

**EFFECTOS DE LOS APORTES DEL CANAL DEL DIQUE SOBRE EL RECLUTAMIENTO
DE ESPECIES DE CORAL EN LOS ARRECIFES DEL ARCHIPIÉLAGO
NUESTRA SEÑORA DEL ROSARIO, ÁREA MARINA PROTEGIDA**

HERNÁN ALEJANDRO HENAO CASTRO

Biólogo Marino

**Tesis para optar al título de
Magister en Ciencias Marinas**

Directora

ELVIRA MARÍA ALVARADO CHACÓN, Dr. Sc.

Codirectora

VALERIA PIZARRO NOVOA, Ph. D.

**UNIVERSIDAD DE BOGOTÁ JORGE TADEO LOZANO
FACULTAD DE CIENCIAS NATURALES E INGENIERÍA
BOGOTÁ D.C.**

2013

Nota de aceptación:

Firma del presidente del jurado

Firma del jurado

Firma del jurado

A Dios por todas las grandes oportunidades que me ha dado en la vida.

A mis padres que me han apoyado siempre en todos mis proyectos y claro está, a toda mi familia. Por último, a Elvira que siempre ha estado presente en mi constante aprendizaje y además de mi mentora, considero una gran amiga.

AGRADECIMIENTOS

Agradezco a mis padres José Alfonso y María del Socorro, así como a mis hermanos Andrés, Diana, Jackson y, sobrinos Julián, María José, María Alejandra y Juan Pablo por su apoyo constante y aconsejarme en mis momentos de desespero. Siempre me ofrecieron palabras cálidas y de aliento para continuar cuando más lo necesité. También por escuchar mi carreta sobre los corales y todos los problemas que afrontan actualmente, porque sé que muchas veces no comprendían de lo que hablaba pero siempre escuchaban y se emocionaban conmigo al mismo tiempo. A mi amada abuelita Clara Sara que siempre se alegra con mis triunfos y a mi abuelita Anita que desde el cielo me acompaña y guía.

Muy especialmente a mi hermana Adiel Castro. Ella siempre ha creído en mí, su apoyo incondicional en todo sentido hacen posible que hoy entregue este documento.

A mi tutora, directora, colega y, al mismo tiempo, amiga Doctora Elvira Alvarado Ch. Sé que madrugaba todos los días a revisar su correo en espera de avances del documento, su dedicación y entrega completa me facilitaron siempre avanzar a paso agigantados en la redacción del mismo. Sus críticas realmente constructivas, que me provocaron tantas emociones simultáneamente, hicieron de esta investigación una de las cosas más rigurosas que he hecho en mi vida. “Quita los paréntesis”, “redacta en forma científica”, “quiero BIOLOGÍA MARINA”, “dame CIENCIA”, son las frases que jamás olvidaré. Siempre será mi ejemplo a seguir y quiero que quede escrito por siempre en esta agradable sección de mi tesis.

Un agradecimiento a todos los funcionarios del PNNCR y SB que de una u otra forma me ayudaron en las duras, largas, pero emocionantes faenas de muestreo, pero en especial a

Diego Duque, Esteban Zarza y Ameth Vargas. Igualmente a los estudiantes de Biología Marina de la UJTL que conforman el Semillero de Investigación “Impactos y Conservación de Arrecifes coralinos”, ellos son Laura Rojas, Carlos Olarte, Tatiana González, Nireth Sierra, Daniela Sánchez, Laura Rodríguez, Shirly Bello, Angélica Quintero y a Náyade Cortés. Su ayuda ha sido inmensa y a todos les debo en gran parte lo que he logrado hacer en esta investigación.

Por supuesto agradezco a la Universidad Jorge Tadeo Lozano, a la Fundación Para la Promoción de la investigación y la Tecnología del Banco de la República e igualmente al Parque Corales del Rosario y San Bernardo. Estas entidades contribuyeron económicamente para cubrir con todos los gastos que implica una investigación científica de la cual se deriva esta tesis. De igual modo agradezco al laboratorio ambiental ANTEK S.A. quienes se encargaron del análisis fisicoquímico del agua y, que en modo de ayuda, realizaron un considerable descuento para poder realizar este importante componente de la investigación. Adicionalmente expreso mi gratitud hacia el instituto CEINER y el personal de laboratorio de la UJTL sede Bogotá. En el primero se nos permitió el uso de las instalaciones durante épocas de muestreo y, el segundo facilitó siempre los laboratorios, equipos y material necesario para el análisis de las muestras.

También quiero agradecer a la Doctora Valeria Pizarro, profesora y codirectora de tesis. Ella con sus palabras de ánimo y “jalones de oreja” también me ayudó a culminar esta etapa de mi vida. Sus revisiones al documento, correcciones, observaciones y sugerencias, hicieron de este documento lo que es hoy en día.

Quiero manifestar sinceros agradecimientos a mis profesores por su enseñanza y ejemplo, aquellos que están en Santa Marta y los que residen en Bogotá. Mi formación académica

se debe en gran parte a ellos. También a los profesores de Diseño Industrial de la UJTL Leonardo Vázquez y Fernando Álvarez, es gracias a ellos que se realizaron las trampas de sedimentos y reclutamiento que facilitaron toda la investigación.

A mi amiga Alexandra Ordoñez (Shanna) que actualmente adelanta su estudio de doctorado en Australia y por esa razón está lejos. A pesar de la distancia, siempre me ha alentado a cumplir mis metas. Los últimos meses me ha ayudado a conseguir esos artículos científicos de difícil acceso sin los cuales, esta investigación no tendría el rigor con el que se está presentando. También a Milena Marrugo (Milenoski) que además de la parte “jarta” de edición, fue clave en el componente estadístico. Se sentó conmigo a leer libros y artículos para saber cómo proceder durante largas jornadas sin esperar nada más que mis eternos agradecimientos. Maria Paula Molina (Mapau) que lidió conmigo y mis problemas, además me ayudó con partes de bibliografía a pesar de todo lo que tenía que hacer, puesto que también es mi compañera de maestría. Por último, doy gracias a Juan Ramírez porque es un buen amigo y escuchó con atención y paciencia mis preocupaciones y siempre tuvo las palabras y consejos adecuados que me ayudaron mucho en este trayecto.

A Daian Ramírez, una persona muy especial en mi vida que ha sufrido mis largas ausencias para lograr culminar mis estudios, pero que siempre me ha apoyado en todo sentido.

Agradezco a mis compañeros de maestría Camila Posada, Vanesa Carrillo, Maria Teresa, Cristina Cedeño, Paulo Tigreros y Maria Paula, con quienes compartí momentos muy agradables y que siempre escuchaban mi carreta sobre mis corales y la nieve marina lodosa, la cual no pude incluir en mi tesis por cuestiones de tiempo.

Por último, a los evaluadores de este documento, Juan Manuel Díaz Merlano y Adolfo Sanjuan Muñoz. Sus pertinentes críticas permitieron que éste mejorara considerablemente.

Espero no olvidar a nadie, pero de ser el caso, ojalá comprendan y también que sepan que estoy sinceramente agradecido.

TABLA DE CONTENIDO

1. RESUMEN.....	1
2. ABSTRACT	3
3. INTRODUCCIÓN.....	5
4. JUSTIFICACIÓN.....	15
5. PROBLEMA DE INVESTIGACIÓN	18
6. OBJETIVOS	21
6.1. Objetivo general	21
6.2. Objetivos específicos.....	21
7. HIPÓTESIS	22
8. ÁREA DE ESTUDIO	23
9. METODOLOGÍA.....	30
9.1. Premisas para el estudio de la calidad fisicoquímica del agua.....	30
9.2. Premisas para el estudio de los sedimentos	30
9.3. Premisas para el estudio del reclutamiento	31
9.4. Fase de campo.....	31
9.4.1. Calidad fisicoquímica del agua superficial	31
9.4.2. Sedimentos	33
9.4.3. Reclutamiento.....	34
9.5. Análisis de laboratorio	36
9.5.1. Calidad fisicoquímica del agua	36
9.5.2. Sedimentos	37
9.5.3. Reclutamiento.....	38
9.6. Análisis de datos	39
10. RESULTADOS.....	43
10.1. Calidad fisicoquímica del agua superficial	43
10.2. Sedimentos	45
10.3. Reclutamiento de corales duros	49
10.3.1. Reclutas.....	49
10.3.2. Juveniles	53

10.4.	Riqueza taxonómica de corales juveniles en el gradiente de cercanía a la influencia de la escorrentía del Canal del Dique.....	55
10.5.	Efectos de calidad fisicoquímica y sedimentológica del agua sobre el reclutamiento de especies de coral en zonas arrecifales de Islas del Rosario.....	59
11.	DISCUSIÓN.....	63
11.1.	Gradiente de calidad fisicoquímica del agua superficial, sedimentológica y reclutamiento en zonas arrecifales de Islas del Rosario.....	63
11.2.	Calidad fisicoquímica superficial del agua asociada al evento multiespecífico de liberación de gametos de corales formadores de arrecifes.....	67
11.3.	Calidad sedimentológica asociada al evento multiespecífico de liberación de gametos de corales formadores de arrecifes.....	70
11.4.	Reclutamiento de corales duros.....	74
11.4.1.	Reclutas.....	74
11.4.2.	Juveniles.....	78
11.5.	Efectos de calidad fisicoquímica del agua superficial y sedimentos sobre el reclutamiento de especies de coral en zonas arrecifales de Islas del Rosario.....	81
12.	CONCLUSIONES.....	91
13.	RECOMENDACIONES.....	92
14.	BIBLIOGRAFÍA.....	93
15.	ANEXO A.....	124

LISTADO DE TABLAS

Tabla 1. Valores de variables fisicoquímicas ambientales (arrecifes de coral) y experimentales en diferentes lugares del mundo.	8
Tabla 2. Sitios de muestreo con coordenadas geográficas y gradiente espacial desde la Bahía de Barbacoas.	26
Tabla 3. Lista de variables ambientales y biológicas.	41
Tabla 4. Matriz de correlaciones de Spearman (r_s). Cada variable se correlacionó con la distancia de lejanía de la desembocadura del Canal del Dique desde la Bahía de Barbacoas. Diferencias estadísticamente $p < 0,05$. $n = 33$ para salinidad y temperatura, $n = 22$ para variables químicas.	43
Tabla 5. Rangos (máximo y mínimo), promedio, desviación estándar, comparación entre épocas de muestreo (septiembre y noviembre) de variables fisicoquímicas del agua superficial en zonas arrecifales de Islas del Rosario. (*) Diferencias estadísticas significativas con la prueba de suma de rangos Wilcoxon ($n=33$ para temperatura y salinidad; $n= 22$ para nutrientes).	44
Tabla 6. Resultados de la prueba de Kruskal-Wallis entre las tasas de deposición total y tipos de granos entre sitios. (A) Sedimentación ($N=27$) y (B) Resuspensión ($N = 44$).	46
Tabla 7. Tasas de resuspensión promedio ($\text{mg cm}^{-2} \text{d}^{-1}$) por tipo de grano y total en zonas arrecifales de Islas del Rosario. (NA) no aplica.	47
Tabla 8. Matriz de correlaciones de Spearman (r_s) de abundancia de reclutas y distancia de cercanía a los aportes de escorrentía del Canal del Dique. No hay significancia estadística en ninguno de los casos ($p > 0,05$). Reclutas totales se refiere al número de individuos encontrados por sitios de muestreo sin discriminar su posición vertical/horizontal.	50
Tabla 9. Abundancia (No. de reclutas) en distintas ubicaciones en las placas de cerámica. (Exp) lado expuesto, (NExp) lado no expuesto.	50
Tabla 10. Densidad de juveniles en los sitios de muestreo. La distancia indica la cercanía al aporte de escorrentía del Canal del Dique.	56
Tabla 11. Composición de la comunidad de juveniles de corales duros en zonas arrecifales de Islas del Rosario. (AS) Arena Sur, (AN) Arena Norte, (GS) Grande Sur, (GN) Grande Norte, (PS) Pavitos Sur, (PN) Pavitos Norte, (RN) Rosario Norte, (RS) Rosario Sur, (TS) Tesoro Sur, (TN) Tesoro Norte, (BU) Burbujas.	57
Tabla 12. Análisis de correlaciones canónicas entre variables ambientales y la variable biológica de reclutamiento de corales. (*) Correlación significativa.	60
Tabla 13. Análisis de correlaciones canónicas entre variables ambientales y corales juveniles.	61
Tabla 14. Comparación valores promedio de calidad fisicoquímica de agua superficial y límites de tolerancia en corales.	64
Tabla 15. Valores históricos últimas tres décadas de variables fisicoquímicas en zonas arrecifales de Islas del Rosario. (D) con dragado, (ND) no hay dragado, (DS) desviación estándar, (*) durante evento multiespecífico de liberación de gametos. (N.A.) no hay datos. Modificado de Restrepo y Alvarado (2011).	70
Tabla 16. Densidad de juveniles de corales escleractínios en diferentes zonas arrecifales del mundo.	80

LISTADO DE FIGURAS

Figura 1. Calidad fisicoquímica del agua de Islas del Rosario durante las últimas cuatro décadas. Línea roja indica umbral para reproducción de corales duros. (D) dragado, (ND) no hay dragado.....	25
Figura 2. Sitios de muestreo. Ba (Barú), Ar (Arena), Ig (Isla Grande), Pa (Isla Pavitos), Ro (Isla Rosario), Te (Isla Tesoro), Bu (Burbujas).....	27
Figura 3. Cobertura relativa de grupos funcionales de las comunidades arrecifales coralinas bentónicas en Islas del Rosario. (a) Grupos principales discriminados por sitio de muestreo. (b) Grupos funcionales totales discriminados por formas de crecimiento. (c) Grupos funcionales principales totales. Algas filamentosas (AgFila), algas frondosas (AgFronde), algas calcáreas (AgCalcerec), algas costrosas (AgCostcora), corales escleractínios masivos (CEMas), corales escleractínios incrustantes (CEIncrus), corales escleractínios ramificados (CERamifi), corales escleractínios foliáceos (CEFolia), Millepóridos (Mileporid), octocorales erectos (OctErect), octocorales incrustantes (OctIncrust), esponjas incrustantes (EspIncrust), esponjas erectas (EspErect), sedimento libre (SediLibre).....	29
Figura 4. Recolecta de la muestra de agua para medición de parámetros fisicoquímicos y medición de transparencia con disco Secchi.	32
Figura 5. Diseño de trampa de sedimentos: colectores de sedimentación (círculo), colectores de resuspensión (flecha).....	33
Figura 6. Diagrama del método usado para la ubicación de juveniles de coral.	35
Figura 7. Curva de riqueza acumulada en los sitios de muestreo. En el eje X se encuentran los cuadrantes (número) en el transecto lineal. Cada cuadrante cubría un área de 1 m ²	37
Figura 8. Tasas de sedimentación (a) y de resuspensión total (b) por sitio de muestreo en el gradiente de cercanía a la influencia de la escorrentía por el Canal del Dique. Los puntos indican el promedio de las tasas de sedimentación y las barras muestran la desviación estándar. La línea negra muestra la tendencia y la roja indica el umbral de sedimentación/resuspensión en arrecifes coralinos (Rogers, 1990; Fabricius, 2005; Erftemeijer <i>et al.</i> , 2012).....	45
Figura 9. Porcentaje de CaCO ₃ en sedimentos en deposición (a) y resuspensión (b) por sitio de muestreo en el gradiente de cercanía a la influencia de la escorrentía por el Canal del Dique. Línea roja sólida: sedimentos litoclásticos (0-15 %), línea de rayas: litobioclásticos (15-50%), línea punteada: biolitoclásticos (50-85 %). Por encima de 85% se consideran sedimentos bioclásticos. La línea negra muestra la tendencia.....	48
Figura 10. Densidad de reclutas en placas de cerámica en los sitios de muestreo. Línea sólida muestra tendencia	49
Figura 11. Reclutas recién asentados. Agarícidos (a-c), porítidos (d-f) y otros (g-i).	51
Figura 12. Abundancia total de reclutas por sitios de muestreo.	52
Figura 13. Abundancia total reclutas discriminados por grandes grupos en el gradiente de cercanía a los efectos de escorrentía del Canal del Dique. Agarícidos (a), Porítidos (b) y Otros (c).....	53
Figura 14. Abundancia total de juveniles discriminada por familias en los sitios de muestreo.	54

Figura 15. Abundancia de juveniles por sitio de muestreo en el gradiente de cercanía a la influencia de la escorrentía por el Canal del Dique.	55
Figura 16. Riqueza taxonómica de juveniles de especies de coral en las estaciones de muestreo.....	56
Figura 17. Abundancia relativa (%) de grandes grupos taxonómicos de juveniles de especies de coral en las estaciones de muestreo.	58
Figura 18. Correlación de Spearman entre densidades de reclutas recién asentados por placa ⁻¹ y reclutas juveniles m ² en zonas arrecifales de Islas del Rosario.	62
Figura 19. Botadero de sedimentos finos y gruesos extraídos del Canal del Varadero en la Bahía de Cartagena. Modificado de Resumen ejecutivo EIA Varadero, 2011. Rectángulos indican sitios de botadero de sedimentos. Círculos muestran Isla Tesoro (izquierda) y Burbujas (derecha).	66
Figura 20. Imagen satelital del complejo del Canal del Dique durante un evento Niña en el año 2008. Tomado de Restrepo y Alvarado (2011).....	67
Figura 21. Tasas de sedimentación promedio (\pm DE) históricas (1990).Tomado de Alvarado y Corchuelo (1992) y actuales (2011).	71
Figura 22. Tasas de sedimentación y resuspensión promedio en zonas arrecifales de Islas del Rosario. Línea punteada indica el umbral en zonas arrecifales.....	73
Figura 23. Placas en ambiente marino cubiertas con algas filamentosas en lado expuesto (a y b). Imagen de placa horizontal expuesta (c) con sedimento y no expuesta con algas calcáreas (d) y un recluta de coral rodeado por algas calcáreas y tubos de poliquetos (e).	76

1. RESUMEN

Se evaluaron los efectos de la escorrentía del Canal del Dique sobre el reclutamiento de especies de coral en zonas arrecifales de Islas del Rosario a lo largo de un gradiente espacial de influencia de este cuerpo continental. Partiendo de lo anterior, asociado a un evento de liberación de gametos de las principales especies de corales formadoras de arrecifes, se determinó la calidad fisicoquímica del agua superficial, las tasas de sedimentación, resuspensión, el tipo y calidad de los sedimentos y los efectos de estas variables sobre el reclutamiento de corales duros. Los resultados indicaron que no existe un gradiente en la calidad fisicoquímica del agua superficial, la calidad y tasa de deposición de sedimentos, ni en el reclutamiento de corales según la cercanía a los aportes de escorrentía del Canal del Dique desde la Bahía Barbacoas. Adicionalmente, se encontró una baja calidad del agua superficial que se caracterizó por altas temperaturas, bajas salinidades y elevadas concentraciones de nitritos, nitratos, amonio y fosfatos. El componente sedimentológico presentó altas tasas de sedimentación y resuspensión compuestas por granos finos ($< 250 \mu\text{m}$) y muy finos ($< 53 \mu\text{m}$), así como un bajo contenido de carbonato de calcio. Es probable que la distancia entre los puntos muestreados y la fuente de escorrentía continental fuera tan corta que no se observara un gradiente en la calidad del agua, así se sugiere una homogeneidad en la zona. Tanto las condiciones fisicoquímicas como sedimentológicas superaron en la mayoría de los casos los umbrales establecidos en zonas arrecifales coralinas. En cuanto al reclutamiento (densidad de reclutas y juveniles y la riqueza taxonómica de los últimos), éste fue bajo en comparación con otras zonas del Caribe y Caribe colombiano. En este estudio se encontró que los reclutas y juveniles son afectados diferencialmente por las condiciones medioambientales, ya que mientras los primeros se relacionaron altamente con la calidad del agua, los

segundos lo hicieron con los sedimentos. En el caso de los reclutas, es factible atribuir sus abundancias a las mortalidades durante procesos previos al reclutamiento como fertilización y pre-asentamiento que se traducen en bajo reclutamiento, debido a la baja calidad del agua y sedimentos finos y muy finos producto de sedimentación y resuspensión. De modo similar, los juveniles, además de depender directamente de lo que se asienta, podrían estar exhibiendo mortalidades causadas por ahogamiento debido a la alta sedimentación y resuspensión. Adicionalmente, se encontró una dominancia de Porítidos y de otros (incluye los Fávidos que liberan gametos anualmente) obtenida en los reclutas mientras que en juveniles fueron los Agarícidos y otros quienes dominaron. Es probable que lo anterior se deba a las afecciones de la escorrentía que permite el desarrollo de unas especies más que otras, razón por la cual la composición de las comunidades adultas y los rangos de tolerancia de las especies de corales también podrían estar regulando el reclutamiento en la zona. En general, esta investigación demuestra que el reclutamiento en los arrecifes de Islas del Rosario está siendo afectado negativamente, lo se atribuye a los efectos letales y subletales de la calidad del agua alterada por la escorrentía continental.

Palabras clave: Reclutamiento coralino, recluta, juvenil, escorrentía continental, calidad del agua, sedimentación, resuspensión.

2. ABSTRACT

The present study aimed to determine the effects of the Dique Channel runoff on the recruitment of coral species of Rosario Islands along a spatial gradient. Therefore, associated to a coral spawning event, physicochemical condition of shallow water, sedimentation and resuspension rates, type and quality of sediments, as well as the effects of such variables on hard coral recruitment was established. The results indicated that there is no gradient in the water quality, sedimentation and resuspension rates nor coral recruitment in the area. Additionally, a low water quality superficial layer characterized by high temperatures, low salinities and elevated nutrient concentrations was found. Sediment composition showed high sedimentation and resuspension rates dominated by fine (< 250 μm) and muddy (< 53 μm) particles, as well as low calcium carbonate content. Probably, the distance between sampling sites and the source of terrestrial runoff was too small to allow a water quality gradient to form, thus this suggests homogeneity in the studied zone. Physicochemical and sediment conditions were above the thresholds established for coral reefs. Coral recruitment (density of spat and juveniles) was lower than those reported on other Caribbean and Colombian Caribbean reefs. In this study, spat and juveniles were differentially affected by environmental conditions. The firsts were highly related to water quality and the second to sediments. Possibly, spat suffer high mortality rates during previous processes to recruitment such as fertilization and pre-settlement which leads to lower recruitment. The later because of high temperatures (> 29 °C), low salinities (< 32 UPS) and high nutrient concentrations that cause deformation of gametes, embryo and larvae of corals. Similarly, juvenile corals besides depending on larva that settle, are susceptible to smothering by sedimentation and resuspension. In addition, poritids and others (including favids which spawn) were more abundant in spat while juveniles were dominated by agaricids and others. This could be attributed to runoff, which allows some

species to develop more than others and, that is why coral community composition of adults and tolerance ranges of species also could be regulating recruitment in the area. Concluding, this research demonstrates that recruitment in coral reefs of Rosario Islands is been negatively affected, and this may be a consequence of lethal and sublethal effects of water quality (physicochemical and sediment) altered by terrestrial runoff.

Key words: Coral recruitment, spat, juvenile, terrestrial runoff, wáter quality, sedimentation, resuspension.

3. INTRODUCCIÓN

Los arrecifes de coral son ecosistemas altamente productivos y complejos, por lo que exhiben una alta funcionalidad ecosistémica (Connell, 1978). Debido a esto, ofrecen al hombre una gran variedad de bienes y servicios como alimento, recreación, protección costera y beneficios culturales (Moberg y Folke, 1999). A pesar de cubrir tan solo entre el 0,1 al 0,5 % del suelo marino, albergan cerca de un tercio del total de especies de peces marinos del mundo y se calcula que basta con 1 km² de arrecife activamente creciente para abastecer 300 personas y asegurar su sobrevivencia sin ninguna otra fuente de proteína disponible (Moberg y Folke, 1999; Moberg y Rönnbäck, 2003). No obstante, este ecosistema se considera uno de los más vulnerables a perturbaciones naturales como huracanes y antropogénicas como dragados, escorrentía continental, sobrepesca y contaminación, entre otros (Edinger *et al.*, 1998; Gardner *et al.*, 2003; Hughes *et al.*, 2003; Burke *et al.*, 2011).

Dentro de los procesos biológicos coralinos con mayor susceptibilidad a ser impactados negativamente por la escorrentía terrestre se encuentra el reclutamiento de corales escleractínios. El reclutamiento de especies de coral es un proceso ecosistémico y demográfico crucial para el sostenimiento y proliferación de los arrecifes coralinos, desempeñando un rol importante en la estructura y composición de las comunidades arrecifales coralinas (Mumby *et al.*, 2007). Este proceso inicia a partir de la metamorfosis larval cuando las larvas se adhieren al sustrato y empiezan a crecer. En este momento se les denomina reclutas (Harrison y Wallace, 1990; Richmond y Hunter, 1990; Richmond, 1997; Harrison, 2011).

Estudios alrededor del mundo han demostrado que el reclutamiento presenta patrones estacionales de acuerdo con las estrategias reproductivas de los corales (gonocóricos,

hermafroditas, fertilización interna y externa) (Gleason, 1996; Dunstan y Johnson, 1998; Glassom *et al.*, 2004; 2006; Paula y Creed, 2005; Quinn y Kojis, 2005). Se han observado picos de reclutamiento que coinciden con eventos de liberación masiva sincrónica tanto en Australia como en el Caribe en unos pocos días del año de los meses más cálidos, en los que participan especies hermafroditas de fertilización externa (Sánchez *et al.*, 1999; Wilson y Harrison, 2003; Harrison, 2011). Por otra parte, las especies incubadoras (fertilización interna), por lo general liberan sus plánulas durante todo el año, por lo que sus larvas pueden encontrarse constantemente en el sistema y no en “pulsos” como las especies liberadoras de gametos. Por ejemplo, en Hawai la mayoría de larvas asentadas provienen de 14 especies que liberan gametos durante los meses de junio a septiembre, mientras que las especies incubadoras no presentan picos y durante todo el año, al menos dos especies, están liberando plánulas al medio (Kolinski y Cox, 2003). (Harrison y Wallace, 1990; Fan *et al.*, 2002; 2006, Zakai *et al.*, 2006).

Al igual que los patrones estacionales, existen también patrones espaciales. Estos últimos están sujetos a factores como características físicas de los sitios en general, condiciones oceanográficas y disponibilidad geográfica de larvas (Wolanski *et al.*, 1989; Harrison y Wallace, 1990; Andutta *et al.*, 2012). Asimismo, la alta abundancia de parentales cerca a los reclutas hace suponer que los arrecifes pueden autoabastecerse, es decir, que la ecología de la oferta puede proceder del mismo arrecife (Chiappone y Sullivan, 1996). Por lo anterior, es posible observar mayor reclutamiento cerca a parentales que en sitios más alejados. En los patrones espaciales las estrategias reproductivas también pueden estar influyendo en el patrón de distribución de los reclutas de especies de coral. Esto último se sustenta con estudios realizados por Harriot y Banks (1995) y Sammarco (1991), quienes encontraron variaciones espaciales en el reclutamiento dentro y entre sitios y una dominancia de las especies planuladoras como *Agaricia* sp y *Porites* sp. Esto último ya que

aquellos organismos que planulan, lo hacen constantemente en el tiempo (cada dos meses aproximadamente) y sus larvas no poseen la capacidad de viajar a grandes distancias mientras que con los liberadores de gametos ocurre lo contrario.

Se ha podido establecer que las principales condiciones ambientales que limitan o favorecen este proceso son la luz, salinidad, movimiento del agua, profundidad, saturación de aragonita y sedimentación. Estos factores determinan la sobrevivencia de los reclutas y condicionan el patrón de distribución del reclutamiento en la mayoría de los casos (Rogers *et al.*, 1984; Maida *et al.*, 1994; Albright *et al.*, 2008). La presencia de algunos microorganismos, microalgas y algunas macroalgas también facilitan el proceso de asentamiento de los corales escleractínios (Harrison y Wallace, 1990; Harrington *et al.*, 2004; Webster *et al.*, 2004; Golbuu y Richmond, 2007) pero en general, son procesos específicos que se dan por señales químicas interespecíficas (Harrington *et al.*, 2004).

Por otra parte, el reclutamiento es afectado por depredación y competencia por sustrato, entre otros, limitando este proceso (Bak y Engel, 1979; Roughgarden *et al.*, 1985; Harrison y Wallace, 1990; Sammarco, 1991; Caley *et al.*, 1996). A las anteriores causas naturales de mortalidad larval se suman las antropogénicas (Fabricius, 2005; Gleason y Hoffman, 2011). La industrialización del sector agrícola, que implica mayor cantidad de fertilizantes y deforestación, ha provocado una alteración de las cuencas hidrográficas que desembocan en zonas costeras donde se sitúan los arrecifes de coral, haciendo que la escorrentía continental genere mayores impactos negativos en la reproducción y reclutamiento de los corales (Brodie *et al.*, 2001; Furnas, 2003; Fabricius, 2005; Restrepo *et al.*, 2006a). Esto es debido a la disminución de la calidad del agua que se debería caracterizar por alta salinidad (>34UPS), temperaturas entre 25 y 29 °C y bajas concentraciones de nutrientes disueltos (<0,01 y 0,1 µM en fosfatos en nitratos, respectivamente). Adicionalmente, la escorrentía

incrementa las tasas de deposición de sedimentos ($> 10 \text{ mg cm}^{-2} \text{ d}^{-1}$) de partículas lodosas ($< 63 \mu\text{m}$) y un bajo contenido de carbonato de calcio ($< 85 \%$) (Tabla 1) (Greiner *et al.*, 2005; Hutchings *et al.*, 2005; Fabricius, 2011).

Tabla 1. Valores de variables fisicoquímicas ambientales (arrecifes de coral) y experimentales en diferentes lugares del mundo.

Parámetro	Concentración	Observaciones	Fuente
Temperatura (°C)	25-29	Rango óptimo de crecimiento y supervivencia de corales escleractínios adultos	Stoddard (1969)
	31 y 25	Experimental (alta) y ambiental respectivamente	Faxneld <i>et al.</i> (2010)
Salinidad (UPS)	35	Condiciones ambientales "normales"	Furnas (2003)
	20	Experimental (baja)	Faxneld <i>et al.</i> (2010)
	32,0 y 37,5	Alta precipitación y normal respectivamente	Glynn (1973)
Materia Orgánica	1-4 y $> 8 \text{ (mg L}^{-1}\text{)}$	Experimental baja y moderada, respectivamente	Anthony (1999)
	$0,3 \pm 0,0$ a $0,4 \pm 0,1 \text{ mg m}^2 \text{ d}^{-1}$ y $2,7 \pm 0,6$ a $4,1 \pm 0,5 \text{ mg m}^2 \text{ d}^{-1}$	Baja ambiental y alta ambiental cerca de cultivo de peces	Bongiorni <i>et al.</i> (2003)
$\text{NO}_3^- \text{ (}\mu\text{M)}$	0,05 y 0,25	Zona oceánica y zona costera, respectivamente	Crossland <i>et al.</i> (1984)
	14,3	Directamente sobre pluma de Río en la Gran Barrera Arrecifal Australiana	Devlin <i>et al.</i> (2001)
	$> 0,8$	Baja en parches arrecifales coralinos	Lapointe <i>et al.</i> (1992)
	> 5 y $< 0,3$	Experimental (alta) y ambiental respectivamente	Faxneld <i>et al.</i> (2010)

Continuación Tabla 1. Valores de variables fisicoquímicas ambientales (arrecifes de coral) y experimentales en diferentes lugares del mundo.

