

Introducción

Uno de los aspectos más críticos y necesarios en los procesos de toma de decisiones e implantación de acciones sobre el manejo de los recursos naturales involucra el conocimiento sobre el estado de situación de aquellos recursos sujetos a dichas decisiones y acciones. Esto es sumamente importante para establecer la base de información necesaria sobre el significado, amenazas, vulnerabilidad y la importancia a nivel nacional y regional de un área marina protegida (AMP) o de algún lugar candidato a tal designación (Watson, 1999). Ésto también ayudará en el proceso del monitoreo de la efectividad de su implantación y manejo (Hockings et al. 2000). A la vez, es una herramienta vital de educación, entrenamiento y desarrollo de capacidad y empoderamiento de las comunidades de base, organizaciones de pescadores, no gubernamentales, y otros grupos de usuarios y co-manejadores (McConney et al. 2003a). Este tipo de información también es altamente valiosa para los manejadores de recursos naturales, políticos y administradores gubernamentales involucrados en la toma de decisiones sobre aspectos de legislación, asignación de presupuesto y otras decisiones que puedan impactar las AMPs.

La documentación amplia del estado de los recursos naturales de una AMP ayuda a proveer la base necesaria para poder caracterizar de forma holística los procesos a nivel del ecosistema, algo que carecen la inmensa mayoría de los programas de monitoreo ecológico en las AMPs y en los arrecifes de coral en general (Bellwood et al. 2004). Además, dicha información constituye la base para el desarrollo de material educativo y el establecimiento de programas de diseminación de información, lo que es sumamente necesario entre los

manejadores a nivel regional y en las comunidades (McConney et al. 2003b). Igualmente, provee la base para el manejo adaptativo (Mascia 2003). Carecer de la información sobre el estado de una AMP podría resultar en la incapacidad de los manejadores en poder formular preguntas experimentales e hipótesis que permitan a los científicos evaluar adecuadamente los atributos esenciales de una AMP y su efectividad de manejo (Lindeman y Appeldoorn, 2003).

En la literatura reciente se han documentado casos donde la ausencia de información o de una evaluación adecuada, en combinación con la incapacidad de hacer cumplir las leyes y reglamentos, pueden afectar el funcionamiento adecuado de las AMPs (Appeldoorn y Lindeman, 2003; Coleman et al. 2004). Inclusive, estudios recientes en Puerto Rico han revelado que en la mayoría de las Reservas Naturales se desconoce cuál es el estado actual de sus recursos naturales, lo que ha limitado significativamente la capacidad del DRNA de poder manejar adecuadamente los mismos (Hernández Delgado, 2001; bajo revisión, *a*). Es precisamente con la idea de sistematizar la información disponible sobre el estado de los recursos naturales de la Reserva Natural del Canal Luis Peña (RNCLP), en la Isla de Culebra, que se ha preparado este documento.

En la RNCLP (Figura 1) se han llevado a cabo diversos estudios durante la pasada década a través de los cuales se ha acumulado información sumamente valiosa sobre la caracterización de sus recursos naturales y sobre los cambios ecológicos de dichos recursos a través del tiempo. Dicha información se ha presentado y discutido ampliamente en diversos foros locales (Culebra), nacionales (Puerto Rico) e internacionales. Alguna de esta información se ha publicado a través de diversos informes técnicos. Otra se ha publicado en revistas especializadas de circulación

regional en el Caribe. Al presente, varios de dichos trabajos se encuentran bajo revisión en revistas de circulación mundial. Así mismo, parte de la documentación técnica sobre la RNCLP se hizo disponible al público en abril de 2004 a través del portal cibernético del Programa de Manejo de la Zona Costanera del Departamento de Recursos Naturales y Ambientales (DRNA) a través de la siguiente dirección: <http://www.coralpr.net/publicaciones.php>. Finalmente, parte de dicha información se ha diseminado al público general mediante diversos medios de comunicación escritos, radiales y televisivos, así como mediante cursos universitarios e incontables seminarios, excursiones de campo y otras actividades educativas orientadas a la participación directa del público. A pesar de eso, no existe un solo documento que pueda sintetizar en español y en un lenguaje sencillo, orientado al público en general, la información más importante sobre el estado actual de los recursos naturales dentro de la RNCLP.

El objetivo de este informe es proveer un resumen sencillo sobre el estado actual de los recursos principales de la RNCLP. El mismo se enfoca principalmente en cuatro tópicos: 1) Arrecifes de Coral; 2) Peces de arrecifes; 3) Yerbazales marinos; 4) Poblaciones de carruchos (*Strombus* spp.) de aguas llanas; 5) Poblaciones de erizos gigantes (*Diadema antillarum*); 6) problemas ambientales que afectan directamente a la RNCLP; y 7) problemas ambientales de la Isla de Culebra que afectan indirectamente a la RNCLP. Dicho compendio informativo también cita las referencias originales principales de los estudios realizados en la RNCLP y complementa la información recopilada sobre el análisis de los asuntos y problemas de la RNCLP y de la Isla de Culebra (Hernández-Delgado et al., en preparación), lo cual es muy importante para el proceso de elaboración de un plan de manejo para la RNCLP.

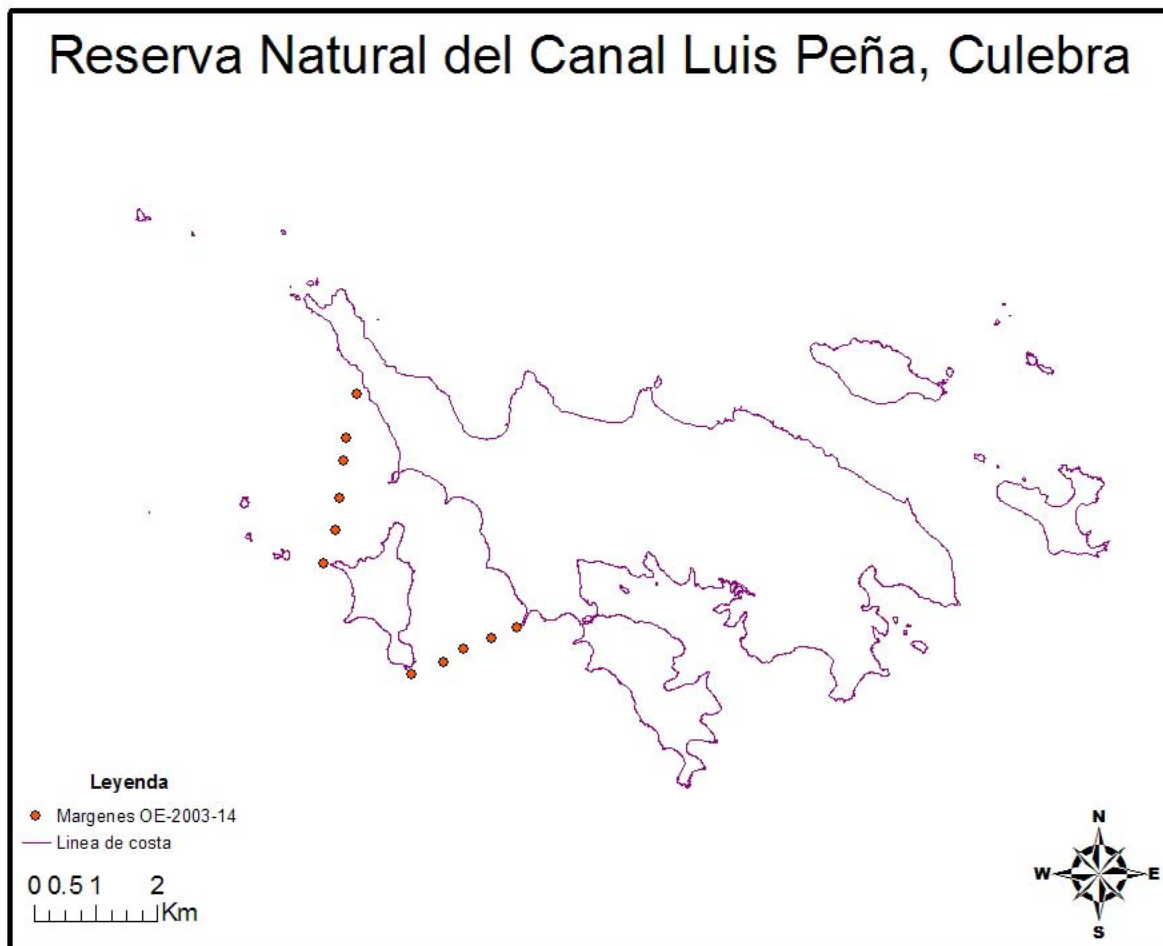


FIGURA 1. Localización de los límites geográficos de la Reserva Natural del Canal Luis Peña basada en las coordenadas provistas por la Orden Administrativa 2003-14 del Secretario del DRNA (14 de agosto de 2003).

Arrecifes de coral.

Las comunidades arrecifales de la Isla de Culebra, incluyendo la zona dentro de los límites actuales de la RNCLP, están documentadas en la literatura tan temprano como desde el año 1927 (Tabla 1). Sin embargo, no es hasta el año 1978 que se encuentra la primera descripción documental de alguna comunidad arrecifal en la zona de lo que hoy día constituye la RNCLP. Rogers et al. (1978) describieron los impactos de las actividades de bombardeo en la Península de Flamenco. Estos autores informaron que en las zonas no impactadas los arrecifes de coral se encontraban saludables y con un promedio de cobertura de corales vivos de 58%. Luego de eso, no existe información hasta el año 1994 cuando Hernández-Delgado y otros autores inician una serie de estudios entre 1994 y 2004 cuando comienza a documentarse extensamente la condición de los arrecifes de coral, comunidades de peces arrecifales y otros tipos de comunidades marinas en la Isla de Culebra, con mayor énfasis en la RNCLP. Algunos de esos informes están disponibles al público a través del portal cibernético del Programa de Manejo de la Zona Costanera del DRNA en <http://www.coralpr.net/publicaciones.php>. Así mismo, NOAA (2001) publicó una serie de mapas de los fondos marinos de Puerto Rico y las Islas Vírgenes Estadounidenses, que incluyen a la Isla de Culebra. Dichos mapas están disponibles al público en general de forma interactiva a través del internet a través del siguiente portal cibernético: <http://bioge.noa.gov/projects/mapping/caribbean/startup.htm>. A pesar de eso, dicha literatura es altamente técnica y de muy pobre acceso para el público en general. Por tanto, en las siguientes secciones se describen varios aspectos sobre el significado local y regional de las comunidades arrecifales, su diversidad biológica, sobre su condición actual y sobre los factores que le afectan.

TABLA 1. Compendio cronológico de algunos de los estudios más importantes de los arrecifes de coral de la Isla de Culebra.

Año	Descripción	Referencias
1927	Caracterización geológica de los fondos marinos de Culebra, incluyendo algunas estructuras arrecifales.	Meyerhoff (1927)
1970	Documentación de mortandades masivas de peces de arrecife como consecuencia de las actividades de bombardeo por parte de la Marina de Guerra de E.U.	IDEA (1970)
1971	Colecciones de algas, invertebrados y peces.	Ortiz-Corps (datos no publicados)
1972	Propuesta para la designación de un santuario marino en Cayo Norte, Culebrita y el Arrecife Los Corchos.	<i>Puerto Rico y el Mar</i> (1972)
1974	Estudio oceanográfico de Ensenada Honda y publicación del primer mapa del fondo marino en Culebra.	Cintrón et al. (1974)
1976	Se identificó la necesidad urgente de establecer medidas de protección de todos los arrecifes de coral de la Isla de Culebra debido a su alto valor ecológico.	<i>The Culebra Segment</i> , DNR (1976)
1978	Se identifican en mapas los arrecifes de coral principales del archipiélago de Culebra. Se describe por primera vez el impacto de las actividades de bombardeo en los arrecifes de coral al oeste de la Península de Flamenco, en parte de lo que constituye actualmente la RNCLP. Se documentó una cobertura de corales de 58%.	USDC (1978) Rogers et al. (1978)
1994	Caracterización cualitativa del estado de los arrecifes de coral de Bahía Tamarindo (próximos al vertedero municipal) y de Playa Carlos Rosario. Caracterización de los arrecifes de coral de Playa Cascajo, Punta de Maguey e Isla Culebrita.	Hernández-Delgado (1994a) Hernández-Delgado (1994b)
1995	Propuesta para la designación de una reserva marina en el Canal Luis Peña.	Vicente (1995)
1999	Documento de designación de la RNCLP. Efectos de la sobrepesca en la recién designada RNCLP.	Pagán et al. (1999) Hernández-Delgado (1999)
2000	Primera caracterización completa de las comunidades arrecifales y de peces en la RNCLP, resultados iniciales del proyecto de monitoreo ecológico en la RNCLP. Estudio experimental de los impactos de la actividad territorial de los peces damiselas (Pomacentridae) en la tasa de recuperación de lesiones de tejido en corales. Caracterización de las comunidades arrecifales y de peces en la RNCLP. Documentación del estado de las comunidades arrecifales y de peces en la RNCLP en comparación con otras localidades a través de un gradiente ambiental. Descripción de cambios ecológicos en los arrecifes de Culebra	Hernández-Delgado (2000) Hernández-Delgado et al. (2000) Hernández-Delgado y Sabat (2000) Garrison et al. (2000)

	durante la década de 1990.	
2001	<p>Descripción de mortandad y pérdida de cobertura de corales en la RNCLP asociado a un brote de la Plaga Blanca y a la actividad territorial de las damiselas.</p> <p>Análisis del funcionamiento y de la efectividad del manejo de la RNCLP y otras reservas naturales en Puerto Rico.</p> <p>Restauración del hábitat esencial de peces juveniles mediante la replantación de corales fragmentados en la RNCLP.</p> <p>Publicación de mapas béticos de Puerto Rico y las Islas Vírgenes, incluyendo a la isla de Culebra.</p>	<p>Hernández-Delgado (2001a)</p> <p>Hernández-Delgado (2001b)</p> <p>Hernández-Delgado et al. (2001)</p> <p>NOAA (2001)</p>
2002	<p>Descripción de mortandad y pérdida de cobertura de corales en la RNCLP asociado a un brote de la Plaga Blanca y al sobrecrecimiento de las algas y cianobacterias. Tasa de degradación de arrecifes sin precedentes en esta región del Caribe.</p> <p>Caracterización de los cambios ecológicos en las comunidades de arrecifes de coral y peces en la RNCLP.</p>	<p>Hernández-Delgado (2002a)</p> <p>Hernández-Delgado (2002b)</p>
2003	<p>Descripción de varios arrecifes bordeantes en Culebra.</p> <p>Caracterización de las comunidades marinas y actualización de los mapas béticos de la RNCLP.</p> <p>Desarrollo de propuestas de zonificación y de establecimiento de boyas y rótulos para la RNCLP.</p> <p>Descripción de mortandad y pérdida de cobertura de corales en la RNCLP asociado a enfermedades y al sobrecrecimiento de las algas y cianobacterias asociado a eventos de escorrentías sedimentadas y cargadas de nutrientes.</p> <p>Inventario biológico de la RNCLP.</p> <p>Análisis de usos pasados, presentes y recomendados en la RNCLP.</p> <p>Desaparición de los corales acropóridos en Culebra y en otras localidades de Puerto Rico.</p>	<p>García et al. (2003)</p> <p>Hernández-Delgado (2003a)</p> <p>Hernández-Delgado (2003b)</p> <p>Hernández-Delgado (2003c)</p> <p>Hernández-Delgado y Rosado-Matías (2003)</p> <p>Hernández-Delgado et al. (2003)</p> <p>Weil et al. (2003)</p>
Trabajos pendientes de publicación o bajo revisión		
	Historia natural y caracterización de los arrecifes de coral de Culebra y de otras localidades en Puerto Rico.	Hernández-Delgado (en imprenta)
	Degradación sin precedentes de los arrecifes de coral de la RNCLP debido a factores asociados a enfermedades y eventos de escorrentías sedimentadas y cargadas de nutrientes.	Hernández-Delgado y Sabat (bajo revisión a), Côté et al. (bajo revisión)
	Patrones espaciales de variación en la estructura de la comunidad de arrecifes de coral a través de un gradiente de transparencia del agua y de actividades de bombardeo.	Hernández-Delgado (bajo revisión)
	Evaluación de la efectividad del manejo de áreas marinas protegidas en Puerto Rico, incluyendo a la RNCLP.	Hernández-Delgado (bajo revisión)
	Mortalidad de corales asociada a la enfermedad de la Plaga Blanca, actividad territorial de las damiselas y a la	Hernández-Delgado (en preparación)

	competencia por parte del tunicado incrustante, <i>Trididemnum solidum</i> .	
	Uso de la riqueza de especies de corales y de un método diagnóstico rápido para caracterizar la condición de los arrecifes de coral.	Hernández-Delgado y Sabat (en preparación)
	Efectos de la actividad territorial de las damiselas en la regeneración de tejido en el coral <i>Montastraea annularis</i> .	Hernández-Delgado y Sabat (en preparación)
	Desarrollo de un programa comunitario de acuicultura de corales y de reconstrucción paisajista de los arrecifes de coral.	Hernández-Delgado et al. (en preparación)
	Restauración comunitaria de un arrecife de coral impactado por un encallamiento de una embarcación recreacional.	Hernández-Delgado et al. (en preparación)
	Efectos de la RNCLP en la comunidad de peces arrecifales.	Hernández-Delgado et al. (en preparación)
	Patrones espaciales de variación en la estructura de la comunidad de peces a través de un gradiente de transparencia del agua y de pesca.	Hernández-Delgado et al. (en preparación)
	Patrones de reclutamiento de peces pomadásidos en sustratos con altas densidades de erizos gigantes, <i>Diadema antillarum</i> .	Hernández-Delgado y Rosado-Matías (en preparación)
	Patrones de recuperación de las poblaciones de <i>D. antillarum</i> a través de Puerto Rico (incluyendo Culebra) 20 años después de su desaparición.	Ruíz y Hernández-Delgado (en preparación)

Significado local.

Los arrecifes de coral de la RNCLP en la Isla de Culebra se encuentran entre los mejores desarrollados de toda la plataforma insular de Puerto Rico (Figura 2). Éstos representan una fuente de recreación y esparcimiento de incalculable valor cultural y económico para la comunidad culebrense. A la vez, son una fuente muy valiosa de productos de valor alimentario y de valor biomédico. Sus arrecifes también tienen un rol muy importante en la protección de la costa contra el embate del oleaje, son un instrumento de educación y fuente de incontables investigaciones científicas de trascendencia global. Los trabajos descriptivos de los arrecifes de coral de la RNCLP más completos incluyen los de Hernández-Delgado (2000, 2001, 2002a, 2003a,c), Hernández-Delgado y Sabat (2000), y Hernández-Delgado et al. (2000, 2001a).

Significado regional.

Los arrecifes de coral de la RNCLP también tienen trascendencia regional ya que constituyen un área importante de propagación de especies de peces, corales y diversos invertebrados con un valor comercial pesquero alto hacia otros arrecifes localizados corriente abajo. Así mismo, forman parte de una red de áreas marinas protegidas con cierres permanentes a la pesca en esta región del Caribe. Además, su diversidad biológica es representativa de esta región del Caribe. Hernández-Delgado y Rosado-Matías (2003) documentaron 862 especies en la RNCLP (Tabla 2). Ésto incluyó 260 especies de peces, 192 moluscos, 124 cnidarios (ej. corales, hidrocorales, anémonas, hidrozoarios, aguavivas), 54 artrópodos y 48 esponjas, entre otros grupos.



FIGURA 2. Arrecifes de coral de la RNCLP: a) zona del antearrecife en constituida por una terraza del coral *Montastraea annularis*; b) comunidad de fondo duro (“hardground”) dominada por corales blandos; c) detalle del coral de flor, *Tubastrea coccinea*, en una caverna arrecifal; d) frontón arrecifal dominado por el coral cuerno de alce, *Acropora palmata*, especie actualmente en la lista federal de candidatos a especies en peligro de extinción; e) buzo colectando datos en la zona del antearrecife profundo en el Cayo Luis Peña; y f) carey de concha, *Eretmochelys imbricata*, en una zona profunda del Canal Luis Peña. Fotos tomadas de Hernández-Delgado (2003a).

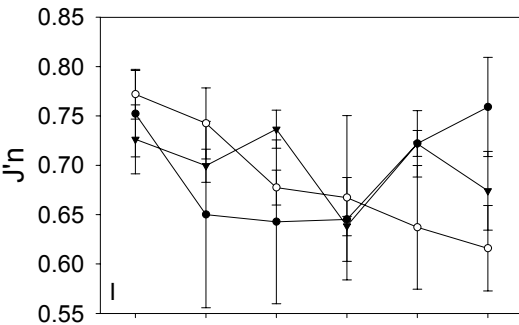
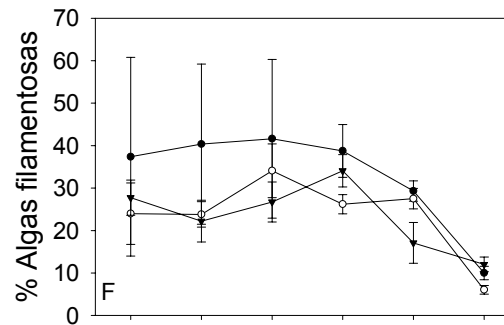
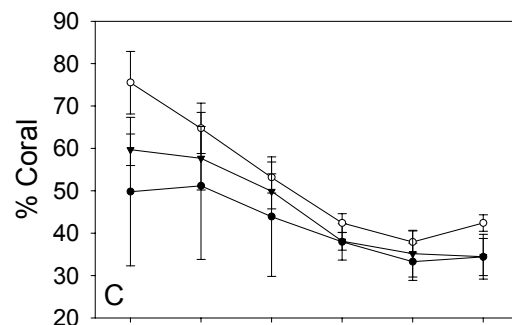
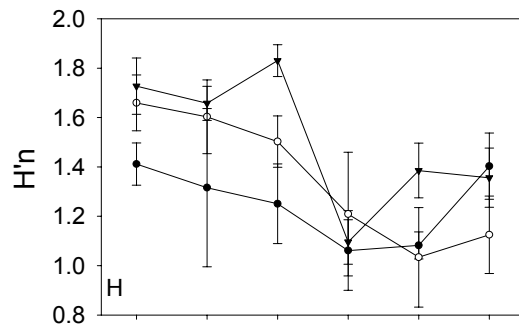
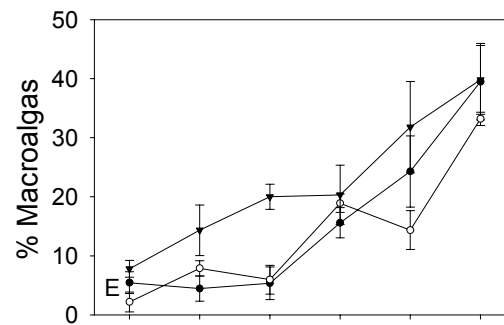
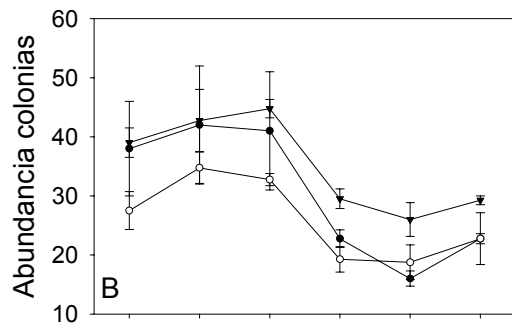
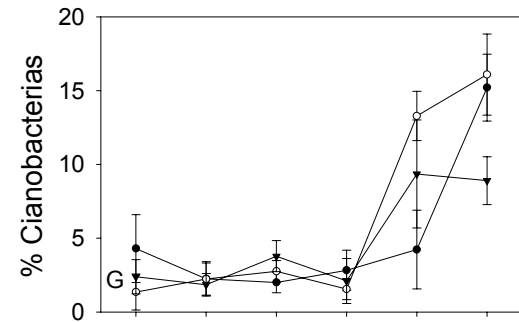
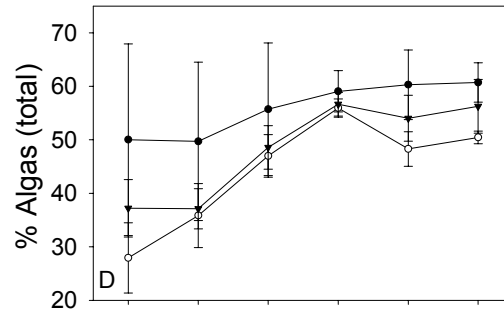
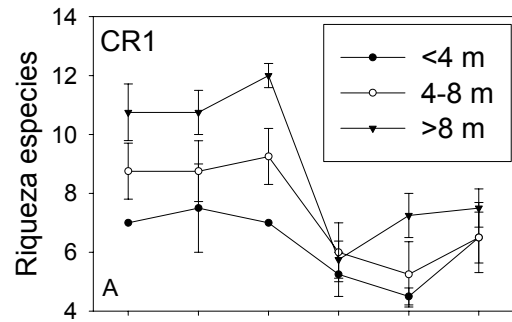
TABLA 2. Resumen de la riqueza de especies por filum en la RNCLP (Hernández-Delgado y Rosado-Matías, 2003).

Filum	Riqueza de especies
Sarcodina	1
Porifera	48
Cnidaria	124
Ctenophora	5
Platyhelminthes	2
Nemertinea	1
Sipuncula	1
Annelida	19
Arthropoda	54
Mollusca	192
Byozoa	3
Chaetognatha	1
Echinodermata	27
Chordata (Urochordata)	20
Chordata (Pisces)	260
Reptilia	3
Mammalia	3
Rhodophyta	34
Phaeophyta	17
Chlorophyta	35
Cyanobacteria	7
Magnoliophyta	5
Total	862

Estado actual.

En la RNCLP se ha llevado a cabo un programa de monitoreo de cambios ecológicos de los arrecifes de coral desde el año 1997, cuyos resultados se han presentado en diversos trabajos (Hernández-Delgado, 1999, 2000, 2001a, 2002a, 2003c; Hernández-Delgado et al., 2000; Hernández-Delgado y Sabat, 2000). En las Figuras 3 y 4 se presentan algunos de los aspectos más importantes de los hallazgos de dichos estudios, actualmente bajo revisión para publicación en una revista científica de circulación internacional (Hernández-Delgado y Sabat, en revisión a). En ambos casos se ilustran los resultados del monitoreo ecológico entre 1997 y 2003 en dos localidades dentro de la RNCLP. Se ha documentado una reducción significativa en la riqueza de especies de corales, abundancia de colonias y en el porcentaje de cobertura de corales a través del tiempo, los cuales resultan muy alarmantes. A la misma vez, se ha registrado un incremento significativo en el porcentaje de cobertura de algas, particularmente de macroalgas, y de cianobacterias. La tasa de pérdida de corales en la RNCLP ha fluctuado entre 34 y 66%, lo que resulta en una pérdida anual promedio de 6 a 11%. Dichas cifras resultan alarmantes al compararse con el promedio de otras localidades en esta región del Caribe (Hernández-Delgado, 2001a) y es un asunto de alta prioridad de manejo.

Las condiciones de deterioro rápido en los arrecifes de coral de la RNCLP han resultado en un cambio dramático en la composición de la estructura de la comunidad arrecifal a través del tiempo (Figuras 5 y 6). En otras palabras, los arrecifes se van haciendo cada vez más diferentes de sí mismos a través del tiempo cuando se compara con el año 1997 al comenzar los estudios de monitoreo continuo. El grado de cambio ha sido inducido principalmente por el incremento en el



-1997 -1998 -1999 -2001 -2002 -2003

Ano

-1997 -1998 -1999 -2001 -2002 -2003

Ano

-1997 -1998 -1999 -2001 -2002 -2003

Ano

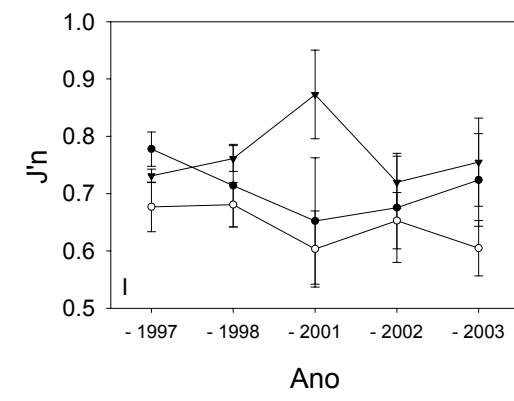
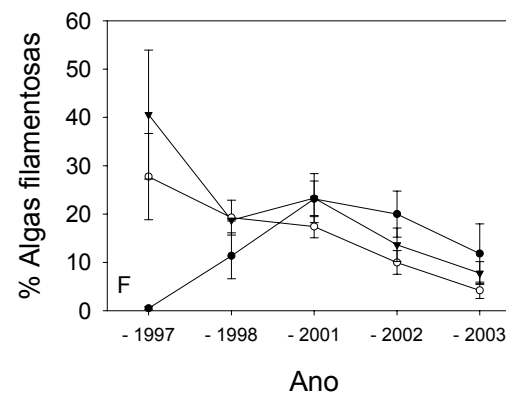
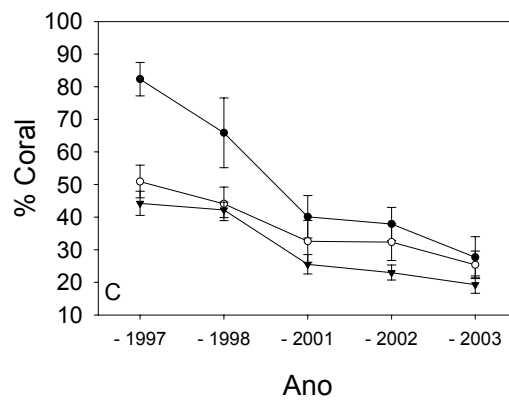
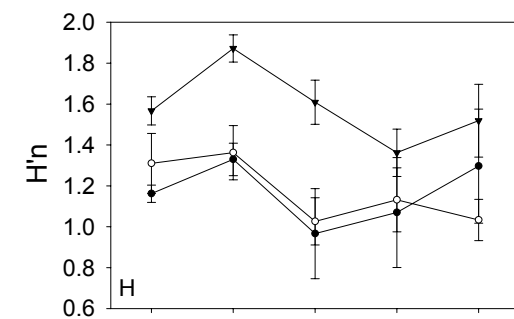
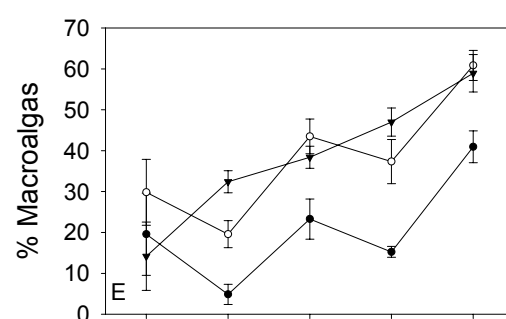
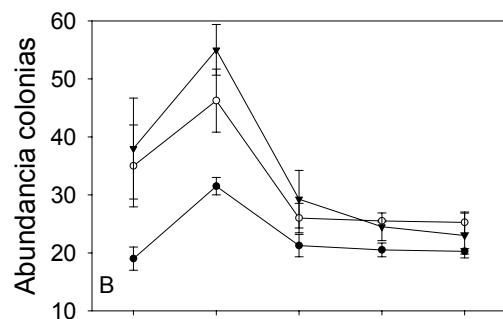
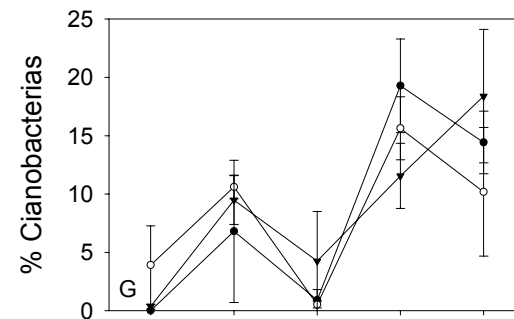
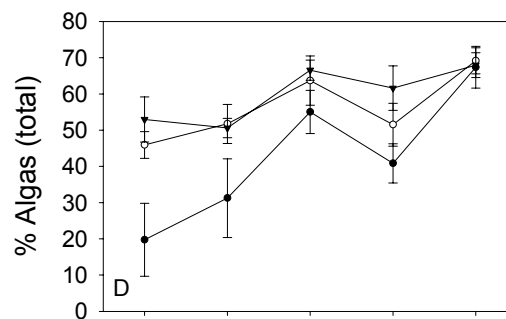
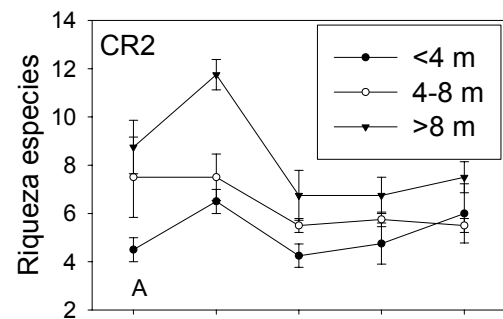


FIGURA 3. Características de la comunidad arrecifal en la estación CR1 en la RNCLP (Hernández-Delgado y Sabat, bajo revisión): a) riqueza de especies de corales; b) abundancia de colonias; c) % cobertura de corales; d) % cobertura de algas total; e) % cobertura de macroalgas; f) % cobertura de algas filamentosas; g) % cobertura de cianobacterias; h) índice de diversidad de especies de corales ($H'n$); i) índice de ecualitatividad de especies de corales ($J'n$).

FIGURA 4. Características de la comunidad arrecifal en la estación CR2 en la RNCLP (Hernández-Delgado y Sabat, bajo revisión): a) riqueza de especies de corales; b) abundancia de colonias; c) % cobertura de corales; d) % cobertura de algas (total); e) % cobertura de macroalgas; f) % cobertura de algas filamentosas; g) % cobertura de cianobacterias; h) índice de diversidad de especies de corales ($H'n$); i) índice de ecualitatividad de especies de corales ($J'n$).

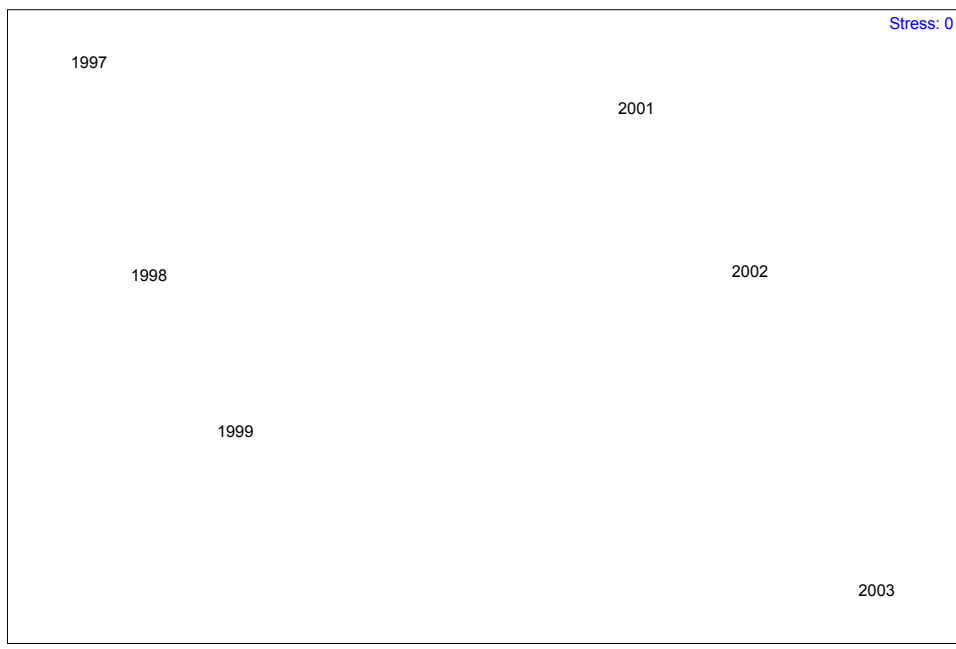
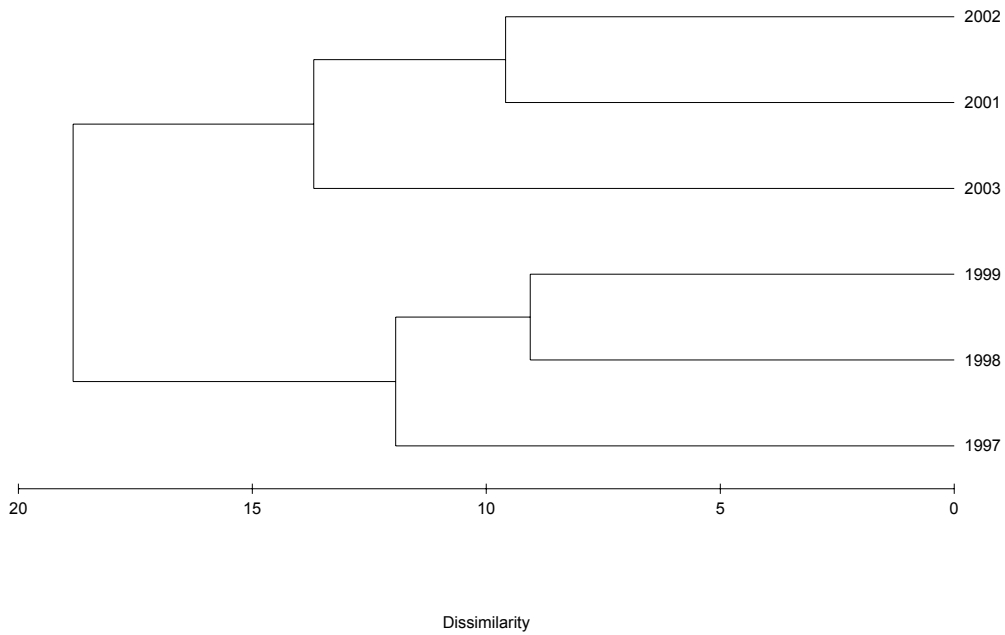


FIGURA 5. Patrones temporales de variación en la estructura de la comunidad de arrecifes de coral en la estación CR1: a) Análisis de ordenación Bray-Curtis; b) Análisis de escalas multidimensionales (Hernández-Delgado y Sabat, bajo revisión).

