



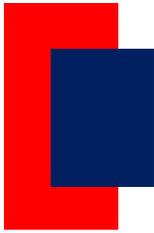
AUTORIDAD NACIONAL
DE ASUNTOS MARÍTIMOS

Estado actual de los arrecifes del Banco de la Plata, República Dominicana.



JUNIO 2022





Jimmy Constantino García Saviñón

Presidente de la Autoridad Nacional de Asuntos Marítimos

Omar Shamir Reynoso

Encargado de la División Oceanografía y Recursos Marinos (ANAMAR)

Coordinador General de la Expedición.

Innova Solutions Group

Empresa Consultora

CONTRIBUCIONES GENERALES AL ESTUDIO.

Rita Inés Sellares Blasco: coordinadora científica, diseño experimental, participación en expedición, colecta de datos para ortomosaicos, estructuración y revisión de informe.

Andreína Valdez Trinidad: participación en expedición, apoyo en el diseño experimental, colecta de datos de estructura de comunidad bentónica, análisis de datos bentónicos (foto cuadrantes, drop cámaras), redacción de informe.

María Villalpando: participación en expedición, colecta de datos de enfermedades y riqueza de corales, análisis de datos de enfermedades y riqueza, y redacción de informe.

Sergio D. Guendulain: participación en expedición, colecta de datos de comunidad de peces, análisis de datos de peces y de ortomosaicos (elaboración de modelos y extracción de datos de rugosidad) y redacción de informe.

Aldo Croquer: diseño experimental, análisis estadístico de datos y redacción de informe.

Rachel Plekaniec: participación en la expedición, encargada de seguridad de buceo y equipos, y toma de imágenes.

Samuel Antonio King Pérez: participación en la expedición, colecta de datos de peces, drop cámaras y toma de imágenes.

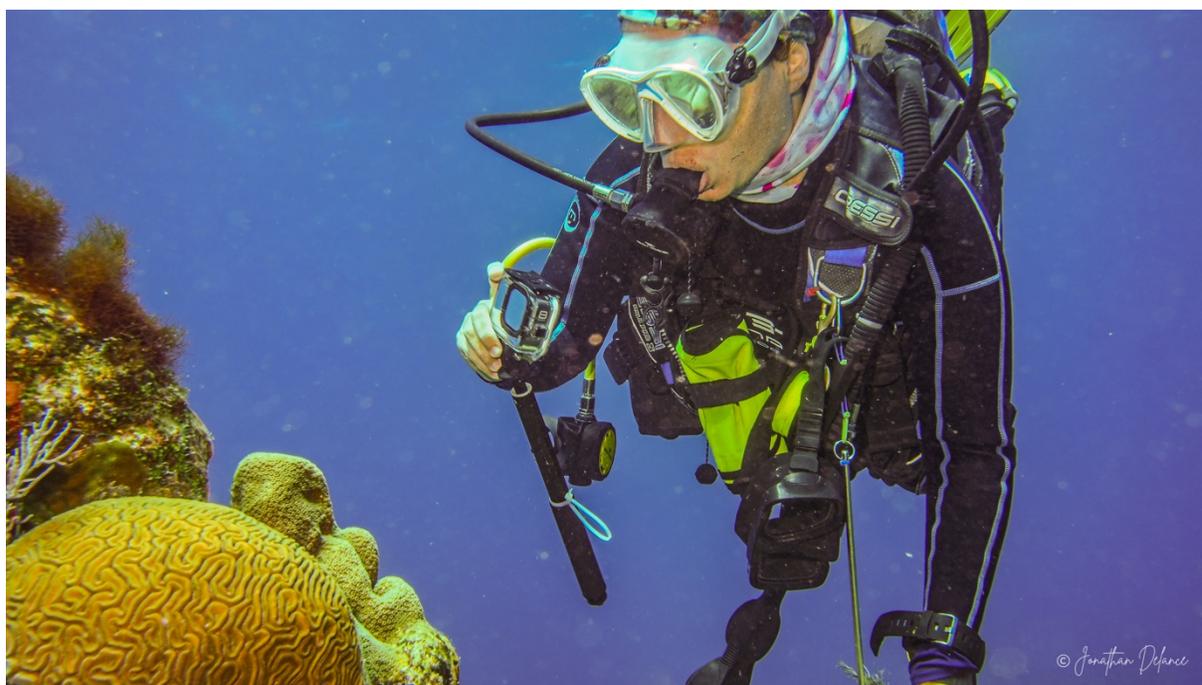
Jonathan J. Delance: participación en la expedición, toma de imágenes de la operación y los ecosistemas.

ESTADO ACTUAL DE LOS ARRECIFES DEL BANCO DE LA PLATA, REPÚBLICA DOMINICANA: EXPEDICIÓN ABRIL 2022

Autoridad Nacional de Asuntos Marítimos (ANAMAR),

Innova Solutions Group,

Fundación Dominicana de Estudios Marinos (FUNDEMAR).



JUNIO 2022

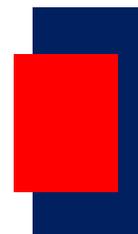


Tabla de Contenidos

Resumen	
Introducción	1
Materiales y Métodos	5
Área de estudio	5
Caracterización de Zonas Arrecifales	6
Caracterización por Medio de Buceo Autónomo	6
Composición del bento	6
Condición de la comunidad coralina	7
Complejidad estructural	7
Estructura de la comunidad de peces	8
Caracterización por medio de lanzamientos de cámara (Drops)	10
Resultados	10
Composición del bento	10
Condición de la comunidad coralina	16
Complejidad estructural	20
Estructura de la comunidad de peces	20
Caracterización por medio de lanzamientos de cámara (Drops)	24
Discusión	29
Referencias	32
Anexos	35



© Jonathan Delaney

Resumen ejecutivo

El Banco de la Plata es una plataforma submarina al norte de la República Dominicana reconocida por ser uno de los santuarios de protección de ballenas jorobadas más importantes del Atlántico Norte, por ser hábitat clave para la reproducción de esta especie y en la que, adicionalmente, se desarrollan importantes comunidades coralinas. A pesar de su alta importancia en términos ecológicos, pesqueros y turísticos, la información detallada de la condición de los arrecifes de coral y peces arrecifales de esta región es limitada. Este estudio constituye una evaluación rápida que sirve de línea base para la descripción de la condición actual de las comunidades coralinas y de peces del Banco de la Plata, incluyendo indicadores universales de salud arrecifal como la estructura de la comunidad bentónica y de peces, abundancia y riqueza de especies de corales y de peces, así como prevalencia de enfermedades. Además, se presentan algunos atributos de la complejidad estructural del hábitat resumidos en el índice de rugosidad.

Para ello, se empleó una combinación de buceo autónomo, así como lanzamientos de cámaras (drop cámara). Específicamente, para la descripción de la comunidad entre 6 y 15 m de profundidad se integraron los métodos del Global Coral Reef Monitoring Network y del Atlantic Gulf Rapid Reef Assessment (AGRRA), presentando datos de presencia y ausencia y de cobertura de grandes grupos bentónicos y especies de coral, así como también su abundancia expresada en cobertura. Los censos de peces se realizaron con el método de AGRRA y la estimación de la rugosidad a partir de modelos de elevación del hábitat.

Para la descripción de los hábitats de 15 m hasta 30 m de profundidad, se presentan resultados semi cuantitativos con la mayor resolución taxonómica posible basado en la presencia y ausencia de organismos identificados a partir de un video de un minuto por punto.

Los resultados de los indicadores de salud de la comunidad de peces y corales muestran claros signos de deterioro en los arrecifes evaluados. Específicamente, la comunidad bentónica se encuentra dominada por macroalgas y algas tapete, la cobertura de coral duro rara vez excede el 10%, la comunidad coralina es pobre en términos de riqueza de especies, y generalmente dominada por especies planuladoras de pequeño tamaño como *Porites astreoides* y *P. porites*, ambas especies con amplio intervalo de distribución en los sitios de la localidad evaluada. Se muestra también un reclutamiento coralino pobre y de pocas especies. No obstante, se observan especies de coral de manera puntual que se encuentran en peligro crítico de extinción como *Acropora palmata* y *Dendrogyra cylindrus*, lo cual le da un valor ecológico importante al Banco de La Plata.

Las comunidades de peces tienden a estar dominadas por herbívoros, los carnívoros aparecen eventualmente en los censos. Indistintamente de los grupos funcionales, la comunidad de peces se encuentra dominada por tallas pequeñas, lo cual puede ser interpretado potencialmente como un problema de sobrepesca en el área evaluada. Este problema puede explicar la dominancia

de macroalgas y de algas tapete en los sitios descritos durante la expedición, dado que, la lejanía del Banco de La Plata de las áreas costeras hace improbable que exista una entrada crónica de nutrientes. La rugosidad está por encima de la unidad en muchos casos, pero es muy frecuentemente aportada por cascajos y grandes estructuras coralinas que ya están muertas.

En base a los resultados obtenidos en la expedición concluimos que, al menos en las zonas evaluadas, el Banco de La Plata no parece beneficiarse de su lejanía a la costa, y que posiblemente, las amenazas locales como la sobrepesca sean de alto impacto dado que sus comunidades bentónicas y de peces muestran signos claro de deterioro. La evaluación de las causas de deterioro escapa el alcance de esta expedición debido a la ausencia de una línea base previa a este reporte, pero se puede especular que la combinación de sobrepesca con eventos de mortandad masivos no registrados (e.g. eventos de blanqueamiento masivos de 2005 y 2010, enfermedades de coral como la pérdida de tejido rápido, destrucción por tormentas y huracanes; y posiblemente remontándonos más en el pasado, las mortandades de los acropóridos y del erizo de espinas largas *Diadema antillarum*) pudieron haber afectado gravemente a la salud de este ecosistema. Cualquiera que sea la causa, los resultados aquí presentados indican que se requiere un plan de monitoreo y manejo especial en el Banco de La Plata y una mejor evaluación del problema de sobrepesca, para el control de algas en el arrecife y la serie de efectos en cascada que esto produce en la salud de las comunidades bentónicas del Banco de la Plata.



Introducción

Durante las últimas décadas, los arrecifes de coral, uno de los ecosistemas más importantes en términos de biodiversidad y bienes y servicios prestados a las sociedades humanas, han enfrentado diversos impactos que han acelerado su tendencia de declive a escala mundial (Birkeland 2015, Madin *et al.*, 2015, Abelson, 2020). La combinación de estresores de origen humano que actúan de manera local y global se asocia a la causa principal de deterioro de estos ecosistemas en el planeta (Pandolfi *et al.*, 2003), y en especial en la región del Caribe donde la reducción de hábitats coralinos saludables incrementa de manera sostenida (Jackson *et al.* 2014).

Localmente, los indicadores de salud arrecifal como la cobertura viva de coral duro y de algas, la abundancia de reclutas o corales juveniles y la abundancia de peces herbívoros y de otros organismos clave en el arrecife ha sido impactada por factores como la sobrepesca, la sedimentación, la eutrofización, la pérdida de calidad de agua, entre otros (Duran *et al.*, 2018; Ellis *et al.*, 2019). Estos estresores se asocian directa o indirectamente al desarrollo acelerado de la línea de costa, la industrialización y la adopción de modelos económicos que priorizan el crecimiento a expensas de la pérdida de ecosistemas. Por lo general, el impacto local de las actividades humanas

sobre la salud arrecifal se magnifica en áreas costeras, donde el crecimiento de la población es acelerado y la mayor parte de los estresores antes mencionados son más frecuentes e intensos (McLean *et al.*, 2016; Durán *et al.*, 2018).

A nivel global, el uso y la quema de combustibles fósiles y la acumulación en la atmósfera de gases de efecto invernadero como el dióxido de Carbono, está produciendo una serie de efectos en cascada que también han reducido la salud arrecifal (Hoegh-Guldberg, 2009, 2011; Kennedy *et al.*, 2013, Gardner *et al.*, 2017). El estrés térmico produce eventos de blanqueamiento coralino (Carilli *et al.*, 2009; Gardner *et al.*, 2017) y la acidificación de los océanos, lo cual compromete la capacidad de calcificación de los corales, (Kleypas & Yates, 2009) y el rápido incremento en el nivel del mar, que lleva a límites extremos la capacidad de los arrecifes de equiparar su tasa de crecimiento y erosión con respecto ese incremento, representan el mayor reto para estos ecosistemas (Hoegh-Guldberg *et al.*, 2007). En la actualidad, existen modelos predictivos que asocian la pérdida de biodiversidad coralina con los estresores asociados al cambio climático (Descombes *et al.*, 2015).

