), Avenida 1^{ra} y 60 # 6002, Playa, La Habana. ² Centro de Inspección y Control Ambiental (CICA). Email: pedroc@acuarionacional.cu.

INTRODUCCIÓN

El pez león (*Pterois volitans* y *P. miles*; Fig. 1) ha protagonizado, durante los últimos 20 años, la invasión biológica más espectacular que se conozca en las aguas del Atlántico Occidental. En Cuba se registró a partir del año 2007 (Chevalier *et al.*, 2008) y ha colonizado las costas del país de forma vertiginosa. Con vistas a integrar los esfuerzos científicos y estandarizar la metodología para el estudio de esta especie en Cuba, se diseñó el presente protocolo. Con su aplicación será posible extender el estudio e involucrar un mayor número de instituciones científicas. Lo anterior permitirá obtener resultados que avalen medidas de control y manejo dirigidas a disminuir el impacto que podría provocar el pez león en los ecosistemas marinos invadidos del Atlántico Occidental.



Figura 1. Pez león. Incluye dos especies difíciles de distinguir: *Pterois volitans* y *P. miles*. Foto: Víctor Isla.

OBJETIVO GENERAL DEL PROTOCOLO

Evaluar las variaciones espaciales y temporales de los aspectos biológicos y ecológicos fundamentales del pez león.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Monitorear la abundancia y distribución del pez león.
- Monitorear las asociaciones de peces con las cuales cohabita.
- Realizar estudios del contenido estomacal, desarrollo gonadal y parasitología.
- Desarrollar una base de datos con la información obtenida.

SELECCION DEL ÁREA DE ESTUDIO

Para el estudio, se define “localidad” (escala de 10 km) como la categoría más grande, seguido por “biotopo” (escala de 1 km) y “sitio” (escala de 0,1 km).

La selección de los biotopos dentro de una localidad dependerá de la abundancia y distribución del pez león en la misma. Entre los ecosistemas deben priorizarse aquellos que puedan ofrecer mayor cantidad de refugios (arrecifes, estructuras artificiales, fondos rocosos, pastos marinos con cabezos y “zorrijos” (escarpes erosivos en el pasto marino), manglares). Es importante recurrir a las mejores fuentes de información disponibles localmente (mapas béticos, fotos aéreas, cartas náuticas, conocimiento vernáculo).

Dentro de un biotopo se pueden seleccionar uno o varios sitios, en dependencia de la complejidad topográfica.

Debe prepararse una descripción de cada sitio bajo estudio con la siguiente información:

- Biotopo al que pertenece
- Localización (coordenadas con GPS)
- Rasgos topográficos
- Profundidad.

CENSOS VISUALES DE PEZ LEÓN

Como método de censo se proponen los recorridos lineales. Atendiendo a los hábitos conductuales de esta especie, los recorridos lineales deberán realizarse sobre el lugar con mayor relieve dentro del sitio; y será necesario buscar con detenimiento en grietas, oquedades y solapas donde pueda refugiarse.

Materiales necesarios

- Equipo básico para buceo libre (apnea) y/o buceo autónomo (SCUBA)
- Tablillas para anotar los datos bajo el agua (con el margen superior graduado en centímetros para ser usada como referencia para estimar tallas)
- Cuerda o cinta métrica de 50 m de largo.

Metodología

En cada sitio se realizarán preferentemente 10 transectos, como mínimo seis, de 50 m de largo por 2 m de ancho, cubriendo un área total de 600 m². Se contarán todos los peces león que se observen dentro del recorrido, estimando y anotando la talla de cada ejemplar. Los datos se introducirán en la “Planilla para el monitoreo del pez león” diseñada en Microsoft Excel para este fin (Anexo 1).