Parámetro	Concentración	Observaciones	Fuente
NO ₂ ⁻ (μM)	1	Concentración alta encontrada cerca de la costa	Fabircius <i>et al.</i> (2005)
	0,075 y 0,095	Baja ambiental y alta ambiental cerca de cultivo de peces	Bongiorni <i>et al.</i> (2003)
NH ₄ (μM)	> 1	Baja en parches arrecifales coralinos	Lapointe <i>et al.</i> (1992)
	0,03	Condiciones ambientales "normales"	Furnas (2003)
	12,8	Directamente sobre pluma de Río en la Gran Barrera Arrecifal Australiana	Devlin <i>et al.</i> (2001)
PO ₄ (μM)	0,7 ± 0,7 (DS) y 2,0 ± 0,9 (DS)	Época seca y húmeda respectivamente	Lapointe <i>et al.</i> (2010)
	0,2 ± 0,06 (DS)	Condiciones ambientales "normales"	Koop <i>et al.</i> (2001)
	0,95	Alto (experimental) con afectaciones sobre corales	Dunn <i>et al.</i> (2012)

Aunque el reclutamiento se da posterior a procesos de fecundidad, liberación de gametos (Richmond, 1997) y el asentamiento larval (Harrison y Wallace, 1990, Caley *et al.*, 1996), se sabe que depende directamente de éstos (Grosberg y Levitan, 1992; Miron *et al.*, 1995). Keough y Downes (1982) sugieren que la variación espacial del reclutamiento de invertebrados marinos que exhiben larvas planctónicas, se deriva de varias fuentes entre las cuales se encuentran eventos dentro del plancton (e.g. depredación, competencia, etc.), la selección de hábitat hecha por la larva al momento de asentarse (e.g. lugares expuestos o crípticos), e incluso, la mortalidad de los mismos después del asentamiento. Por lo anterior, es durante este tiempo previo al reclutamiento, en la fase planctónica del ciclo de

vida, en la que los organismos son más susceptibles a pequeños cambios en la calidad del agua ya que se encuentran suspendidos en la columna de agua (Fabricius, 2005).

El agua descargada por escorrentía de afluentes continentales forma una delgada capa superficial (< 30 cm) que crea una barrera física para los gametos y larvas de corales con condiciones muy diferentes a las del ambiente marino y, en las que pueden sufrir altas tasas de mortalidad (Williams *et al.*, 1984; Andrews y Pickard, 1990; Pineda *et al.*, 2007). La importancia de lo que sucede en la fase planctónica y específicamente en esta capa de la columna de agua, es porque de ésta depende el número de reclutas que podrán establecerse en el fondo y mantener las poblaciones de corales adultos que sufran mortalidad.

Se ha comprobado que incremento de más de 1°C en la temperatura por encima del umbral (29 °C) y salinidades bajas (< 34 UPS) son suficientes para afectar negativamente el desarrollo larval y alterar procesos como la motilidad de las larvas, que en últimas se traduce en reducción del asentamiento (Bassim *et al.*, 2002, Humphrey *et al.*, 2008). De igual modo, elevadas concentraciones de nutrientes (e. g. > 20 µM NH₄) pueden alterar la duración del tiempo de precompetencia larval y disminuir la capacidad de dispersión de éstas (Bassim y Sammarco, 2003). Asimismo, tasas de deposición de sedimentos mayores a 10 mg cm² d⁻¹ y sedimentos suspendidos con concentraciones superiores a 10 mg L⁻¹ disminuyen el éxito de fertilización e inhiben el asentamiento larval de especies de coral (Rogers, 1983; Fabricius, 2005; Erftemeijer *et al.*, 2012). El panorama se agrava cuando se considera alta abundancia de partículas finas (<125 µm de diámetro) que pueden disminuir las tasas de fertilización debido a la abrasión de gametos (Gilmour, 1999) o a la obstrucción de micrópilo de los huevos (Galbraith *et al.*, 2006; Humphrey *et al.*, 2008).

Una vez finalizada la fase planctónica, inicia la fase bentónica con el reclutamiento. Se ha encontrado que las larvas de corales prefieren asentarse en sitios crípticos. No obstante, la orientación del asentamiento puede variar entre especies y en respuesta a factores como luz y sedimentación (Bak y Engel, 1979; Benayahu y Loya, 1985; Harrison y Wallace, 1990; Babcock y Smith, 2000; Glassom *et al.*, 2004; Cooper *et al.*, 2009). Cambios en el ángulo de asentamiento pueden reflejar una preferencia por la intensidad lumínica, la cual se relaciona con los simbiontes y sus procesos fotosintéticos (Bak y Engel, 1979; Maida *et al.*, 1994). Se afirma también que el ángulo puede ser un mecanismo para compensar o evadir altas tasas de sedimentación que pueden ahogar los pequeños reclutas (Babcock y Mundy, 1996; Mundy y Babcock, 1998). Sin embargo, también se sugiere que en algunos casos, el ubicarse en posición de exposición al sedimento puede ser una relación costo-beneficio entre mortalidad y rápido crecimiento ya que al recibir mayor exposición lumínica se obtienen mayores tasas de crecimiento y, con esto se asegura una mayor sobrevivencia (Harrison y Wallace, 1990; Gleason y Hofmann, 2011).

Así, cambios en calidad fisicoquímica y sedimentológica del agua, se traducen en bajo reclutamiento como se ha expuesto anteriormente, pero es importante considerar que además del efecto que cada condición abiótica pueda producir sobre los corales, se incrementa cuando se consideran las sinergias entre éstos (Humphrey *et al.*, 2008). Ante elevadas concentraciones de amonio (20 μM) y altas temperaturas (30-32 °C), el efecto es acumulativo y procesos de longevidad larval y la capacidad de dispersión de las mismas son fuertemente impactados (Bassim y Sammarco, 2003). Coles y Jokiel (1978) encontraron que la sobrevivencia del coral *Montipora verrucosa* expuesto a altas temperaturas (30-32 °C) y bajas salinidades (< 30 UPS) se reduce significativamente. Adicionalmente que condiciones de alta intensidad lumínica que provoca daño en el tejido coralino, pérdida de pigmentos zooxantelares, disminución de la fijación de carbón y bajas

tasas de crecimiento, se incrementan en presencia de elevadas temperaturas. Diversos estudios han demostrado que la interacción entre nutrientes y sedimentos finos puede generar nieve marina lodosa, la cual debido a su alta adherencia, es de más difícil remoción cuando se deposita sobre los reclutas y por consiguiente puede ahogarlos en minutos (Fabricius y Wolanski, 2000; Fabricius *et al.*, 2003; Wolanski *et al.*, 2004). Es así como se infiere que la escorrentía terrestre junto con la alteración de las condiciones abióticas genera efectos deletéreos sobre procesos clave como reproducción y reclutamiento (Fabricius, 2005; Fabricius *et al.*, 2011).

El reclutamiento coralino es un indicador con prioridad alta en programas de monitoreo a corto y largo plazo (Cooper *et al.*, 2009) debido a que los cambios en la abundancia de las clases de talla de las colonias más pequeñas, así como baja fertilidad y fecundidad (Alvarado y Acosta, 2009), reflejan su susceptibilidad a disminución de la calidad del agua (Dale y Beyeler, 2001; Fichez *et al.*, 2005; Fabricius, 2005; Fabricius y McCorry, 2006; Cooper *et al.*, 2008, Fabricius, 2011). De igual modo, estudios como el de van Woesik *et al.* (1999) sugieren que la riqueza de especies de coral incrementa a medida que aumenta la distancia de un foco de disturbio por ingreso de aguas continentales y que especies como *P. astreoides* y *Agaricia* sp. son más abundantes en zonas con mayor eutrofización, mientras que en aguas oligotróficas, *A. palmata* resulta ser más abundante. De este modo, el reclutamiento coralino y la riqueza de especies son afectados por gradientes de sedimentación y eutrofización (e.g. exposición de plumas de Ríos) (De'ath y Fabricius, 2008), por lo que Smith *et al.* (2005), Fichez *et al.* (2005) y Cooper *et al.* (2009) los sugieren como bioindicadores de aporte de escorrentía continental y salud arrecifal.

Los arrecifes situados en el Caribe colombiano en general, y en las Islas del Rosario en particular, se han deteriorado al igual que en el resto del Caribe (Gardner *et al.*, 2003) y el

mundo (Burke *et al.*, 2011). La evidencia muestra disminución de cobertura coralina y cambios de estado en los arrecifes colombianos (Solano, 1994; Martínez y Acosta, 2005; Henao-Castro, 2008; Rodríguez-Ramírez *et al.*, 2010) y en los de Islas del Rosario (Sarmiento, 2010; Alvarado *et al.*, 2011). En la zona de estudio, la cobertura de coral vivo ha disminuido durante las últimas tres décadas, siendo en la actualidad 20 % aproximadamente (Vega-Sequeda *et al.*, 2011). Los principales factores de este declive se han atribuido a la pesca con dinamita, eventos de blanqueamiento por aumento de temperatura (calentamiento global y cambio climático), alta ocurrencia de enfermedades y altas tasas de sedimentación que se presume provienen principalmente del Canal del Dique (Alvarado y Corchuelo, 1992; Bula-Meyer, 2002; Bernal *et al.*, 2006; Restrepo *et al.*, 2006b; Restrepo y Alvarado, 2011). Estudios más recientes, indican estados críticos donde las macroalgas se han convertido en el grupo dominante (> 50 %) y, dentro de este componente hay dominio de las algas cespitosas indicando claros cambios de estado (Rodríguez, 2007; Sarmiento, 2010; Vega-Sequeda *et al.*, 2011). Los pocos estudios sobre el reclutamiento de especies de corales escleractínios en zonas arrecifales de Islas del Rosario muestran baja densidad (1,18 juv m⁻²) de este grupo de organismos de (López, 2007) cuando se contrasta con otras zonas arrecifales del Caribe (0 – 8 juv en 0,25 m²: Edmunds, 2000) y del Caribe colombiano (8,4 juv m⁻²: Vidal *et al.*, 2005). Asimismo, los agarícidos y porítidos son los grupos más representativos con 51 y 17,5 %.

Así, teniendo en cuenta los efectos deletéreos de la escorrentía continental sobre procesos de reproducción y reclutamiento de corales, sumado al deterioro arrecifal de las Islas del Rosario evidenciado por cambios en la composición y estructura de la comunidad coralina (Alvarado *et al.*, 2011; Restrepo y Alvarado, 2011), baja fertilidad y fecundidad de especies como *M. annularis* (Alvarado y Acosta, 2009; Carrillo, 2009), baja densidad de reclutamiento (López, 2007) y, la presencia de aportes de aguas continentales en zonas cercanas

(Alvarado y Corchuelo, 1992; Restrepo *et al.*, 2006a), se presume que podría existir alguna relación entre dichos eventos. Lo anterior se debería reflejar en bajas tasas de asentamiento de larvas de coral así como baja riqueza taxonómica y abundancia de juveniles en estas zonas arrecifales, por lo que estos parámetros biológicos deberían responder a un gradiente espacial de cercanía del aporte de esorrentía del Canal del Dique asumiendo que efectivamente estos son bioindicadores de este tipo de perturbación como lo sugieren Cooper *et al.* (2009) y se mencionó con anterioridad.

Por lo anterior, este estudio tuvo como finalidad determinar la densidad de reclutamiento de corales asociada a un evento multiespecífico de liberación de gametos de las principales especies constructoras de arrecife teniendo en cuenta un gradiente espacial que parte de zonas arrecifales más cercanas al aporte de esorrentía del Canal del Dique, hacia sitios más retirados en arrecifes coralinos de Islas del Rosario. Igualmente se quiso determinar la densidad y riqueza taxonómica de juveniles de corales escleractínios en ese gradiente como un bioindicador de esorrentía continental.

4. JUSTIFICACIÓN

En las últimas tres décadas, se ha reportado disminución de la cobertura coralina en los arrecifes del Caribe, incluidos los del Archipiélago de Nuestra Señora del Rosario, evidenciado por la alta mortalidad de colonias adultas principalmente de especies constructoras de arrecifes (e.g. *Acropora palmata* y *A. cervicornis*) debido a procesos de origen natural como enfermedades y blanqueamiento principalmente (Alvarado, 2008; Navas y Rodríguez, 2008). En los arrecifes de las Islas del Rosario, además se tiene la influencia de otros factores como sobrepesca y los aportes de aguas del Canal del Dique (Restrepo *et al.*, 2006a; 2006b). Esto amenaza la capacidad de respuesta ecosistémica de los arrecifes coralinos de esta zona, puesto que las estrategias de historia de vida se caracterizan por altas mortalidades en estados iniciales del ciclo de vida (e. g. planctónico y post asentamiento), el cual es compensado por la longevidad y grandes tallas de las colonias adultas. Grandes tamaños, implican una mayor producción de gametos, y una mayor probabilidad de fertilización y producción de larvas. Posteriormente, las larvas generadas (y que sobreviven) pueden incrementar el éxito de reclutamiento (Rylandsdam, 1983; Jackson y Hughes, 1985).

En Islas del Rosario los aportes de aguas del Canal del Dique, al mezclarse con el agua marina cambian sus condiciones físicas (e. g. salinidad, temperatura y turbidez) y químicas (concentraciones de materia orgánica e inorgánica, entre otros), actuando sinérgicamente con los efectos de otros impactos como la deposición y resuspensión de sedimentos. Inicialmente, dichos cambios se generan en la capa superficial, pero lentamente son dispersados en la columna de agua dependiendo de las condiciones hidrodinámicas (Williams *et al.*, 1984). Las principales especies constructoras de arrecife presentes en el Archipiélago Nuestra Señora del Rosario presentan un desove sincrónico y sus gametos

exhiben flotabilidad positiva (Sánchez *et al.*, 1999), por lo que probablemente son atrapados por las aguas continentales que viajan en la superficie, y es aquí donde se genera mayor mortalidad debido a una falla en la fertilización, e incluso malformación de gametos. Los pocos sobrevivientes (larvas) a pesar de ser aptos para asentarse y hacer parte de la comunidad (recluta), pueden verse imposibilitados para alcanzar el fondo debido a la barrera de densidad formada por la capa superficial influenciada por la escorrentía continental. Asimismo, el asentamiento disminuye ante cambios sutiles en las condiciones cerca al sustrato (e. g. variaciones en salinidad, temperatura y sedimentación) y de este modo se interrumpe su asentamiento o sufren mortalidades (Williams *et al.*, 1984).

Partiendo de lo anterior, la fecundidad, la producción de gametos y el reclutamiento de corales, reflejan una respuesta de los efectos de cambios en la calidad del agua. Por otra parte, aún no se conocen las tasas de renovación de las poblaciones (reclutamiento) aunque sí se tiene un indicio de que estas sean bajas en comparación con las mortalidades ocurridas, mientras el Canal del Dique continúa aportando sus aguas cargadas de nutrientes y sedimentos, por lo que las condiciones ambientales distan de regresar a su estado anterior. En ese orden de ideas, probablemente se está perdiendo cobertura coralina que no está siendo remplazada por colonias jóvenes (juveniles) como producto de baja disponibilidad de larvas y falla del reclutamiento, lo que se traduciría en un colapso del ecosistema arrecifal de Islas del Rosario. Por tal razón, el reclutamiento coralino se convierte en un indicador biológico ideal que además de dar indicios del estado de la comunidad, refleja los efectos deletéreos de los aportes fluviales del Canal del Dique. Asimismo, es catalogado como un bioindicador de respuesta rápida (corto plazo) que según Cooper *et al.* (2009) cumple con cuatro de los cinco criterios de selección para usarse dentro de monitoreos de arrecifes coralinos.

Por último, esta zona se encuentra enmarcada dentro de un área marina protegida (AMP), lo cual sugiere que es prioridad de conservación no solo para el país sino para el mundo entero, por lo que estudios sobre el reclutamiento y la riqueza de especies de corales juveniles son claves ya que sirven como indicadores biológicos de calidad de aguas y además permiten inferir el estado de las comunidades coralinas y su permanencia en el tiempo. Esto último, permitiría en un futuro tomar medidas de manejo que permitan mantener la resiliencia ecosistémica y se sigan originando las bondades y servicios que estos ecosistemas ofrecen, no solo a las poblaciones aledañas, sino también a pobladores de distintas regiones del país.

5. PROBLEMA DE INVESTIGACIÓN

Estudios de evaluación sobre el estado de áreas arrecifales indican que los arrecifes coralinos están fuertemente degradados a escala global y que no existen arrecifes prístinos en ningún lugar del mundo (Gardner *et al.*, 2003). Algunos países han visto cómo el 50% de sus arrecifes coralinos han sido destruidos durante los últimos 15 años a causa de las actividades antrópicas (Bellwood *et al.*, 2004). El deterioro de este ecosistema se evidencia por disminución de cobertura de coral vivo, bajo éxito de reclutamiento de corales y cambios en la composición de la comunidad. Los aportes de escorrentía continental, incluyendo los flujos de sedimentos y nutrientes, se encuentran entre los factores ambientales que mayores impactos generan en la calidad de las aguas de los arrecifes coralinos en zonas litorales y cercanos a las descargas fluviales (Fabricius, 2005). Por lo anterior, los arrecifes de coral cercanos al continente y a los aportes de los Ríos vía estuarios, bahías y deltas, son prioritario en la mayoría de los 104 países que poseen arrecifes de coral costeros ya que están cada vez más expuestos al aumento en la escorrentía continental (Kramer, 2003; Wolanski *et al.*, 2004).

En Colombia, aún no se conoce en qué forma y hasta qué punto los flujos de sedimentos del Magdalena (vía Canal del Dique) han afectado el conjunto de arrecifes coralinos de 145 km² de extensión en las islas del Rosario. De acuerdo con varios expertos en arrecifes coralinos en el país, la desaparición del 70% de coral vivo en Islas del Rosario en aproximadamente cuatro décadas no se debe exclusivamente a factores del cambio climático como el aumento de la temperatura del mar y su posterior efecto en el blanqueamiento coralino. Otros factores como enfermedades, desaparición de herbívoros como *Diadema antillarum*, tormentas climático-oceanográficas, turismo, pesca con dinamita, uso indebido de los corales para construcciones, vertimiento de aguas residuales,

y escorrentía continental del Canal del Dique, son otras de las causas que deben combinarse en el Archipiélago del Rosario. En este contexto, todavía no se conoce cuánta variabilidad del cambio en la superficie coralina es debida a un factor o grupo de variables específicas, incluyendo los aportes fluviales. Sin embargo, de todos los tensores presentes y mencionados anteriormente, el posible efecto de los aportes fluviales permite sugerir que la escorrentía continental sí tiene relación directa con el deterioro ambiental de los arrecifes (Restrepo *et al.*, 2006a). De hecho, los primeros estudios (Werding y Köster, 1977) describen arrecifes sanos, bien desarrollados, que llegaban hasta los 50 m de profundidad, en aguas con transparencia de 20 m de visibilidad. No mencionan efectos de aportes continentales, como sí lo hacen para los arrecifes de Santa Marta, por lo cual se intuye que este problema no existía o por lo menos no era fuerte. Es probable que esto fuera producto de que llegaban a la Bahía de Cartagena y no a Bahía de Barbacoas. Consecuentemente, el Canal del Dique a lo largo de su historia ha sido objeto de modificaciones (e.g. disminución de meandros, dragados, entre otros) que han alterado el flujo de agua (con nutrientes y sedimentos) que desemboca en la Bahía de Barbacoas. Este Canal fue creado en 1650 para conectar el interior del país con Cartagena, y en 1934 se realizó el corte de Paricuica con lo cual las aguas llegaron directamente a la Bahía de Cartagena por la población de Pasacaballos. Posteriormente, en los años 1984-85 se realizó una modificación que generó como resultado un mayor aumento del caudal del Canal (de 350 m³/s a 550 m³/s) y una descarga de 650.000 t/a de sedimentos muy finos en Barbacoas (Ordóñez *et al.*, 2009). A diferencia de lo reportado por Werding y Köster (1977), estudios recientes muestran que la cobertura actual de coral vivo en las Islas del Rosario es de 22% y que este es solo el 33% de su valor inicial, aun no existe un entendimiento científico y sólido sobre el vínculo entre la reducción de la cobertura coralina y los aportes fluviales del Canal del Dique en términos de descarga de sedimentos y nutrientes. Sólo existen estudios muy preliminares de muestreos fisicoquímicos, de condiciones dinámicas y oceanográficas

en el área, de modelamiento dinámico de plumas de turbidez (las bahías cercanas a los arrecifes) y de evaluación entre la descarga de sedimentos y la variabilidad temporal de la cobertura de coral vivo, que de alguna manera permiten sugerir que existe una relación entre los procesos de rectificación-dragado en el Canal del Dique y el aumento en los valores de nutrientes (nitratos y fosfatos) y de sedimentos en los arrecifes del Rosario (Alvarado y Corchuelo, 1992) con la disminución temporal de coral vivo (Restrepo *et al.* 2006a).

Por lo anterior, con base en los criterios de selección de bioindicadores de calidad de aguas en los arrecifes de coral dados por Cooper *et al.* (2009), se pretende determinar el reclutamiento coralino y la riqueza de especies juveniles. Estos dan respuesta en monitoreos de corto tiempo (semanas a meses) y cumplen con los cinco criterios siguientes. (1) La respuesta es específica a un determinado factor estresante y no a otro, (2) la magnitud de la respuesta biológica refleja la intensidad y la duración del factor estresante, (3) la respuesta biológica es consistente en un rango de escala espacial y temporal, (4) las mediciones son efectivas, fáciles de hacer, no destructivas y son independientes del observador, (5) la respuesta biológica es ecológicamente relevante y de percepción pública “como importante”. Concordante con lo anterior, la pregunta básica que se hace en este estudio es si existe una relación entre densidad de reclutas y número de especies, con la calidad de aguas que se encuentra en el gradiente de cercanía de las fuentes de origen de escorrentía.

6. OBJETIVOS

6.1. Objetivo general

Determinar si los aportes de aguas y sedimentos provenientes del Canal del Dique afectan el reclutamiento coralino en Islas del Rosario, asumiendo que existe un gradiente en la calidad de agua desde la Bahía de Barbacoas hasta Isla Tesoro.

6.2. Objetivos específicos

- Determinar si la calidad del agua (parámetros físicos y químicos) varía a lo largo del gradiente espacial que inicia en la Bahía de Barbacoas y finaliza en Islas del Rosario.
- Estimar las tasas de sedimentación y resuspensión, así como, tamaño y tipo de grano en un gradiente espacial que parte desde la Bahía de Barbacoas hasta Islas del Rosario.
- Estimar la abundancia de reclutas de coral producto de la fertilización del año 2011, así como la abundancia y riqueza taxonómica de juveniles de coral en el gradiente espacial que parte desde la Bahía de Barbacoas hasta Islas del Rosario.
- Establecer el efecto de las variables abióticas (parámetros fisicoquímicos del agua y tasas de sedimentación y resuspensión de sedimentos) sobre la abundancia de reclutas y la riqueza de juveniles (variables biológicas) en un gradiente espacial que parte desde la Bahía de Barbacoas hasta Islas del Rosario.

7. HIPÓTESIS

Existe un gradiente de calidad del agua (parámetros fisicoquímicos y tasas de sedimentación y resuspensión), abundancia de reclutas y riqueza de juveniles de especies de coral que parte de zonas más cercanas al Canal del Dique hacia sitios más distantes.

La mayor densidad de reclutas y de riqueza de juveniles de especies de coral estará asociada a aguas con mayor transparencia, bajas concentraciones de amonio, nitratos, fosfatos, materia orgánica así como, bajas tasas de sedimentación y resuspensión, sedimentos con alto porcentaje de carbonatos de calcio y granos medianos y gruesos.

8. ÁREA DE ESTUDIO

Las Islas del Rosario se localizan en la parte central de la plataforma continental del Caribe colombiano a 52 km del sur occidente de la Bahía de Cartagena ($10^{\circ} 02' - 10^{\circ} 14' N$ y $75^{\circ} 37' - 75^{\circ} 57' W$; Figura 2). El área está compuesta por 32 islas e islotes, con formaciones coralinas vivas adyacentes y bancos coralinos o alto-relieves “bajos”, que se extienden sobre la plataforma continental a una distancia considerable de la costa, conformando así el área marina protegida (AMP) del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo (PNNCR y SB). Su extensión aproximada es de 166,7 km², de la cual 85 km² corresponden a cobertura de formaciones coralinas y gracias a su ubicación e irregularidad de su relieve se ha dado el desarrollo de gran variedad de ambientes y asociaciones biológicas. Por lo anterior, el PNNCR y SB conforma una de las áreas coralinas con mayor desarrollo geomorfológico y estructural del Caribe colombiano en donde es posible la presencia de arrecifes franjeantes, de parche, montículos, tapetes coralinos y bancos coralinos (Díaz *et al.*, 2000; Cendales *et al.*, 2002; Pineda *et al.*, 2004; Delgadillo-Garzón y Zapata-Ramírez, 2009).

Los patrones de vientos y por ende el clima de la región dependen de la dinámica de vientos alisios del NE regida por la zona de convergencia intertropical (ZCIT), esto a su vez determina el patrón del oleaje y la intensidad de la contracorriente de Panamá y de este modo se generan dos estaciones climáticas marcadas, época seca y lluvia (Leblé y Cuignon, 1987). Durante la época seca (diciembre a abril) se presentan vientos predominantes y fuerte oleaje, caso contrario a las condiciones en la época lluviosa (mayo a noviembre) donde predominan las aguas calmas (Pfaff, 1969; López-Victoria y Díaz, 2000; Cendales *et al.*, 2002; Zapata-Ramírez, 2005; Delgadillo-Garzón y Zapata-Ramírez, 2009).

La temperatura superficial del mar (TSM) es variable en el tiempo. En las últimas cinco décadas, osciló entre 25,35 y 33,00 °C (Pfaff, 1969; Carbonell, 1982; Alvarado y Corchuelo, 1992; López-Victoria y Díaz, 2000; Alvarado *et al.*, 2004; Bernal *et al.*, 2006; Alvarado *et al.*, 2009; Gutierrez-Moreno *et al.*, 2010). Gutiérrez-Moreno *et al.* (2011) reportan un promedio (\pm DE) de $28,61 \pm 0,32$, entre un rango de 27,94 y 29,17 °C, a partir de un análisis histórico de las últimas seis décadas (1950-2005), y sugieren que este parámetro muestra tendencia al aumento en el tiempo ($0,006279$ °C). En general, la salinidad oscila entre 30 y 35 UPS (Pfaff, 1969; López-Victoria y Díaz, 2000; Cendales *et al.*, 2002; Zapata-Ramírez, 2005; Delgadillo-Garzón y Zapata-Ramírez, 2009). La precipitación se ha mantenido en promedio (\pm DE) durante los últimos 29 años en $0,00012 \pm 0,000026$ mm s⁻¹ con una leve tendencia al aumento de $0,000005$ mm s⁻¹ y la radiación solar durante las últimas tres décadas ha incrementado a una tasa de $0,1119$ w m² con un promedio (\pm DE) de $465,34 \pm 1,76$ w m² (Gutiérrez-Moreno *et al.*, 2011).

Las calidad fisicoquímica del agua en las zonas arrecifales de Islas del Rosario indican que la mayoría de estos compuestos se encuentran por encima (o por debajo como en el caso de la salinidad) del umbral permitido para la proliferación de arrecifes de coral a lo largo de las últimas cuatro décadas (Figura 1). Adicionalmente Restrepo y Alvarado (2011) llegaron a la misma conclusión basados en datos históricos fisicoquímicos partiendo de investigaciones que pretendían demostrar la influencia del aporte de escorrentía del Canal del Dique.

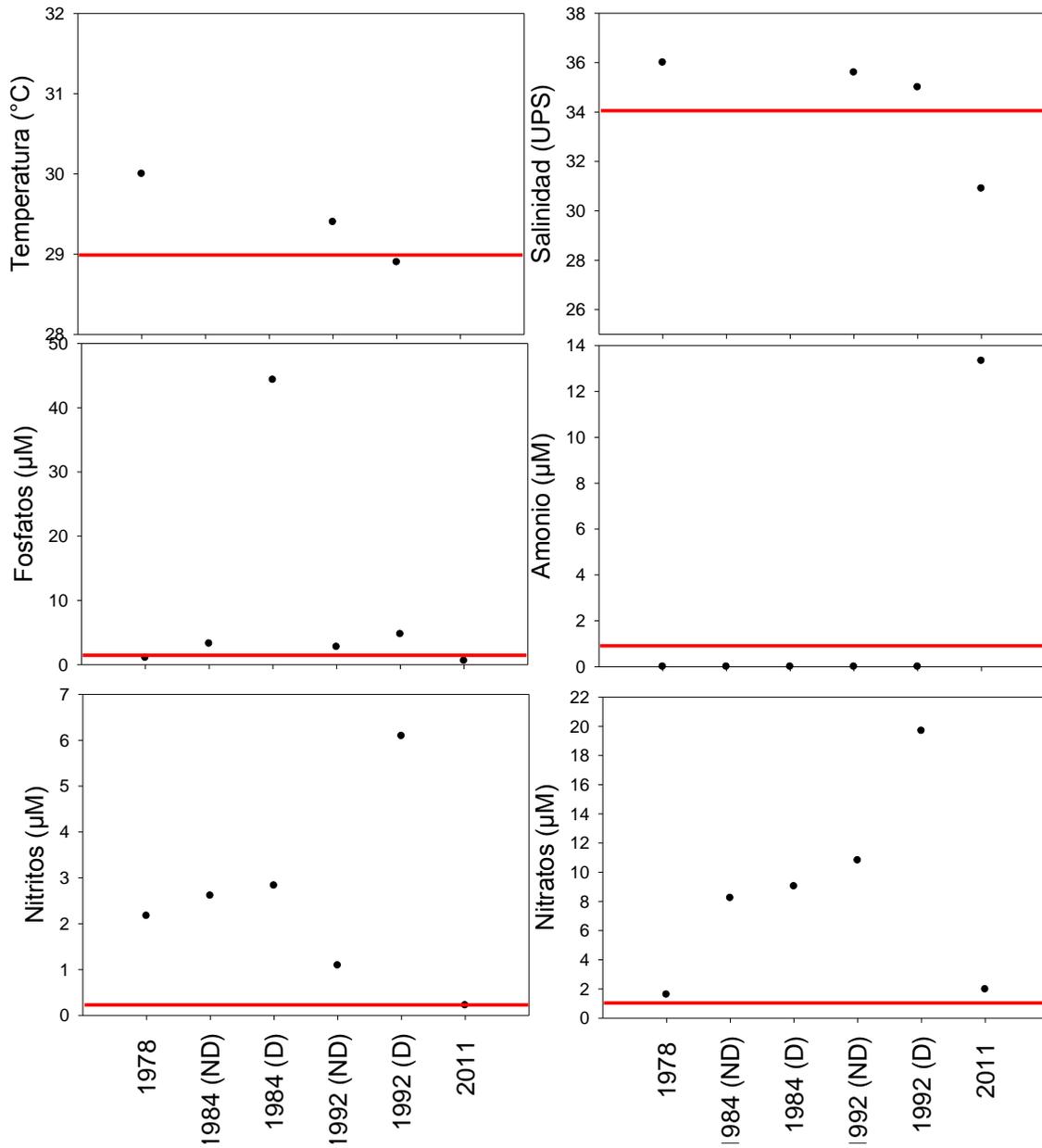


Figura 1. Calidad fisicoquímica del agua de Islas del Rosario durante las últimas cuatro décadas. Línea roja indica umbral para reproducción de corales duros. (D) dragado, (ND) no hay dragado.

