



UNIVERSIDAD DE QUINTANA ROO
DIVISIÓN DE CIENCIAS E INGENIERÍA

**EVALUACIÓN DEL RECLUTAMIENTO
DE CORAL EN EL ARRECIFE DE
MAHAHUAL; COMO INDICADOR DE
RECUPERACIÓN**

**TESIS
PARA OBTENER EL GRADO DE
INGENIERO AMBIENTAL**

**PRESENTA
DARÍO GUTIÉRREZ RUEDA**



**DIRECTOR
DR. VÍCTOR HUGO DELGADO BLAS**

**ASESORES
M.C. TITO LIVIO PÉREZ VIVAR
M.C. JOSÉ MARTÍN RIVERO RODRÍGUEZ
M.C. JENNIFER DENISSE RUIZ RAMÍREZ
BIÓL. LAURA PATRICIA FLORES CASTILLO**

CHETUMAL QUINTANA ROO, MÉXICO, ENERO DE 2016



UNIVERSIDAD DE QUINTANA ROO
DIVISIÓN DE CIENCIAS E INGENIERÍA

**TRABAJO DE TESIS BAJO LA SUPERVISIÓN DEL COMITÉ DEL
PROGRAMA DE LICENCIATURA Y APROBADA COMO REQUISITO PARA
OBTENER EL GRADO DE:**

INGENIERO AMBIENTAL

COMITÉ DE TESIS



DIRECTOR:


DR. VÍCTOR HUGO DELGADO BLAS

ASESOR:


M.C. TITO LIVIO PÉREZ VIVAR

ASESOR:


M.C. JOSÉ MARTÍN RIVERO RODRÍGUEZ



CHETUMAL QUINTANA ROO, MÉXICO, ENERO DE 2016

Hay hombres que luchan un día y son buenos, otros que luchan un año y son mejores, hay otros que luchan muchos años y son muy buenos, pero hay quienes luchan toda la vida, esos son los imprecindibles... Bertolt Brecht

“La naturaleza no es frágil, nosotros la volvimos frágil”, así mismo, su capacidad para aguantar y recuperarse a agentes de destrucción naturales se debilitó cuando el hombre comenzó a modificar su entorno de forma descontrolada (Jorgensen, 2008).

DEDICATORIA

A mis padres por brindarme su apoyo, amor, subsidio durante todo mi proceso formativo, por otorgarme la invaluable oportunidad de tener una educación con muchas facilidades y más aún por darme la vida, a mis hermanos, a mis queridos abuelos por ser parte importante de esta gran hazaña.

AGRADECIMIENTOS

A mi director de tesis el Dr. Victor Hugo Delgado Blas por su constante apoyo, orientación, motivación y amistad, a mi asesor M.C. Tito Livio Perez Vivar por sus constante psicología inversa, su enseñanza, su espíritu intrepido y su amistad. A Doña Ceci y Don Inocencio Romero quienes me brindaron su casa, alimentaron y trataron durante mi estancia en Mahahual, por su apoyo con el equipo y embarcacion durante el curso de buceo y mis muestreos. A la DCI por el apoyo económico. A Julia mi amada compañera; por supuesto a Dios, por su amor y consejos; sin El no habría mares ni arrecifes que estudiar.

RESUMEN

El reclutamiento de coral ha sido empleado como indicador del estado de conservación de los arrecifes de coral, así como para evaluar los procesos de recuperación de estos ecosistemas tras una perturbación severa. Este estudio consistió en evaluar el reclutamiento coralino en dos sitios del arrecife de Mahahual: Escalones y Puerto ángel. El primer sitio muestra un grado de perturbación elevado y está expuesto a mayor influencia antropogénica (experimento) y el segundo, un sitio mejor conservado y alejado del poblado (Testigo). Correlativamente se midieron otros parámetros: cobertura de coral, cobertura de algas, disponibilidad de sustrato, tasa de sedimentación y rugosidad del sustrato arrecifal.

Se identificaron 27 especies de coral, considerando reclutas y corales adultos. Puerto Ángel fue el sitio con el mayor número de especies, tanto de reclutas (22) como de corales adultos (19). La tasa media de reclutamiento de todo el estudio fue de 3.77 reclutas/m². A nivel de sitio, no encontraron diferencias significativas en relación al reclutamiento; contrario lo que se pronosticaba al inicio; Escalones registró 4.09 reclutas/m² y en Puerto Ángel 3.45 reclutas/m². Las familias de coral de mayor abundancia de reclutas fueron: Agariciidae (35.51%), Poritidae (21.94 %) y Siderastreidae (20.6 %). A nivel de especie, las de mayor abundancia relativa fueron *Agaricia agaricitis* (34.17 %), *Porites asteroides* (10.72 %) y *Siderastrea radians* (10.39 %). Las de mayor frecuencia fueron *Agaricia agaricitis* con presencia en todos los transectos (17), *Porites asteroides* (14) y *Porite portites* (13). Las densidades de reclutamiento y abundancias relativas encontradas en este estudio estuvieron de acuerdo con lo reportado en estudio anteriores.

En cuanto a las familias de mayor cobertura de coral fueron; Faviidae (8.29 %), Poritidae (5.39 %) y Agariciidae (4.39 %), y las especies con mayor cobertura; por su parte a nivel de especies fueron: *Siderastrea siderea* (1.92 %) *Porites asteorides*

(1.72 %) y *Montastrea anularis* (0.96 %). Cabe señalar, que *Acroporas* spp., solo representó el 0.06 % de cobertura con presencia en un solo transecto. La cobertura de coral y de alga fue significativamente diferente en ambos sitios; alcanzando una media a lo largo de todo el estudio de ≈ 11.42 y 16.11 % respectivamente. Puerto Ángel obtuvo la mayor cobertura de coral (15.72 %) y de alga (21.18 %). De acuerdo con los análisis estadísticos, fue la cobertura de alga el único parámetro que indicó tener un efecto significativo ($P=0.0139 < 0.05$) sobre el reclutamiento.

La tasa de sedimentación fue significativamente mayor ($p < 0.05$) en Escalones (16.92 mg/cm².día) que en Puerto Ángel (2.17 mg/cm².día). Los resultados del estudio, indican que la cobertura de alga se encuentra dentro de un rango aceptable, se tiene un alto porcentaje de sustrato libre, existe un suministro local de plánulas y sobre todo se tiene evidencia de que el reclutamiento se está llevando a cabo en ambos sitios. No obstante estos indicadores positivos, no es posible asegurar que el arrecife de Mahahual logre su recuperación plena en un tiempo determinado. Esto es, considerando la confluencia de factores negativos como la creciente y constante presión turística, el crecimiento de la mancha urbana, los efectos adversos del cambio climático, la falta de un plan de manejo orientado a la conservación más que al aprovechamiento de los recursos y la fragilidad propia del arrecife ante estos cambios. De esta manera lo único que se puede anticipar es un mayor deterioro y eso representa cambios en la estructura y composición de la comunidad coralina y que de hecho ya están sucediendo.

CONTENIDO

Dedicatoria.....	A
Agradecimientos.....	B
Resumen.....	C - D
Introducción.....	1
Antecedentes.....	8
Justificación.....	11
Hipótesis.....	13
Objetivo general y objetivos específicos.....	14
Área de estudio.....	15
Materiales y métodos.....	21
Manejo y análisis de datos estadísticos.....	29
Resultados.....	33
Abundancia.....	33
Cobertura de alga.....	39
Cobertura de coral.....	41
Coeficiente de cobertura coral-alga.....	46
Otros indicadores de cobertura.....	49
Rugosidad.....	51
Tasa de sedimentación.....	54
Disponibilidad de sustrato.....	57
Reclutamiento de coral.....	60
Segunda serie de análisis.....	63
Resumen de la estadística descriptiva.....	68
Discusión.....	70
Conclusiones.....	83
Recomendaciones.....	84
Referencias.....	87

INTRODUCCIÓN

Arrecife, es un término coloquial que en la antigüedad, empleaban los marineros para referirse a los bajos de arena, roca y coral donde no era posible la navegación (Schuhmacher 1978). Los arrecifes coralinos se definen como estructuras biológicas con topografía positiva con la capacidad de resistir tensiones hidrodinámicas (Chiappone 2001), caracterizados por la dominancia de corales.