La capacidad de respuesta (i.e., adaptación o aclimatación) de los organismos arrecifales a este nuevo escenario es determinante para la permanencia de los arrecifes de coral a mediano y largo plazo (Baird & Maynard, 2008; Bairos-Novak *et al.*, 2021). A escalas geológicas, los arrecifes de coral han evolucionado en ambientes extremadamente dinámicos y en presencia de disturbios de gran magnitud; sin embargo, los cambios actuales están registrándose en décadas, por lo que muchos han cuestionado la posibilidad de que los arrecifes puedan

persistir en el Antropoceno (Bay & Maynard, 2008; Bikeland, 2015; Williams et al., 2019). En este sentido, recientemente se ha reconocido la importancia de sitios que pueden servir como refugios a los impactos del cambio climático (e.g. arrecifes mesofóticos, y/o remotos de difícil acceso para el hombre) (Bongaerts et al., 2010; Chollett & Mumby, 2013) y en teoría áreas de surgencia costera (Chollett et al., 2010). Por definición estos son sitios que tienen historia de haber resistido y/o haberse recuperado de estresores luego de haber sido expuestos a ellos (Cacciapaglia & van Woesik, 2015; Kavousi & Keppel, 2018; Chollett et al., 2022).

Por su parte, se han identificado áreas arrecifales en zonas templadas (Giraldo-Ospina et al., 2020) y tropicales (Hoeksema et al., 2017; Francini-Filho et al., 2018) donde existen arrecifes floreciendo en condiciones muy diferentes (e.g. limitación de luz, alta productividad, baja salinidad y alta sedimentación) a las que predominan en los arrecifes de coral que se encuentran en áreas someras tropicales. La identificación y el estudio descriptivo de estos sitios remotos y/o únicos es de extrema importancia para evaluar si los impactos locales y globales que han deteriorado los arrecifes, también representan una amenaza en estos refugios potenciales (Chollett et al.,



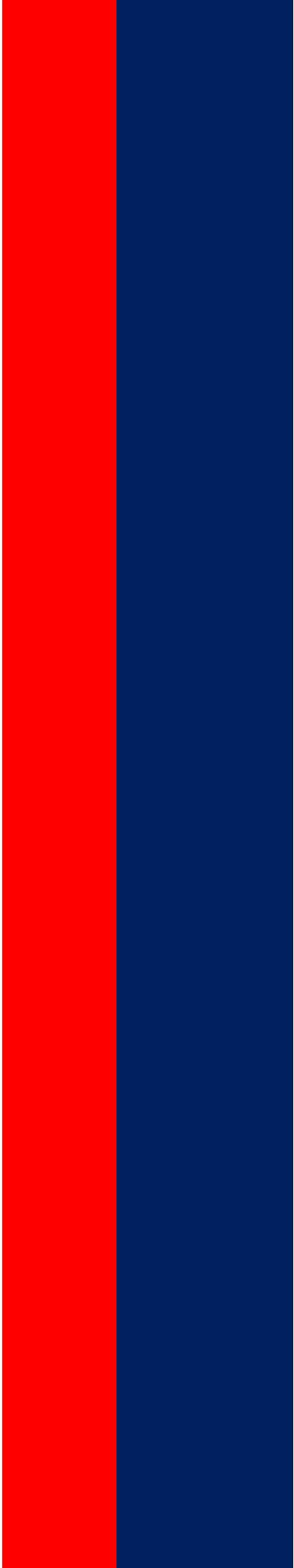
2022). En un trabajo reciente, Chollet et al. (2022) identificaron varios arrecifes en localidades dentro de la República Dominicana que pudieran servir como refugios al cambio climático, basado en su alto potencial de conectividad genética, la historia de eventos de calentamiento y blanqueamiento coralino y la historia reciente de eventos destructivos como huracanes y tormentas tropicales. En el caso de la República Dominicana, poco se conoce de arrecifes mesofóticos y de sitios remotos, de difícil acceso al ser humano, y que, por ende, pudieran estar menos expuestos a estresores antropogénicos.

Una localidad que pudiese ser candidata a ser un refugio es el Banco de la Plata. Ubicada el noroeste del país a más de 100 km de la costa entre República Dominicana y Turk y Caicos. La presión de estresores locales (e.g. crecimiento poblacional, desarrollo costero, industrialización, etc.) podrían ser de menor intensidad y frecuencia comparado con áreas coralinas que se encuentran más cercanas a la costa. Sin embargo, se sabe que este sitio es visitado frecuentemente por pescadores que, por falta de vigilancia y control, pueden extraer especies clave para la salud de los arrecifes allí presentes. Hasta la fecha, nunca se ha hecho una caracterización sistemática de los arrecifes de Banco de la Plata. Para ello, en abril de 2022, bajo la solicitud de por

la Autoridad Nacional de Asuntos Marítimos (ANAMAR), técnicos de la Fundación Dominicana de Estudios Marinos (FUNDEMAR) realizaron el primer levantamiento cuantitativo de diferentes indicadores de salud arrecifal en algunos sitios del Banco de La Plata con el objetivo de tener una línea base que permita conocer el estado de estos arrecifes.

En este reporte se describen los hallazgos de la expedición de abril de 2022 al Banco de La Plata con la finalidad de establecer el estado de salud actual de estos arrecifes. Específicamente se reportan los siguientes indicadores:

1. Cobertura de la comunidad bentónica de fondos coralinos
2. Cobertura relativa por especies de coral, así como también composición y riqueza de especies coralinas.
3. Abundancia de reclutas y/o corales juveniles
4. Prevalencia de enfermedades coralinas, blanqueamiento y otras condiciones de las colonias de coral
5. Abundancia de invertebrados clave en el arrecife y/o con valor comercial (erizos, langostas y pepinos)
6. Abundancia, biomasa y estructura de tallas de peces herbívoros y comerciales.



Materiales y métodos

Área de estudio

El banco de la plata es una plataforma de origen coralino relativamente aislada que, junto con el Banco de la Navidad, representan plataformas que a su vez forman una extensión de las correspondientes a Bahamas (Morales & Romero, 2010). Esta región se caracteriza por la existencia de unidades discretas a manera de montañas arrecifales que se extienden desde los 300 m de profundidad a la superficie (Morales & Romero, 2010). Históricamente, estas zonas arrecifales han sido de importancia pesquera (Salas *et al*, 2011) y recientemente para la industria turística, en especial a partir de la declaración de esta área como santuario marino en 1986 por la presencia de mamíferos marinos

como la ballena jorobada (Decreto No. 319).

El banco de la plata se encuentra localizado aproximadamente a 128 km (distancia al centro del banco) al noreste de Puerto Plata, R.D. (Fig. 1). En este estudio, se caracterizaron sitios ubicados en la zona norte del Banco de la Plata, así como en el interior del margen occidental del Banco (Fig. 1; Anexo 1). Los sitios evaluados fueron seleccionados de acuerdo con los mapas batimétricos existentes en la aplicación de Navionics para el Banco, así como por ser empleados con fines de turismo, y finalmente por limitaciones logísticas relacionadas al acceso seguro y al tiempo disponible para la navegación.

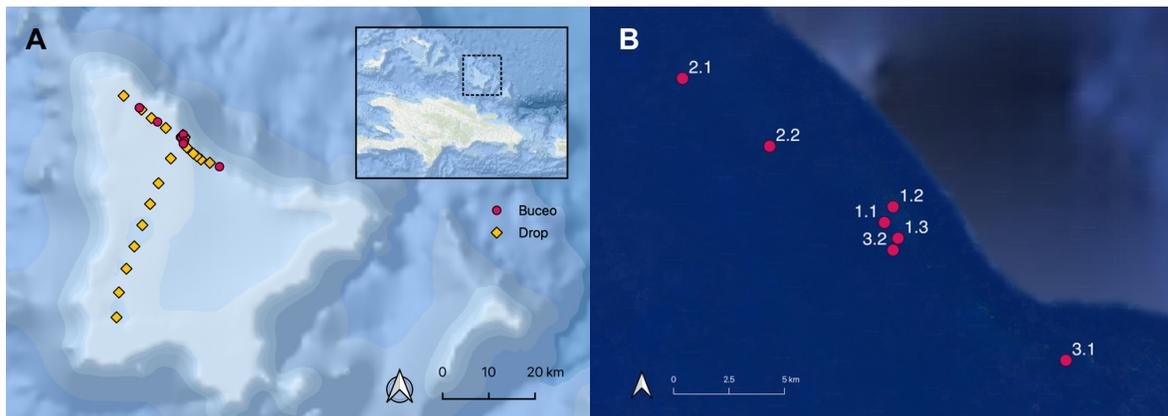


Figura 1. Área de estudio mostrando los puntos en los cuales se realizó la caracterización arrecifal. **(A)** Los sitios monitoreados por medio de buceo autónomo se representan en rojo, mientras que los sitios monitoreados por medio de video lanzamientos en amarillo. **(B)** Detalle de los sitios de buceo. El código de cada sitio representa el día de monitoreo y el número de sitio (primer y segundo número respectivamente).

Caracterización de zonas arrecifales

Para la caracterización de los sistemas arrecifales del Banco de la Plata (Fig 1; Anexo 1) se empleó buceo autónomo para aquellos sitios someros (6-15 m de profundidad) y de relativamente fácil

acceso, mientras que el resto de los sitios menos accesibles y profundos (15-30 m) se evaluaron por medio de lanzamientos de cámaras (Drops).

Caracterización por medio de buceo autónomo

Composición del bento

La composición bentónica en los sitios someros (6-15 m) fue determinada a lo largo de cuatro transectos de 10 m de largo por 2 m de ancho, posicionados aleatoriamente en el fondo marino y separados para asegurar independencia. En estos, a 1 metro de altura del fondo, fueron tomadas 5 fotografías a cada 2 m en ambos lados del transecto. Las fotografías fueron capturadas por medio de una cámara digital (Olympus Tg6), cada fotografía representando un área de 1 m x 1 m y evaluando un área de 10 m²

por transecto. A partir de las fotografías, la composición del bento se determinó utilizando el programa photoQuad (Trygonis & Sini, 2012), empleando 25 puntos al azar por fotografía bajo los cuales se identifican y registran los principales grupos taxonómicos funcionales que constituyen el bento. Adicionalmente, a cada 2 metros del transecto, se determinó el tipo de sustrato en un área de 25 cm x 25 cm (Fig. 2).



Figura 2. Técnicos de FUNDEMAR durante la evaluación de composición del bento.

Condición de la comunidad coralina

La diversidad de especies de coral y prevalencia de enfermedades fueron evaluadas en los cuatro transectos mencionados previamente (Fig. 3) en un área de 10 m x 2 m por transecto (80 m² en total). Dentro del área de evaluación, se registraron todas las especies de coral duro presente, así como su condición (sana o enferma, especificando el tipo de enfermedad). Adicionalmente, dentro de la misma área, se registraron los invertebrados presentes según la metodología Atlantic Gulf Rapid Reef Assessment (AGRRA). Finalmente, a cada 2 metros del transecto, se determinó la presencia de reclutas de coral a nivel

especie, así como su tamaño y condición, en un área de 25 cm x 25 cm. Para comparar las comunidades bentónicas se utilizó el porcentaje de similitud de Bray Curtis, el cual estima las diferencias en la composición y abundancia de especies que son comunes entre sitios y las divide entre la suma de las especies o sustratos que son comunes. El análisis de porcentaje de similitud (SIMPER por sus siglas en inglés) calcula la similitud promedio entre transectos de un mismo sitio y la disimilitud promedio entre sitios (i.e., 1- similitud)(Clark y Warwick 2001). Los análisis fueron realizados con PRIMER-Permanova V7.



Figura 3. Técnicos de FUNDEMAR durante la evaluación de la diversidad de corales duros, presencia de reclutas, prevalencia de enfermedades de coral y presencia de invertebrados.

Complejidad estructural

Sobre tres de los transectos utilizados para la caracterización del bentos, se realizaron videograbaciones del fondo marino en un área correspondiente a 10 m² (5m x2m). Los videos fueron tomados mediante una cámara GoPro (Hero 8),

siguiendo el patrón mostrado por las líneas rojas y negras de la figura 4. Los videos obtenidos fueron procesados mediante el Software Metashape para la obtención de fotogramas, usados para generar modelos 3D siguiendo un

protocolo estándar (Lange & Perry, 2020). Finalmente, a partir de los modelos 3D, se construyeron los modelos de elevación digital y se calculó el índice de rugosidad

mediante la diferencia entre el área 3D y el área 2D del modelo de elevación digital mediante el programa ARCGIS.



Figura 4. Evaluación de complejidad estructural del arrecife. **(A)** Esquema del patrón en la captura de video para la elaboración de modelos tridimensionales por medio de fotogrametría, y **(B)** técnico de FUNDEMAR video grabando el fondo.