Los sitios de muestreo se ubicaron en unidades de corales mixtos de las comunidades arrecifales en las zonas norte y sur de Isla Arena (Ar), Isla Grande (Ig), Isla Pavitos (Pa), Isla Tesoro (Te) y Rosario (Ro) (Figura 2, Tabla 2). En el caso de Burbujas (Bu) solo se muestreó en una zona ya que este estación no es una isla como las demás.

Tabla 2. Sitios de muestreo con coordenadas geográficas y gradiente espacial desde la Bahía de Barbacoas.

Sitio de muestreo	Coordenadas	Distancia de lejanía al Canal del Dique (km)
Arena Sur	Norte 10°8'24,6"	21,03
	Oeste 75°43'42,2"	
Arena Norte	Norte 10°9'17,5"	21,67
	Oeste 75°43'33,3"	
Grande Sur	Norte 10°10'26,3"	23,28
	Oeste 75°43'30"	
Grande Norte	Norte 10°11'01,7"	25,03
	Oeste 75°43'53,1"	
Pavitos Sur	Norte 10°10'18,8"	26,29
	Oeste 75°45'56,2"	
Pavitos Norte	Norte 10°10'55,9"	27,44
	Oeste 75°46'00,5"	
Rosario Norte	Norte 10°10'02,6"	28,01
	Oeste 75°47'09"	
Rosario Sur	Norte 10°09'22,3"	28,53
	Oeste 75°47'42,2"	
Tesoro Sur	Norte 10°13'50,9"	29,77
	Oeste 75°44'30"	
Tesoro Norte	Norte 10°14'8,5"	30,07
	Oeste 75°44'3,7"	
Burbujas	Norte 10°14'46,8"	34,34
	Oeste 75°37'15,3"	

Los arrecifes de los puntos escogidos presentan comunidades arrecifales desarrolladas, y por su localización, representan un gradiente según la distancia al Canal del Dique desde

los caños Matunilla y Lequerica como se muestra en la Tabla 2, por lo cual se asume que deben recibir los efectos de las aguas y sedimentos en forma diferencial (Figura 2).



Figura 2. Sitios de muestreo. Ba (Barú), Ar (Arena), Ig (Isla Grande), Pa (Isla Pavitos), Ro (Isla Rosario), Te (Isla Tesoro), Bu (Burbujas).

Hace tres décadas, la comunidad arrecifal coralina bentónica era dominada por corales del género *Acropora* (Coral y Caicedo 1983), no obstante, su abundancia presentó una reducción rápida pocos años después, evidenciándose un proceso de deterioro que dejó como resultado zonas de colonias muertas de *A. cervicornis* y *A. palmata*. Posteriormente se presentó una proliferación de grupos funcionales como algas y esponjas (Alvarado *et al.*, 1986). La cobertura de coral muerto representó el 22,53 %, muy cercana a los 24,35 % que ocupaba el coral vivo (Ramírez *et al.*, 1986). Tres años más tarde, Sarmiento *et al.* (1989) reportaron un incremento de la cobertura del coral muerto que alcanzó un 54,34 % y por el contrario el coral vivo solo representaba el 21,54 %. Posteriores estudios indicaron que el

coral muerto y las algas cubrían el 31 y 30 % del fondo arrecifal respectivamente (Cendales *et al.*, 2002; Rodríguez, 2007). Dentro del 30 % de cobertura algal, los géneros *Halimeda* y *Dictyota* predominaban en la zona. Por otro lado, la cobertura de coral vivo (27 %) era dominado por los corales *Colpophylia natans*, *Montastraea annularis*, *Agaricia tenuifolia*, *Porites astreoides* y *P. porites*. Con lo anterior y estudios más recientes (Sarmiento, 2010; Alvarado *et al.*, 2011; Restrepo y Alvarado, 2011) se sugiere un cambio de estado de la comunidad de corales escleractínios en los arrecifes de Islas del Rosario, escenario en el que *Agaricia* sp y *Porites* sp. han incrementado considerablemente su abundancia en los arrecifes.

En una rápida evaluación de la comunidad en los sitios de muestreo de este estudio se encontró dominancia del grupo algal en siete de los 11 sitios (Figura 3a). Dentro de este grupo, los tapetes filamentosos son los más abundantes respecto a los demás (Figura 3b). Como generalidad para la zona, las algas ocuparon el 50,04 % seguido por sustrato con sedimento libre (16,33 %) y los corales escleractínios con tan solo un 11,62 % (Figura 3c).

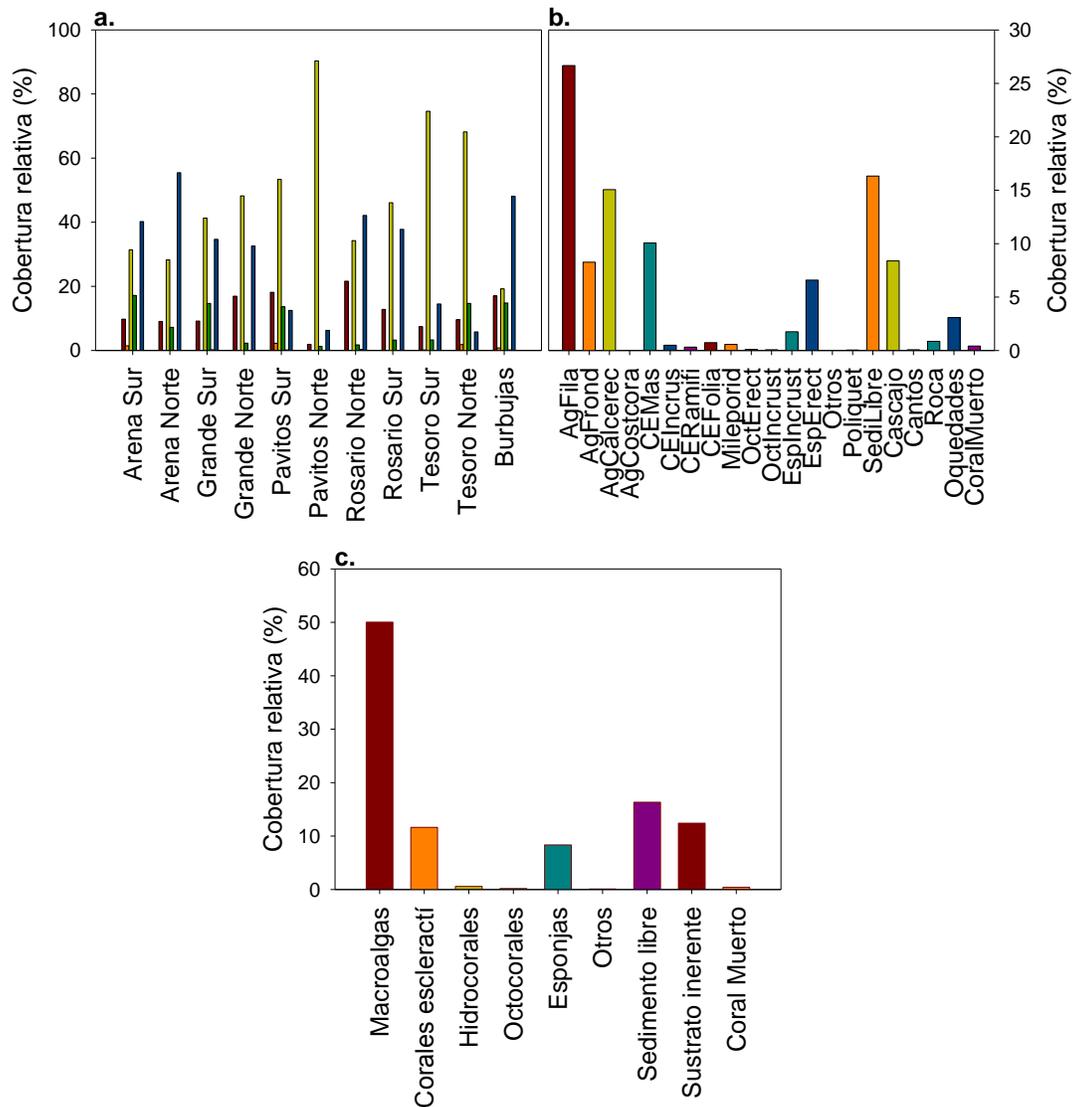


Figura 3. Cobertura relativa de grupos funcionales de las comunidades arrecifales coralinas bentónicas en Islas del Rosario. (a) Grupos principales discriminados por sitio de muestreo. (b) Grupos funcionales totales discriminados por formas de crecimiento. (c) Grupos funcionales principales totales. Algas filamentosas (AgFila), algas frondosas (AgFronc), algas calcáreas (AgCalcerec), algas costrosas (AgCostcora), corales escleractínios masivos (CEMas), corales escleractínios incrustantes (CEIncrus), corales escleractínios ramificados (CERamifi), corales escleractínios foliáceos (CEFolia), Millepóridos (Mileporid), octocorales erectos (OctErect), octocorales incrustantes (OctIncrust), esponjas incrustantes (EspIncrust), esponjas erectas (EspErect), sedimento libre (SediLibre).

9. METODOLOGÍA

9.1. Premisas para el estudio de la calidad fisicoquímica del agua

En una revisión cuidadosa sobre los efectos de los aportes de aguas continentales en la ecología de los corales y los arrecifes de coral, Fabricius (2005, 2011) y Cooper *et al.* (2008) sugieren que para evaluar el efecto de la calidad del agua sobre el reclutamiento de los corales, la concentración de nutrientes inorgánicos disueltos (nitratos, nitritos, amonio y fosfatos), la cantidad de materia orgánica, la sedimentación, la temperatura y salinidad, son los parámetros más indicados. Las principales especies constructoras de arrecife presentes en las zonas arrecifales de Islas del Rosario presentan un desove masivo y sus gametos exhiben flotabilidad positiva (Sánchez *et al.*, 1999), por lo que probablemente son atrapados por las aguas continentales que viajan en la superficie, y es aquí donde se genera mortalidad de los mismos debido a una falla en la fertilización, e incluso malformación de gametos (Haynes *et al.*, 2007). Es por lo anterior que las muestras de agua analizadas se extrajeron de la superficie y no de aguas medias ni profundas.

9.2. Premisas para el estudio de los sedimentos

El estudio de los sedimentos en arrecifes coralinos tiene dos grandes componentes. La sedimentación que es la cantidad de partículas que se depositan y que por lo general provienen de zonas alóctonas al arrecife (Rogers, 1990; Fabricius, 2005; 2011). Por otra parte está la resuspensión, que se refiere a la cantidad de sedimentos que se levanta del fondo (resuspende) y que por lo general se trata de sedimentos que se han acumulado en el sustrato arrecifal a lo largo del tiempo, además puede comprender una parte de sedimentos en deposición (Maa *et al.*, 1998, Ogston *et al.*, 2004, Ouillon *et al.*, 2010). Por lo anterior, en este estudio se evaluaron las dos variables y se trataron por separado.

9.3. Premisas para el estudio del reclutamiento

El reclutamiento es un proceso vital para las poblaciones y comunidades en zonas arrecifales coralinas y en general el ecosistema coralino. En corales, este proceso, inicia con la fase bentónica del ciclo de vida (asentamiento y reclutamiento *per se*). En este estudio se investigó este proceso en términos de reclutas y los juveniles. El primero se considera como un estimativo de la oferta larval y puede medir indirectamente el éxito de procesos previos como reproducción, pre y post asentamiento larval que hacen parte de las etapas tempranas de ciclo de vida (Richmond, 1997). El segundo puede dar un acercamiento a tasas de mortalidad y sobrevivencia de los reclutas (Harrison y Wallace, 1990; Richmond y Hunter, 1990; Richmond, 1997; Harrison, 2011).

9.4. Fase de campo

Las variables abióticas (físicoquímicas y sedimentológicas) y biológicas se midieron en 11 sitios de muestreo (Tabla 2) al mismo tiempo, coincidiendo con el evento multiespecífico de liberación de gametos de las principales especies constructoras de arrecife en septiembre del año 2011.

9.4.1. Calidad fisicoquímica del agua superficial

Para verificar *in situ* la calidad de las aguas y determinar la llegada de los aportes del Canal del Dique durante el evento multiespecífico de liberación de gametos de las principales especies constructoras de arrecife y 50 días después de ocurrido este evento, en los sitios de muestreo se midieron los parámetros mencionados en las premisas. En cada sitio se recolectó una muestra de agua y su réplica (un litro cada una) siguiendo las recomendaciones del laboratorio ambiental ANTEK S.A. Las muestras se recogieron desde la lancha en la capa superficial (30 cm) en cada recipiente de almacenamiento (Figura 4).

Adicionalmente, los recipientes para medir concentraciones de amonio y materia orgánica se fijaron previamente con 2 mL de ácido sulfúrico. Todas las muestras se rotularon con el nombre de la estación de muestreo y la fecha de recolecta, se almacenaron en frío (4 °C) y se enviaron por transporte aéreo a la ciudad de Bogotá para su posterior análisis en el laboratorio ambiental ANTEK S.A. De este modo se obtuvieron 22 muestras por cada salida, es decir 44 muestras en total.



Figura 4. Recolecta de la muestra de agua para medición de parámetros fisicoquímicos y medición de transparencia con disco Secchi.

Al mismo tiempo que se recolectaron las muestras, en cada sitio de muestreo, se midió la salinidad y temperatura *in situ* tomando tres puntos diferentes desde la lancha para obtener una mayor confiabilidad de los datos, lo anterior usando un conductímetro marca MELTER TOLEDO. En los mismos sitios, se realizaron mediciones de la transparencia del agua con disco Secchi, no obstante, debido a que los arrecifes en los sitios de muestreo no superaron los 12 m de profundidad, la visibilidad siempre fue total. Por lo anterior, este parámetro no fue tenido en cuenta en los análisis y se consideró que la transparencia del agua superaba esta profundidad en las zonas arrecifales de las Islas del Rosario.

9.4.2. Sedimentos

En cada sitio de muestreo se instalaron seis trampas de sedimentación (una original y cinco réplicas (Figura 5) y cuatro de resuspensión (una original y tres replicas) formados por tubos de PVC de $\frac{3}{4}$ de pulgada de diámetro y 12 cm de alto (Bloesch y Burns, 1980; Storlazzi *et al.*, 2011). Las bocas de las trampas de sedimentación quedaron a 1,5 m por encima del fondo marino y las de resuspensión a 0,30 m. Estas trampas se instalaron dos días previos a la liberación de gametos de especies hermatípicas de coral (septiembre) y se retiraron a los 50 días. Debido a corrientes y fuerte oleaje, se perdieron colectores de muestras de sedimentación (una muestra en Arena Norte y todas las de Pavitos Norte y Grande Sur). De las 96 muestras de resuspensión se perdieron dos colectores en Burbujas, dos en Pavitos Norte y uno en Tesoro Sur.

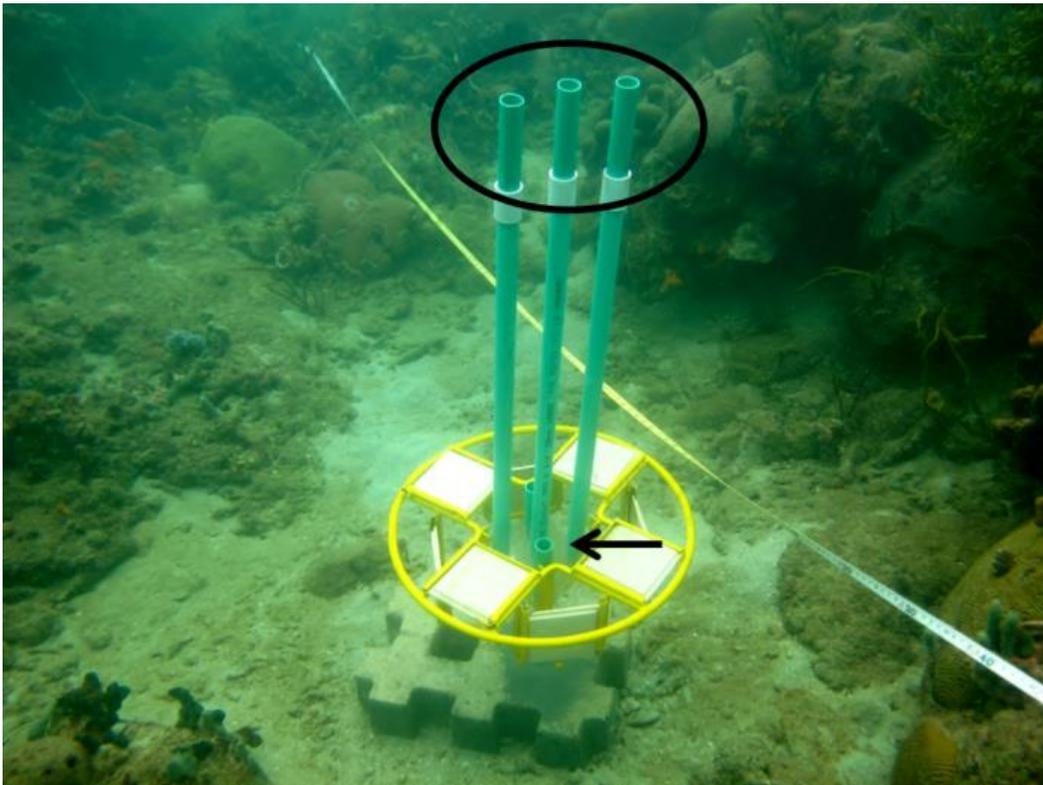


Figura 5. Diseño de trampa de sedimentos: colectores de sedimentación (círculo), colectores de resuspensión (flecha).

9.4.3. Reclutamiento

Con el fin de estimar la densidad de reclutas de corales escleractínios producto de la fertilización tras el evento de liberación de gametos de las principales especies constructoras de arrecife en la zona de estudio, se ubicaron placas de cerámica de 10 x10 cm en los sitios de muestreo. Las placas se sumergieron en el ambiente marino 15 días previos a la liberación de gametos para que éstas se cubrieran con biopelícula (biofilm) y asegurar el reclutamiento (Webster *et al.*, 2004). En cada sitio, en el transecto que registró mayor riqueza de juveniles de coral, se instalaron dos sets (original y replica) de dos placas en posición horizontal y dos en posición vertical las cuales fueron suspendidas a 50 cm del fondo a través de unas trampas diseñadas para el estudio de colecta de sedimentos. Las trampas estaban separadas 5 m cada una. En total se obtuvieron ocho placas de reclutamiento por sitio de muestreo y un total de 96 baldosas de cerámica en toda el área de estudio, lo que corresponde a 9600 cm² de área por cada lado (expuesto y no expuesto) y 19200 cm² en total. El tamaño de las placas y las características de origen (100 cm² y material arcilla respectivamente) y textura (rugosidad en ambas caras) se determinó según experiencias previas de Rogers *et al.* (1984), Maida (1994), Glassom *et al.* (2004; 2006) y Pizarro *et al.* (2007) para lo primero y de Nozawa *et al.* (2011) y Nozawa (2012) para lo segundo.

Transcurridos 50 días después del desove se recogieron las placas de cada sitio. El tiempo entre la ubicación de las placas en el medio y la recolección de las mismas, es suficiente para poder observar posteriormente los reclutas con ayuda de un estereoscopio (Nozawa, 2012).

Para medir la riqueza taxonómica de los juveniles de corales escleractínios y su abundancia, en cada sitio de muestreo se ubicaron tres transectos lineales de 10 m de

longitud y 2 m de ancho (uno original y dos réplicas) separados cinco metros cada uno. En cada transecto se ubicaron, de manera sistemática, 10 cuadrantes de 1 x 1 m que representan el 50 % del transecto (Figura 6). Con esto se cubrió un área de 30 m² por cada sitio y un total de 630 m² para todo el estudio. En cada cuadrante se realizó una búsqueda rigurosa de juveniles de corales escleractínios y milepóridos en el sustrato arrecifal (se definió como juvenil a los individuos visibles a simple vista que tuvieran < 4 cm para especies con colonias grandes como *Montastraea* sp., *Diploria* sp., *Siderastrea siderea*, entre otras, y < 2 cm para especies con colonias pequeñas como *Favia fragum* y *P. astreoides*, entre otras). A cada juvenil se le midió el largo y ancho mayor y se fotografió, para tener registro del mismo y validar la identificación taxonómica realizada durante el muestreo en campo (Yap *et al.*, 1992; Miller *et al.*, 2002; Bernal, 2005; Vidal *et al.*, 2005; López, 2007).

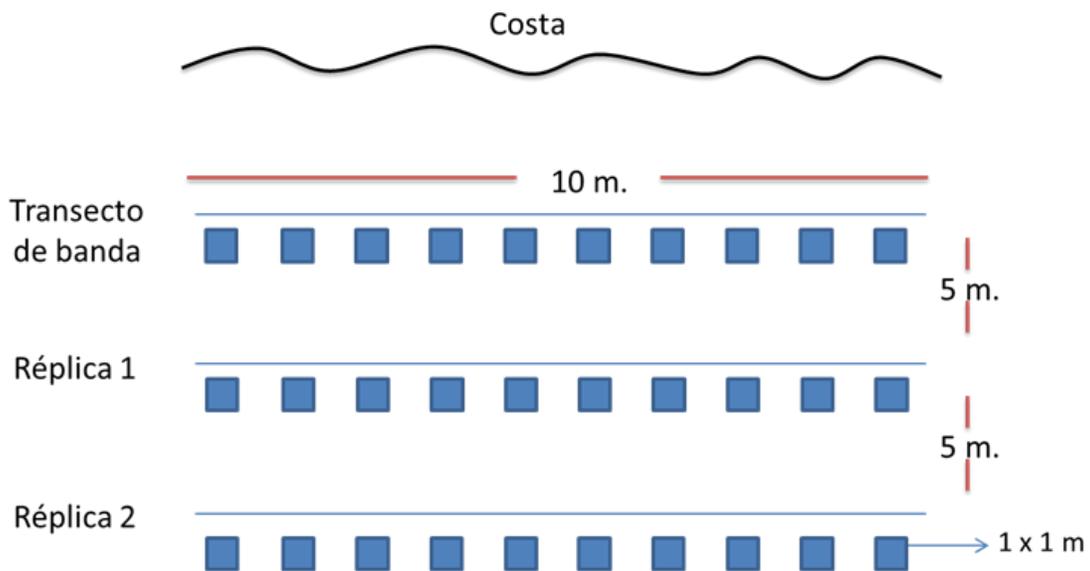


Figura 6. Diagrama del método usado para la ubicación de juveniles de coral.

La identificación de los juveniles en campo se realizó hasta el nivel de especie y en caso de duda se usó la guía de identificación de juveniles de Dueñas *et al.* (2010).

Adicionalmente, en cada sitio de muestreo se extendió un transecto lineal en el que se determinó la curva de riqueza acumulada (Ramírez, 2006) para establecer la representatividad de la muestra (Figura 7). Con lo anterior se estableció que con transectos de banda de 10 m de largo se obtiene una muestra representativa de la comunidad de juveniles de corales escleractínios en el área de estudio la cual es suficiente para estimar la riqueza de juveniles de corales escleractínios (Bak y Engel, 1979; Miller *et al.*, 2000; López, 2007). Es importante aclarar que cada transecto de banda fue revisado por un buzo con experiencia en corales, por lo que siempre se requirió de tres buzos en cada sitio de muestreo y obtener una mayor eficiencia por cada inmersión.

9.5. Análisis de laboratorio

9.5.1. Calidad fisicoquímica del agua

Una vez las muestras se encontraron en el laboratorio, se realizó la determinación de concentraciones de nitratos, nitritos, amonio, fosfatos y materia orgánica a partir de las técnicas espectrométrico-UV, colorimétrico, destilación-titulométrica, colorimetría y oxidación con dicromato respectivamente siguiendo el Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater 21st Edition 2005, APHA, AWWA, WEF. Es importante anotar que el laboratorio contratado cuenta con certificación de calidad del IDEAM. Adicionalmente, cuenta con acreditación del análisis de nitratos, nitritos y amonio mediante las resoluciones No. 0379 del 06 de diciembre de 2007 y extensiones No. 0146 del 2008, 2207 del 2009 y 1617 del 2010 del IDEAM, permitiendo una confiabilidad de los resultados obtenidos.

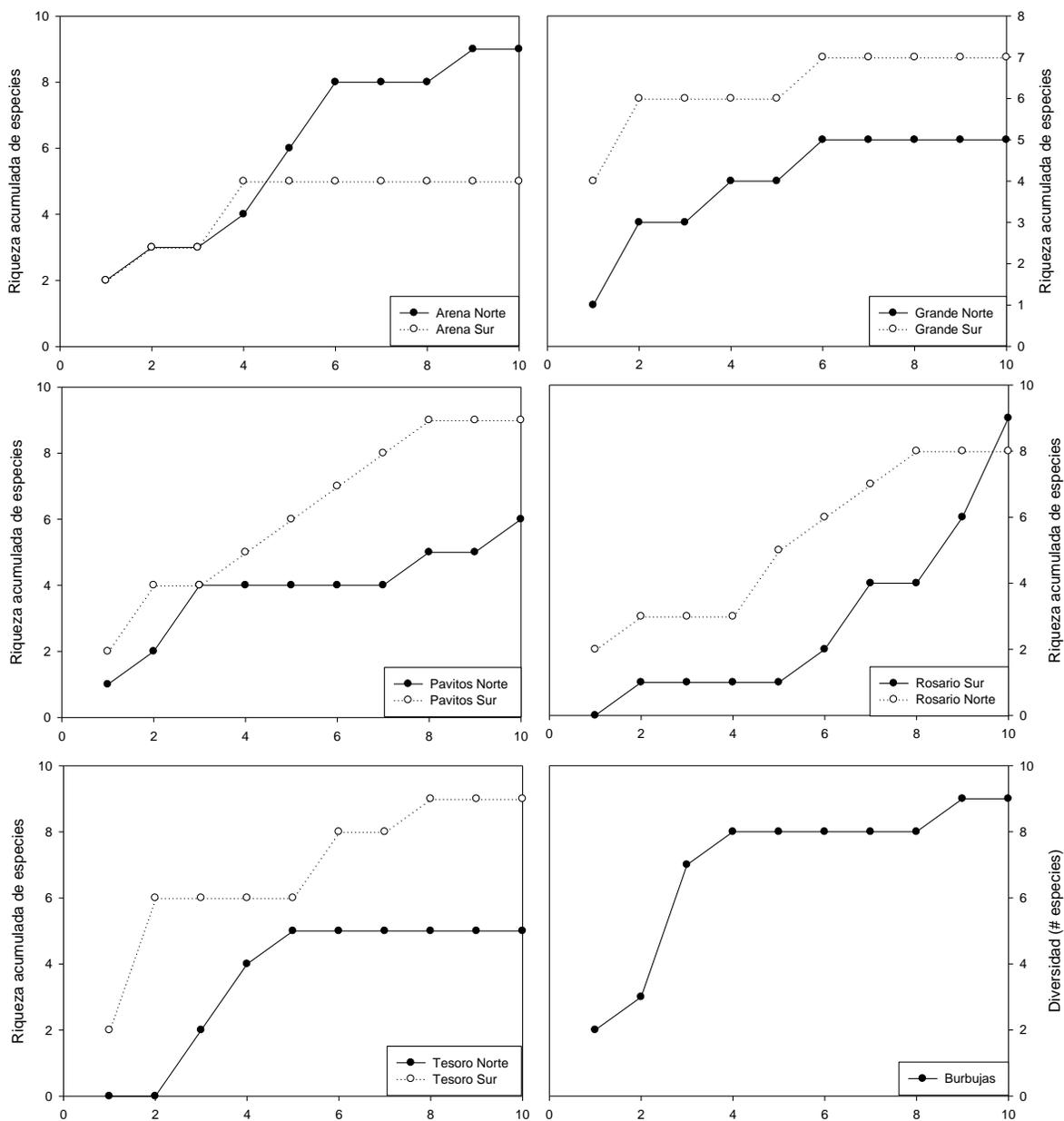


Figura 7. Curva de riqueza acumulada en los sitios de muestreo. En el eje X se encuentran los cuadrantes (número) en el transecto lineal. Cada cuadrante cubriría un área de 1 m².

9.5.2. Sedimentos

Las muestras fueron analizadas por medio de granulometría siguiendo lo sugerido por Zea (1994) y el manual de métodos del SIMAC (Garzón-Ferreira *et al.*, 2002). Inicialmente los sedimentos se tamizaron con una bandeja de diámetro de poro de 1 mm para eliminar

organismos como caracoles, erizos y otros y se lavaron dos veces en 48 h para eliminar las sales. Posteriormente, usando una batería de tamices (1 mm a 300 µm, entre 300 y 53 µm y tamaños inferiores a los 53 µm), se clasificaron los granos en medios, finos y muy finos respectivamente. Cada submuestra se secó a 90 °C por tres días y se pesó por separado. Los valores de los pesos de los sedimentos por tipo de grano se tradujeron en tasas de sedimentación teniendo en cuenta los 50 días que estuvieron en el ambiente marino, el diámetro de la boca de la trampa y su profundidad.

Para establecer la calidad de sedimentos que se está depositando, a partir de los sedimentos totales de cada muestra se procedió a determinar el porcentaje de carbonato de calcio (% CaCO₃) que éstas contenían, por medio de una titulación por retroceso. Así, a la muestra se le agregó 50 ml de ácido clorhídrico (HCl) al 0,5 N y se calentó sin dejar evaporar. Se dejó enfriar a temperatura ambiente y se filtró el sobrenadante. Se adicionaron de dos a cuatro gotas de fenolftaleína y se tituló con hidróxido de sodio (NaOH) al 0,25 N hasta observar un cambio de color. Con los volúmenes de HCl y NaOH usados en cada muestra, se aplicó la siguiente fórmula para hallar el porcentaje de carbonato de calcio (Sanz *et al.*, 1998; Pardo *et al.*, 2004).

$$\text{CaCO}_3(\%) = \frac{\text{Volumen HCl (ml)} - \text{Volumen NaOH (ml)}}{\text{Sedimento (g)}} \times 5$$

9.5.3. Reclutamiento

Una vez retiradas las placas de cerámica del medio marino, se lavaron con agua corriente, se remojaron por tres días en cloro para eliminar la materia orgánica contenida en las placas (e.g. algas, esponjas, briozoos, etc.), secaron y observaron en el laboratorio bajo el estereoscopio por ambas caras, en búsqueda de reclutas de coral (Field *et al.*, 2007).

También se identificaron los reclutas discriminándolos en grandes grupos y se anotaron sus abundancias. En el caso de juveniles, para corroborar la identificación realizada en campo, se revisó fotográficamente cada individuo encontrado.