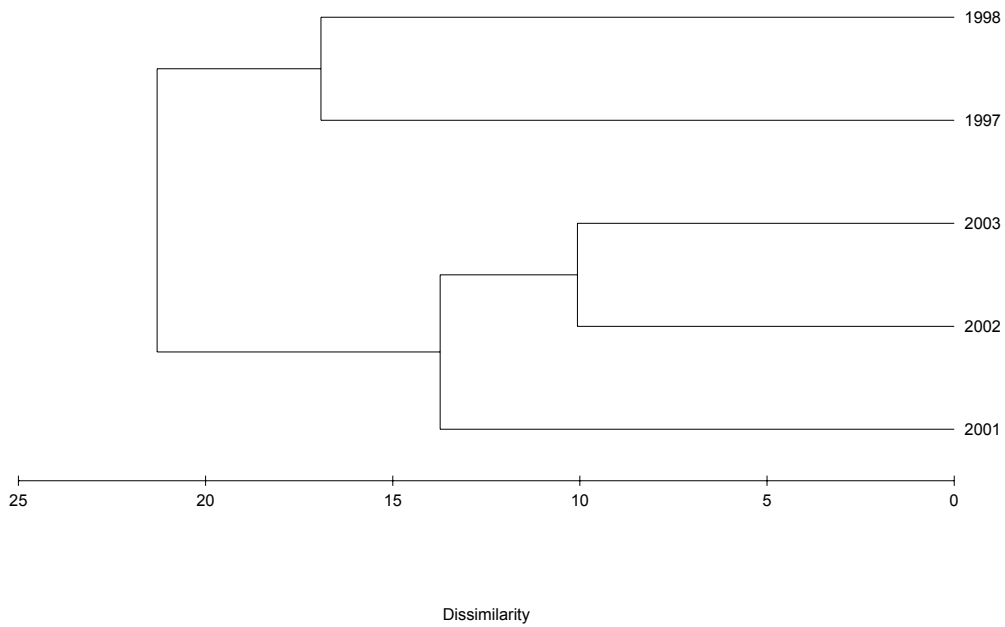


FIGURA 6. Patrones temporales de variación en la estructura de la comunidad de arrecifes de coral en la estación CR2: a) Análisis de ordenación Bray-Curtis; b) Análisis de escalas multidimensionales (Hernández-Delgado y Sabat, bajo revisión).

crecimiento de macroalgas y cianobacterias (Hernández-Delgado y Sabat, bajo revisión). El patrón de muerte de corales observado ha resultado en un cambio marcado en el estadio estable dominante en los arrecifes por corales hacia uno dominado por las macroalgas. Este tipo de cambios tiene una naturaleza generalmente irreversible (Knowlton, 1992) y requiere grandes esfuerzos de manejo para poder detener o intentar revertirlos (Hernández-Delgado, 2000) (Figura 7).

El modelo de Hernández-Delgado (2000) predice que la condición actual de los arrecifes de coral de la RNCLP es una amenazada y la misma amerita la implantación de medidas de manejo y de restauración lo antes posibles con miras a revertirla el estadio alternativo estable inicial. Sin embargo, de continuar la actitud laxa de parte del DRNA y de la Autoridad de Conservación y Desarrollo de Culebra (ACDEC) en relación al manejo de los factores que impactan negativamente las costas en la Isla de Culebra (discutidos más adelante), el modelo predice el mantenimiento de la tendencia actual de deterioro de los arrecifes de coral. De ser este el caso, se predice que en menos de una década los arrecifes de la RNCLP podrían moverse hacia un estadio crítico, lo que requerirá grandes inversiones económicas y de esfuerzos de manejos para detener dicha tendencia. De lo contrario, dichos arrecifes se moverán hacia una condición de arrecifes perdidos dentro de poco menos de dos décadas, la cual es una de naturaleza irreversible al menos durante una escala humana de tiempo.

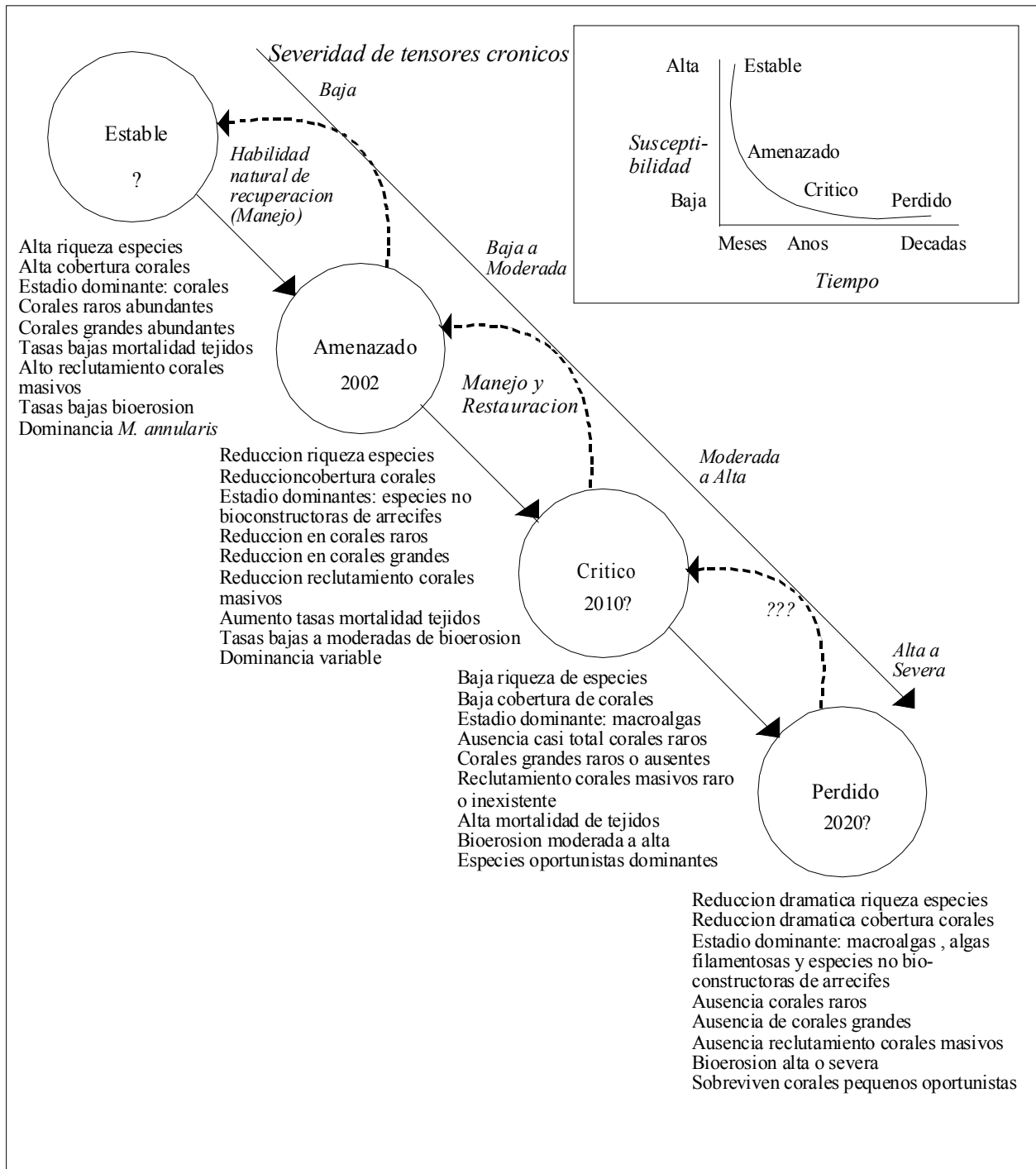


FIGURA 7. Predicciones teóricas de los estadios alternativos estables de los arrecifes de coral de la RNCLP (basado en el modelo de Hernández-Delgado, 2000). El modelo predice que la condición actual de los arrecifes de coral de la RNCLP es una amenazada.

Factores causales de mortalidad de corales.

Hernández-Delgado (2003c) discute extensamente los factores naturales y antropogénicos (de origen humano) que afectan los arrecifes de coral de la RNCLP. Las Figuras 8 a la 17 (tomadas de Hernández-Delgado, 2003c) ilustran varios ejemplos de dichos factores. Entre las causas naturales principales se encuentran los brotes de enfermedades de corales, tales como la Plaga Blanca, la Enfermedad de la Banda Negra y la Enfermedad de la Banda Blanca. Estos son fenómenos de naturaleza regional en el Caribe, pero que aparentan guardar relación estrecha con los eventos de escorrentías sedimentadas, cargadas de nutrientes (Hernández-Delgado et al., en preparación). Se sugiere que los mecanismos pudieran involucrar la inducción de estrés fisiológico en los corales, la alteración de la flora microbiana asociada a los corales o la posible introducción de microbios de origen terrestre que se tornen patogénicos a los corales.

Otros factores naturales incluyen la depredación de corales por diversas especies de peces e invertebrados. Dichos fenómenos han estado siempre presentes en los arrecifes de coral. Sin embargo, se sugiere que dichos factores pueden magnificarse en aquellos arrecifes sujetos a la sobrepesca de los depredadores tope en las redes alimentarias, así como en aquellos arrecifes sujetos a degradación ambiental (ej. pulsos de nutrientes y de escorrentías sedimentadas).

Por otro lado, el sobrecrecimiento de macroalgas, y en años recientes de cianobacterias filamentosas, se ha convertido en uno de los problemas principales dentro de la RNCLP. Esto se debe a factores combinados como la mortandad de corales que abre espacio nuevo en el arrecife y facilita el establecimiento de las algas y cianobacterias que ocupan rápidamente la superficie de los corales muertos. Este crecimiento se facilita porque las algas predominantes son las algas

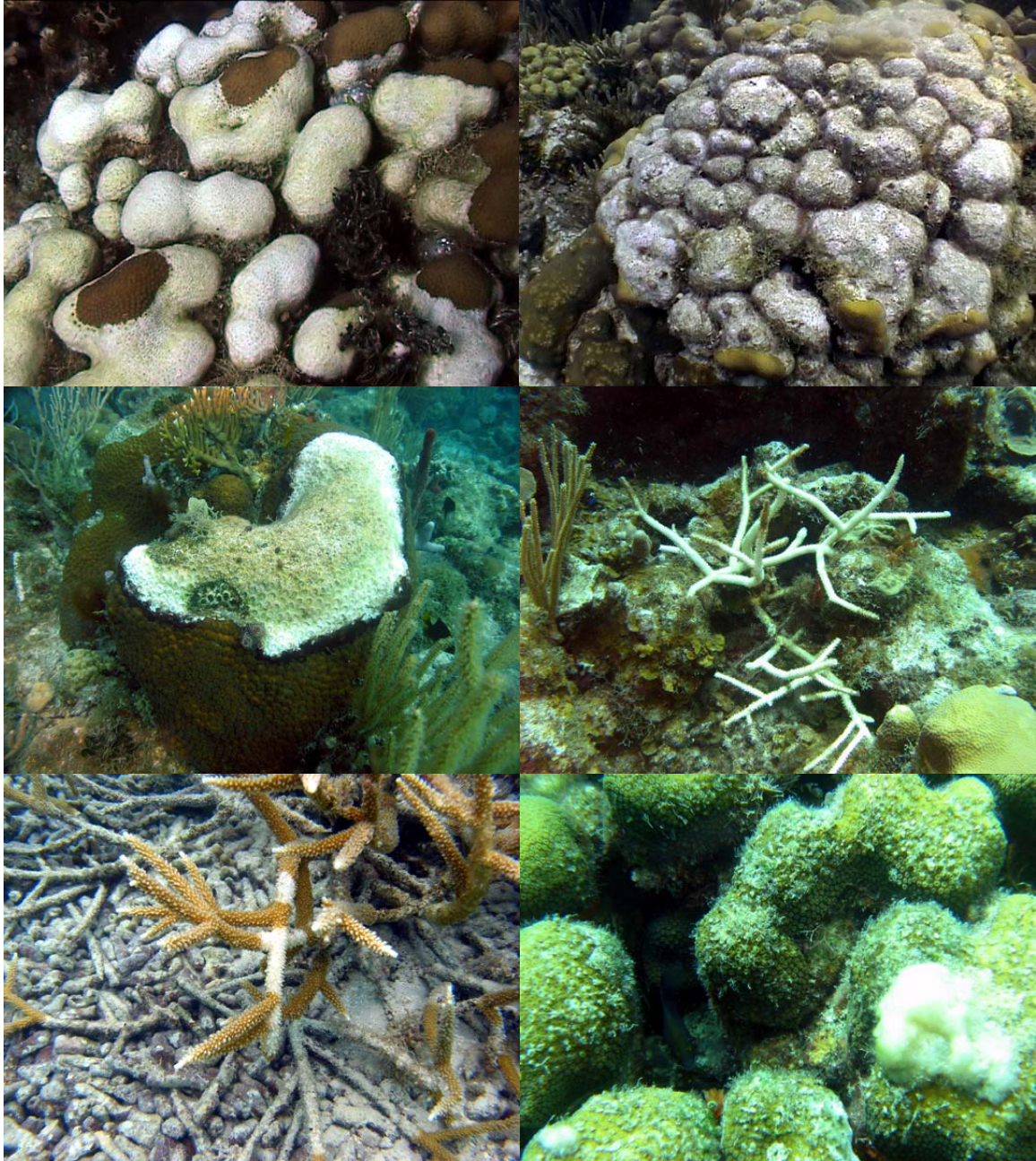


FIGURA 8. Factores biológicos causales de mortalidad en los corales: A) colonia de *Montastraea annularis* infectada por la Plaga Blanca Tipo II; B) Ausencia de recuperación del tejido muerto y competencia por pre-ocupación por las algas un año después de mortalidad debido a infección por la Plaga Blanca en *M. annularis*; C) colonia de *M. cavernosa* infectada por la Enfermedad de la Banda Negra; D) Colonia de *Acropora cervicornis* infectada por la Enfermedad de la Banda Blanca; E) Colonia de *A. cervicornis* infectada por una enfermedad de banda desconocida; F) colonia de *M. annularis* presentando una mortalidad masiva de pólipos debido al comportamiento territorialista de los peces damiselas (Pomacentridae).

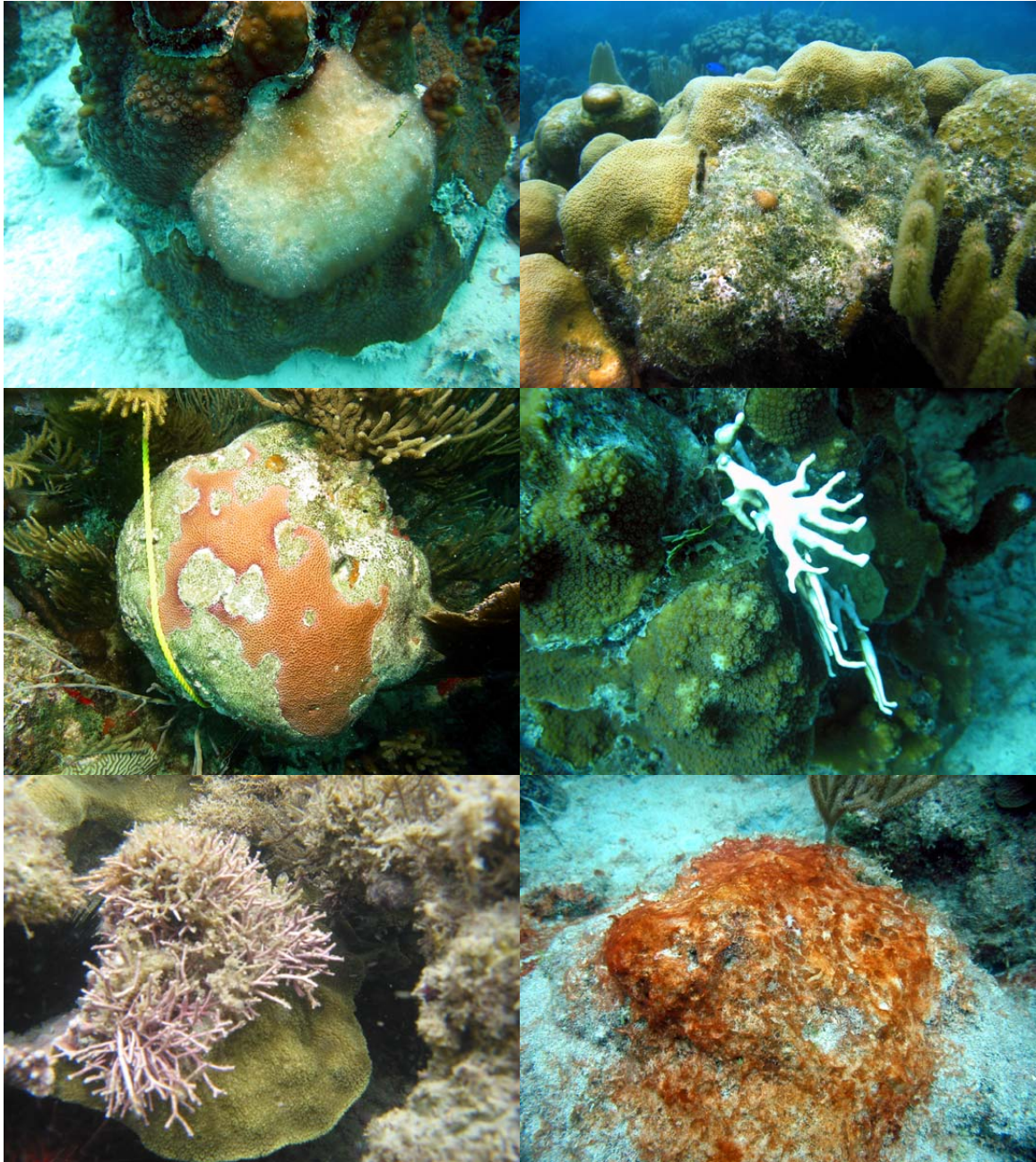


FIGURA 9. Otras fuentes naturales de mortalidad de corales en la RNCLP: A) sobrecrecimiento de la cianobacteria mucilaginosa *Schizotrix* sp.; B) establecimiento de céspedes de algas filamentosas mediados por la actividad territorial de los peces damiselas (Pomacentridae) sobre *Montastraea annularis* luego de una infección por la Plaga Blanca; C) mortalidad parcial en *Siderastrea siderea* causado por algún tipo de enfermedad desconocida y de lenta progresión; D) blanqueamiento total en el coral de fuego, *Millepora alcicornis*; E) efecto de competencia por interferencia (ej. sombra) producido por la macroalga calcárea *Amphiroa* sp. sobre una colonia de *Porites astreoides*; F) Sobrecrecimiento de la cianobacteria *Lyngbya* sp.

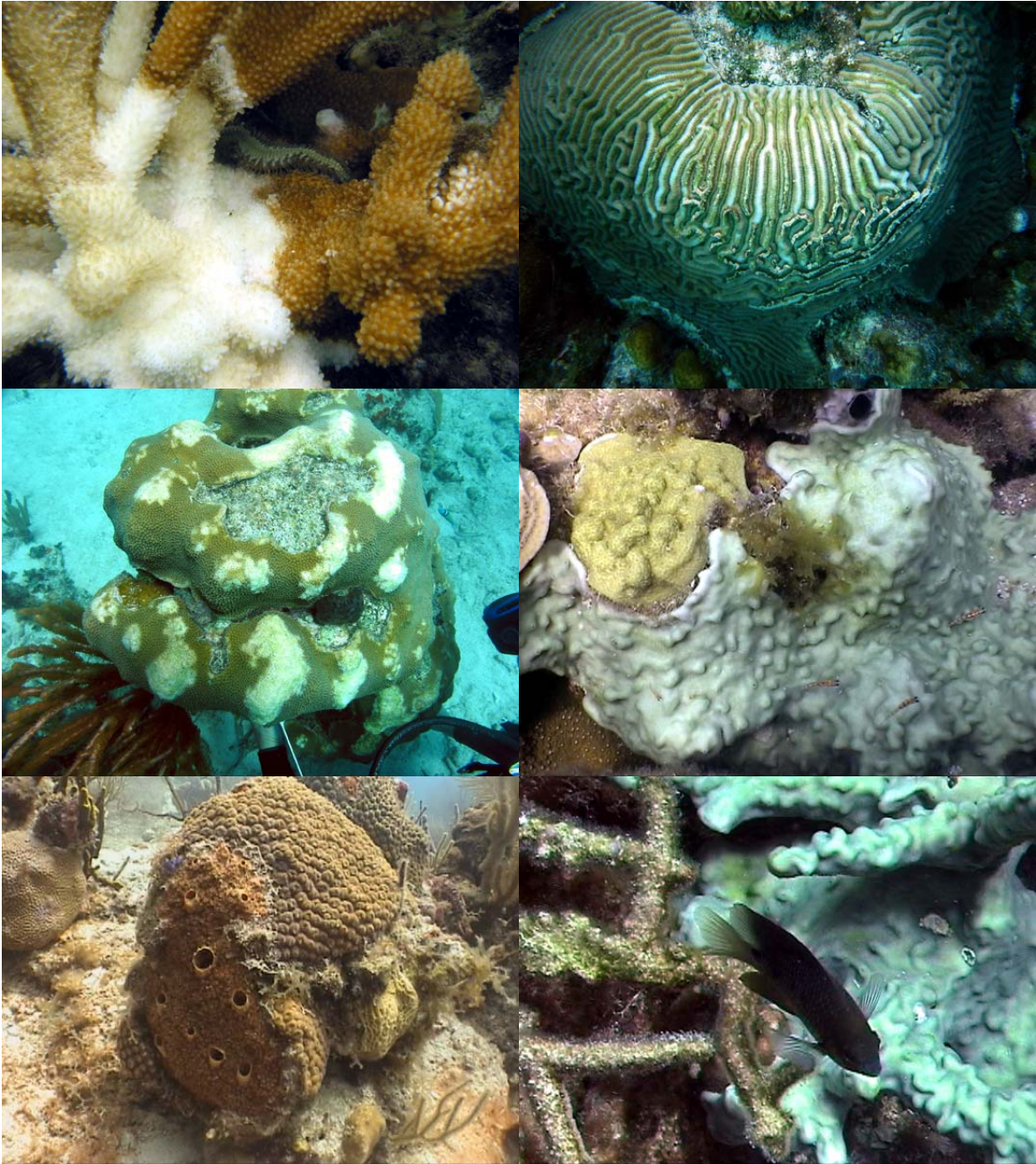


FIGURA 10. Otras fuentes naturales de mortalidad de corales en la RNCLP: A) depredación por el gusano de fuego, *Hermodice carunculata*, en *Acropora prolifera*; B) mortalidad parcial en *Colpophyllia natans* debido a efectos de depredación por el caracol *Coralliophila abbreviata*; C) mortalidad parcial en *Montastraea annularis* debido a la depredación por peces loros (Scaridae); D) sobrecrecimiento de corales por el tunicado incrustante, *Trididemnum solidum*; E) sobrecrecimiento y desplazamiento competitivo de *M. cavernosa* por la esponja incrustante *Diplastrella* sp.; F) territorio de la damisela de 3 puntos, *Stegastes planifrons*, en *A. cervicornis*. Notar cesped de algas filamentosas y la invasión de *T. solidum*.

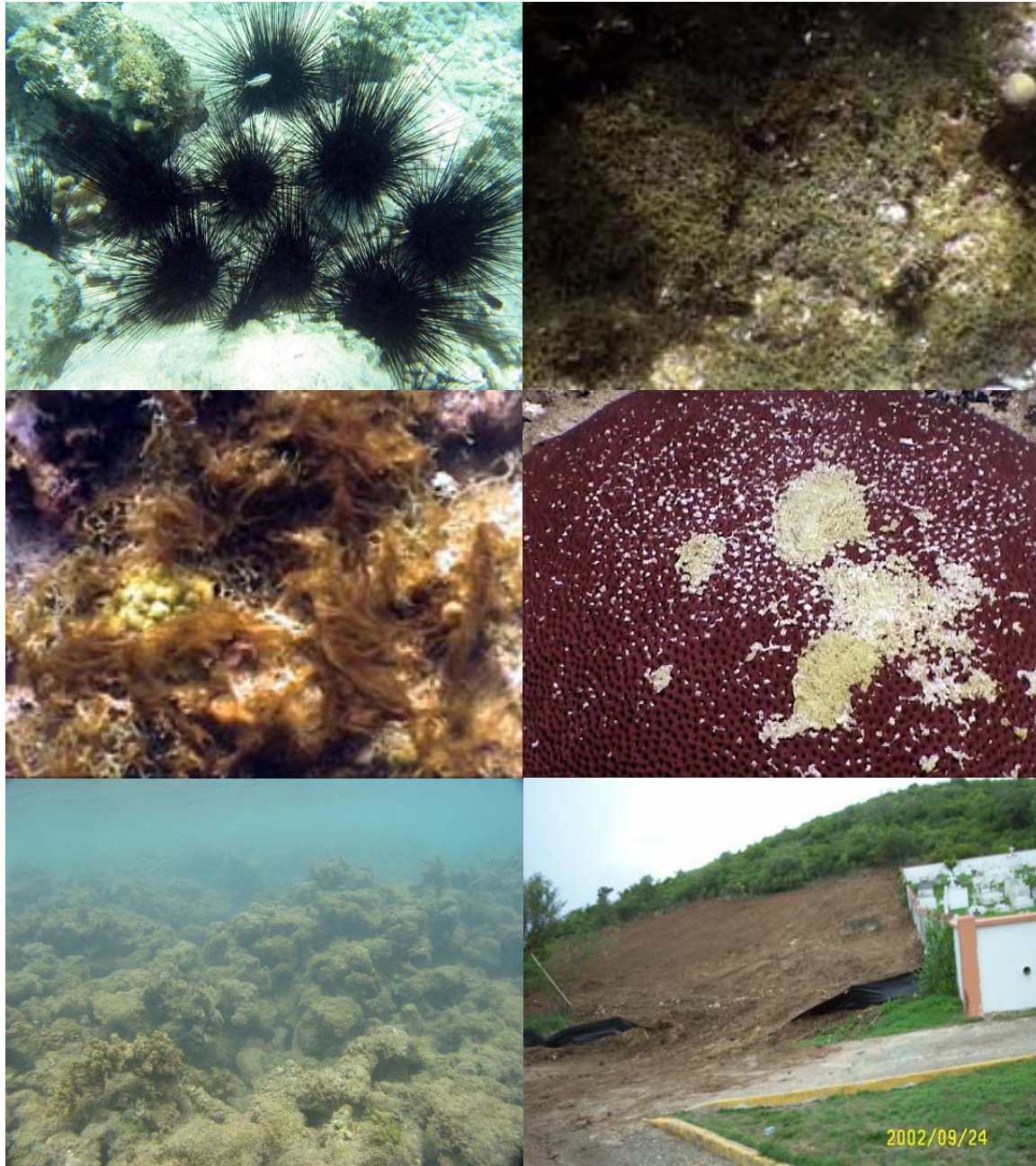


FIGURA 11. La interacción de factores naturales y antropogénicos acelera la mortalidad de corales en la RNCLP: A) La densidad poblacional de herbívoros como el erizo gigante, *Diadema antillarum*, aún se mantienen bajas dentro de la mayoría de los arrecifes en la RNCLP; B) dominancia del fondo por el alga parda *Dictyota* sp. aumenta debido al poco pastoreo y a los pulsos frecuentes de nutrientes asociados a las escorrentías y aguas usadas sin tratar; C) abrasión y asfixia de corales debido al sobrecrecimiento de cianobacterias *Lyngbya* sp. asociado al exceso de nutrientes; D) abrasión sedimentaria de *Siderastrea siderea*; E) aumentos en la turbidez del agua debido a las escorrentías sedimentadas; F) deforestación en terrenos inclinados acelera los efectos de la erosión y escorrentías sedimentadas.



FIGURA 12. Ejemplos de las prácticas pobres en el manejo del uso de los terrenos en Culebra: A) deforestación masiva de propiedades privadas en la costa aumentan la producción de escorrentías sedimentadas; B) y C) limpieza de parcelas privadas en terrenos inclinados; D) desarrollo de proyectos turísticos en zonas ecológicamente sensibles de humedales, manglares, yerbazales marinos y arrecifes de coral; E) la operación del vertedero municipal de Culebra en Bahía Tamarindo, colindante con la RNCLP, es una de las fuentes de escorrentías sedimentadas y posiblemente contaminadas más peligrosas; F) ejemplos del tipo de desarrollo costero en Culebra.



FIGURA 13. Otros ejemplos de las prácticas pobres en el manejo del uso de los terrenos en Culebra: A) deforestación masiva para la construcción de viviendas, proyecto que nunca se llevó a cabo; B) y C) ejemplos de caminos sin pavimentar en pendientes muy inclinadas, sujetos a erosión severa y causando fragmentación de habitáculos naturales; D) deforestación y desarrollo ilegal en Monte Resaca detenido por el Tribunal Superior de PR; E) deforestación de terrenos inclinados frente a la costa causando un aumento dramático en la turbidez del agua; F) los fuegos intencionales frecuentes pueden causar la pérdida de cobertura vegetal, exponiendo pendientes inclinadas a la erosión.



FIGURA 14. Otros ejemplos de las prácticas pobres en el manejo del uso de los terrenos en Culebra: A) muchos caminos privados sin pavimentar están sujetos a tasas de erosión severas; B-D) la mayoría de las actividades privadas y gubernamentales de desarrollo de terrenos carecen de mecanismos efectivos de control de la erosión y sedimentación por escorrentías; E) y F) las escorrentías sedimentadas pueden alcanzar las cuencas naturales y las costas en cuestión de solo algunos minutos.



FIGURA 15. Ejemplos de caminos sin pavimentar cercanos a la costa: A) camino privado sin pavimentar construido en una pendiente muy inclinada produce problemas de erosión severos; B) camino de tierra paralelo a la playa en Bahía Tamarindo, colindante con la RNCLP; C) y D) luego de eventos de lluvia, las escorrentías sedimentadas generadas en el camino ilustrado en la foto B discurren inmediatamente a la playa en Bahía Tamarindo afectando comunidades de playa rocosa, playa arenosa, yerbazales marinos, arrecifes de coral y una de las fincas de crianza del coral cuerno de ciervo, *Acropora cervicornis*, localizada en el Arrecife El Banderote.



FIGURA 16. Efectos de las escorrentías sedimentadas cargadas de nutrientes: A) y B) aguas turbias causan una reducción significativa en la transparencia del agua de los yerbazales marinos y arrecifes de coral, reduciendo su salinidad y niveles de oxígeno disuelto; C) mortalidad parcial de *Acropora prolifera* una semana después de un evento de lluvia intensa; D) efecto similar en *A. palmata*; E) efecto similar en un fragmento transplantado de *A. cervicornis* dentro de una de las fincas de crianza de corales en Bahía Tamarindo; F) colonia moribunda de *Siderastrea siderea* en un arrecife sujeto a eventos frecuentes de escorrentías sedimentadas cerca del vertedero municipal en Bahía Tamarindo.

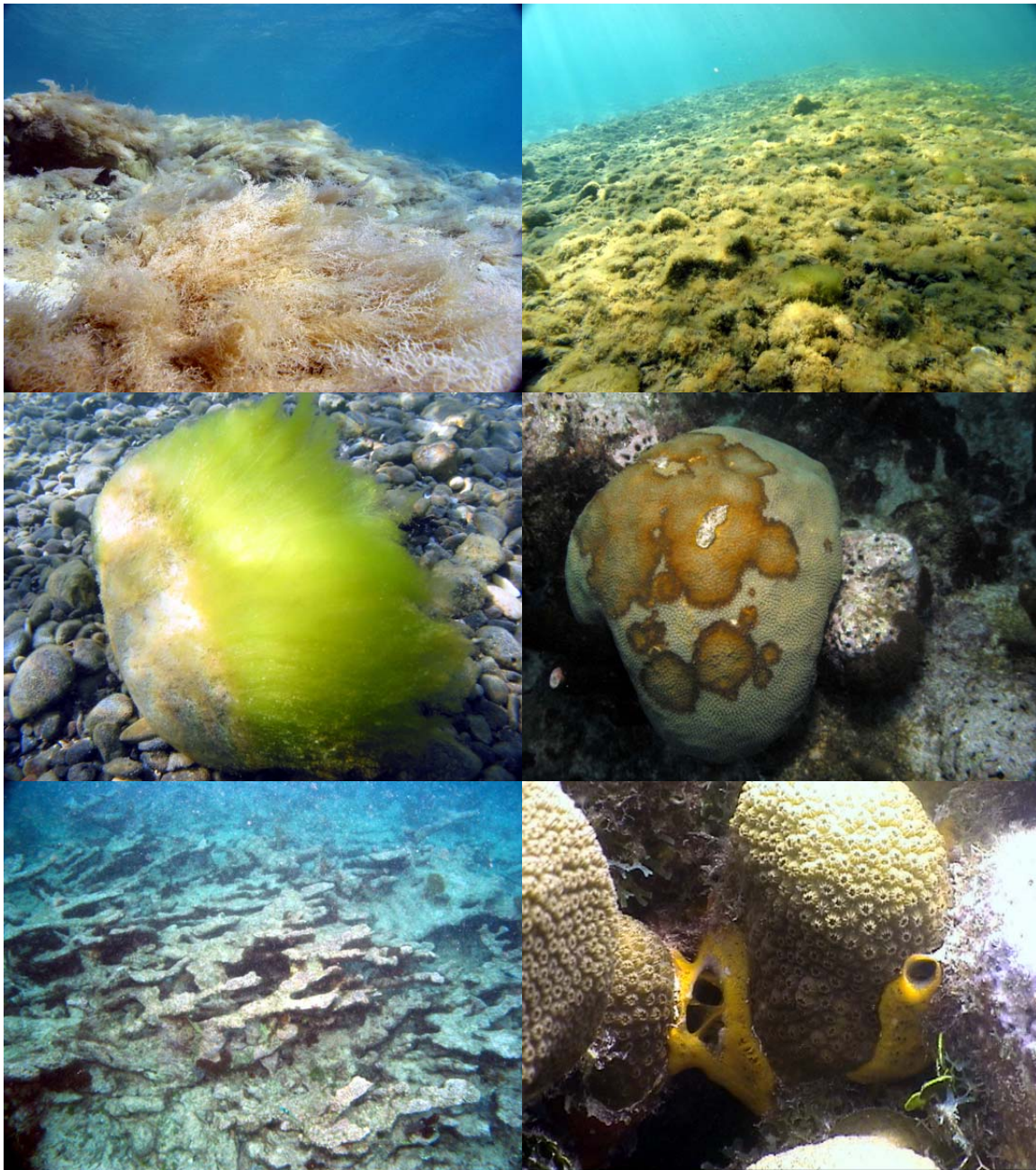


FIGURA 17. Efectos adicionales de las escorrentías sedimentadas cargadas de nutrientes: A) explosión poblacional del alga roja *Liagora* sp., 2-3 semanas después de un evento masivo de escorrentías causa la abrasión de corales en el fondo; B) explosión poblacional de cianobacterias típica después de un evento de escorrentías; C) la presencia de algas verdes filamentosas es otro de los indicadores de eventos recientes de escorrentías; D) varias colonias de *Montastraea annularis* presentan señales del llamado Síndrome de las Manchas Oscuras después de un evento masivo de escorrentías; E) un evento masivo localizado de la enfermedad de la banda blanca dos semanas después de un evento masivo de escorrentías durante la década del 1990 fue la causa principal de mortalidad de toda una población de *A. palmata* en un arrecife en Bahía Tamarindo próximo al vertedero municipal; F) la esponja *Mycale laevis* crece activamente en aquellos arrecifes sujetos a pulsos frecuentes de nutrientes.

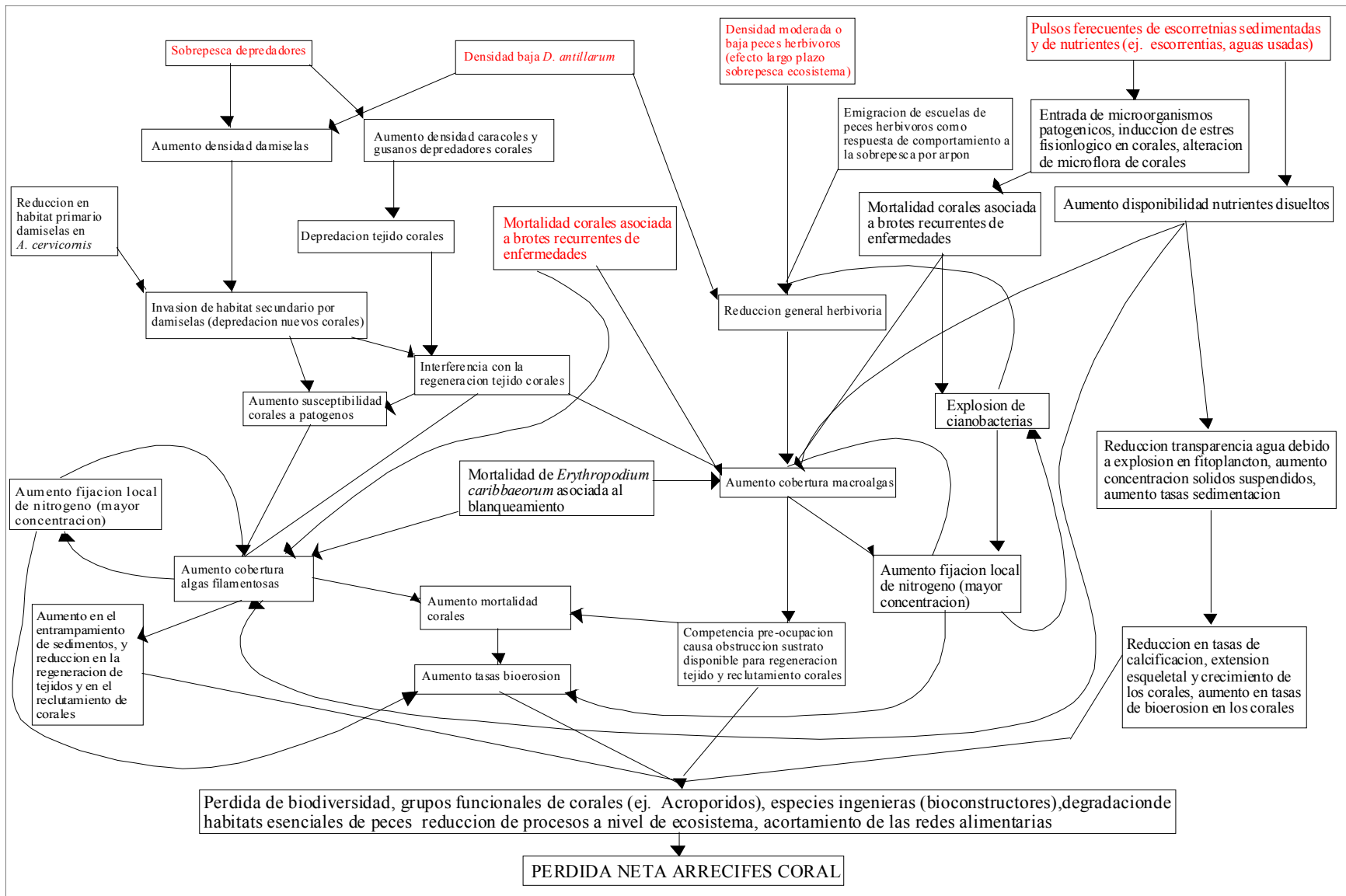
pardas del género *Dictyota* spp., las cuales poseen compuestos metabólicos que les confieren mal sabor, lo que evita que la mayoría de los peces herbívoros (pastoreadores de algas) las consuman. En el caso de las cianobacterias, éstas producen toxinas que evitan sean consumidas. Ambos grupos pueden acelerar su crecimiento aun más en presencia de pulsos frecuentes de nutrientes asociados a las esorrentías sedimentadas.

Finalmente, el problema principal de origen humano que contribuye a magnificar muchos otros factores naturales es la presencia de esorrentías pluviales cargadas de nutrientes y sedimentos. Estas esorrentías aportan cantidades grandes de agua dulce a la costa de forma natural. Sin embargo, dado el patrón desmedido de desarrollo de terrenos en la Isla de Culebra y la densidad ridículamente alta de caminos sin pavimentar y sin control de erosión alguno, ni de esorrentías, dichas esorrentía se magnifican por varios órdenes de magnitud. Ésto causa aportes severos de aguas turbias, así como toneladas anuales de sedimentos y nutrientes que van a parar directamente a los yerbazales marinos y arrecifes de coral, acelerando su degradación mediante una combinación de efectos.