Desde el punto de vista geológico, el arrecife de coral es una formación calcárea, cuyas características morfológicas son el resultado de procesos geológicos (levantamientos de la corteza terrestre, fallamiento, erosión, sedimentación por mencionar algunos) y cambios climáticos; los cuales definen ciertas condiciones que los organismos aprovechan y dan como resultado los tipos de arrecifes de coral (Jordán- Dahlgren 1993).

En este estudio el término arrecife se emplea para indicar una zona que ha tenido acreción coralina y puede referirse según el contexto a una sola estructura o al conjunto de estructuras en una área arrecifal dada cuyo nombre corresponde con la toponomía local (Jordán-Dahlgren 1988).

Dentro de los corales existen dos grupos en términos funcionales, los hermatípicos también conocidos como corales pétreos o duros y los ahermatípicos o corales blandos. Los primeros, son capaces de construir arrecifes coralinos, los otros no. Esta capacidad, está determinada por su mayor tasa media de crecimiento vertical de 1cm año^{-1} para la mayoría de estos corales (Schuhmacher 1978). No obstante, algunas especies como; *Acropora palmata* y *Acropora cervicornis* alcanzan tasas de crecimiento vertical de hasta 10cm año^{-1} ; por lo que son consideradas junto con *Montastrea anularis*, como las principales especies constructoras de arrecifes en la región del Caribe (Porter 1987, Lirman 2000).

Sin duda el crecimiento en los corales, aún para los hermatípicos, resulta ser un proceso lento y energéticamente costoso, tomando en cuenta que estos habitan preferentemente aguas oligotróficas y transparentes (Jordán-Dahlgren 1993). Los corales hermatípicos compensan dicha escasez de nutrientes, mediante una relación simbiótica que mantienen con algas microscópicas llamadas zooxantelas, las cuales se alojan dentro de sus tejidos (Jordán-Dahlgren 1993), dándoles de esta manera no solo mayor capacidad de desarrollo, sino también su pigmentación. La mayoría de los arrecifes de corales se encuentran entre las latitudes 30 grados norte y sur (zona intertropical), donde las temperaturas del mar son más calidas, alrededor de los 20 °C todo el año (Barnes y Hughes 1999).

Los arrecifes coralinos son considerados como un elemento del sistema marino ambientalmente valioso pero vulnerable (Wells *et al.* 1992). Desde el punto de vista económico, muchos países tropicales obtienen la mayoría de sus ingresos de la pesca y el turismo, actividades que a su vez pueden ser altamente dependientes de la presencia y estado de conservación de arrecifes coralinos dada su capacidad productiva y valor estético. Se ha reportado, para estos ecosistemas una producción de nueve millones de toneladas de peces, crustáceos y moluscos por año, lo que representa el 12 % de la captura comercial mundial anual (Wells *et al.* 1992). El promedio de captura por kilómetro cuadrado de arrecife, es de 20 ton/año (Munro y Williams 1985; Acosta y Recksiek 1989)

El valor ecológico de las comunidades coralinas recae en el intercambio de energía que ocurre entre ecosistemas (selva baja inundable, humedal, manglar, pastos marinos, arenal y otros arrecifes de coral), como resultado, tenemos una alta productividad y biodiversidad, se estima, que los arrecifes coralinos pueden ser más productivos y diversos que una selva tropical (Goreau *et al.* 1979).

Su función ambiental, es actuar como elementos promotores de protección costera y en consecuencia de otros ecosistemas altamente productivos y característicos de los mares tropicales como son los manglares y humedales, susceptibles a procesos erosivos severos como consecuencia de huracanes y ciclones (Wells *et al.* 1992).

Por ejemplo, una sección de 12 km lineales de arrecife en el norte de Quintana Roo, disipó el equivalente a 25 bombas atómicas, en términos energéticos, durante el paso del huracán Wilma en el 2005. La energía del oleaje en la laguna arrecifal fue 100 veces menor que en la parte frontal, evitando pérdidas invaluable, tanto de vidas humanas como de infraestructura (COCCYTAC, 2008).

Tienen además, una función paisajística y estética al ser los principales proveedores de las blancas y finas arenas características de las playas caribeñas, compuestas en gran porcentaje (>50%) de sedimentos biogénicos, originados por el desgaste de los esqueletos de corales y otros organismos residentes de arrecifes de coral tales como algas coralinas (*Halimeda*) moluscos y foraminíferos (Milliman 1973).

Pese a su gran valor ecológico, ambiental y económico, las comunidades coralinas se encuentran hoy en día bajo real amenaza de desaparecer en muchas latitudes del planeta a consecuencia de los cambios climáticos globales y la mayor incidencia y severidad de perturbaciones naturales y antropogénicas (Pearson, 1981; Andres y Rodenhouse, 1993). La presión que ejerce el desarrollo económico en las zonas costeras (construcción y operación de obras de infraestructura urbana y turística), implica una afectación directa o indirecta a las comunidades coralinas y consecuentemente un impacto sobre las comunidades arrecifales (peces, moluscos, crustáceos, mariscos y muchos otros organismos), que dependen de estas (refugio, alimentación, reclutamiento). Las afectaciones de tipo natural son producidas principalmente durante la presencia de huracanes (Wells *et al.* 1992).

El 21 Agosto de 2007, el huracán Dean, en categoría 5 de la escala Saffir-Simpson golpeó la costa quintanarroense al norte de Mahahual con vientos máximos de 280 km/h (Isleb *et al.* 2009), el impacto directo representó grandes pérdidas económicas para la comunidad y un daño severo sobre el complejo arrecifal. El oleaje que produjo el huracán afectó de forma severa las colonias de *Acroporas* (com. pers. Pérez-Vivar 2010), susceptibles a este tipo de perturbaciones (Riegl y Velimirov 1991; Lirman 2000).

La recuperación del arrecife posterior a una perturbación severa a causa de un huracán, es un proceso lento por naturaleza, que puede llegar a durar más de una década (Coles y Brown 2007; Adjeroud *et al.* 2009), cuando es retardado por la presión que ejercen el turismo la incidencia poco espaciada de tormentas o huracanes sobre dicho ecosistema y la pesca, esta última fue estimada para el arrecife de Mahahual como >5 g peso húmedo m^{-2} año $^{-1}$, por lo que se le cataloga como de alta captura (Liu *et al.* 2009).

La pérdida o deterioro de los arrecifes, agrava el fenómeno de cambio climático global, ya que estos en buen estado, actúan como grandes reservorios de carbono (Kayanne *et al.* 1995). Lo anterior conlleva a un impacto sinérgico sobre las comunidades coralinas en la escala global (Eakin *et al.* 2008).

En 1992, el 10 % de los arrecifes coralinos del mundo habían desaparecido, más del 60 % se encontraba bajo algún tipo de amenaza (Wilkinson 2002). En 2004 esta cifra aumentó a un 20 % y en 2007 se estimó que el 24 % de los arrecifes de coral se encontraban bajo riesgo inminente de colapsar como consecuencia de la presión humana y otro 26% estaba bajo la misma amenaza en el largo plazo (Edwards y Gómez 2007).

Evaluar los procesos de recuperación de un arrecife de coral, implica el tener que elegir indicadores de recuperación: cobertura de coral vivo, cobertura de alga, tasa de crecimiento del coral, reclutamiento de coral, reclutamiento de peces (McField *et al.* 2007). En la mayoría de los casos, dicha evaluación requiere de series de datos en escala de tiempo ecológico (Grigg y Maragos 1974), lo cual se traduce en estudios a largo plazo (Dollary Tribble 1993; Connell *et al.* 1997).

La preservación ecológica de los arrecifes de coral precisa conocer los procesos de reproducción y el reclutamiento que son críticos para la continuidad de dichos ecosistemas (Ruiz-Zarate y Arias-González 2004), si bien, la reproducción es el

proceso mediante el cual los nuevos individuos se forman y el reclutamiento es el proceso por el cual éstos llegan a formar parte de la comunidad coralina (Richmond 1997).

El reclutamiento de corales en un arrecife determina el mantenimiento, la renovación y la estructura futura de las comunidades coralinas (Bak y Engel 1979). De esta forma, los arrecifes saludables presentan por lo regular un elevado número de corales reclutas y juveniles; como sinónimo parcial de juvenil existe el término de recluta. Los juveniles involucran corales recién reclutados (Richmond y Hunter, 1990) y otros que se reclutaron tiempo atrás, pertenecientes a otras cohortes (Tabla 1), y que adicionalmente han logrado sobrevivir y crecer; los sistemas coralinos degradados por el contrario, presentan un número limitado de colonias juveniles (Mallela y Crabbe 2009).