Estructura de la comunidad de peces

La composición y diversidad de especies del ensamblaje de peces se registró por medio de cuatro transectos en banda (30 m x 2 m) colocados en forma aleatoria en cada sitio (Fig. 5). El número de individuos en el transecto fueron registrados por categoría de tallas, de acuerdo con el protocolo del Atlantic Gulf

Rapid Reef Assessment (AGRRRA) (Lang et al., 2010). Para la comparación de las comunidades de peces, se empleó la misma aproximación metodológica utilizada para las comunidades bentónicas, es decir, a través del índice de similitud de Bray Curtis y el análisis de SIMPER (Clark y Warwick 2001).



Figura 5. Técnicos de FUNDEMAR evaluando la comunidad de peces en transectos de 30 m x 2 m.

Caracterización por medio de lanzamientos de cámara (Drops)

Con el fin de incrementar el número de sitios evaluados, así como para acceder a sitios profundos o riesgosos por medio de buceo, se implementaron lanzamientos de cámaras (Drops) desde la embarcación. Esta técnica permite realizar una evaluación cualitativa del fondo. El lanzamiento se logra por medio de un tubo de acero inoxidable de 1.70 m de altura, con una boya de flotación en el extremo superior para darle estabilidad y mantenerla en posición vertical. En el extremo inferior se colocan plomos para facilitar el hundimiento del dispositivo. El tubo posee una tabla de PVC adaptada para que pueda rotar a favor de la

corriente. Sobre este dispositivo se monta una cámara GoPro (Hero 8) con una inclinación de 75 grados (Fig. 6).

Con la cámara en modo video, el sistema se deja caer al fondo para grabar (durante un minuto) y tener registro de las características del hábitat. El sistema de lanzamiento fue sujetado por medio de una soga y la profundidad de cada lanzamiento fue registrada por medio de un sonar (Deep smart sonar pro). En total, se realizaron 22 Drops, separados por mínimo 1 km, dentro del área de muestreo (Fig. 1). A partir de los videos se evaluó la composición del fondo.

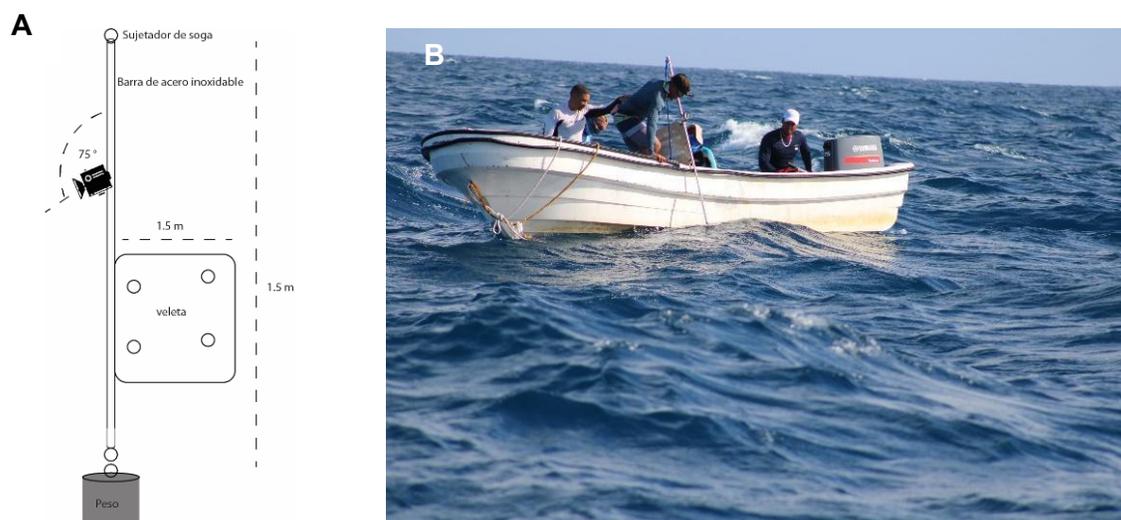


Figura 6. Evaluación del hábitat por medio de lanzamientos de cámara. (A) Esquema del sistema de lanzamiento y (B) equipo de trabajo manipulando los lanzamientos.

Resultados

Composición del bento

El análisis de foto cuadrantes muestra que la cobertura promedio de corales duros en los sitios evaluados no excedió el 11.2 % (Tabla 1). La mayor parte de los sitios muestran coberturas por debajo del 6%, lo que indica que esta condición es extendida en el área de estudio (Tabla 1). Adicionalmente, la suma de la cobertura de macroalgas y algas filamentosas excede en 5 y 20 veces a la cobertura de corales duros (Tabla 1). Por su parte, el sustrato está conformado principalmente por pavimento, con una cobertura

promedio que oscila entre 1.3 y 37.7% (Tabla 1). En resumen, los resultados indican que los sitios evaluados constituyen arrecifes dominados por algas y no por corales duros o algas crustosas coralinas (Fig 7). Otros organismos incluidos los octocorales (erectos e incrustantes), briozoarios, anémonas y taxones que no se pudieron identificar en las fotos, mostraron promedios de cobertura variables (0.7-6.9%, Tabla 1).

Tabla 1. Cobertura promedio (\pm desviación estándar) de grupos funcionales bentónicos en los 7 sitios evaluados por medio de buceo autónomo en Banco de La Plata. Pavimento a sustratos semidesnudos o con algas tapete menores a 1mm de altura.

Grupo Funcional	1.1		1.2		1.3		2.1		2.2		3.1		3.2	
Alga Calcárea Incrustante (CCA)	0.0	± 0	0.0	± 0	0.0	± 0	0.2	± 0.4	0.0	± 0	0.0	± 0	0.0	± 0
Alga filamentososa (Turf)	49.5	± 15.3	23.3	± 3.9	64.1	± 12.3	56.5	± 13.1	36.0	± 15.6	14.1	± 7.7	43.0	± 25.2
Coral Duro	3.0	± 1.9	4.9	± 2.7	5.6	± 1.9	2.7	± 0.5	11.2	± 6.5	11.1	± 9.7	4.4	± 3.2
Esponja	0.2	± 0.2	0.2	± 0.4	1.0	± 1.0	0.2	± 0.4	0.2	± 0.2	1.2	± 0.5	2.9	± 1.7
Macroalga carnosa	6.2	± 6.9	67.4	± 6.7	13.7	± 13.2	2.7	± 3.3	1.2	± 0.6	52.2	± 19.9	28.7	± 24.6
Otro	3.4	± 3.4	2.9	± 0.4	5.3	± 1.4	4.2	± 3.0	2.4	± 2.6	6.9	± 5.1	0.7	± 0.7
Pavimento	37.7	± 14.9	1.3	± 1.1	10.3	± 3.2	33.5	± 12.1	49.0	± 8.1	14.5	± 8.3	20.3	± 2.0

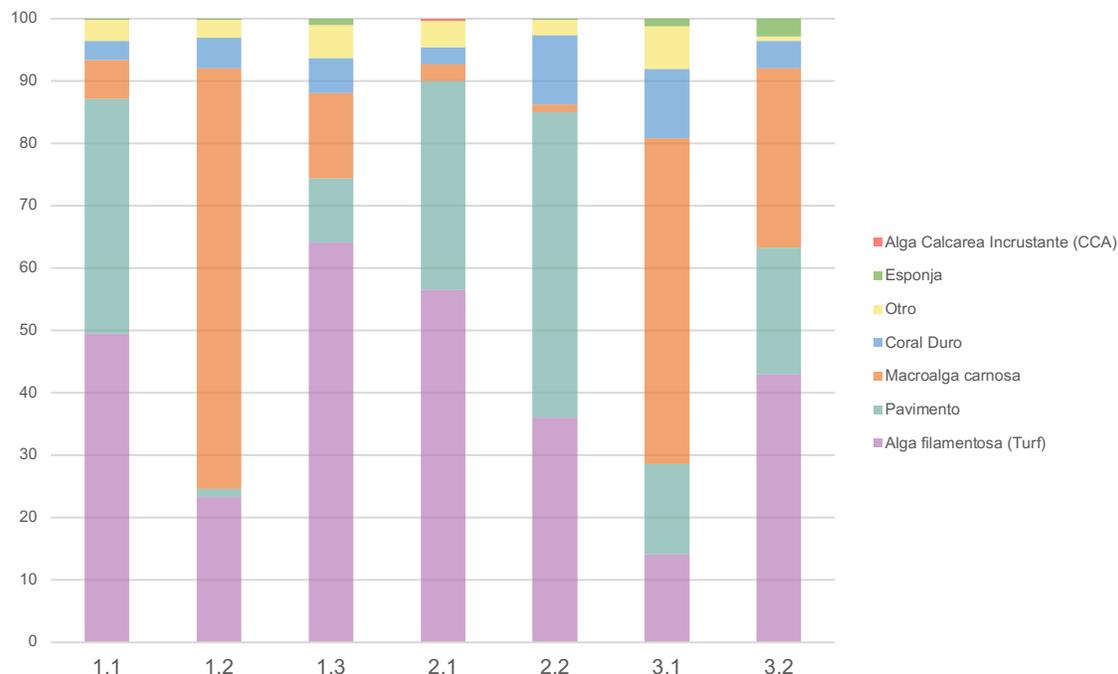


Figura 7. Cobertura promedio de grupos funcionales bentónicos por sitio evaluado por medio de buceo autónomo. Categorías como se describieron en tabla 1.

En términos relativos, entre 40 y 80% del sustrato se encuentra cubierto por algas tapete o filamentosas (turf), pavimento, y/o macroalgas creciendo sobre el sustrato, al grado que sustituyen a los corales duros como organismos bentónicos dominantes de estos arrecifes. Los sitios evaluados presentan, por lo tanto, una monopolización de algas con cobertura relativas de otros organismos bentónicos como esponjas y algas crustosas coralinas que rara vez exceden el 5% (Fig. 8A). Los resultados

muestran que los sitios evaluados se pueden agrupar en tres grandes conjuntos (Fig. 8B): uno dominado por macroalgas con coberturas de coral por debajo del 5%, otro dominado por algas tapete o filamentosas y de igual manera con bajos valores de cobertura coralina, y finalmente, un tercero más pequeño con bajos valores de cobertura de macroalgas, menores valores de algas tapete y los mayores valores de cobertura coralina registrados (Fig. 8C).

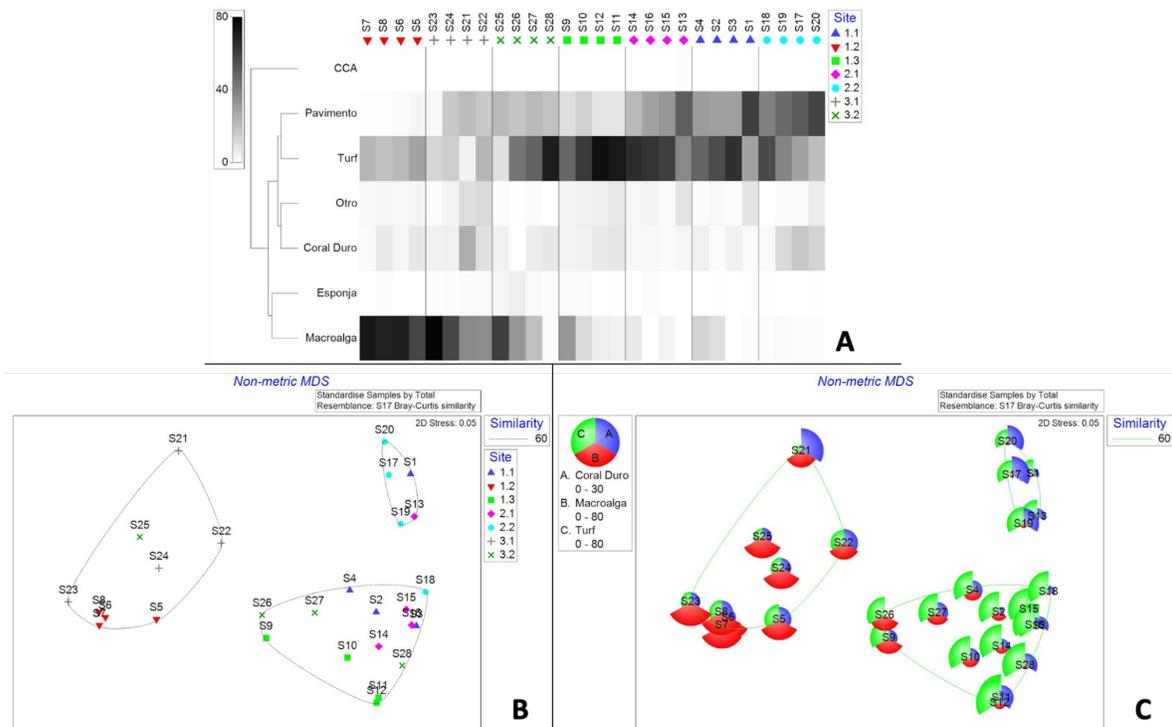


Figura 8. Clasificación de sitios agrupados en función del **(A)** porcentaje de cobertura de grandes grupos bentónicos (entre más intensa la sombra, mas alto el porcentaje de cobertura) y **(B)** ordenación de los sitios en un espacio de similitud Bray Curtis con la superposición de grupos que comparten 60% de similitud. El porcentaje de similitud es seleccionado en función de prueba de similitud de perfiles (SIMPROF). **(C)** Cobertura de tres categorías de sustrato que mejor explican la ordenación de los sitios. El color rojo son macroalgas, el verde algas filamentosas o tapete (turf) y el azul la cobertura de corales duros.