La Figura 18 ilustra una modificación del modelo teórico de interacción de factores naturales y antropogénicos desarrollado por Hernández-Delgado (2000) para explicar las causas de mortalidad de corales y pérdida de arrecifes en la RNCLP. El modelo sugiere dos vías causales de deterioro debido a efectos de cascada de tipo “top-down” (desde el tope de la red alimentaria hacia los productores primarios) y “bottom-up” (inverso al “top-down”, debido a modificaciones ambientales). Las vías principales de tipo “top-down” incluyen: 1) efectos de sobrepesca de depredadores que producen aumentos en las densidades poblacionales de

damiselas; 2) el mantenimiento aún de densidades poblacionales bajas de *Diadema antillarum* en los arrecifes principales de la RNCLP; y 3) los efectos a largo plazo de la sobrepesca de ecosistema sobre las poblaciones de peces herbívoros. Los factores de tipo “down-top” responden esencialmente al aumento en la descarga de nutrientes y sedimentos asociados a las aguas de esorrentías turbias y a la descarga de aguas usadas sin tratar. Cualquier tipo de actividad de manejo de los arrecifes de corales debe enfocarse al nivel del ecosistema y debe tener un acercamiento holístico que abarque todos los problemas. En la sección de *Implicaciones para el Manejo* al final del documento se presentan varias recomendaciones sobre el particular.

FIGURA 18. Mecanismos combinados “top-down” y “bottom-up” sugeridos en la pérdida de arrecifes de coral documentada en la RNCLP (modificado de Hernández-Delgado, 2000).



Los arrecifes de la RNCLP en el contexto regional.

A pesar del estado de situación de amenaza en el que se encuentran las comunidades de arrecifes de coral de la RNCLP debido a los múltiples factores ambientales de origen humano que operan en éstos, posiblemente magnificando los efectos de diversos factores naturales, los arrecifes de la RNCLP se encuentran aún en mejor condición ambiental que la mayoría de los arrecifes de coral a nivel regional. Estudios conducidos por Hernández-Delgado (bajo revisión) indican que los arrecifes de coral de la RNCLP mostraron los valores promedio mayores de transparencia horizontal del agua, con unos 25 m (Figuras 19 y 20). Sin embargo, resulta importante señalar que durante eventos de escorrentías sedimentadas y cargadas de nutrientes en la zona de Bahía Tamarindo, entre los arrecifes de El Banderote y Cayo Rompeanzuelos (frente al vertedero municipal), entre Cayo Rompeanzuelos y Punta Tamarindo Grande, y en el área de Punta Melones, se han documentado valores de transparencia tan bajos como 1 a 4 m (Hernández-Delgado, datos no publicados). Ésto sugiere que la ausencia de controles adecuados de erosión tierra adentro, particularmente en los caminos sin pavimentar y sin controles de escorrentías que conducen hacia Playa Carlos Rosario y hacia Bahía Tamarindo, así como en los terrenos descubiertos del vertedero y en los caminos pavimentados, pero sin controles adecuados de escorrentías en Punta Melones, se pueden convertir en un vector frecuente de descargas de agua dulce altamente sedimentadas, cargadas de nutrientes y de otros contaminantes hacia la costa.

Comparados con otros arrecifes de la región, los arrecifes de la RNCLP sostienen valores promedio altos de riqueza de especies de corales por transecto, abundancia de colonias, porcentaje

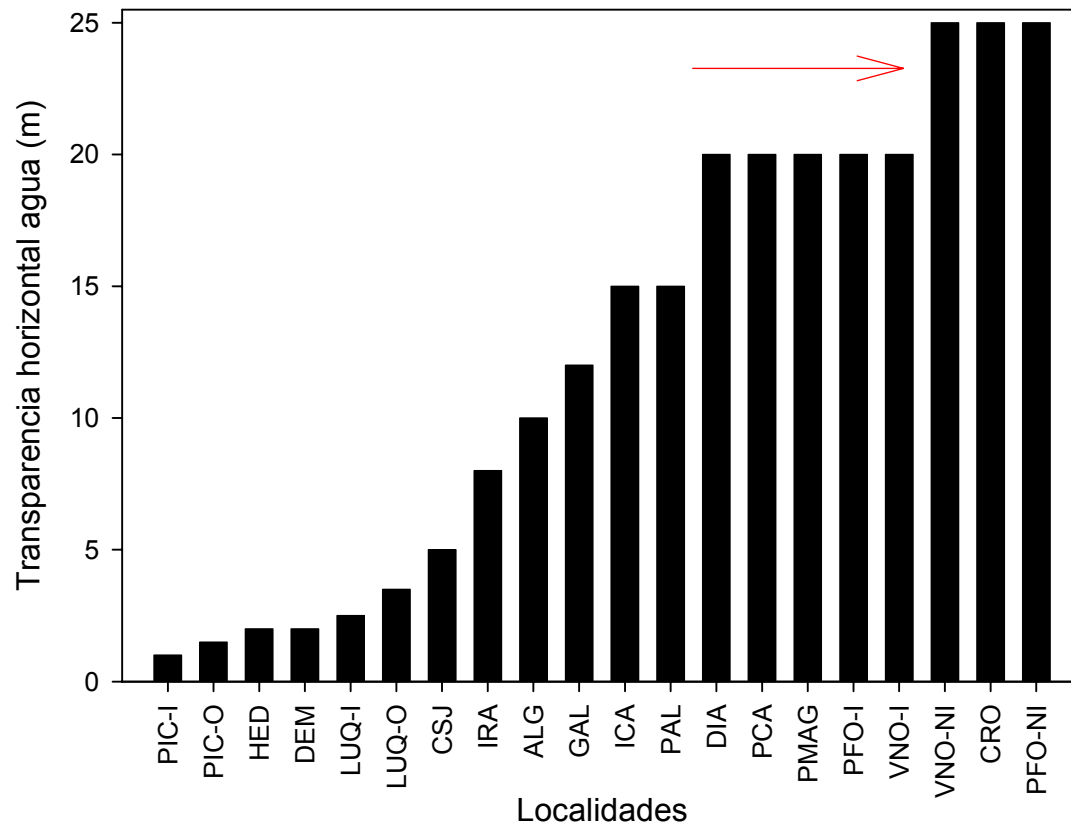


FIGURA 19. Gradiente de transparencia horizontal del agua a través de un gradiente de distancia de la costa noreste de Puerto Rico de 59 km, desde Río Grande hasta las costas de las Islas de Culebra y Vieques (datos de Hernández-Delgado, bajo revisión a).

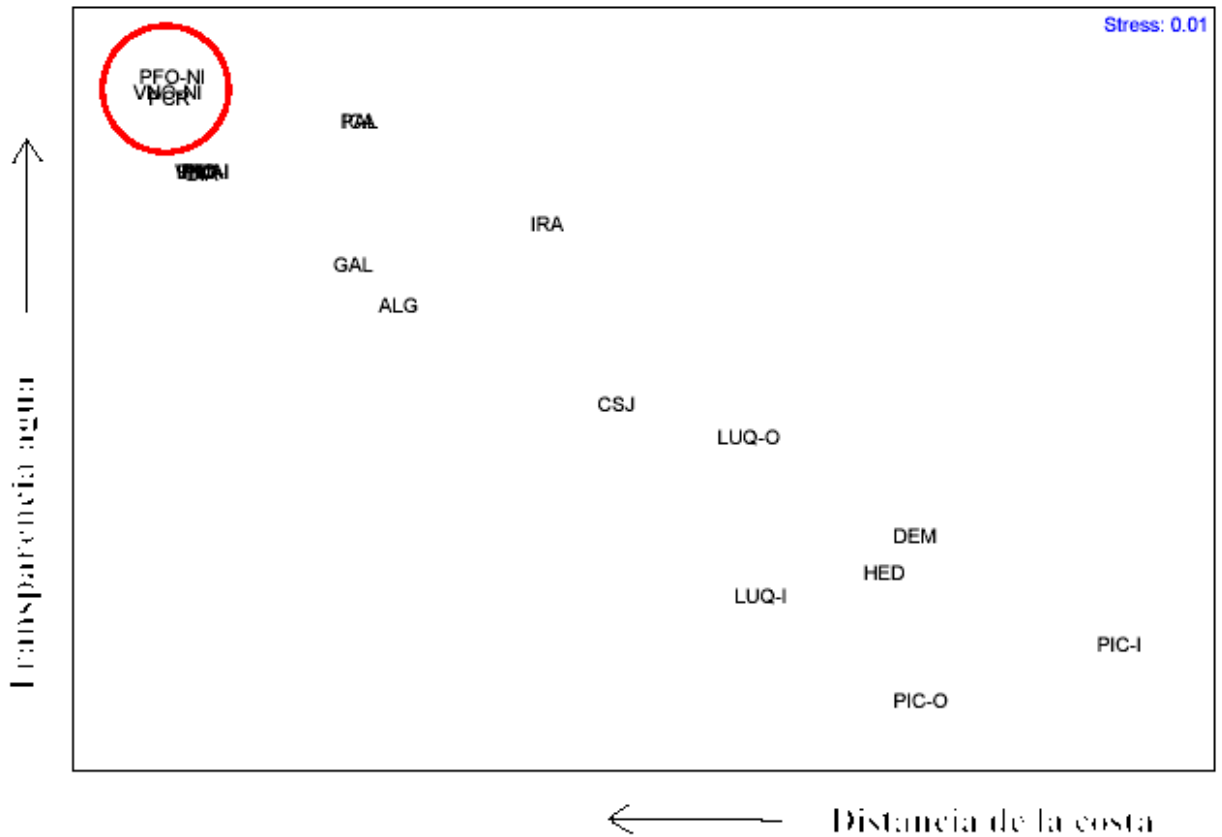
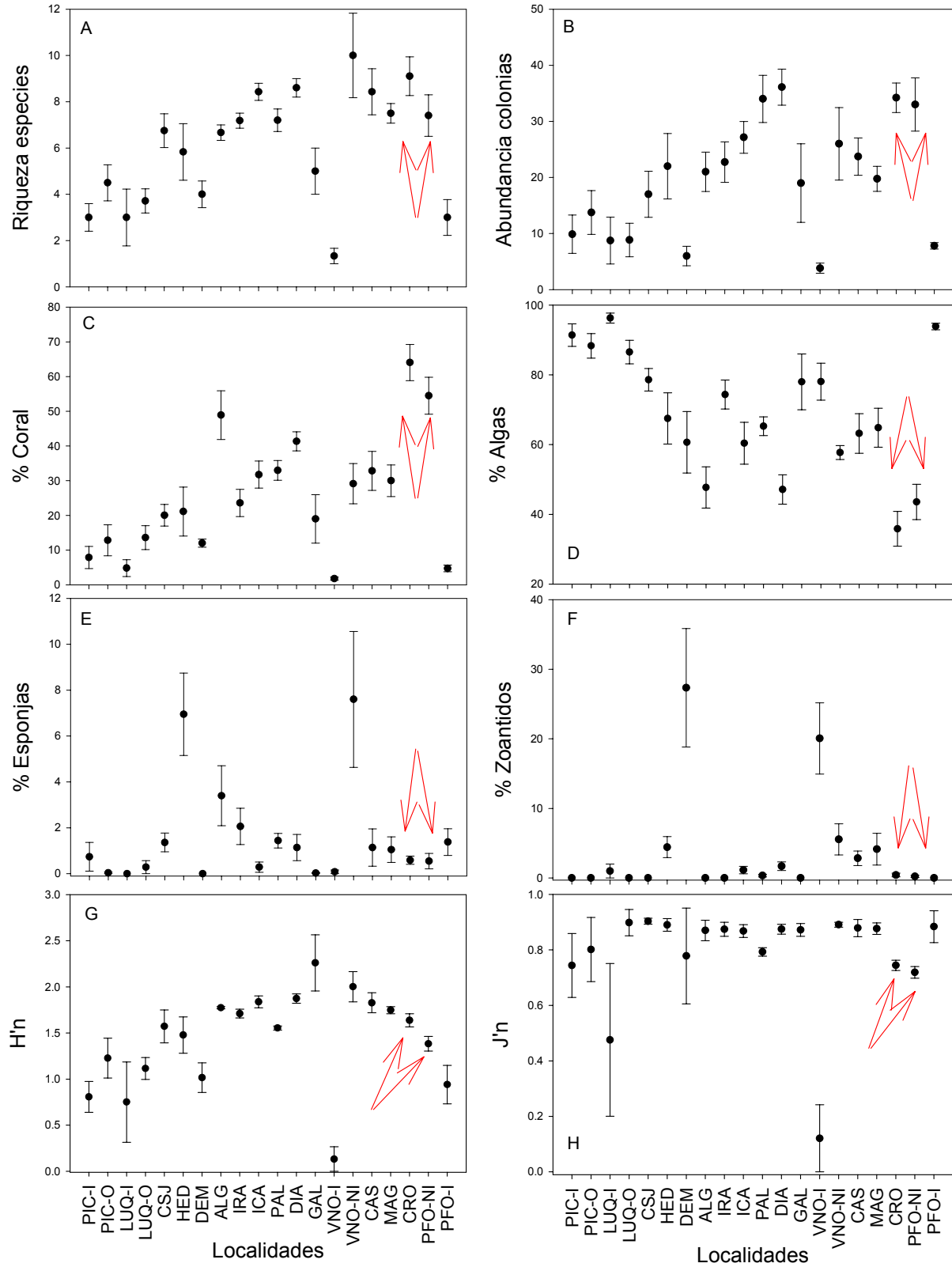


FIGURA 20. Análisis de escalas multidimensionales de los patrones espaciales de variación en los promedios de transparencia horizontal del agua a través de la región noreste de Puerto Rico (Hernández-Delgado, bajo revisión). El círculo rojo ilustra las localidades dentro de la RPM en relación a los gradientes de transparencia del agua y distancia de la costa este de Puerto Rico.

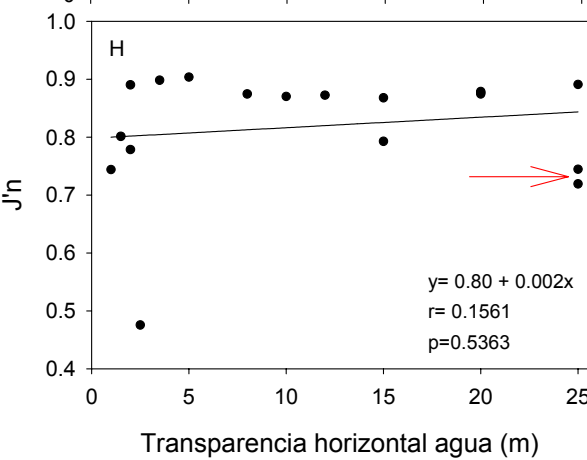
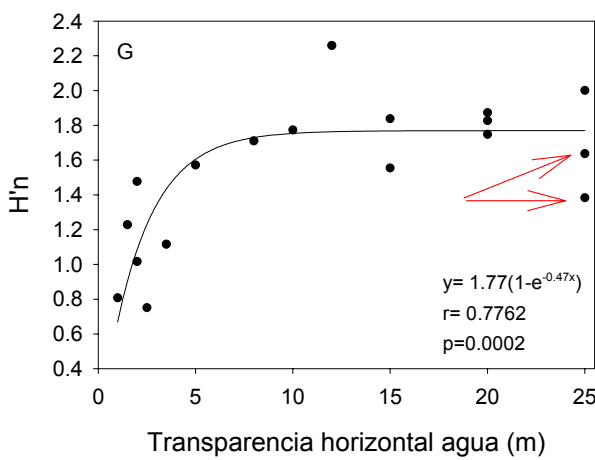
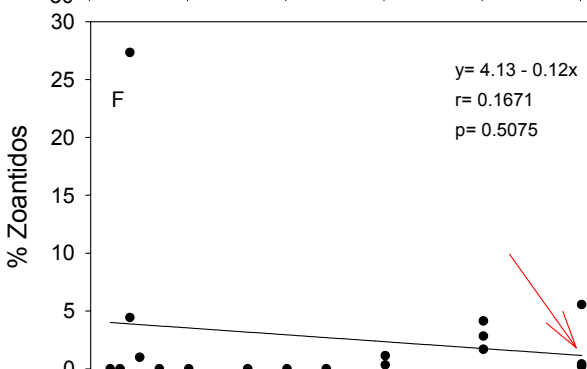
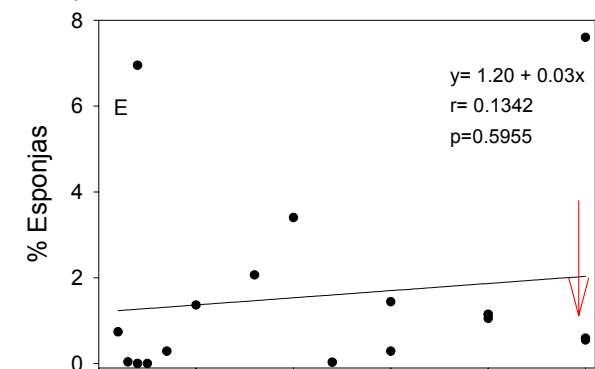
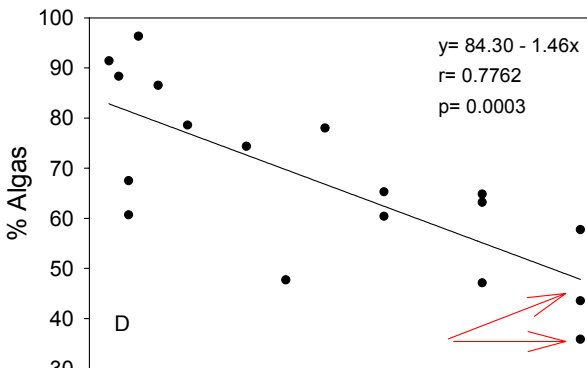
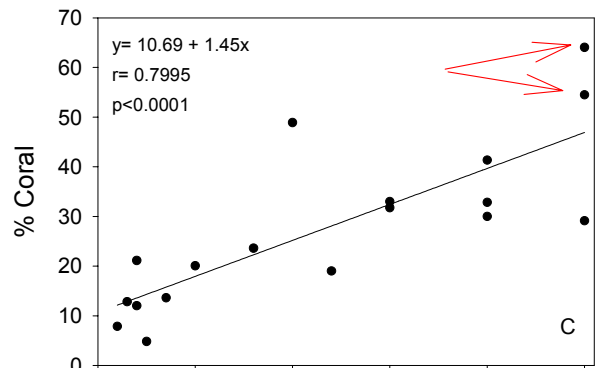
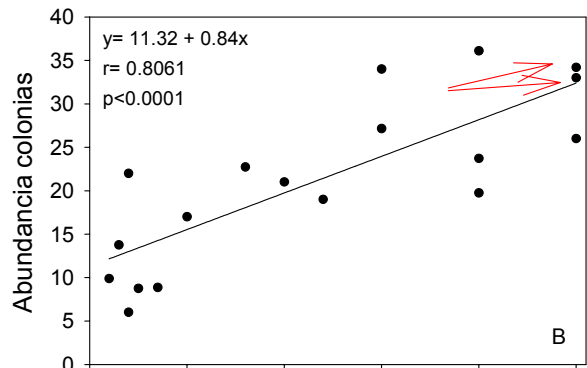
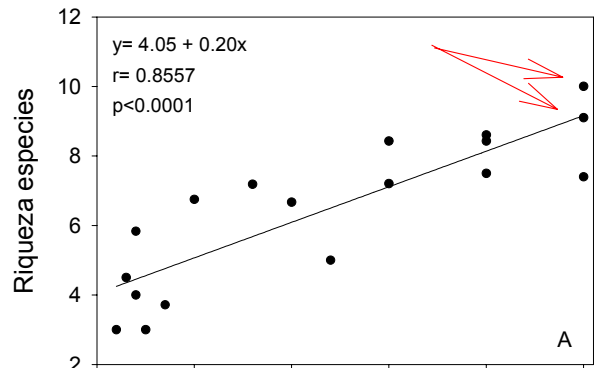
FIGURA 21. Características de las comunidades arrecifales de la RNCLP en comparación con otros arrecifes de la región (Hernández-Delgado, bajo revisión): a) riqueza de especies de corales; b) abundancia de colonias; c) % cobertura de corales; d) % cobertura de algas (total); e) % cobertura de esponjas; f) % cobertura de zoántidos; g) índice de diversidad de especies de corales ($H'n$); h) índice de eualitatividad de especies de corales ($J'n$).



de cobertura de corales y del índice de diversidad de especies de corales (Figura 21). Sus arrecifes también tienen la peculiaridad de que sostienen uno de los valores promedios más altos de toda la región en cuanto a la dominancia del coral *Montastraea annularis* (Figura 2a), la cual excede de 70% (Hernández-Delgado, 2000, 2003c). Esta especie es el coral más importante del Océano Atlántico en la construcción de arrecifes (Glynn 1973; Milliman, 1973) y su presencia abundante convierte a la RNCLP en un exportador de gametos y larvas de *M. annularis* hacia otros arrecifes a través de la región. Dicha dominancia causa que el valor del índice de eualitatividad de las especies ($J'n$) se uno más bajo que en otras localidades (Figura 21h) Por otro lado, en comparación con otras localidades, los arrecifes de la RNCLP muestran valores promedios bajos en el porciento de cobertura de algas, esponjas y zoántidos.

En terminos del impacto ecológico a nivel regional del gradiente ambiental de origen antropogénico asociado a la transparencia del agua y sus efectos sobre la estructura de la comunidad arrecifal, Hernández-Delgado (bajo revisión) encontró que existe una correlación positiva altamente significativa entre la transparencia del agua y la riqueza de especies de corales, abundancia de colonias, porciento de cobertura de corales y el índice de diversidad de especies de corales, donde los arrecifes de la RNCLP muestran los valores máximos en todas las variables (Figura 22). Por otro lado, se observó una correlación negativa altamente significativa

FIGURA 22. Correlación entre el gradiente de transparencia horizontal del agua y la estructura de la comunidad de los arrecifes de coral de la región noreste de Puerto Rico (Hernández-Delgado, bajo revisión): a) riqueza de especies de corales; b) abundancia de colonias; c) % cobertura de corales; d) % cobertura de algas (total); e) % cobertura de esponjas; f) % cobertura de zoántidos; g) índice de diversidad de especies de corales ($H'n$); h) índice de eualitatividad de especies de corales ($J'n$).



entre la transparencia del agua y el porcentaje de cobertura de algas en los arrecifes (Figura 22d). No se documentó correlación alguna entre los demás parámetros.

Proyecto comunitario de acuacultura de corales y de restauración de arrecifes de coral.

La Asociación de Pescadores de la Isla de Culebra desarrolló durante el mes de abril de 2003 el Proyecto Comunitario de Acuacultura de Corales con la colaboración del Proyecto de Monitoreo, Restauración y Arrecifes de Coral, del Departamento de Biología de la Universidad de Puerto Rico, en Río Piedras, así como de diversas organizaciones comunitarias, tales como Caborrojeños Pro Salud y Ambiente, Coralations, la Sociedad Ambiente Marino, Amigos de Amoná y la compañía Snapperfarms, Inc. Este proyecto se desarrolló inicialmente en dos localidades dentro de la RNCLP, en el Arrecife El Banderote (Figura 23) y entre Bahía Tarja y Punta Melones (Figura 24). Desde su planificación, preparación, entrenimiento e implementación el proyecto siempre ha contado con la participación de la comunidad (Figuras 25-28). El mismo ha resultado muy exitoso (Figuras 29-34) al extremo que en abril de 2004 se completó la primera cosecha de corales cultivados, permitiendo así la rehabilitación de las dos fincas de corales existentes (Figura 32), así como el establecimiento de un sistema nuevo de cultivo de corales en Punta Soldado, fuera de los límites de la RNCLP.

Durante el primer año del proyecto se documentó un efecto negativo significativo de las escorrentías sedimentadas y cargadas de nutrientes y patógenos en la tasa de sobrevivencia de los corales (Figura 35). La tasa de sobrevivencia inicialmente decayó por una magnitud de 7% en Bahía Tamarindo y de 17% en Punta Melones como consecuencia de las escorrentías asociadas a un evento severo de precipitación pluvial durante el mes de abril de 2003. En dicha ocasión, los



FIGURA 23. Finca de acuicultura de corales localizada en el Arrecife El Banderote, en la Bahía Tamarindo dentro de la RNCLP, Culebra.

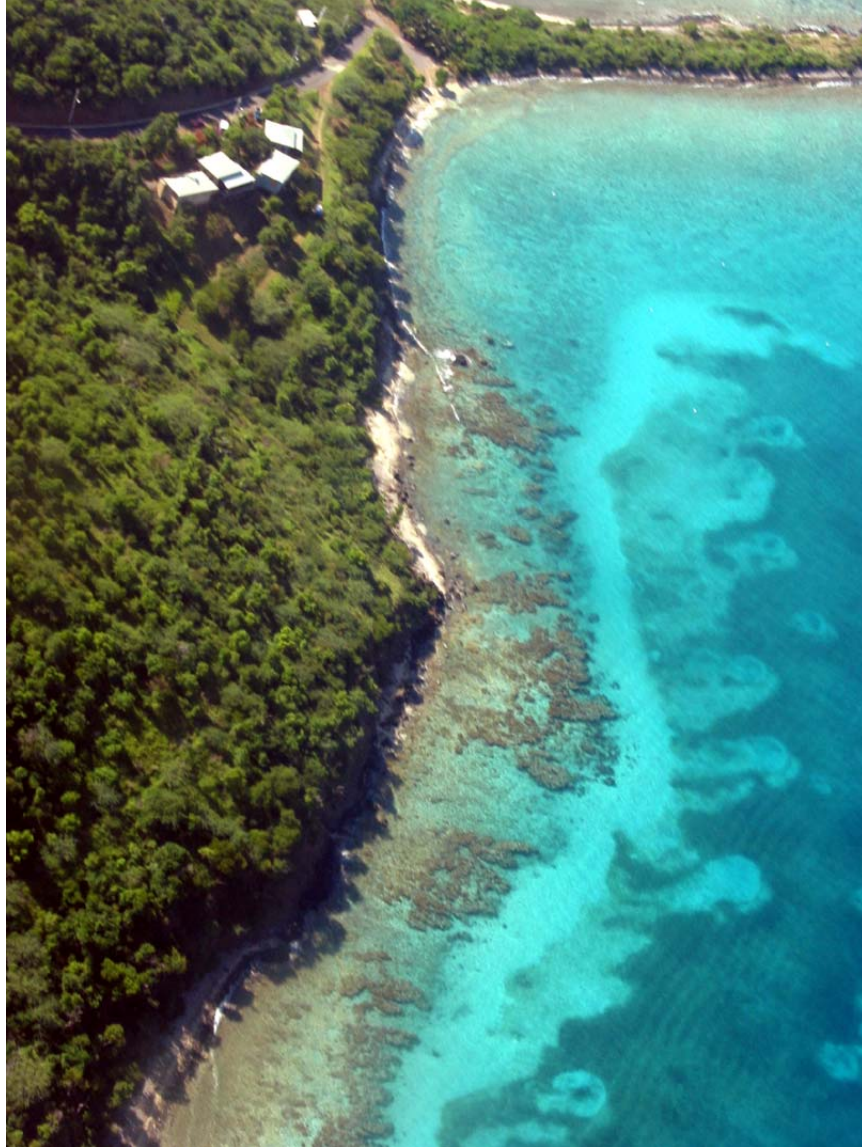


FIGURA 24. Finca de acuicultura de corales localizada en el arrecife bordeante de Punta Melones dentro de la RNCLP, Culebra.

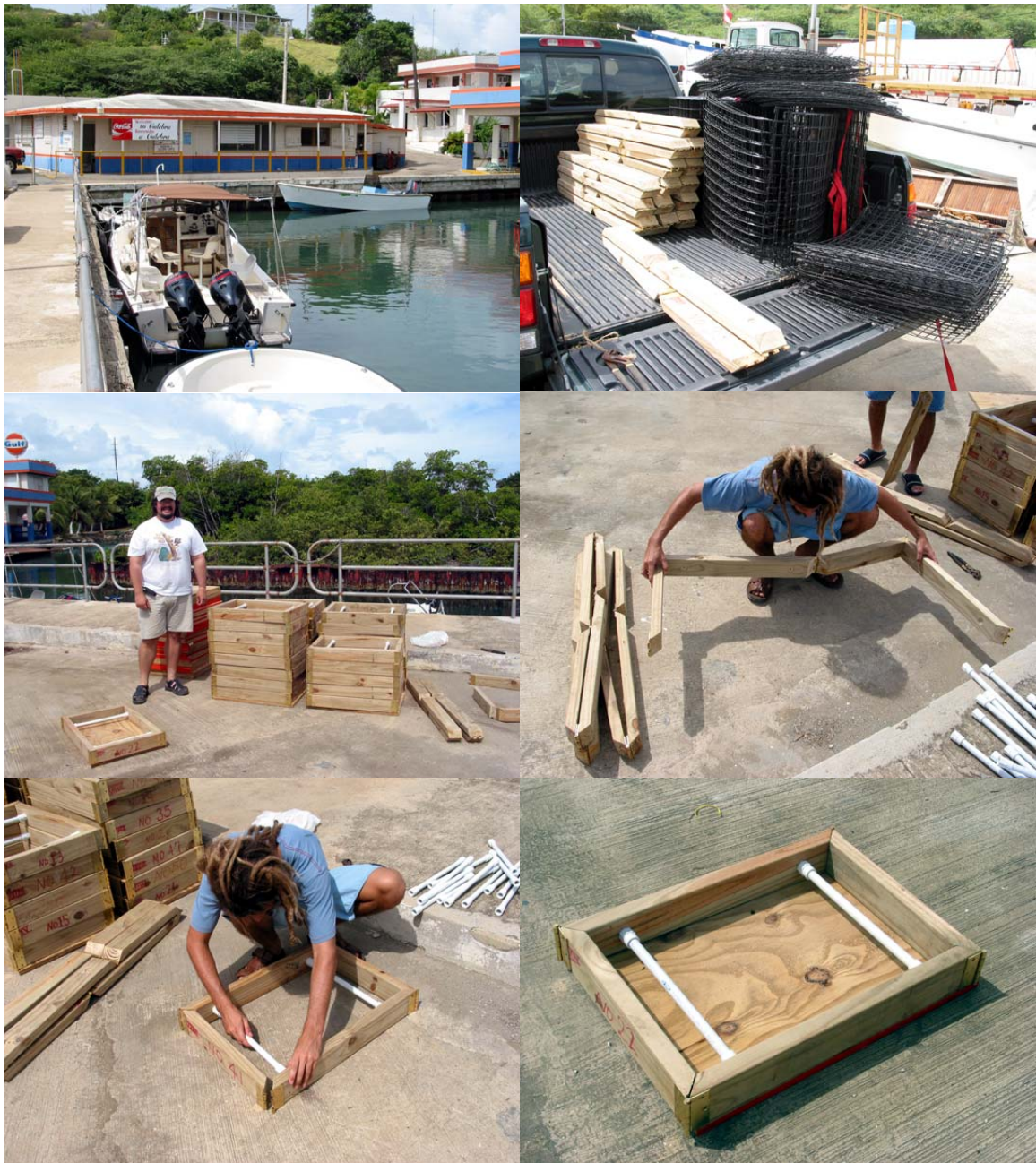


FIGURA 25. Etapa preliminar del proyecto: ensamblaje de los moldes para la construcción de las plataformas de propagación de corales. Desde el tope de la izquierda: A) Vista parcial del varadero y de las instalaciones de la Asociación de Pescadores de la Isla de Culebra; B) Materiales utilizados para la construcción de las plataformas; C) estiba de moldes listos para rellenarse de concreto; D y E) proceso de ensamblaje de los moldes; F) Modelo de uno de los moldes a ser rellenados con el concreto.



FIGURA 26. Proceso de ensamblaje y localización de las plataformas de propagación de corales. Desde la izquierda al tope: A y B) Buzo voluntario acomodando las plataformas de concreto; C) Plataforma acomodada y lista para el ensamblaje de las demás piezas; D y E) Buzo voluntario colocando la rejilla revestida de plástico ajustada mediante tubos de pvc con rosca; y F) Vista parcial de una plataforma lista para el transplante de corales.

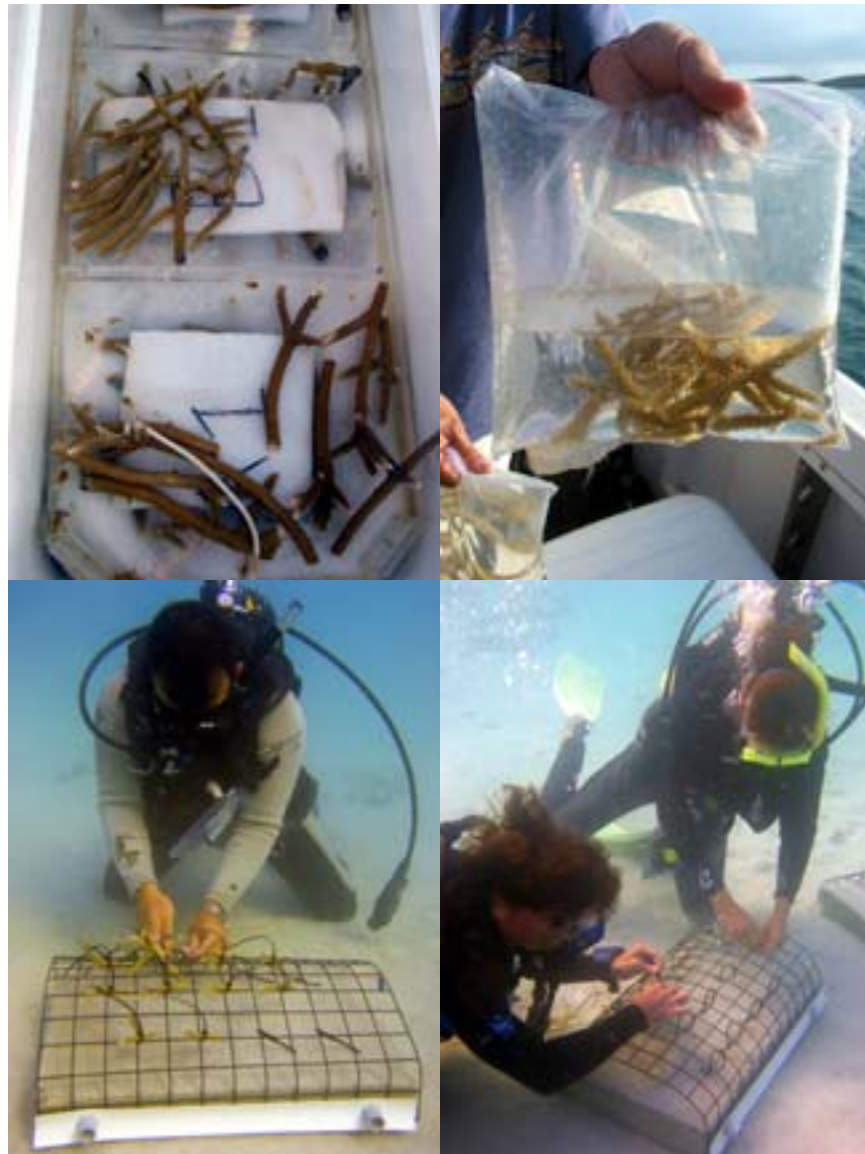


FIGURA 27. Proceso de transporte y transplante de corales. Desde la izquierda al tope:
A) Nevera portátil conteniendo fragmentos de los corales; B) Una vez separados los fragmentos de acuerdo a la colonia o clono parental, se colocan en una bolsa con agua de mar en el bote y se le entregan al buzo a cargo del transplante; C y D) Buzos voluntarios durante el proceso de fijar los fragmentos a las rejillas en las plataformas.



FIGURA 28. Proceso de monitoreo de las fincas de siembra de corales. Desde la izquierda al tope: A y B) Buzos voluntarios tomando medidas de los fragmentos recién sembrados; C) Detalle del proceso de medir la extensión lineal de los fragmentos transplantados; D y E) Detalles de algunas de las plataformas de propagación de corales; y F) Vista panorámica de una de las unidades de siembra de corales localizadas en Bahía Tamarindo.

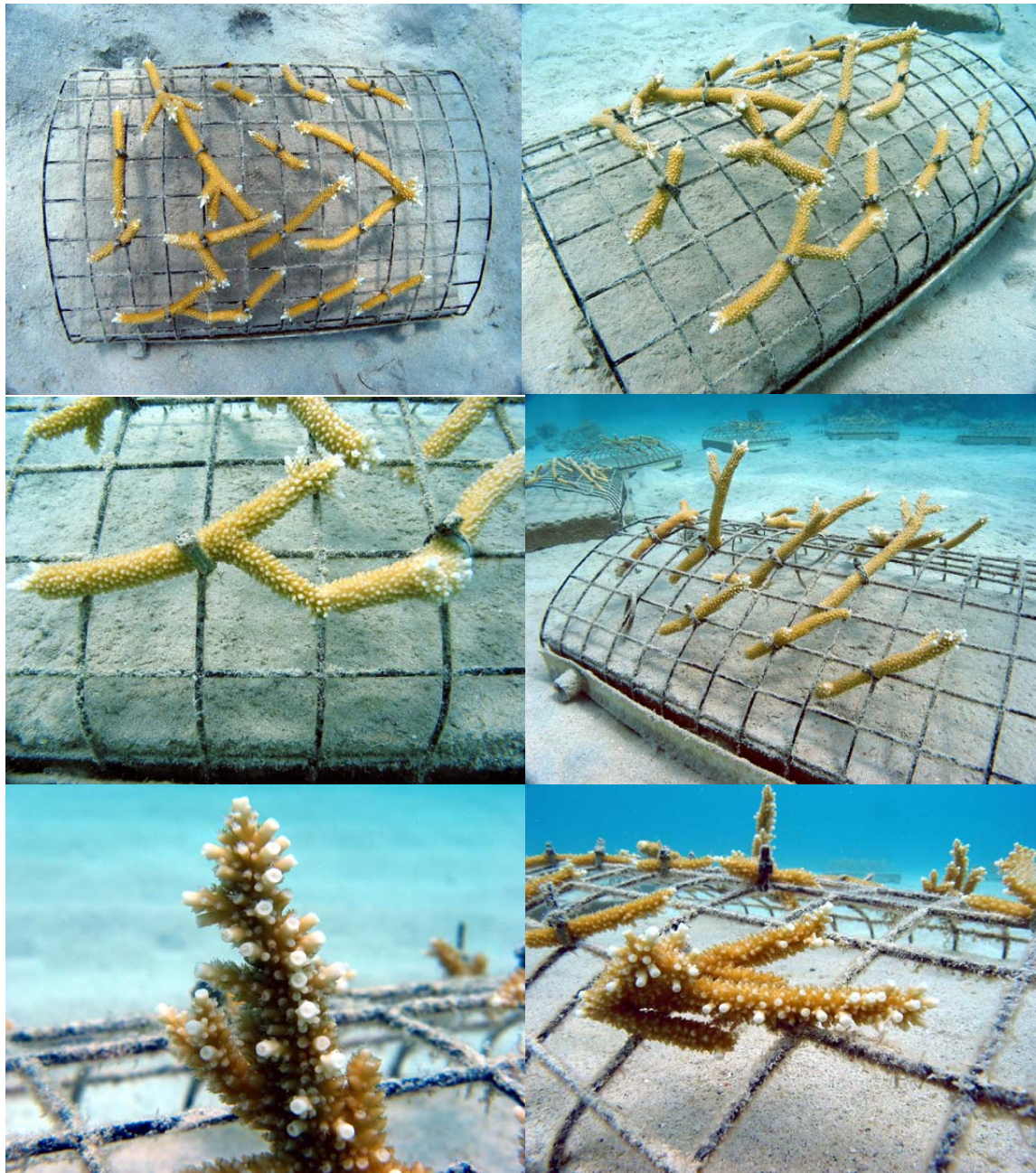


FIGURA 29. Detalles del crecimiento mostrado por los fragmentos al cabo de 30 días de transplantados. Desde la izquierda al tope: A) Vista vertical de una de las plataformas de propagación de corales (nótese las puntas blancas de los fragmentos mostrando el nuevo crecimiento esquelético al cabo de 30 días); B) Detalle de una plataforma mostrando fragmentos que exhiben nuevo crecimiento esquelético; C) Fusión de tejidos entre dos fragmentos contiguos formando una sola colonia extendida; D) Fragmentos resumiendo crecimiento hacia arriba (hacia la luz solar); E y F) Detalles de dos fragmentos mostrando el desarrollo inicial de ramificaciones múltiples (pequeñas puntas blancas llamadas proto-ramas).