Los juveniles involucran corales recién reclutados (Richmond y Hunter, 1990) y otros que se reclutaron tiempo atrás, pertenecientes a otras cohortes (Tabla 1), y que adicionalmente han logrado sobrevivir y crecer (Vidal *et al.* 2005).

En la actualidad, el reclutamiento de coral ha sido incorporado dentro de los estándares de evaluación de los protocolos de AGGRA (Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment: Evaluación rápida de los arrecifes del Atlántico y el Golfo de Mexico), como indicador de la recuperación potencial de los arrecifes de coral (Kramer *et al.* 2005). El proceso de reclutamiento responde a ciclos biológicos y reproductivos anuales para la mayoría de las especies (Porter 1987; Richmond y Hunter 1990). Durante los primeros meses de desarrollo, la sobrevivencia de los reclutas se encuentra influenciada, por factores como: disponibilidad y topografía del sustrato (Baggett y Bright 1985, Carleton y Sammarco 1987), el porcentaje de cobertura de alga, la tasa de sedimentación (Grigg y Dollar, 1990 citado en Dubinsky (ed), 1990) por mencionar algunos.

El recluta es un individuo nuevo que arriba a una población dada, un pólipo solitario pequeño, que ha logrado sobrevivir desde la fijación y la metamorfosis hasta poder ser observado por un investigador (Vidal *et al.* 2005). Mumby (1999), define el potencial de reclutamiento de un arrecife como la probabilidad de que una larva competente llegue a un arrecife, se fije y alcance una talla de recluta (≥ 1 cm), este proceso puede durar entre 1-12 meses (Connell 1973; Rylaarsdam 1983 en Harrison y Wallace 1990).

Tabla 1. Clasificación de los corales según su talla propuesta por Rylaarsdam, (1983).

Clasificación	Diámetro de la colonia en cm.
Recluta	>0 pero ≤ 1
Juvenil	>1 pero <5
Adulto	>5

El éxito del reclutamiento coralino es el resultado de la sobrevivencia de la plánula a través de su paso por tres fases en su ciclo de vida (Fig.1): la fase planctónica, la fijación, la metamorfosis y su posterior desarrollo (Ritson-Williams *et al.* 2010), hasta alcanzar una talla mínima suficiente para ser fácilmente detectable.

La fijación es un proceso físico durante el cual la larva deja la columna de agua, entra en contacto con el sustrato y se ancla en él. Este proceso es a menudo reversible, ocurre cuando el sustrato no es apropiado, entonces la larva lo abandona y regresa a la columna de agua en un intento de incrementar sus expectativas de sobrevivencia (Golbuu y Richmond 2007), En esta condición puede la larva pasar de días a meses en el plancton antes de reintentar y lograr fijarse (Harrison y Wallace 1990). La metamorfosis es un proceso que le sigue a la fijación de la plánula, en este ocurren cambios morfológicos, fisiológicos y metabólicos, y solo con algunas excepciones es irreversible (Richmond 1985 en Golbuu y Richmond 2007).

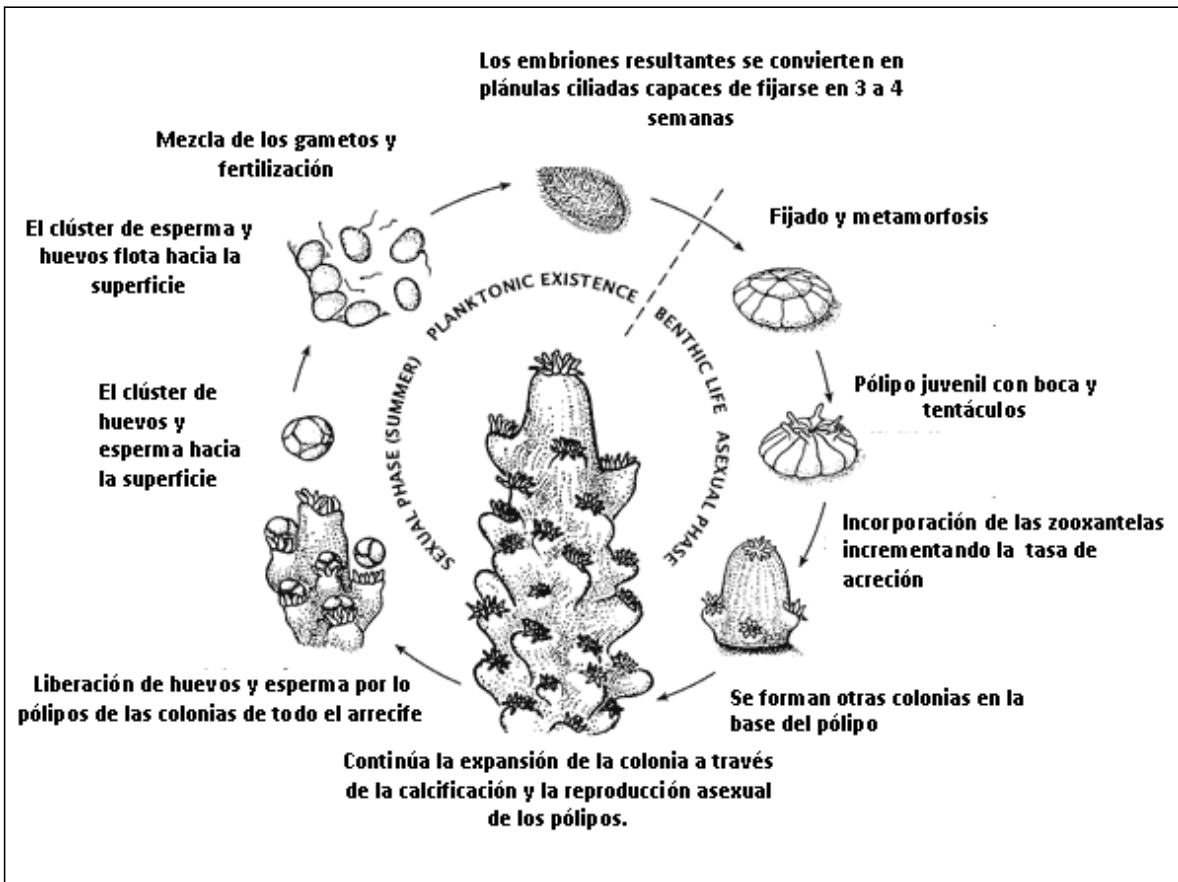


Figura 1. Ciclo de vida de *Acropora cervicornis* (*broodcaster spawner sp.*). De manera general se ilustra el ciclo de vida de los corales hermatípicos por reproducción sexual. Disponible en: <http://www.iyor.org/images/reef-repro.gif>

Antecedentes

El reclutamiento de coral ha sido ampliamente estudiado alrededor del mundo principalmente mediante el uso de placas de asiento, sustratos artificiales o condicionados (Wallace *et al.* 1986, Harriott y Fisk 1987, Harriott 1992; Harriot y Banks 1995, Dustan y Johnson 1998, Medina-Rosas *et al.* 2005, Minton y Lundgren 2006, Raymundo *et al.* 2007, García y Aliño 2008, Burt *et al.* 2009) y se ha documentado en menor medida el reclutamiento sobre sustrato natural (Bak y Engel 1979, Connell *et al.* 1997, Edmunds, 2000). El efecto negativo de la sedimentación sobre el crecimiento, reproducción, fijación, reclutamiento distribución y mortalidad de las comunidades coralinas ha sido bien documentado (Hodson 1990, Wittenberg y Hunte 1992, Katwijk *et al.* 1993, Ochoa-López *et al.* 1998, Bak *et al.* 2005, Victor *et al.* 2006, Goh y Lee 2008). De igual forma se ha estudiado la influencia de otros factores sobre la fijación y el reclutamiento coralino, tales como la cobertura de alga (Riegl y Velimirov 1991, Birrel 2003, Maypa y Raymundo 2004, Box y Mumby 2007, Erwin *et al.* 2008), la disponibilidad y viabilidad del sustrato estrechamente vinculado a la rugosidad ó topografía del arrecife (Carleton y Sammarco 1987; Harrison y Wallace 1990, McComick 1994, Oren y Benayahu 1997, Fox *et al.* 2000, Fuad 2010), la temperatura (Putman *et al.* 2008) entre otros.