CAPTURA PARA ESTUDIOS BIOLÓGICOS

Se pueden utilizar medios de captura como fusiles de pesca submarina, fijas (lanza pequeña que se utiliza para pinchar y que puede tener una o varias puntas afiladas), bicheros, etc. Con estos se pueden capturar ejemplares de tallas medianas y grandes (15 – 40 cm), pero los juveniles son casi imposible de apresar por esta vía. Estos medios pueden dañar la integridad física del espécimen llegando a destruir sus órganos internos o parte de su cuerpo, incluyéndose la pérdida del contenido estomacal. Por tanto, se recomienda la colecta con dos redes de mano (jamos) por ser el método menos agresivo para los peces y permitir atrapar ejemplares de cualquier talla (Fig. 2).

Materiales necesarios

- Equipo básico para buceo libre (apnea) y/o buceo autónomo (SCUBA)
- Redes de mano (Jamos)
- Cuerda de 5 m de largo
- Boya o flotador pequeño
- Bolsas de nylon transparente (u otro material)
- Guantes.



Figura 2. Captura de un pez león empleando dos jamos. Foto: Víctor Isla.

Metodología

Para la captura se emplearán redes de mano (jamos; Fig. 2) que permiten atrapar los peces con relativa facilidad. Una vez capturados, los ejemplares serán introducidos en bolsas de nylon o de otro tipo de material. Los peces pueden pasarse directamente del jamo a la bolsa de nylon o pueden ser extraídos con la mano usando un guante grueso. Para mayor seguridad se recomienda

mantener el recipiente colector con los peces capturados a cierta distancia del buzo, mediante el uso de la cuerda de 5 m de largo y la boya.

La captura puede realizarse de forma independiente o combinada con los censos. Para la combinación de ambos métodos se recomienda la participación de al menos 2 buzos, uno censando y otro capturando (capturando pueden ir dos buzos para mayor comodidad y seguridad). El buzo que captura no debe interferir con los conteos de peces, debe nadar con cierto retraso con respecto al que va censando.

TOMA Y PROCESAMIENTO DE MUESTRAS BIOLÓGICAS

Los ejemplares capturados deben ser sacrificados y diseccionados lo antes posible. El estómago se fijará de inmediato para detener el proceso digestivo y evitar la degradación de las entidades alimentarias. Además, esa inmediatez permite observar los parásitos vivos, lo que facilita su detección. Por lo tanto debe mantenerse un algoritmo en cuanto a la disección, como se presenta a continuación: contenido estomacal, parasitología y gónadas.

Materiales necesarios

- Frascos de vidrio (con tapa)
- Etanol 70%
- Formalina 10%
- Formalina neutra 10%
- Tijeras
- Pinzas de laboratorio
- Aguja enmangada
- Placas Petri
- Portaobjetos
- Bisturí
- Hilo (resistente)
- Microscopio estereoscópico
- Microscopio biológico
- Bibliografía para la identificación de parásitos y entidades alimentarias.

Metodología

La manipulación de los peces debe hacerse utilizando guantes gruesos. Se sacrificará el ejemplar mediante un corte de la columna vertebral en la región cervical con ayuda de tijeras. Se recomienda cortar las puntas de las espinas dorsales, ventrales y anales. Una vez realizado este procedimiento se puede manipular el ejemplar sin ningún tipo de riesgo.

A cada individuo se le asignará un número a partir del cual se introducirá la información del ejemplar en una planilla digital. La disección de cada individuo será según las normas establecidas por Moravec *et al.* (1992) para la extracción de órganos internos. Inicialmente se mide el largo total (centímetros) y se determina el peso (gramos). Luego se practica un corte longitudinal en la región ventral y se retira parte de la pared abdominal del lado izquierdo, para que queden expuestos los órganos internos.

Contenido estomacal

El estómago se cortará en ambos extremos, que deben atarse para evitar la pérdida del material. Se fijará en una solución de formalina al 10%. El contenido estomacal se analizará en el laboratorio con la ayuda de un microscopio estereoscópico y, cuando sea necesario, un microscopio biológico. Las entidades alimentarias se clasificarán hasta el taxón más bajo posible. Con este fin se consultarán tanto especialistas como literatura especializada. Para la identificación de los peces se pueden emplear los libros de Bohlke & Chaplin (1968) así como de Guitart (1985a, 1985b). En el caso de los crustáceos decápodos pueden emplearse Gómez (1980) y Martínez-Iglesias & Gómez (1986); en el de los braquiuros, Chace (1972) y Martínez-Iglesias (1986), y para los camarones, Ortiz *et al.* (2010).