FIGURA 30. Fincas de corales al cabo de 30 a 60 días de crecimiento. Desde la izquierda al tope: A) Rrecrecimiento de tejido sobre la amarra plástica que fija el fragmento a la rejilla; B y C) Producción de ramificaciones nuevas; D) Peces residents en las fincas (ej. pez doncella o “Slippery Dick”, *Halichoeres bivittatus*, acompañado al fondo de un juvenil de Cabeza Azul o “Blue Head Wrasse”, *Thalassoma bifasciatum*); E) Otra vista parcial de algunos de los peces juveniles documentados en las fincas de propagación de corales, como el Chapín, *Lactophrys triqueter*, acompañado de una Doncella, *H. bivittatus*; F) Varios Cirujanos o “Surgeonfish”, *Acanthurus bahianus*, dentro de una de las plataformas.



FIGURA 31. Fincas de corales al cabo de 90 días de crecimiento. Desde la izquierda al tope: A-D) Detalles de la ramificación profusa de los fragmentos transplantados; E) Buzo voluntario brindando el mantenimiento requerido a una de las plataformas de propagación de corales; F) Buzo voluntario colaborando en la colección de datos sobre el estado ecológico de las poblaciones del Coral Cuerno de Ciervo, *Acropora cervicornis*, en la RNCLP.



FIGURA 32. Fincas de corales al cabo 1 año de crecimiento, primera cosecha de corales cultivados y expansión de la finca de acuicultura de corales en Bahía Tamarindo.



FIGURA 33. Fincas de corales al cabo de 16 meses de crecimiento.



FIGURA 34. Vista parcial del interior de una de las plataformas de propagación de corales luego de 16 meses de crecimiento. La tasa de crecimiento rápida del coral Cuerno de Ciervo, *Acropora cervicornis*, tiene como resultado la formación de una estructura natural de alta complejidad espacial que se convierte en un refugio natural para muchas especies de peces e invertebrados.

efectos más severos estuvieron asociados a las escorrentías provenientes de Ensenada Honda a través del Canal de Lobina, además de las provenientes de Bahía Sardinias y de la propia zona de Punta Melones. Con el paso del tiempo, se documentó una mortandad aún más severa en Bahía Tamarindo asociada a los eventos muy frecuentes de escorrentías sedimentadas provenientes del camino sin pavimentar y de la zona del vertedero municipal. Los efectos inmediatos en los corales de este tipo de escorrentías resultan en incidentes de explosiones poblacionales de algas y cianobacterias compitiendo y sobrecreciendo a los corales, brotes de síndromes y de enfermedades, los cuales resultan en mortandades de corales (Figura 36).

Éstos resultados son evidencia irrefutable de que la ausencia de los mecanismos apropiados y requeridos por ley para el control de la erosión y sedimentación en los proyectos de construcción públicos y privados en la Isla de Culebra, al igual que en los caminos sin pavimentar, e inclusive en muchas de las carreteras pavimentadas, están causando daños severos en las comunidades de corales localizadas cercanas a la costa. Dicha situación amerita el establecimiento de medidas inmediatas de manejo para la reducción o eliminación de la raíz del problema.

Una de las medidas tomadas para probar la hipótesis de la mortandad de corales asociada a los efectos de escorrentías sedimentadas fue el establecer una tercera finca de corales en Punta Soldado, fuera de la RNCLP y distante de posibles fuentes directas de escorrentías y sedimentos (Figura 37). Los primeros 4 meses de datos han arrojado una tasa de sobrevivencia de 99%, sin que se haya documentado ni un solo evento de escorrentía significativo en la localidad (Hernández-Delgado et al., bajo revisión).

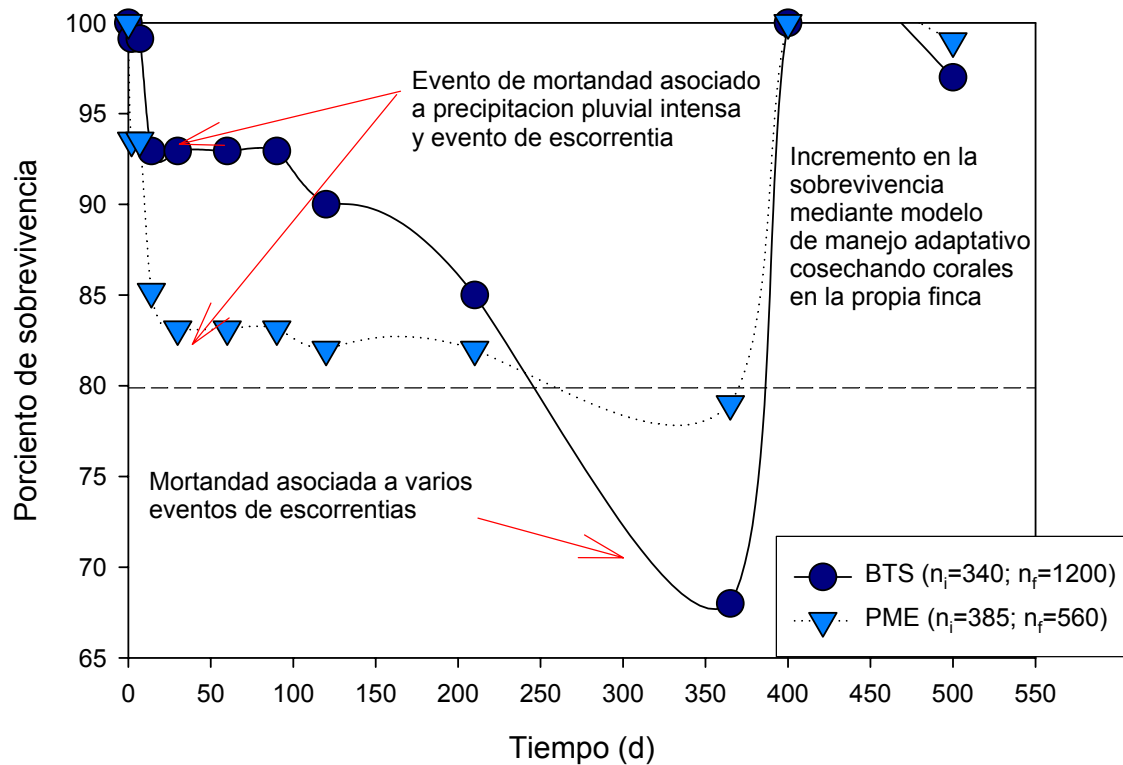


FIGURA 35. Porcentaje de sobrevivencia de los corales cuerno de ciervo, *Acropora cervicornis*, cultivados en Bahía Tamarindo y Punta Melones, Culebra (abril 2003-agosto 2004). Nótese los efectos de mortandad de corales asociados a los eventos de escorrentías sedimentadas y cargadas de nutrientes. El manejo adaptativo de los corales mediante la modificación en el diseño de las fincas y la cosecha y rehabilitación autosustentable de las fincas de cultivo de corales permite reducir o hasta eliminar cualquier efecto de mortalidad en los corales sin afectar a las poblaciones locales de corales para sostener la operación de las fincas.

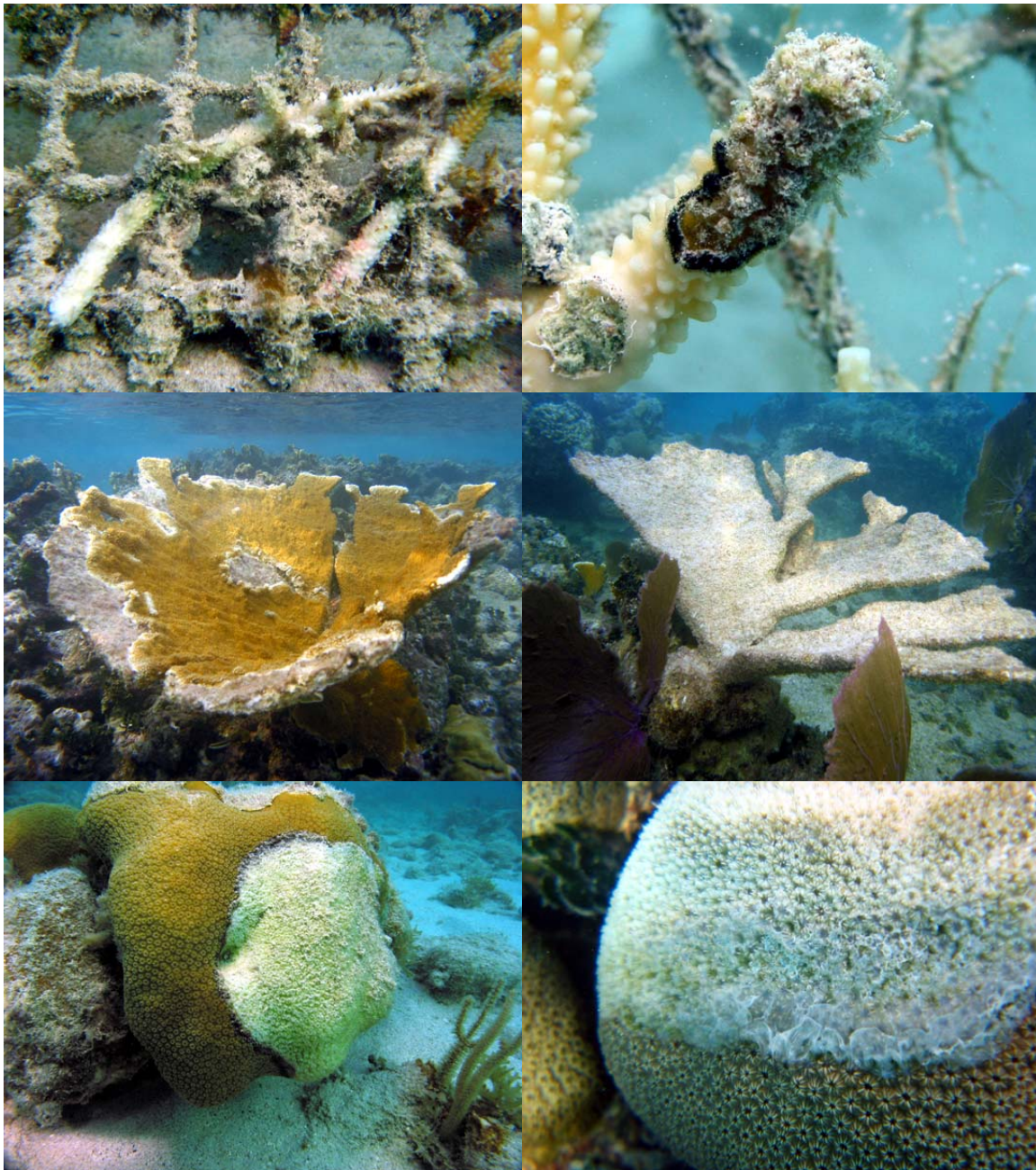


FIGURA 36. Efectos de las escorrentías sedimentadas y cargadas de nutrientes en los corales. Desde la izquierda al tope: A) Explosión poblacional de algas y cianobacterias, y mortandad debido a alguno de los síndromes de bandas *A.cervicornis* en la finca de cultivo en Bahía Tamarindo; B) Colonia de *A. cervicornis* infectada por la enfermedad de la banda negra (EBN); C) Infección de colonia de *A. palmata* por el síndrome conocido como “White Pox”; D) Muerte total de colonia de *A. palmata* por el “White Pox”; E) Colonia de *Montastraea annularis* infectada por la EBN; y F) Colonia de *M. annularis* sufriendo de un “shut-down reaction” debido a algún tipo de estrés fisiológico.

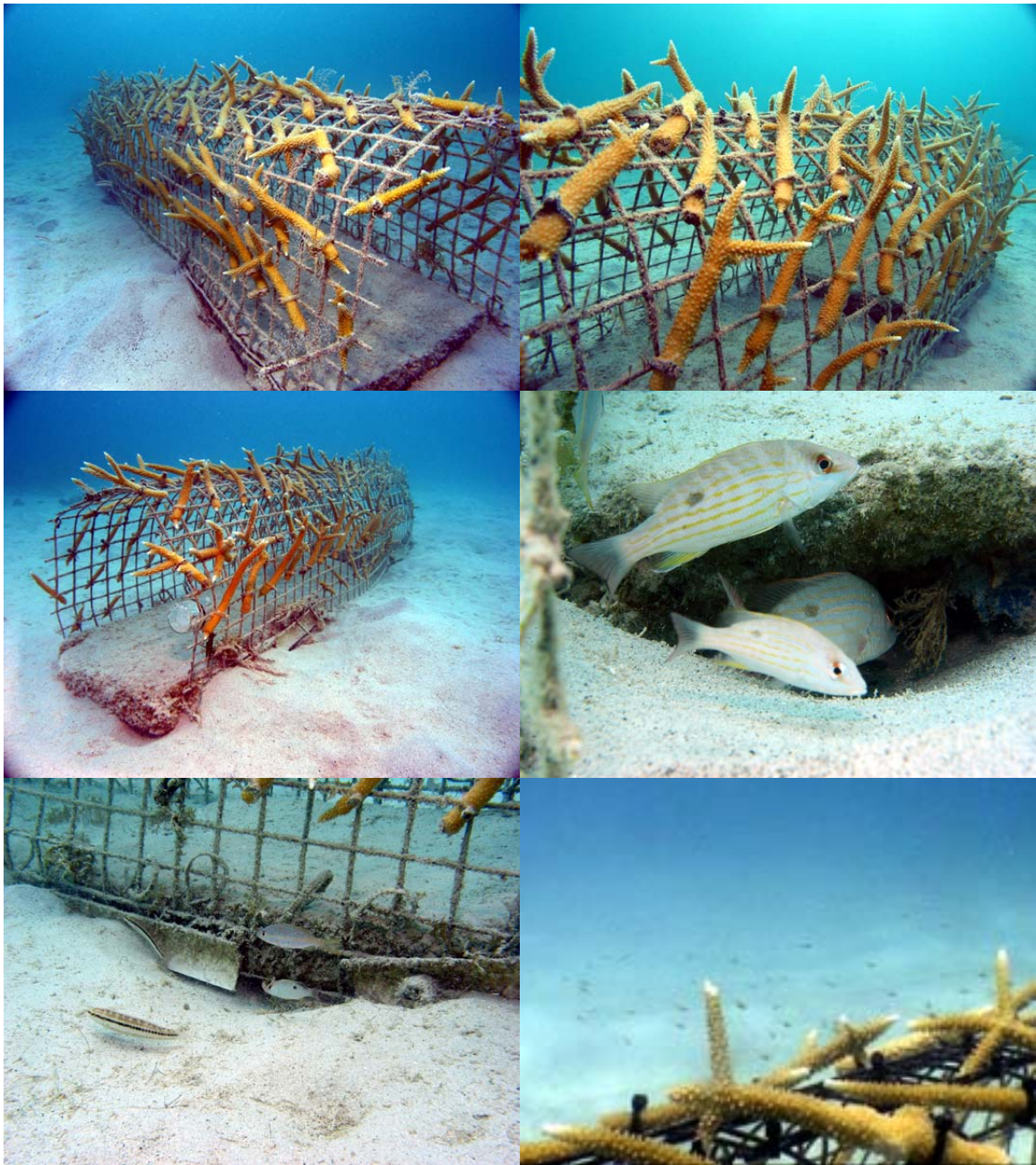


FIGURA 37. Diseño adaptativo de unidades nuevas para el cultivo de corales establecidas en la finca nueva en Punta Soldado fuera de la RNCLP. Desde la izquierda al tope: A-C) Detalles de varias de las unidades de cultivo de corales; D) Reclutas del pargo manchego, *Lutjanus synagris*, en una de las unidades; E) Juveniles de *L. synagris*, la colirrubia, *Ocyurus chrysurus*, y de la doncella, *Halichoeres bivittatus*; y F) Escuela de post-larvas de arrayaos, *Haemulon* spp. asentándose a solo 24 horas del establecimiento de una de las unidades.

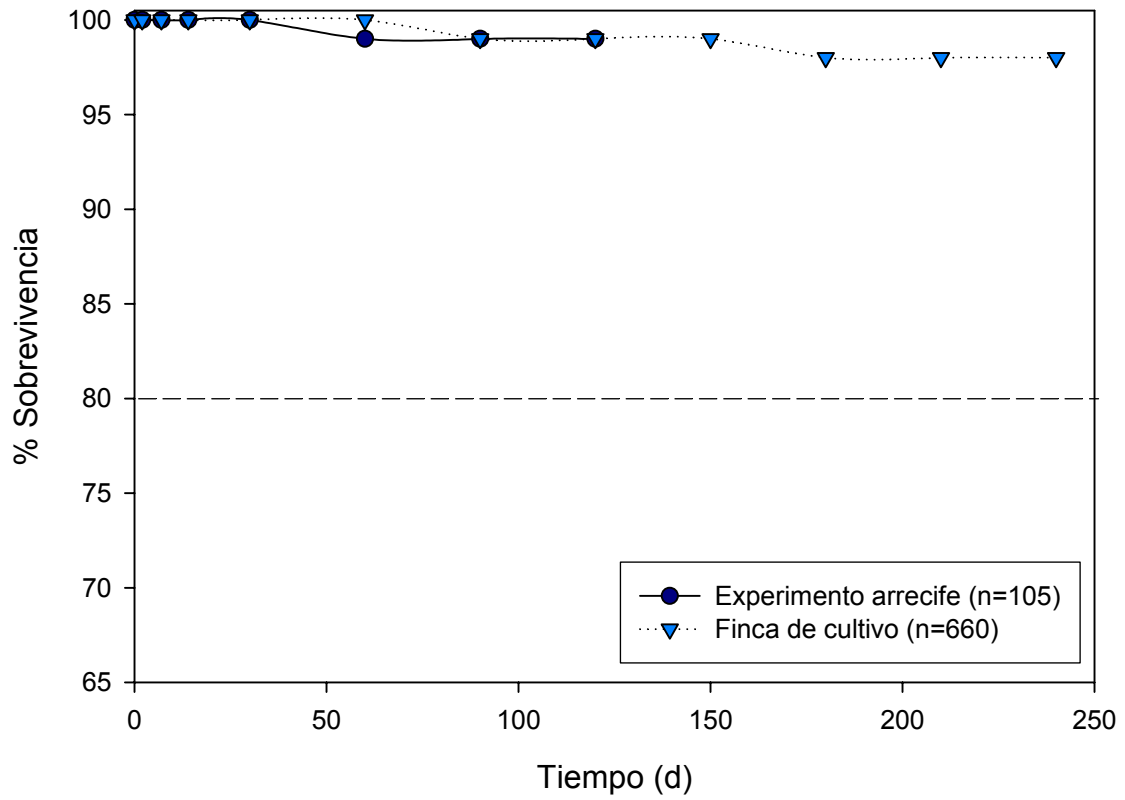


FIGURA 38. Porcentaje de sobrevivencia de los corales cuerno de ciervo, *Acropora cervicornis*, cultivados en Punt Soldado, Culebra (abril -agosto 2004).

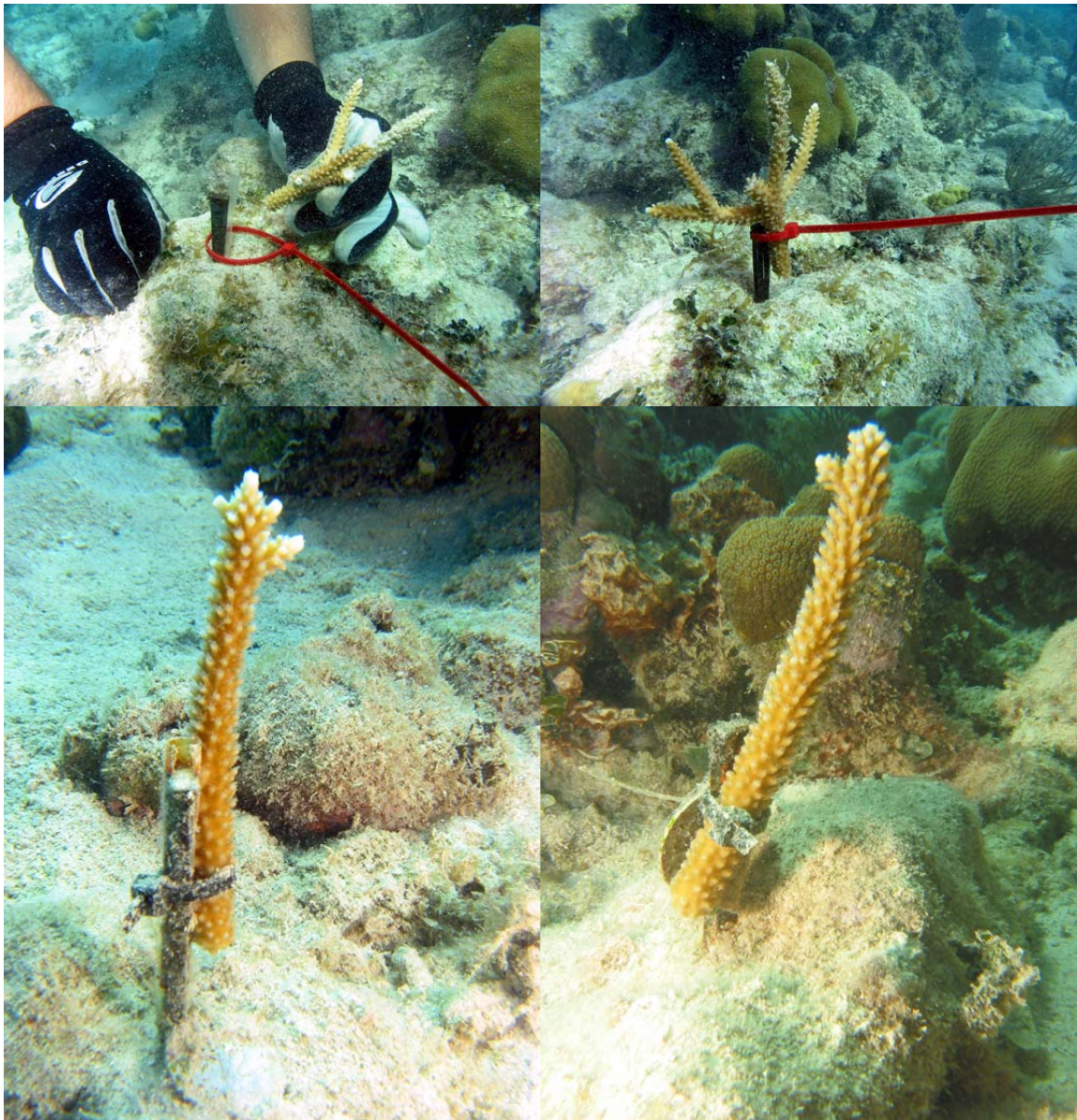


FIGURA 39. Proyecto piloto de reconstrucción paisajista del arrecife de coral de Punta Soldado. Desde la izquierda al tope: A-B) Proceso de transplante de un fragmento del coral cuerno de ciervo, *Acropora cervicornis*, cosechado; C-D) Ejemplos de fragmentos recién transplantados al arrecife.

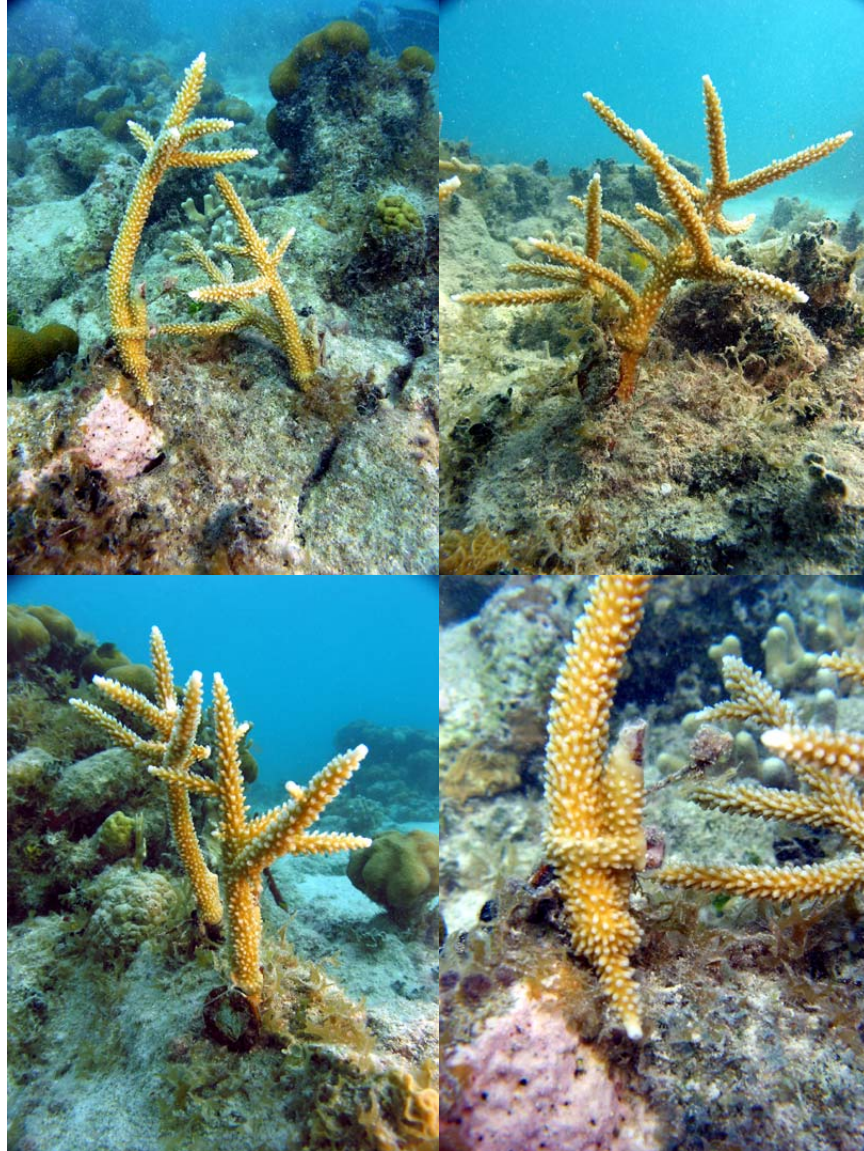


FIGURA 40. Proyecto piloto de reconstrucción paisajista del arrecife de coral de Punta Soldado. Desde la izquierda al tope: A-C) Detalles de colonias del coral cuerno de ciervo, *Acropora cervicornis*, de 7 meses de edad; D) Detalle de colonia mostrando sobrecrecimiento de tejido y calcificación de esqueleto nuevo sobre la amarra plástica, el pedazo de sorbeto y el clavo de acero.

Proyecto Piloto de Reconstrucción Paisajista de los Arrecifes de Coral.

La meta principal del Proyecto Comunitario de Acuicultura de Corales es la de cultivar la material prima que se utilizará en el futuro cercano para iniciar un programa de reintroducción de corales cuerno de ciervo, *Acropora cervicornis*, en varios arrecifes de coral de la Isla de Culebra donde esta especie desapareció desde hace más de dos décadas. Para ello se utilizará el conocimiento histórico de los ciudadanos de mayor edad y de los pescadores de Culebra para ayudar a reconstruir en mapas y fotos aéreas los patrones de distribución de esta especie en Culebra. Como parte de dicha iniciativa, en diciembre de 2003 se inició un Proyecto Piloto de Reconstrucción Paisajista de los Arrecifes de Coral en Punta Soldado utilizando tecnología barata y de fácil implementación (Figuras 39 y 40). Al cabo de 8 meses, los resultados del proyecto arrojan una tasa de sobrevivencia de corales de 98%, así como tasas de crecimiento muy altas y similares a las observadas durante el cultivo de corales. Dichas tasas son levemente superiores al promedio observado en colonias naturales en el arrecife. Por otro lado, estudios en progreso (Hernández-Delgado, datos no publicados) sugieren que la reintroducción de corales al arrecife ha resultado en un incremento neto en las tasas de ocupación por peces juveniles, incluyendo al mero cabrilla, *Epinephelus guttatus*. Ésto sugiere que el manejo adaptativo y la reintroducción de corales hacia los arrecifes donde las condiciones ambientales se mantengan aún adecuadas es viable aun con presupuestos relativamente bajos como estrategias para la restauración arrecifal y para acelerar la restauración de las comunidades de peces.

Ambos proyectos desarrollados actualmente por la Asociación de Pescadores de la Isla de Culebra, en conjunto con la Universidad de Puerto Rico, Coralations y la Sociedad Ambiente Marino constituyen un ejemplo único a nivel del Caribe para el manejo de dicha especie listada



FIGURA 41. Embarcación de 13' de eslora adquirida por la Asociación de Pescadores de la Isla de Culebra específicamente para el desarrollo de los proyectos de investigación aplicada al manejo de los arrecifes de coral. La embarcación se bautizó con el nombre de *R/V Don Monchín*, en honor del Ex-Alcalde y Vice-presidente de la Asociación, Don Ramón Feliciano Encarnación.

actualmente como candidata para la lista federal de especies en peligro de extinción. Además, ambos proyectos resultan un modelo del valor que tiene la autogestión comunitaria en desarrollar modelos alternativos y efectivos para el manejo de los arrecifes de coral y de las pesquerías marinas. Finalmente, cabe señalar que la Asociación de Pescadores de la Isla de Culebra ha sido vanguardista en el desarrollo de actividades de conservación marina y de la investigación aplicada al manejo al haber adquirido una embarcación de motor destinada únicamente para este

tipo de actividades (Figura 41), principalmente para aquellas llevadas a cabo dentro de la RNCLP.

Comunidades de peces de arrecife.

Las comunidades de peces de arrecife de la RNCLP son muy diversas y representativas de esta región del Caribe (Figura 42). Las mismas se han estudiado casi tan extensamente como los arrecifes de coral mismos, aunque el número de informes publicados es un poco menor que aquellos sobre los arrecifes. Existe un informe de la Junta de Calidad Ambiental del año 1970 donde se documentaron 38 especies de peces en la Isla de Culebra, una diversidad muy poco representativa de su diversidad real. En ese año también se informó de mortandades masivas de peces debido a las actividades de bombardeo llevadas a cabo en la Península de Flamenco (IDEA, 1970). Hernández-Delgado et al. (2000) expandieron significativamente el inventario de especies de peces al documentar 221 especies, dentro de 113 géneros y 59 familias. Sin embargo, el inventario de especies de peces más abarcador es el de Hernández-Delgado y Rosado-Matías (2003), con 260 especies, distribuidas entre 144 géneros y 70 familias. A dicha lista se le añade un avistamiento reciente de un individuo del mero diente de sable, *Mycteroperca tigris*, documentado a una profundidad de 13 m en la Península Flamenco, en el extremo norte de la RNCLP (Hernández-Delgado, datos no publicados).

Hasta el presente, la información publicada sobre la estructura de las comunidades de peces en la RNCLP se ha limitado principalmente a los trabajos de Hernández-Delgado (2000), Hernández-Delgado y Sabat (2000), y a dos manuscritos (Hernández-Delgado, Rosado-Matías y



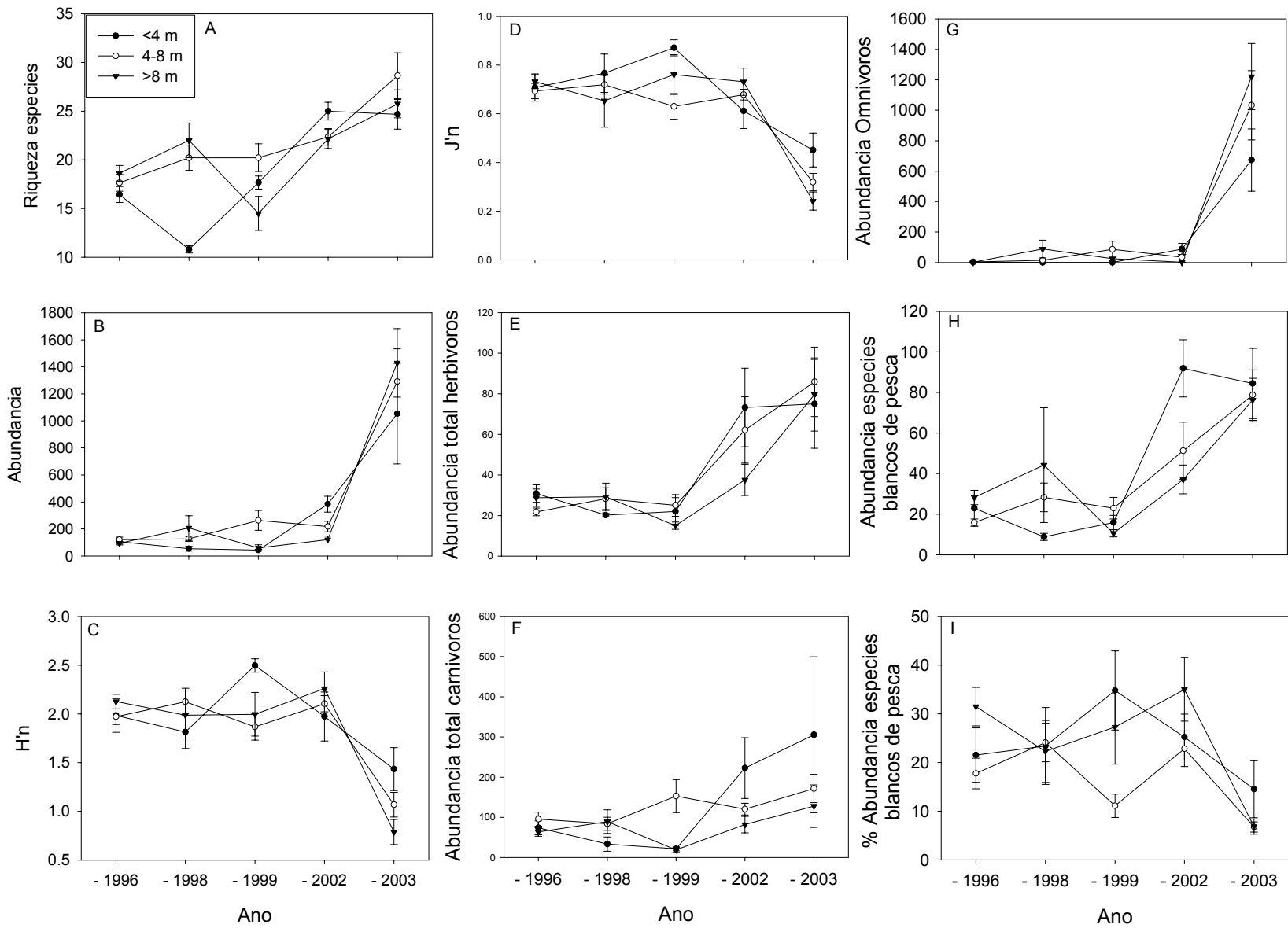
FIGURA 42. Ejemplos de la diversidad de la ictiofauna en la RNCLP. Desde la izquierda al tope: A) Escuela de sabogas (*Haemulon chrysargyreum*); B) Mero cherna o blanco (*Epinephelus striatus*); C) Escuela de médicos (*Acanthurus coeruleus*); D) Tiburón gata (*Ginglymostoma cirratum*); E) Pez angel francés (*Pomacanthus paru*); F) Colirrubia (*Ocyurus chrysurus*).

Sabat, en preparación a,b). En esta sección se resumen brevemente los hallazgos principales del programa de monitoreo de cambios ecológicos en las comunidades de peces en los arrecifes de coral del área de Playa Carlos Rosario entre los años 1996 al 2003.

Patrones de variación temporal en la estructura de la comunidad de peces.

Una de los métodos principales utilizados para responder la pregunta de si la RNCLP ha cumplido con el objetivo principal de su designación que fue el de facilitar la recuperación de las comunidades de peces ha sido el estudio de las mismas a través del tiempo (Figura 43). Dicho estudio comenzó durante el año 1996, tres años previo a la designación de la RNCLP (1999), y continuó hasta el año 2003. Los datos obtenidos hasta el presente por (Hernández-Delgado et al., bajo revisión) han documentado un aumento significativo a través del tiempo en la riqueza de especies, en la abundancia total y abundancia de herbívoros (totales), herbívoros no desnudadores (peces damiselas territorialistas de la familia Pomacentridae), herbívoros raspadores (peces cotorros de la familia Scaridae) y de los peces omnívoros (Figuras 43 y 44). También han aumentado significativamente la biomasa total de peces, así como la biomasa de los herbívoros totales y de los herbívoros raspadores (Figuras 45 y 46). Por otro lado, se observó una reducción en el índice de diversidad de las especies de peces ($H'n$) y en el índice de eualitatividad de las especies ($J'n$). No se documentaron cambios significativos ni en la abundancia ni en la biomasa de ninguno de los peces depredadores a nivel de los grupos funcionales.

FIGURA 43. Características de la comunidad de peces arrecifales en Playa Carlos Rosario: A) riqueza de especies; B) abundancia; C) índice de diversidad de especies ($H'n$); D) índice de eualitatividad ($J'n$); E) abundancia total de herbívoros; F) abundancia total de carnívoros; G) abundancia de omnívoros; H) abundancia de especies blancos de pesca; I) porcentaje de abundancia de especies blancos de pesca.