9.6. Análisis de datos

Con los datos obtenidos en campo y laboratorio de cada parámetro medido, estos se organizaron en una matriz usando el software Microsoft Excel y se realizó un estudio de estadística básica descriptiva (promedio, desviación estándar, mínimo y máximo) usando el paquete estadístico STATISTICA 7. Con el fin de someter a prueba la hipótesis planteada de que existe un gradiente de calidad del agua (físicoquímica y sedimentológica), así como de reclutamiento (abundancia de reclutas, juveniles y la riqueza taxonómica de éste último) que parte de zonas más cercanas al Canal del Dique hacia sitios más retirados, se aplicó la prueba estadística Shapiro Wilk para determinar si había normalidad y Levene para comprobar la existencia de homocedasticidad (Anexo A) empleando el software estadístico STATISTIX 9.0. Debido a que no todas las variables cumplieron con este supuesto, se realizó una correlación de Spearman entre estas variables ambientales y la distancia de lejanía al Canal del Dique (medida en kilómetros). Adicionalmente, para determinar si existían diferencias estadísticas significativas entre los sitios de muestreo para cada variable, se aplicó la prueba de medianas Kruskal-Wallis ANOVA. Dado el caso de encontrar diferencias, se aplicaba la prueba post-hoc de múltiples comparaciones de los rangos para todos los grupos y conocer los sitios que diferían entre sí. Las gráficas que permiten observar tendencias de distribución de los datos en el gradiente, se realizaron con el programa Sigmaplot 10. Es importante aclarar que las gráficas no muestran la distancia en kilómetros, sino el nombre de los sitios de muestreo en el gradiente con el fin de facilitar la ubicación en el mapa del área de estudio y la discusión de los resultados. Referente a la

calidad fisicoquímica del agua superficial, se realizó todo lo anterior por separado para cada época de muestreo (septiembre y noviembre) para comprobar las hipótesis planteadas y, además para conocer si los valores de cada parámetro diferían entre muestreo, se aplicó la prueba no paramétrica de suma de rangos de Wilcoxon para muestras independientes con ayuda del programa estadístico STATISTIX 9.0. También se realizó una prueba Chi^2 para establecer diferencias significativas entre las abundancias de reclutas en placas horizontales (lado expuesto y no expuesto) y verticales (lado expuesto y no expuesto).

Por otra parte, con la finalidad de responder al cuarto objetivo de esta investigación el cual pretendía determinar los efectos de la escorrentía del Canal del Dique sobre el reclutamiento de corales en zonas arrecifales de Islas del Rosario a lo largo de un gradiente espacial (ya mencionado), se realizó una integración de los datos abióticos y biológicos. De este modo, obtenidos los datos de todas las series de variables (Tabla 3), se realizó una matriz que se compuso del promedio de los datos de cada variable por sitio de muestreo y así se estandarizó el número de datos para todos los sitios (ver página 5, numeral 2.4 en Fabricius *et al.*, 2011). Las pruebas empleadas fueron no paramétricas puesto que no se presentó una distribución normal ni homoceasticidad de los datos como se mencionó anteriormente.

Tabla 3. Lista de variables ambientales y biológicas.

Variables ambientales	
Sedimentación	Tasa total
	Contenido de carbonatos
	Granos medios
	Granos finos
	Granos muy finos
Resuspensión	Tasa total
	Contenido de carbonatos
	Granos medios
	Granos finos
	Granos muy finos
Fisicoquímicos	Materia orgánica
	Fosfatos
	Nitratos
	Nitritos
	Amonio
	Salinidad
	Temperatura
Variables biológicas	
Juveniles	Abundancia total
	Riqueza taxonómica
	Composición de la comunidad
Recién asentados	Abundancia total

Queriendo establecer el efecto de las variables abióticas (parámetros fisicoquímicos del agua, tasas de sedimentación y resuspensión de sedimentos) sobre la abundancia de reclutas en placas y corales juveniles, así como la riqueza de juveniles, se determinaron las variables ambientales que mejor explicaron el reclutamiento por medio de una prueba de emparejamiento ambiente y biota –BIOENV- (Clarke y Warwick, 2001).

Teniendo en cuenta que los juveniles comprenden máximo cuatro años (dependiendo de la especie) debido a sus tamaños y que probablemente son afectados por los sedimentos que se puedan depositar así como los que se resuspenden, se relacionaron todos los

parámetros de sedimentos obtenidos en este estudio, con la composición de la comunidad de especies de juveniles de corales escleractínios (BIOENV) y se estableció cuáles fueron las variables que más afectaron este componente biótico (reclutamiento de corales) en Islas del Rosario. Debido a que el BIOENV relaciona todas las variables abióticas con abióticas, se buscó plantear un análisis que permitiera analizar pequeños grupos de variables biológicas (e.g. reclutas y juveniles) con abióticas (por ejemplo sedimentos y fisicoquímicos por separado). Teniendo en cuenta lo anterior, primero se correlacionaron las ambientales con corales recién asentados y luego con juveniles que comprendió la abundancia y riqueza taxonómica por medio de correlaciones canónicas (Guisande *et al.*, 2006). Se consideraron robustas en la medida que los valores canónicos obtenidos fueran superiores a 0,3 (Munday *et al.*, 1997). Dado el caso de encontrar correlaciones significativas entre grupos de variables (abióticas y biológicas), se determinó la variable ambiental que aportó la mayor significancia estadística partiendo del valor eigen y peso de correlación canónica (Guisande *et al.*, 2006).

Debido a la importancia ecológica de conocer si existía algún tipo de relación entre las variables biológicas medidas en el presente estudio, se relacionaron densidades de reclutas recién asentados y juveniles de corales escleractínios por medio de un análisis de correlación de Spearman. Adicionalmente, discriminando por grandes grupos como agarícidos, porítidos y otros, se buscó explicar si existía una relación entre las abundancias de estos grupos taxonómicos tanto de reclutas recién asentados como juveniles.

10. RESULTADOS

10.1. Calidad fisicoquímica del agua superficial

Durante los días de la liberación de gametos (septiembre), las condiciones fisicoquímicas del agua en las diferentes zonas arrecifales se caracterizó por temperaturas altas, salinidades bajas, concentraciones de nitritos y materia orgánica altos y nitratos y amonio muy altos (Tabla 5). A mayor distancia del Canal del Dique las temperaturas y concentraciones de materia orgánica fueron más bajas y las salinidades más altas lo que se corroboró con correlaciones negativas significativas. Los fosfatos, nitratos, nitritos y amonio presentaron tendencia a la disminución con la distancia del Canal. No obstante las correlaciones fueron bajas y no significativas (Tabla 4).

Tabla 4. Matriz de correlaciones de Spearman (r_s). Cada variable se correlacionó con la distancia de lejanía de la desembocadura del Canal del Dique desde la Bahía de Barbacoas. Diferencias estadísticamente $p < 0,05$. $n = 33$ para salinidad y temperatura, $n = 22$ para variables químicas.

Variabes	Septiembre (p)	Noviembre (p)
Salinidad	0,51 (0,00)	0,34 (0,05)
Temperatura	-0,47 (0,00)	0,37 (0,04)
Materia orgánica	-0,43 (0,04)	-0,13 (0,61)
Fosfatos	0,25 (0,30)	-0,32 (0,16)
Nitratos	0,39 (0,07)	0,1 (0,14)
Nitritos	0,24 (0,26)	0,25 (0,59)
Amonio	0,01 (0,98)	0,25 (0,36)

En noviembre, 50 días después del evento, el agua superficial en las zonas arrecifales presentó temperaturas comparativamente más bajas (28,10 a 29,60 °C) y salinidades más altas (31,70 a 33,80 UPS). Se evidenció tendencia positiva con la distancia a la desembocadura del Canal del Dique, no obstante solo la temperatura resultó correlacionada

significativamente (Tabla 4). La materia orgánica (MO) y la concentración de fosfatos presentaron tendencia de disminución con la distancia del Canal del Dique mientras que las concentraciones de nitratos, nitritos y amonio aumentaron y en ningún caso la correlación fue alta o significativa como se observa en la Tabla 4.

En general todos los factores fisicoquímicos del agua fueron mayores en el mes de la liberación de gametos (septiembre) con excepción de la salinidad y materia orgánica. Adicionalmente, la temperatura, salinidad, concentración de nitratos y amonio presentaron diferencias significativas entre estas épocas, siendo menores en noviembre (Tabla 5).

Tabla 5. Rangos (máximo y mínimo), promedio, desviación estándar, comparación entre épocas de muestreo (septiembre y noviembre) de variables fisicoquímicas del agua superficial en zonas arrecifales de Islas del Rosario. (*) Diferencias estadísticas significativas con la prueba de suma de rangos Wilcoxon (n=33 para temperatura y salinidad; n= 22 para nutrientes).

Variable	Septiembre				Noviembre				p
	\bar{x}	DE	Min	Max	\bar{x}	DE	Min	Max	
Temperatura (°C)	29,9	0,4	29,1	30,7	29,1	0,4	28	29,6	< 0,001 *
Salinidad (UPS)	29,5	1,2	26,8	32,1	33,2	0,5	32	33,8	< 0,001 *
Materia Orgánica (mg L ⁻¹)	1,95	0,6	1	2	2,05	0,6	1	3	0,6072
Fosfatos (µM)	0,2	0,2	0,08	0,74	0,12	0	0,1	0,15	0,1738
Nitratos (µM)	26,7	7,7	0,09	33,9	11,7	1,2	10	15	< 0,001 *
Nitritos (µM)	0,19	0,1	0,07	0,36	0,16	0,1	0,1	0,22	0,2205
Amonio (µM)	48,5	4,7	40,2	57,8	15,6	4,4	5,6	23,3	< 0,001 *

10.2. Sedimentos

Las tasas de sedimentación encontradas en las zonas arrecifales de Islas del Rosario oscilaron entre 0,05 y 33,26 mg cm² d⁻¹ con un promedio de 7.76 ± 9.14 mg cm⁻² d⁻¹. Éstas no mostraron una tendencia relacionada con la distancia de cercanía a los aportes de agua del Canal del Dique ($r_s = 0,015$; $p = 0,94$, Figura 8a). Rosario Sur y Arena Sur exhibieron los valores más altos (24,56 ± 9,65 y 12,74 ± 0,09 mg cm⁻² d⁻¹ respectivamente) mientras que en Tesoro Norte, Pavitos Sur y Grande Norte se encontraron las más bajas (<0,50 mg cm⁻² d⁻¹) (Figura 8a). Las tasas promedio de resuspensión de sedimentos fueron de 33.32 ± 39.56 mg cm⁻² d⁻¹ (rango 0,19 - 143,21). Al igual que las de sedimentación, tampoco se encontró alguna tendencia relacionada con la distancia de cercanía a los aportes de agua del Canal del Dique ($r_s = 0,107$; $p = 0,48$, Figura 8b).

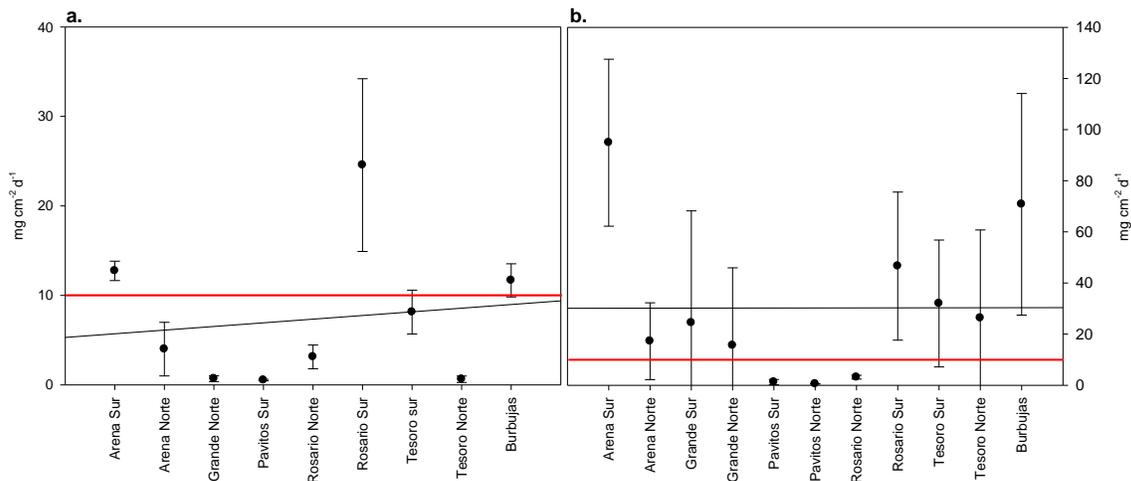


Figura 8. Tasas de sedimentación (a) y de resuspensión total (b) por sitio de muestreo en el gradiente de cercanía a la influencia de la escorrentía por el Canal del Dique. Los puntos indican el promedio de las tasas de sedimentación y las barras muestran la desviación estándar. La línea negra muestra la tendencia y la roja indica el umbral de sedimentación/resuspensión en arrecifes coralinos (Rogers, 1990; Fabricius, 2005; Erftemeijer *et al.*, 2012).

Se encontraron diferencias significativas entre las tasas de sedimentación por tipo de grano y totales entre sitios (Tabla 6), siendo Rosario Sur y Tesoro Norte ($Z=3,9$; $p= 0,0038$), los que presentaron las tasas más altas y bajas respectivamente. Las tasas de sedimentación en Rosario Sur, Arena Sur, Burbujas y Tesoro Sur fueron cercanas o superiores al valor máximo de sedimentación tolerado por los corales (Figura 8a). En cuanto a las tasas de resuspensión, también se encontraron diferencias significativas entre los sitios de muestreo (Tabla 6) atribuyéndose a Arena Sur y Pavitos Sur ($Z=3,4$; $p= 0,0390$) con las tasa más alta ($94,88 \pm 32,64$) y bajas ($< 3,5 \text{ mg cm}^2 \text{ d}^{-1}$) respectivamente.

Tabla 6. Resultados de la prueba de Kruskal-Wallis entre las tasas de deposición total y tipos de granos entre sitios. (A) Sedimentación ($N=27$) y (B) Resuspensión ($N = 44$).

Variable	A	B
Total	0,0018	0,0018
Medios (1 mm a 250 μm)	0,0084	0,0138
Finos (250 a 53 μm)	0,0017	0,0308
Muy finos ($< 53 \mu\text{m}$)	0,0039	0,0041

Los sedimentos finos en deposición dominaron respecto a los medios y muy finos (63,12 y 20,69 % para finos y muy finos, respectivamente), exhibiendo valores máximos en Rosario Sur y Arena Sur ($15,90 \pm 6,03$ y $8,65 \pm 0,51 \text{ mg cm}^{-2} \text{ d}^{-1}$ respectivamente) tal como se observa en la Tabla 7. Los finos resuspendidos también fueron más abundantes que los medios y muy finos en la mayoría de los sitios, con valores máximos de tasas de resuspensión encontradas en Arena Sur y Burbujas ($38,83 \pm 12,81$ y $36,86 \pm 34,34 \text{ mg cm}^{-2} \text{ d}^{-1}$ respectivamente).

Tabla 7. Tasas de resuspensión promedio ($\text{mg cm}^{-2} \text{d}^{-1}$) por tipo de grano y total en zonas arrecifales de Islas del Rosario. (NA) no aplica.

Tipo de grano	Promedio	DE	Mínimo	Máximo	Proporción (%)
Sedimentación ($\text{mg cm}^{-2} \text{d}^{-1}$) (N=27)					
Medios	1,26	1,45	0,00	4,81	16,19
Finos	4,90	6,02	0,05	21,95	63,12
Muy finos	1,61	1,94	0,00	7,65	20,69
tasa total	7,76	9,14	0,05	33,26	NA
Resuspensión ($\text{mg cm}^{-2} \text{d}^{-1}$) (N=44)					
Medios	13,85	21,88	0	107,01	41,55
Finos	16,14	21,18	0	97,71	48,43
Muy finos	3,34	4,19	0,01	17,66	10,02
tasa total	33,32	39,56	0,19	143,21	NA

Según el porcentaje promedio de carbonato de calcio (CaCO_3) las partículas en deposición son de tipo litobioclásticos, representado por $38,34 \pm 24,52$ % CaCO_3 (rango 0,64 - 90,18). No se encontró una correlación con el gradiente de cercanía a los aportes de la escorrentía del Canal del Dique ($r_s = 0,00002$; $p = 0,9860$; Figura 9) y no hubo diferencias significativas entre los sitios de muestreo ($H_7 = 13,7$; $p = 0,567$). En ninguno de los sitios se encontraron sedimentos bioclásticos (≥ 85 % de CaCO_3). No obstante, en algunos sitios se encontraron sedimentos biolitoclásticos (50-85 % CaCO_3) como Arena Norte y Tesoro Sur (70,61 y 60,59 % CaCO_3). Los sedimentos litoclásticos fueron comunes en Grande Norte y Tesoro Norte con 0,64 y 8,08 % CaCO_3 respectivamente (Figura 9a).

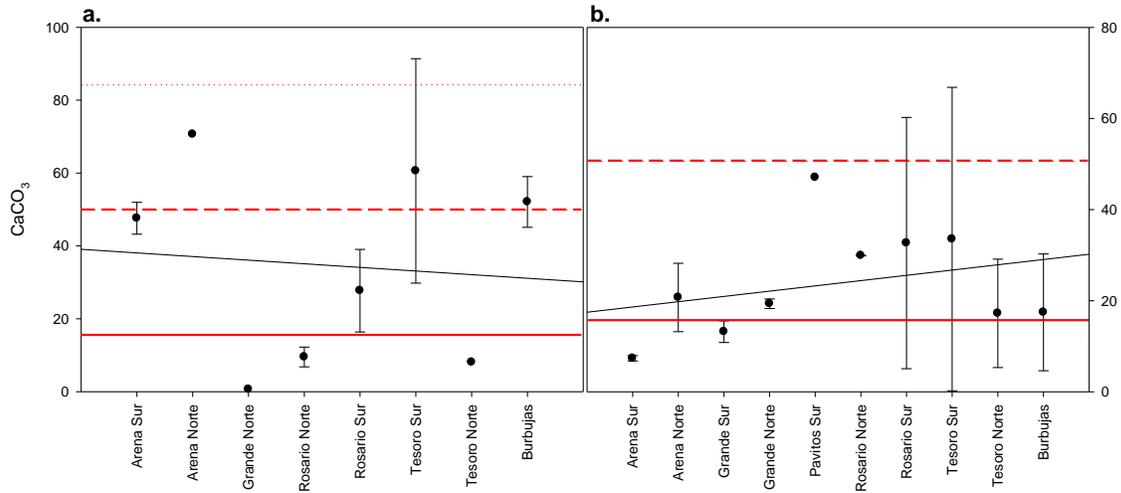


Figura 9. Porcentaje de CaCO₃ en sedimentos en deposición (a) y resuspensión (b) por sitio de muestreo en el gradiente de cercanía a la influencia de la escorrentía por el Canal del Dique. Línea roja sólida: sedimentos litoclásticos (0-15 %), línea de rayas: litobioclásticos (15-50%), línea punteada: biolitoclásticos (50-85 %). Por encima de 85% se consideran sedimentos bioclásticos. La línea negra muestra la tendencia.

El porcentaje promedio de carbonato de calcio (CaCO₃) de los sedimentos resuspendidos en las zonas arrecifales de Islas del Rosario fue de $21,56 \pm 15,85$ % CaCO₃ (rango 4,21 - 57,09) siendo estos de tipo litobioclásticos. Se encontró una tendencia negativa según el gradiente de cercanía a los aportes de la escorrentía del Canal del Dique, pero la correlación no fue significativa ($r_s = -0,0504$; $p > 0,7790$). Los sedimentos en su mayoría fueron litobioclásticos (Figura 9b) y se presentaron en Pavitos Sur con 47.06 % CaCO₃, Arena Norte ($33,59 \pm 17,45$ % CaCO₃) y Rosario Norte ($28,01 \pm 30,45$ % CaCO₃). Por otra parte los menores valores encontrados en los sedimentos resuspendidos fueron de tipo litoclásticos y se encontraron en Arena Sur ($6,69 \pm 1,71$ % CaCO₃) y Burbujas ($13,84 \pm 11,40$ % CaCO₃) respectivamente.

10.3. Reclutamiento de corales duros

10.3.1. Reclutas

El número de reclutas por sitio de muestreo varió entre 0 y 10 con promedio de $5,27 \pm 2,90$ (N= 58 reclutas por toda el área), lo que corresponde a $0,64 \pm 0,38$ reclutas por placa (200 cm²). Los máximos de reclutamiento se observaron en estaciones del sur de Pavitos, Rosario y Grande (Figura 10).

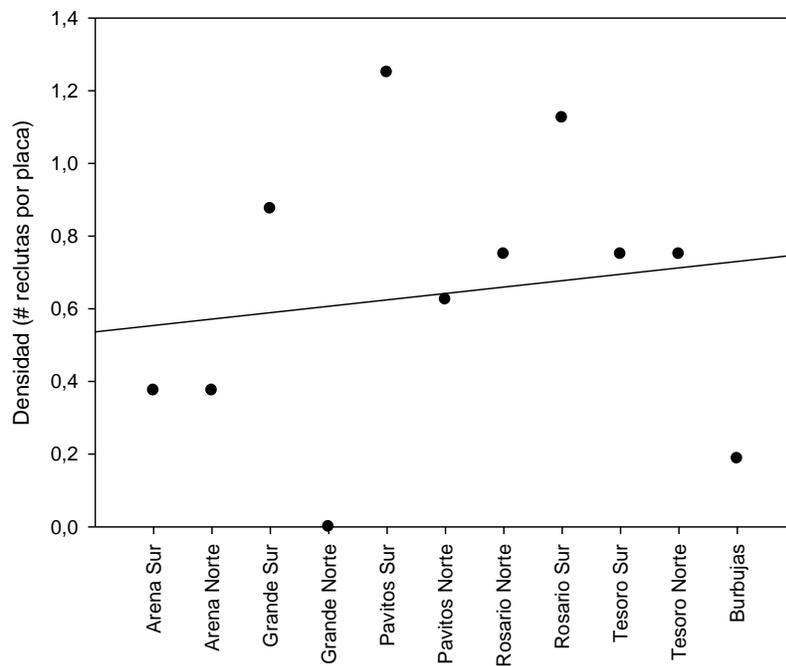


Figura 10. Densidad de reclutas en placas de cerámica en los sitios de muestreo. Línea sólida muestra tendencia

Gráficamente, la densidad de reclutas exhibió un incremento a mayor distancia de la desembocadura del Canal del Dique (Figura 10), no obstante no hubo significancia estadística (correlación positiva, $r_s = 0,21$ y $p = 0,4996$). Asimismo, se observó un mayor reclutamiento en las placas ubicadas verticalmente en sitios arrecifales más retirados a la

escorrentía del Canal del Dique, mientras que en aquellas ubicadas horizontalmente no se observó ninguna tendencia (Tabla 8).

Tabla 8. Matriz de correlaciones de Spearman (r_s) de abundancia de reclutas y distancia de cercanía a los aportes de escorrentía del Canal del Dique. No hay significancia estadística en ninguno de los casos ($p > 0,05$). Reclutas totales se refiere al número de individuos encontrados por sitios de muestreo sin discriminar su posición vertical/horizontal.

Variables	r_s	p
No. reclutas totales-Distancia (km)	0,21	0,499
Reclutas totales placas verticales - Distancia (km)	0,48	0,131
Reclutas totales placas horizontales - Distancia (km)	-0,03	0,919

Partiendo de lo anterior, no se encontró un gradiente de la abundancia de reclutas (cantidad de reclutas totales) que parta desde zonas más cercanas al Canal del Dique hacia sitios más retirados. Adicionalmente, se evidenció que las placas en el lado no expuesto, presentaron un valor más alto de asentamiento (Tabla 9) independientemente de su ubicación horizontal o vertical ($\chi^2_1 = 1,12$; $p = 0,2908$).

Tabla 9. Abundancia (No. de reclutas) en distintas ubicaciones en las placas de cerámica. (Exp) lado expuesto, (NExp) lado no expuesto.

Vertical (N= 26)		Horizontal (N= 32)	
Exp	NExp	Exp	NExp
7	19	5	27

Por otra parte se encontraron cuatro grupos de reclutas (Figura 11) los cuales comprendieron agarícidos (Figura 11a–Figura 11c), porítidos (Figura 11d–Figura 11f), otros (Figura 11g–Figura 11i, que agrupan las demás familias de corales escleractínios, i. e. Faviidae, Mussidae, Siderastreidae) y no identificados. Estos últimos son reclutas que por pérdida de partes y erosión, entre otras causas, no se pudieron categorizar en ninguno de los tres grupos anteriores.

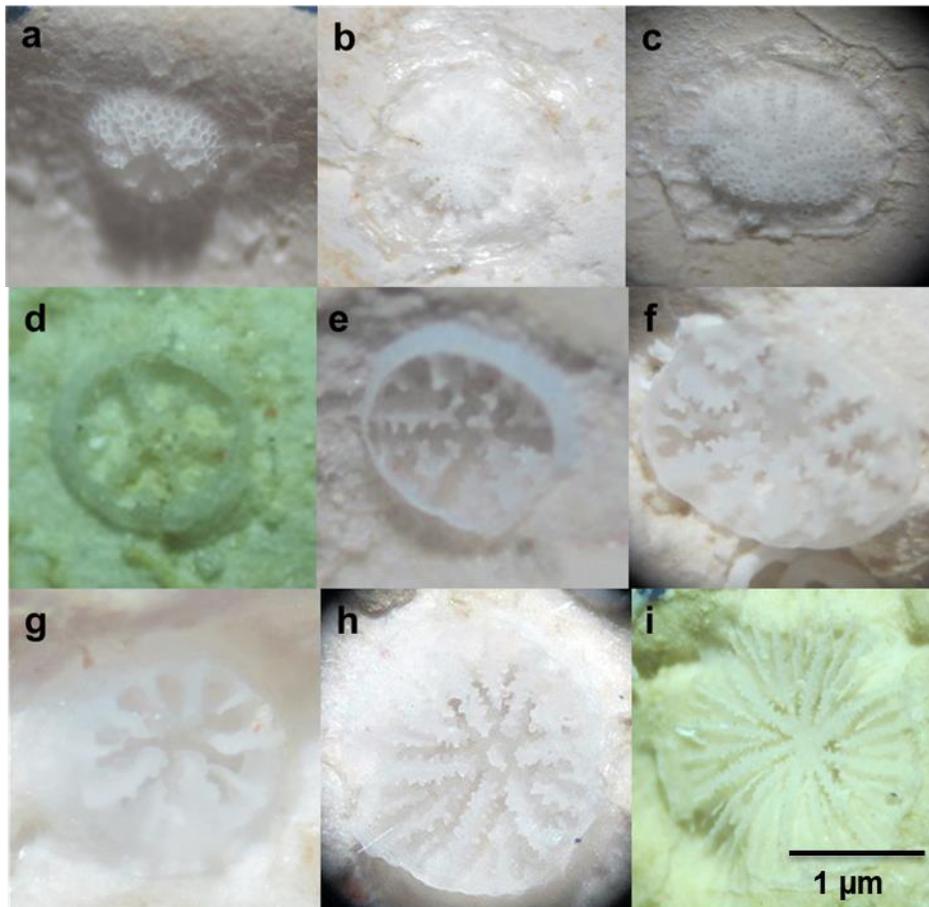


Figura 11. Reclutas recién asentados. Agarícidos (a-c), porítidos (d-f) y otros (g-i).

Los porítidos fueron los más abundantes (n= 22), seguidos por otros (n= 21) y agarícidos (n= 9 individuos), además se registraron 6 individuos no identificados (Figura 12). La variedad de reclutas encontrados en el gradiente de cercanía a los efectos de escorrentía

del Canal del Dique, evidencian un incremento del grupo otros ($r_s = 0,26$ y $p = 0,4089$) a medida que aumenta la distancia a la desembocadura del Canal del Dique (Figura 12). Igual tendencia se observa con agarícidos ($r_s = 0,22$ y $p = 0,4920$) mientras que los porítidos presentaron la correlación más baja ($r_s = 0,03$ y $p = 0,9290$). En todos los casos, las correlaciones son bajas y no significativas.

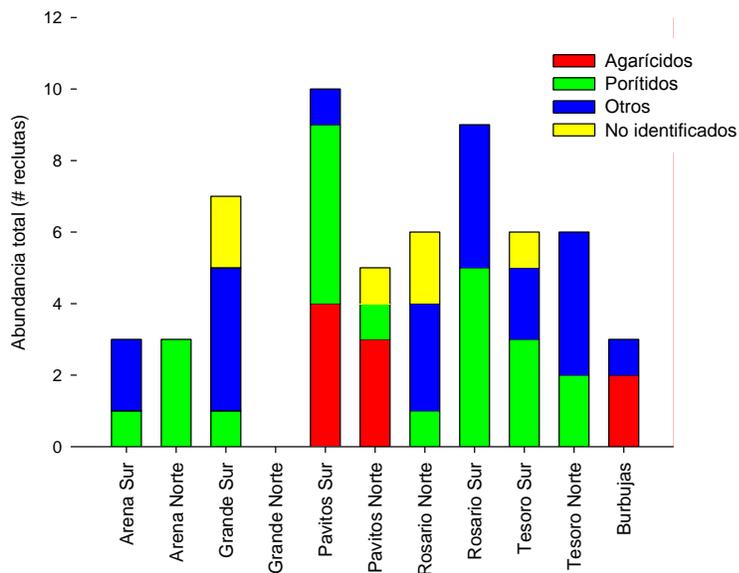


Figura 12. Abundancia total de reclutas por sitios de muestreo.

Se puede decir que dependiendo de los grupos taxonómicos, se observan cambios en las abundancias de reclutas en el gradiente de cercanía a los efectos de escorrentía del Canal del Dique (Figura 13). De este modo, el grupo otros se presentó en 8 de los 11 sitios de muestreo con abundancias mayores en Tesoro Norte, Rosario Sur y Grande Sur respectivamente (Figura 13, derecha). Los porítidos estuvieron representados en 9 de los 11 sitios y dominaron en Pavitos Sur y Rosario Sur, mientras que los agarícidos solo se encontraron en Pavitos Sur, Pavitos Norte y Burbujas (Figura 13, derecha).

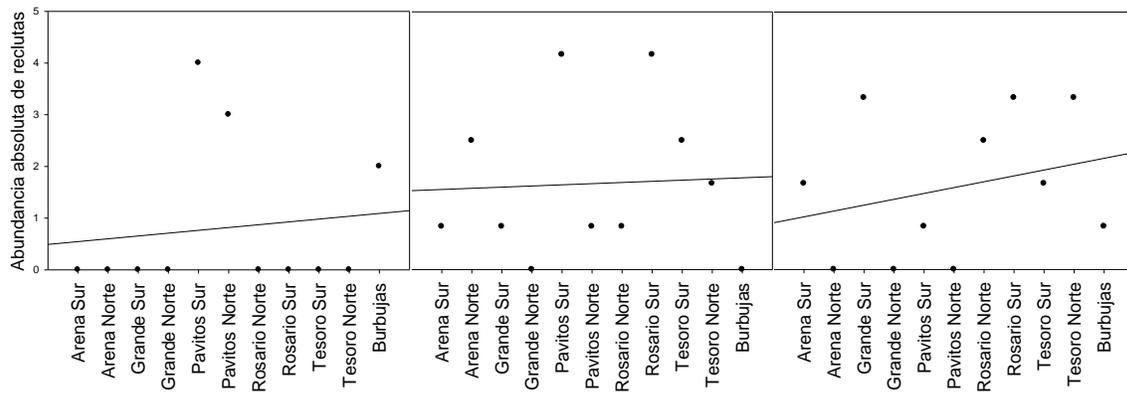


Figura 13. Abundancia total reclutas discriminados por grandes grupos en el gradiente de cercanía a los efectos de escorrentía del Canal del Dique. Agarícidos (a), Porítidos (b) y Otros (c).

10.3.2. Juveniles

Se encontró un total de 591 juveniles de especies de corales escleractínios y tres milepóridos. Se registraron $49,80 \pm 32,95$ juveniles m^{-2} por sitio de muestreo (mínimo 24 y máximo 129). La familia Agaricidae fue el grupo dominante seguida por Faviidae y Poritidae respectivamente (32,83, 30,12 y 16,75 %, respectivamente).