Análisis parasitológico

Se debe realizar un frotis de piel, aletas y branquias para extenderlos en un portaobjetos. Se extraerán los ciegos pilóricos, hígado e intestino y se colocarán entre dos placas Petri con solución salina al 0.07%, para luego ser analizadas bajo el microscopio estereoscópico. Todos los parásitos que se colecten serán fijados en alcohol al 70% su posterior identificación hasta el mínimo taxón posible según la literatura especializada: Yamaguti (1963a & 1963b) para monogéneos; Overstreet (1969) y Vidal-Martínez *et al.* (2001) para tremátodos; Anderson *et al.* (1974), Vidal-Martínez *et al.* (2001) y Noronha *et al.* (1986) para nematodos; Schmidt (2000) para turbelarios; Khalil *et al.* (1994) y Kensley & Schotte (1989) para cestodos; y Williams y Williams (1996) para crustáceos.

Gónadas

Se debe anotar una descripción de las gónadas destacando su coloración, vascularización y turgencia. Para el análisis se tendrá en cuenta siempre la gónada del lado izquierdo. Se llevará a cabo la medición *in situ* y, una vez extraída, se determinará el peso con una balanza analítica. Las muestras para el análisis histológico (gónadas completas) se fijarán en formol neutro al 10% (Claramunt *et al.*, 2009; Tabla 1).

Tabla 1. Preparación del formol neutro al 10% según Claramunt *et al.* (2009).

Reactivos	Cantidad
Formol 37-40%	100 ml
Agua destilada	900 ml
Fosfato monobásico de sodio	4 g
Fosfato dibásico de sodio	6,5 g

Los datos se introducirán en la “Planilla para el monitoreo del pez león” diseñada en Microsoft Excel para este fin (Anexo 1).

MONITOREO DE ASOCIACIONES DE PECES

El monitoreo de asociaciones de peces se propone como *opcional* en dependencia de la disponibilidad de personal capacitado para ello. En cada recorrido de conteo de peces león, también se anotará el número de individuos y la talla estimada de todas las especies de peces

presentes, de manera similar a los métodos de censos por recorridos lineales de Brock (1954). Este tipo de muestreo debe ser ejecutado por personal previamente entrenado. Es aconsejable realizar los recorridos de 2 en 2, o sea con dos buzos trabajando en paralelo. Esto evitará perder ejemplares grandes y se obtendrá mayor precisión en los conteos.

Después del censo, se digitaliza la información en la “Planilla para el monitoreo del pez león” diseñada en Microsoft Excel para este fin (Anexo 1).

Es recomendable establecer, al menos, un sitio de monitoreo sin colectas y uno con colectas. Así podrán compararse los sitios impactados y no impactados por la captura.