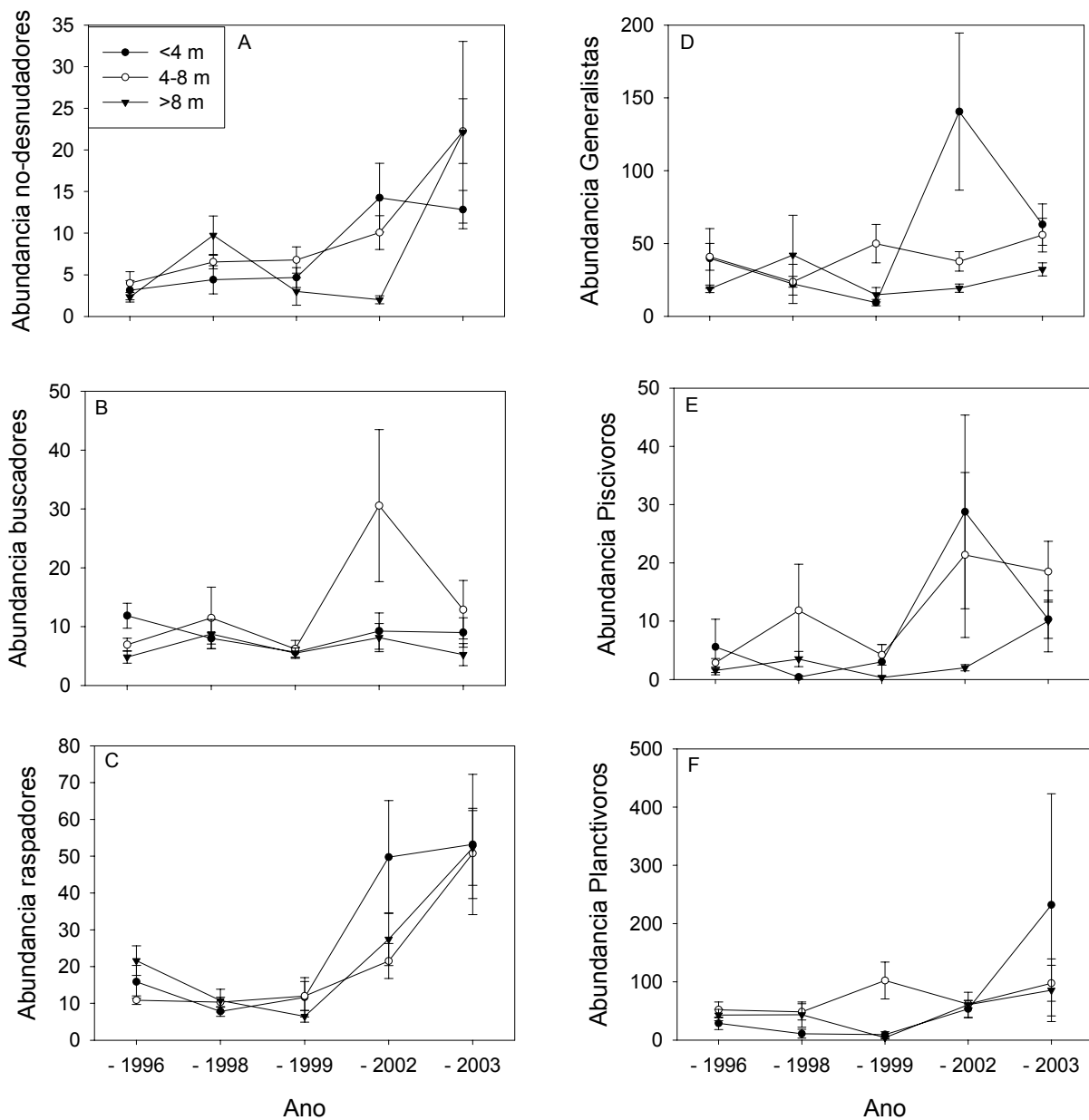


FIGURA 44. Abundancia de los grupos funcionales principales de peces arrecifales herbívoros y carnívoros en Playa Carlos Rosario: A) abundancia de herbívoros no-desnudadores (=pomacéntridos territoriales); B) abundancia de herbívoros buscadores (=acantúridos); C) abundancia de herbívoros raspadores (=escáridos); D) abundancia de carnívoros generalistas; E) abundancia de carnívoros piscívoros; F) abundancia de carnívoros planctívoros.

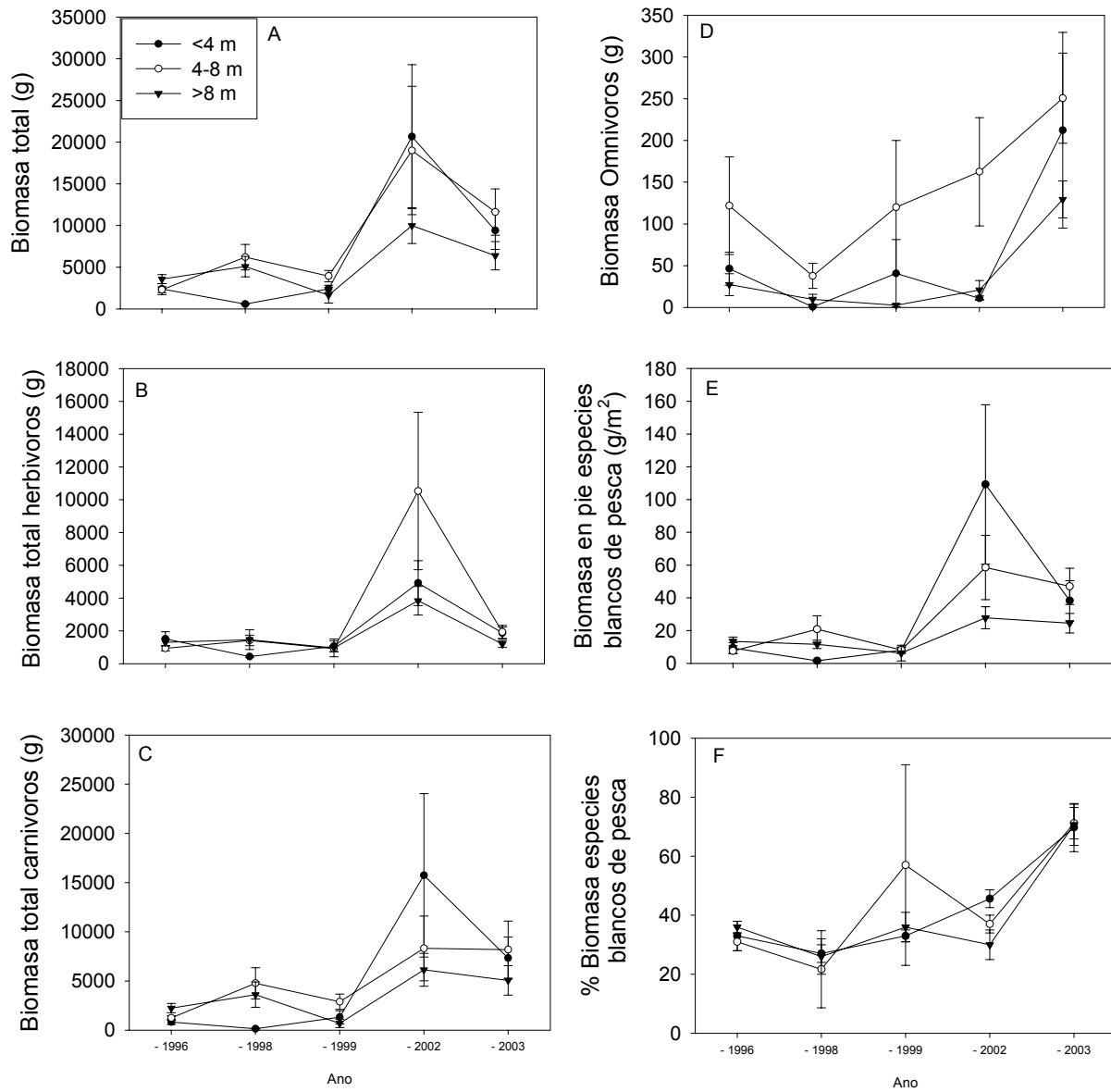


FIGURA 45. Biomasa de los peces arrecifales en Playa Carlos Rosario: A) biomasa total; B) biomasa total de peces herbívoros; C) biomasa total de peces carnívoros; D) biomasa de peces omnívoros; E) biomasa en pie de especies de peces blancos de pesca; F) porcentaje de biomasa de especies de peces blancos de pesca.

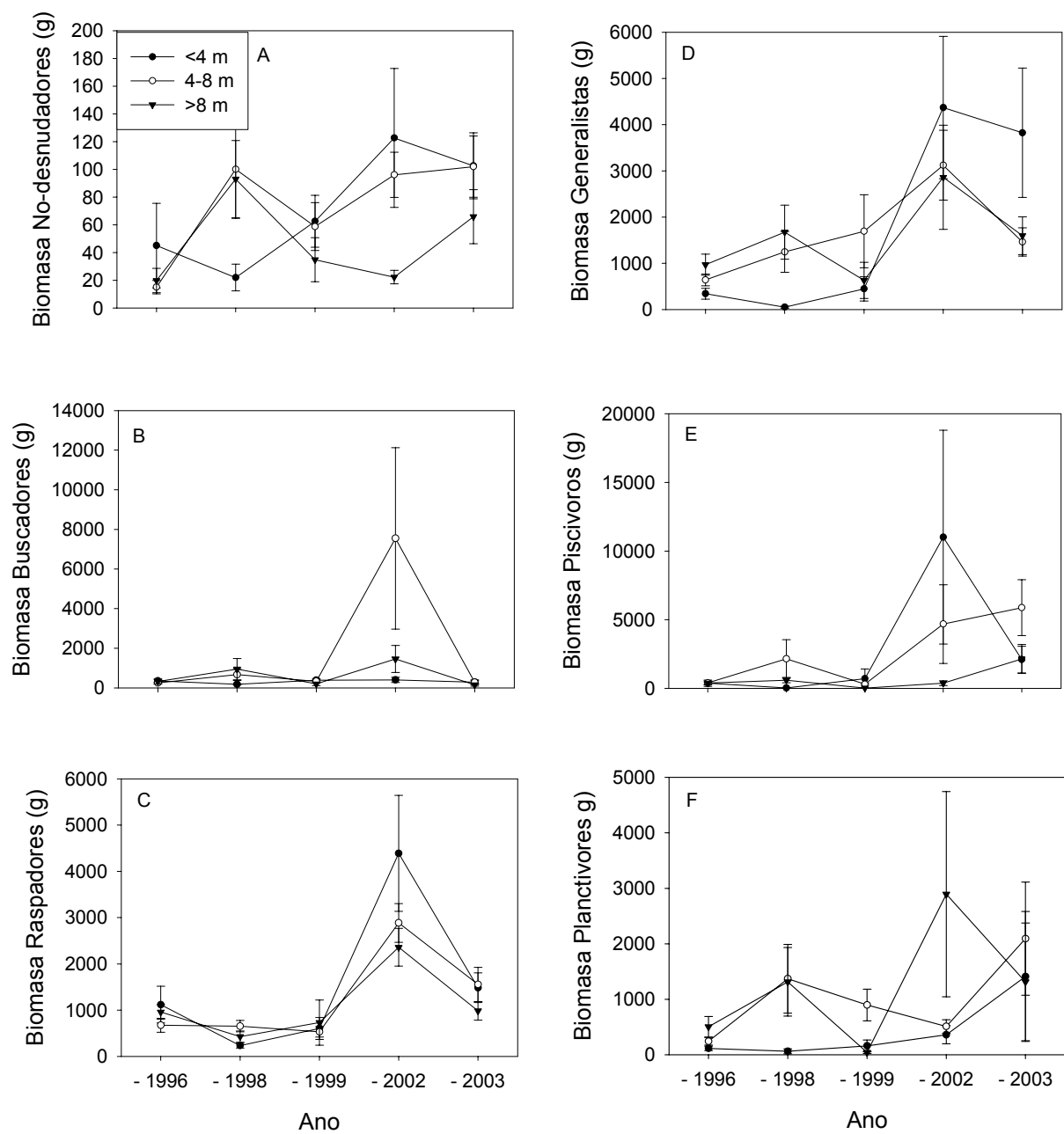


FIGURA 46. Biomasa de los grupos funcionales principales de peces arrecifales herbívoros y carnívoros en Playa Carlos Rosario: A) biomasa de herbívoros no-desnudadores (=pomacéntridos territoriales); B) biomasa de herbívoros buscadores (=acantúridos); C) biomasa de herbívoros raspadores (=escáridos); D) biomasa de carnívoros generalistas; E) biomasa de carnívoros piscívoros; F) biomasa de carnívoros planctívoros.

Los resultados del monitoreo de cambios ecológicos en la comunidad de peces a través del tiempo sugieren que, en términos generales, la RNCLP ha mostrado cambios significativos en la estructura de las comunidades de peces, lo que se ha reflejado en un aumento en el número de especies documentadas en promedio por censo, así como en la abundancia total de peces. El hecho de que la abundancia de muchos grupos funcionales, así como de muchas especies a nivel individual (datos no presentados), hayan mostrado incrementos, pero no así en su biomasa (=peso y tallas promedio), sugieren que la RNCLP está mostrando un proceso de reclutamiento exitoso en los peces. Eso se traduce en la presencia abundante de individuos juveniles. Sin embargo, la mayoría de los grupos funcionales de peces no han mostrado aún un incremento significativo en su biomasa promedio, lo que es indicativo de los efectos que aún tiene la pesca ilegal dentro de los márgenes de la RNCLP. La captura de individuos de tallas grandes, principalmente, mediante el uso de arpones neumáticos, tiene un efecto de seleccionar contra las tallas grandes, eliminándolas de las poblaciones de las especies objeto de pesca. La pesca ilegal ha sido señalada como uno de los asuntos más preocupantes actualmente dentro de la RNCLP.

Relaciones entre la magnitud de los cambios en la comunidad de peces y los cambios ambientales en la comunidad béntica de los arrecifes de coral.

Se sugiere que uno de los factores principales que han contribuido a aumentar el número de especies de peces y su abundancia promedio ha sido un partón de reclutamiento exitoso. Sin embargo, el hecho de que los incrementos promedio mayores se observaran en grupos funcionales de peces como los herbívoros y los omnívoros sugieren que el mismo pueda ser una respuesta natural a la magnitud de los cambios ecológicos documentados en las comunidades de los fondos arrecifales a través del mismo período. Por ejemplo, la abundancia de peces

herbívoros totales aumentó por una magnitud de 431 a 2,435% a la misma vez que la tasa de cobertura de corales vivos disminuyó en una magnitud de 31 a 44% entre 1997 y 2003 en Playa Carlos Rosario y entre 50 y 66% en la Península Flamenco-oeste. A la vez, la cobertura de macroalgas aumentó por una magnitud de 410 a 1,423% en la primera localidad y por 109 a 315% en la otra. Mientras, las cianobacterias aumentaron entre 253 y 1,091% en la primera localidad y por 100 a 5,151% en la otra.

Se sugiere que el incremento dramático en la cobertura de especies oportunistas de crecimiento rápido, como las algas y las cianobacterias, las cuales ocupan rápidamente el sustrato dejado libre tras la mortandad de los corales, se han convertido en un recurso que ha contribuido a acelerar la recuperación de algunos grupos funcionales de herbívoros. Eso ayuda a explicar la recuperación en la abundancia de gremios tróficos de los peces herbívoros como la abundancia de los peces damiselas, que aumentó por una magnitud de 175 a 638% y la de los peces cotorros por un factor de 211 a 356%. Si tomamos en cuenta que una porción considerable de dichas algas y cianobacterias se convierten eventualmente en material orgánico en descomposición, entonces, podría sugerirse que dicho incremento también debe haber influenciado en los aumentos dramáticos registrados recientemente en la abundancia de diversos grupos de especies omnívoros, en las que parte de su dieta incluye detrito. La magnitud del aumento en la abundancia de éstos fue de 109 a 4,935%.

A pesar de dichos cambios, es importante señalar que la magnitud de los cambios en la biomasa de la mayoría de los grupos funcionales de peces ha sido menor que la magnitud documentada en la abundancia. Aun resultando positivo el cambio en biomasa para la mayoría

de dichos grupos, el mismo no resultó significativo. Más aún, 36% de las especies de peces documentadas mostraron una reducción en la biomasa, con poco más de la mitad de éstas mostrando reducciones de más de 50% de magnitud (Hernández-Delgado et al., bajo revisión). Esta situación vuelve a sugerir un efecto de negativo de las actividades de pesca ilegal dentro la RNCLP, según documentado en estudios previos (Hernández-Delgado et al., 2003; Hernández-Delgado, 2004). También resulta de gran alarma la aparente relación guardada entre la degradación ecológica y ambiental de los arrecifes de coral dentro de la RNCLP y los cambios observados en la comunidad de peces. La pérdida de los arrecifes de coral debido a la degradación ambiental produce un efecto de tipo “bottom-up” (de abajo hacia arriba) a través del ecosistema debido, en gran medida, a la pérdida del hábitaculo (Jones et al., 2004) y a la pérdida de los grupos funcionales de corales que contribuyen a la construcción de una porción significativa de los hábitaculos arrecifales de crianza y protección para los peces (Bellwood et al., 2004). Las implicaciones de manejo de esta situación pueden ser críticas de no implantarse un modelo holístico de manejo enfocado a nivel del ecosistema ya que, a pesar de su designación como una zona de no-captura, el deterioro ambiental en las comunidades arrecifales de la RNCLP puede llevar a largo plazo a entorpecer la recuperación de la comunidad de peces, e inclusive a revertirla si no se detiene y revierte a tiempo dicho patrón. Una segunda implicación de esta situación es la apatía del DRNA en hacer cumplir la reglamentación vigente de no-captura en la RNCLP al no proveer vigilancia continua. En tercer lugar, se puede observar la apatía por parte de la Administración Municipal de la Isla de Culebra en hacer cumplir el deber ministerial de ACDEC en proteger los recursos naturales de la Isla de Culebra a toda luz que la mayoría de los problemas asociados al deterioro ambiental marino y de calidad de agua

responden a los patrones de desarrollo carentes de controles llevados a cabo en la Isla y documentados cualitativamente a través de este informe.

Evidencia adicional de los efectos de la pesca ilegal en la RNCLP.

Una de los métodos más precisos para documentar los efectos de propagación de peces de las AMPs de no-capturas hacia otros arrecifes cercanos donde se permite la pesca es mediante el desarrollo de estudios de captura, marcaje, liberación y recaptura de peces. López-Rivera y Sabat (en preparación) han llevado a cabo un estudio similar en la RNCLP utilizando al mero cabrilla, *Epinephelus guttatus*, como modelo. El objetivo principal de este estudio es determinar el estado de las poblaciones de esta especie en la RNCLP y si la misma está exportando meros hacia los arrecifes cercanos localizados afuera de la misma. Los resultados preliminares de dicho estudio son alarmantes. La RNCLP prácticamente no ha podido contribuir en nada a exportar meros cabrillas hacia otros arrecifes afuera debido al efecto severo de la pesca ilegal. Éste efecto se refleja en los promedios bajos de la tasa de sobrevivencia de los peces en las dos localidades más explotadas por la pesca ilegal dentro de la RNCLP que son la Playa Carlos Rosario y la Punta del Viento, al sureste del Cayo Luis Peña (Figura 47). La tasa menor se registró justo en la costa oeste del Cayo Luis Peña, en una de las estaciones controles fuera de la RNCLP.

Otro dato muy alarmante ha sido la reducción dramática documentada en la abundancia de meros cabrillas en la zona núcleo de la RNCLP, en Playa Carlos Rosario (Figura 48). Así mismo, se documentó una reducción dramática en la abundancia de meros en Punta del Viento,

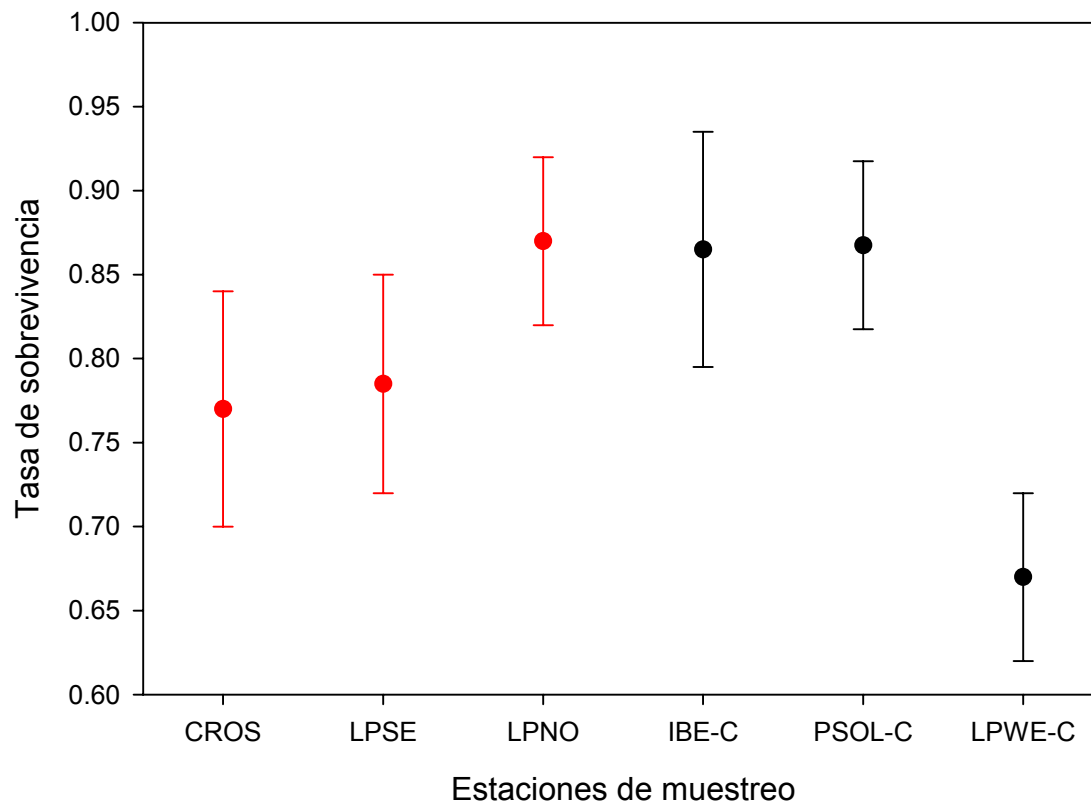


FIGURA 47. Tasa de sobrevivencia del mero cabrilla, *Epinephelus guttatus*, por localidad según estimado usando el modelo Jolly-Dickson con una sobrevivencia constante. Datos basados en la captura, marcaje, liberación y recaptura de la especie. Puntos rojos= estaciones dentro de la RNCLP; Puntos negros= estaciones control localizadas fuera de la RNCLP.

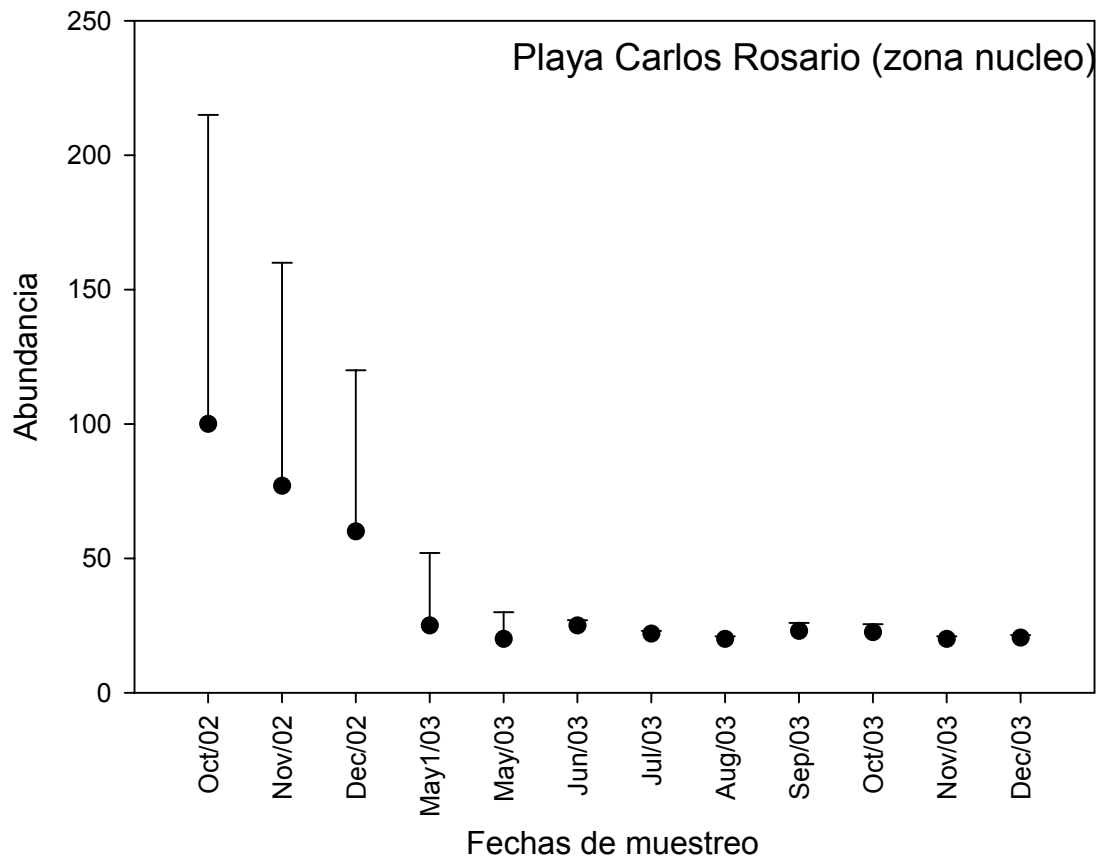


FIGURA 48. Abundancia de individuos del mero cabrilla, *Epinephelus guttatus*, en Playa Carlos Rosario. Datos basados en la captura, marcaje, liberación y recaptura de la especie.

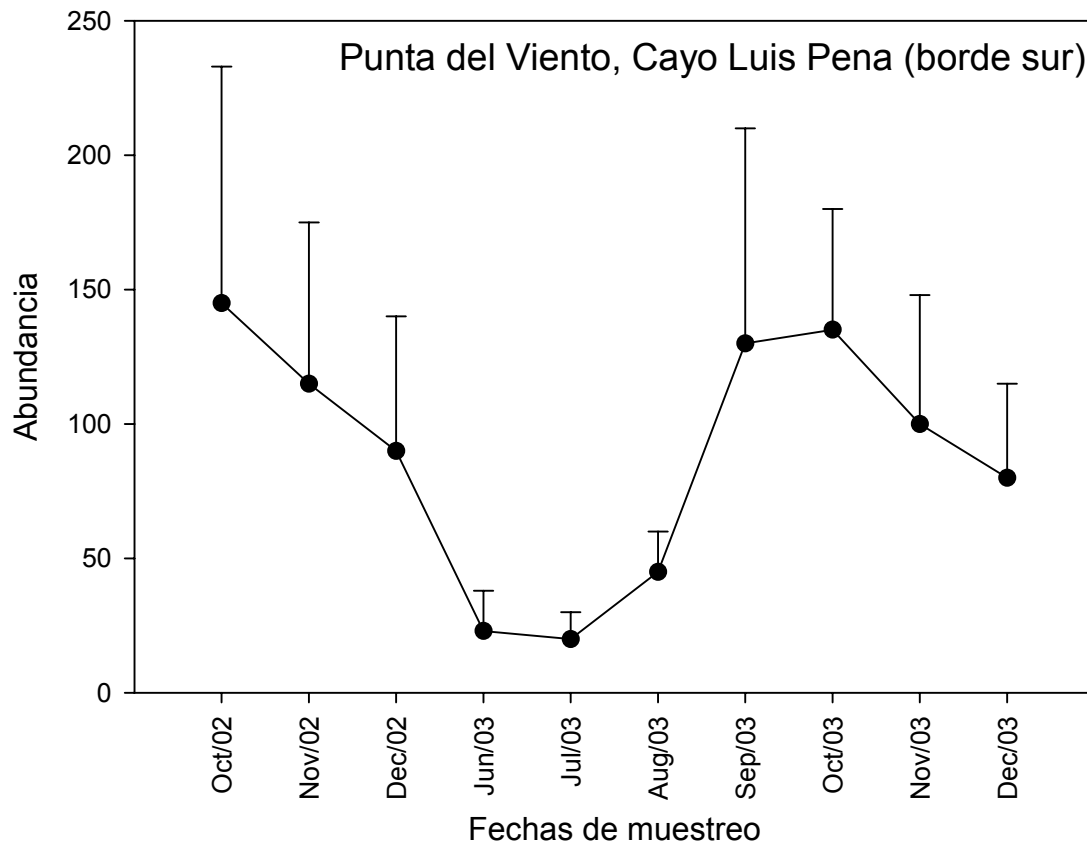


FIGURA 49. Abundancia de individuos del mero cabrilla, *Epinephelus guttatus*, en Punta del Viento, Cayo Luis Peña (borde sur de la RNCLP). Datos basados en la captura, marcaje, liberación y recaptura de la especie.

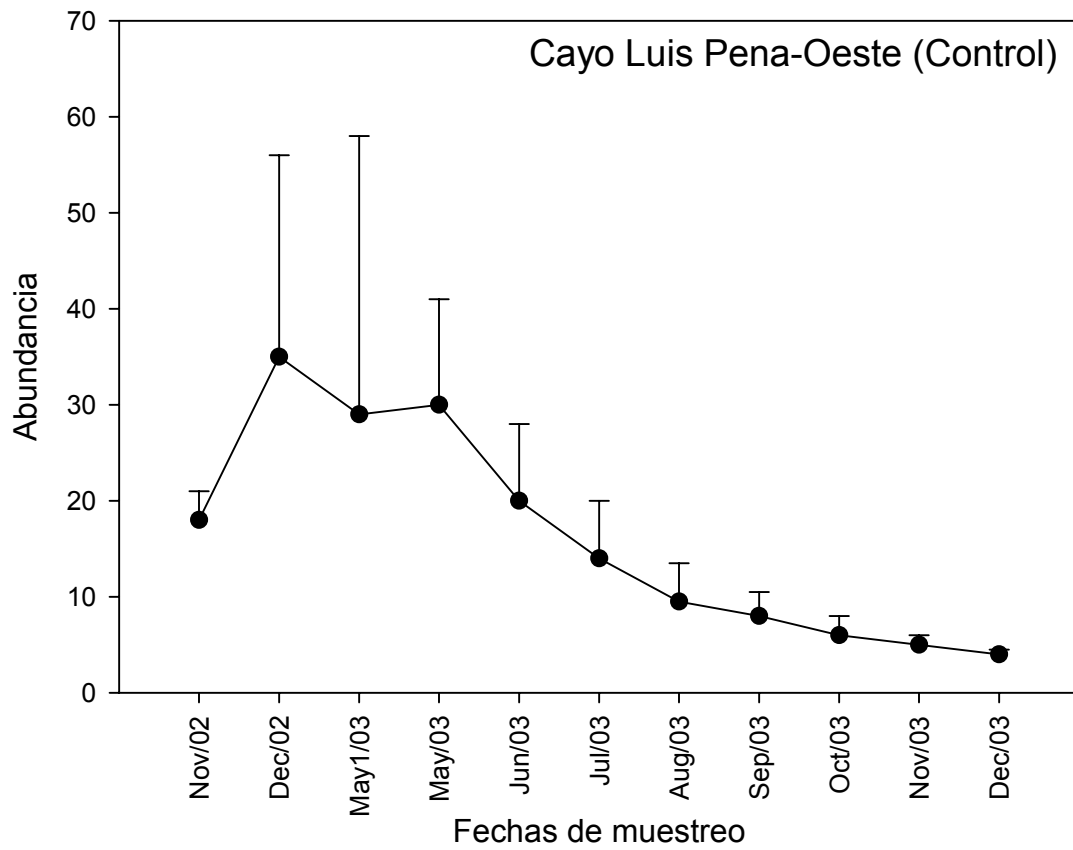


FIGURA 50. Abundancia de individuos del mero cabrilla, *Epinephelus guttatus*, en el Cayo Luis Peña-Oeste (estación control fuera de la RNCLP). Datos basados en la captura, marcaje, liberación y recaptura de la especie.

en el Cayo Luis Peña, durante el 2003, coincidiendo con el pico en la actividad de pesca ilegal en esa zona, la que coincidió con haber sorprendido a varios pescadores ilegales en el lugar durante el verano del 2004 (Figura 49). Luego de este incidente, las poblaciones de meros mostraron algún grado de recuperación. Aún más dramático resulta el hecho de que no se observan diferencias significativas entre la abundancia de meros cabrillas dentro de la zona núcleo de la RNCLP y la zona control localizada fuera de la RNCLP al oeste del Cayo Luis Peña (Figura 50). Así mismo, tampoco hay diferencias significativas entre las tallas promedio de los peces de adentro de la RNCLP en comparación con aquellos en localidades fuera de la RNCLP (Figura 51).

El problema de la pesca ilegal es neurálgico para el funcionamiento y aceptación de la RNCLP. Así mismo, el hacer cumplir efectiva y consistentemente las regulaciones de no-captura dentro de la RNCLP es un instrumento que ayudará a recuperar la confianza de la comunidad, la cual a nuestro entender, se encuentra bastante lesionada por múltiples razones. Se recomienda que las tareas de vigilancia sean compartidas entre el DRNA, ACDEC y la Policía Estatal destacada en la Isla de Culebra, según lo dispone la Ley de Pesca.

Patrones espaciales de las comunidades de peces en la RNCLP.

El tercer método para conocer cómo ha funcionado la RNCLP en términos de sus efectos sobre las comunidades de peces es mediante comparaciones directas entre las comunidades de peces de las zonas núcleo de la RNCLP, sus bordes y zonas control localizadas fuera de la RNCLP. Hernández-Delgado et al. (en revisión) desarrollaron un estudio preliminar para comparar las estructuras de las comunidades de peces adentro y afuera de la RNCLP.

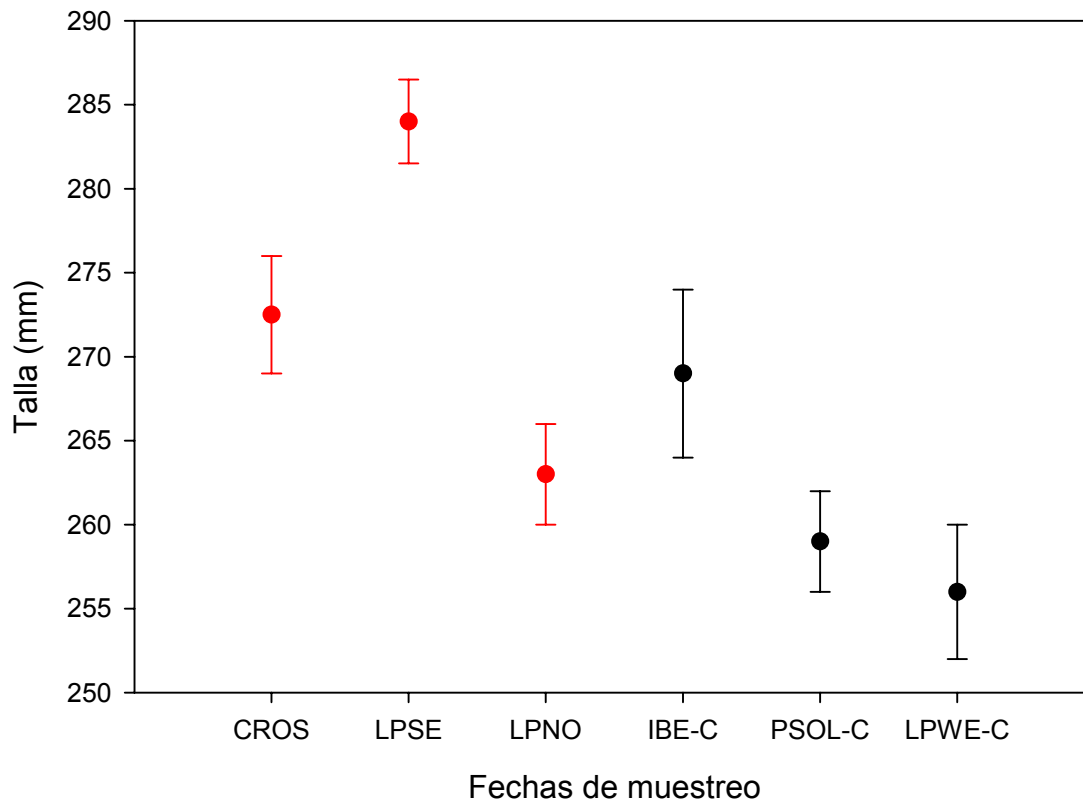
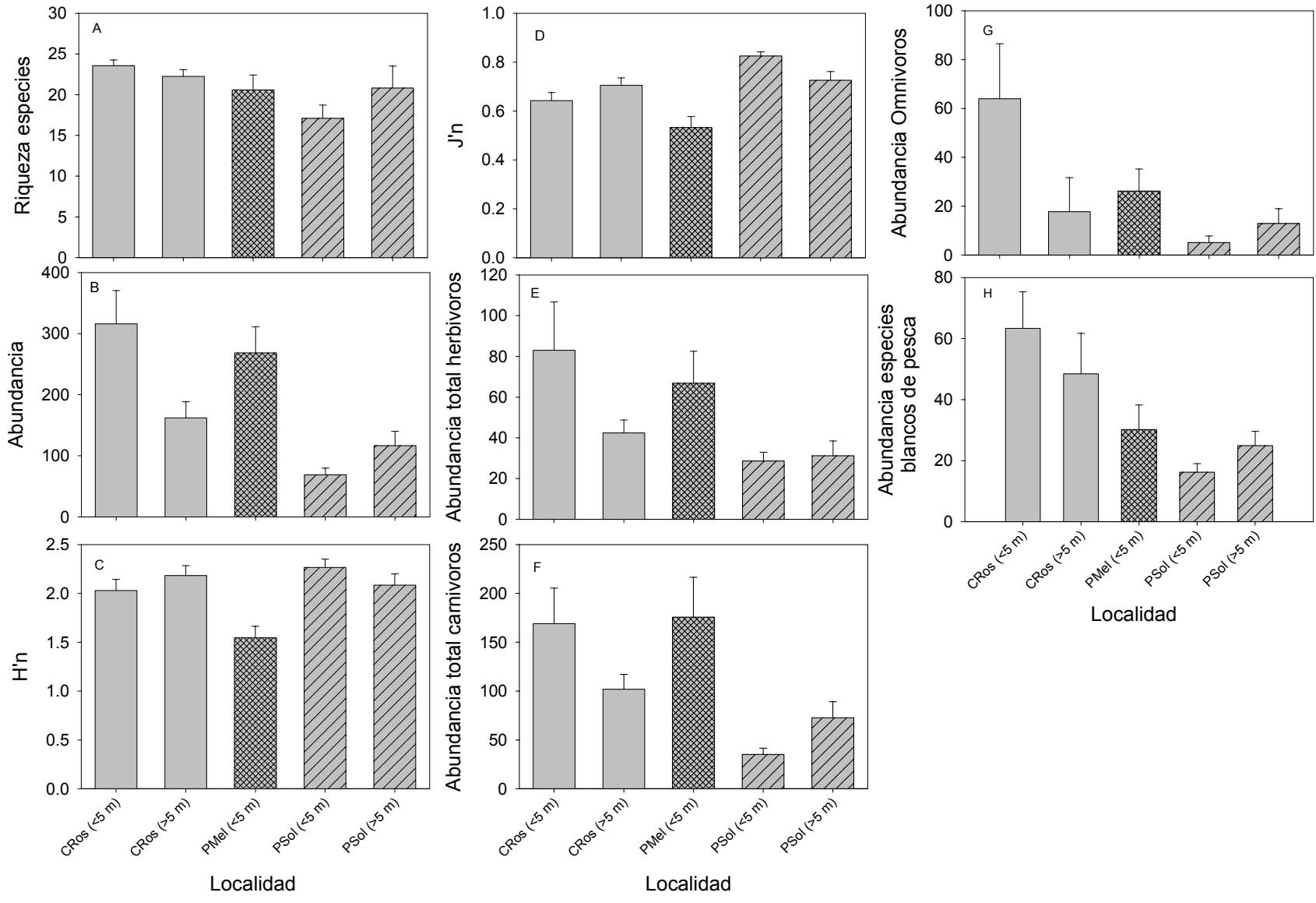


FIGURA 51. Tallas promedio de los individuos del mero cabrilla, *Epinephelus guttatus*, en la RNCLP. Datos basados en la captura, marcaje, liberación y recaptura de la especie. Puntos rojos= estaciones dentro de la RNCLP; Puntos negros= estaciones control localizadas fuera de la RNCLP.