Las abundancias de las familias muestran agrupación según los sitios (Figura 14), ya que los juveniles de agarícidos dominaron en Pavitos Sur ($n= 86, 66,76 \%$), los fávidos fueron representativos en Grande Sur ($n= 36, 50,70 \%$) y Rosario Sur ($n= 32, 37,20 \%$), mientras que los porítidos fueron abundantes en Rosario Sur y Norte (19 y 18, 22,10 y 25,43% respectivamente) y Pavitos Sur ($n= 17, 13,18 \%$).

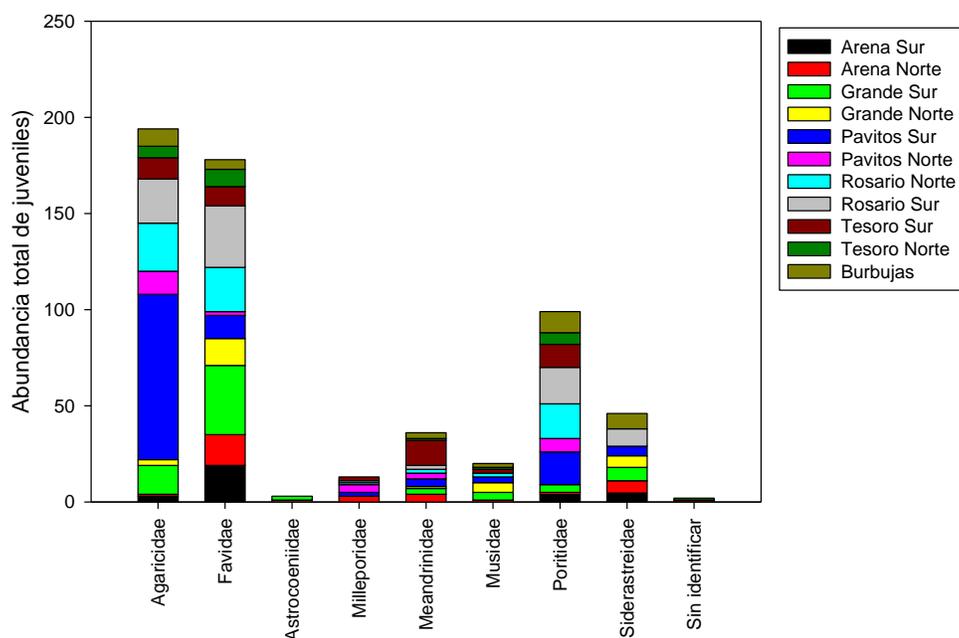


Figura 14. Abundancia total de juveniles discriminada por familias en los sitios de muestreo.

La abundancia de juveniles mostró una correlación negativa, no significativa entre la distancia al Canal del Dique ($r_s = -0,09$; $p = 0,7843$; Figura 15). Sin embargo, se encontraron diferencias significativas de abundancias totales entre los sitios de muestreo ($H_{10} = 22,2$; $p = 0,0139$; $n = 33$).

La densidad de juveniles varió entre 0,80 (Tesoro Norte) y 4,30 (Pavitos Sur) juv m^{-2} con promedio de $1,66 \pm 1,10 \text{ juv m}^{-2}$ (Tabla 10). Al igual que la abundancia absoluta, la densidad no presentó una correlación significativa con la distancia, aunque sí se encontraron diferencias significativas entre los sitios de muestro ($r_s = -0,09$; $p = 0,7843$; $H_{10} = 22,2$; $p = 0,0139$; $n = 33$).

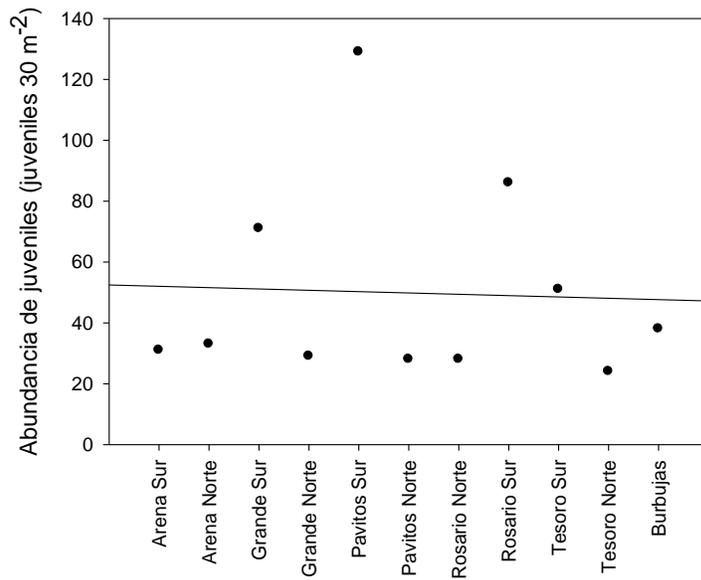


Figura 15. Abundancia de juveniles por sitio de muestreo en el gradiente de cercanía a la influencia de la escorrentía por el Canal del Dique.

10.4. Riqueza taxonómica de corales juveniles en el gradiente de cercanía a la influencia de la escorrentía del Canal del Dique

Se encontraron 30 especies de juveniles de corales escleractínios y milepóridos en toda el área de muestreo (Tabla 11). La distribución de los datos muestra un incremento en el número de especies a mayor distancia de la desembocadura del Canal del Dique. Esta tendencia positiva (Figura 16) no fue significativa ($r_s = 0,26$; $p = 0,4094$).

Tabla 10. Densidad de juveniles en los sitios de muestreo. La distancia indica la cercanía al aporte de escorrentía del Canal del Dique.

Sitio de muestreo	Distancia (km)	Densidad juveniles (juveniles m ⁻²)
Arena Sur	21,03	1,03
Arena Norte	21,67	1,10
Grande Sur	23,28	2,37
Grande Norte	25,03	0,97
Pavitos Sur	26,29	4,30
Pavitos Norte	27,44	0,93
Rosario Norte	28,01	0,93
Rosario Sur	28,53	2,87
Tesoro Sur	29,77	1,70
Tesoro Norte	30,07	0,80
Burbujas	34,34	1,27

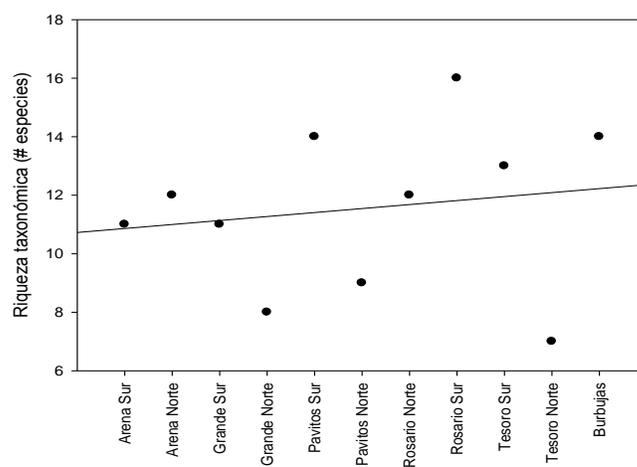


Figura 16. Riqueza taxonómica de juveniles de especies de coral en las estaciones de muestreo.

Tabla 11. Composición de la comunidad de juveniles de corales duros en zonas arrecifales de Islas del Rosario. (AS) Arena Sur, (AN) Arena Norte, (GS) Grande Sur, (GN) Grande Norte, (PS) Pavitos Sur, (PN) Pavitos Norte, (RN) Rosario Norte, (RS) Rosario Sur, (TS) Tesoro Sur, (TN) Tesoro Norte, (BU) Burbujas.

Taxa	AS	AN	GS	GN	PS	PN	RN	RS	TS	TN	BU	TOTAL
<i>Agaricia agaricites</i>	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	10
<i>Agaricia humilis</i>		X			X	X	X			X	X	6
<i>Agaricia sp.</i>	X					X	X	X				4
<i>Agaricia tenuifolia</i>	X				X			X	X			4
<i>Colpophyllia natans</i>		X		X	X		X	X				5
<i>Dichocoenia stokesii</i>			X			X			X	X	X	5
<i>Diploria clivosa</i>	X											1
<i>Diploria labyrinthiformis</i>	X							X	X			3
<i>Diploria sp.</i>								X				1
<i>Diploria strigosa</i>											X	1
<i>Eusmilia fastigiata</i>		X		X	X		X	X				5
<i>Favia fragum</i>	X	X	X		X	X	X	X	X	X		9
<i>Isophyllastrea sp.</i>											X	1
<i>Isophyllia sinuosa</i>										X		1
<i>Manicina areolata</i>				X					X			2
<i>Meandrina meandrites</i>		X			X	X		X			X	5
<i>Millepora alcicornis</i>		X			X	X	X	X				5
<i>Millepora complanata</i>									X			1
<i>Montastraea annularis</i>	X	X	X	X	X		X	X	X		X	9
<i>Montastraea cavernosa</i>	X		X		X			X			X	5
<i>Montastraea faveolata</i>				X	X			X	X			4
<i>Mycetophyllia sp.</i>		X	X						X			3
<i>Porites astreoides</i>	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	10
<i>Porites porites</i>							X	X	X		X	4
<i>Scolymia sp.</i>			X	X	X		X				X	5
<i>Siderastrea radians</i>	X		X								X	3
<i>Siderastrea siderea</i>	X	X	X	X	X			X			X	7
<i>Solenastrea bournoni</i>		X					X				X	3
<i>Stephanocoenia intersepta</i>		X	X									2
<i>Stylaste roseus</i>						X						1
Sin identificar									X	X		2

Los sitios con mayor riqueza taxonómica se ubicaron en la parte sur de las Islas del Rosario (e.g. Rosario Sur, Pavitos Sur y Burbujas) mientras que los de menor riqueza estuvieron localizados en el Norte (Norte, Grande Norte y Pavitos Norte).

Discriminando por grandes grupos, se encontró que los agarícidos dominaron en sitios como Pavitos Sur y Norte (66,66 y 42, 86 % respectivamente) y el grupo otros presentó altos porcentajes (superiores a 89 %) en Arena Norte y Grande Sur (Figura 17). Asimismo se observó que la abundancia de otros incrementa mientras que porítidos y agarícidos disminuye (i.e. Grande Norte es dominado por otros con un 89,66 % mientras que Agarícidos representa solo el 10,34 % y Porítidos no está presente). Lo anterior se soporta con una correlación significativa entre las abundancias relativas de Otros con Agarícidos y Porítidos ($r_s = 0,76$; $p = 0,000044$ y $r_s = 0,48$; $p = 0,0184$ respectivamente).

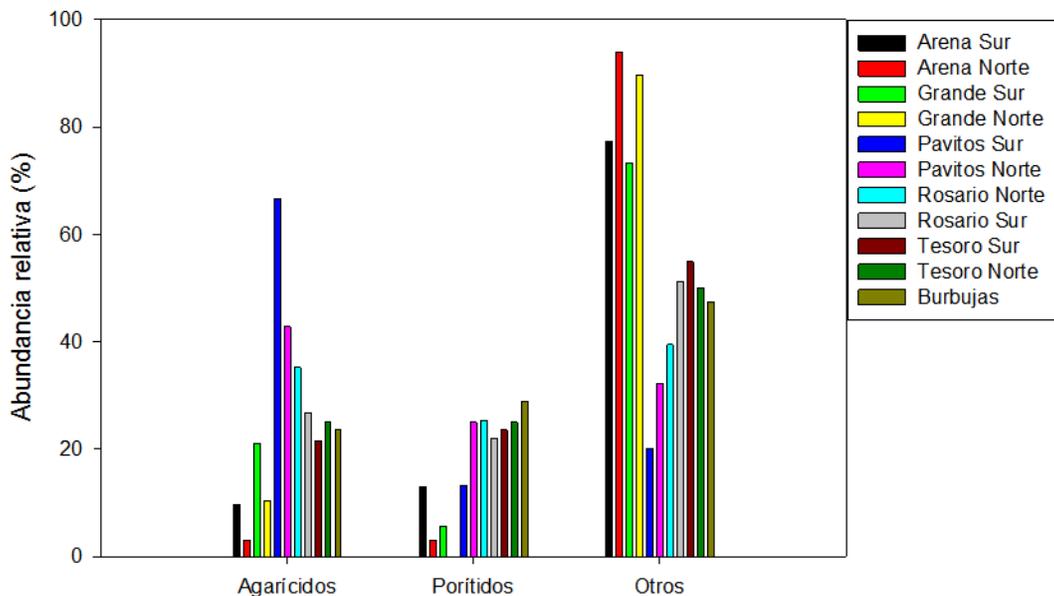


Figura 17. Abundancia relativa (%) de grandes grupos taxonómicos de juveniles de especies de coral en las estaciones de muestreo.

En general los resultados no muestran un gradiente de la riqueza taxonómica de corales juveniles, sin embargo, sí es posible evidenciar gráficamente una tendencia de incremento de número de especies (riqueza) en sitios más alejados a la escorrentía del Canal del Dique.

10.5. Efectos de calidad fisicoquímica y sedimentológica del agua sobre el reclutamiento de especies de coral en zonas arrecifales de Islas del Rosario

Se encontró que el conjunto de variables que mejor explicó el reclutamiento (abundancia de recién asentados, juveniles y la riqueza taxonómica de los últimos) en los arrecifes de Islas del Rosario fueron los granos medios y finos de la sedimentación, los granos finos de resuspensión y las concentraciones de fosfatos ($R=0,224$ – BIOENV). No obstante, las dos últimas exhibieron la mayor relación con el reclutamiento ($R= 0,248$ – BIOENV). Referente a la composición de la comunidad de corales juveniles, son los sedimentos resuspendidos (en especial los granos finos, muy finos y el contenido de carbonatos) los que parecen afectar con mayor intensidad, en comparación con el resto de variables ($R= 0,217$ – BIOENV).

Las tasas de sedimentación totales y su porcentaje de carbonatos no se relacionaron con la abundancia de reclutas recién asentados (Tabla 12), mientras que para el resto de variables ambientales se presentaron correlaciones canónicas robustas ($R > 0,3$). Los reclutas son afectados principalmente por la concentración de nutrientes orgánicos e inorgánicos ($R= 0,95$; $p= 0,0098$, Tabla 12) De estos últimos, las concentraciones de amonio, fosfatos y nitratos presentaron correlaciones canónicas más altas ($R= 0,4817$; $R= 0,3494$; $R= 0,3023$, respectivamente) y contribuyeron a la significancia obtenida del

conjunto de variables orgánicas e inorgánicas sobre la abundancia de reclutas ya mencionada.

Tabla 12. Análisis de correlaciones canónicas entre variables ambientales y la variable biológica de reclutamiento de corales. (*) Correlación significativa.

Variables biológicas	Variables ambientales	R	Chi²	P
		Sedimentación		
	Tasa total % CaCO ₃	0,1737	0,2450	0,8847
	Granos medios Granos finos Granos muy finos	0,4056	1,3478	0,7178
		Resuspensión		
	Tasa total % CaCO ₃	0,5424	2,7874	0,2482
	Granos medios Granos finos Granos muy finos	0,5307	2,4806	0,4788
		Fisicoquímicos		
	Salinidad Temperatura	0,5249	2,5781	0,2755
	Materia orgánica Fosfatos Nitratos Nitritos Amonio	0,9501	15,1480	0,0098*

En cuanto al efecto de las condiciones medioambientales sobre los corales juveniles, no se encontró que la salinidad y la temperatura ejerzan un efecto sobre este (R= 0,2202; p= 0,9795). No obstante, las concentraciones de nutrientes orgánicos e inorgánicos, así como las tasas de sedimentación, resuspensión, el contenido de carbonato de calcio y los tipos de grano se correlacionaron fuertemente (R > 0,7454) con esta variable biológica (Tabla 13).

Tabla 13. Análisis de correlaciones canónicas entre variables ambientales y corales juveniles.

Variables biológicas	Variables ambientales	R	Chi²	P
		Sedimentación		
	Tasa total % CaCO ₃	0,7994	7,9679	0,0928
	Granos medios Granos finos Granos muy finos	0,7983	8,1767	0,2255
		Resuspensión		
	Tasa total % CaCO ₃	0,7454	8,1852	0,0805
Abundancia y riqueza de juveniles	Granos medios Granos finos Granos muy finos	0,8320	8,3269	0,2152
		Fisicoquímicos		
	Salinidad Temperatura	0,2202	0,4351	0,9795
	Materia orgánica Fosfatos Nitratos Nitritos Amonio	0,8264	9,3195	0,5021

Con lo anterior, se aprecia que los reclutas y los juveniles son afectados diferencialmente por las condiciones medioambientales encontradas, ya que mientras los primeros se relacionan con la calidad del agua, los segundos son afectados con mayor intensidad por los sedimentos. Sin embargo, cuando se tiene en cuenta el reclutamiento como recién asentados y juveniles como un grupo de análisis, son los tipos de grano medios y finos de la sedimentación y resuspensión, así como la concentración de fosfatos, los que más se relacionan.

Se encontró una relación directa entre estas variables que indicó que la densidad de reclutas juveniles incrementa con el aumento de la densidad de reclutas recién asentados (Figura 18) de corales escleractínios ($r_s = 0,68$; valor $p < 0,05$).

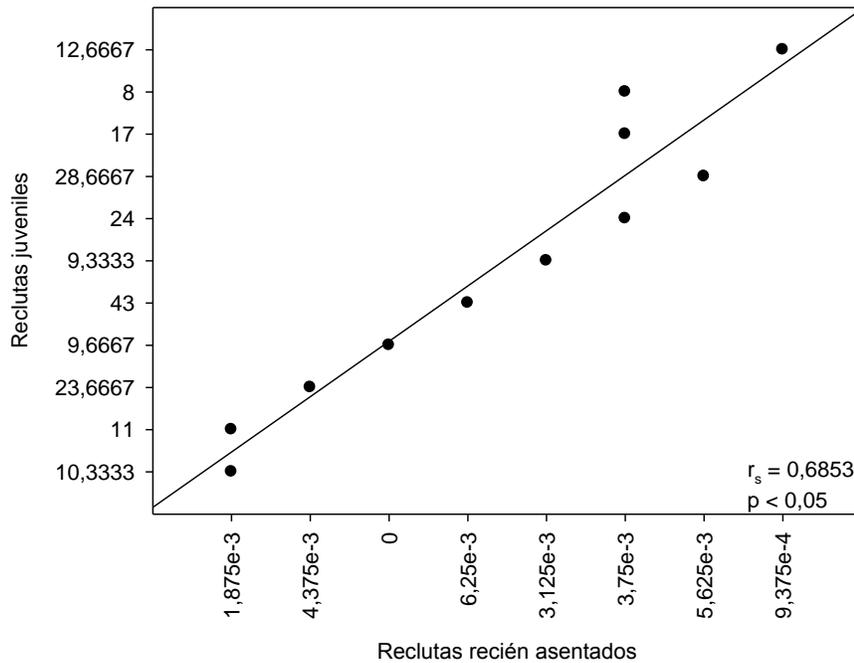


Figura 18. Correlación de Spearman entre densidades de reclutas recién asentados por placa⁻¹ y reclutas juveniles m² en zonas arrecifales de Islas del Rosario.

11. DISCUSIÓN

11.1. Gradiente de calidad fisicoquímica del agua superficial, sedimentológica y reclutamiento en zonas arrecifales de Islas del Rosario

Los resultados indican que no existe un gradiente en la calidad fisicoquímica del agua superficial, la calidad y tasa de deposición de sedimentos ni en el reclutamiento de corales según la cercanía a los aportes de escorrentía del Canal del Dique desde la Bahía Barbacoas. Sin embargo, se destaca que toda la zona arrecifal estudiada se caracteriza por altas temperaturas, bajas salinidades y elevadas concentraciones de nutrientes, así como altas tasas de deposición y resuspensión de sedimentos con bajo contenido de carbonato de calcio. El proceso de reclutamiento se caracterizó por bajas densidades de reclutas y juveniles, similar a lo encontrado con la riqueza taxonómica de juveniles en los sitios de muestreo.

Tanto los valores promedio de concentraciones de nutrientes como las tasas de deposición y en especial las de resuspensión, superaron los valores críticos establecidos en arrecifes de coral alrededor del mundo (Tabla 14). Es probable que la baja calidad ambiental evidenciada por las condiciones mencionadas anteriormente explique el bajo reclutamiento, ya que se ha demostrado que estas afectan negativamente procesos vitales de los corales como fecundidad, fertilización, desarrollo y asentamiento larval, sobrevivencia de los reclutas, entre otros (Fabricius, 2005; 2011). Por lo anterior y teniendo en cuenta que pueden existir diferentes fuentes de aporte de nutrientes en ambientes arrecifales, los resultados encontrados sugieren que se trata de escorrentía terrestre más que otra causa. Lo anterior, coincide con registros de salinidades, temperaturas, concentraciones de nutrientes y tasas de sedimentación y resuspensión de partículas de sedimentos,

encontradas en zonas de influencia continental como plumas de turbidez en cercanías arrecifales en Australia (Furnas y Mitchell, 2001; Furnas, 2003; Devlin y Brodie, 2005).

Tabla 14. Comparación valores promedio de calidad fisicoquímica de agua superficial y límites de tolerancia en corales.

Variable	Septiembre	Noviembre	Límite de tolerancia (referencia bibliográfica)
Temperatura (°C)	29,88	29,14	25-29 (Stoddart, 1969; Coles y Jokiel, 1978)
Salinidad (ppm)	29,54	33,2	>34 (Coles y Jokiel, 1978; Andrews y Pickard, 1990)
Materia Orgánica (mg L ⁻¹)	1,95	2,05	1 (Charpy y Charpy-Roubaud, 1991)
Fosfatos (µM)	0,2	0,12	≥ 1 (Harrison y Ward, 2001)
Nitratos (µM)	26,7	11,74	> 5 (Fabricius <i>et al.</i> , 2003)
Nitritos (µM)	0,19	0,16	0,1 (Fabricius <i>et al.</i> , 2005)
Amonio (µM)	48,54	15,56	≥ 1 (Harrison y Ward (2001); Fabricius (2005))

Es probable que la corta distancia entre puntos muestreados y la fuente de escorrentía continental no permitiera observar un gradiente y más bien sugiera que toda la zona arrecifal es afectada por los aportes continentales, en especial en los meses de lluvias fuertes (septiembre-noviembre) cuando la contracorriente de Panamá-Colombia impulsa las aguas que son descargadas en la Bahía de Barbacoas por el Canal del Dique hacia las Islas del Rosario (Leblé y Cuignon, 1987; Ordoñez *et al.*, 2009). Adicionalmente, la similitud en la densidad y riqueza de juveniles en toda el área refuerza el anterior argumento ya que se ha demostrado en arrecifes del Japón (West y van Woosik, 2001), Micronesia (Golbuu *et al.*, 2011) y Australia (Fabricius *et al.*, 2011) que la influencia de los Ríos se observa hasta los 40 km de distancia de la desembocadura de una fuente continental debido a que en toda el

área se evidencia baja cobertura, diversidad y cambios en la composición de la comunidad de corales escleractínios. Los resultados de los estudios mencionados, hacen suponer que los sitios de muestreo de la presente investigación, que se encuentran a una distancia de la fuente de disturbio inferior a los 40 km (35 km en la estación Burbujas), son influenciados por los aportes de escorrentía de esta fuente.

Por otro lado, también es posible que los altos valores de nutrientes y sedimentos terrígenos encontrados tanto en zonas cercanas como en las retiradas al Canal del Dique sean el resultado del impacto de un botadero de sedimentos existente cerca de las Islas del Rosario (resumen ejecutivo EIA Varadero, 2011), especialmente Isla Tesoro que es la estación más al norte en toda la zona de estudio y Burbujas que se sitúa cerca de la Bahía de Cartagena (Figura 19) y por ello no se observa algún gradiente. Estudios recientes sobre los efectos de dragado en arrecifes de coral demuestran que al remover sedimentos, se resuspende el material particulado de menor diámetro (i.e. $<63 \mu\text{m}$) junto con nutrientes orgánicos e inorgánicos almacenados en tales sedimentos y, que una vez resuspendidos ingresan al sistema alterando las condiciones intrínsecas del mismo (Brown *et al.*, 1990; Erftemeijer *et al.*, 2012).

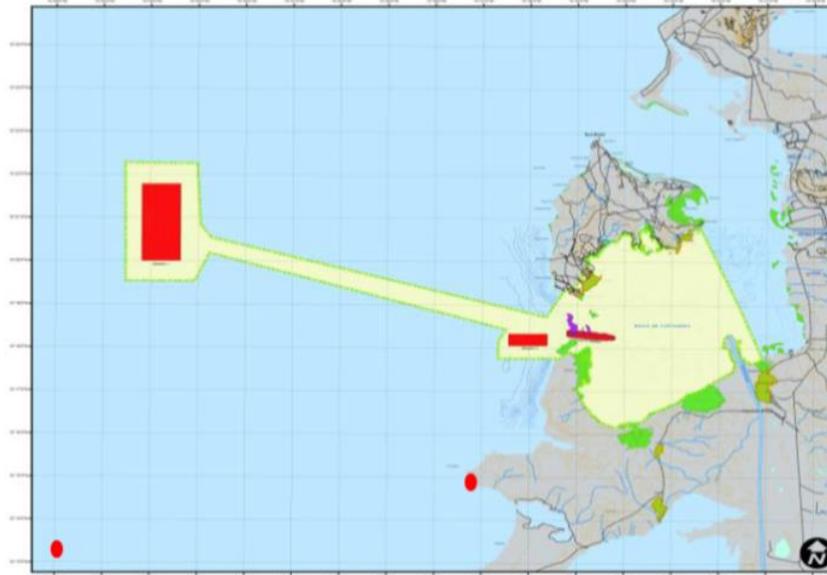


Figura 19. Botadero de sedimentos finos y gruesos extraídos del Canal del Varadero en la Bahía de Cartagena. Modificado de Resumen ejecutivo EIA Varadero, 2011. Rectángulos indican sitios de botadero de sedimentos. Círculos muestran Isla Tesoro (izquierda) y Burbujas (derecha).

Adicionalmente, los eventos El Niño y La Niña pueden afectar considerablemente la dinámica de la escorrentía continental y por ende influir en sus alcances sobre arrecifes de coral (Restrepo *et al.*, 2006; Lough, 2008). Durante el tiempo que se recolectaron las muestras se reportó evento La Niña en la zona. Esto hizo que se incrementaran las lluvias y que la influencia de la escorrentía continental fuese más intensa (Figura 20). Aunque evidentemente el Canal del Dique es una importante fuente de aporte de escorrentía hacia zonas arrecifales de Islas del Rosario, se deben considerar otras fuentes de disturbio durante eventos de lluvia fuerte, ya que cuerpos de agua más al norte parecen incidir sobre esta zona como el Río Magdalena, la Ciénaga Grande de Santa Marta, entre otros (Figura 20; Restrepo y Alvarado, 2011). Partiendo de lo anterior, eventos climáticos como el mencionado, que alteran el régimen de lluvias y afectan la escorrentía continental, pudo ser

otra de las razones por las que no fue posible establecer el gradiente de calidad de agua, sedimentos y de reclutamiento planteado en esta investigación.

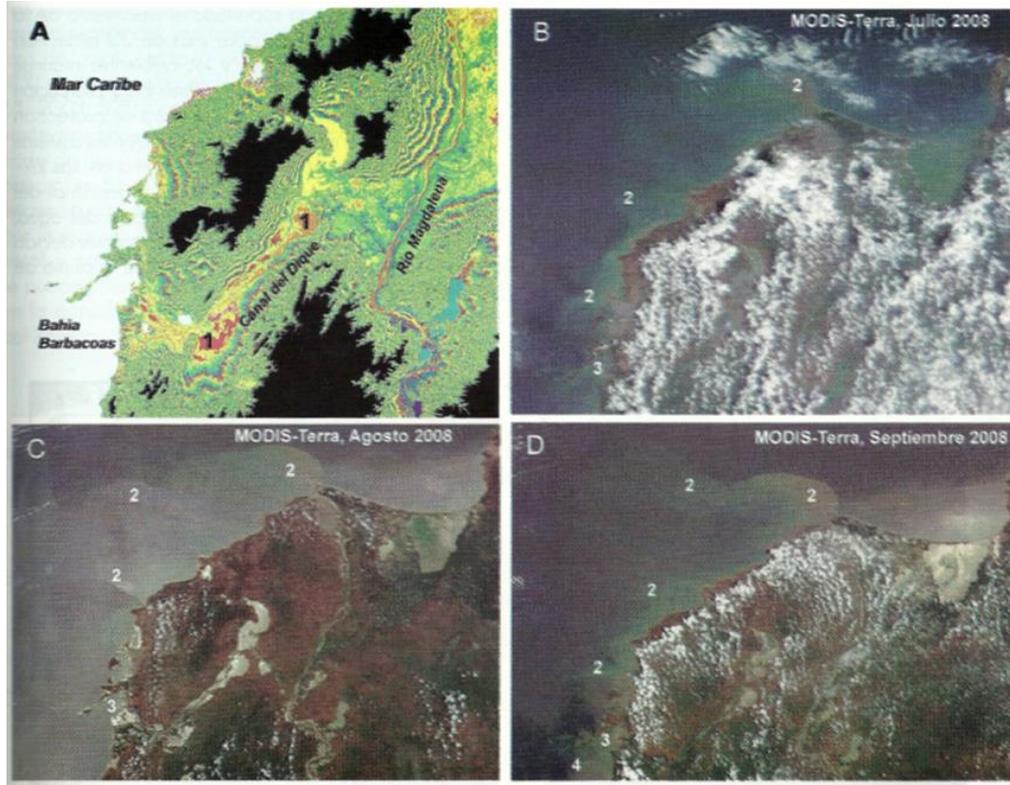


Figura 20. Imagen satelital del complejo del Canal del Dique durante un evento Niña en el año 2008. Tomado de Restrepo y Alvarado (2011).

11.2. Calidad fisicoquímica superficial del agua asociada al evento multiespecífico de liberación de gametos de corales formadores de arrecifes

Con excepción de la concentración de fosfatos, los valores promedio del resto de variables medidas durante el evento reproductivo de corales duros liberadores de gametos y transcurridos 50 días este evento, superaron los valores críticos en zonas arrecifales coralinas de Islas del Rosario (Tabla 14). Las concentraciones de nitratos y amonio

superaron al menos un orden de magnitud los límites de tolerancia, mientras que la materia orgánica y los nitritos presentaron valores dos veces mayores a éstos. El enriquecimiento del agua facilita la proliferación de enfermedades coralinas (Luna *et al.*, 2002; Rosenberg *et al.*, 2007) y microalgas en la columna de agua, alterando las condiciones del sistema como incremento de turbidez (Fabricius, 2011). Esta última disminuye la cantidad de luz que llega al fondo y, así se afectan los procesos fotosintéticos de los simbiontes de corales reduciendo la tasa de crecimiento de los corales (Fabricius, 2005).

De manera independiente, los compuestos inorgánicos pueden ejercer afecciones negativas sobre los corales; no obstante, la intensidad de la afección incrementa a medida que se generan sinergias entre los mismos (Bassim y Sammarco, 2003; Humphrey *et al.*, 2008). Por ejemplo, Faxneld *et al.* (2010) encontraron que baja salinidad (20 UPS) combinada con altas temperaturas (31 °C) y elevadas concentraciones de nutrientes ($> 5 \mu\text{M NO}_3^-$) provocaba la muerte del coral *Turbinaria mesenterina* tras 24 h de exposición, y que con baja salinidad y alta temperatura se presentaba disminución en la tasa de producción/respiración gruesa. Así, teniendo en cuenta el cambio climático y el calentamiento global, los arrecifes de corales influenciados por aguas dulces, tal como ocurre en el estudio actual, se verán más impactados que aquellos que no estén influenciados por la escorrentía.