Los resultados también muestran que dentro de cada sitio evaluado existe un porcentaje de similitud superior al 64% en todos los casos, siendo la cobertura de algas (macro y tapete) las que más contribuyen a esa similitud. Esto indica que la condición de dominancia de algas en la comunidad bentónica es consistente para cada sitio evaluado (Tabla 2).

Cuando se compara la estructura de la comunidad bentónica de forma pareada y exploratoria, los porcentajes de disimilitud no exceden el 65%, y por lo general se encuentran por debajo al 30%. Esto, refuerza la evidencia de la homogeneidad y hegemonía de las algas como componente de la comunidad bentónica entre los sitios evaluados (Tabla 2).

Tabla 2. Análisis de similitud promedio dentro y entre sitios basado sobre la comparación de la estructura de la comunidad bentónica por grandes grupos funcionales. Cob Prom= cobertura promedio; Sim Prom= similitud promedio; Sim/DE= similitud / desviación estándar; Contrib= contribución; Cum= contribución acumulativa.

Similitud promedio	Sitios	Grupo Bentónico	Cob Prom	Sim Prom	Sim/DE	Contrib %	Cum%	Comparación	Disimilitud promedio
75.3	1.1	Alga Tapete o Turf	49.5	39.87	3.21	52.97	52.97	1.1 vs 1.2	64.3
								1.1 vs 1.3	32.1
		Pavimento	37.7	30	48.41	39.86	92.83	1.1 vs 2.1	19.4
91	1.2	Macroalga	67.4	63.6	9.66	69.89	69.89	1.1 vs 2.2	26.88
								1.1 vs 3.1	59.45
80.3	1.3	Alga Tapete o Turf	64.1	56.47	5.44	70.35	70.35	1.1 vs 3.2	36.1
								1.2 vs 1.3	54.6
80.6	2.1	Alga Tapete o Turf	56.5	49.07	3.75	60.88	60.88	1.2 vs 2.1	67.6
								1.2 vs 2.2	69.12
79	2.2	Pavimento	49	43.8	8.9	55.44	55.44	1.2 vs 3.1	28.48
								1.2 vs 3.2	46.25
		Alga Tapete o Turf	36	26.13	3.67	33.08	88.52	1.3 vs 2.1	27.68
								1.3 vs 2.2	46.08
69.1	3.1		52.2	40	4.63	57.92	57.92	1.3 vs 3.1	54.28

		Macroalg a						1.3 vs 3.2	33.58
		Paviment o	14.5	9.8	1.21	14.19	72.1	2.1 vs 2.2	27.8
								2.1 vs 3.1	62.63
63.9	3.2	Alga Tapete o Turf	43	27.33	1.4	42.8	42.8	2.1 vs 3.2	36.13
								2.2 vs 3.1	61.5
		Paviment o	20.3	19.07	12.28	29.85	72.65	2.2 vs 3.2	46.08
								3.1 vs 3.2	41.8

En el caso de las especies de coral, se observaron especies con amplio intervalo de distribución (e.g. *Porites astreoides*), especies con distribución más restringida (e.g. *Orbicella faveolata*, *P. porites* y *Siderastrea siderea*) y finalmente, especies con distribución restringida a solo pocos sitios o transectos (e.g. *Acropora palmata*, *Montastraea cavernosa* y *Diploria labyrinthiformis*) (Fig. 9A). Las diferencias en la cobertura relativa de las especies *P. astreoides*, *O.*

faveolata, *S. siderea* y *A. palmata* determinan el porcentaje de similitud dentro de sitios y de disimilaridad entre sitios (Tabla 3). De esta forma, en la mayor parte de los sitios (e.g. 1.1, 2.2, 3.1 y 3.2) el 37-85% de la cobertura de coral vivo es aportado por *P. astreoides*, en el sitio 1.2 el 62% es aportado por *O. faveolata*; mientras que, en el sitio 2.1, el 86% de la cobertura viva es provista por *A. palmata* (Tabla 3; Fig. 9B).



Tabla 3. Análisis de similitud promedio dentro y entre sitios basado en la comparación de la estructura de la composición de especies de corales escleractíneos. Cob Prom= cobertura promedio; Sim Prom= similitud promedio; Sim/DE= similitud / desviación estándar; Contrib= contribución; Cum= contribución acumulativa.

Similitud promedio	Sitios	Especie de coral duro	Cob Prom	Sim Prom	Sim/DE	Contrib%	Cum%	Comparación	Disimilitud promedio
55.43	1.1	<i>Porites astreoides</i>	70.64	51.26	2.23	92.48	92.48	1.1 vs 1.2	90.18
								1.1 vs 1.3	72.22
								1.1 vs 2.1	92.86
51.85	1.2	<i>Orbicella faveolata</i>	61.64	49.89	5.21	96.22	96.22	1.1 vs 2.2	42.84
								1.1 vs 3.1	45.9
								1.1 vs 3.2	63.68
37.55	1.3	<i>Siderastrea siderea</i>	30.37	17.93	0.89	47.76	47.76	1.2 vs 1.3	61.92
								1.2 vs 2.1	90.34
		<i>Orbicella faveolata</i>	28.1	13.32	0.91	35.46	83.22	1.2 vs 2.2	92.06
								1.2 vs 3.1	75.92
76.19	2.1	<i>Acropora palmata</i>	85.71	73.81	3.89	96.88	96.88	1.2 vs 3.2	85.4
								1.3 vs 2.1	90.63
								1.3 vs 2.2	85.78
57.95	2.2	<i>Porites astreoides</i>	75.41	55.37	1.67	95.55	95.55	1.3 vs 3.1	64.02
								1.3 vs 3.2	77.41

								2.1 vs 2.2	71.93
58.54	3.1	<i>Porites astreoides</i>	52.31	42.98	7.51	73.42	73.42	2.1 vs 3.1	90.55
								2.1 vs 3.2	93.42
22.89	3.2	<i>Porites astreoides</i>	37.12	18.1	0.88	79.09	79.09	2.2 vs 3.1	52.71
								2.2 vs 3.2	66.63
								3.1 vs 3.2	57.56

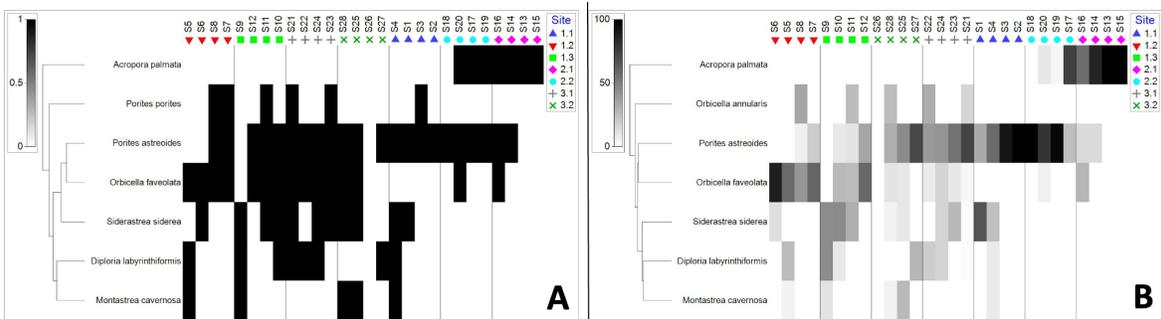


Figura 9. Clasificación de los sitios en función de la **(A)** presencia (en negro) y ausencia de especies de coral y **(B)** su cobertura relativa (entre más intensa la sombra, mas alto el porcentaje de cobertura).

Condición de la comunidad coralina

La condición con mayor frecuencia de aparición entre los sitios evaluados fue la de colonias sanas, colonias pálidas y blanqueadas, respectivamente (Fig. 10).

La frecuencia de enfermedades coralinas comunes fue rara, sólo registrándose en un número limitado de sitios y/o transectos (Fig. 10A).

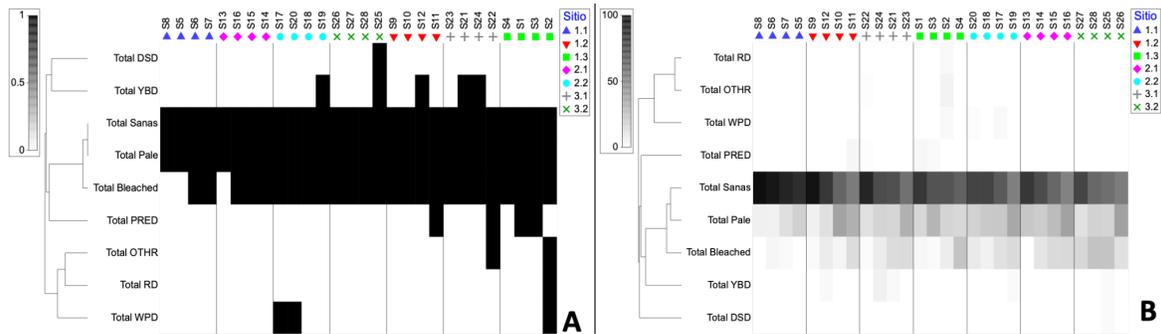


Figura 10. Clasificación de los sitios en grupos generados en función de: **(A)** presencia (en negro) y ausencia de condiciones de salud de las colonias y **(B)** prevalencia de estas condiciones (entre más intensa la sombra, más alta la prevalencia).

Entre estas enfermedades destacan la de banda amarilla, plaga blanca y lunares oscuros, todas con prevalencia inferior al 5% (Fig. 10B). Por su parte, aunque más del 70% de las colonias se encontraban sanas, 15-45% de las colonias mostraron signos de palidez de manera consistente en todos los sitios evaluados (Fig 10B). Finalmente, en los sitios 3.2 y 2.1 se registró el mayor porcentaje de colonias blanqueadas, con valores cercanos al 25% (Fig. 10B). En resumen, los resultados muestran una baja proporción de colonias enfermas, pero un alto porcentaje de colonias pálidas y/o blanqueadas. Estos resultados indican que la presencia de corales altamente susceptibles a blanqueamiento y que rara

vez se enferman, pero un alto porcentaje de colonias pálidas y/o blanqueadas. Estos resultados indican que la presencia de corales altamente susceptibles a blanqueamiento y que rara vez se enferman, como *Porites astreoides*, son los que determinan el estado de salud que se observó en los sitios descritos. Los resultados también sugieren que en los sitios evaluados en el Banco de la Plata y la fecha de muestreo, existe una fuente de estrés no identificada afectando a los corales. En vista a los resultados y la lejanía con respecto a la costa, el problema de eutroficación y pérdida de calidad de agua es improbable, pero el problema de sobre pesca es uno al que debe hacerse seguimiento.

Tabla 4. Total de reclutas de coral duro por especie en cada sitio evaluado mediante buceo autónomo: (A) reclutas ≤ 2 cm y (B) $>2-4$ cm.

A)

Sitio	<i>Agaricia spp.</i>	<i>Favia fragum</i>	<i>Porites asteroides</i>	Unknown	Total
1.1	0	1	4	0	5
1.2	1	1	4	0	6
1.3	0	0	0	0	0
2.1	1	1	5	0	7
2.2	0	0	0	0	0
3.1	1	0	0	1	2
3.2	0	0	0	0	0

B)

Sitio	<i>Agaricia spp.</i>	<i>Favia fragum</i>	<i>Porites asteroides</i>	<i>Porites porites</i>	<i>Pseudodiploria strigosa</i>	<i>Siderastrea radians</i>	<i>Siderastrea siderea</i>	Unknown	Total
1.1	0	1	1	2	1	0	0	0	5
1.2	0	3	2	0	0	0	0	0	5
1.3	0	3	0	0	0	0	1	0	4
2.1	3	0	3	0	0	0	0	0	6
2.2	4	0	5	0	0	0	0	2	11
3.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.2	0	0	2	0	0	1	0	0	3

En términos del reclutamiento de coral, en cada sitio se encontró una cantidad de baja a intermedia de reclutas pequeños (≤ 2 cm) y grandes ($>2-4$ cm), observando menos de 13 reclutas en total en un área

de 0.25 m². Igualmente, se registró una baja diversidad de especies de reclutas, siendo la gran mayoría *Porites asteroides*, coincidiendo con la dominancia encontrada en colonias adultas (Tabla 4).