Los resultados preliminares del estudio de Hernández-Delgado et al. (en revisión) demuestran que, a pesar de los problemas de las actividades de pesca ilegal dentro de la RNCLP, en terminus generales, las comunidades de peces de la zona núcleo de la RNCLP se encuentran en mejor condición que aquellas en el borde o afuera de ésta. Se documentaron diferencias estadísticas significativas en todos los parámetros entre las localidades, a excepción de la biomasa de los herbívoros no desnudadores (damiselas). En comparación con la zona núcleo de la RNCLP, la zona control localizada fuera de la RNCLP mostró una disminución de 27% en la riqueza de especies, 78% en la abundancia total, 66% en la abundancia total de herbívoros, 80% en la abundancia total de carnívoros, 92% en la abundancia de omnívoros y de 74% en la abundancia de aquellas especies de peces blancos de pesca (Figura 52). Por otro lado, las zonas control sujetas a sobrepesca, mostraron un índice de diversidad de especies y de ecualitatividad de especies mayor que aquellas localidades dentro de la RNCLP. Esta condición responde esencialmente a las condiciones de dominancia numérica que ejercen algunos grupos de peces dentro de la RNCLP.

FIGURA 52. Patrones espaciales de variación en las características de la comunidad de peces en la RNCLP: A) riqueza de especies; B) abundancia; C) índice de diversidad de especies ($H'n$); D) índice de ecualitatividad ($J'n$); E) abundancia total de herbívoros; F) abundancia total de carnívoros; G) abundancia de omnívoros; H) abundancia de especies blancos de pesca; I) porcentaje de abundancia de especies blancos de pesca. Barras grises= zona núcleo de la reserva; Barra oscura= zona borde de la reserva; Barra gris con líneas diagonales= zona control afuera de la reserva.



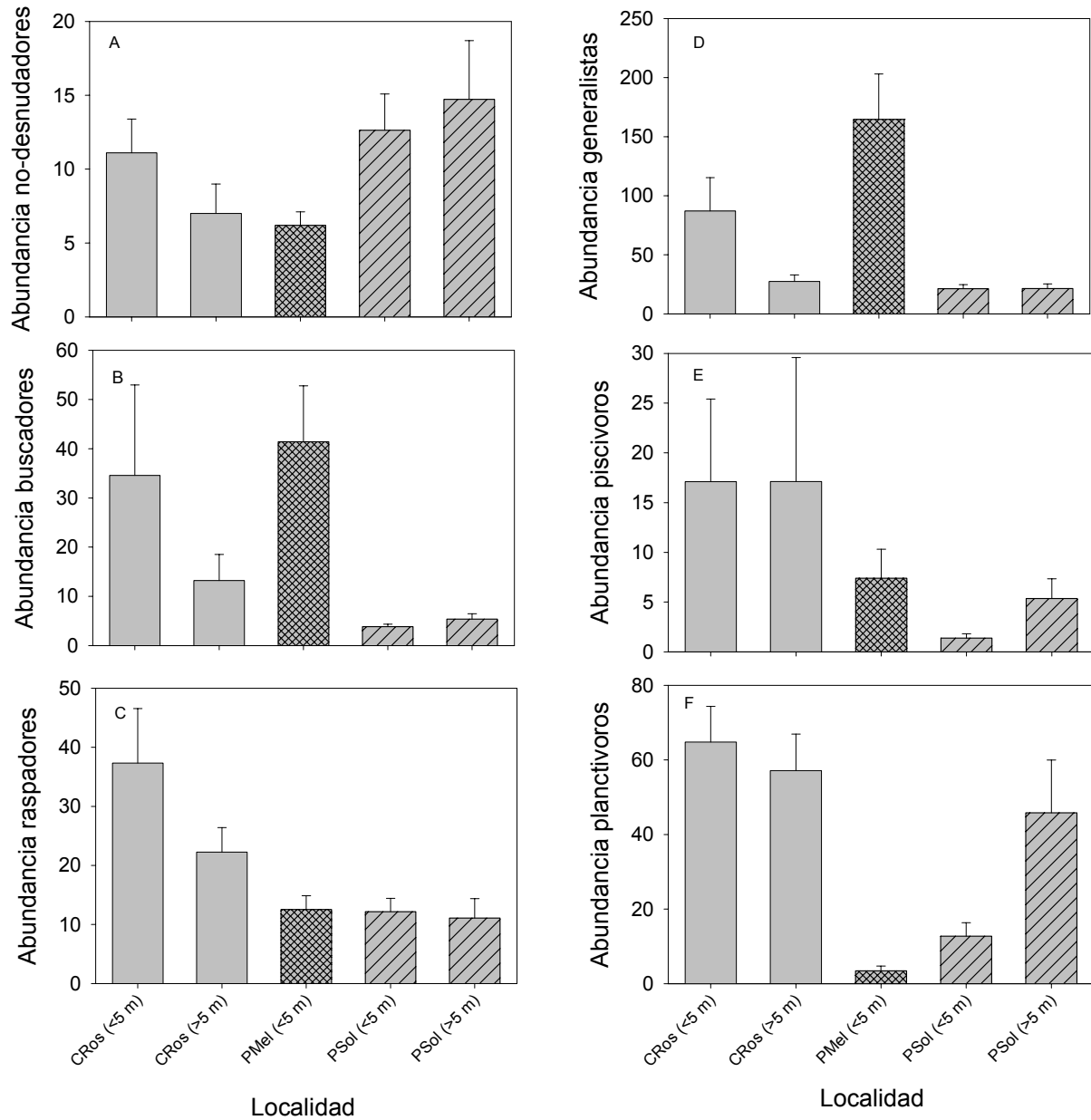


FIGURA 53. Patrones de variación espacial en la abundancia de los grupos funcionales principales de peces arrecifales herbívoros y carnívoros en la RNCLP: A) abundancia de herbívoros no-desnudadores (=pomacéntridos territoriales); B) abundancia de herbívoros buscadores (=acantúridos); C) abundancia de herbívoros raspadores (=escáridos); D) abundancia de carnívoros generalistas; E) abundancia de carnívoros piscívoros; F) abundancia de carnívoros planctívoros. Barras grises= zona núcleo de la reserva; Barra oscura= zona borde de la reserva; Barra gris con líneas diagonales= zona control afuera de la reserva.

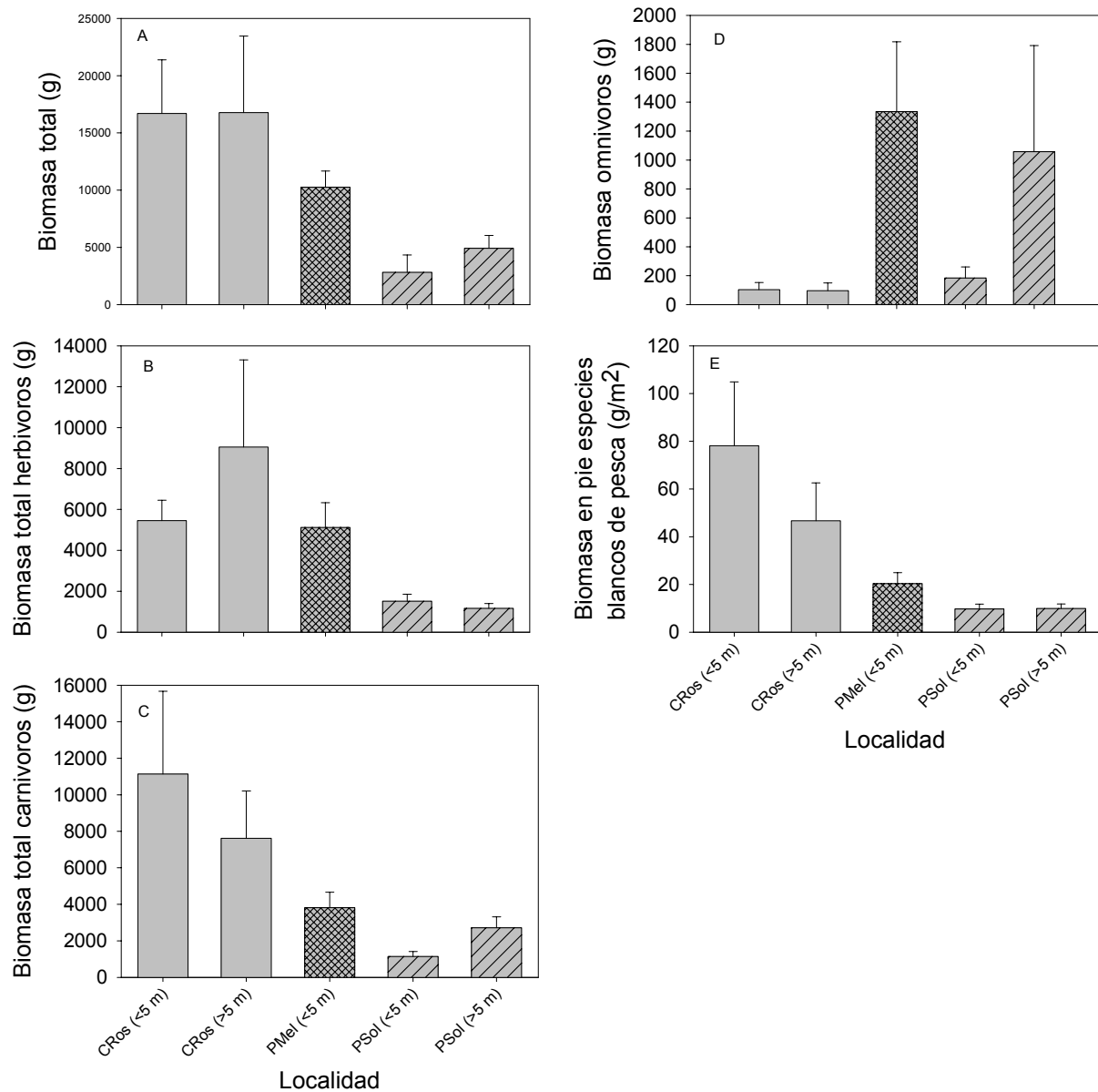


FIGURA 54. Patrones de variación especial en la biomasa de los peces arrecifales en la RNCLP: A) biomasa total; B) biomasa total de peces herbívoros; C) biomasa total de peces carnívoros; D) biomasa de peces omnívoros; E) biomasa en pie de de especies de peces blancos de pesca. Barras grises= zona núcleo de la reserva; Barra oscura= zona borde de la reserva; Barra gris con líneas diagonales= zona control afuera de la reserva.

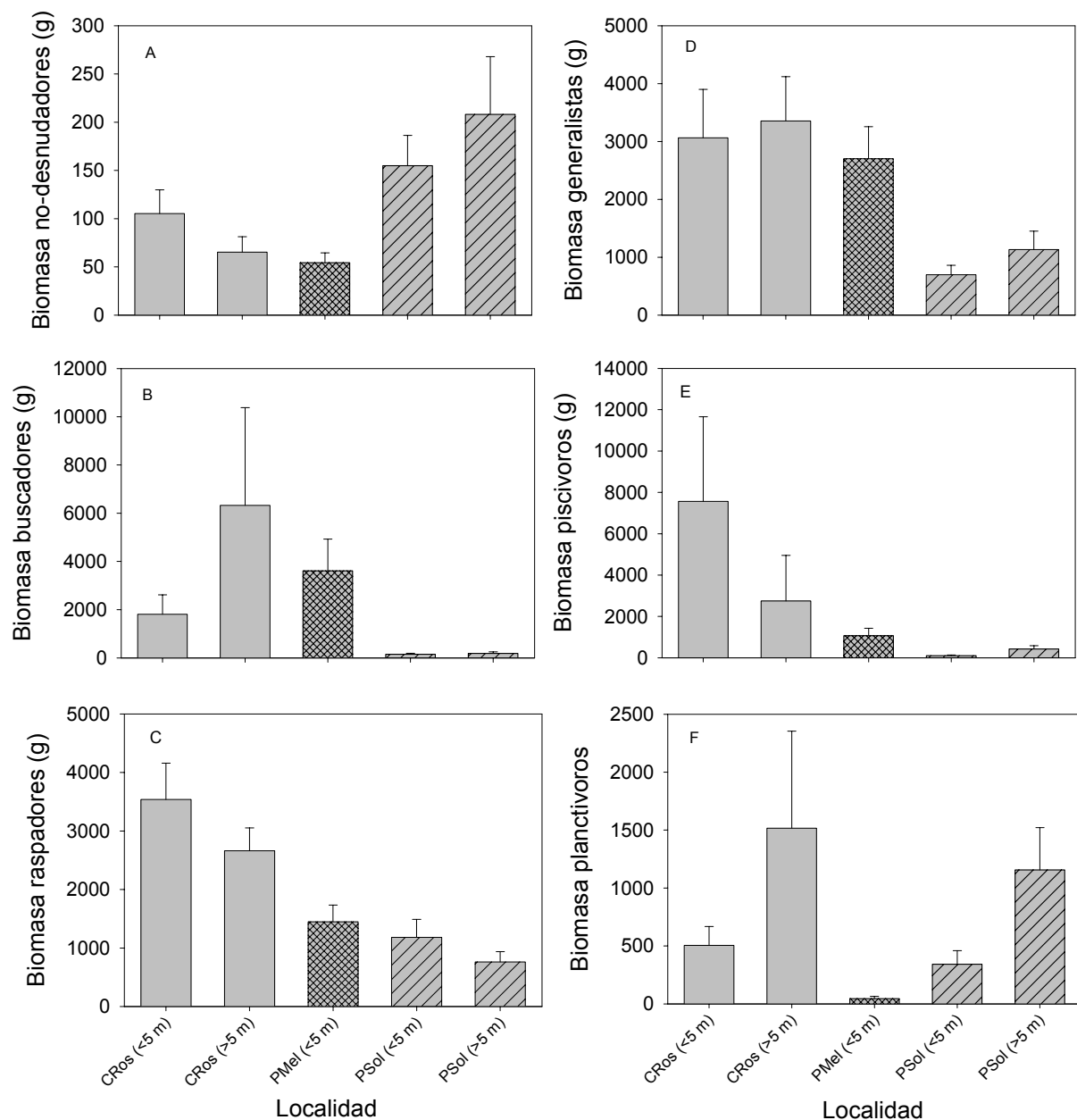


FIGURA 55. Patrones espaciales en la biomasa de los grupos funcionales principales de peces arrecifales herbívoros y carnívoros en la RNCLP: A) biomasa de herbívoros no-desnudadores (=pomacéntridos territoriales); B) biomasa de herbívoros buscadores (=acantúridos); C) biomasa de herbívoros raspadores (=escáridos); D) biomasa de carnívoros generalistas; E) biomasa de carnívoros piscívoros; F) biomasa de carnívoros planctívoros. Barras grises= zona núcleo de la reserva; Barra oscura= zona borde de la reserva; Barra gris con líneas diagonales= zona control afuera de la reserva.

Por otro lado, la abundancia de peces herbívoros no-desnudadores (damiselas) resultó significativamente superior en la zona control sujeta a mayor presión de pesca y reducción de depredadores piscívoros (Figura 53). Sin embargo, la abundancia de herbívoros buscadores (médicos) resultó 91% menor en la zona control. Se observó también una abundancia 70% menor de herbívoros raspadores (cotorros), 87% menos carnívoros generalistas, 92% menos piscívoros y 95% menos planctívoros (Figura 53). Además, se documentó que la biomasa total y la biomasa total de herbívoros resultó 83% menor, respectivamente, en la zona control (Figura 54). Así mismo, se observó 90% menos biomasa total de carnívoros, 93% menos biomasa de omnívoros y 88% menos biomasa de aquellas especies de peces blancos de pesca. Por otro lado, la biomasa del gremio de los herbívoros no-desnudadores resultó 83% menor dentro de la RNCLP (Figura 55). Sin embargo, la biomasa de herbívoros buscadores fue 99% menor en la zona control, 78% menor la de los herbívoros raspadores, 79% menor la de los carnívoros generalistas, 99% menor la de los piscívoros y 97% menor la de los planctívoros.

Dichos resultados sugieren que aquellos arrecifes de coral cercanos a la RNCLP están mostrando señales inequívocas y alarmantes de sobrepesca. Aunque fuera del contexto del manejo que pueda implantarse a través del plan de manejo que se habrá de preparar para la RNCLP, la realidad es que el estado de las comunidades de peces en la periferia de la RNCLP es preocupante y sugiere la necesidad de tomar medidas de protección contra la sobre-explotación pesquera. Por otro lado, a pesar de los problemas señalados en la RNCLP en secciones previas de este informe y en Hernández-Delgado et al. (2003) y Hernández-Delgado (2004), aun de forma limitada, el cumplimiento mínimo con la prohibición de capturas ha sido suficiente para

haber logrado algún grado significativo de recuperación de los recursos pesqueros dentro de la RNCLP en poco tiempo.

Yerbazales marinos

Importancia de los yerbazales marinos.

Las hierbas marinas son angiospermas marinas (plantas verdaderas) que poseen raíces verdaderas y hojas conteniendo tejidos vasculares y flores inconspicuas que producen semillas espinosas (Littler et al., 1989). Éstas forman praderas extensas en los fondos marinos no consolidados (Odum, 1974) y pueden modificar significativamente las propiedades físico-químicas, geológicas y biológicas de los fondos llanos costeros (Vicente, 1992). Estos poseen un valor económico alto ya que pueden estabilizar los sedimentos no consolidados, reduciendo el efecto del oleaje y las tasas de erosión costeras (Fonseca y Calahan, 1992). Además, las hierbas marinas funcionan como un filtro natural del agua en la costa, contribuyendo así a reducir la concentración de material sólido en suspensión en la columna de agua.

Las comunidades de hierbas marinas son también una de las fuentes principales de productividad primaria en el ambiente marino tropical (Odum et al., 1959; Odum, 1974; Vicente, 1992; Wilzbach et al., 2000) y constituyen un área de criadero para muchas especies de peces e invertebrados con un valor comercial pesquero alto (Pollard, 1984; Hettler, 1989). Por tal motivo, los yerbazales marinos contribuyen a sostener recursos pesqueros costeros muy importantes (Lewis y Stoner, 1983; Connolly, 1994). Estos sistemas también sostienen una diversidad faunística (Glynn, 1964; Holmquist et al., 1989) y de algas (Littler et al., 1989) muy



FIGURA 56. Comunidades de hierbas marinas de la RNCLP. Desde la izquierda al tope: A) Pradera de la hierba de tortuga, *Thalassia testudinum* (2 m); B) Parcho de la hierba de manatí, *Syringodium filiforme* (2.5 m); C) Pradera de *T. testudinum* (7 m); D) Individuo juvenil del carrucho, *Strombus gigas*; E) Pradera de la hierba *Halophila decipiens* (15 m); F) Ejemplo de los efectos del anclaje en la pradera de *T. testudinum* en la zona norte de Bahía Tamarindo.



FIGURA 57. Efectos de los pulsos de escorrentías altamente sedimentadas y cargadas de nutrientes en las comunidades de hierbas marinas de la RNCLP. Desde el tope a la izquierda: A) Zona transicional entre fondo rocoso, arenoso y yerbazal bajo los efectos de aguas turbias. Nótese la presencia de un individuo juvenil de un pez angel francés, *Pomacanthus paru*; B)

alta, constituyendo además áreas de forajeo de varias especies marinas en peligro de extinción (Rathbun et al., 1985). Finalmente, cabe señalar que los yerbazales marinos son lugares con un valor alto para la recreación, para la educación y para la investigación científica (Kemp, 2000).

Los yerbazales de la RNCLP (Figura 56) han sido documentados en pocos estudios recientes más allá del informe de Vicente y Tallevast (1983). Hernández-Delgado et al. (2000) estimaron el área cubierta por hierbas en la RNCLP en aproximadamente una tercera parte del área superficial del fondo marino. NOAA (2001) produjo una serie de mapas béticos identificando los yerbazales de la zona de la RNCLP. Hernández-Delgado (2003a) refinó dichos estimados produciendo mapas revisados. Sin embargo, fue en el trabajo de Hernández-Delgado et al. (2002) donde se estableció una base de información de trasfondo del estado actual de los yerbazales marinos de la RNCLP en comparación con otras localidades en Culebra fuera de la RNCLP. Parte de dicho estudio se resumen en esta sección. Además, Hernández-Delgado (2004) informó que parte de los problemas que enfrentan las comunidades de hierbas marinas responden a los efectos frecuentes de los pulsos de escorrentías altamente sedimentadas y cargadas de nutrientes, así como al anclaje por embarcaciones recreacionales y otras de mayor tamaño (Figura 57). Dichos asuntos ameritan atención inmediata a través de un plan de manejo.

Según Hernández-Delgado et al. (2002), las comunidades de hierbas marinas mejor desarrolladas en la Isla de Culebra se localizan, precisamente, en Bahía Tamarindo dentro de la RNCLP. Ésto lo evidencia el hecho de que se documentaran los valores más altos de cobertura de hierbas en Bahía Tamarindo-Norte, seguido de Bahía Tamarindo-Sur (Figura 58). No se documentaron diferencias significativas en la cobertura de hierbas entre el borde de la RNCLP

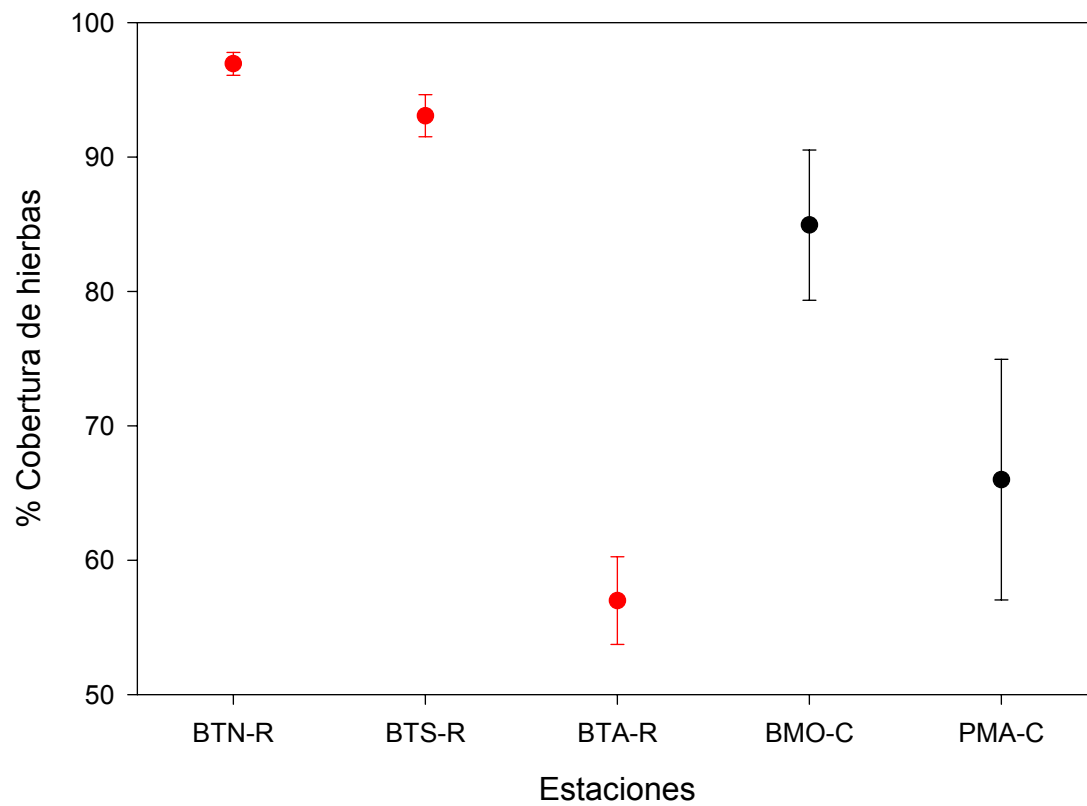


FIGURA 58. Porcentaje de cobertura de hierbas en la RNCLP. Puntos rojos= localidades dentro de la RNCLP; Puntos negros= localidades control fuera de la RNCLP.

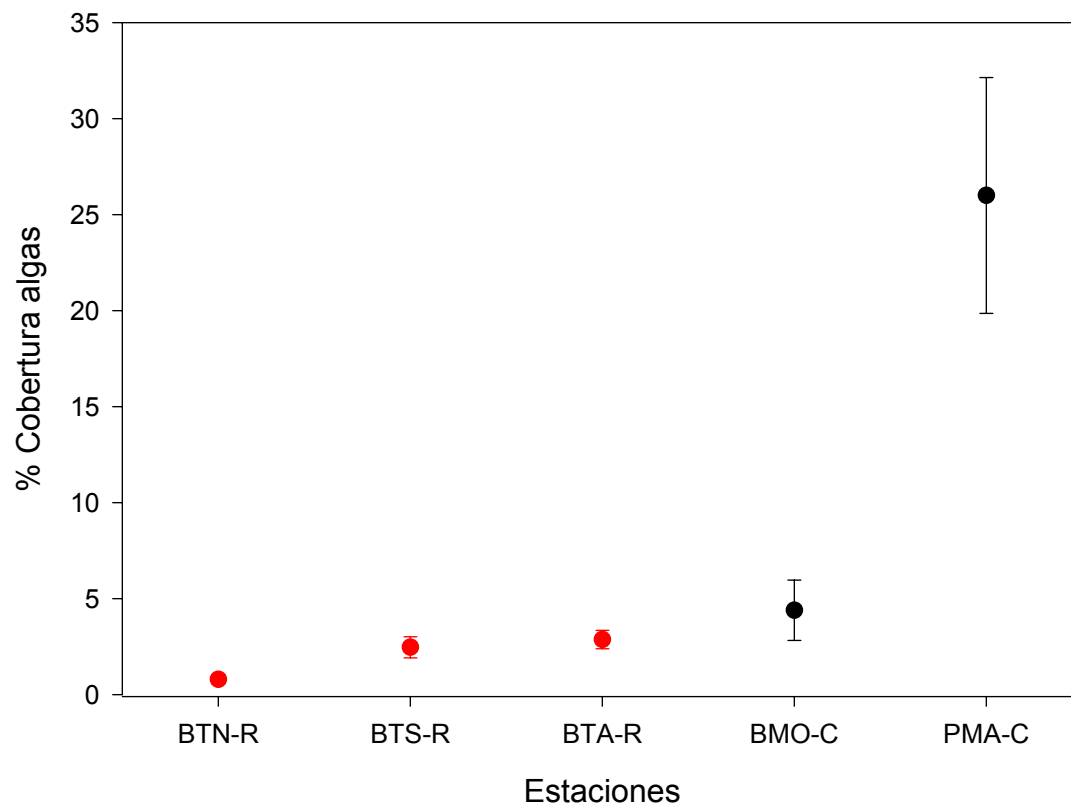


FIGURA 59. Porcentaje de cobertura de macroalgas en la RNCLP. Puntos rojos= localidades dentro de la RNCLP; Puntos negros= localidades control fuera de la RNCLP.

(Bahía Tarja-Punta Melones) y dos estaciones control localizadas en Bahía Mosquito y Puerto de Manglar). Por otro lado, la cobertura de macroalgas resultó ser significativamente mayor en Puerto de Manglar en comparación con las demás localidades, incluyendo la RNCLP (Figura 59). Ésto significa que una cantidad alta de algas está sobrecreciendo a las hierbas en Puerto de Manglar, lo que podría sugerir problemas localizados de eutroficación (contaminación por exceso de nutrientes) como consecuencia de los pulsos de escorrentías altamente sedimentadas y cargadas de nutrientes en dicha localidad. Este fenómeno también se ha identificado en otras localidades de la Isla de Culebra (ej. Ensenada Honda, Ensenada Fulladosa, Punta Carenero), particularmente, en lugares deforestados, que reciben escorrentías y/o aguas usadas sin tratar.

En Bahía Tamarindo-Norte, dentro de la RNCLP, también se documentó la densidad más alta de vástagos de hierbas marinas (Figura 60), la cual resultó comparable solamente con aquella en Bahía Mosquito. La densidad más baja se documentó en Puerto de Manglar. Los valores promedio mayores de biomasa en pie de hierbas se documentaron en Bahía Tamarindo-Norte y Bahía Tamarindo-Sur, dentro de la RNCLP (Figura 61). Por el contrario, el valor promedio mayor de biomasa en pie de las macroalgas se documentó, precisamente, en Puerto de Manglar (Figura 62). Ésto responde al fenómeno explicado arriba. Por otro lado, el índice de área de hoja de la hierba de tortuga, *Thalassia testudinum*, resultó significativamente mayor dentro de la RNCLP que en las estaciones control fuera de la RNCLP (Figura 63). Este índice es una medida del área superficial que ocupan las hojas de la hierba en función de la unidad de área del fondo que éstas ocupan. Usualmente, si la cobertura, densidad y el tamaño de las hojas es grande, el índice de área de hoja tiende a aumentar. En localidades donde dicho índice es bajo

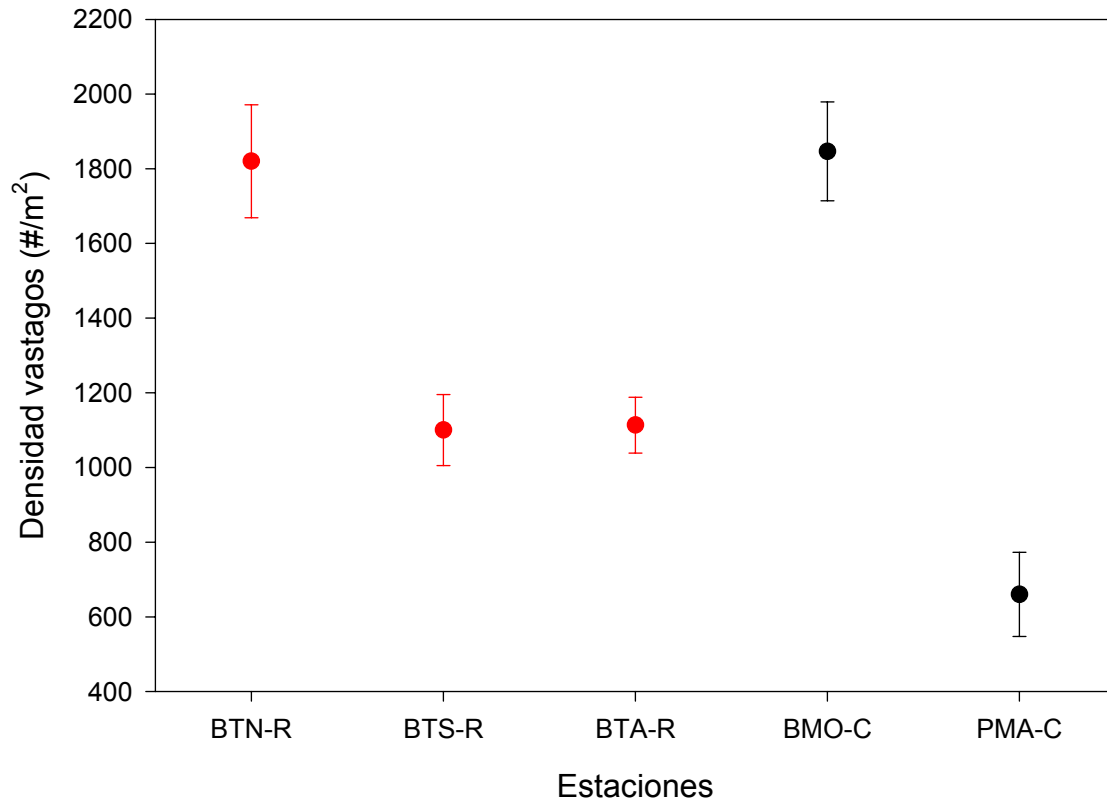


FIGURA 60. Densidad de vástagos de *Thalassia testudinum*. Puntos rojos= localidades dentro de la RNCLP; Puntos negros= localidades control fuera de la RNCLP.

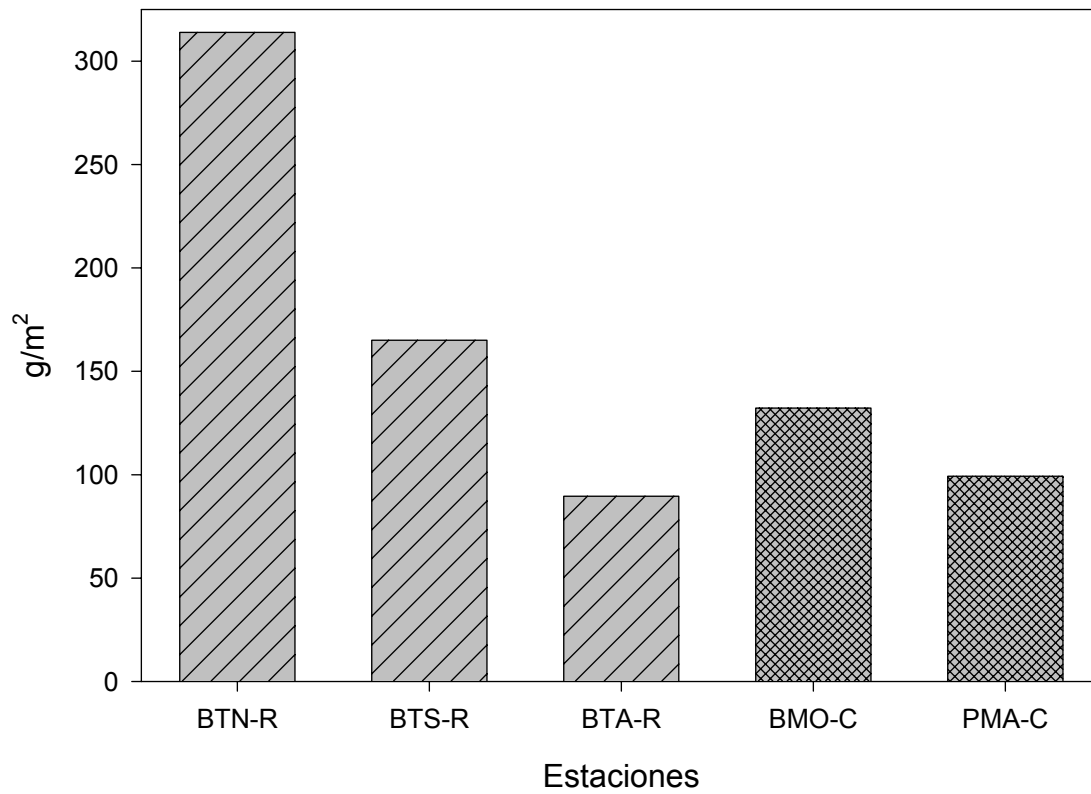


FIGURA 61. Biomasa en pie promedio de las hierbas (g/m^2). Barras con líneas diagonales= localidades dentro de la RNCLP; Barras oscuras= localidades control fuera de la RNCLP.

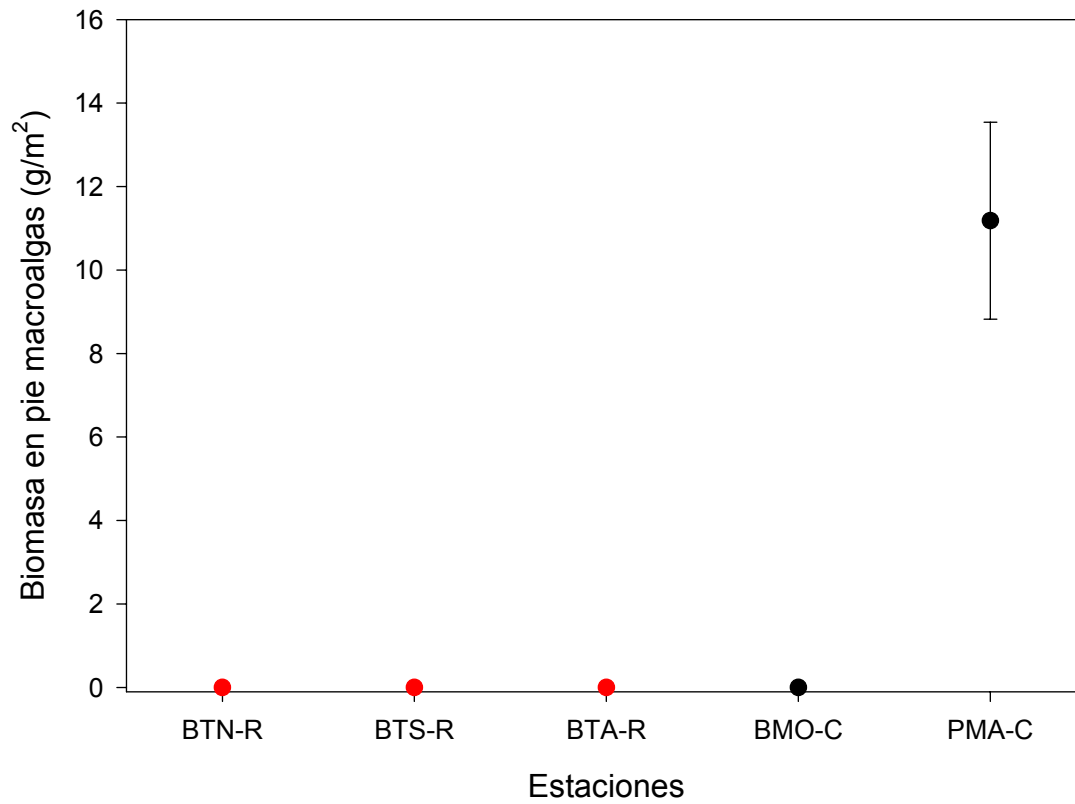


FIGURA 62. Biomasa en pie promedio de las macroalgas (g/m²). Puntos rojos= localidades dentro de la RNCLP; Puntos negros= localidades control fuera de la RNCLP.