El reclutamiento de coral ha sido considerado por varios autores como un importante indicador del proceso de recuperación de un arrecife posterior a una perturbación severa (Pearson 1981, Coles y Brown 2007, Sawall *et al.* 2010).

En Wilkinson (2002) se publicaron los resultados de un estudio llevado a cabo en 2001, como parte de los trabajos de monitoreo del Sistema Arrecifal Mesoamericano (SAM), donde se reportó una densidad media de reclutas de coral 7.5 reclutas/m² (de 1.0 a 14.6 juveniles/m²); donde la región del norte de Quintana Roo, registró una mayor densidad media (12.2 juveniles/m²).

Por su parte Ruíz-Zarate y Arias-González (2004), posterior al paso del huracán Deán; evaluaron espacialmente la composición y abundancia de corales juveniles a una profundidad de ≈ 10 m, en varios sitios pertenecientes a la porción norte del SAM, reportando para Mahahual 4.7 juveniles m^{-2} y Boca paila, 5.4 juveniles m^{-2} cifras que correspondieron a los registros de densidad de reclutas más elevados. De igual forma, un total de 19 taxas de corales juvenil se reportaron, incluyendo 10 corales escleractinios (pétreos) que se indentificacaron a nivel de especies, 8 a nivel de género, y una especie de *Millepora* En relación a la Abundancia relativa; *Agaricia* spp., *Siderastrea* spp. y *Porites* spp.; fueron las principales. Las mayores variaciones se reflejaron a nivel de sitio, para la riqueza de taxas, y al nivel del transecto para la densidad de reclutas.

McField *et al.* 2007 se reporta un promedio de reclutamiento para el SAM de 3 reclutas/ m^2 , y un máximo de 14 reclutas/ m^2 observado en un arrecife de Belice. De manera general, señala que los arrecifes frontales ($\approx 9-11$ m) registraron; un reclutamiento medio ligeramente superior al de las crestas 3 y 2 reclutas/ m^2 respectivamente. La mayoría de los reclutas de coral pertenecieron a las llamadas "broders" (empolladoras de huevos), como las agaricidas spp. (los brooders se caracterizan por producir planulas; que se establecen relativamente cerca de sus "colonias de la madre"). Los reclutas de *Acropora* spp. fueron raros o ausentes.

Jordan-Dahlgren (1993), realizó una caracterización y zonación general de las comunidades coralinas del sistema arrecifal del Caribe mexicano. Midió parámetros como cobertura de coral, tipo de sustrato, cobertura de alga, composición y estructura de las comunidades de coral. Reportando específicamente para el área de Mahahual un porcentaje medio de cobertura de coral dentro 40 y 50 % específicamente en la zona profunda (40 m).

Un estudio posterior al huracán Mitch (Wilkinson 1998) reportó para la zona somera, una cobertura promedio de 17 %.

En noviembre de 1998, trece días después de haber recibido los efectos indirectos del huracán Mitch, Bastida-Zavala *et al.* (2000), realizó una evaluación rápida de los arrecifes parche de Mahahual dentro de la laguna arrecifal (18°44'N y 87°42'W), reportando los siguientes datos de cobertura: coral vivo=11.5% ± 5.2, coral antiguamente muerto ocupado por algas filamentosas=53.7% ± 27.7, macroalgas = 20.3% ± 8.2 y algas incrustantes=14.4% ± 20.9

Un estudio realizado por Ruiz-Zarate *et al.* (2003)., mostró para la subregión de Mahahual (Mahahual-Xahuayxol), un porcentaje medio de cobertura coralina de ≈17%.

En McField *et al.* (2007), reporta una cobertura media de coral y de macroalgas de 23 y 35 % respectivamente; para arrecifes de Belice y México durante el periodo 2004-2005.

García-Salgado *et al.* (2006), reporta para el SAM durante el periodo 2004-2005, los porcentajes de cobertura alcanzados por estrato (tabla 2).

Tabla 2. Porcetajes de cobertura por estrato para el SAM para el periodo 2004-2005. Modificado de García-Salgado *et al.* (2006).

Hábitat	Promedio	Desviación estandar	Error estándar	Mínimo	Máximo
Arrecife posterior (somero)	24.64	13.59	3.04	7.97	48.83
Arrecife frontal	22.09	10.19	2.4	2.29	34.99
Arrecife profundo (Cantil)	24.6	12.41	2.59	3.33	49.95

Un estudio posterior al 2005; García-Salgado *et al.*, se reporta para el SAM; un promedio de cobertura de coral y de alga para la región del SAM de 11% y 18% respectivamente.

Jordán-Garza *et al.* (2008), realizaron un estudio enfocado a evaluar las densidades de *Diadema antillarum* en la laguna arrecifal de Mahahual, donde también midieron otros parámetros; porcentaje de cobertura media de coral $\approx 12.6\% \pm 3.5$ y para macroalgas y algas filamentosas respectivamente $\approx 0.9\% \pm 1.2$, y $\approx 3.5\% \pm 2.9$, asociando la baja cobertura de alga a la alta densidad de erizos hallada ($\approx 7.29 \pm 4.6$ ind/m²).

Por su parte Thomassiny-Acosta (2010), realizó un análisis de proyección de la disminución de la cobertura coralina del arrecife de Mahahual-Xcalak, tomando para ello datos de cobertura reportados en estudios anteriores a 2008. Los resultados señalaron una tasa de pérdida porcentual de cobertura del 8.7 % durante el período 1996-2008. Anticipó que de mantenerse esta tendencia, para el año 2037, el arrecife podría desaparecer.

JUSTIFICACIÓN

Considerando que los ecosistemas coralinos mantienen nexos ecológicos complejos, al igual que con otros ecosistemas marinos y terrestres (Mumby 2006 y Victor *et al.* 2006); los daños al arrecife de Mahahual se traducirían en un impacto a mayor escala sobre la ecología de las especies dependientes de este sistema coralino, pero también sobre la pesca (autoconsumo y comercio) y el turismo (Jones *et al.* 2004); principales actividades económicas en la comunidad de Mahahual, generadoras de divisas del orden de los 160 mil y 4.7 millones de dólares al año respectivamente (com. Pers. Pérez-Vivar).

La elevada susceptibilidad de los ecosistemas coralinos a las perturbaciones en su entorno ambiental demanda monitoreos periódicos que contribuyan al mejor entendimiento de los procesos biológicos y ecológicos de respuesta de las comunidades coralinas ante dichos cambios, así como la temprana detección de

factores (indicadores) que comprometan el buen estado o proceso de recuperación del arrecife (Adjeroud *et al.* 2009) a corto, mediano y largo plazo.

Esta evaluación resulta aún más necesaria en arrecifes sujetos a mayor incidencia de tormentas y huracanes y a la presión de actividades humanas tales como la pesca, el turismo y en consecuencia el aumento de la población e infraestructura costera como es el caso del arrecife de Mahahual (García-Salgado *et al.* 2006).

En este sentido, lo que se pretende con este estudio, es evaluar el reclutamiento de coral como indicador del proceso de recuperación del buen estado del arrecife de Mahahual. Paralelamente, se busca correlacionar este indicador con la lectura de otros factores (cobertura coralina, sustrato disponible, tasa de sedimentación, entre otros), de manera que permitan llevar a cabo un mejor análisis.

Con base en los resultados de este estudio será posible sugerir mejores prácticas de manejo, así como acciones concretas encaminadas a la recuperación y mejor aprovechamiento del arrecife. También, se busca contribuir a la conservación, conocimiento de la importancia y estudio de los arrecifes de nuestra entidad y específicamente al entendimiento de los procesos de recuperación de los mismos, tras una perturbación severa. Además, puede ser punto de referencia para otros estudios de naturaleza similar o de monitoreo. El evaluar los patrones de reclutamiento coralino en el arrecife de Mahahual, permitirá anticipar en cierta medida la composición y estructura de la comunidad coralina.

HIPÓTESIS.

Después de los daños sufridos por el impacto del huracán Dean, el arrecife de Mahahual tiende a recuperarse en forma gradual debido al proceso natural de reclutamiento que se está llevando a cabo.

Este reclutamiento es significativamente diferente en cada uno de los dos sitios, en virtud de que en principio están expuestos a distintos grados de perturbación; así mismo, el reclutamiento se encuentra influenciado por diversos factores bióticos. Es probable que algunas de las zonas del arrecife de Mahahual requieran realizar para su recuperación llevar a cabo una restauración activa en la modalidad biológica; es decir trasplante de corales.