BIBLIOGRAFÍA

- Anderson, R. C., Chabaud, A. G. & Willmott, S. (1974). *CIH keys to the nematode parasites of vertebrates*. Nos. 1-6. Headley Brothers Ltd., England.
- Bohlke, J. E. & Chaplin, Ch. C. G. (1968). *Fishes of the Bahamas and adjacent tropical waters*. Academy Natural Sciences of Philadelphia, U.S.A.
- Brock, V. E. (1954). A preliminary report on a method of estimating reef fishes populations. *J. Wildl. Manage.*, 18(3), 297-308.
- Chace, F. A. Jr. (1972). The shrimps of the Smithsonian-Bredin Caribbean Expeditions with a summary of the West Inadian shallow water species (Crustacea: decapoda: Natantia). *Smithsonian Contributions to zoology*, 98, 1-179.
- Chevalier, 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.
- Claramunt, G., Herrera, G., Donoso, M. & Acuña, E. (2009). Período de desove y fecundidad del pez espada (*Xiphias gladius*) capturado en el Pacífico suroriental. *Lat. Am. J. Aquat. Res.*, 37(1), 29-41.
- Gómez, O. (1980). *Sistemática de los brachiuros (Crustacea, Decapoda, Brachiura) de Cuba*. Tesis para optar por el grado de Candidato a Doctor en Ciencias, La Habana, Cuba.
- Guitart, D. (1985a). *Sinopsis de los peces marinos de Cuba. (1)*, 2da edición, Editorial Científico-Técnica, Ciudad de la Habana, Cuba.
- Guitart, D. (1985b). *Sinopsis de los peces marinos de Cuba. (2)*, 2da edición, Editorial Científico-Técnica, Ciudad de la Habana, Cuba.
- Kensley, B. & Schotte, M. (1989). *Guide to the marine isopod crustaceans of the Caribbean*. Smithsonian Institution Press.
- Khalil, L. F., Jones, A. & Bray, R. A. (1994). *Keys to the cestode parasites of vertebrates*. CAB International, UK.
- Martínez-Iglesias, J. C. (1986). Los crustáceos decápodos del Golfo de Batabanó. Caridea y Penaeidea. *Poeyana*, 321, 1-37.
- Martínez-Iglesias, J. C. & Gómez, O. (1986). Los crustáceos decápodos del Golfo de Batabanó. Brachyura. *Poeyana*, 332, 1-91.
- Moravec, F., Nasincová, V. & Scholz, T. 1992. Methods of investigating metazoan parasites. Training course of fish parasites. Institute of Parasitology. Czechoslovak Academy of Science.

- Noronha, D., Vicente, J. J. Magalhaes P. R. & Fabio, S. P. (1986). *Gorgorhynchus trachinotus* n. sp. and new host records for *Dollfusentis chandleri* Golvan, 1969 (Paleacanthocephala, Echinorhynchoidea). *Memorias do Instituto Oswaldo Cruz*, 81, 145-148.
- Oliva, J. N., Carbajal, J. W. & Tresierra, A. (1986). *Reproducción e histología de gónadas de peces*. Univ. Nacional de Trujillo, Depto. Ciencias Biológicas, Sección de Recursos Acuáticos, Trujillo, Perú.
- Ortiz, M., Lalana, R. & Varela, C. (2010). Guía ilustrada para la identificación de los camarones comerciales (Decapoda, Dendrobranchiata, Penaeoidea) de Cuba. *Revista Biología* 22 (1-2), 53-66.
- Ortiz, M; R. Lalana y C. Varela (2009): Guía ilustrada para la identificación de los camarones comerciales (Decapoda, Dendrobranchiata, Penaeoidea), de Cuba. *Revista Biología* 22 (1-2): 53-66.
- Overstreet, R. M. (1969). Digenetic trematodes of marine teleost fishes from Biscayne bay, Florida. *Tulane Stu. Zool. Botany*, 15, 1-119.
- Schmidt, D. G. (2000). *Handbook of tapeworm identification*. CRC Press. Inc., United States.
- Vidal-Martínez, V. M., Aguirre-Macedo, M. L., Tomás, S., David, G. S. & F. Edgar, M. (2001). *Atlas de Helmintos de peces ciclidos de México*. Conabio. Cinvestav.
- Williams, E. H., Jr. & Bunkley -Williams, L. (1996). *Parasites of offshore big game fishes of Puerto Rico and the Western Atlantic*. Puerto Rico Department of Natural and Environmental Recourses, San Juan, PR, and the University of Puerto Rico, Mayagüez, PR.
- Yamaguti, S. (1963a). Systema Helminthum, Vol IV. *Monogenea and Aspidocotylea*. Interscience. New York and London.
- Yamaguti, S. (1963b). Systema Helminthum, Vol iv. *Monogenea and Aspidocotylea*. Interscience. New York and London.