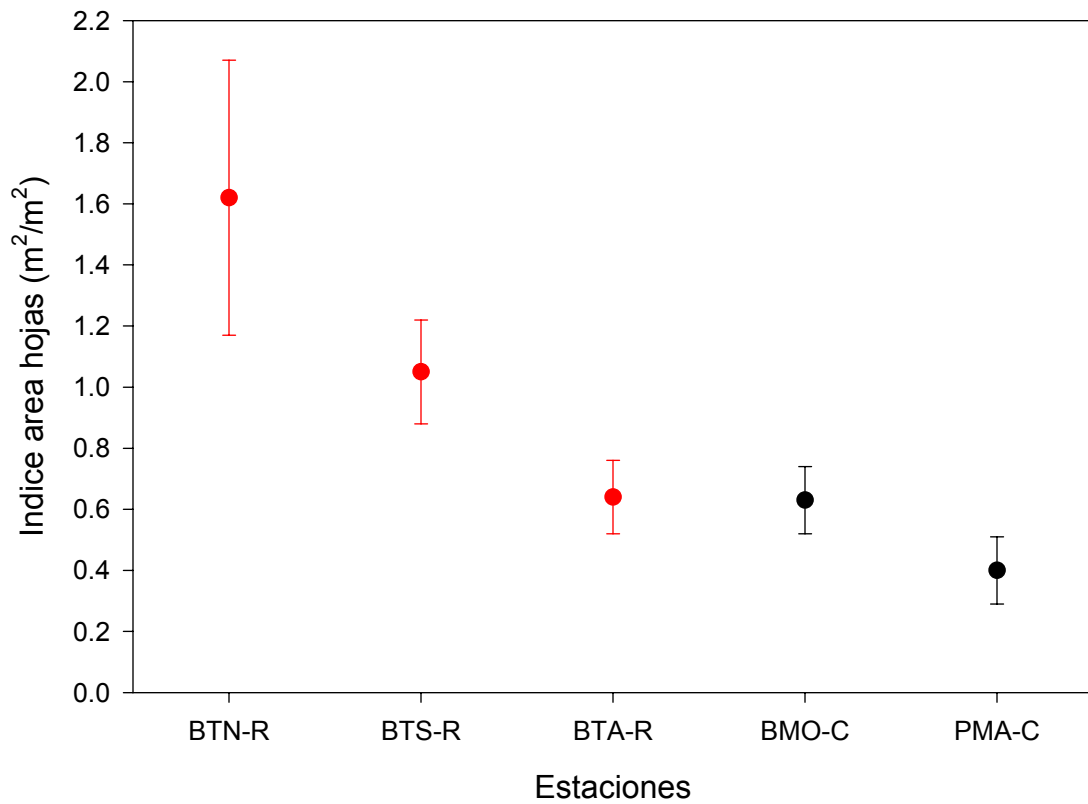


FIGURA 63. Índice de Área de Hojas en la hierba de tortuga, *Thalassia testudinum*. Puntos rojos= localidades dentro de la RNCLP; Puntos negros= localidades control fuera de la RNCLP.

puede deberse a una cobertura, densidad o tamaños bajos de las hierbas, como en el caso de Puerto de Manglar.

Calidad del agua y el estado de los yerbazales marinos.

Una de las preguntas evaluadas por Hernández-Delgado et al. (2002) fue la de documentar cuáles son los efectos, si alguno, que el deterioro de la calidad del agua en Culebra pudiera tener sobre el estado de los yerbazales marinos. Se utilizó la transparencia horizontal del agua como un indicador de su calidad. Se encontró que la transparencia del agua resultó mayor dentro de la RNCLP que en aquellas localidades fuera de la RNCLP (Figura 64). Esto sugiere que los efectos de escorrentías sedimentadas resultan aun mucho más significativos afuera de la RNCLP, causando estados permanentes de menor transparencia y de menor penetración de luz solar al fondo. Además, se documentó una correlación linear positiva altamente significativa entre la biomasa en pie de la hierba de tortuga, *Thalassia testudinum*, y la transparencia del agua (Figura 65). Igualmente, se observó una correlación linear positiva altamente significativa entre el Índice de Área de Hoja entre la biomasa en pie de *T. testudinum* y la transparencia del agua (Figura 66). También, se documentó una correlación positiva significativa entre el porcentaje de cobertura de hierbas, el Índice de Área de Hoja de *T. testudinum* y la transparencia del agua (Figura 67).

Por otro lado, se documentó una correlación negativa altamente significativa entre el porcentaje de cobertura de algas y la transparencia del agua (Figura 68), y entre la cobertura y biomasa en pie de las algas y la transparencia del agua (Figura 69), lo que sugiere una relación entre la presencia de aguas turbias debido a las escorrentías sedimentadas frecuentes y el aporte

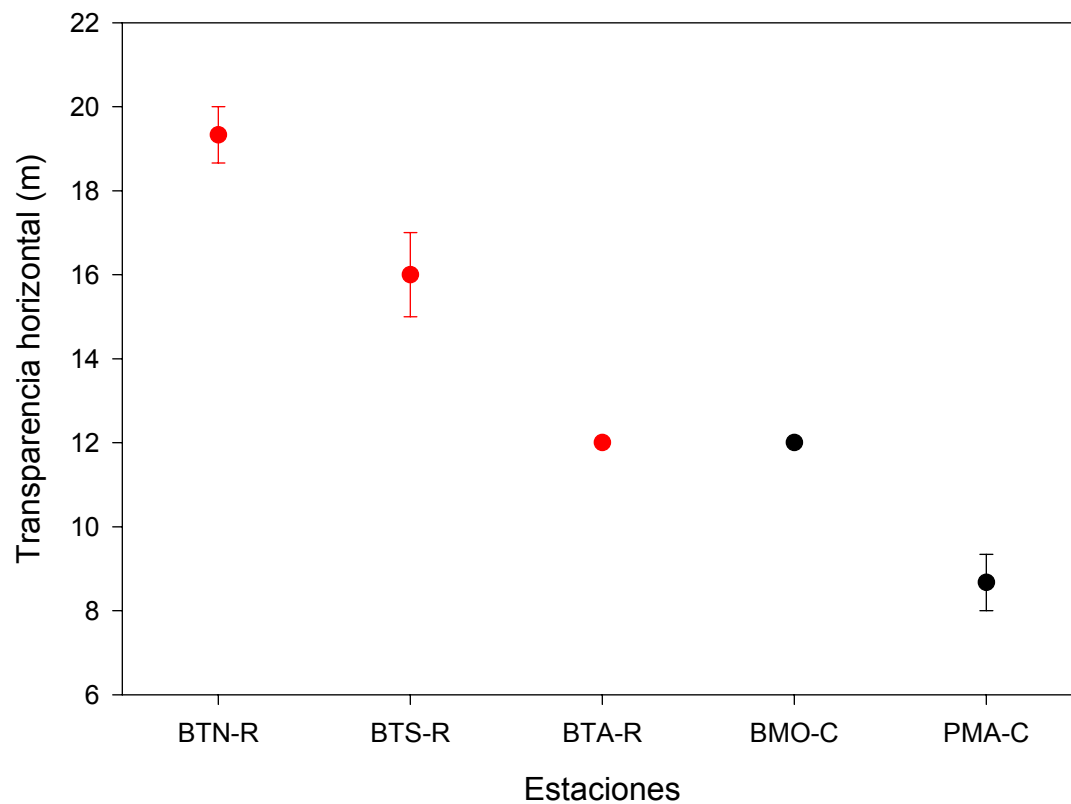


FIGURA 64. Transparencia horizontal del agua. Puntos rojos= localidades dentro de la RNCLP; Puntos negros= localidades control fuera de la RNCLP.

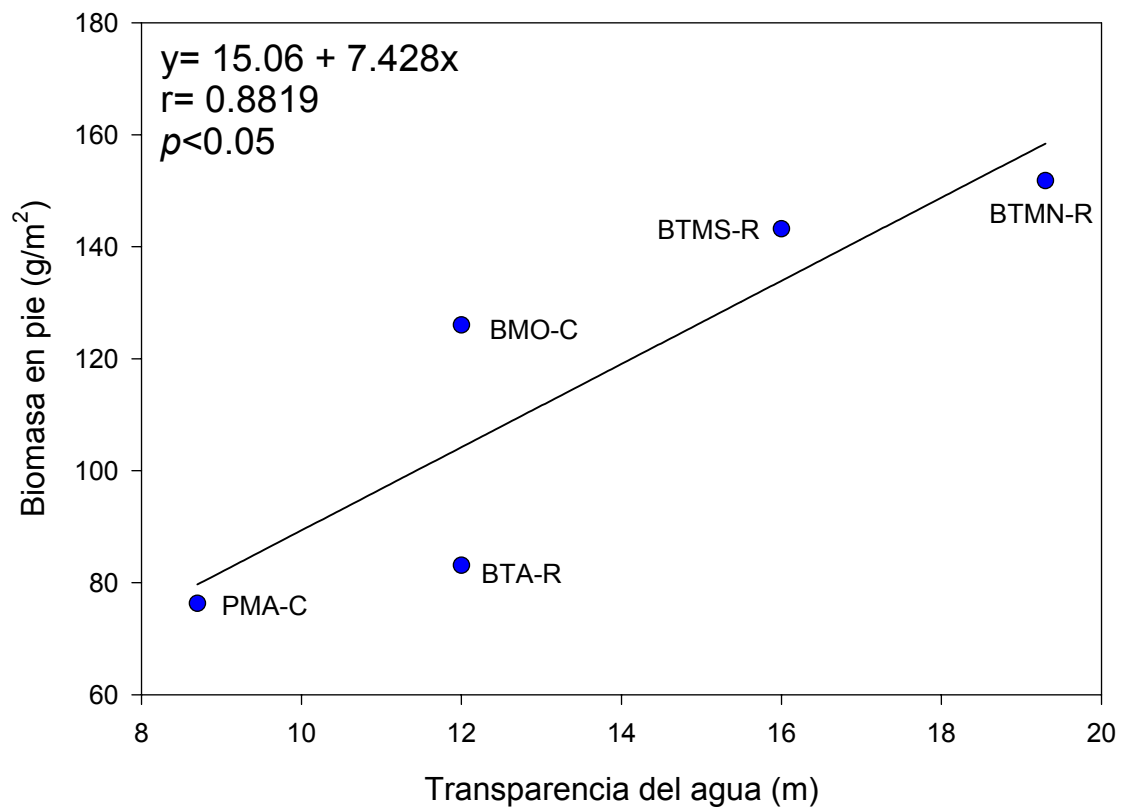


FIGURA 65. Correlación lineal entre la biomasa en pie de la hierba de tortuga, *Thalassia testudinum*, y la transparencia horizontal del agua.

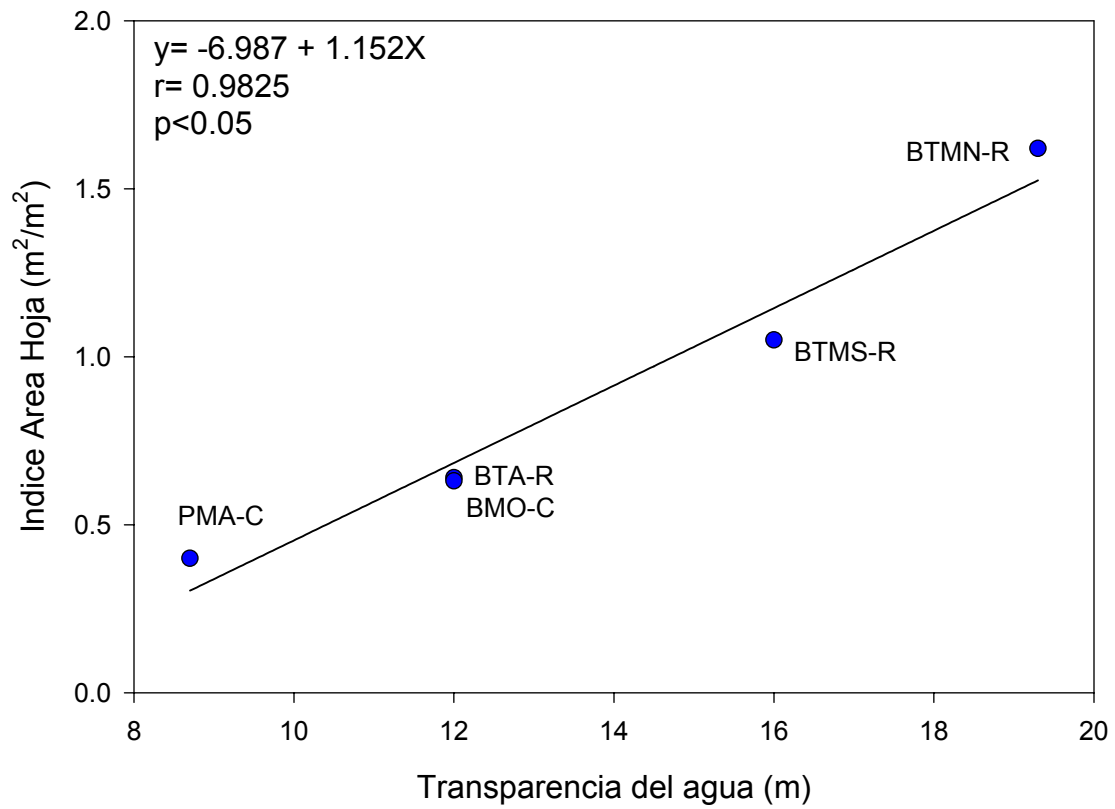


FIGURA 66. Correlación lineal entre el Índice de Área de Hoja en la hierba de tortuga, *Thalassia testudinum*, y la transparencia horizontal del agua.

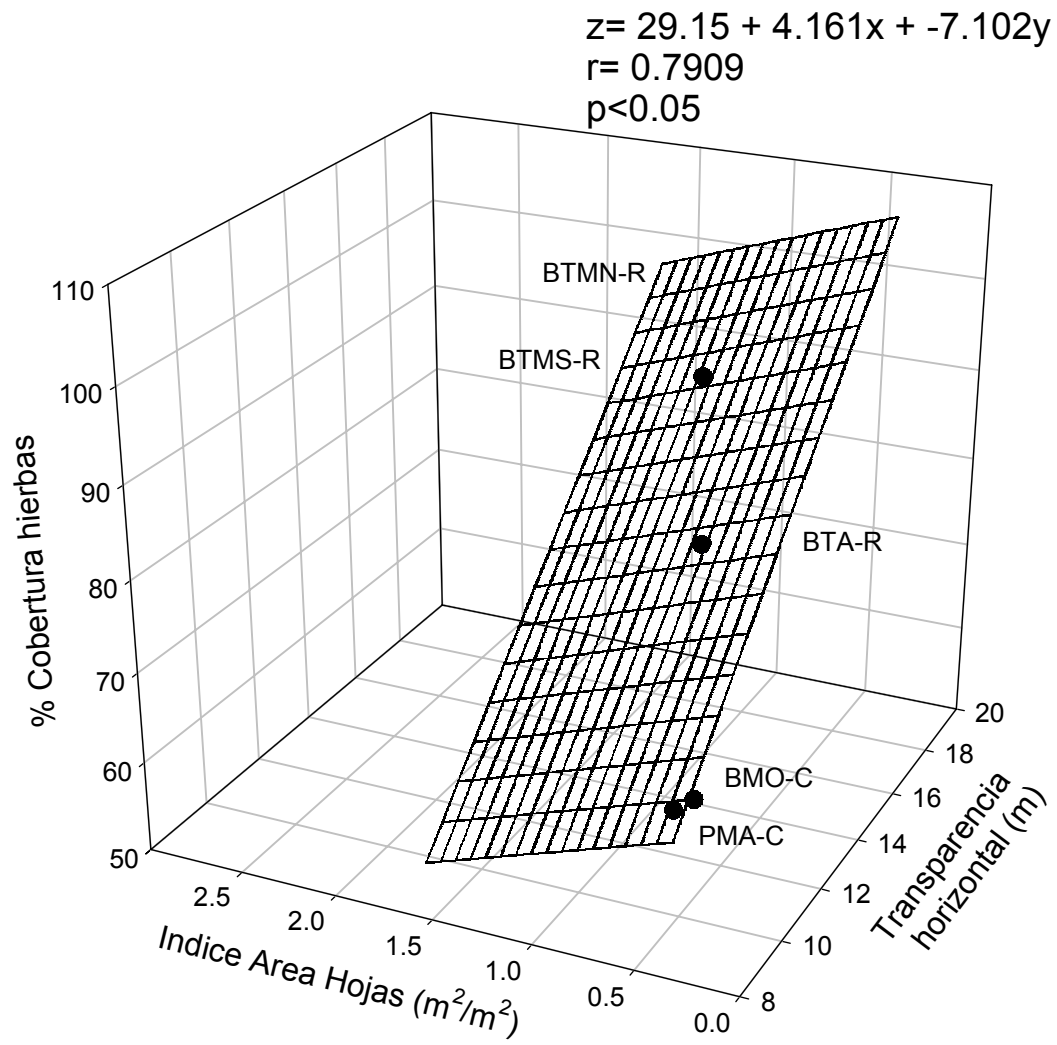


FIGURA 67. Correlación entre el porcentaje de cobertura de hierbas, el Índice de Área de Hojas de la hierba de tortuga, *Thalassia testudinum*, y la transparencia horizontal del agua.

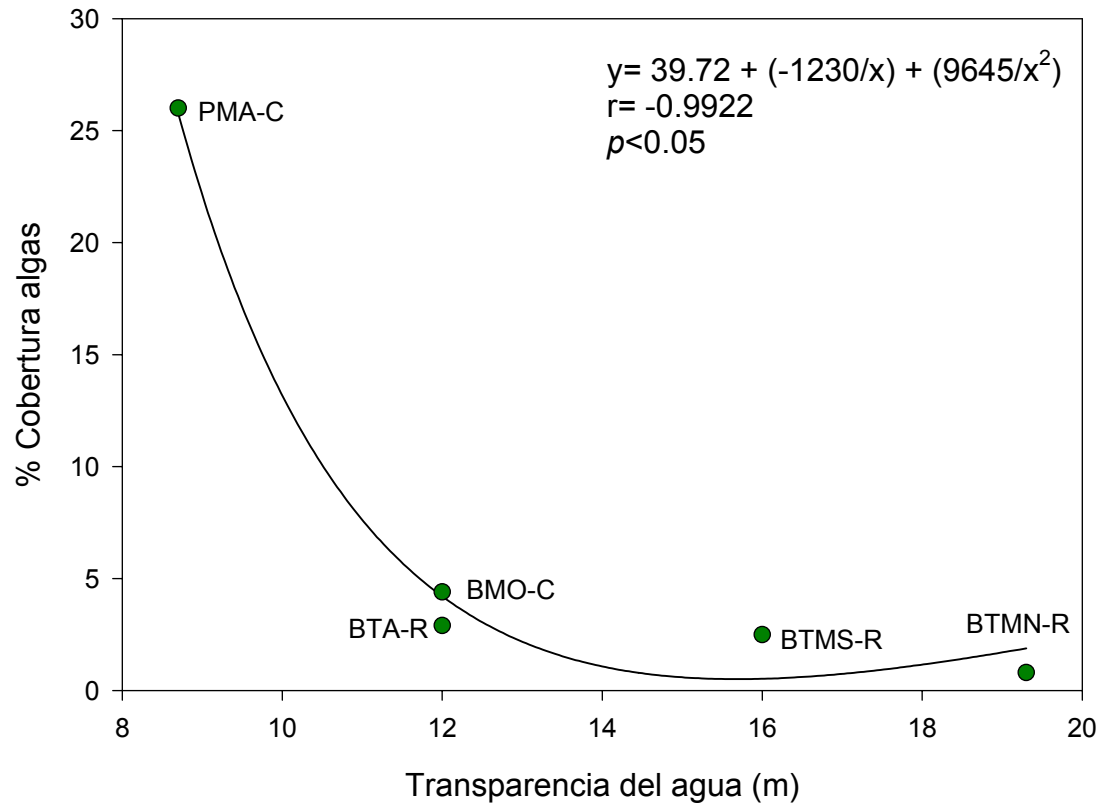


FIGURA 68. Correlación entre el porcentaje de cobertura de algas y la transparencia del agua.

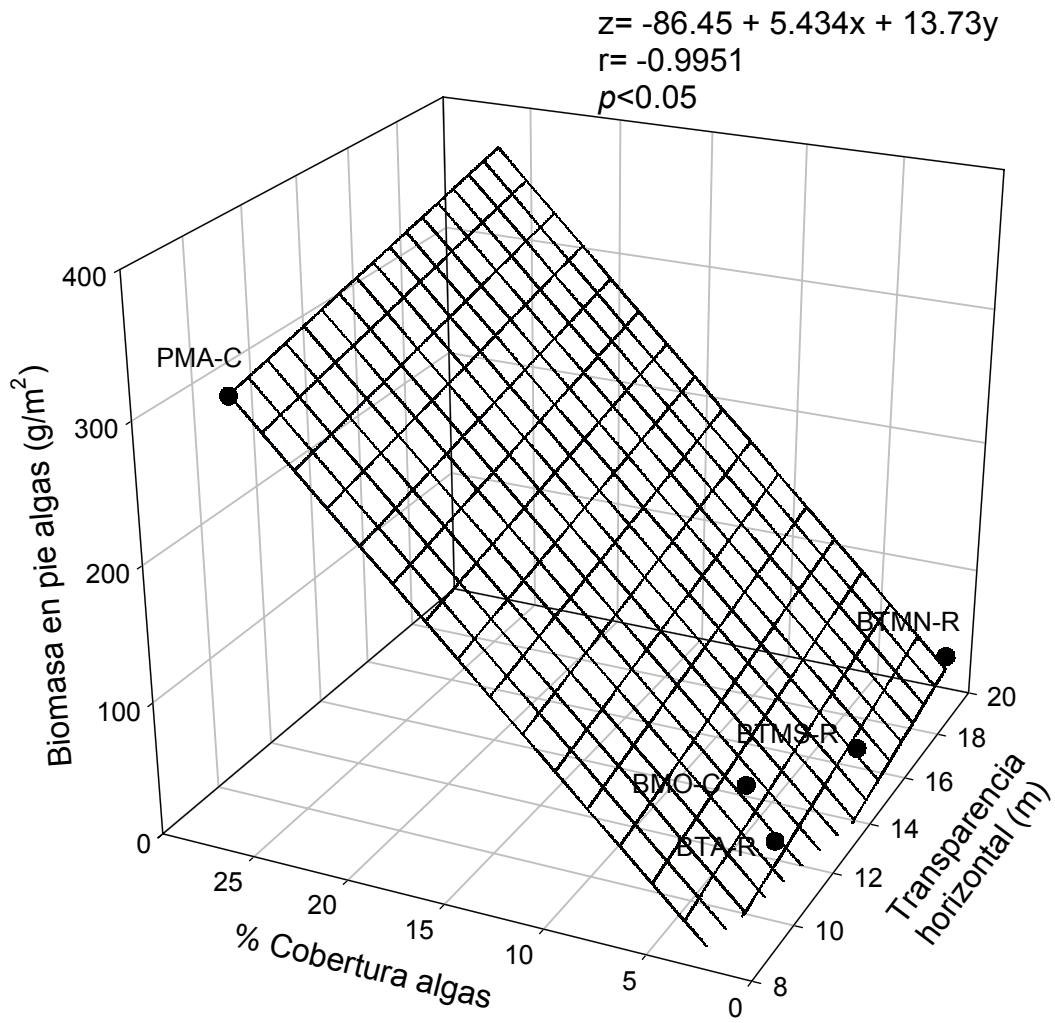


FIGURA 69. Correlación entre el porcentaje de cobertura y biomasa en pie de algas, y la transparencia del agua.

de nutrientes que aceleran el crecimiento de las algas sobre las hojas de las hierbas. Ésto sugiere que el deterioro en la calidad del agua ha comenzado a afectar negativamente a las comunidades de hierbas marinas en la Isla de Culebra y que ya otras localidades fuera de la RNCLP están mostrando algunas señales inequívocas de impactos negativos. Por tal razón, es muy importante que el plan de manejo de la RNCLP contemple la necesidad de establecer mecanismos adecuados para controlar los efectos negativos de la erosión del suelo y la sedimentación y eutroficación asociada a los eventos de escorrentías.

Se recomienda el establecimiento de un programa de monitoreo ecológico desde una perspectiva a nivel de ecosistema, en el cual se incluya el monitoreo de los cambios en el estado ecológico de las comunidades de hierbas marinas. Así mismo, dicho monitoreo debe incluir estudios continuos sobre el estado de la calidad de las aguas en la costa.

Poblaciones de carruchos.

Hernández-Delgado et al. (2002) documentaron el estado de las poblaciones de carruchos dentro de la RNCLP aunque de forma muy limitada ya que dicho estudio se limitó a las aguas llanas (<7 m). Sin embargo, éstos informaron datos preocupantes sobre dichas especies de moluscos. Las densidades más altas del carrucho de ala, *Strombus gigas*, se localizaron dentro de la RNCLP en Bahía Tamarindo-Norte (Figura 70). Sin embargo, el promedio observado de 18 carruchos por hectárea se considera sumamente bajo, sugiriendo efectos de la pesca ilegal. En el caso del carrucho peleador, *S. pugilis*, sus densidades dentro de la RNCLP resultaron también muy bajas (Figura 71). Inclusive, se documentaron densidades varias veces más altas en

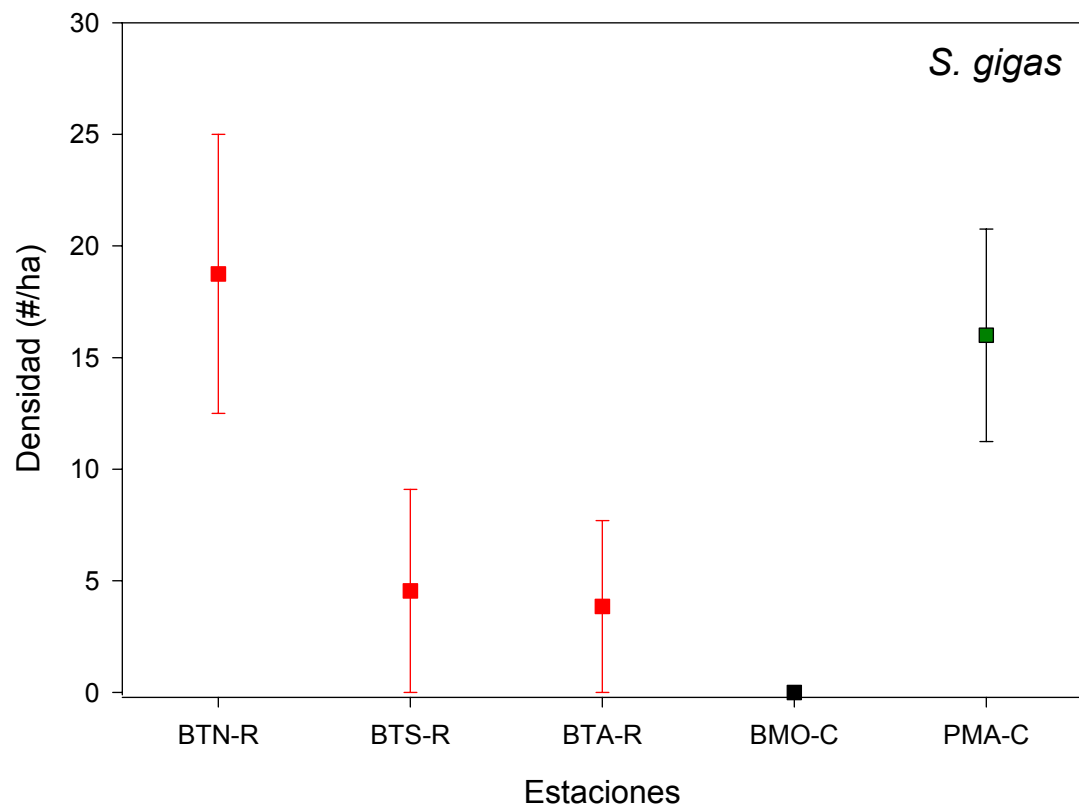


FIGURA 70. Densidad del carrucho de ala, *Strombus gigas*. Puntos rojos= localidades dentro de la RNCLP; Puntos negros= localidades control fuera de la RNCLP.

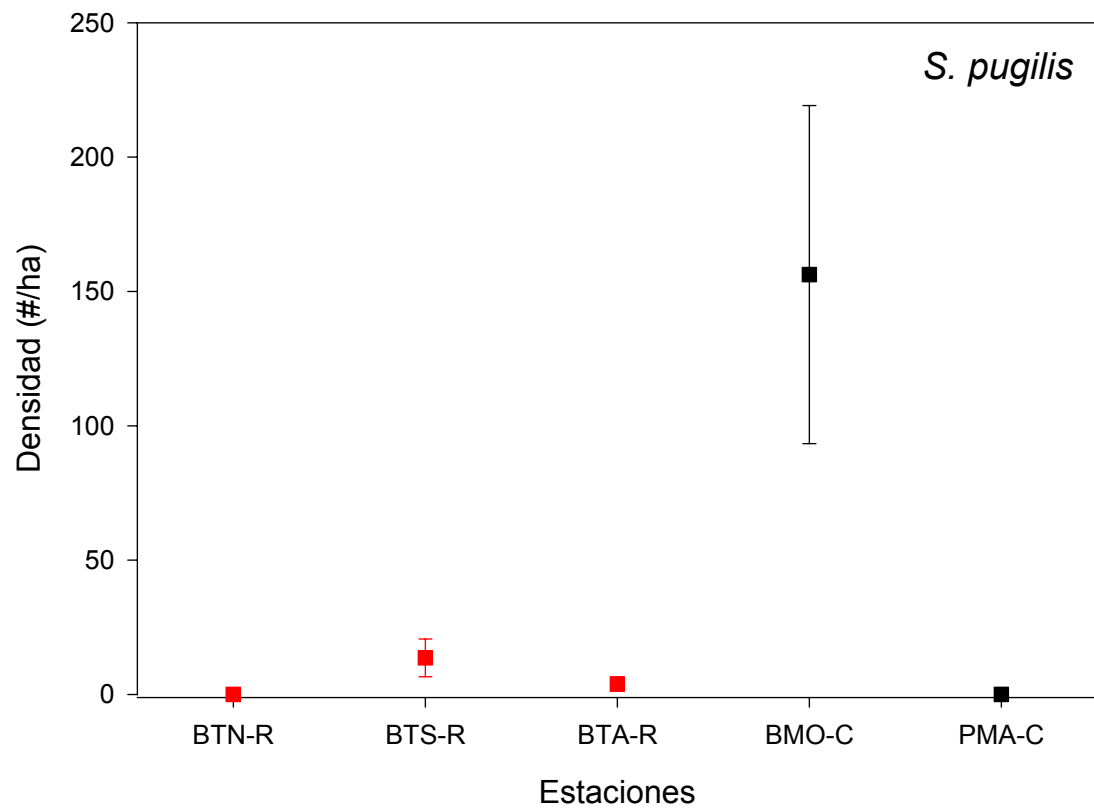


FIGURA 71. Densidad del carrucho peleador, *Strombus pugilis*. Puntos rojos= localidades dentro de la RNCLP; Puntos negros= localidades control fuera de la RNCLP.

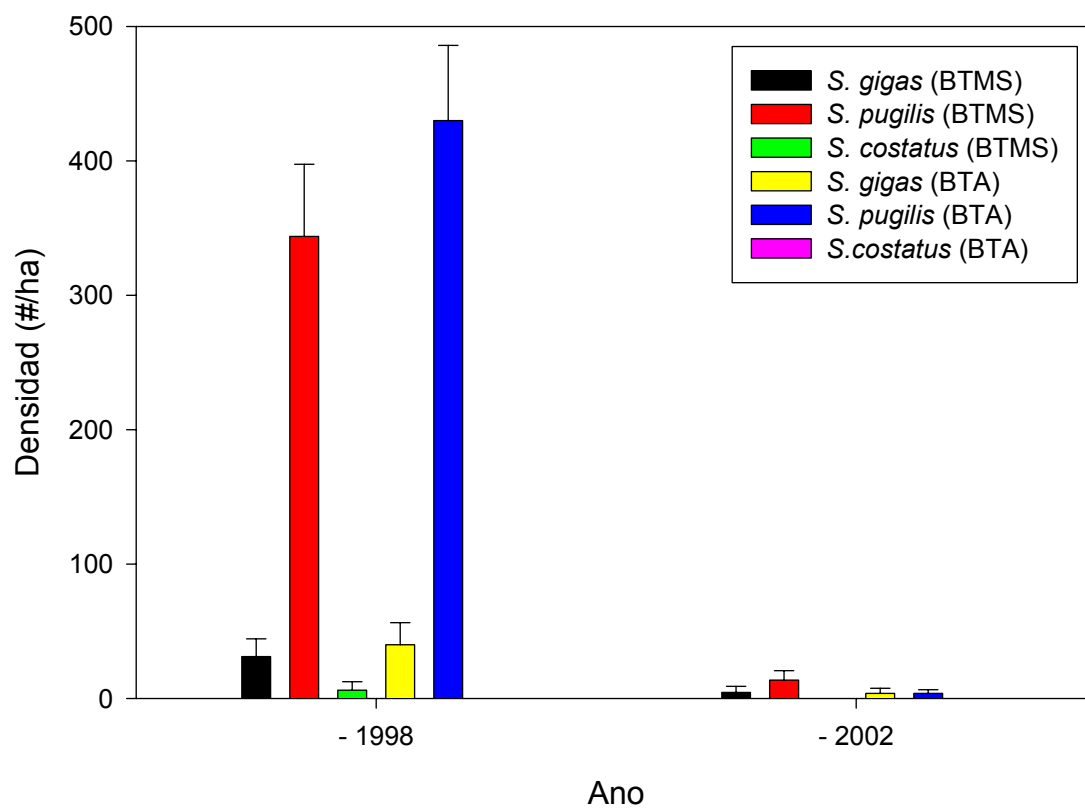


FIGURA 72. Fluctuaciones en las densidades poblacionales de carruchos en aguas llanas antes (1998) y después (2002) de la designación de la RNCLP. BTMS= Bahía Tamarindo-Sur; BTA= Bahía Tarja.

la localidad de Bahía Mosquito, fuera de la RNCLP. Por otro lado, al comparar datos sobre la densidad de las tres especies de carruchos (*S. gigas*, *S. pugilis* y *S. costatus*) en las aguas llanas dentro de la RNCLP antes (1998) y después (2002) de su designación (1999), se observó una reducción dramática en todas las especies (Figura 72).

Dicho estudio sugiere que los yerbazales marinos llanos de la RNCLP, a pesar de constituir uno de los hábitáculos fundamentales para la crianza y propagación de las tres especies principales comerciales de carruchos en la región, sus densidades son muy bajas. Ésto no guarda relación con lo que se esperaría dentro de una reserva natural con una designación simultánea de no-captura, lo que puede ser otra señal inequívoca de los efectos de la pesca ilegal dentro de la RNCLP. De hecho, nos consta de personal y propio conocimiento la presencia de buzos capturando clandestinamente carruchos dentro de la RNCLP. Más aún, recientemente, el DRNA atrapó pescadores procedentes de la Isla de Vieques saqueando carruchos dentro de la RNCLP. Se desconoce si los implicados en dicho caso han sido procesados por la ley.

Se recomienda desarrollar un programa de monitoreo continuo de los cambios poblacionales de los carruchos, el cual tome en consideración tanto las poblaciones de aguas llanas, como aquellas en las aguas profundas de la RNCLP. Además, dicho estudio debe incluir, igual que en cualquier otro estudio de monitoreo ecológico, localidades control fuera de la RNCLP. Las poblaciones de carruchos en la Isla de Culebra están mostrando señales de sobre-explotación a juzgar por la frecuencia de casi 100% de conchas de tamaños pequeños de caracoles que fueron pescados antes de haber alcanzado su madurez sexual, según se ha

observado en muchos de los concheros en las playas de Culebra, tales como en Playa Mosquito, Playa Manzanillo y Playa Larga (Hernández-Delgado y Lucking, datos no publicados).

Poblaciones del erizo gigante, *Diadema antillarum*.

El erizo gigante, *Diadema antillarum*, desapareció prácticamente de todo el Caribe durante el período comprendido entre el 1983 y el 1984 debido a una epidemia letal que causó mortandades masivas a través de toda la región (Lessios, 1988). Este patrón también se extendió a Puerto Rico (Vicente y Goenaga, 1984), incluyendo a la Isla de Culebra, de la cual quedaron virtualmente eliminados por un período largo de tiempo (Hernández-Delgado, observaciones personales). Estudios recientes en la Florida y en isla de Santa Cruz sugieren que aún dos décadas después, la recuperación ha sido muy lenta (Chiaponne et al., 2002; Miller et al, 2003). Ruíz-Ramos y Hernández-Delgado (en preparación) realizaron un estudio durante el 2004 a través de 26 localidades en Puerto Rico, incluyendo 6 en la Isla de Culebra (3 dentro de la RNCLP, 3 controles fuera de la RNCLP) con el objetivo de documentar el estado actual de las poblaciones de la especie y determinar si el grado de recuperación guarda alguna relación con factores como el estado ecológico de los fondos marinos y la calidad del agua en la costa. Se observó que las densidades de *D. antillarum* en la Isla de Culebra resultaron al menos el doble de lo documentado en promedio para la costa norte de Puerto Rico (Figura 73). Dicho valor resultó unas dos veces y media mayor que el promedio a nivel de toda la Isla.

Al nivel de la Isla de Culebra, las densidades mayores se documentaron dentro de la RNCLP, particularmente en el Arrecife El Banderote (Bahía Tamarindo) y en el área de la Bahía

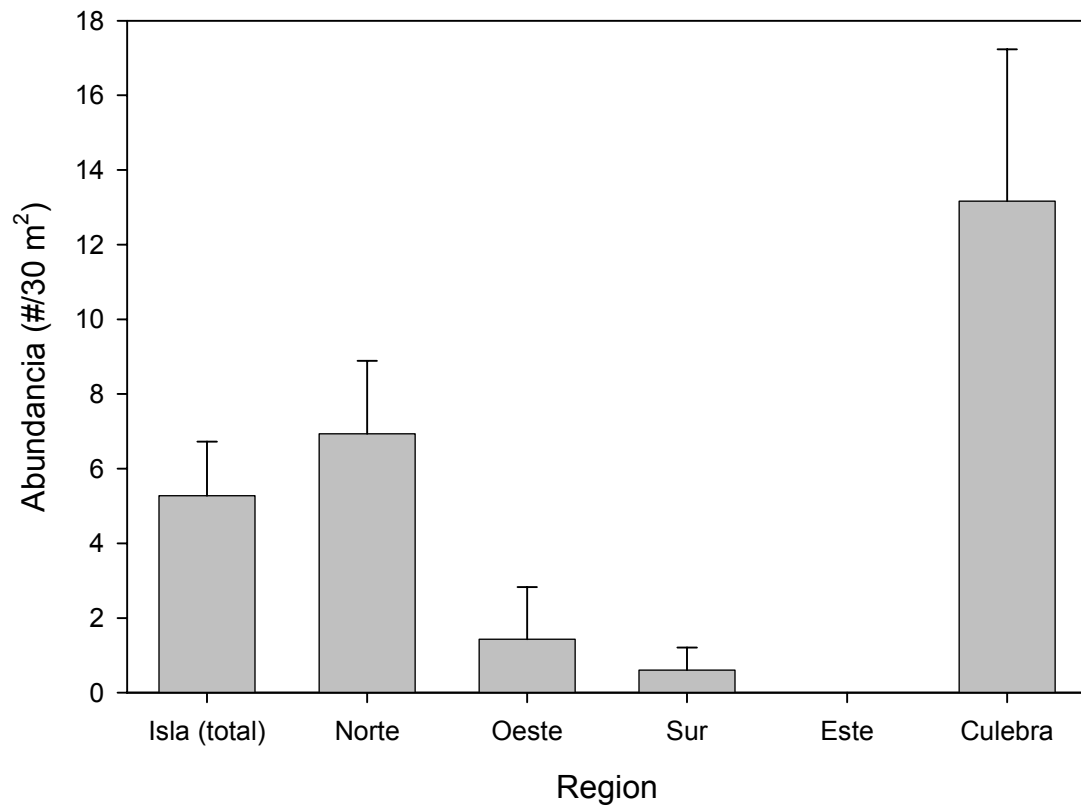


FIGURA 73. Abundancia del erizo gigante, *Diadema antillarum*, a nivel de las diversas regiones geográficas de Puerto Rico.