Se espera que en el arrecife de Mahahual se estén reclutando principalmente otras especies de coral de tipo masivas e incrustantes pequeñas, que no contribuyen mucho al crecimiento del arrecife ni tampoco incrementan el número de refugios debido a su morfología y tamaño; anticipando cambios en la estructura y composición del arrecife.

OBJETIVO GENERAL

Evaluar el estado del arrecife, así como sus posibilidades de recuperación basados en el reclutamiento de corales hermatípicos en relación con otros factores bióticos y abióticos.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Cuantificar la tasa media de reclutamiento de coral en dos sitios del arrecife de Mahahual con distinto grado de perturbación y para cada uno de los tres estratos de cada sitio.
2. Determinar las especies de reclutas de mayor abundancia y frecuencia relativa.
3. Determinar las especies de corales adultos de mayor cobertura, abundancia y frecuencia.
4. Determinar la cobertura de alga, disponibilidad y tipo de sustrato, el coeficiente de rugosidad del arrecife, la tasa sedimentación y el coeficiente coral-alga.
5. Analizar los efectos de factores como: la cobertura de alga, la cobertura de coral vivo, el sustrato disponible, la rugosidad y la tasa de sedimentación sobre la tasa de reclutamiento
6. Recomendar acciones que permitan o coadyuven a que el proceso de recuperación del arrecife se conduzca por el mejor de los escenarios posibles.

ÁREA DE ESTUDIO

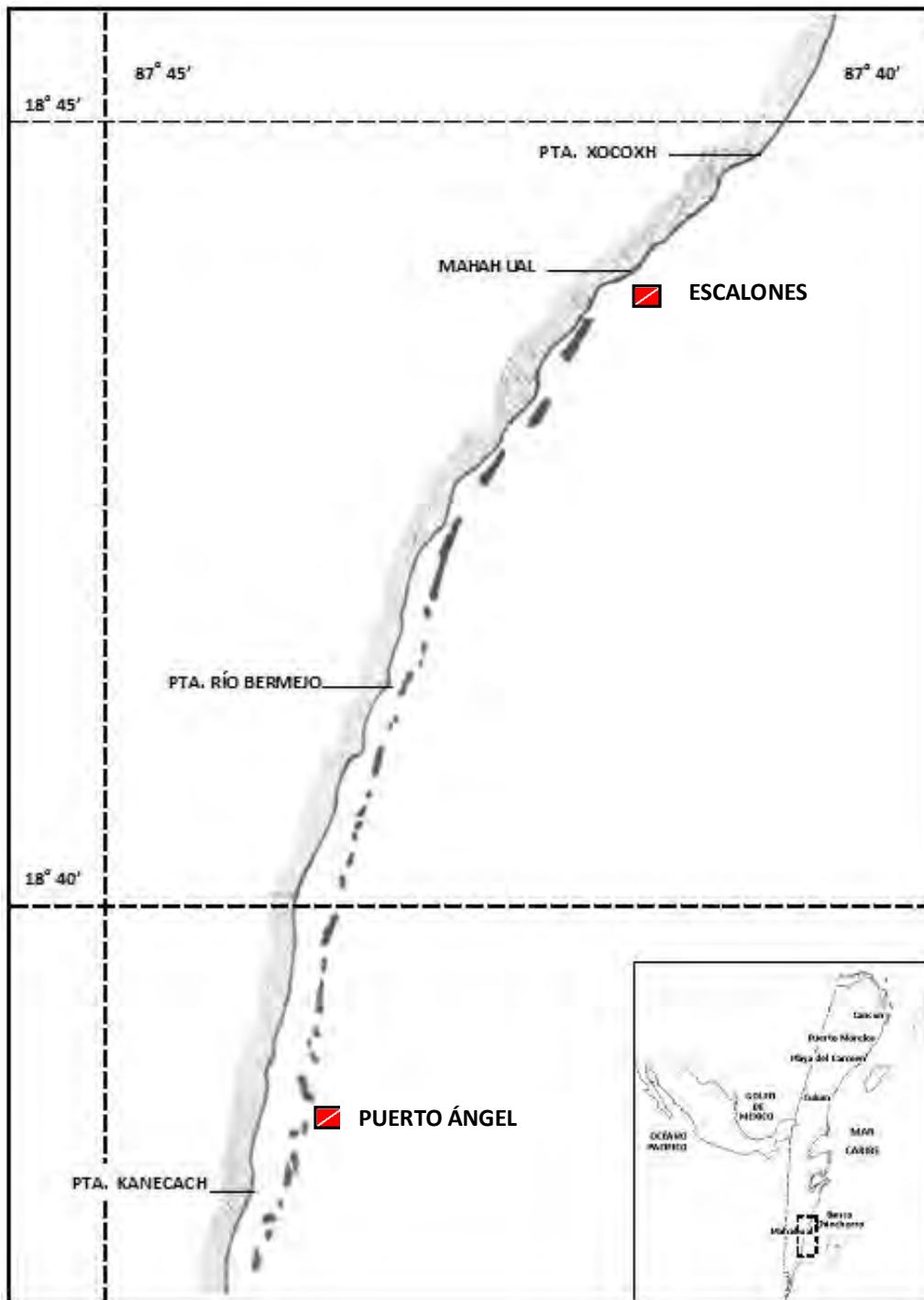


Figura 2. Área de estudio. Modificado de Jordán (1993), los sitios de muestreo se encuentran señalados con la bandera de buceo.

El arrecife de Mahahual forma parte del SAM, el segundo más grande del mundo, se extiende desde la península de Yucatán hasta Honduras. El área de estudio es una franja arrecifal comprendida entre las coordenadas ($18^{\circ}43'21.60''N$ $87^{\circ}41'46.75''W$ y $18^{\circ}37'14.66''N$ $87^{\circ}43'52.04''W$), comienza frente al poblado de Mahahual y se extiende hacia el suroeste de forma paralela a la línea de costa a lo largo de ≈ 10 km (Fig. 2).

El Programa de Desarrollo Urbano de Mahahual en su última modificación con fecha del 19 de marzo de 2008, poco tiempo después del paso del Huracán Dean, proyectaba para el año 2020, una población de 100,000 habitantes, como resultado de la implementación del proyecto turístico denominado "Costa Maya". En dicho programa, Mahahual estaba considerado como el centro turístico regional más importante; sin embargo a la fecha, para la mala fortuna de muchos, todo ha quedado en pronósticos; sin duda, una buena noticia en términos de conservación ecológica. Los daños estructurales y paisajísticos que dejó el paso del huracán Dean, parecen haber desalentado a uno que otro inversionista; no obstante el crecimiento urbano, poblacional y turístico se traducen en potenciales impactos negativos sobre el frágil ecosistema coralino, tales como: (1) Cambio en las corrientes locales por la construcción de muelles aunado a la remoción de sedimentos, (2) daño mecánico en el arrecife por acción de buzos, anclado y encayado de embarcaciones, (3) perturbación de sitios de desove y reclutamiento de peces por el incremento en la afluencia de buzos y snorkelers, (4) sobrepesca y captura ilegal, (5) cambios en la topografía de la duna costera, (6) mayor régimen de sedimentación por el paso de cruceros y el dragado de canales de navegación, (7) tala del manglar y (8) cambio drástico del paisaje natural, entre otros (PDU Mahahual 2008)

Las características del clima se reportan de acuerdo a lo registrado por la desaparecida Estación Meteorológica 23-027, Xcalak, la cual tuvo un periodo de 14 años de observación. De acuerdo al sistema de clasificación climática de Köppen y modificado por García, se indica la distribución del tipo climático denominado Aw2x'i. Este se le identifica como “cálido subhúmedo” (Poot y Gómez, 2011) (humedad relativa, entre 93% en julio y 80.9% en marzo), con régimen de lluvias en verano e invierno”. La precipitación media anual es de 1,371.9 mm y la temperatura promedio anual (Fig. 3) es de 26.5 °C con máxima de 35°C y mínima de 14°C (SEMAR 2013).