Tabla 5. Total de invertebrados por género o especie observados en cada sitio evaluado mediante buceo autónomo.

Invertebrado	1.1	1.2	1.3	2.1	2.2	3.1	3.2
Bivalvo	0	0	0	0	1	0	0
Camarón morado	1	0	0	0	0	0	0
Caracol coralivoro	0	0	3	23	15	0	0
Caracol estrella	0	0	0	0	1	0	1
Caracol lengua de flamenco	2	0	0	0	0	0	1
<i>Cerithium</i> spp.	6	1	4	0	0	32	109
Erizo de arrecife	0	0	0	0	2	0	0
Erizo de mar negro (adulto)	0	0	0	0	0	0	0
Erizo de mar negro (juvenil)	0	0	0	0	0	0	0
Gusano árbol de navidad	0	0	4	0	0	2	1
Gusano de fuego	0	0	0	0	1	1	0
Gusano plumero	2	1	0	1	2	0	2
Ermitaño	0	0	6	1	2	0	3
Lambí	0	0	0	1	0	0	0
Lechuga de mar	0	0	0	0	6	0	1
Ofiuroides	1	0	0	0	0	0	0
Otros invertebrados	0	0	1	1	0	0	0
Pepino de mar	0	0	1	0	0	0	0

En general, se observó una abundancia pobre de invertebrados en los arrecifes de Banco de La Plata. En el caso de los invertebrados clave en el arrecife y/o con valor comercial, se encontró una abundancia muy pobre de erizos, pepinos

de mar y lambí. No se registraron langostas ni erizos de mar negro en ninguno de los sitios. Los invertebrados más abundantes fueron los *Cerithium* spp. y caracoles coralivoros (Tabla 5).

Complejidad estructural

Respecto a la complejidad estructural a escala comunitaria (complejidad debida a la presencia de colonias de corales vivos o muertos), los sitios evaluados presentaron valores similares de rugosidad, con una rugosidad promedio alrededor de 2.6 (complejidad

relativamente alta), variando de 1.7 para el valor más bajo a 5.4 para el sitio con mayor complejidad estructural (Fig. 11). Estos resultados indican que en general, el relieve en los sitios evaluados es de dos a 6 veces más alto que una superficie plana.

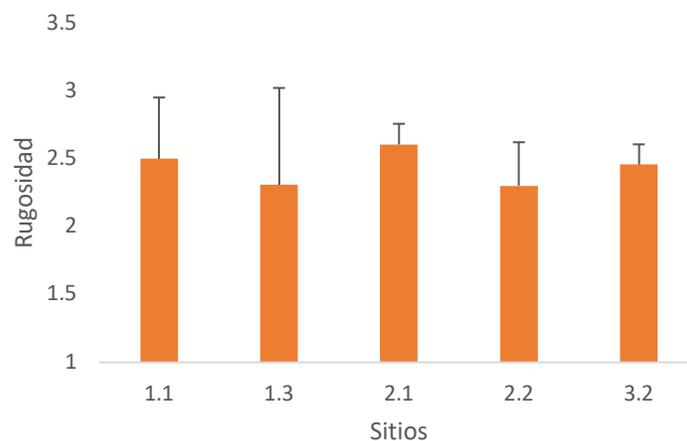


Figura 11. Rugosidad promedio para los sitios en los que el índice pudo estimarse de forma precisa. Valores cercanos a uno significan poca complejidad estructural (debido a problemas logísticos no fue posible determinar la complejidad estructural para los sitios 1.2 y 3.1).

Estructura de la comunidad de peces

La biomasa total de peces en los sitios evaluados rara vez excedió los 2,000 gramos/60 m² en promedio (Fig. 12). Los resultados muestran que los peces

carnívoros son los de menor biomasa, alcanzando menos de 500 g por 60m² de manera consistente entre todos los sitios (Fig. 12).

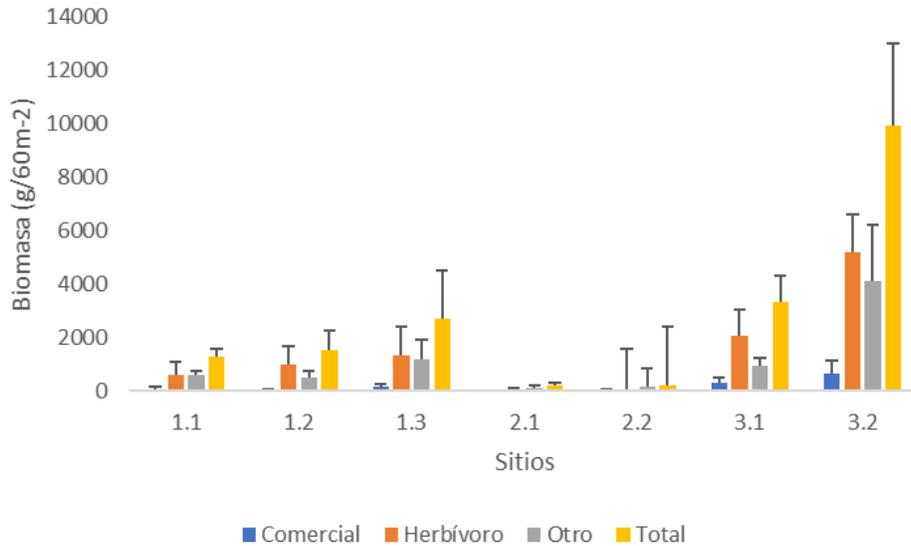


Figura 12. Biomasa promedio de peces comerciales, herbívoros y otros en los sitios monitoreados por buceo autónomo.

Las familias dominantes fueron la de peces herbívoros, en particular los cirujanos (*Achanturidae*), las damicelas (*Pomacentridae*) y los peces loros de la familia *Scaridae* (Fig. 13). Por su parte en el caso de los carnívoros, ninguna de las familias registradas (*Haemulidae*, *Epinephelinae* y *Lutjanidae*) excedieron valores promedio a los 5 individuos en 60 m² (Fig. 13). Finalmente, en términos de tallas, la comunidad de peces estuvo claramente sesgada hacia tallas entre 6-10 cm, a excepción de peces doctores (*Acanthuridae*, Fig. 14). La predominancia de peces herbívoros, la escasez de carnívoros y el sesgo hacia tallas pequeñas son signos claros que sugieren que existen problemas de sobrepesca en las áreas estudiadas. En sitios como los Roques (Venezuela), en 2017, las densidades de carnívoros y de algunos herbívoros es hasta 10 veces mayor que las observadas en Banco de la Plata (Elise et al. 2017), mientras que individuos de

hasta 80 cm de longitud son reportados para algunos carnívoros (Elise 2017). Los autores mencionan que Los Roques es un área Marina Protegida que puede ser considerada como exitosa en el Caribe, y explican su éxito por la lejanía a puertos comerciales (Elise 2017). Sin embargo, este estudio incurre en un error lógico al asumir que los levantamientos representan una línea base, sin especificar contra qué, lo cual incurre en el eterno paradigma del cambio de línea base (ver Jackson y Alexander) y además de establecer comparaciones con respecto a observaciones puntuales. De hecho, Cavada et al (2021), establecen que en el Parque hay un problema de sobre pesca debido a mercados ilegales internos, y un incremento en el consumo asociado a ventas en las posadas y hoteles locales y/o exportación ilegal hacia otros destinos en el Caribe, un mercado cuya venta ocurre en aguas internacionales.

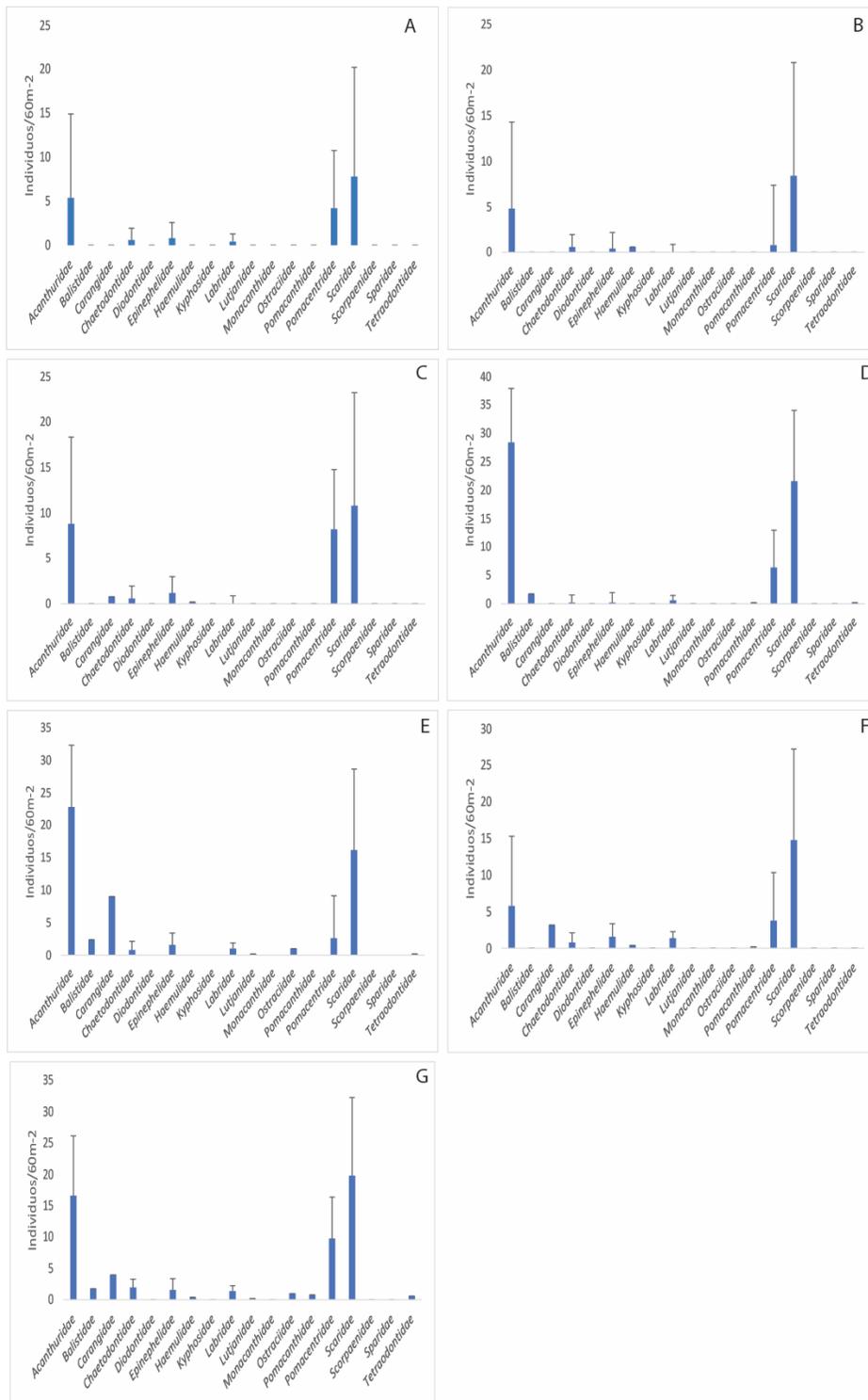


Figura 13. Densidad y desviación estándar de peces categorizados por familia en los sitios evaluados por medio de buceo autónomo. Cada panel representa un sitio: A= 1.1; B= 1.2; C= 1.3; D= 2.1; E= 2.2; F= 3.1; G= 3.2.