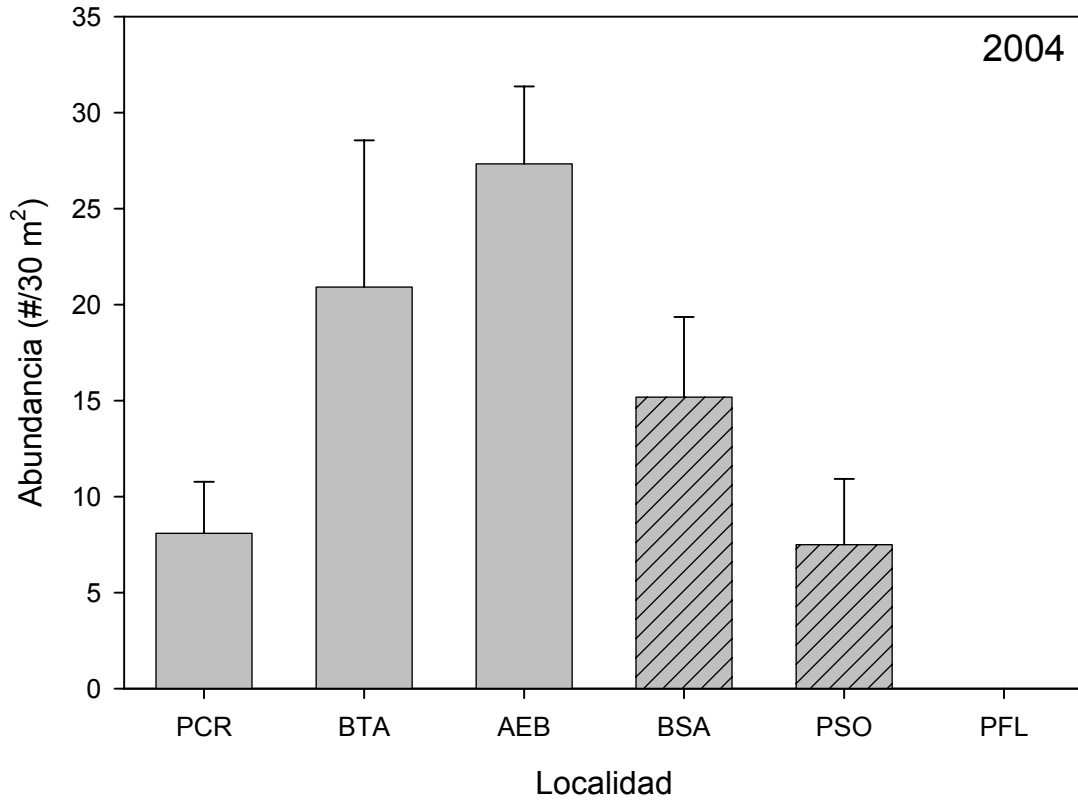


FIGURA 74. Abundancia del erizo gigante, *Diadema antillarum*, en los arrecifes de la Isla de Culebra. Barras color gris= localidades dentro de la RNCLP; Barras con líneas diagonals= localidades control fuera de la RNCLP.

Tarja (Figura 74). Se sugiere que los patrones de corrientes en giros (= “eddies”) localizados dentro del Canal Luis Peña tienen el efecto particular de aumentar las tasas de reclutamiento de larvas de los erizos a niveles locales en Bahía Tamarindo y Bahía Tarja. Dicho fenómeno no parece ser tan consistente en el caso de la Playa Carlos Rosario, cuyas densidades de erizos gigantes se mantienen bajas aún. Sin embargo, ésto debe ser material de investigación.

Finalmente, un hallazgo interesante en el caso de la RNCLP es que, en terminos generales, las poblaciones de *Diadema antillarum* se han mantenido relativamente estables o inclusive han aumentado levemente al compararse antes y después de su designación (Figura 75). Dicha señal es muy importante porque la RNCLP se ha convertido en una reserva de gametos y larvas de erizos muy importante para aquellos arrecifes de coral localizados corriente abajo. Esto nos sugiere la importancia de proteger sus poblaciones mediante acciones específicas en el plan de manejo que busquen conservar y restaurar el hábitaculo crítico de esta especie que son las partes llanas de los arrecifes de coral y arrecifes rocosos, las zonas de frontones, llanuras y trasarrecifes. Esta especie es el invertebrado herbívoro más importante de los arrecifes de coral del Atlántico (Szmant, 2001) y la restauración de sus poblaciones, ya sea de forma natural o mediante reintroducciones experimentales, debe ser una prioridad en la RNCLP.

Especies en peligro de extinción.

En la RNCLP existe una población residente de la tortuga verde o peje blanco, *Chelonia mydas*, cuyos yerbazales marinos están designados como hábitaculo crítico por el Servicio de Pesca y Vida Silvestre. Además, toda la RNCLP forma parte de la designación del hábitaculo

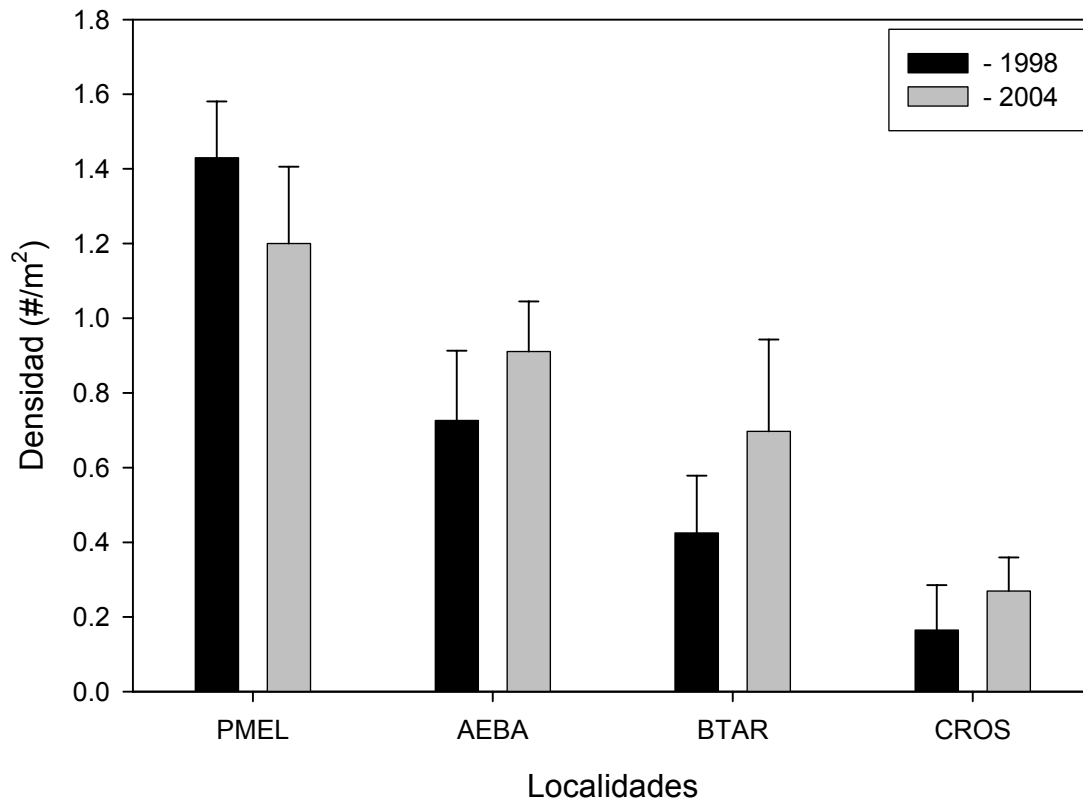


FIGURA 75. Fluctuaciones en la densidad de las poblaciones del erizo gigante, *Diadema antillarum*, dentro de la RNCLP. Barras color negro= año 1998 (previo a la designación de la RNCLP); Barras color gris= año 2004 (5 años posterior a la designación de la RNCLP).

Crítico designado por el Servicio Nacional de Pesquerías Marinas. En la RNCLP pueden observarse con suma frecuencia los careyes, *Eretmochelys imbricata*. Igualmente, se han documentado individuos en tránsito del tinglar, *Dermochelys coriacea*, y del manatí, *Trichechus manatus*. En sus aguas también se hacen avistamientos frecuentes de delfines y esporádicamente cruzan cachalotes. Así mismo, se pueden observar diversas especies de aves marinas, como pelícanos, gaviotas marrón, gaviotas comunes y otras especies, muchas de ellas listadas como especies en peligro de extinción.

Se recomienda que el plan de manejo de la RNCLP tome en consideración todos los planes y convenios vigentes a nivel nacional e internacional para la protección de dichas especies y de sus habitáculos críticos.

Otros factores ambientales que afectan directamente a la RNCLP.

Dentro de la RNCLP o sus caminos de accesos existen otros problemas ambientales que merecen la atención inmediata a través del Plan de Manejo o mediante cualesquiera otros mecanismos que se puedan identificar.

Explosivos sin detonar.

La Isla de Culebra estuvo ocupada casi en su totalidad por la Marina de Guerra Estadounidense entre los años 1901 y 1978. De acuerdo a Feliciano (2001), tan temprano como en el año 1912 se registraron prácticas de bombardeo durante las actividades de entrenamiento militar. Las mismas aumentaron en frecuencia e intensidad a partir de la Segunda Guerra



FIGURA 76. Rótulos localizados justo a la entrada hacia el único camino de acceso hacia la Playa Carlos Rosario en la RNCLP. Dichos rótulos se encuentran colocados a lo largo de una cerca establecida por el Cuerpo de Ingenieros del Ejército de los Estados Unidos y utilizada por la Autoridad de Conservación y Desarrollo de Culebra actualmente para prohibir el paso libre hacia Playa Carlos Rosario.



FIGURA 77. Bomba sin detonar localizada a 6 m de profundidad en el arrecife conocido localmente como “Impact Beach” en la Península Flamenco.

Mundial, alcanzando su máxima intensidad entre la década del 1960 y comienzos de la década del 1970. La última detonación conocida se llevó a cabo durante el año 1975 y la ocupación militar terminó en el año 1978. Uno de de los asuntos ambientales más serios que afectan a la Isla de Culebra, particularmente, las aguas dentro de los límites de la RNCLP es la presencia de una cantidad no determinada de bombas sin detonar sobre la superficie o parcialmente enterradas en los arrecifes de coral, entre rocas en el fondo, bajo la arena o en las playas, incluyendo zonas con un valor recreacional alto para la natación, “snorkeling”, buceo, navegación y anclaje.

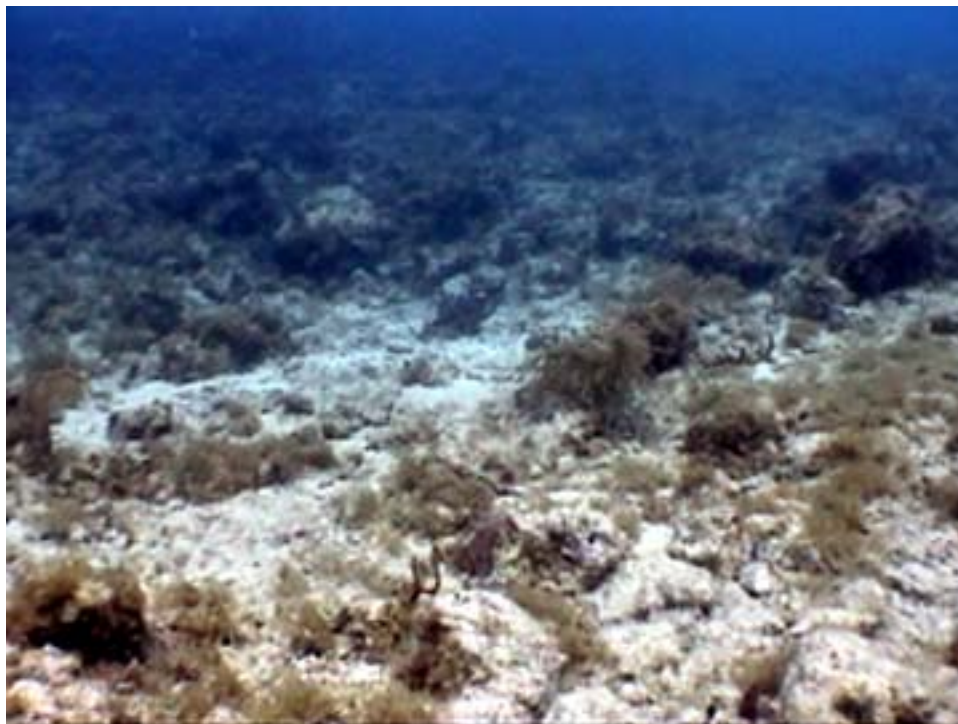


FIGURA 78. Vista parcial de un cráter de aproximadamente 25 m de diámetro y unos 5 m de profundidad producido en el arrecife de coral localizado al oeste de la Península Flamenco debido al impacto del bombardeo hace más de tres décadas.

Se recomienda la limpieza total de los artefactos explosivos sin detonar dentro de la RNCLP utilizando la mejor tecnología disponible para evitar la destrucción de sus recursos naturales y evitando las detonaciones submarinas.

Patrones de desarrollo en Culebra: La tierra de nadie.

Según Johnston (2003), la Isla de Culebra sufrió entre los años 1971 y 1999 un incremento dramático en su patrón de desarrollo y uso de sus terrenos. Éste se reflejó en un aumento en el número de cuerdas desarrolladas de 107 a 984, lo que representó una magnitud de incremento de 820%. Específicamente, entre el período de 1994 al 1999, Jonston (2003) documentó un incremento dramático en la aprobación de nuevos permisos para el desarrollo



FIGURA 79. Contradicciones del manejo en la RNCLP. En el primer plano puede observarse un rótulo oficial del DRNA dando la bienvenida al público a la RNCLP. En dicho rótulo se establecen los usos permitidos e incluyen el buceo, las caminatas, la fotografía y la navegación en kayaks. Sin embargo, justo a su derecha puede observarse la cerca levantada por el Cuerpo de Ingenieros del Ejército de los Estados Unidos y los rótulos que prohíben el paso hacia el camino de acceso hacia la Playa Carlos Rosario en la RNCLP (ver detalles en la Figura 76). Durante los meses recientes ACDEC ha mantenido cerrado la mayoría del tiempo el portón que da acceso hacia la RNCLP desde el estacionamiento del Balneario Público de Playa Flamenco, lo que ha levantado incontables quejas de parte de la ciudadanía culebrense y de los turistas. Así mismo, dicha prohibición de acceso ha interferido con actividades educativas e investigativas programadas para llevarse a cabo en la RNCLP. Además, dicho cierre impide que los oficiales del orden público, policía de ACDEC o que los vigilantes del DRNA puedan tener acceso hacia la RNCLP para llevar a cabo parte de sus actividades de vigilancia en el lugar. Tampoco los empleados de mantenimiento de ACDEC pueden llevar a cabo las tareas regulares de limpieza de desperdicios sólidos de la Playa Carlos Rosario debido al cierre del portón.



FIGURA 80. Detalles del cierre del acceso hacia la Playa Carlos Rosario en la RNCLP.

residencial en Culebra, aumentando de 67 a 509 cuerdas, lo que representó una magnitud de incremento de 649%. Durante dicho período la densidad poblacional de los proyectos de desarrollo aprobados y construidos en Culebra se excedió por un factor de 767% por encima de lo permitido por las leyes y reglamentos de zonificación vigentes en dichos terrenos. A la misma vez, se detectó también un incremento de 750% en la frecuencia de violaciones ambientales relacionadas a la ausencia de cumplimiento con las leyes y reglamentos relacionadas al movimiento de la corteza terrestre y los controles de erosión y sedimentación. Jhonston (2003) concluye que las actuaciones al margen de la ley de la Junta de Planificación y la dejadez absoluta del DRNA y de ACDEC en Culebra han contribuido significativamente a que se haya impuesto un modelo de desarrollo totalmente inadecuado y fuera del contexto de la realidad natural de la Isla de Culebra.

Dicho esquema de desarrollo se ha traducido en una cantidad impresionante de actividades ilegales de deforestación, así como un aumento dramático en la densidad de caminos sin pavimentar a través de terrenos inclinados y frente al mar en toda la Isla. Sin embargo, algo que resulta totalmente incomprensible es la deforestación y ampliación del camino hacia la Playa Carlos Rosario llevada a cabo por la Administración Municipal de Culebra y ACDEC, donde un camino de tierra de 1 sólo carril se amplió hasta alcanzar un ancho aproximado de cuatro carriles en muchas de sus extensiones. De hecho, la remoción de material de la corteza terrestre fue de tal magnitud que se rellenó ilegalmente una quebrada intermitente que discurre junto al referido camino de acceso hacia la RNCLP. Dichas acciones, aparte de haber causado una catástrofe ambiental, ha expuesto al camino a un patrón de erosión mucho más severo que el que tenía previamente al exponer más superficie y haber rellenado una cuenca natural.



FIGURA 81. Deforestación del camino hacia la Playa Carlos Rosario en la RNCLP. Nótese el relleno de una quebrada natural junto al camino sin pavimentar.



FIGURA 82. Deforestación del camino hacia la Playa Carlos Rosario en la RNCLP. Nótese el relleno de una quebrada natural junto al camino sin pavimentar. Nótese el grado de expansión del camino en comparación a su extensión original.



FIGURA 83. Escorrentías ilegales proveniente de proyectos de construcción. El drenaje de aguas bajo el nivel freático en proyectos desarrollados muy cerca del nivel del mar también causan continuamente una descarga mensual de toneladas de sedimentos finos hacia la bahía de Ensenada Honda. Muchos de los proyectos desarrollados en Culebra carecen de las medidas requeridas por leyes estatales y federales para la descarga de aguas de escorrentías y de contaminantes. Tampoco dichos proeyctos poseen mecanismos adecuados y requeridos por ley para el control de la erosión y la sedimentación, afectando directamente la costa mediante la descarga de escorrentías altamente sedimentadas y cargadas de nutrientes a través del sistema de cunetas para el drenaje pluvial.

Pérdida de confianza en la comunidad.

Uno de los asuntos que amerita atenderse con suma prioridad a través del proceso de desarrollo del Plan de Manejo de la RNCLP es la pérdida de confianza en la comunidad. Durante los últimos meses han ocurrido una serie de incidentes, que sumados a otros incidentes previos, han minado la confianza de la comunidad culebrense en las agencias de gobierno relacionadas al manejo de la RNCLP. Estos incidentes han incluido eventos como la presencia continua de empleados del DRNA pescando ilegalmente dentro de la RNCLP y la toma de decisiones claves en el proceso de elaboración del Plan de Manejo por parte del DRNA y de ACDEC sin consultar con a los representantes de la comunidad. Además, a través de Culebra se han documentado varios ejemplos muy evidentes al ojo público del aparente poco compromiso ambiental del DRNA y de ACDEC en cuanto a la conservación del ambiente y de hacer cumplir las leyes y reglamentos ambientales vigentes, algo que fue documentado ampliamente por Johnston (2003).



FIGURA 84. Situación ambiental en el resto de la Isla de Culebra. A y B) Deforestación de terrenos inclinados frente a la bahía en Ensenada Honda; C) Deforestación y relleno ilegal del manglar en el sector Las Delicias llevada a cabo por la Administración Municipal de Culebra en junio de 2004; D) Bombeo ilegal de aguas cargadas de sedimentos y nutrientes hacia una cuneta de drenaje pluvial que desemboca en el Canal de Lobina; E y F) Efectos en Ensenada Honda de la bombeo ilegal de aguas cargadas de sedimentos y nutrientes. Durante cada ciclo de marea baja dichas aguas turbias discurren hacia la RNCLP a través del Canal de Lobina y Bahía Sardinas.



FIGURA 85. Ejemplos de situaciones ambientales que han contribuido a afectar la confianza de la comunidad en la Isla de Culebra. A) Boyas de demarcación de la RNCLP abandonadas por el DRNA en el muelle público del Sector Campamento por espacio de 10 meses; B) Embarcación de patrullaje del DRNA abandonada hace más de 10 años; C) Embarcación de patrullaje del DRNA averiada desde hace aproximadamente 1 año; D y E) Contenedores de aceite, baterías y otros materiales depositados ilegalmente en las facilidades temporeras del Dpto. Obras Públicas Municipal frente a las barracas de ACDEC en el Sector Campamento; F) Estiba de pacas de heno para el control de la erosión y sedimentación sin utilizar mientras se desarrollan proyectos públicos sin controles de erosión.

Conclusiones e implicaciones para el manejo.

La combinación de tensores ambientales de origen humano en la Isla de Culebra, en combinación con algunos factores naturales locales y regionales, pueden producir efectos negativos combinados aditivos o sinérgicos (un factor magnifica el efecto de otro) que afectan negativamente la condición de los recursos naturales dentro de la RNCLP. De particular preocupación resultan los efectos negativos que las actividades de desarrollo han comenzado a tener sobre la calidad del agua, principalmente, como consecuencia del incremento en la frecuencia y volumen de las escorrentías altamente sedimentadas y cargadas de nutrientes. Este fenómeno se ha convertido en la amenaza principal a la integridad de las comunidades de arrecifes de coral y de hierbas marinas en la RNCLP, al igual que en otras áreas de la Isla de Culebra. Aunque muchas de estas actividades pueden estar fuera del contexto de la elaboración de un Plan de Manejo para la RNCLP, éste representa el reto mayor para dicho grupo de trabajo ya que negar la realidad de dichos efectos y la necesidad de atacar y prevenir los mismos es imperativo para poder contribuir a sostener la RNCLP en el futuro.

La situación de crisis en ciernes en las comunidades marinas de la RNCLP, principalmente, sobre sus arrecifes de coral, nos plantea que el enfoque del manejo en la RNCLP debe ser uno holístico (Bellwood et al., 2004). Es decir, que el manejo no debe enfocarse solamente en proteger especies individuales de peces de valor comercial pesquero o de corales que se encuentren amenazados o al borde de la extinción. El enfoque de dicho manejo debe estar enmarcado desde una perspectiva a nivel de ecosistema, en la cual, no solo se protejan a las comunidades biológicas (las especies y sus hábitáculos), si no que se protejan también aquellos procesos vitales para el funcionamiento de dichos ecosistemas. Dicho enfoque también debe

reflejarse en el programa de monitoreo ecológico y en la evaluación del funcionamiento y de la efectividad del manejo de la RNCLP.

Sin embargo, el énfasis principal en esta etapa debe ser el rescatar la confianza de la comunidad y de los demás usuarios de la RNCLP. Esto se lograra mediante acciones concretas y transparentes en el proceso de elaboración del plan de manejo donde se garantice una participación genuina de la comunidad en las gestiones de planificación, toma de decisiones e implantación del plan de manejo.

Agradecimientos

Este estudio se llevó a cabo a través del proyecto 2003-0093-012 financiado por la National Fish & Wildlife Foundation a través de la propuesta *Development of a community-based co-management plan for the Luis Peña Channel no-take Natural Reserve, Culebra Island, Puerto Rico*, la cual se implementó a través de la Autoridad de Conservación y Desarrollo de Culebra. El mismo se completó gracias al apoyo logístico brindado en diferentes etapas por el Departamento de Biología de la Universidad de Puerto Rico, el Servicio Federal de Pesca y Vida Silvestre, la Asociación de Pescadores de la Isla de Culebra y la organización no gubernamental Coralations. Se agradece el apoyo financiero durante las diversas etapas del desarrollo de los estudios originales citados en este trabajo. Ésto incluye al Programa del Colegio Sea Grant de la Universidad de Puerto Rico-Recinto de Mayagüez, Programa FIPI del Decanato de Estudios Graduados, UPR-Río Piedras, Caribbean Marine Research Center, Caribbean Fishery Management Council, PADI Foundation, y el USCRI/DRNA.

Literatura citada

- Appeldoorn, R.S., & K.C. Lindeman. 2003. A Caribbean-wide survey of marine reserves: spatial coverage and attributes of effectiveness. *Gulf Caribb. Res.* 14:139-154.
- Bellwood, D.R., T.P. Hughes, C. Folke, & M. Nyström. 2004. Confronting the coral reef crisis. *Nature.* 429:827-833.
- Chiaponne, M., D.W. Swanson, S.L. Miller, & S.G. Smith. 2002. Large-scale surveys on the Florida Reef Tract indicates poor recovery on the long-spined sea urchin *Diadema antillarum*. *Coral Reefs.* 21:155-159.
- Cintrón, G., H.W. Perl, M. Benton, C.M. Cham, y B.B. Cintrón. 1974. Ensenada Honda (Culebra, Puerto Rico) biology and gross oceanographic description. 61-70. Primer Simposio del Departamento de Recursos Naturales, 29 de agosto de 1974. San Juan, PR. 116 pp.
- Coleman, F.C., P.B. Baker, & C.C. Koenig. 2004. A review of Gulf of Mexico marine protected areas: successes, failures, and lessons learned. *Fisheries.* 29:10-21.
- Connolly, R.M. 1994. Removal of seagrass canopy: effects on small fish and their prey. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 184:99-110.
- Department of Natural Resources. 1976. The Culebra Segment. DNR, Coastal Zone Management Program, San Juan, PR.
- Environmental Quality Board. 1970. Culebra 1970: An island in transition. A staff report on the environment to the governor's special committee on Culebra. Commonwealth of Puerto Rico, Office of the Governor, Environmental Quality Board, San Juan, PR 106 pp.
- Feliciano, C.C. 2001. Apuntes y Comentarios de la Colonización y Liberación de la Isla de Culebra. Segunda Edición. Fundación de Culebra, Inc., Culebra, PR. 278 pp.
- Fonseca, M.S., & J.A. Calahan. 1992. A preliminary evaluation of wave attenuation by four species of seagrass. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 35:565-576.
- García, J.R., J. Morelock, R. Castro, C. Goenaga, & E. Hernández. 2003. Puerto Rican reefs: Research synthesis, present threats and management perspectives. 111-130. In, J. Cortés (ed.), *Latin American Coral Reefs*. Elsevier Publ., Amsterdam, Holland. 497 pp.
- Garrison, G., E. Shinn, J. Miller, M. Cortez, R. Rodríguez, & K. Koltes. 2000. Isla de Culebra, Puerto Rico. Changes on benthic cover on three reefs (1991-1998). Tech. Rept. submitted to the Water Resources Division, U.S. Geological Survey. 9 pp + App.

- Glynn, P.W. 1964. Common marine invertebrate animals of the shallow waters of Puerto Rico. Contribution to "Historia Natural de Puerto Rico", Instituto de Cultura Puertorriqueña, San Juan, P.R., June, 1964. 53 pp.
- Glynn, P.W. 1973. Aspects of the ecology of coral reefs in the western Atlantic region. 271-324. En, O.A. Jones & R. Endean (eds.), *Biology and Geology of Coral Reefs*, Vol. 2, Biology 1. Academic Press, New York, N.Y. 480 pp.
- Hernández-Delgado, E.A. 1994a. Qualitative and quantitative assessment of the coral reef and hard ground communities of Punta de Maguey, Culebra, and west of Punta Campanilla, Vieques, Puerto Rico. I. Evaluating the possible effects of constructing an underwater pipeline from Vieques to Culebra. Report submitted to Puerto Rico Industrial Mission, Inc., May 31, 1994. 31 pp. + App.
- Hernández-Delgado, E.A. 1994b. Informe de observaciones de campo sobre el estado del vertedero de la Isla de Culebra y de los sistemas naturales circundantes con mayor énfasis en los arrecifes de coral. Informe sometido a Servicios Científicos y Técnicos, Inc., 19 de agosto de 1994. 22 pp. + App.
- Hernández-Delgado, E.A. 1999. La sobrepesca recreacional mediante el uso de arpón y la degradación sin precedentes en las comunidades epibénticas y de peces en la Reserva Natural del Canal Luis Peña, Culebra, Puerto Rico. Informe sometido al Departamento de Recursos Naturales y Ambientales, San Juan, P.R., 2 de julio de 1999. 14 pp + App.
- Hernández-Delgado, E.A. 2000. Effects of anthropogenic stress gradients in the structure of coral reef fish and epibenthic communities. Ph.D. Dissertation, Dept. Biology, University of Puerto Rico, San Juan, P.R. 330 pp.
- Hernández-Delgado, E.A. 2001a. Effects of the Luis Peña Channel Marine Fishery Reserve (Culebra Island) in the structure of coral reef epibenthic communities: I. Ecological change of coral reefs (1997-2001). Technical Rep. submitted to the USCRI, PRCZMP, DNER. San Juan, P.R. November 13, 2001. 150 pp.
- Hernández-Delgado, E.A. 2001b. Areas Marinas Protegidas en Puerto Rico: El oscuro abismo entre el papel y el mundo real. *Mem. XXIV Simp. Rec. Nat.* 98-123.
- Hernández-Delgado, E.A. 2002. Long-term ecological monitoring project of the Luis Peña Channel Marine Fishery Reserve, Culebra, PR. I. Coral reefs (1997-2002). Technical Rep. submitted to the USCRI, PRCZMP, DNER. San Juan, P.R. 149 pp.
- Hernández-Delgado, E.A. 2003a. Suplemento técnico al Plan de Manejo para la Reserva Natural del Canal Luis Peña, Culebra, Puerto Rico. I. Caracterización de hábitáculos. Informe Técnico sometido al Programa de Manejo de la Zona Costanera, DRNA. San Juan, PR. 109 pp.

- Hernández-Delgado, E.A. 2003b. Suplemento técnico al Plan de Manejo para la Reserva Natural del Canal Luis Peña, Culebra, Puerto Rico. IV. Alternativas de demarcación y de zonificación. Informe Técnico sometido al Programa de Manejo de la Zona Costanera, DRNA. San Juan, PR. 48 pp.
- Hernández-Delgado, E.A. 2003c. Coral Reef Ecological Change Long-Term Monitoring Program of the Luis Peña Channel No-Take Natural Reserve, Culebra, PR (1997-2003): I. Status of the coral reef epibenthic communities. Technical Rep. submitted to USCRI, PRCZMP, DNER. San Juan, P.R. 163 pp.
- Hernández-Delgado, E.A. 2004. Análisis de los usos históricos, actuales y recomendados de la Reserva Natural del Canal Luis Peña, Culebra, P.R. Informe Técnico sometido a la Autoridad de Conservación y Desarrollo de Culebra, Culebra, PR. 77 pp.
- Hernández-Delgado, E.A. Historia natural, caracterización, distribución y estado actual de los arrecifes de coral Puerto Rico. En, R.L. Joglar (Ed.), *Historia Natural de Puerto Rico*. (en imprenta)
- Hernández-Delgado, E.A., & A.M. Sabat. 2000. Ecological status of essential fish habitats through an anthropogenic environmental stress gradient in Puerto Rican coral reefs. *Proc. Gulf Caribb. Fish. Inst.* 51:457-470.
- Hernández-Delgado, E.A., L. Alicea-Rodríguez, C.G. Toledo-Hernández, & A.M. Sabat. 2000. Baseline characterization of coral reef epibenthic and fish communities within the proposed Culebra Island Marine Fishery Reserve, Puerto Rico. *Proc. Gulf Caribb. Fish. Inst.* 51:537-556.
- Hernández-Delgado, E.A., B.J. Rosado-Matías y A.M. Sabat. 2001. Restauración del hábitat esencial de peces juveniles mediante la replantación de corales fragmentados en la Reserva Pesquera Marina del Canal de Luis Peña, Culebra. *Mem. XXIV Simp. Rec. Nat.* 77-97.
- Hernández-Delgado, E.A., M.A. Lucking, J. Márquez, E. Acosta, K. García, C. Martínez-Rubio, D. Martínó, J. Lassus, & C. López. 2002. Status of the shallow-water seagrass bed communities and Conch populations within the Luis Peña Channel Marine Fishery Reserve, Culebra Island, Puerto Rico. Submitted to the Caribbean Fishery Management Council, San Juan, PR. September 30, 2002. 54 pp. + App.
- Hernández-Delgado, E.A. y B.J. Rosado-Matías. 2003. Suplemento técnico al Plan de Manejo para la Reserva Natural del Canal Luis Peña, Culebra, Puerto Rico. II. Inventario biológico. Informe Técnico sometido al Programa de Manejo de la Zona Costanera, DRNA. San Juan, PR. 60 pp.

- Hernández-Delgado, E.A., et al. 2003. Suplemento técnico al Plan de Manejo para la Reserva Natural del Canal Luis Peña, Culebra, Puerto Rico. III. Usos históricos, actuales y valor arqueológico. Informe Técnico sometido al Programa de Manejo de la Zona Costanera, DRNA. San Juan, PR. 45 pp.
- Hettler, W.F., Jr. 1989. Food habits of juveniles of spotted seatrout and gray snapper in western Florida Bay. *Bull. Mar. Sci.* 44:155-162.
- Hockings, M., S. Stolton, & N. Dudley. 2000. *Evaluating Effectiveness, A Framework for Assessing the Management of Protected Areas*. IUCN, Cambridge, U.K. 121 pp.
- Holmquist, J.G., G.V.N. Powell, & S.M. Sogard. 1989. Decapod and stomatopod assemblages on a system of seagrass-covered mud banks in Florida Bay. *Mar. Biol.* 100:473-483.
- Instituto de Estudio Ambiental. 1970. Informe sobre Culebra del Instituto de Estudio Ambiental. Colegio de Abogados, San Juan, PR.
- Johnston, T.J. 2003. Culebra: land-use regulations, decision making, and the tropical marine environment. M.P. Thesis, Department of Planning, Univ. Puerto Rico, San Juan, PR 294 pp.
- Jones, G.P., M.I. McCormick, M. Srinivasan, & J.V. Eagle. 2004. Coral decline threatens fish biodiversity in marine reserves. 101:8251-8253.
- Kemp, W.M. 2000. Seagrass ecology and management: An introduction. 1-6. En, S.A. Bortone (Ed), *Seagrasses Monitoring, Ecology, Physiology, and Management*. CRC Press, Boca Raton, FL. 318 pp.
- Knowlton, N. 1992. Thresholds and multiple stable states in coral reef community dynamics. *Amer. Zool.* 32:674-682.
- Lessios, H.A. 1988. Mass mortality of *Diadema antillarum* in the Caribbean: What have we learned? *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 19:371-393.
- Lewis, F.G., III, & A.W. Stoner. 1983. Distribution of macrofauna within seagrass beds: an explanation for patterns of abundance. *Bull. Mar. Sci.* 33:296-304.
- Lindeman, K.C., & R.S. Appeldoorn. 2003. Improving applications of science in MPA design and management: workshop report. *Gulf Caribb. Res.* 14:195-198.
- Littler, D.S., M.M. Littler, K.E. Bucher, & J.N. Norris. 1989. *Marine Plants of the Caribbean. A FieldGuide from Florida to Brazil*. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C. 263 pp.
- Mascia, M.B. 2003. The human dimension of coral reef marine protected areas: recent social science research and its policy implications. *Conserv. Biol.* 17:630-632.

- McConney, P., R. Pomeroy, & R. Mahon. 2003a. Guidelines for coastal resource co-management in the Caribbean: communicating the concepts and conditions that favour success. Caribbean Coastal Co-management Guidelines Project. Caribbean Conservation Association, Barbados. 56 pp.
- McConney, P., L. Bunce, & G. Bustamante. 2003b. Human system connectivity: a need for MPA management effectiveness. *Gulf Caribb. Res.* 14:199-201.
- Meyerhoff, H.A. 1927. Geology of the Virgin Islands, Culebra and Vieques. *Sci. Surv. Puerto Rico and the Virgin Islands*. Vol. IV, Part II. 145-219.
- Miller, R.J., A.J. Adams, N.B. Ogden, J.C. Ogden, & J.P. Ebersole. 2003. *Diadema antillarum* 17 years after mass mortality: is recovery beginning on St. Croix? *Coral Reefs*. 22:181-187.
- Milliman, J.D. 1973. Caribbean coral reefs. 1-50. En, O.A. Jones & R. Endean (eds.), *Biology and Geology of Coral Reefs*, Vol. 1, Geology 1. Academic Press, New York, N.Y. 410 pp.
- National Oceanic and Atmospheric Administration. National Ocean Service, National Centers for Coastal Ocean Science Biogeography Program. 2001. *Benthic Habitats of Puerto Rico and the U.S. Virgin Islands*. CD-ROM. Silver Spring, MD. NOAA.
- Odum, H.T. 1974. Tropical marine meadows. En, H.T. Odum, B.J. Copeland, & E.A. McMahan (Eds.), *Coastal Ecological Systems of the United States* Vol. I. The Conservation Foundation, Washington, D.C. pp. 442-487.
- Odum, H.T., P.R. Bulkholder, & J.A. Rivero. 1959. Measurements of productivity of turtle grass, reefs, and Bahía Fosforescente of Southern Puerto Rico. *Univ. Tex. Inst. Mar. Sci. Pub.* 6:159-170.
- Pollard, D.A. 1984. A review of ecological studies on seagrass-fish communities, with particular reference to recent studies in Australia. *Aquat. Bot.* 18:3-42.
- Puerto Rico y el Mar. 1972. Puerto Rico y el Mar, Un Programa de Acción sobre Asuntos Marinos. Oficina del Gobernador. San Juan, PR. 131 pp.
- Rathbun, G.B., T. Carr, & C.A. Woods. 1985. The distribution of manatees and sea turtles in Puerto Rico, with emphasis on Roosevelt Roads Naval Station. Atlantic Division, Naval Facilities Engineering Command, Norfolk, VA.
- Rogers, C.S., G. Cintrón, & C. Goenaga. 1978. The impact of military operations on the coral reefs of Vieques and Culebra. Report submitted to the Department of Natural Resources, San Juan, P.R. 25 pp.

- Szmant, A.M. 2001. Introduction to the special issue of Coral Reefs on “Coral Reef Algal Community Dynamics”. Why are coral reefs world-wide becoming overgrown by algae? “Algae, algae everywhere, and nowhere a bite to eat!” *Coral Reefs*. 19:299-302.
- U.S. Department of Commerce. 1978. Puerto Rico Coastal Management Program and Final Environmental Impact Statement. NOAA, Office of Coastal Zone Management. 194 pp. + App.
- Vicente, V.P. 1992. A summary of ecological information on the seagrass beds of Puerto Rico. 123-133. En: *Coastal Plant Communities of Latin America*. Academic Press Inc.
- Vicente, V.P. 1995. Reserva Marina Flamenco/Luis Peña, Isla de Culebra. Informe sometido a la Oficina del Alcalde, Administración Municipal de Culebra, Culebra, P.R. 18 pp.
- Vicente, V.P., & C. Goenaga. 1984. Mass mortalities of the sea urchin *Diadema antillarum* (Philippi) in Puerto Rico. CEER-M-195:1-30.
- Vicente, V.P., y T. Tallevast. 1983. Informe no publicado. Servicio Federal de Pesca y Vida Silvestre.
- Watson, M. 1999. Paper parks-worse than useless or a valuable first step? *Reef Encounter*. 25:19-21.
- Weil, E. E.A. Hernández-Delgado, A.W. Bruckner, A.L. Ortiz, M. Nemeth, & H. Ruiz. 2003. Distribution and status of Acroporid (Scleractinia) populations in Puerto Rico. 71-98. In, A.W. Bruckner (ed.), *Proceedings of the Caribbean Acropora Workshop: Potential Application of the U.S. Endangered Species Act as a Conservation Strategy*. NOAA Tech. Memorandum NMFS-OPR-24, Silver Spring, MD. 199 pp.
- Wilzbach, M.A., K.W. Cummins, L.M. Rojas, P.J. Rudershausen, & J. Locascio. 2000. Establishing baseline seagrass parameters in a small estuarine bay. 125-135. En, S.A. Bortone (Ed), *Seagrasses Monitoring, Ecology, Physiology, and Management*. CRC Press, Boca Raton, FL. 318 pp.