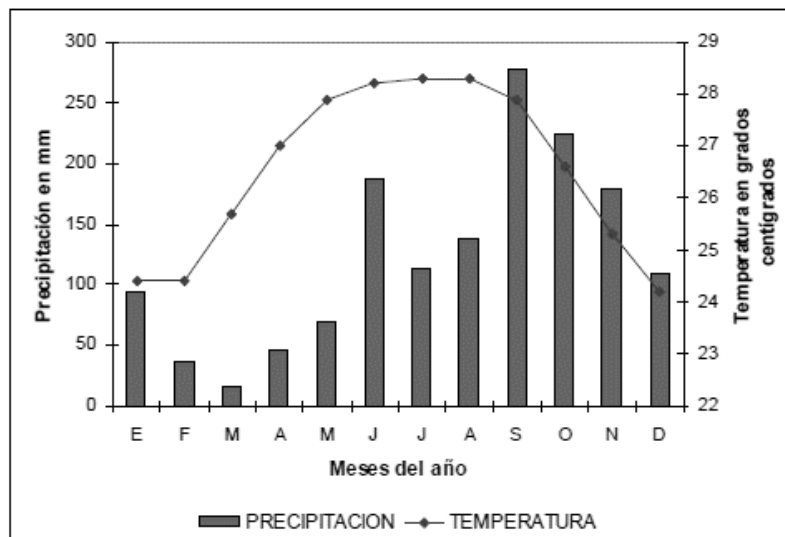


Figura 3. Poot y Gómez (2011). Correlación temperatura/precipitación de la Estación Meteorológica 23-027, Xcalak.

En relación a los parámetros físico-químicos y de nutrientes; solo se tienen datos muy puntuales para la región (Fig. 4A.B.); tomados por la Secretaría de Marina–Armada de México, con el apoyo del SAM durante cinco meses en el año 2005 y reportados en García-Salgado et al. (2006).

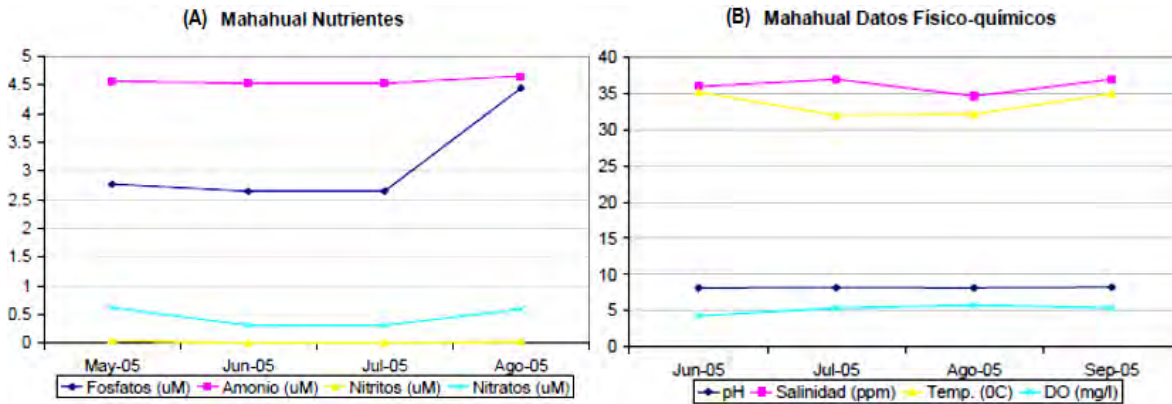


Figura 4A.B. A : Concentración de nutrientes. B: parámetros fisico-químicos medidos en el arrecife de Mahahual; DO: Oxígeno Disuelto (Tomado de García-Salgado *et al.* 2006).

La marea es semidiurna de poca amplitud y la dirección de la corriente superficial es de sur a norte (Jordan-Dahlgren 1979), y la salinidad promedio anual es de 36.0 ppm (Fig. 4B); presentando poca variación. Las corrientes superficiales en la costa de Quintana Roo, presentan velocidades bajas, entre 0.19 y 3 km/h cerca de la línea de costa; mientras que alejado de ésta, al irse asociando más directamente a la Corriente de Yucatán, muestran velocidades de 1.02 a 3.89 km/h (Merino 1986)

De acuerdo a los tres tipos de arrecifes (franja, barrera y atolón) planteados por Darwin (Fuad 2010), el arrecife de Mahahual se clasifica geomorfológicamente como de tipo barrera; este presenta tres zonas o estratos bien definidas (Fig. 5): Laguna arrecifal, cresta arrecifal y arrecife frontal (Gutiérrez *et al.* 1993).

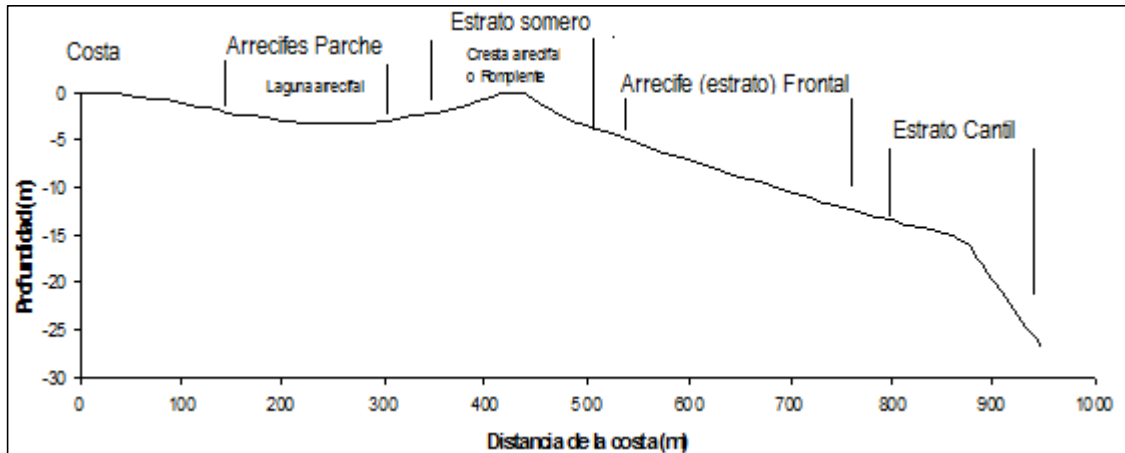


Figura 5. Perfil batimétrico del arrecife de Mahahual, (modificado de Pérez-Vivar 2008, datos no publicados).

La laguna arrecifal o canal de navegación presenta una amplitud máxima de hasta 400 m, la profundidad media varía 3 a 6 m. Cabe mencionar que en algunas zonas la laguna ha sido dragada para facilitar la navegación de embarcaciones pequeñas (lanchas de fibra de vidrio de 25 pies de eslora y motor fuera de borda).

Pastos marinos como *Thalassia testudinum*, *Halodule wrightii*, *Syringodium filiforme* forman grandes parches (Milliman 1973), que cubren prácticamente la mayor parte del fondo de la laguna principalmente en zonas cercanas a la costa (Arias-González *et al.* 2004). *Porites asteroide*s destaca por su abundancia relativa respecto a otras especies como *Diploria strigosa* que forma algunos parches y *Dichocoenia stokesii* y *Favia fragum* son también comunes. Los corales blandos dominantes son *Plexauras* y *Plexaurellas*, entre las algas más abundantes se encuentran *Dictyota sp.*, *Padina padina* (algas pardas), *Hallimeda sp* y *Valonia sp.* (algas verdes).

La cresta arrecifal rompiente o zona de *Acropora* (Fig.6) (Goreau 1959, Jordán-Dahlgren 1992), como también se le conoce, es una zona de gran turbulencia y constante remoción de sedimentos por la acción del oleaje. Presenta interrupciones o *quebrados* que permiten el acceso de embarcaciones de poco calado a la laguna. Los quebrados mas importantes son: *El quebrado de Tequila* y *Muelle de pescadores*. Esta zona se encuentra dominada principalmente por especies como *Montastrea anularis*, *Diploria strigosa*, *A. agaricites*, *A. teunifolia*, *P. asteroides*, *P. porites* y parches aislados de *A. palmata* y *A. cervicornis* (observación personal).