La temperatura, salinidad, nitratos y amonio presentaron diferencias significativas entre las dos épocas de muestreo. En general, las concentraciones de nutrientes inorgánicos disueltos fueron mayores durante el evento de desove sincrónico que dos meses después del evento, sin embargo, en ambos periodos de muestreo las concentraciones sobrepasaron los niveles de tolerancia establecidos para los corales escleractínios como se ha mencionado (Tabla 14). Esto hace suponer que los efectos deletéreos de la baja

calidad del agua superficial arrecifal encontrada se mantiene en el tiempo y que además afecta procesos reproductivos como fertilización (Richmond, 1994), desarrollo embrionario (Fabricius, 2005), sobrevivencia y asentamiento larval (Richmond *et al.*, 2007; Díaz-Pulido *et al.*, 2010), y la sobrevivencia de los juveniles (Wolanski *et al.*, 2004; Fabricius *et al.*, 2011; Golbuu *et al.*, 2011).

A pesar de no presentarse eventos de dragado durante la realización de este estudio, las bajas salinidades ($< 33,2$ UPS) y las elevadas concentraciones de MO, nitratos y amonio ($> 1,95$ mg L⁻¹; $> 11,74$ y $> 15,56$ μ M respectivamente) son indicativos de la magnitud del aporte de la escorrentía continental actualmente sobre las zonas arrecifales de Islas del Rosario. Estas se asemejan o superan las registradas en estudios previos cuando se han hecho dragados en el Canal del Dique (Tabla 15). De este modo se confirma un deterioro de la calidad del agua arrecifal superficial en la zona estudiada al menos durante las últimas tres décadas. Lo anterior implica afectaciones negativas para los corales que allí se encuentran, dentro de las cuales se pueden mencionar la disminución de la fecundidad y fertilidad de corales como *M. annularis* (Alvarado y Acosta, 2009), el incremento en malformaciones embrionarias, la baja tasa de asentamiento de larvas y la baja sobrevivencia de reclutas (Bassim *et al.*, 2002; Bassim y Sammarco, 2003; Fabricius, 2005; Humphrey *et al.*, 2008), además de un innegable deterioro arrecifal evidenciado por la pérdida de la cobertura de coral vivo y el aumento de algas frondosas (Alvarado *et al.*, 2011; Restrepo y Alvarado, 2011).

Tabla 15. Valores históricos últimas tres décadas de variables fisicoquímicas en zonas arrecifales de Islas del Rosario. (D) con dragado, (ND) no hay dragado, (DS) desviación estándar, (*) durante evento multiespecífico de liberación de gametos. (N.A.) no hay datos. Modificado de Restrepo y Alvarado (2011).

Parámetros	Díaz <i>et al.</i> (1978)	Barón <i>et al.</i> (1984)		Alvarado y Corchuelo (1992)		Betancourt-Portela <i>et al.</i> (2011)
		ND	D	ND	D	
Temperatura (°C)	< 30	N.A.	N.A.	29,4	28,9	ND
Salinidad (UPS)	> 36	N.A.	N.A.	35,6	35	30,9
Fosfatos (µM)	1,05	3,26	44,33	2,74	4,74	0,59
Nitritos (µM)	2,17	2,61	2,83	1,09	6,09	0 a 0,22
Nitratos (µM)	1,61	8,23	9,03	10,81	19,68	1,97
Amonio (µM)	N. A.	N.A.	N.A.	N.A	N.A	0,02 a 13,33

11.3. Calidad sedimentológica asociada al evento multiespecífico de liberación de gametos de corales formadores de arrecifes

La tasa promedio de sedimentación obtenida en este estudio, supera las reportadas por Alvarado y Corchuelo (1992), único estudio previo que reporta valores en las zonas arrecifales de Islas del Rosario durante obras de la rectificación del Canal del Dique. Durante el tiempo que el estudio actual se llevó a cabo, no se presentaron modificaciones de ningún tipo en el Canal del Dique. Sin embargo, comparando los valores actuales con el promedio de sedimentación de Alvarado y Corchuelo (1992), se evidencia un incremento (Figura 21), lo que puede indicar que los efectos antropogénicos por este afluente se han intensificado durante los últimos 20 años como deforestación de riberas del Río Magdalena, rectificaciones y dragados del Canal, tal como lo exponen Restrepo y Kjerfve (2000) y Restrepo *et al.* (2006b). Adicionalmente, la presencia en algunos sitios de tasas de sedimentación superiores al umbral en arrecifes de coral ($10 \text{ mg cm}^{-2} \text{ d}^{-1}$), es indicativo de

una fuerte intervención antropogénica. (Rogers, 1990; Fabricius, 2005; 2011; Erfemeijer *et al.*, 2012)

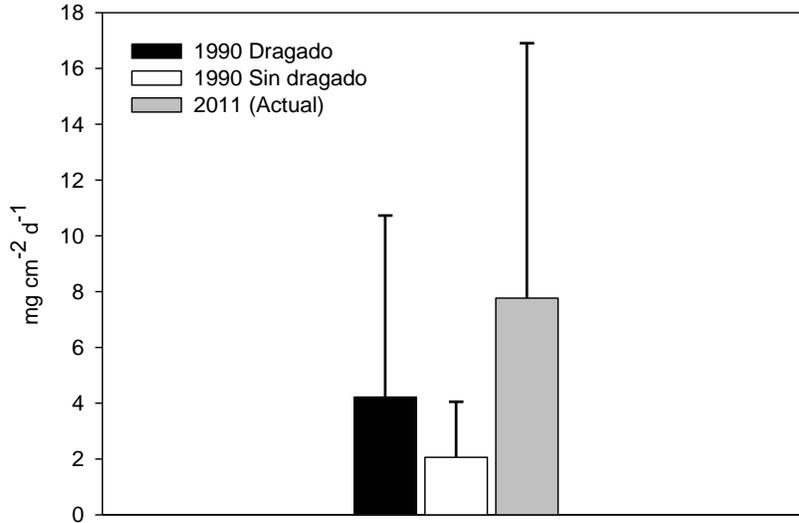


Figura 21. Tasas de sedimentación promedio (\pm DE) históricas (1990). Tomado de Alvarado y Corchuelo (1992) y actuales (2011).

Si bien los valores promedio de sedimentación de los tipos de grano en general estuvieron por debajo del umbral de tasas de deposición en arrecifes de corales ($10 \text{ mg cm}^{-2} \text{ d}^{-1}$), el valor máximo de las partículas finas fue dos veces superior a éste. Tales resultados evidencian una influencia del aporte de sedimentos terrígenos (Torres y Morelock, 2002; Golbuu *et al.*, 2011). Golbuu *et al.* (2011) sugieren que altas concentraciones de arenas finas (sedimentos finos y muy finos según el presente estudio) disminuyen significativamente la diversidad de corales escleractínios. Investigaciones han demostrado que la presencia de sedimentos finos y muy finos, generan condiciones ambientales idóneas para la proliferación de macroalgas, especialmente las de tipo filamentoso (Jompa y McCook, 2003; Birrel *et al.*, 2005) que generan impactos negativos en procesos como fertilización, sobrevivencia y asentamiento larval, así como en la sobrevivencia de reclutas de corales escleractínios. (McCook *et al.*, 2001; Birrel *et al.*, 2008; Díaz-Pulido *et al.*, 2010).

Además de las altas tasas de sedimentación y la dominancia de arenas finas, el porcentaje de carbonato de calcio en los sedimentos también evidenció influencia continental ($38,34 \pm 24,52$ % de CaCO_3). Porcentajes de CaCO_3 inferiores a 60 %, indican sedimentos de origen terrígeno (Díaz *et al.*, 1978; Torres y Morelock, 2002).

Por otra parte, las tasas de resuspensión fueron 4,3 veces mayores que las encontradas para sedimentación (Figura 22). Aunque el proceso es vital para el transporte de sedimentos fuera de zonas arrecifales ya que permite su evacuación a otras zonas por acción de vientos y corrientes (Maa *et al.*, 1998; Ogston *et al.*, 2004; Wolanski *et al.*, 2005), es de esperar que sea un proceso permanente en el fondo arrecifal, por lo que puede ejercer efectos subletales en los corales con mayor intensidad en comparación con la sedimentación cuando se trata de altas tasas como las encontradas (Dodge *et al.*, 1974; Orpin y Ridd, 2012). Ogston *et al.* (2008) sugieren que, la resuspensión regulada por condiciones de fuerte oleaje y, corrientes, más que las plumas de sedimentos puede generar mayores afectaciones en los sustratos arrecifales. La turbidez incrementada por la resuspensión de partículas finas (Bak, 1978; Kirk, 1985; Kirk y Tyler, 1986) es quizá el mayor impacto negativo, al reducirse la disponibilidad de luz afectando procesos vitales como crecimiento, sobrevivencia, incremento en el costo metabólico, entre otras (Rogers, 1990; Fabricius, 2011). Telesnicki y Goldberg (1995) encontraron que la turbidez por exceso en concentración de sedimentos (ca. $10\text{-}30 \text{ mg L}^{-1}$) incrementó la producción de mucus de los corales escleractínios *Dichocoenia stokesii* y *Meandrina* spp. Esto implica que alta turbidez como producto de los sedimentos resuspendidos pueden resultar en periodos de estrés a corto tiempo y un declive coralino (al menos para unas especies) a largo plazo.

Se cree que el alto valor de resuspensión también puede ser producto de lo que se está sedimentando. Por lo anterior y teniendo en cuenta lo sugerido por Zea (1994) quien

describe la resuspensión como tasas netas de sedimentos, podría restarse el promedio de tasas de sedimentación a las tasas de resuspensión y obtener un dato más acertado de lo que realmente se está resuspendiendo del fondo arrecifal. Con lo anterior, la tasa de sedimentos resuspendidos en la zona podría ser $25,56 \text{ mg cm}^{-2} \text{ d}^{-1}$, la cual continuaría por encima del valor crítico para arrecifes de corales como se mencionó.

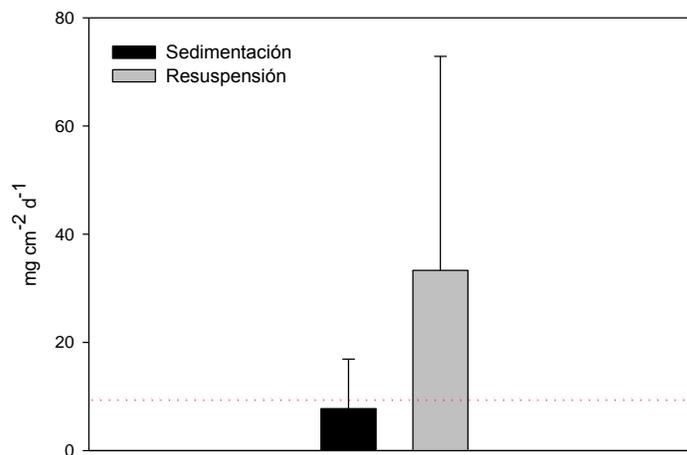


Figura 22. Tasas de sedimentación y resuspensión promedio en zonas arrecifales de Islas del Rosario. Línea punteada indica el umbral en zonas arrecifales.

Los valores promedio de resuspensión de los granos medios y finos en la mayoría de las muestras de sedimentos colectados, superaron el umbral de tasas de sedimentación ($10 \text{ mg cm}^{-2} \text{ d}^{-1}$) mientras que los muy finos se mantuvieron por debajo de $3,34 \pm 4,19 \text{ mg cm}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Con lo anterior, y teniendo en cuenta que los granos finos representaron el 48,43 % de los sedimentos encontrados, nuevamente se confirma que las partículas que dominan en tales zonas arrecifales probablemente son producto de la escorrentía continental (Rogers, 1990; Fabricius, 2005; Erfteimeijer *et al.*, 2012). Por otra parte, el bajo porcentaje de carbonato de calcio encontrado en el material sedimentado y resuspendido ($< 38,4 \%$), refuerza la idea de una influencia continental en las zonas arrecifales estudiadas. Solo existe un estudio previo (hace 34 años) que investigó el tipo y la calidad de los sedimentos

en la zona antes de que el Canal del Dique fuera dragado y generara impactos sobre los arrecifes de Islas del Rosario (Díaz *et al.*, 1978). Los autores reportaron que en general las zonas coralinas de Islas del Rosario se encontraban en buen estado y sin influencia de aportes terrígenos, ya que el valor promedio de carbonato de calcio encontrado fue $> 90 \%$. Por otro lado, en la Bahía de Barbacoas los sedimentos encontrados fueron finos ($\leq 100 \mu\text{m}$) siendo de origen terrestre (lodo arenoso) y con porcentaje de CaCO_3 ($< 50 \%$; Díaz *et al.* 1978). Este escenario permite inferir que la escorrentía terrestre ha afectado notoriamente la cantidad y calidad de sedimentos en estas zonas arrecifales en las últimas cuatro décadas.

11.4. Reclutamiento de corales duros

11.4.1. Reclutas

El reclutamiento en los arrecifes se caracterizó por bajas densidades ($0,64 \pm 0,38$ reclutas 200 cm^{-2}) en comparación con otras zonas arrecifales del mundo (Tomascik, 1991, Maida *et al.*, 2001). No obstante es similar a valores encontrados en arrecifes de las Islas Vírgenes ($0,79$ reclutas por 240 cm^{-2} - Rogers *et al.*, 1984) e incluso mayor que en la Isla de San Andrés para corales cerebroides (*Diploria* sp. y *Colpophyllia* sp.) con rangos entre $0,13$ y $0,36$ reclutas 300 cm^{-2} (Pizarro *et al.*, 2007). Aunque los resultados parecen concordantes con otras investigaciones, estudios sugieren que en arrecifes con bajas tasas de sedimentación se puede encontrar un alto reclutamiento $0,006$ reclutas cm^{-2} (solo *Acropora* sp.) y alcanzar valores cercanos a cero en presencia de altas tasas de sedimentación (Babcock y Smith, 2000). En el caso particular del presente estudio, la baja densidad de reclutamiento encontrada puede atribuirse entonces a la calidad fisicoquímica y sedimentológica del agua (Babcock y Smith, 2000; Smith *et al.*, 2005), el rango de profundidad (Rogers *et al.*, 1984) y la comunidad adulta (Pizarro *et al.*, 2007).

Por otra parte, el hecho de encontrar mayor reclutamiento en el lado no expuesto de las placas (27 reclutas de 32) puede ser una evidencia del estrés producido por la sedimentación en la zona, ya que en este lado no se acumulan partículas de sedimentos (Harrison y Wallace, 1990; Gilmour, 1999). Lo anterior se refuerza con observaciones en campo y laboratorio de las placas de reclutamiento (Figura 23) en las que claramente se evidencia una dominancia de algas filamentosas asociadas a granos muy finos (Figura 23a-b). Aunque la “estrategia” de asentarse en lugares protegidos del medio (lado no expuesto en placas posicionadas horizontalmente) resulta en un mayor reclutamiento (Carleton y Sammarco, 1987; Babcock y Smith, 2000, Pizarro *et al.*, 2007), se ha comprobado una relación costo-beneficio debido a la limitación de disponibilidad lumínica, ya que aunque los reclutas se protegen de depredación, sedimentación, entre otros, la luz necesaria para sus procesos fotosintéticos (de las zooxantelas simbiotes) se reduce significativamente, lo que se refleja en bajas tasas de crecimiento y altas mortalidades (Harrison y Wallace, 1990, Mundy y Babcock, 1998; Harrington *et al.*, 2004; Gleason y Hofmann, 2011). Aunque investigaciones alrededor del mundo sugieren que la sedimentación es uno de los mecanismos de afección del reclutamiento de coral (Rogers, 1990; Gilmour, 1999; Babcock y Smith, 2000; Fabricius, 2005), la depredación también es un factor limitante del reclutamiento (Harrison y Wallace, 1990; Richmond y Hunter, 1990; Gleason y Hofmann, 2011) por lo que encontrar mayor número de reclutas en zonas no expuestas de las placas podrían reflejar altas tasas de depredación de otros organismos hacia los corales en sus estados tempranos de vida.



Figura 23. Placas en ambiente marino cubiertas con algas filamentosas en lado expuesto (a y b). Imagen de placa horizontal expuesta (c) con sedimento y no expuesta con algas calcáreas (d) y un recluta de coral rodeado por algas calcáreas y tubos de poliquetos (e).

Debido a que este estudio tuvo lugar inmediatamente ocurrido el desove multiespecífico de corales escleractínios como *Montastraea* spp. (Observado en la estación Isla Grande), era de esperarse que estos fueran representativos dentro de la comunidad de reclutas como ha sido reportado por estudios de patrones de reclutamiento en diferentes lugares del mundo (Harrison y Wallace, 1990; Glassom *et al.*, 2006; Mangubhai *et al.*, 2007; Adjeroud *et al.*, 2010; Penin *et al.*, 2010; Gleason y Hofmann, 2011; Salinas de León *et al.*, 2011). Sin embargo, es difícil demostrar una relación directa entre reclutas recién asentados y adultos porque no se alcanzan niveles taxonómicos cercanos a especie en estudios de este tipo.

En el gradiente espacial planteado, gráficamente se evidenció que el reclutamiento de grandes grupos de corales recién asentados incrementó a medida que aumentó la distancia a la desembocadura del Canal del Dique y que esta tendencia era más fuerte en el grupo otros, en donde se incluyen los fávidos (e.g. *Montastraea* sp.) que representan la mayoría de especies formadoras de arrecife y que tienen estrategias reproductivas como liberación de gametos y fertilización externa (Sánchez *et al.*, 1999). Durante estos dos procesos del pre-asentamiento hay una mayor tasa de mortalidad debido a la alta susceptibilidad ante cambios en la condición del agua (Fabricius, 2005). Por ejemplo, variaciones en la temperatura 1°C por encima del umbral (29 °C) y salinidades bajas (< 34 UPS) producen afecciones negativas en el desarrollo y motilidad larval causando reducción del asentamiento (Bassim *et al.*, 2002, Humphrey *et al.*, 2008). Altas concentraciones de nutrientes (e. g. > 20 µM NH₄) disminuyen la duración del tiempo de precompetencia larval y su capacidad de dispersión (Bassim y Sammarco, 2003). Asimismo, sedimentación de 10 mg cm² d⁻¹ reduce el éxito de fertilización e inhibe el asentamiento larval de especies de coral (Rogers, 1983; Fabricius, 2005; Humphrey *et al.*, 2008; Erftemeijer *et al.*, 2012). Todos los umbrales mencionados fueron superados en este estudio y, si a eso se suma que el impacto sobre reclutas de corales es varios órdenes de magnitud mayor (Fabricius *et al.*, 2003, Fabricius, 2005), esto podría explicar el bajo reclutamiento encontrado. Es decir que nuevamente se sugiere que la escorrentía continental no solo genera un bajo reclutamiento, sino que puede estar afectando diferencialmente las especies de corales presentes en la zona estudiada según sus estrategias reproductivas. No obstante, la comunidad adulta de corales es otro factor a considerar ya que podría dar otra alternativa explicativa a los resultados obtenidos sustentada en las estrategias de historia de vida.

En sitios de baja calidad del agua en arrecifes del Indopacífico, se ha encontrado que las formas de crecimiento masivas son más comunes (Hennige *et al.*, 2010). Sin embargo, en

el Caribe, son los foliosos como agarícidos y otros corales como *Porites* spp. los que se encuentran en ambientes que muestran deterioro (Cortés y Risk, 1985, Acevedo *et al.*, 1989). Estudios previos en el área de estudio muestran que en el Archipiélago Nuestra Señora del Rosario las especies *M. faveolata* (29,8 %), *M. annularis* (14,7 %), *A. tenuifolia* (16,1 %) y *P. astreoides* (8,4 %) son las más abundantes, pero en zonas como Burbujas ésta última especie alcanza hasta 20,5 % (Sarmiento, 2010). Considerando lo anterior, es posible pensar que las abundancias de los grupos de reclutas encontrados en el área, son reflejo de la comunidad adulta y, claro está, de las estrategias de historia de vida reproductivas de las especies incubadoras, que de manera permanente se asientan y de aquellas liberadoras que en el momento del estudio se asentaron. La dificultad de identificación a nivel de especie de los reclutas recién asentados no permite definir cuantos de los reclutas que se asentaron en las placas son de especies que liberaron las noches de luna llena en septiembre de 2011. Lo que sí se puede destacar es que en este periodo, ese grupo de otros es tan abundante como el de porítidos y mayor que le de agarícidos.

11.4.2. Juveniles

La densidad de juveniles de corales escleractínios en los sitios de estudio ($1,66 \pm 1,10$ juv m^{-2}) es baja en comparación con zonas arrecifales de Australia (como era de esperarse debido a la diferencia intrínseca entre las áreas) y el Caribe (Tabla 16). Por ejemplo en arrecifes de los cayos de Florida, Chiappone y Sullivan (1996) reportaron una densidad de reclutamiento de $2,03$ juv m^{-2} (Tabla 16) en la que especies incubadoras de los géneros *Agaricia* y *Porites* representaron más del 76 % de la abundancia. Según sus resultados, comparados con otros estudios, indicaban bajo reclutamiento lo cual asumían como consecuencia de la abundancia de parentales, la profundidad y la composición de la comunidad adulta que afectaban este proceso. Así mismo, la densidad de juveniles

obtenida en el presente estudio está por debajo de lo reportado en los demás arrecifes del Caribe colombiano (Ordoñez, 2004; Acosta *et al.* 2011; Tabla 16). Estos últimos afirman que una densidad entre 1,8 y 2,7 juv m⁻², es baja y aún más cuando se tiene como referencia arrecifes oceánicos (5,5 a 8,4 juv m⁻²). Dentro de los disturbios que puede estar impactando negativamente este proceso, se encuentra la escorrentía terrestre (e.g. Río Magdalena) como consecuencia de altas descargas de sedimentos y nutrientes en la zona Caribe colombiana (Acosta *et al.*, 2011).

Al igual que en el resto del Caribe (Rogers *et al.*, 1984; Chiappone y Sullivan, 1996; Edmunds, 2000), son los agarícidos y porítidos los grupos de corales que dominaron las comunidades de juveniles. Los resultados mostraron una dominancia mayor de 49 % de estos corales en los arrecifes de Islas del Rosario, lo que probablemente se explique por sus estrategias de historia de vida. *Agaricia* sp. y *Porites astreoides* presentan fertilización interna y liberan sus larvas al medio constantemente a lo largo del año (Fadlallah, 1983; Szmant, 1986; Harrison y Wallace, 1990; Richmond, 1997), lo que se ve reflejado en abundancias altas en todo el Caribe (Aronson *et al.*, 2002; Green *et al.*, 2008). Además, parece existir una relación entre los juveniles y la comunidad adulta (Chiappone y Sullivan, 1996; López, 2007) lo que concuerda con las abundancias de estas mismas especies en los arrecifes de Islas del Rosario (Sarmiento, 2010).

Tabla 16. Densidad de juveniles de corales escleractínios en diferentes zonas arrecifales del mundo.

Densidad (juv m ⁻² ± DE)	Lugar	Fuente
17	Curazao (Caribe)	Bak y Engel (1979)
18,76	Islas Vírgenes (Caribe)	Rogers <i>et al.</i> (1984)
2,03	Florida (Caribe)	Chiappone y Sullivan (1996)
<1 a 4	Florida (Caribe)	Miller <i>et al.</i> (2000)
2,5 ± 0,53	Caribe colombiano	Ordoñez (2004)
8,4 ± 1,9	San Andrés (Caribe colombiano)	Vidal <i>et al.</i> (2005)
1,82 (total); 1,65 (profundidad somera) y 1,99 (profundidad media)	Islas del Rosario (Caribe colombiano)	López (2007)
2,9 ± 0,2	GBA (Australia)	Fabricius <i>et al.</i> (2011)

La alta abundancia de juveniles de agarícidos en el presente estudio (32,83 %), además de sus estrategias reproductivas mencionadas, puede atribuirse a su capacidad de remoción de partículas de sedimentos finos (Loya, 1976). *A. agaricites* posee cálices pequeños y pocos septos por lo que presenta baja distención limitada a distancias muy cortas. Debido a esto, está restringido únicamente a la remoción de partículas finas de sedimentos (Loya, 1976). Con lo anterior, sumado a las altas tasas de sedimentación y resuspensión, así como dominancia de partículas finas y muy finas encontradas en el estudio actual, se sugiere una fuerte influencia de la escorrentía continental que regula el patrón de reclutamiento en la zona de estudio (Restrepo *et al.*, 2006a; Restrepo y Alvarado, 2011).

Por otra parte, aunque en toda el área muestreada se encontraron 30 especies de corales juveniles, el promedio por sitio fue 11,55 ± 2,73. Teniendo en cuenta que la riqueza

taxonómica de corales escleractínios en la zona es ~ 50 (Pfaff, 1969) y 53 (Díaz *et al.*, 2000), el valor obtenido se puede considerar bajo para cada sitio, ya que siempre se muestreó en zonas de corales mixtos que se caracterizan por mayor riqueza taxonómica. Sin embargo, estudios previos han reportado 18 especies de corales juveniles en los arrecifes de Islas del Rosario distribuidas en zonas someras ($7,62 \pm 2,82$) y medias ($9,5 \pm 3,5$) (López, 2007). Si bien los resultados encontrados en el presente estudio son superiores a los reportados por López (2007), la razón podría estar en el nivel taxonómico que se trabajó. Este autor, en su estudio unió las especies del género *Agaricia* y trabajó el género *Montastraea* como complejo además de reunir las especies de la familia *Mussidae* en una misma categoría. Esto hace que se reporten menos especies pero muy probablemente, y como el mismo autor lo argumentó, se podrían tener más de las 18 reportadas.

11.5. Efectos de calidad fisicoquímica del agua superficial y sedimentos sobre el reclutamiento de especies de coral en zonas arrecifales de Islas del Rosario

El reclutamiento de corales duros, medido como reclutas recién asentados en placas y juveniles, fue explicado principalmente por los granos medios y finos de la sedimentación, los granos finos de resuspensión y las concentraciones de fosfatos. Con esto se infiere que más que los nutrientes, la salinidad y la temperatura, son los sedimentos los que afectan el reclutamiento en Islas del Rosario. No obstante, los fosfatos, que resultan ser un fuerte indicador de la influencia continental en zonas arrecifales (Furnas, 2003; Fabricius, 2011), también son de importancia cuando se consideran sus repercusiones sobre los corales y su reproducción y reclutamiento (Harrison y Ward, 2001). Si bien el valor de la correlación es bajo, valores similares ($R= 0,275$) han sido obtenidos en estudios que comparan variables ambientales y la comunidad de la infauna de poliquetos, permitiendo establecer

la afección del componente ambiental sobre el biológico (Fukunaga y Bailey-Brocks, 2008). Además, los resultados obtenidos en este estudio coinciden con otros realizados *in situ* (Babcock y Smith, 2000) y *ex situ* (Gilmour, 1999; Ward y Harrison, 2000), en los que se sugiere que los mecanismos de afección en los corales pueden ser directos e indirectos y actúan en los distintos niveles jerárquicos ecológicos (Fabricius, 2005). Los directos comprenden abrasión (Humphrey *et al.*, 2008) y ahogamiento de los reclutas y juveniles (Fabricius y Wolanski, 2000), así como necrosis de tejido que resulta en mortalidades totales de los mismos (Philipp y Fabricius, 2003). Referente a los mecanismos de afección indirecta, se encuentran el incremento de la turbidez (Kirk, 1985), la proliferación de algas filamentosas (Birrel *et al.*, 2005; 2008), enfermedades coralinas (Bruno *et al.*, 2003; Haapkylä *et al.*, 2011), disminución de tasas de crecimiento (Glassom y Chadwick, 2006), estrés fisiológico (Philipp y Fabricius, 2003), blanqueamiento (Lesser, 2011), disminución de la fecundidad (Ward y Harrison, 2000), entre muchos otros (Fabricius, 2005).

La dependencia de las variables biológicas, también podrían dar explicación a la baja correlación obtenida (Clarke y Warwick, 2001), lo cual es de esperarse entre reclutas y juveniles (Penin *et al.*, 2010). Otro aspecto que podría explicar la razón de la baja correlación obtenida, podría deberse a principios biológicos. Por ejemplo, los reclutas en placas podrían ser afectados principalmente por temperatura, salinidad, nutrientes orgánicos e inorgánicos y claro está, la sedimentación y resuspensión (Fabricius, 2005), mientras que los juveniles, debido a que se encuentran en el bentos, deberían ser afectados en mayor proporción por los sedimentos (Fabricius y Wolanski, 2000; Fabricius *et al.*, 2003). No obstante, estos supuestos serán discutidos con mayor detalle más adelante.

En conjunto, los sedimentos finos y muy finos resuspendidos y su porcentaje de CaCO₃, fueron las variables que mejor explicaron la abundancia y composición de la comunidad de

corales juveniles, indicando que son las que más afectan el reclutamiento en la zona. Se sabe que los sedimentos ejercen efectos deletéreos sobre los corales en estados tempranos de su ciclo de vida (Rogers *et al.*, 1983; Wittenberg y Hunte, 1992) y, más aún cuando se trata de partículas finas (e.g. < 63 μm). La tasa promedio de resuspensión de sedimentos finos fue $16,14 \pm 21,14$ y muy finos $3,34 \pm 4,19$ con porcentaje de carbonato de calcio de $21,56 \pm 15,85$. Estos valores sobrepasan considerablemente los umbrales establecidos en corales que por lo general son $10 \text{ mg cm}^{-2} \text{ d}^{-1}$ para tasas de sedimentación totales (Rogers, 1990, Erftemeijer *et al.*, 2012). En cuanto al contenido de CaCO_3 , se esperaba que los valores normales superaran el 90 % (Torres y Morelock, 2002). Considerando los valores obtenidos con los umbrales y valores normales en arrecifes de coral, se sugiere una alta afección negativa sobre estos organismos. El panorama se agrava cuando se considera que tales impactos pueden ser en órdenes de magnitud mayores sobre corales juveniles (Fabricius y Wolanski, 2000), atribuido a sus tallas más pequeñas por lo que en vez de generarse mortalidades parciales de las colonias, se tienen mortalidades totales de las mismas (Fabricius *et al.*, 2003). Este es el caso del presente estudio, en el que se encontraron elevadas tasas de sedimentación y resuspensión que se mantuvieron por lo menos durante 50 días y, que teniendo en cuenta investigaciones recientes, se cree probablemente generan alta mortalidad parcial (~ 45 %) y total (~ 12 %) de colonias de gran tamaño (entre $138,2$ y 19693 cm^2) de *M. annularis* en Isla Grande y Tesoro con muy poca presencia de juveniles (Alvarado, 2008). Lo anterior, sumado al hecho de conocer que basta con cortos periodos de tiempo de exposición (0-36 h) para provocar estrés por sedimentación, como disminución de la actividad fotosintética de las zooxantelas asociadas a los corales (Philipp y Fabricius, 2003), tal vez corrobore que el estrés causado por los sedimentos directamente sobre los corales adultos (especialmente aquellos constructores de arrecife) y en especial en juveniles (que presentaron bajas densidades), es significativo y puede ser una evidencia de deterioro arrecifal en la zona.