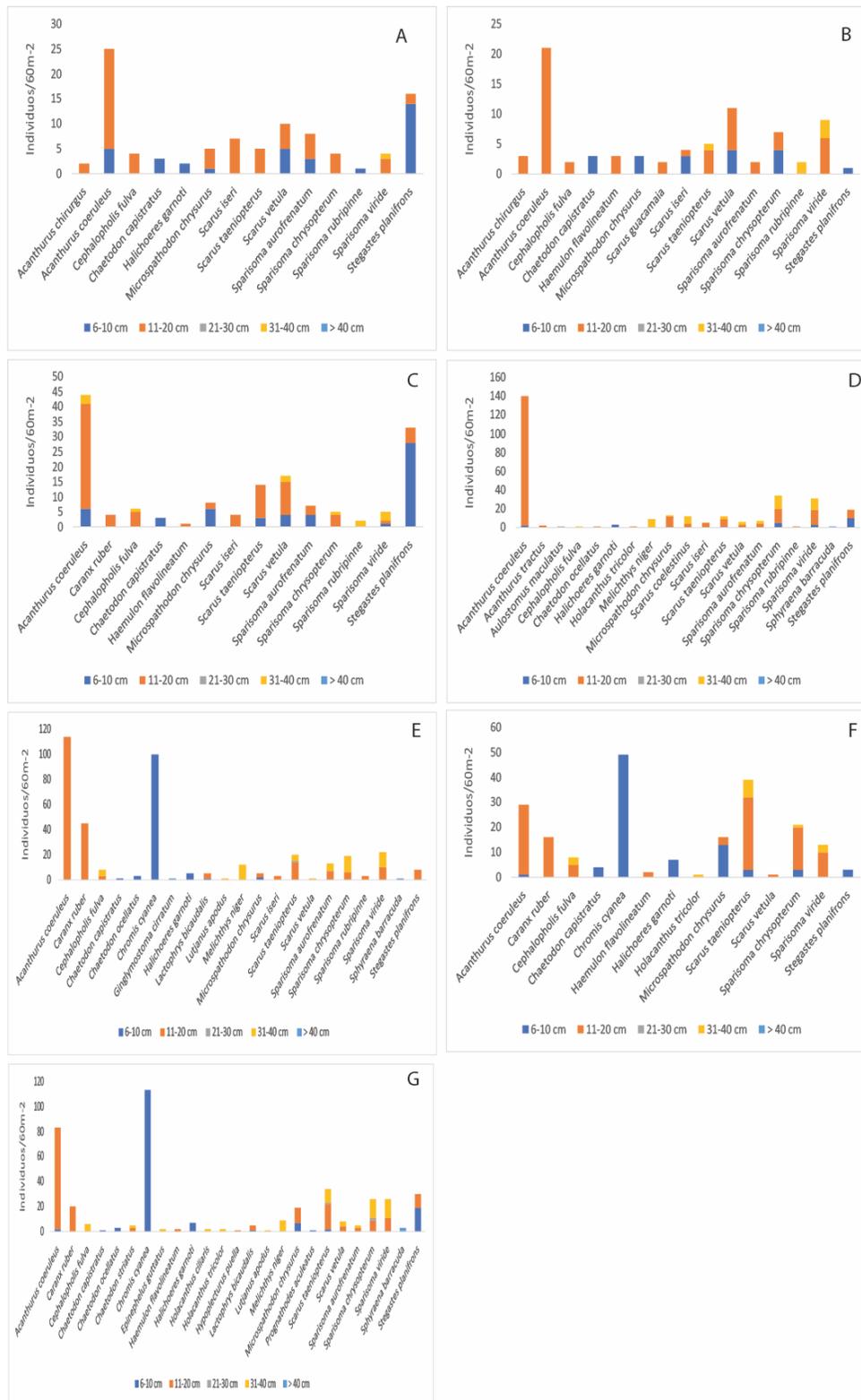


Figura 14. Intervalos de talla de las especies de peces registradas para los sitios monitoreados. Cada panel representa un sitio: A= 1.1; B= 1.2; C= 1.3; D= 2.1; E= 2.2; F= 3.1; G= 3.2.

Caracterización por medio de lanzamientos de cámara (Drops)

La mayoría de los sitios donde se realizaron los lanzamientos de cámara (Fig. 1; Tabla 6; Anexo 1) presentaron una cobertura de fondo similar, observándose parches coralinos constituidos principalmente por pavimento de alto relieve con sustrato cubierto por algas de tipo tapete o filamentosas (turf) y

macroalgas carnosas (*Dyctiota spp.*), además de otros parches de corales blandos. En los parches arrecifales se registraron 12 especies de corales duros, 5 géneros de corales blandos, las 2 especies del género *Millepora sp* y esponjas, entre otros organismos (Fig. 15).

Tabla 6. Metadatos de sitios evaluados por medio de lanzamientos de cámara (Drops).

Lanzamiento	Latitud N	Longitud W	Hora Inicial	Hora Final	Profundidad (m)
Drop 1.4	20.76432	69.76742	12:58	13:00	10.12
Drop 1.5	20.76328	69.76827	13:06	13:08	19
Drop 1.6	20.76240	69.76691	13:11	13:13	15
Drop 1.7	20.75665	69.76919	14:30	14:32	19
Drop 1.8	20.75852	69.77094	14:37	14:39	15
Drop 1.9	20.76077	69.77298	14:43	14:45	18
Drop 2.1	20.78201	69.80577	8:58	9:00	23
Drop 2.2	20.81997	69.85614	9:35	9:37	5.25
Drop 2.3	20.84859	69.89308	9:59	10:01	30.6
Drop 2.4	20.80240	69.83539	12:12	12:14	18.5
Drop 3.1	20.71680	69.73301	11:54	11:56	16

Drop 3.2	20.72368	69.74163	12:01	12:03	17
Drop 3.3	20.72913	69.74879	12:08	12:10	22
Drop 3.4	20.74165	69.76238	12:19	12:21	25
Drop 4.1	20.71893	69.79541	8:51	8:53	27
Drop 4.2	20.66759	69.82089	9:19	9:21	30
Drop 4.3	20.62468	69.83829	9:40	9:42	30
Drop 4.4	20.58092	69.85435	10:00	10:02	30
Drop 4.5	20.53682	69.87099	10:23	10:25	30
Drop 4.6	20.49077	69.88737	10:53	10:55	30
Drop 4.7	20.44165	69.90289	11:17	11:19	35

En cuanto a la composición de especies, en líneas generales la especie de más amplia distribución entre sitios es *Porites astreoides*, el sustrato predominante indistintamente de la profundidad son las algas tapete y las macroalgas. Los octocorales y las esponjas son componentes importantes del bentos, a diferencia de los sitios que se caracterizaron con foto cuadrantes. Al igual que las comunidades donde se buceó, la riqueza de especies de coral es pobre, no sobrepasa las 14 especies registradas (Fig. 15).

La comparación de los resultados del análisis de foto cuadrantes con los lanzamientos de cámaras muestra que *Porites astreoides* es una especie de amplio rango de distribución en el banco y también en el gradiente de profundidad (Fig. 15). Existen tres géneros de octocorales que se distribuyen en la mayor parte de los sitios con un rango de distribución amplio en el gradiente de profundidad. Las esponjas son un componente conspicuo, y de amplia distribución, en especial por debajo de 15 m, aun así, la mayor parte del sustrato es conformado por alga tapete (turf) y macroalga (Fig. 15).

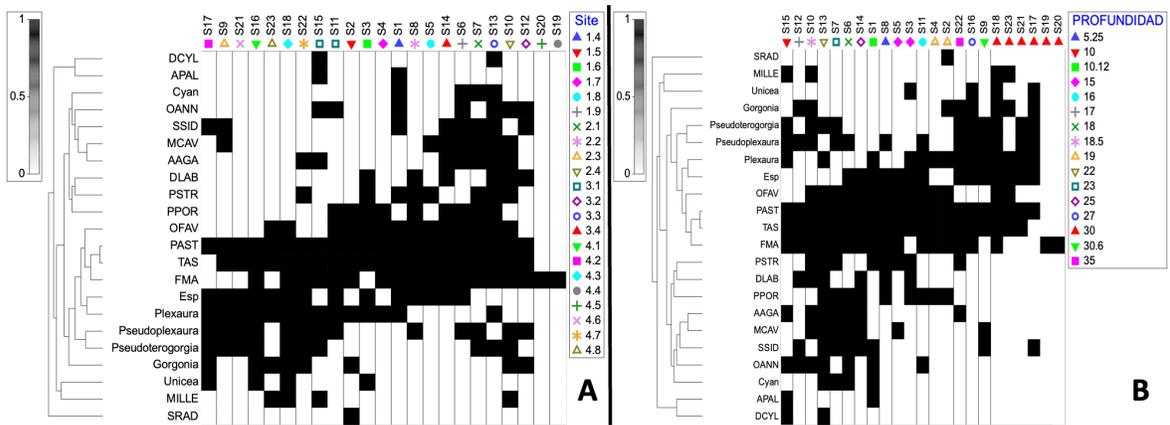
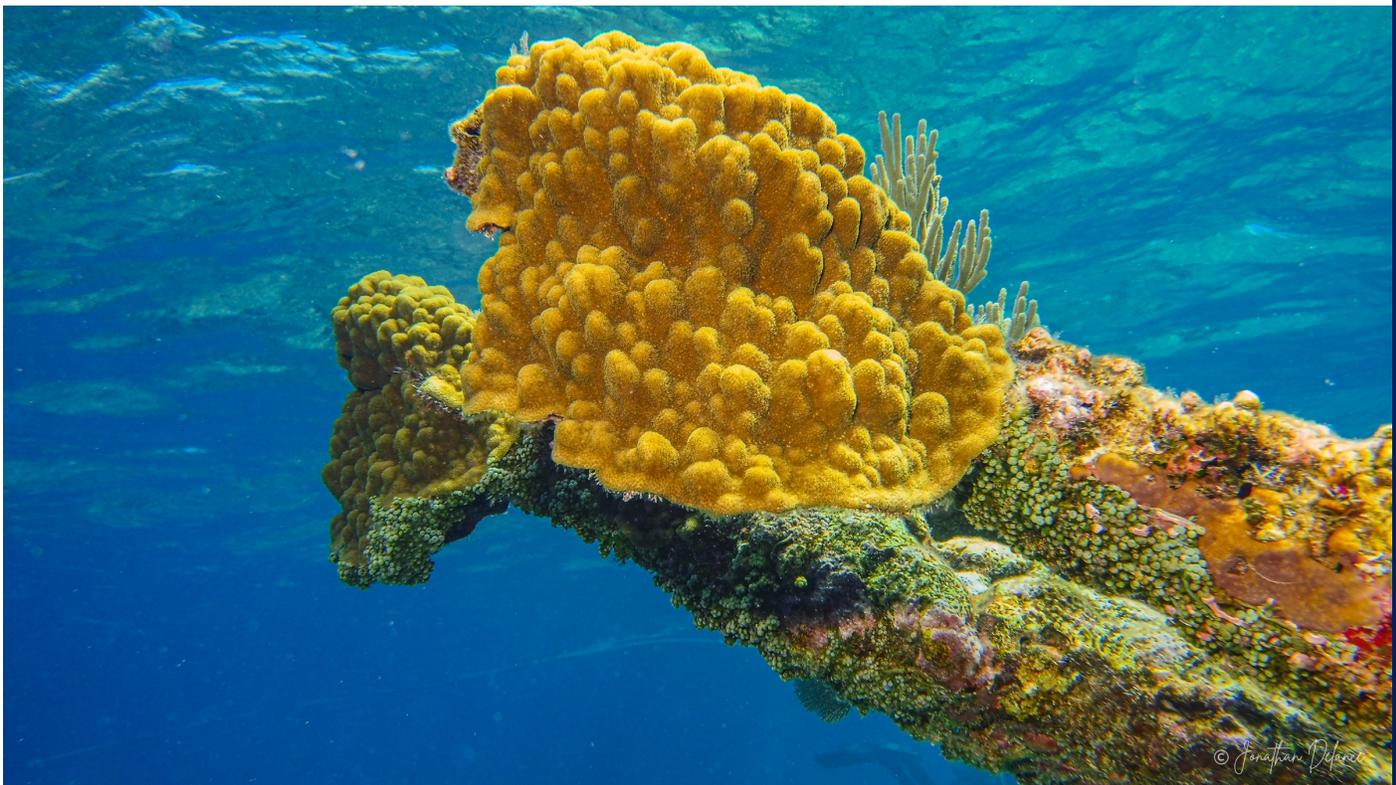


Figura 15. Clasificación de los sitios muestreados con cámaras de lanzamiento en función de **(A)** composición bentónica de acuerdo a los sitios **(B)** y a su profundidad. En negro se muestra la presencia de las especies bentónicas.



El análisis de las cámaras en sitios por debajo de 20 m muestra un total de 22 especies de peces registradas, unos con amplia distribución geográfica y batimétrica y otros con distribuciones más restringidas. Las especies *Scarus taeniopterus* y *Acanthurus bahianus* son

las especies con mayor rango de distribución geográfica y batimétrica en los sitios muestreados. Por su parte, las especies con menor rango de distribución geográfica son las carnívoras con valor comercial. Finalmente, los herbívoros son más comunes que los carnívoros, con este patrón repitiéndose a diferentes profundidades (Fig. 16).