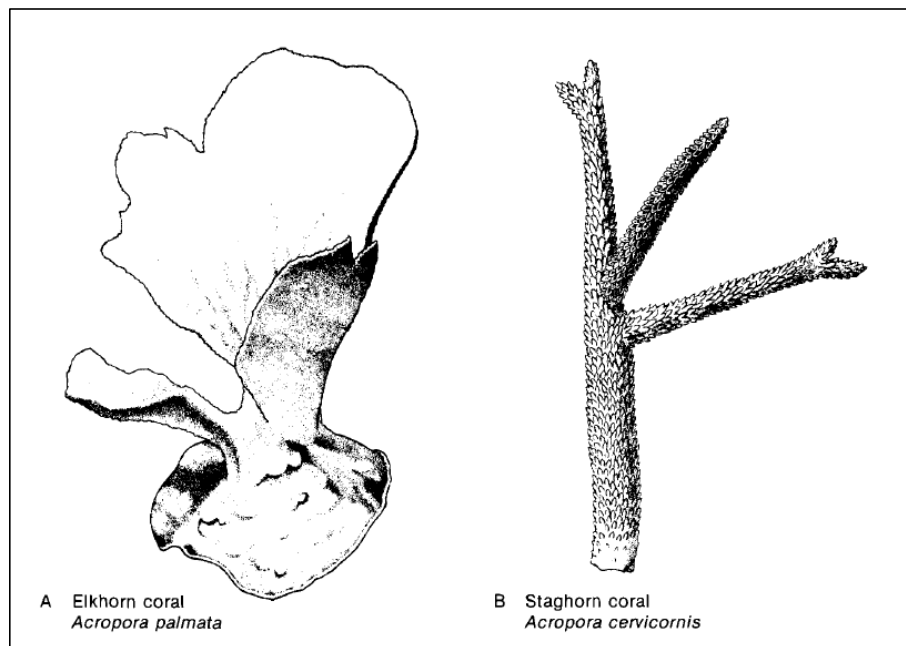


Figura 6. Tomada de Porter (1987). Fragmentos de 2 especies consideradas las principales constructoras de arrecifes del Caribe.

El arrecife frontal presenta un sistema altamente desarrollado de canales y macizos, cuyas diferencias topográficas alcanzan mas de 10 m de altura (Ruíz-Zarate y Arias-González 2004). Estas formaciones comienzan a una profundidad promedio de 10 m y en algunos casos se extienden hasta ≈ 24 m (com. Pers. Pérez-Vivar). Estos canales mas extensos son conocidos como cañones, debido a su semejanza con los cañones de una cordillera montañosa (Caballero *et al.* 2009).

MATERIALES Y MÉTODOS

Los trabajos de muestreo se iniciaron en mayo y culminaron en septiembre de 2010. Para lo cual se estableció, posterior a un reconocimiento en campo, dos sitios de muestreo bajo distintos grados y tipos de influencia antrópica y diferentes condiciones ambientales (Connell *et al.* 1997), los sitios fueron: Escalones (Pta. Mahahual) ($18^{\circ}43'07''N$, $87^{\circ}41'54''W$); zona ubicada casi al frente del poblado de Mahahual; de interés para actividades de buceo; posiblemente afectada en la parte somera por sedimentación producida por el paso de los cruceros y Puerto Ángel ($18^{\circ}37'5,42''N$, $87^{\circ}43' 44,92''W$); un sitio ubicado ≈ 10 km al sur del poblado de menor afluencia turística por su lejanía, presenta un subdesarrollo costero (Merediz, 2012).

Se establecieron para cada sitio, tres estratos de profundidad; Somero ≤ 10 m, Frontal $\approx 10-18$ m y Cantil $\approx 18-27$ m. En cada uno de los tres estratos del arrecife de cada sitio, con excepción de Escalones-Somero (donde sólo se establecieron dos transectos a causa de limitaciones operativas), se fijaron tres transectos lineales de 10×1 m (Dornelas 2008); para lo cual se empleó hilo de pesca de 120 libras. Cada una de las líneas fueron atadas por los extremos a dos clavos acerados de 3 pulgadas fijados firmemente al sustrato rocoso desprovisto de biota sésil (Almada-Villela *et al.* 2003).

Los transectos fueron fijados de manera aleatoria y separados uno del otro por una distancia de $\approx 5-10$ m dentro de un área < 2500 m². En total se tiraron 17 transectos; 8 y 9 para Escalones y Puerto Ángel respectivamente; sumando un área total de muestreo de 170 m². Las estaciones fueron georreferenciadas para su monitoreo con la ayuda de un *GPS* portátil, marca GARMIN modelo GPSMAP76.

El censo de reclutas se realizó empleando equipo básico de buceo (snorkel) para la zona de rompiente (somera) y *SCUBA* (Self-Contained Underwater Breathing Apparatus: Equipo de buceo autónomo) para los dos estratos restantes más

profundos de cada sitio (frontal y cantil). El registro de los datos *in situ* se llevó a cabo con la ayuda de tablas sumergibles de acrílico blanco y de superficie rugosa.

Para este trabajo, se tomó como reclutas a aquellas nuevas colonias de tamaño suficiente para poder ser censadas pero de diámetro inferior a 5 cm (Keough y Downes 1982). Para el caso de los reclutas de *Acroporidae* (*A. palmata* y *A. cervicornis*), cuyas colonias pueden alcanzar los 10 cm de diámetro durante el primer año posterior a su fijación debido a su elevada tasa de acreción (Porter 1987), se contemplaron como reclutas colonias de hasta 10 cm de diámetro. También se consideraron reclutas nuevas colonias originadas por fragmentación, mecanismo de propagación altamente viable para esta familia. (Williams y Miller 2006, Williams *et al.* 2008, Rogers *et al.* 2008). Se tomó registro de reclutas del género *Millepora*, que fueron identificados sólo a nivel de género y reportados como *Millepora* spp.

La densidad de reclutamiento de coral (tasa de reclutamiento), fue expresada como el número de nuevos corales registrados por unidad de área (reclutas/m²) (Dustan 1977, Bak y Engel 1979, Rylaarsdam 1983, Rogers *et al.* 1984). Como referencia para medir la abundancia de reclutas por unidad de área, se empleó un cuadrante desarmable de 1 m²; hecho con tubos de policloruro de vinilo (PVC) de ½ pulgada con sus respectivos codos. Un total de 10 cuadrantes (10 m²) fueron dispuestos por cada transecto (Fig. 7 y 8).

La clasificación y cuantificación de reclutas así como de corales adultos, se llevó a cabo *in situ* a nivel especie. La identificación en algunos casos, solo fue posible a nivel género. Este trabajo se realizó con ayuda de tablas de identificación rápida (Fig. 9), las cuales se confeccionaron a partir de fotografías de alta resolución de los corales más conspicuos y en especial de aquellos que presentaban mayor dificultad para ser identificados, como los géneros *Montastrea* y *Agaricia* por su grado de similitud entre especies, aún más en reclutas. Las fotografías fueron enmicadas para evitar su deterioro al sumergirlas en el agua (Modificado de AGRRA 2010).

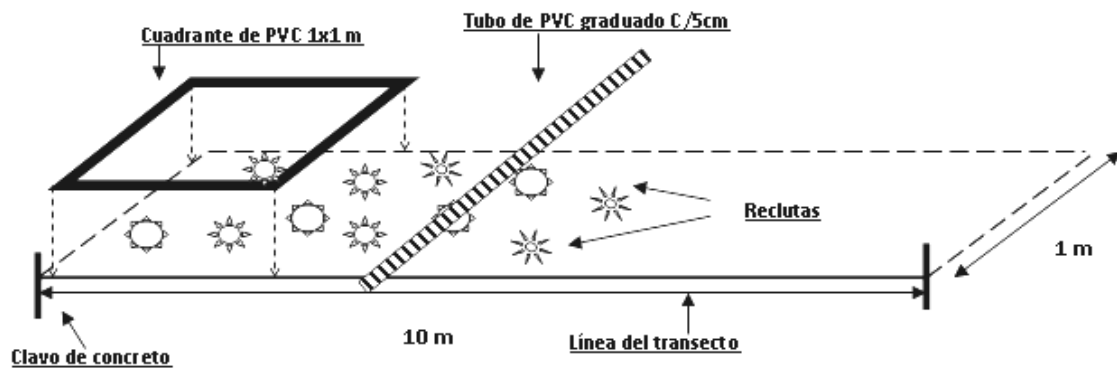


Figura 7. Representación gráfica de la metodología que se empleó para realizar el censo de reclutas.