Estudios sobre el efecto de sedimentos muy finos en procesos como el asentamiento larval de corales, demuestran disminución de hasta un 100 % de este proceso en corales como *Pocillopora damicornis* cuando el sustrato de asentamiento es cubierto en un 50 % por estas partículas (Hodgson, 1990). De manera similar, en *Acropora millepora* se ve afectada la tasa de asentamiento, debido a que el sedimento disminuye la proporción de sustrato adecuado disponible para el asentamiento de sus larvas (Babcock y Davies, 1991). El alcance de la afección de altas tasas de sedimentación y resuspensión es tal, que incluso repercute en el reclutamiento de organismos demersales como peces arrecifales (Wenger *et al.*, 2011) así como el forrajeo y crecimiento de peces planctívoros (Wenger *et al.*, 2012), comprobando una alteración en diferentes niveles tróficos de los arrecifes de coral.

Por otra parte, además de los procesos de asentamiento y reclutamiento, la fertilización y otros procesos reproductivos, también pueden ser afectados por sedimentos muy finos. Aunque no se ha demostrado en organismos como los corales, en salmónidos, los sedimentos con partículas de diámetros inferiores a los 63 μm pueden obstaculizar la entrada del espermatozoide al huevo situándose en el micrópilo inhibiendo la fertilización (Galbraith *et al.*, 2006). Probablemente este fenómeno podría ocurrir durante eventos de desove masivo de gametos en especies de corales, por lo que en presencia de sedimentos finos se han observado disminuciones de tasas de fertilización (Humphrey *et al.*, 2008). Precisamente fue en la época de la liberación multiespecífica de gametos de los corales hermatípicos importantes, cuando se realizó el presente estudio, por lo cual es posible pensar que fallas en la fertilización por abrasión de sedimentos y obstrucción del micrópilo de los huevos podrían ser comunes y disminuir las posibilidades de reclutamiento de este tipo de corales.

Aunque las concentraciones de nutrientes inorgánicos parecen no regular las comunidades de juveniles, es preciso tener en cuenta que cuando estos interactúan con partículas de sedimentos, especialmente las más finas ($< 53 \mu\text{m}$ en este estudio), permiten la formación de nieve marina lodosa (Wolanski y Spagnol, 2000; Asaeda y Wolanski, 2002; Wolanski *et al.*, 2003), la cual genera ahogamiento de corales de 1 cm^{-2} en tan solo 5 min (Fabricius y Wolanski, 2000; Fabricius *et al.*, 2003; Wolanski *et al.*, 2004). La formación de nieve marina lodosa con concentraciones de nitrógeno cercanas a $24,18 \pm 0,36$ (EE) $\mu\text{mol L}^{-1}$ genera efectos deletéreos en los reclutas (Fabricius *et al.*, 2003). Esto último, contrastado con promedios de concentraciones de nutrientes disueltos superiores, obtenidas en el presente estudio ($26,70 \pm 7,71$; $48,54 \pm 4,66 \mu\text{M}$ para nitratos y amonio, respectivamente), podría provocar una interacción de tales variables y los sedimentos, actuando sinérgicamente y de manera negativa sobre los corales, pero en especial sobre los juveniles y reclutas como se mencionó.

En general, los resultados mostraron que los reclutas y los juveniles son afectados diferencialmente por las condiciones medioambientales encontradas, ya que mientras los primeros se relacionaron significativamente con la concentración de nutrientes del agua superficial, los segundos son afectados con mayor intensidad por los sedimentos. Teniendo en cuenta que los reclutas (a diferencia de los juveniles) representan la culminación de la fase planctónica del ciclo de vida, evidencian los posibles efectos de las condiciones de calidad del agua (e.g. altas concentraciones de nutrientes, materia orgánica, baja salinidad y elevadas temperaturas) sobre el evento multiespecífico de liberación de gametos y es aquí donde la escorrentía continental puede tener un mayor impacto sobre los primeros estados del ciclo de vida de los corales, como por ejemplo la fertilización y el pre- asentamiento. Lo anterior se basa en que los gametos y embriones de las especies que liberaron sus productos sexuales (e.g. *Montastraea* sp.), exhiben flotabilidad positiva debido

a un alto contenido lipídico y poca capacidad de dispersión vertical (Oliver y Babcock, 1992; Hariiet *et al.*, 2007; Gleason y Hofmann, 2011). Es así como tales productos sexuales pueden ser atrapados por las aguas de escorrentía que viajan por la superficie marina formando una delgada capa que difiere en densidad (Williams *et al.*, 1984, Andrews y Pickard, 1990). Debido a sus particularidades como baja salinidad, alta temperatura, entre otras, las larvas que se logran generar pueden ser fácilmente arrastradas por estas aguas superficiales menos densas (Pineda *et al.*, 2007).

Si se tiene en cuenta que en zonas cercanas al continente la capa superficial es principalmente producto de escorrentía continental (Williams *et al.*, 1984; Andrews y Pickard, 1990), también debe existir una alta concentración de nutrientes como fosfatos, nitratos y amonio (Furnas, 2003) tal como se encontró en el presente estudio para las últimas dos variables. De este modo, no solo son las altas temperaturas ($> 29\text{ }^{\circ}\text{C}$) que podrían estar generando estrés oxidativo y apoptosis en larvas recién formadas de corales (Voolstra *et al.*, 2009) y las bajas salinidades (30 UPS) que provocan malformaciones en el desarrollo embrionario (100 % ; Humphrey *et al.*, 2008), las que impactan procesos previos al reclutamiento, sino también el exceso de nutrientes (Fabricius, 2005). Se ha reportado que concentraciones de amonio y fosfato de $1\text{ }\mu\text{M}$ o superiores, pueden reducir las tasas de fertilización hasta un 64 y 75 % respectivamente debido a efectos directos sobre la calidad del esperma de los corales (Harrison y Ward, 2001). Asimismo, estos compuestos inorgánicos pueden incrementar significativamente malformaciones embrionarias como se encontró en la especie *Goniastrea aspera* (Harrison y Ward, 2001). Esto hace suponer que los efectos deletéreos fisicoquímicos del agua, que claramente afectan los corales en estados tempranos de su ciclo de vida, disminuyen la cantidad de larvas que puedan asentarse en el fondo, repercutiendo en el proceso de reclutamiento.

Además de lo ya mencionado, la situación empeora cuando se tienen en cuenta las sinergias no solo de temperatura, salinidad y nutrientes, sino también de éstas con los sedimentos sobre procesos reproductivos y de reclutamiento (Fabricius y Wolanski, 2000; Fabricius *et al.*, 2003). Se ha demostrado que 20 μM de nitrato o amonio y 4 μM de fosfatos combinados con concentraciones de bajas dosis de sedimentos pueden disminuir la fertilización (Humphrey *et al.*, 2008). Adicionalmente que la sobrevivencia de individuos adultos puede ser seriamente afectada por estas mismas sinergias (Coles y Jokiel, 1978; Lirman y Manzello, 2009). En el estudio actual, las aguas se caracterizaron por altas temperaturas, bajas salinidades, elevadas concentraciones de nutrientes y altas tasas de sedimentación y resuspensión con dominancia de granos finos y muy finos (referenciados con anterioridad). Tales condiciones son típicas de aguas enriquecidas y sujetas a escorrentía continental e impacto antropogénico (Richmond, 1994; Furnas, 2003; Wolanski *et al.*, 2004; Fabricius, 2011) y permiten inferir que además de las posibles afecciones negativas que se generan por cada variable (Fabricius, 2005), también se deberían producir sinergias entre éstas que incrementan la magnitud de la afectación que estén provocando (Richmond, 1993; Nyström *et al.*, 2000; Harrison y Ward, 2001; Harrington *et al.*, 2005; Lirman *et al.*, 2008; Faxneld *et al.*, 2010). Por último, esto hace que se requiera menor tiempo de exposición para provocar graves impactos en el proceso de reclutamiento (Fabricius y Wolanski, 2000) y por ende en las poblaciones y comunidades de corales duros en la zona. Es así como lo que sucede en la columna de agua en época de fertilización y sobrevivencia larval en la precompetencia podría mostrar la repercusión en el reclutamiento.

En el presente estudio se evidenció una relación directa entre la densidad de reclutas y juveniles de corales duros. Investigaciones previas han comprobado que esta misma relación se da entre el reclutamiento y las comunidades adultas (Sammarco, 1991; Hughes

et al., 2000; Perkol-Finkel y Benayahu, 2007) por lo que este proceso es crucial para los corales, su mantenimiento y resiliencia (Adjeroud *et al.*, 2010; Crabbe, 2012). Lo anterior, sumado a una baja densidad de reclutas y corales juveniles, permite inferir que el mantenimiento de los arrecifes de coral tal como se conocen está amenazado. Asimismo, se está demostrando que las afecciones, discutidas previamente, sobre fases iniciales (reclutas en placas) y posteriores (juveniles) del reclutamiento y, que se atribuyen a las condiciones de enriquecimiento de aguas con nutrientes y sedimentos, permiten evidenciar los efectos de este disturbio.

Un claro ejemplo de lo expuesto, se presentó en Tesoro Norte. Esta estación es una de las más retiradas a la desembocadura del Canal del Dique (30,07 km), pero es la que exhibió una de las menores abundancias de reclutas en placas (10,34 %, n= 6) y juveniles (4,06 %, n= 24) así como la menor riqueza taxonómica de los últimos (22,58 %, n= 7) y, en contraste con las variables sedimentológicas, evidenció un alto contenido de granos finos (54,76 %) y muy finos (28,57 %) de sedimentación, una tasa de resuspensión alta (26,32 mg cm⁻² d⁻¹) y un bajo contenido de carbonatos de esta última (17,22 % CaCO₃). En conclusión, la relación existente entre densidad de reclutas y juveniles encontrada, así como la demostrada entre juveniles y adultos en otros estudios (Chiappone y Sullivan, 1996; López, 2007), sumado a las condiciones ambientales y el bajo reclutamiento en diferentes sitios arrecifales de Islas del Rosario, parecen soportar la idea de que lo que suceda en estados tempranos de los corales, repercutirá en gran medida sobre poblaciones y comunidades adultas.

La composición de la comunidad adulta y la capacidad de dispersión de las larvas, son otros factores que podrían estar regulando el reclutamiento en la zona, ya que se ha comprobado que especies incubadoras como agarícidos y porítidos presentan altas tasas de

reclutamiento en sitios cercanos a sus parentales (Sammarco y Andrews, 1988; Sammarco, 1994; Brazeau *et al.*, 2005), mientras que aquellos que liberan sus gametos, pueden alcanzar sitios más retirados, afectando este proceso en la zona donde ocurrió el desove y en los arrecifes receptores (Harrison y Wallace, 1990; Pineda *et al.*, 2007). Estudios como el de Moulding (2005) sugieren que la composición de juveniles podría también ser un indicativo de las condiciones ambientales y de estrés en los arrecifes. Lo anterior debido a que en aquellos sitios con mayor exposición a oleaje, resuspensión de partículas, es decir, con mayor estrés ambiental, probablemente sean dominadas por especies no masivas como *Porites* spp. y *Agaricia* spp., mientras que en zonas más calmas y con menor estrés ambiental, son los corales masivos los que tienden al incremento y mayor reclutamiento (Moulding, 2005). No obstante, esta presunción debe ser manejada con cautela, puesto que también se ha encontrado que la estructura de las comunidades adultas no necesariamente regulan la comunidad de juveniles (Edmunds, 2000).

Concluyendo, este estudio demuestra una relación alta entre variables ambientales (e.g. fisicoquímicas y sedimentológicas) probablemente alteradas por la escorrentía continental y que se sabe afectan el reclutamiento en fases iniciales y posteriores. Además, que la calidad del agua parece afectar en mayor proporción a los reclutas, mientras que los sedimentos, especialmente los que se resuspenden, lo hacen sobre los juveniles. El reclutamiento en su fase inicial (reclutas) y posterior (juveniles) puede ser explicado por varias razones, (1) altas temperaturas, bajas salinidades, elevadas concentraciones de nutrientes inorgánicos disueltos y sedimentos depositados y resuspendidos, que en la mayoría de los casos superan los umbrales establecidos para los corales y en especial para reclutas y juveniles. (2) Las estrategias de historia de vida y rangos de tolerancia de las especies de corales y, (3) la estructura y composición de las comunidades adultas. Asimismo, en esta investigación se encontró que las densidades de reclutas y juveniles así

como la riqueza de especies de estos últimos son bajas en comparación con otros arrecifes del Caribe y Caribe colombiano. Lo anterior, en conjunto demuestra que el reclutamiento en los arrecifes de Islas del Rosario está siendo afectado negativamente, lo que muy posiblemente se atribuya a los efectos letales y subletales de la calidad del agua alterada por la escorrentía continental.

12. CONCLUSIONES

Existe un efecto negativo de la escorrentía continental sobre el reclutamiento de especies de coral atribuido principalmente a sedimentos finos.

No hay gradiente de calidad del agua (físicoquímica y sedimentológica) ni de reclutamiento de corales en las zonas arrecifales de Islas del Rosario.

Las zonas arrecifales de Islas del Rosario se caracterizan por una baja calidad del agua superficial y bajo reclutamiento de corales.

La calidad físicoquímica del agua superficial afecta negativamente los reclutas mientras que los sedimentos lo hacen sobre juveniles de corales escleractínios.

Además de los efectos negativos de la escorrentía continental, las comunidades adultas de corales duros y las estrategias de historia de vida regulan el patrón de reclutamiento en la zona.

13. RECOMENDACIONES

Para evidenciar el gradiente de calidad del agua (físicoquímica y sedimentológica) es necesario considerar más sitios de muestreo y una mayor distancia del foco de disturbio.

Se recomienda buscar otra forma de medir la materia orgánica.

Estudios de este tipo se deben hacer de forma repetitiva por lo menos durante cinco años para observar el comportamiento a través del tiempo y conocer variaciones ante diversas afecciones como año La Niña, El Niño, eventos de dragado en zonas adyacentes, etc.

Debido al gran número de variables consideradas, es necesario contar con un gran equipo de personal durante todas las fases de la investigación.

14. BIBLIOGRAFÍA

Acevedo, R., J. Morelock y P. Olivieri. 1989. Modification of coral reef zonation by terrigenous sediment stress. *Palaio*, 4: 92-100.

Acosta, A., F. Dueñas y V. Pizarro. 2011. Review on hard coral recruitment (Cnidaria: Scleractinia) in Colombia. *Universitas Scientiarum*, 16: 200-218.

Adjeroud, M., J. Fernandez, A. Carroll, P. Harrison y L. Penin. 2010. Spatial patterns and recruitment processes of coral assemblages among contrasting environmental conditions in the southwestern lagoon of New Caledonia. *Mar. Pollut. Bull.*, 61: 375–386.

Albright, R., B. Mason y C. Langdon. 2008. Effect of aragonite saturation state on settlement and post-settlement growth of *Porites astreoides* larvae. *Coral Reefs*, 27: 485-490.

Alvarado, E. 2008. Efecto de las lesiones naturales sobre la fecundidad: implicaciones en la estructura de talla de una población del coral *Montastraea annularis* en un arrecife degradado del Caribe colombiano. Tesis doctoral en Ciencias-Biología. Univ. del Valle. Cali. 157 p.

Alvarado, E. y A. Acosta. 2009. Lesiones naturales y regeneración de tejido en ramets del coral *Montastraea annularis* (Scleractinia: Faviidae) en un arrecife degradado del Caribe Colombiano. *Rev. Biol. Trop.*, 57: 939-954.

Alvarado, E. y M. Corchuelo. 1992. Los nutrientes, la temperatura y la salinidad provenientes del Canal del Dique como factores de deterioro en el Parque Nacional Natural

Corales del Rosario. En: VII Seminario Nacional de Ciencias y Tecnologías del Mar. Santa Marta. 277-287 p.

Alvarado, E., V. Pizarro y A. Sarmiento. 2011. Formaciones arrecifales. En: Zarza-González, Esteban (Ed.). El entorno ambiental del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y de San Bernardo. Parques Nacionales Naturales de Colombia, dirección territorial Caribe. Cartagena de Indias, Colombia. 109-123 p.

American Public Health Association (APHA). 2005. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 21st Ed.

Andrews, J. y G. Pickard. 1990. The physical oceanography of coral-reef systems. 11- 48. En Dubinsky, Z. (Ed.). Ecosystems of the world 25. Elsevier. 550 p.

Andutta, F., M. Kingsford, y E. Wolanski. 2012. 'Sticky water' enables the retention of larvae in a reef mosaic. Est. Coast. Shelf. Sci., 101: 54-63.

Anthony, K. 1999. Coral suspension feeding on fine particulate matter. J. Exp. Mar. Biol. Ecol., 232: 85-106.

Aronson, R., I. Macintyre, W. Precht, T. Murdoch, y C. Wapnick. 2002. The expanding scale of species turnover events on coral reefs in Belize. Ecol. Monogr., 72: 233-249.

Asaeda, T. y E. Wolanski. 2002. Settling of muddy marine snow. Wetlands Ecol. Manage., 10: 283-287.

Babcock, R. y C. Mundy. 1996. Coral recruitment: Consequences of settlement choice for early growth and survivorship in two scleractinians. *J Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 206: 176-201.

Babcock, R. y L. Smith. 2000. Effects of sedimentation on coral settlement and survivorship. *Proc. 9th Int. Coral Reef Symp. Bali, Indonesia.* 23-27.

Babcock, R. y P. Davies. 1991. Effects of sedimentation on settlement of *Acropora millepora*. *Coral Reefs*, 9: 205-209.

Bak, R. 1978. Lethal and sublethal effects of dredging on reef corals. *Nature*, 9: 14-17.

Bak, R. y M. Engel. 1979. Distribution, abundance and survival of juvenile hermatypic corals (Scleractinia) and the importance of life history strategies in the parent coral communities. *Mar. Biol.*, 53: 341-352.

Bassim, K. y P. Sammarco. 2003. Effects of temperature and ammonium on larval development and survivorship in a scleractinian coral (*Diploria strigosa*). *Mar. Biol.*, 142: 241-252.

Bassim, K., P. Sammarco y T. Snell. 2002. Effects of temperature on success of (self and non-self) fertilization and embryogenesis in *Diploria strigosa* (Cnidaria, Scleractinia). *Mar. Biol.*, 140: 479-488.

Benayahu, Y. y Y. Loya. 1985. Settlement and recruitment of a soft coral: why is *Xenia macrospiculata* successful colonizer? *Bull. Mar. Sci.*, 36: 177-188.

Bernal, J. 2005. Relación entre condiciones físicas y biológicas del microhábitat y la presencia de juveniles de corales hermatípicos en ambientes oceánicos y de la plataforma continental del Caribe Colombiano. Tesis de Biol. Pontificia Univ. Javeriana. Bogotá. 116 p.

Bernal, G., A. Velásquez, I. Vargas, A. Agudelo, C. Andrade, J. Domínguez, C. Ricaurte, y G. Mayo. 2006. Variabilidad de los aportes a los sedimentos superficiales durante un ciclo anual de los bancos de Salmedina. Bol. Invest. Mar. Cost., 35: 59-75.

Birrel, C., L. McCook y B. Willis. 2005. Effects of algal turfs and sediment on coral settlement. . Mar. Pollut. Bull., 51: 408-414.

Birrel, C., L. McCook, B. Willis y G. Díaz-Pulido. 2008. Effects of benthic algae on the replenishment of corals and the implications for the resilience of coral reefs. Oceanogr. Mar. Bio: An Annual Review., 46: 25-63.

Bloesch, J. y N. Burns. 1980. A critical review on sedimentation trap technique. Schweiz. Z. Hydrol., 42: 15-55.

Bongiorni, L., S. Shafir, D. Angel y B. Rinkevich. 2003. Survival, growth and gonad development of two hermatypic corals subjected to *in situ* fish-farm nutrient enrichment. Mar. Ecol. Prog. Ser., 253: 137-144.

Brazeau, D., P. Sammarco y D. Gleason. 2005. A multi-locus genetic assignment technique to assess sources of *Agaricia agaricites* larvae on coral reefs. Mar. Biol., 147: 1141-1148.

Brodie, J., C. Christie, M. Devlin, D. Haynes, S. Morris, M. Ramsay, J. Waterhouse y H. Yorkston. 2001. Catchment management and the Great Barrier Reef. *Water Sci. Tech.*, 43: 203-211.

Brown, B, M. Le Tissier, T. Scoffin y A. Tudhope. 1990. Evaluation of the environmental impact of dredging on intertidal coral reefs at Ko Phuket, Thailand, using ecological and physiological parameters. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 65: 273-281.

Bruno, J., L. Petes, C. Harvell y A. Hettinger. 2003. Nutrient enrichment can increase the severity of coral diseases. *Ecol. Lett.*, 6: 1056-1061.

Bula-Meyer, G. 2002. Perturbación biológica extrema en los sistemas coralinos del Caribe. *Rev. Acad. Colomb. Cienc.*, 26: 105-110.

Burke L., K. Reytar, M. Spalding y A. Perry. 2011. Reefs at risk revisited. World Resources Institute: Washington, DC. 130 p.

Caley M., M. Carr, M. Hixon, T. Hughes, G. Jones y B. Menge. 1996. Recruitment and the local dynamics of open marine populations. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, 27: 477-500.

Carleton. J y P. Sammarco. 1987. Effects of substratum irregularity on success of coral settlement: quantification by comparative geomorphological techniques. *Bull. Mar. Sci.*, 40: 85-98.

Carrillo, L. 2009. Estudio de la fertilidad y fecundidad de *Montastraea annularis* (Ellis & Solander 1786) en un evento reproductivo en el arrecife de Isla Grande (PNNCRYSB) –

Colombia: posibles herramientas para generar estrategias de manejo y conservación. Tesis de Biol., Univ. de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. 93 p.

Cendales, M., S. Zea y J. Díaz. 2002. Geomorfología y unidades ecológicas del complejo de arrecifes de las Islas del Rosario e Isla Barú (Mar Caribe, Colombia). Rev. de la Acad. Col. Cien. Exac. Fís. Nat., 26: 497-510.

Charpy, L. y C. Charpy-Roubaud. 1991. Particulate organic matter fluxes in a Tuamotu atoll lagoon (French Polynesia). Mar. Ecol. Prog. Ser., 71: 53-63.

Chiappone, M. y K. Sullivan. 1996. Distribution, abundance and species composition of juvenile scleractinian corals in the Florida reef tract. Bull. Mar. Sci., 58: 555-569.

Clarke, K. y P. Warwick. 2001. Change in marine communities: An approach to statistical analysis and interpretation. Natural Environment Research Council. Plymouth Marine Laboratory. United Kingdom. 260 p.

Connell, J. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs: high diversity of trees and corals is maintained only in a nonequilibrium state. Sci., 199: 1302-1310.

Cooper, T., J. Gilmour y K. Fabricius. 2009. Bioindicators of changes in water quality on coral reefs: review and recommendations for monitoring programmes. Coral Reefs. 28: 589-606.

Cooper, T., P. Ridd, K. Ulstrup, C. Humphrey, M. Slivkoff y K. Fabricius. 2008. Temporal dynamics in coral bioindicators for water quality on coastal coral reefs of the Great Barrier Reef. *Mar. Fresh. Res.*, 59: 703-716.

Coral, A. y A. Caicedo. 1983. Descripción de la formación arrecifal de Isla Grande (Islas del Rosario) con anotaciones ecológicas. Tesis de Biol. Mar. Univ. de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. Cartagena. 111p.

Cortés, J. & Risk, M. 1985. A reef under siltation stress: Cahuita, Costa Rica. *Bull. Mar. Sci.*, 36: 339 – 356.

Crabbe, M. 2012. The Influence of Extreme Climate Events on Models of Coral Colony Recruitment and Survival in the Caribbean. *Am. J. Climate Change*, 1: 33-40.

Crossland, C., B. Hatcher, M. Atkinson y S. Smith. 1984. Dissolved nutrients of a high-latitude coral reef, Houtman Abrolhos Islands, Western Australia. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 14: 159-163.

Dale V. y Beyeler, S. 2001. Challenges in the development and use of ecological indicators. *Ecol. Indicators*, 1: 3-10.

De'ath, G. y K. Fabricius. 2008. Water quality of the Great Barrier Reef: distributions, effects on reef biota and trigger values for the protection of ecosystem health. Final Report to the Great Barrier Reef Marine Park Authority. Australian Institute of Marine Science, Townsville. 104 p.

Delgadillo-Garzón, O. y P. Zapata-Ramírez. 2009. Evaluación rápida de peces arrecifales y su relación con la estructura del sustrato en las islas del rosario, área marina protegida del Caribe colombiano. *Rev. Acad. Colomb. Cienc.*, 33: 273-284.

Devlin, M. y J. Brodie. 2005. Terrestrial discharge into the Great Barrier Reef Lagoon: nutrient behavior in coastal waters. *Mar. Pollut. Bull.*, 51: 9-22.

Devlin, M., J. Waterhouse, J. Taylor y J. Brodie. 2001. Flood plumes in the Great Barrier Reef: spatial and temporal patterns in composition and distribution. GBRMPA Research Publication No. 68, Great Barrier Reef Marine Park Authority, Townsville, Australia.

Díaz, G., E. Ángel, R. Parra, G. Vernet, D. Cortecero, A. Vidal, C. Carbonell y M. Muñoz. 1978. Estudio oceanográfico de las Islas del Rosario. Armada Nacional. Dirección Nacional Marítima y Portuaria. Centro de Investigaciones Oceanográficas e Hidrográficas. Cartagena. 67 p.

Díaz, J., L. Barrios, M. Cendales, J. Garzón-Ferreira, J. Geister, M. López-Victoria, G. Ospina, F. Parra, J. Pinzón, B. Vargas-Ángel, F. Zapata y S. Zea. 2000. Áreas coralinas de Colombia. INVEMAR, Ser. Pub. Esp. 5, Santa Marta. 176p.

Díaz-Pulido, G., S. Harii, L. McCook y O. Hoegh-Guldberg. 2010. The impact of benthic algae on the settlement of a reef-building Coral. *Coral Reefs*. 29: 203-208.

Dodge, R., R. Aller y J. Thomson. 1974. Coral growth related to resuspension of bottom sediments. *Nature*. 247: 274-277.

Dueñas, L., J. Montenegro, A. Acosta, F. Cárdenas, M. Sepúlveda, A. Vidal, C. Villamil. 2010. Guía para el reconocimiento de corales escleractíneos juveniles en el Caribe. INVEMAR Serie de Documentos Generales No. 42. XPRESS Estudio Gráfico y Digital, Bogotá D.C. Colombia.

Dunstan, P. y C. Johnson. 1998. Spatio-temporal variation in coral recruitment at different scales on Heron Reef, southern Great Barrier Reef. *Coral Reefs*, 17: 71-81.

Dunn, J., P. Sammarco y G. LaFleur Jr. 2012. Effects of phosphate on growth and skeletal density in the scleractinian coral *Acropora muricata*: A controlled experimental approach. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 411: 34-44.

Edinger, E., G. Limmon, J. Jompa, W. Widjatmoko, J. Heikoop y M. Risk. 2000. Normal coral growth rates on dying reefs: are coral growth rates good indicators of reef health? *Mar. Pollut. Bull.*, 5: 404-425.

Edmunds, P. 2000. Patterns in the distribution of juvenile corals and coral reef community structure in St. John, US Virgin Islands. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 202: 113-124.

Erfteimeijer, P., B. Riegl, B. Hoeksema y P. Todd. 2012. Environmental impacts of dredging and other sediment disturbances on corals: A review. *Mar. Pollut. Bull.*, <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.05.008>.

Fabricius, K. 2005. Effects of terrestrial runoff on the ecology of corals and coral reefs: review and synthesis. *Mar. Pollut. Bull.*, 50: 125-146.

Fabricius, K. 2011. Factors determining the resilience of coral reefs to eutrophication: a review and conceptual model. 493-505. En Dubinsky, Z. y N. Stambler. (Eds.). Coral reefs: an ecosystem in transition. Springer, 525 p.

Fabricius, K. y E. Wolanski. 2000. Rapid smothering of coral reef organisms by muddy marine snow. Est. Coast. Shelf Sci., 50: 115-120.

Fabricius, K., C. Wild, E. Wolanski y D. Abele. 2003. Effects of transparent exopolymer particles and muddy terrigenous sediments on the survival of hard coral recruits. Est. Coast. Shelf Sci., 56: 1-9.

Fabricius, K. y D. McCorry. 2006. Changes in octocoral communities and benthic cover along a water quality gradient in the reefs of Hong Kong. Mar. Pollut. Bull., 52: 22-33.

Fabricius, K., G. De'ath, L. McCook, E. Turaky D. Williams. 2005. Changes in algal, coral and fish assemblages along water quality gradients on the inshore Great Barrier Reef. Mar. Pollut. Bull., 51: 384-398.

Fabricius, K., T. Cooper, C. Humphrey, S. Uthicke, G. De'ath, J. Davidson, H. LeGrand, A. Thompson, B. Schaffelke. 2011. A bioindicator system for water quality on inshore coral reefs of the Great Barrier Reefs. Mar. Pollut. Bull., doi:10.1016/j.marpolbul.2011.09.004.

Fadlallah, Y. 1982. Reproductive ecology of the coral *Astrangia lajollensis* in a kelp forest habitat. Oecol, 55: 379-388.

Fan, T., J. Li, S. Le, L. Fang. 2002. Lunar periodicity of larval release by pocilloporid corals in southern Taiwan. *Zool. Stud.*, 41: 288-294.

Fan, T., K. Lin, F. Kuo, K. Soong, L. Liu y L. Fang. 2006. Diel patterns of larval release by five brooding scleractinian corals. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 321: 133-142.

Faxneld, S., T. Jörgensen y M. Tedengren. 2010. Effects of elevated water temperature, reduced salinity and nutrient enrichment on the metabolism of the coral *Turbinaria mesenterina*. *Est. Coast. Shelf Sci.*, 88: 482-487.

Fichez, R.; M. Adjeroud, Y. Bozec, L. Breau, Y. Chancerelle, C. Chevillon, P. Douillet, J. Fernandez, P. Frouin, M. Kulbicki, B. Moreton, S. Ouillon, C. Payri, T. Perez, P. Sasal y J. Thebault, J. 2005. A review of selected indicators of particle, nutrient and metal inputs in coral reef lagoon systems. *Aquat. Living. Resour.*, 18: 125-147.

Field, E., D. Glassom y J. Bythell. 2007. Effects of artificial settlement plate materials and methods of deployment on the sessile epibenthic community development in a tropical environment. *Coral Reefs*, 26: 279-289.

Fukunaga, A. y J. Bailey-Brock. 2008. Benthic infaunal communities around two artificial reefs in Mamala Bay, Oahu, Hawaii. *Mar. Environment. Res.*, 65: 250-263.

Furnas, M. 2003. *Catchments and Corals: Terrestrial Runoff to the Great Barrier Reef*. Australian Institute of Marine Science and CRC Reef Research Centre, Townsville, 334 p.

Furnas, M. y A. Mitchell. 2001. Runoff of terrestrial sediment and nutrients into the Great Barrier Reef World Heritage Area. 37-51. En: Wolanski, E. (Ed.). Oceanographic Processes of Coral reefs: Physical and Biological Links in the Great Barrier Reef. CRC Press, Boca Raton.

Galbraith, R., E. MacIsaac, J. Macdonald y A. Farrell. 2006. The effect of suspended sediment on fertilization success in sockeye (*Oncorhynchus nerka*) and coho (*Oncorhynchus kisutch*) salmon. Can. J. Fish Aquat. Sci., 63: 2487-2494.