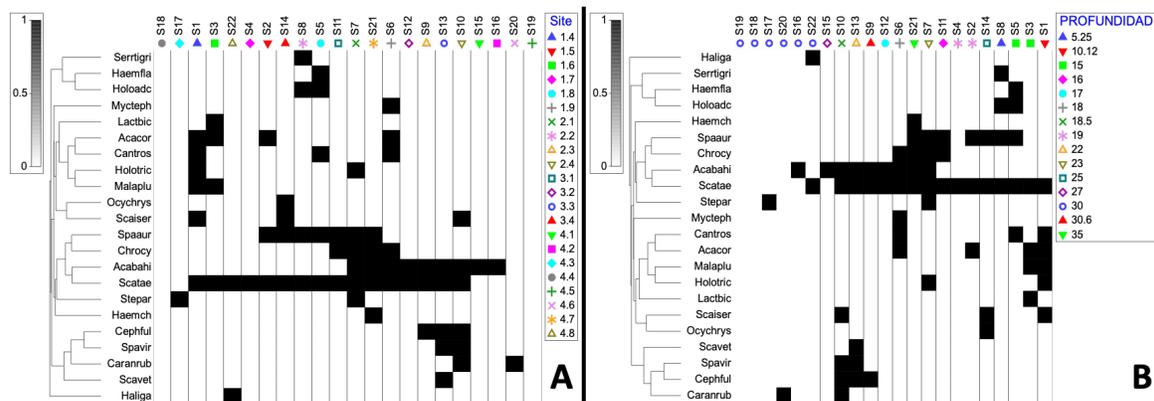
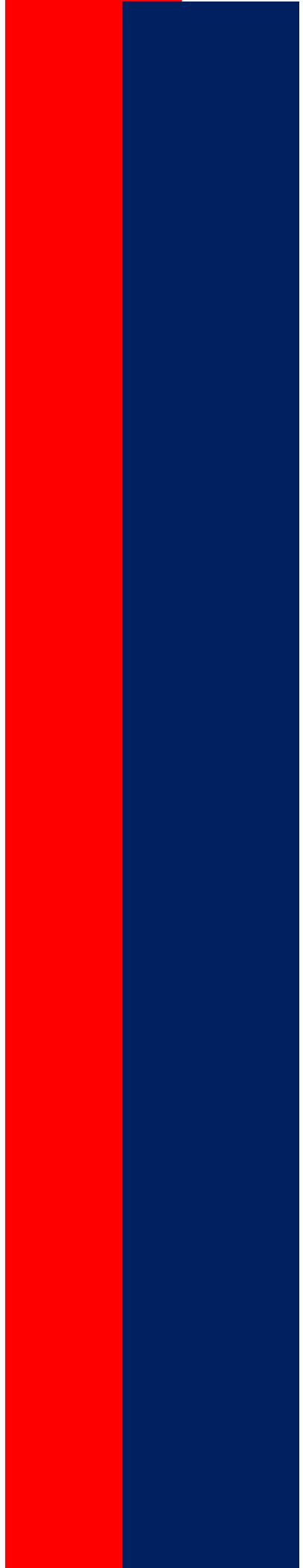
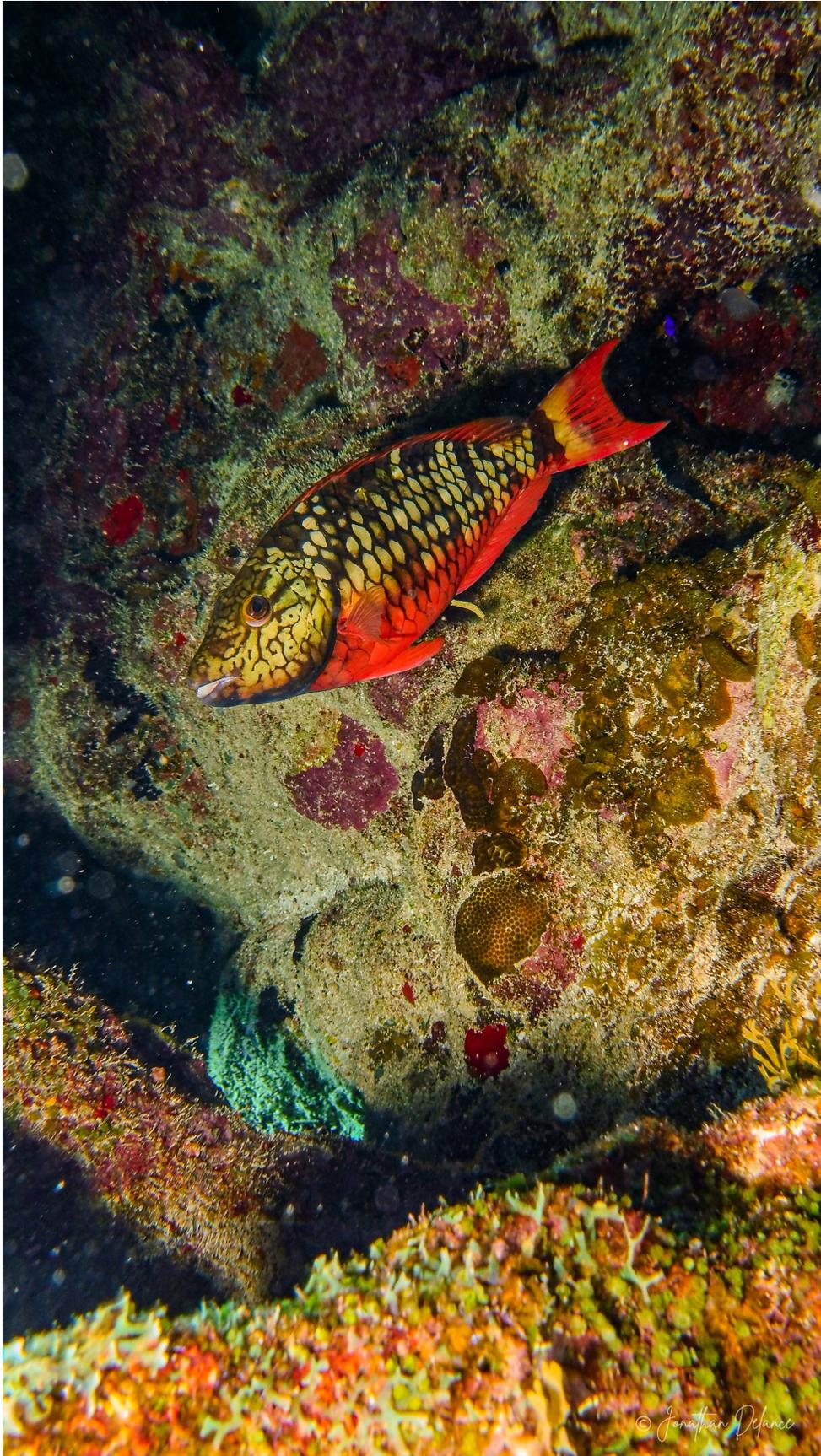


Figura 16. Clasificación de los sitios muestreados con cámaras de lanzamiento en función de **(A)** composición de peces de acuerdo a los sitios y **(B)** a su profundidad. En negro se muestra la presencia de las especies de peces. Absex = *Abudefduf sexatilis*, Acabahi = *Acanthurus bahianus*, Acacor = *Acanthurus coeruleus*, Cantros = *Canthigaster rostrata*, Caranrub = *Caranx ruber*, Cephful = *Cephalopholis fulva*, Chrocy = *Chromis cyanea*, Epinad = *Epinephelus adscensionis*, Haemch = *Haemulon chrysargery*, Haemfla = *Haemulon flavolineatum*, Haliga = *Halichoeres garnoti*, Serrtigr = *Serranus tigrinus*, Holotric = *Holocanthus tricolor*, Holoadc = *Holocentrus adscensionis*, Lactbic = *Lactophrys bicaudalis*, Malaplu = *Malacanthus plumieri*, Mycteph = *Mycteroperca phenax*, Ocychrys = *Ocyurus chrysurus*, Scaiser = *Scarus iserti*, Scatae = *Scarus taeniopterus*, Scavet = *Scarus vetula*, Spaaur = *Sparisoma aurofrenatum*, Spavir = *Sparisoma viride*, Stepar = *Stegastes partitus*.



Discusión

En este reporte se presenta el estado más actualizado y la primera caracterización cuantitativa de las comunidades bentónicas y de peces presentes en algunos sitios del norte y la cara occidental del Banco de la Plata. Los resultados muestran que las comunidades bentónicas evaluadas indican signos evidentes de deterioro; i.e., cobertura coralina viva menor al 12%, cobertura de algas superior al 65% (combinando macroalgas y algas filamentosas), predominancia de especies planuladoras (*Porites* spp.) sobre los grandes constructores de arrecifes en el Caribe (*Orbicella* spp. y *Acropora* spp.), presencia de enfermedades de coral y una frecuencia de colonias pálidas entre 15-45% en los sitios evaluados. Los signos de estrés también se ven reflejados en la comunidad de peces, con una predominancia de peces herbívoros de tallas menores a 10 cm y una abundancia de peces carnívoros que no excede los 5 individuos en 60 m². En conjunto, estos resultados indican que el Banco de la Plata no ha seguido una trayectoria diferente a los arrecifes que se encuentran cercanos a la costa de República Dominicana, al menos en las zonas evaluadas.

Los arrecifes del Caribe han mostrado una tendencia sostenida al declive en sus indicadores de salud. La pérdida de cobertura coralina viva, la monopolización del sustrato por algas que compiten de manera agresiva con los corales por el espacio, la remoción de grupos funcionales clave como

herbívoros por mortandades masivas y/o sobrepesca son las tendencias más comunes observadas en la región por más de 4 décadas (Hughes, 1994; Gardner et al., 2003; Jackson et al., 2014; GCRMN, 2022). Adicionalmente, eventos epizoóticos recurrentes (Weil et al., 2006) y de blanqueamiento coralino (Miller et al., 2009) en especial los más recientes registrados en el 2005 y el 2010 (Eakin et al., 2010), además del impacto de huracanes cada vez más intensos y frecuentes, han contribuido con la destrucción y el aplanamiento de los arrecifes de la región de manera acelerada (Gardner et al., 2003, 2017). En la República Dominicana, la suma de estos estresores locales y globales también ha sido identificada como la causa principal del deterioro del estado de salud de los arrecifes someros ubicados en el margen costero de la isla (Geraldes, 2003; Steneck & Torres 2018, 2019; Cróquer et al., 2022).

Recientemente se ha propuesto la existencia de arrecifes que por su ubicación, tienen récord de supervivencia a eventos de estrés térmico y de blanqueamiento, y/o impactos de huracanes y conectividad genética (Chollet et al., 2022). También se ha argumentado que en ciertas localidades sometidas a surgencia costera, y/o sitios remotos lejos de la presión ejercida por asentamientos humanos, y también más profundos pueden permanecer en mejor estado que arrecifes ubicados muy cerca de estos asentamientos. Al igual que otros trabajos (Ostrander G. K., et al.

2000), los resultados presentados en este reporte indican que los arrecifes de Banco de la Plata no se benefician de su posición geográfica respecto a la costa y que, posiblemente, esta condición de lejanía puede ser un factor que acelere su deterioro.

Por un lado, la condición de lejanía no impide que los arrecifes del Banco de la Plata sean impactados por eventos de blanqueamiento coralino como los ocurridos en 2005 y 2010, y tampoco los protege del impacto de huracanes como Irma y María que pasaron muy cerca del norte de República Dominicana. Por otro lado, por ser un sitio remoto, los planes de protección y manejo son lógicamente complicados. Si bien no se puede conocer cuál ha sido el impacto de eventos de blanqueamiento, enfermedades y huracanes por la ausencia de líneas base de información previa a esta expedición, sí existen claros signos de una falta de control de crecimiento de algas por herbivoría y de estresores focalizados en las áreas evaluadas.

Los resultados también indican que las zonas por debajo de 20 m y hasta 30 m del Banco de La Plata tampoco se encuentran protegidas de los factores de estrés local y regional. Por ejemplo, la comunidad bentónica en zonas más profundas sigue estando dominada por algas tapete y macroalgas. El gran ganador de la ausencia de grandes especies constructoras de arrecifes en el Banco son especies planuladoras como *Porites astreoides*. Aunque hay indicios de esponjas y octocorales, los cuales son taxones comunes en sitios profundos y de

zonas de mayor energía de oleaje, los indicadores de estrés descritos en las zonas más someras también están presentes por debajo de 15 m de profundidad. Todos los resultados muestran que las comunidades de la zona del banco de la plata evaluada requieren: (1) identificación de estresores, (2) planes de mitigación y manejo y (3) monitoreo de las medidas.

En los sitios evaluados, los herbívoros del género *Scarus*, *Sparissoma* y *Achanturus* tienen rangos de distribución geográficos y batimétricos más amplios que los carnívoros con valor comercial. La poca frecuencia de carnívoros sugiere que existe un problema marcado de sobrepesca en diferentes sitios y a lo largo del gradiente batimétrico. Se requiere un plan de manejo de las pesquerías del banco, la implementación de áreas de no pesca y un mecanismo de vigilancia para el cumplimiento de estas medidas. Al igual que la comunidad bentónica, la de peces muestra signos de deterioro. Las causas, deben ser evaluadas y debidamente monitoreadas.