AGRADECIMIENTOS

Nuestro agradecimiento, por la revisión de este documento, a: Dalia Salabarría, a Rodolfo Claro, Pedro M. Alcolado, Dorka Cobián, Guillermo García Montero, Maida Montolio y Fabián Pina. A los proyectos GEF-PNUD “Mejorando la prevención, control y manejo de las especies exóticas invasoras en ecosistemas vulnerables en Cuba” y “Archipiélagos del sur de Cuba” por el apoyo financiero y logístico para la realización de este trabajo. También agradecemos a Carlos Varela y Yuliet Piloto por la colaboración en la ejecución del trabajo de campo y la revisión final del documento. A las direcciones del Instituto de Oceanología, Centro Nacional de Áreas Protegidas, Centro de Inspección y Control Ambiental y Centro de Investigaciones de Ecosistemas Costeros el apoyo en la realización de todo el trabajo.

ANEXO 1

Hoja 1. Identificación de investigador (es)

Datos

Institución:

Provincia:

Investigador(es):

Contacto

Dirección:

Teléfonos:

Fax:

Correo electrónico:

Hoja 2. Censos (Es un esquema, en el que solo aparece el principio de la lista de especies).

	Localidad:		Profundidad:					
	Ecosistema:							
	Sitio:		Rasgos topográficos:					
	Latitud	Longitud						
Coordenadas:								
	Nombre común	Nombre científico	U.M. 1					
			0-5	5.1-10	10.1-20	20.1-30	30.1-40	>40
	<i>Isabelitas</i>	Pomacanthidae						
	Chivirica francesa	<i>Pomacanthus paru</i>						
	Chivirica gris	<i>Pomacanthus arcuatus</i>						
	Vaqueta de dos colores	<i>Holacanthus tricolor</i>						
	Angelote pigmeo	<i>Centropyge argi</i>						
	Isabelita reina	<i>Holacanthus ciliaris</i>						
	Continúa...	Continúa...						

Hoja 3. Gónadas

Datos del Pez

Número	Localidad	Ecosistema	Sitio	Coordenadas		Profundidad (m)	Fecha	LT (cm)	Peso (g)
				Latitud	Longitud				

Nota: La talla de la gónada es largo por ancho. El peso gonadal es el total de ambas gónadas. Histología aplica si se conservó la muestra. En Histología y Foto se marca con una cruz.

Datos de las Gónadas

Peso Gónada Izquierda (g)	Talla Gónada (cm)	Peso Gonadal (g)	Sexo	Descripción	Histología	Foto

Nota: En la hoja de Excel, los datos de las gónadas se ubican a continuación de las filas de los datos del pez.

Hoja 4. Contenido estomacal.

Número	Localidad	Ecosistema	Sitio	Coordenadas		Profundidad (m)	Fecha	Peso (g)	LT (cm)
				Latitud	Longitud				

Entidades

Peces			Camarones		Stomatopoda	Cangrejos	Cephalopoda
Restos de peces	Pez	Restos de crustáceos	Peneidos	Carídeos	Esquilas	Braquiuros	Pulpos

Nota: En la hoja de Excel los datos de las entidades se ubican a continuación de las mismas filas de los datos del pez.

Hoja 5. Parasitología

Siglas de Localización	
Piel y aletas	PA
Branquias	B
Órganos internos	O

	Localidad					
	Ecosistema					
	Sitio					
Coordenadas	Latitud					
	Longitud					
	Profundidad (m)					
	Fecha					
	Peso (g)					
	LT (cm)					
Especie de parásito	Localización	1	2	3	4	5

Nota: Los números en los cuadros amarillos representan los pces león. Encima de los cuadros se ubican los datos de los pces y debajo el número de parásitos de cada especie presente.

Hoja 6. Datos de los voluntarios

Persona que los observó
Persona que envía el reporte
Fecha
Hora
Provincia
Localidad
Tipo de fondo
Profundidad
Área aproximada
Número de peces león
Talla promedio

Programa CYTED
Instituto de Oceanología, CITMA, Cuba

La Habana, 15 de Enero del 2013