Gardner, T., I. Côté, J. Gill, A. Grant y A. Watkinson. 2003. Long-term region-wide declines in Caribbean corals. Sci., 301: 958- 960.

Garzón-Ferreira, J., M. Reyes-Nivia y A. Rodríguez-Ramírez. 2002. Manual de métodos del SIMAC: sistema nacional de monitoreo de arrecifes coralinos en Colombia. Instituto de investigaciones marinas y costeras José Benito Vives de Andrés. 57 p.

Gilmour, J. 1999. Experimental investigation into the effects of suspended sediment on fertilisation, larval survival and settlement in a scleractinian coral. Mar. Biol., 135: 451-462.

Glassom, D., D. Zakai y N. Chadwick-Furman. 2004. Coral recruitment: a spatio-temporal analysis along the coastline of Eilat, northern Red Sea. Mar. Biol., 144: 641-651.

Glassom, D., L. Celliers y M. Schleyer. 2006. Coral recruitment patterns at Sodwana Bay, South Africa. Coral Reefs, 25: 485-492.

Gleason, M. 1996. Coral recruitment in Moorea, French Polynesia: the importance of patch type and temporal variation. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 207: 79-101.

Gleason, D. y D. Hofmann. 2011. Coral larvae: From gametes to recruits. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 408: 42-57.

Glynn, P. y R. Stewart. 1973. Distribution of coral reefs in the Pearl Islands (Gulf of Panama) in relation to thermal conditions. *Limnol. Oceanogr.* 18: 367-379.

Golbuu, Y., E. Wolanski, P. Harrison, R. Richmond, S. Victor y K. Fabricius. 2011. Effects of land-use change on characteristics and dynamics of watershed discharges in Babeldaob, Palau, Micronesia. *J. Mar. Biol.*, doi:10.1155/2011/981273.

Golbuu, Y. y R. Richmond. 2007. Substratum preferences in planula larvae of two species of scleractinian corals, *Goniastrea retiformis* and *Stylaraea punctata*. *Mar. Biol.*, 152: 639-644.

Greiner, R., A. Herr, J. Brodie y D. Haynes. 2005. A multi-criteria approach to Great Barrier Reef catchment (Queensland, Australia) diffuse-source pollution problem. *Mar. Pollut. Bull.*, 51: 128-137.

Green, D., P. Edmunds y R. Carpenter. 2008. Increasing relative abundance of *Porites astreoides* on Caribbean reefs mediated by an overall decline in coral cover. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 359: 1-10.

Grosberg, R. y D. Levitan. 1992. For adults only? Supply-side ecology and the history of larval biology. *Trends Ecol. Evol.*, 7: 130-33.

Guisande G. B. Felpeto, E. Maneiro, R. Alarcón, C. Vergara y L. Vaamonde (Eds). 2006. Tratamiento de datos. España: Díaz de santos. 356 p.

Gutiérrez-Moreno, C., M. Marrugo, P. Lozano-Rivera, P. Sierra y C. Andrade. 2011. Clima marino. En: Zarza-González, Esteban (Ed.). El entorno ambiental del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y de San Bernardo. Parques Nacionales Naturales de Colombia, dirección territorial Caribe. Cartagena de Indias, Colombia. 39-47 p.

Haapkylä, J., R. Unsworth, M. Flavell, D. Bourne, B. Schaffelke y B. Willis. 2011. Seasonal Rainfall and Runoff Promote Coral Disease on an Inshore Reef. PLoS ONE 6: e16893. doi:10.1371/journal.pone.0016893.

Harii, S., K. Nadaoka, M. Yamamoto y K. Iwao. 2007. Temporal changes in settlement, lipid content and lipid composition of larvae of the spawning hermatypic coral *Acropora tenuis*. Mar. Ecol. Prog. Ser., 346: 89-96.

Harrington, L., K. Fabricius, G. De'Ath y A. Negri. 2004. Recognition and selection of settlement substrata determine post-settlement survival in corals. Ecol., 85: 3428-3437.

Harrington, L., K. Fabricius, G. Eaglesham y A. Negri. 2005. Synergistic effects of diuron and sedimentation on photosynthesis and survival of crustose coralline algae. Mar. Pollut. Bull., 51: 415-427.

Harriott, V. y S. Banks. 2002. Latitudinal variation in coral communities in eastern Australia: a qualitative biophysical model of factors regulating coral reefs. Coral Reefs, 21: 83-94.

Harrison, P. 2011. Sexual reproduction of scleractinian corals. 59-85. En: Dubinsky, Z. y N. Stambler. (Eds.). Coral reefs: an ecosystem in transition. Springer, 525 p.

Harrison, P. y C. Wallace. 1990. Reproduction, dispersal, and recruitment of scleractinian corals. 133–207. En Dubinsky, Z. (Ed.). Ecosystems of the world 25. Elsevier 550 p.

Harrison, P. y S. Ward. 2001. Elevated levels of nitrogen and phosphorus reduce fertilisation success of gametes from scleractinian reef corals. Mar. Biol., 139: 1057-1068.

Haynes, D., J. Brodie, J. Waterhouse, Z. Bainbridge, D. Bass y B. Hart. 2007. Assessment of the water quality and ecosystem health of the Great Barrier Reef (Australia): Conceptual models. Environ. Manage., 40: 993-1003.

Henao-Castro, A. 2008. Composición de la comunidad arrecifal bentónica de un área marina protegida (AMP) y un área marina no protegida (MNP) con y sin exposición al buceo. Tesis de Biol. Mar., Univ. de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. 61 p.

Hennige, S., D. Smith, S. Walsh, M. McGinley, M. Warner y D. Suggett. 2010. Acclimation and adaptation of scleractinian coral communities along environmental gradients within an Indonesian reef system. J. Exp. Mar. Biol. Ecol., 391: 143-152.

Hodgson, G. 1990. Sediment and the settlement of larvae of the reef coral *Pocillopora damicornis*. Coral Reefs. 9: 41-44.

Hughes, T., A. Bair, D. Bellwood, M. Card, S. Conolly, C. Folke, R. Grosberg, O. Hoegh-Guldberg, J. Jackson, J. Lough, P. Marshall, M. Nyström, S. Palumbi, J. Pandolfi, B. Rosen y J. Roughgarden. 2003. Climate change, human impacts, and the resilience of corals reefs. *Sci.*, 301: 929-933.

Hughes, T., A. Baird, E. Dinsdale, N. Moltschaniwskyj, M. Pratchett, J. Tanner y B. Willis. 2000. Supply-side ecology works both ways: the link between benthic adults, fecundity, and larval recruits. *Ecol.*, 81: 2241-2249.

Humphrey, C., M. Weber, C. Lott, T. Cooper y K. Fabricius. 2008. Effects of suspended sediments, dissolved inorganic nutrients and salinity on fertilisation and embryo development in the coral *Acropora millepora* (Ehrenberg, 1834). *Coral Reefs*, 27: 837-850.

Hutchings, P., D. Haynes, K. Goudkamp y L. McCook. 2005. Catchment to Reef: Water quality issues in the Great Barrier Reef Region - An overview of papers. *Mar. Pollut. Bull.*, 51: 3-8.

Jackson, J. y T. Hughes. 1985. Adaptive strategies of Coral reefs invertebrates. *Amer. Scient.*, 73: 265- 274.

Jompa, J. y L. McCook. 2003. Contrasting effects of turf algae on corals: massive *Porites* spp. are unaffected by mixed-species turfs, but killed by the red alga *Anotrichium tenue*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 258: 79-86.

Keough, M. y B. Downes. 1982. Recruitment of marine Invertebrates: the role of active larval choices and early mortality. *Oecol.*, 54: 348-352.

Kirk, J. 1985. Effects of suspensoids (turbidity) on penetration of solar radiation in aquatic ecosystems. *Hydrobiol.*, 125: 195-208.

Kirk, J. y P. Tyler. 1986. The spectral absorption and scattering properties of dissolved and particulate components in relation to the underwater light field of some tropical Australian freshwaters. *Freshwater Biol.*, 16: 573-583.

Kolinski, S., y Cox, E. 2003. An uptake on modes and timing of gamete and planulae release in Hawaiian scleractinian corals with implications for conservation and management. *Pac. Sci.*, 57: 17-27.

Koop, K., D. Booth, A. Broadbents, J. Brodie, D. Bucher, D. Capone, J. Coll, W. Denninson, M. Edrman, P. Harrison, O. Hoegh-Guldberg, P. Hutchings, G. Jones, A. Larkum, J. O'Neil, A. Steven, E. Tentori, S. Ward, J. Williamson y D. Yellowlees. 2001. ENCORE: The effect of nutrient enrichment on coral reefs. Synthesis of results and conclusions. *Mar. Pollut. Bull.*, 42: 91-120.

Lapointe, B., M. Littler y D. Littler. 1992. Nutrient availability to marine macroalgae in siliciclastic versus carbonate-rich coastal waters. *Estuaries*, 15: 75-82.

Leblé, S. y R. Cuignon. 1987. El Archipiélago de las Islas del Rosario. Estudio morfológico, hidrodinámico y sedimentológico. *Boletín Científico CIOH.*, 7: 37-52.

Lesser, M. 2011. Coral Bleaching: Causes and Mechanisms. 405-419. En: Dubinsky, Z. y N. Stambler. (Eds.). *Coral reefs: an ecosystem in transition*. Springer, 525 p.

Lirman, D. y D. Manzello. 2009. Patterns of resistance and resilience of the stress-tolerant coral *Siderastrea radians* (Pallas) to sub-optimal salinity and sediment burial. J. Exp. Mar. Biol. Ecol., 369: 72-77.

Lirman, D., J. Herlan, C. Langdon y T. Capo. 2008. Exposure to nutrient-enriched sediments mitigates the negative impacts of sedimentation on coral growth in the Caribbean corals *Porites astreoides* and *Siderastrea siderea*. Proc. 11th Int. Coral Reef Symp., 300-304.

López, T. 2007. Abundancia, distribución y composición taxonómica de corales escleractínios juveniles en formaciones coralinas del archipiélago de las Islas del Rosario, Caribe Colombiano. Tesis de Biol. Mar., Univ. de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. 101 p.

López-Victoria, M. y J. Díaz. 2000. Morfología y estructura de las formaciones coralinas del Archipiélago de San Bernardo, Caribe colombiano. Rev. Acad. Colomb. Cienc., 14: 219-230.

Lough, J. 2008. 10th Anniversary Review: a changing climate for coral reefs. J. Environ. Monit., 10: 21-29.

Loya, Y. 1976. Skeletal regeneration in a red sea scleractinian coral population. Nature, 261: 490-491.

Luna, G., E. Manini y R. Danovaro. 2002. Large Fraction of Dead and Inactive Bacteria in Coastal Marine Sediments: Comparison of Protocols for Determination and Ecological Significance. Appl. Env. Microb., 68: 3509-3513.

Maa, J., L. Sanford y J. Halka. 1998. Sediment resuspensión characteristics in Baltimore Harbor, Maryland. *Mar. Geol.*, 146: 137-145.

Maida, M., J. Collb y P. Sammarco. 1994. Shedding new light on scleractinian coral recruitment. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 180: 189-202.

Maida, M., P. Sammarco y J. Coll, J. 2001. Effects of soft corals on scleractinian coral recruitment. II: Allelopathy, spat survivorship and reef community structure. *Mar. Ecol.*, 22: 397-414.

Mangubhai, S., P. Harrison y D. Obura. 2007. Patterns of coral larval settlement on lagoon reefs in the Mombasa Marine National Park and Reserve, Kenya. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 348: 149-159.

Martínez, S. y A. Acosta. 2005. Cambio temporal en la estructura de la comunidad coralina del área de santa marta - Parque Nacional Natural Tayrona (Caribe Colombiano). *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 34: 161-191.

McCook, L., J. Jompa y G. Díaz-Pulido. 2001. Competition between corals and algae on coral reef: a review of evidence and mechanisms. *Coral Reefs*, 19: 400-417.

Miller, M., E. Weil y A. Szmant. 2000. Coral recruitment and juvenile mortality as structuring factors for reef benthic communities in Biscayne National Park, USA. *Coral Reefs*, 19: 115-123.

Miron, G., B. Boudreau y E. Bourget. 1995. Use of larval supply in benthic ecology: testing correlations between larval supply and larval settlement. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 124: 301-305.

Moberg, F. y C. Folke. 1999. Ecological goods and services of coral reefs ecosystems. *Ecol. Econ.*, 29: 215-233.

Moberg, F. y P. Rönnbäck. 2003. Ecosystem services of the tropical seascape: interactions, substitutions and restoration. *Ocean. Coast. Manage.*, 46: 27-46.

Moulding, A. 2005. Coral recruitment patterns in the Florida Keys. *Rev. Biol. Trop.*, 53: 75-82.

Mumby, P., A. Harborne, J. Williams, C. Kappel, D. Brumbaugh, F. Micheli, K. Holmes, C. Dahlgren, C. Paris y P. Blackwell. 2007. Trophic cascade facilitates coral recruitment in a marine reserve. *PNAS*, 104: 8362-8367.

Munday, P., P. Geoffrey y M. Caley. 1997. Habitat specialisation and the distribution and abundance of coral-dwelling gobies. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 152: 227-239.

Mundy, C y R. Babcock. 1998. Role of light intensity and spectral quality in coral settlement: Implications for depth-dependent settlement?. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 223: 235-255.

Navas, R. y A. Rodríguez. 2008. Estado de los arrecifes coralinos. En. INVEMAR. Informe del Estado de los Ambientes y Recursos Marinos y Costeros en Colombia año 2007. Serie de Publicaciones Periódicas. N 8. Santa Marta, 53-57 p.

Nozawa, Y. 2012. Effective size of refugia for coral spat survival. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 413: 145-149.

Nozawa, Y., K. Tanaka y J. Reimer. 2011. Reconsideration of the surface structure of settlement plates used in coral recruitment studies. *Zool. Stud.*, 50: 53-60.

Nyström, M., C. Folke y F. Moberg. 2000. Coral reef disturbance and resilience in a human-dominated environment. *Trends Ecol. Evol.*, 15: 413-417.

Ogston, A., C. Storlazzi, M. Field y M. Presto. 2004. Sediment resuspension and transport patterns on a fringing reef flat, Molokai, Hawaii. *Coral Reefs*, 23: 559-569.

Oliver, J. y R. Babcock. 1992. Aspects of the fertilization ecology of broadcast spawning corals: sperm dilution effects and *in situ* measurements of fertilization. *Biol. Bull.*, 183: 409-417.

Ordóñez, M. 2004. Variación en la estructura de la comunidad de corales hermatípicos juveniles entre arrecifes continentales (Isla Grande e Isla Fuerte) y oceánicos (San Andrés y Providencia), Caribe, colombiano. Tesis de Biol. Pontificia Univ. Javeriana. 151 p.

Ordóñez, J., L. Camacho y A. Gómez-Giraldo. 2009. Diseño final de las obras de control sedimentológico del Canal del Dique. Cuarto Simposio Regional sobre Hidráulica de Ríos. Salta, Argentina. 19p.

Orpin, A. y P. Ridd. 2012. Exposure of inshore corals to suspended sediments due to wave-resuspension and riverine plumes in the central Great Barrier Reef: A reappraisal. <http://dx.doi.org/10.1016/j.csr.2012.06.013>.

Ouillon, S., P. Douillet, J. Lefebvre, R. Le Gendre, A. Jouon, P. Bonneton, J. Fernandez, C. Chevillon, O. Magand, J. Lefèvre, P. Le Hir, R. Laganier, F. Dumas, P. Marchesiello, A. BelMadani, S. Andréfouët, J. Panché y R. Fichez. 2010. Circulation and suspended sediment transport in a coral reef lagoon: The south-west lagoon of New Caledonia. *Mar. Pollut. Bull.*, 61: 269-296.

Paula, A. y J. Creed. 2005. Spatial distribution and abundance of nonindigenous coral genus *Tubastraea* (cnidaria, Scleractinia) around Ilha Grande, Brazil. *Braz. J. Biol.*, 65: 661-673.

Pardo, Z., J. Rodríguez y I. Díaz. 2004. Método potenciométrico para la cuantificación de carbonatos en tabletas de calcidol®. Estudio de estabilidad. *Acta Farm. Bonaerense.*, 23: 75-80.

Penin, L., F. Michonneau, A. Baird, S. Connolly, M. Pratchett, M. Kayal y M. Adjeround M. 2010. Early post-settlement mortality and the structure of coral assemblages. *Mar Ecol. Prog. Ser.*, 408: 55-64.

Perkol-Finkel, S. y Y. Benayahu. 2007. Differential recruitment of benthic communities on neighboring artificial and natural reefs. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 340: 25-39.

Pfaff, R. 1969. Las Scleractinia y Milleporina de las Islas del Rosario. *Investigación Científica*, 3: 17-24.

Philipp, E. y K. Fabricius. 2003. Photophysiological stress in scleractinian corals in response to short-term sedimentation. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 287: 57-78.

Pineda, J., J. Hare y S. Sponaangle. 2007. Larval transport and dispersal in the coastal ocean and consequences for population connectivity. *Oceanogr.*, 20: 22-39.

Pineda, I., L. Martínez, D. Bedoya, P. Catarroso y J. Rojas. 2004. Plan de manejo del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo, PNNCRSB. UAESPNN Territorial Costa Atlántica, Cartagena. 316 p.

Pizarro, V., J. Polanía y J. Thomason. 2007. Recruitment and juvenile survivorship of brain corals at San Andres Island, Western Caribbean Sea. *Cah. Biol. Mar.*, 48: 113-119.

Quinn, N. y B. Kojis. 2005. Patterns of sexual recruitment of acroporid coral populations on the West Fore Reef at Discovery Bay, Jamaica. *Rev. Biol. Trop.*, 53: 83-89.

Ramírez, A. 2006. *Ecología: Métodos de muestreo y análisis de poblaciones y comunidades*. Pontificia Univ. Javeriana. Bogotá. 273 p.

Ramírez, A., I. De Ramírez y J. Correal. 1986. *Ecología descriptiva de las llanuras madreporarias del Parque Nacional submarino Los Corales de Rosario (Mar Caribe), Colombia. Un estudio Monte Carlo en cuantificación de corales por el método de cobertura*. Escala Ltda. Bogotá, Colombia. 71 p.

Restrepo, J. y B. Kjerfve. 2000. Magdalena River: interannual variability (1975–1995) and revised water discharge and sediment load estimates. *J. Hydrol.*, 235: 137-149.

Restrepo, J., B. Kjerfve, M. Hermelin y J. Restrepo. 2006a. Factors controlling sediment yield in a major South American drainage basin: the Magdalena River, Colombia. *J. Hydrol.*, 316: 213–232.

Restrepo, J. y E. Alvarado. 2011. Assessing major environmental issues in the Caribbean and Pacific coasts of Colombia, South America: an overview of fluvial fluxes, coral reef degradation, and mangrove ecosystems impacted by river diversion. 11: 289-314. En: Wolanski, E. y D. McLusky. (Eds.) *Treatise on Estuarine and Coastal Science*. Waltham: Academic Press. DOI: 10.1016/B978-0-12-374711-2.01117-7.

Restrepo J., P. Zapata, J. Díaz, J. Garzón-Ferreira y C. García. 2006b. Fluvial fluxes into the Caribbean Sea and their impact on coastal ecosystems: The Magdalena River, Colombia. *Global and Planetary change*, 50: 33-49.

Richmond, R. 1981. Energetic considerations in the dispersal of *Pocillopora damicornis* (Linnaeus) planulae. *Proc. 4th Int. Coral Reef Symp*, 2: 153-156.

Richmond, R. 1993. Coral Reefs: Present problems and future concerns resulting from anthropogenic disturbance. *Amer. Zool.*, 33: 524-536.

Richmond, R. 1994. Effects of coastal runoff on coral reproduction. In: Ginsburg RN, editor. *Proceedings of the Colloquium on Global Aspects of Coral Reefs*, University of Miami, 360–364.

Richmond, R. 1997. Reproduction and Recruitment in Corals: Critical Links in the Persistence of Reefs. Chapman and Hall, 175-197 p.

Richmond, R. y C. Hunter. 1990. Reproduction and recruitment of corals: comparisons among the Caribbean, the Tropical Pacific, and the Red Sea. Mar. Ecol. Prog. Ser., 60: 185-203.

Richmond, R., T. Rongo, Y. Golbuu, S. Victor, N. Idechong, G. Davis, W. Kostka, L. Neth, M. Hamnett y E. Wolanski. 2007. Watersheds and coral reefs: Conservation science, policy and implementation. BioScience., 57: 598-607.

Rodríguez, D. 2007. Composición y estructura de las comunidades bentónicas asociadas a la unidad ecológica de *Acropora palmata* y *Acropora cervicornis* Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo (PNNCRSB) Cartagena Colombia. Tesis de Biol. Mar. Univ. de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. 93 p.

Rodríguez-Ramírez, A., M. Reyes-Nivia, S. Zea, R. Navas-Camacho, J. Garzón-Ferreira, S. Bejarano, P. Herrón y C. Orozco. 2010. Recent dynamics and condition of coral reefs in the Colombian Caribbean. Rev. Biol. Trop., 58: 107-131.

Rogers, C. 1983. Sublethal and lethal effects of sediments applied to common Caribbean reef corals in the field. Mar. Pollut. Bull., 14: 378-372.

Rogers, C. 1990. Responses of coral reefs and reefs organisms to sedimentation. Mar. Ecol. Prog. Ser., 62: 185-202.

Rogers, C., H. Fitz, M. Gilnack, J. Beets y J. Hardin. 1984. Scleractinian coral recruitment pattern at Salt River Submarine Canyon, St. Croix, U.S. Virgin Islands. *Coral Reefs*, 3: 69-76.

Rosenberg, E., O. Koren, L. Reshef, R. Efrony y Il. Zilber-Rosenberg. 2007. The role of microorganisms in coral health, disease and evolution. *Nature Reviews*, 5: 355-362.

Roughgarden, J., Y. Iwasa y C. Baxter. 1985. Demographic theory for an open marine population with space-limited recruitment. *Ecol.*, 66: 54-67.

Rylandsdam, K. 1983. Life histories and abundance patterns of colonial corals on Jamaican reefs. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 13: 249-260.

Sammarco, P. 1991. Geographically specific recruitment and postsettlement mortality as influences on coral communities: The cross-continental shelf transplant experiment. *Limnol. Oceanog.*, 36: 496-514.

Sammarco, P. 1994. Larval dispersal and recruitment processes in Great Barrier Reef corals: Analysis and synthesis. *Coast. Est. Stud.*, 45: 35-72.

Sammarco, P. y J. Andrews. 1988. Localized dispersal and recruitment in Great Barrier Reef corals: the Helix experiment. *Sci.*, 239: 1422-1424.

Sánchez, J., E. Alvarado, M. Gil, H. Charry, O. Arenas, L. Chasqui y R. García. 1999. Synchronous mass spawning of *Montastraea annularis* (Ellis & Solander) and *Montastraea*

faveolata (Ellis & Solander) (Faviidae: Scleractinia) at Rosario islands, Caribbean coast of Colombia. Bull. Mar. Sci., 65: 873-879.

Sanz, M., R. Cobo, J. Gómez Montaña y C. Avendaño Salas. 1998. Composición de los sedimentos acumulados en embalses españoles. Ing. Agua., 5: 21-28.

Sarmiento, A. 2010. Composición de la comunidad arrecifal somera dentro y fuera del área marina protegida Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo, Caribe Colombiano. Tesis de Biol. Mar. Univ. de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. 60 p.

Sarmiento, E., F. Flechas y G. Alvis. 1989. Evaluación cuantitativa del estado actual de las especies coralinas del Parque Nacional Natural Corales del Rosario (PNNCR), Cartagena (Colombia). Tesis de Biol. Mar. Univ. de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. 180 p.

Smith, D., D. Suggett y N. Baker. 2005. Is photo inhibition of zooxanthellae photosynthesis the primary cause of thermal bleaching in corals?. Glob. Change Biol., 11: 1-11.

Solano, O. 1994. Corales, formaciones arrecifales y blanqueamiento de 1987 en Bahía Portete (Guajira, Colombia). Bol. Invest. Mar. Cost., 23: 149-163.

Stoddart, D. 1969. Ecology and morphology of recent coral reefs. Biol. Rev. Cambridge Phil. Soc., 44: 433-498.

Storlazzi, C., M. Field y M. Bothner. 2011. The use (and misuse) of sediment traps in coral reef environments: theory, observations, and suggested protocols. Coral Reefs, 30: 23-38.

Szmant, A. 1986. Reproductive ecology of Caribbean reef corals. *Coral Reefs.*, 5:43-54.

Telesnicki, G. y W. Goldberg. 1995. Effects of turbidity on the photosynthesis and respiration of two South Florida reef coral species. *Bull. Mar. Sci.*, 57: 527-539.

Tomascik, T. 1991. Settlement patterns of Caribbean scleractinian corals on artificial substrata along a eutrophication gradient, Barbados, West Indies. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 77: 261-269.

Torres, J. y J. Morelock. 2002. Effect of terrigenous sediment influx on coral cover and linear extension rates of three Caribbean massive coral species. *Carib. J. Sci.*, 38: 222-229.

Van Woesik, R., T. Tomascik y S. Blake. 1999. Coral assemblages and physico-chemical characteristics of the Whitsunday Islands: evidence of recent community changes. *Mar. Freshwater Res.*, 50: 427-440.

Vega-Sequeda, J., R. Navas-Camacho, K. Gómez-Campo, T. López-Londoño, y D. Duque. 2011. Estado de los ecosistemas marinos y costeros. (Pp. 88-115). En: INVEMAR. Informe del estado de los ambientes y recursos marinos y costeros en Colombia: Año 2010. Serie de Publicaciones Periódicas No. 8. Santa Marta. 203 p.

Vidal, A., C. Villamil y A. Acosta. 2005. Composición y densidad de corales juveniles en dos arrecifes profundos de San Andrés Isla, Caribe colombiano. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 34: 211-225.

Voolstra, C., J. Schnetzer, L. Peshkin, C. Randall, A. Szmant y M. Medina. 2009. Effects of temperature on gene expression in embryos of the coral *Montastraea faveolata*. BMC genomics, 10: 627.

Webster, N., L. Smith, A. Heyward, J. Watts, R. Webb, L. Blackall y A. Negri. 2004. Metamorphosis of a scleractinian coral in response to microbial biofilms. Applied and Environ. Microbiol., 70: 1213-1221.

Wenger, A., J. Johansen y G. Jones. 2011. Suspended sediment impairs habitat choice and chemosensory discrimination in two coral reef fishes. Coral Reefs, doi:10.1007/s00338-011-0773-z.

Wenger, A., J. Johansen y G. Jones. 2012. Increasing suspended sediment reduces foraging, growth and condition of a planktivorous damselfish. J. Exp. Mar. Biol. Ecol., 428: 43-48.

Werding, B. y F. Köster. 1977. Las formaciones coralinas de la costa norte de Colombia ¿Un problema de conservación?. Ann. Inst. Invest. Mar. Punta Betín, 1: 67-74.

West, K. y R. van Woesik. 2001. Spatial and temporal variance of river discharge on Okinawa (Japan): inferring the temporal impact on adjacent coral reefs. Mar. Pollut. Bull., 42: 864-872.

Williams, D., E. Wolanski y J. Andrews. 1984. Transport mechanisms and the potential movement of planktonic larvae in the central region of the Great Barrier Reef. Coral Reefs, 3: 229-236.

Wilson, J. y P. Harrison. 2003. Spawning patterns of scleractinian corals at the Solitary Islands - a high latitude coral community in eastern Australia. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 260: 115-123.

Wolanski, E., D. Burrage y B. King. 1989. Trapping and dispersion of coral eggs around Bowden Reef, Great Barrier Reef, following mass coral spawning. *Cont. Shelf. Res.*, 9:479-496.

Wolanski, E. y S. Spagnol. 2000. Pollution by mud of Great Barrier Reef coastal waters. *J. Coast. Res.*, 16: 1151-1156.

Wolanski, E., R. Richmond y L. McCook. 2004. A model of the effects of land-based, human activities on the health of coral reefs in the Great Barrier Reef and in Fouha Bay, Guam, Micronesia. *J. Mar. Sys.*, 46: 133-144.

Wolanski, E., R. Richmond, L. McCook y H. Sweatman. 2003. Mud, Marine Snow and Coral Reefs: The survival of coral reefs requires integrated watershed-based management activities and marine conservation. *Amer. Sci.*, 91: 44-51.

Yap, H., P. Alino y E. Gómez. 1992. Trends in growth and mortality of three coral species (Anthozoa: Scleractinia), including effects of transplantation. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 83: 91-101.

Zakai, D., Z. Dubinsky, A. Avishai, T. Caaras, N. Chadwick. 2006. Lunar periodicity of planula release in the reef-building coral *Stylophora pistillata*. Mar. Ecol. Prog. Ser., 311: 93–102.

Zapata-Ramírez, P. A. 2005. Análisis histórico de los impactos naturales y antrópicos sobre los arrecifes coralinos del Parque Nacional Natural Corales del Rosario, Caribe colombiano Tesis de Biol. Mar. Univ. de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. 103p.

Zea, S. 1994. Patterns of coral and sponge abundance in stressed coral reefs at Santa Marta, Colombian Caribbean. Proceedings of the 4th international Porifera congress, Amsterdam , Netherlands. 257-264p.

15. ANEXO A

Prueba de normalidad Shapiro Wilk de las variables fisicoquímicas

	Variable	n	W	p
Septiembre	Temperatura	33	0,99	0,9876
	Salinidad	33	0,99	0,9531
	Materia orgánica	22	0,75	0,0001
	Fosfatos	22	0,69	0,0000
	Nitratos	22	0,66	0,0000
	Nitritos	22	0,94	0,2151
	Amonio	22	0,96	0,5768
Noviembre	Temperatura	33	0,83	0,0001
	Salinidad	33	0,71	0,0000
	Materia orgánica	22	0,75	0,0001
	Fosfatos	22	0,94	0,2380
	Nitratos	22	0,89	0,0230
	Nitritos	22	0,90	0,0361
	Amonio	22	0,98	0,9150

Prueba de normalidad Shapiro-Wilk (H) y Homocasticidad Levene (F) de las variables sedimentológicas.

	Variable	H	p	F	p
Sedimentación (n=27)	Total	24,5948	0,0018	90,7554	0,0000
	1 mm a 250 μ m	20,5719	0,0084	2,1455	0,0852
	250 a 53 μ m	0,2472	0,0017	53,1887	0,0000
	< 53 μ m	22,6288	0,0039	86,8947	0,0000
	% CaCO ₃	13,7018	0,0567	2,2227	0,1218
Resuspensión (n=44)	Total	27,9841	0,0018	3,0497	0,0076
	1 mm a 250 μ m	22,2592	0,0138	3,9846	0,0012
	250 a 53 μ m	19,8360	0,0308	2,2321	0,0406
	< 53 μ m	25,7505	0,0041	4,5927	0,0004
	% CaCO ₃	9,5584	0,3874	235,2624	0,0000

Pruebas normalidad de las variables biológicas

Variable	N	Kolmogorov-Smirnov	Shapiro-Wilk
Abundancia de juveniles	33	d= 0,27644 p < 0,05	W= 0,7692 p= 0,0037
Riqueza taxonómica de juveniles	33	d= 0,14819 p > 0,20	W= 0,9704 p= 0,8906
Abundancia de reclutas recién asentados	98	d= 0,1914 p > 0,20	W= 0,9473 p= 0,6100