En conclusión, los arrecifes del Banco de la Plata evaluados en abril del 2022 muestran signos de deterioro que no son diferentes a los reportados en arrecifes costeros de la República Dominicana. Los resultados muestran arrecifes dominados por algas entre 10 y 30 m de profundidad, con una cobertura coralina viva menor al 12% y con comunidades de corales y peces con una riqueza de especies pobre. La comunidad de peces está dominada por peces herbívoros de pequeño tamaño, es decir, menores a 10 cm. La predominancia y monopolización de

algas debe ser interpretada como falta de control del crecimiento de estos organismos por la herbivoría, mientras que la entrada crónica de nutrientes parece improbable debido a la lejanía de fuentes de entrada.

En base a los resultados se hacen cinco sugerencias específicas:

1. Incrementar el número de localidades para la descripción más detallada desde el punto de vista geográfico del banco. Esta expansión del monitoreo sirve para: (1) conocer si los resultados presentados en este informe son generalizables a todo el Banco y (2) la identificación de sitios en

mejor estado que requieran de un manejo especial.

2. Identificación de amenazas y elaboración de planes de mitigación.
3. Empezar con la elaboración de un plan de manejo, monitoreo y control de las pesquerías furtivas en el Banco.
4. Trabajar en la elaboración de zonas de exclusión pesquera dentro del bajo en conjunto con los organismos competentes y las comunidades que hacen uso del Banco.
5. Establecer un programa de monitoreo periódico para evaluar tendencias de declive, recuperación y/o estabilidad en los arrecifes del Banco de la Plata.

Referencias

Abelson, A. (2020). Are we sacrificing the future of coral reefs on the altar of the “climate change” narrative?. *ICES Journal of Marine Science*, 77(1), 40-45. Baird, A., & Maynard, J. A. (2008). Coral adaptation in the face of climate change. *Science*.

Bairos-Novak, K. R., Hoogenboom, M. O., van Oppen, M. J., & Connolly, S. R. (2021). Coral adaptation to climate change: Meta-analysis reveals high heritability across multiple traits. *Global Change Biology*, 27(22), 5694-5710.

Birkeland, C. (2015). Coral reefs in the Anthropocene. In *Coral reefs in the Anthropocene* (pp. 1-15). Springer, Dordrecht.

Bongaerts, P., Ridgway, T., Sampayo, E. M., & Hoegh-Guldberg, O. (2010). Assessing the ‘deep reef refugia’ hypothesis: focus on Caribbean reefs. *Coral reefs*, 29(2), 309-327.

Cacciapaglia, C., & van Woesik, R. (2015). Reef-coral refugia in a rapidly changing ocean. *Global Change Biology*, 21(6), 2272-2282.

Carilli, J. E., Norris, R. D., Black, B. A., Walsh, S. M., & McField, M. (2009). Local stressors reduce coral resilience to bleaching. *Plos one*, 4(7), e6324.

Chollett, I., & Mumby, P. J. (2013). Reefs of last resort: Locating and assessing thermal refugia in the wider Caribbean. *Biological Conservation*, 167, 179-186.

Chollett, I., Escovar-Fadul, X., Schill, S. R., Croquer, A., Dixon, A. M., Beger, M., ... & Wolff, N. H. (2022). Planning for resilience: Incorporating scenario and model uncertainty and trade-offs when prioritizing management of climate refugia. *Global Change Biology*.

Chollett, I., Mumby, P. J., & Cortes, J. (2010). Upwelling areas do not guarantee refuge for coral reefs in a warming ocean. *Marine Ecology Progress Series*, 416, 47-56.

Clarke, K. R., & Warwick, R. M. (2001). Change in marine communities. *An approach to statistical analysis and interpretation*, 2, 1-68.

Descombes, P., Wisz, M. S., Leprieur, F., Parravicini, V., Heine, C., Olsen, S. M., ... & Pellissier, L. (2015). Forecasted coral reef decline in marine biodiversity hotspots under climate change. *Global Change Biology*, 21(7), 2479-2487.

Duran, A., Shantz, A. A., Burkepille, D. E., Collado-Vides, L., Ferrer, V. M., Palma, L., ... & González-Díaz, P. (2018). Fishing, pollution, climate change, and the long-term decline of coral reefs off Havana, Cuba. *Bulletin of Marine Science*, 94(2), 213-228.

- Ellis, J. I., Jamil, T., Anlauf, H., Coker, D. J., Curdia, J., Hewitt, J., ... & Hoteit, I. (2019). Multiple stressor effects on coral reef ecosystems. *Global change biology*, 25(12), 4131-4146.
- Francini-Filho, R. B., Asp, N. E., Siegle, E., Hocevar, J., Lowyck, K., D'Avila, N., ... & Thompson, F. L. (2018). Perspectives on the Great Amazon Reef: extension, biodiversity, and threats. *Frontiers in Marine Science*, 5, 142.
- Gardner, S. G., Raina, J. B., Nitschke, M. R., Nielsen, D. A., Stat, M., Motti, C. A., ... & Petrou, K. (2017). A multi-trait systems approach reveals a response cascade to bleaching in corals. *BMC biology*, 15(1), 1-14.
- Giraldo-Ospina, A., Kendrick, G. A., & Hovey, R. K. (2020). Depth moderates loss of marine foundation species after an extreme marine heatwave: could deep temperate reefs act as a refuge?. *Proceedings of the Royal Society B*, 287(1928), 20200709.
- Hoegh-Guldberg, O. (1999). Climate change, coral bleaching and the future of the world's coral reefs. *Marine and freshwater research*, 50(8), 839-866.
- Hoegh-Guldberg, O. (2011). Coral reef ecosystems and anthropogenic climate change. *Regional Environmental Change*, 11(1), 215-227.
- Hoegh-Guldberg, O., Mumby, P. J., Hooten, A. J., Steneck, R. S., Greenfield, P., Gomez, E., ... & Hatziolos, M. (2007). Coral reefs under rapid climate change and ocean acidification. *science*, 318(5857), 1737-1742.
- Hoeksema, B. W., Bongaerts, P., & Baldwin, C. C. (2017). High coral cover at lower mesophotic depths: a dense *Agaricia* community at the leeward side of Curaçao, Dutch Caribbean. *Marine Biodiversity*, 47(1), 67-70.
- Jackson, J. B. C., Donovan, M. K., Cramer, K. L., & Lam, V. V. (2014). Status and trends of Caribbean coral reefs. *Global coral reef monitoring network*, IUCN, Gland, Switzerland, 1970-2012.
- Kavousi, J., & Keppel, G. (2018). Clarifying the concept of climate change refugia for coral reefs. *ICES Journal of Marine Science*, 75(1), 43-49.
- Kennedy, E. V., Perry, C. T., Halloran, P. R., Iglesias-Prieto, R., Schönberg, C. H., Wisshak, M., ... & Mumby, P. J. (2013). Avoiding coral reef functional collapse requires local and global action. *Current Biology*, 23(10), 912-918.
- Kleypas, J. A., & Yates, K. K. (2009). Coral reefs and ocean acidification. *Oceanography*, 22(4), 108-117.

Lang, J.C., Marks, K.W., Kramer, P.A., Kramer, P.R., & Ginsburg, R.N. (2010). AGRRA protocols version 5.4. AGRRA, 31 p.

Lange, I.D., & Perry C.T. (2020). A quick, easy and non-invasive method to quantify coral growth rates using photogrammetry and 3D model comparisons. *Methods in Ecology and Evolution* 11(6):714-716. DOI: 10.1111/2041-210X.13388

Madin, J. S., & Madin, E. M. (2015). The full extent of the global coral reef crisis. *Conservation Biology*, 29(6), 1724-1726.

McLean, M., Cuetos-Bueno, J., Nedlic, O., Luckymiss, M., & Houk, P. (2016). Local stressors, resilience, and shifting baselines on coral reefs. *PloS one*, 11(11), e0166319.

Morales, J.A., & Romero, J.M. (2010). Terrazas recifales en el litoral de Puerto Plata (Costa Norte, República Dominicana). *Geogaceta* 49:47-50. ISSN: 2173-6545

Pandolfi, J. M., Bradbury, R. H., Sala, E., Hughes, T. P., Bjorndal, K. A., Cooke, R. G., & Jackson, J. B. (2003). Global trajectories of the long-term decline of coral reef ecosystems. *Science*, 301(5635), 955-958.

Salas, S., Chuenpagdee, R., Charles, A., Seijo, J.C. (2011). Coastal fisheries of Latin American and the Caribbean. Fisheries and Agriculture Organization of the United Nations 554. Rome, 430 p. ISBN: 978-92-5-106722-2

Trygonis, V., & Sini, M. (2012). PhotoQuad: A dedicated seabed image processing software, and a comparative error analysis of four photoquadrat methods. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 424-425:99-108. DOI:10.1016/j.jembe.2012.04.018

Williams, G. J., Graham, N. A., Jouffray, J. B., Norström, A. V., Nyström, M., Gove, J. M., ... & Wedding, L. M. (2019). Coral reef ecology in the Anthropocene. *Functional Ecology*, 33(6), 1014-1022.

Ostrander, G. K., Armstrong, K. M., Knobbe, E. T., Gerace, D., & Scully, E. P. (2000). Rapid transition in the structure of a coral reef community: the effects of coral bleaching and physical disturbance. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 97(10), 5297-5302.

Anexos

Anexo 1. Coordenadas en WGS 84 de sitios evaluados en la expedición Banco de la Plata.

Descripción	Nombre	Latitud N	Longitud W
Drop	1.1	-69.77287	20.7646
Drop	1.2	-69.77235	20.76547
Drop	1.3	-69.77036	20.76753
Drop	1.4	-69.76742	20.76432
Drop	1.5	-69.76827	20.76328
Drop	1.6	-69.76691	20.7624
Drop	1.7	-69.76919	20.75665
Drop	1.8	-69.77094	20.75852
Drop	1.9	-69.77298	20.76077
Drop	2.1	-69.80577	20.78201
Drop	2.2	-69.85614	20.81997
Drop	2.3	-69.89308	20.84859
Drop	2.4	-69.835329	20.8024
Drop	3.1	-69.73301	20.7168
Drop	3.2	-69.74163	20.72368
Drop	3.3	-69.74879	20.72913
Drop	3.4	-69.76238	20.74165
Drop	4.1	-69.79541	20.71893
Drop	4.2	-69.82089	20.66759
Drop	4.3	-69.83829	20.62468

Drop	4.4	-69.85435	20.58092
Drop	4.5	-69.87099	20.53682
Drop	4.6	-69.88737	20.49077
Drop	4.7	-69.90289	20.44165
Drop	4.8	-69.90784	20.39005
Buceo	1.1	-69.77319	20.76152
Buceo	1.2	-69.76944	20.7683
Buceo	1.3	-69.76728	20.75471
Buceo	2.1	-69.86057	20.8239
Buceo	2.2	-69.82285	20.79453
Buceo	3.1	-69.69463	20.70187
Buceo	3.2	-69.76945	20.74958

Anexo 2. Bitácora Expedición Banco de la Plata.

Fecha	Actividad	Detalle
Lunes 4 de abril 2022	Traslado a Sosúa	
	Viaje al Banco de la Plata	
Martes 5 de abril 2022	Buceo para recolección de datos de bentos, corales, y peces arrecifales	3 Sitios: 1.1, 1.2 y 1.3
	Lanzamiento de cámaras para caracterización de hábitat	6 Drops: 1.4, 1.5, 1.6, 1.7, 1.8 y 1.9
	Transferencia de datos e imágenes	
Miércoles 6 de abril 2022	Buceo para recolección de datos de bentos, corales, y peces arrecifales	2 Sitios: 2.1 y 2.2
	Lanzamiento de cámaras para caracterización de hábitat	4 Drops: 2.1, 2.2, 2.3 y 2.4
	Transferencia de datos e imágenes	
Jueves 7 de abril 2022	Buceo para recolección de datos de bentos, corales, y peces arrecifales	2 Sitios: 3.1 y 3.2
	Lanzamiento de cámaras para caracterización de hábitat	4 Drops: 3.1, 3.2, 3.3 y 3.4
	Video en buceo libre para caracterización de hábitat	2 puntos: 3.1 y 3.2
	Transferencia de datos e imágenes	
Viernes 8 de abril 2022	Lanzamiento de cámaras para caracterización de hábitat	8 Drops: 4.1, 4.2, 4.3, 4.4, 4.5, 4.6, 4.7 y 4.8

	Transferencia de datos e imágenes	
	Viaje a Sosúa	