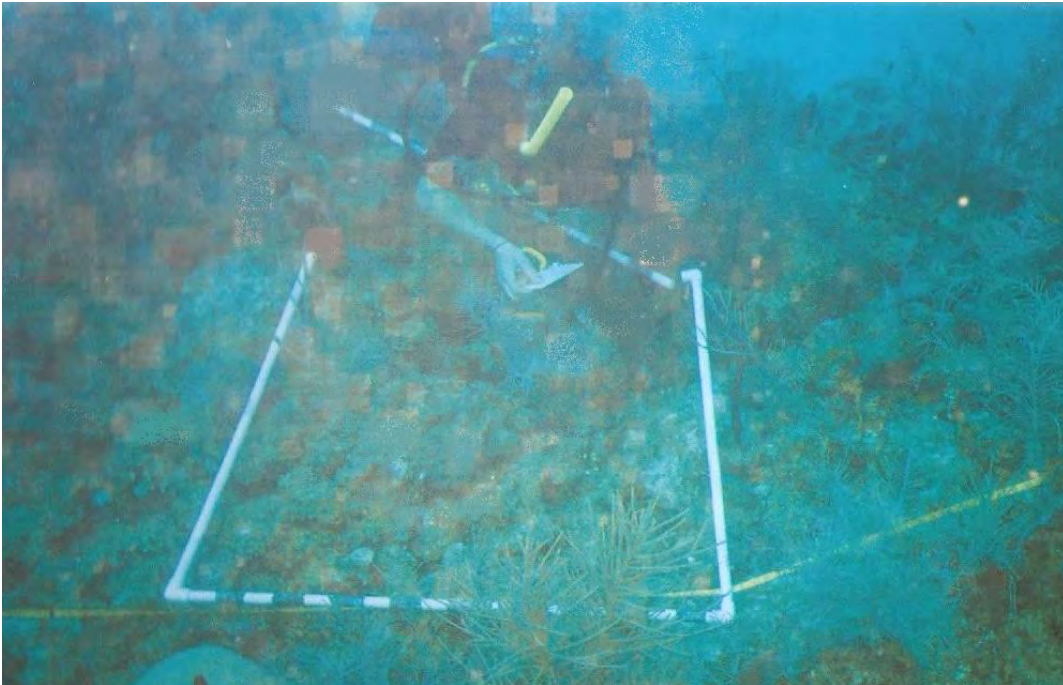


Figura 8. Censo de reclutas, la línea amarilla que se aprecia en la parte inferior de la imagen es el transecto, sobre este se aprecia el cuadrante de PVC.

En McField et al. (2007) se plantean tres valores de referencia preliminares para establecer una valoración del reclutamiento, dichos valores fueron establecidos con base en datos históricos (no menor a 2000 datos) para la región del Caribe:

- Mínimo: 3 reclutas/m²
- Optimo: al menos 4.5 reclutas/m²
- Crítico: < 3 reclutas/m²



Figura 9. (Coralpedia, 2010) Fotografías de alta resolución los corales más conspicuos del Caribe mexicano, empleadas en la confección de tablas de identificación rápida.

La abundancia relativa de una familia o especie de coral tanto de corales reclutas como de adultos; se expresó como un porcentaje y se calculó mediante la suma del total de corales reclutas o adultos registrados por sitio, estrato o transecto.

La presencia o ausencia de una familia o especie de coral recluta o adulto por estrato por transecto fue usada para obtener la frecuencia de cada especie por transecto (Ruíz-Zarate y Arias-González 2004).

Para la caracterización del sustrato del arrecife, se empleó el método de intersección al transecto (Loya 1978). Se colocó una cinta métrica paralela al transecto, para registrar las distancias (en centímetros) lineales bajo la cinta, ocupadas por coral vivo, alga y sustrato sin colonizar (Fig. 9a y 9b). La sumatoria de las distancias correspondiente a cada parámetro de cobertura, dividida entre la distancia del transecto en cm (1000 cm) dieron los porcentajes parciales de cobertura para cada uno. Durante el recorrido se identificaron las colonias de coral en la mayoría de los casos a nivel especie.

Para la evaluación del estado de cobertura coralina en McField et al. (2007), se plantean rangos de referencias, calculados con base en datos históricos de cobertura reportados para el SAM hasta el año 2005, dichos rangos son los siguientes:

- Bueno: >30%
- Razonable: 20-30%
- Pobre: <20%



Figura 10a y 10b. En ambas fotografías se muestra el procedimiento para medir la cobertura de coral. Arriba *Porites asteroides* y abajo (*Porites divarcata*).

La rugosidad de las diferentes zonas del arrecife, fue medida con el método de contorno contra distancia lineal (McComick 1994). Se colocó bajo cada transecto una cadena de acero de 10 m de largo, siguiendo el contorno variable del sustrato (Fig. 11); se registró la distancia lineal desde el punto de inicio hasta el final de cadena. La rugosidad fue expresada de manera indirecta a través de un coeficiente

de rugosidad, calculado como el cociente del registro de longitud lineal (segmento B₁-B₂) de la cadena en torno al sustrato, entre la longitud del transecto (10m). El resultado de esta división arroja un valor inverso de la rugosidad, ya que entre mayor sea el coeficiente, la rugosidad será menor y viceversa.

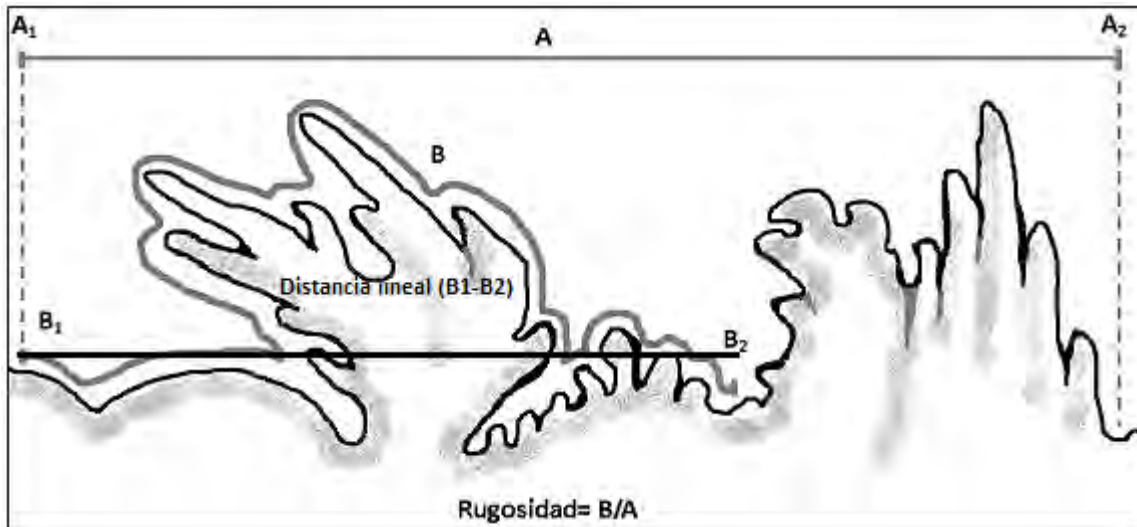


Figura 11. Representación gráfica de la metodología empleada en campo para la medición de la rugosidad del sustrato del arrecife.

Para determinar la tasa de sedimentación, se colocó para cada estrato una trampa de sedimento con tres colectores (réplicas) móviles. Éstos fueron hechos con tapones para tubo de (PVC) de 3 pulgadas de diámetro y 10 cm de alto (Fig. 12a). Los colectores fueron fijados a una base de concreto armado para su anclaje en el fondo (Fig. 12b).

La toma de las muestras de sedimento se realizó cada dos meses; previo a retirar cada colector de su base, se colocaron dentro de una bolsa plástica la cual se anudo bajo el agua, se transportaron así, hasta la superficie (Jordán-Dahlgren 1989). En la lancha, el sedimento fue trasvasado a bolsas de plástico, previamente marcadas para su posterior tratamiento en el laboratorio.

Para secar y eliminar la materia orgánica de las muestras, se metieron a la mufla a una temperatura de 550 °C (NMX-AA-034-SCFI-2001). El pesaje se realizó en una balanza analítica de 0.001 g de precisión. El análisis granulométrico de las muestras

se llevó a cabo empleando 7 tamices con luz de malla a partir de 1 mm a 75 μ (1mm, 710 μ , 500 μ , 355 μ , 150 μ , 106 μ y 75 μ) y un rotor eléctrico (W. S. Tyler-Rx-29). Las fracciones granulométricas fueron introducidas para su análisis al programa ANGS (análisis granulométrico de sedimentos). La tasa de sedimentación fue expresada en $\text{g.cm}^{-2}.\text{día}^{-1}$.

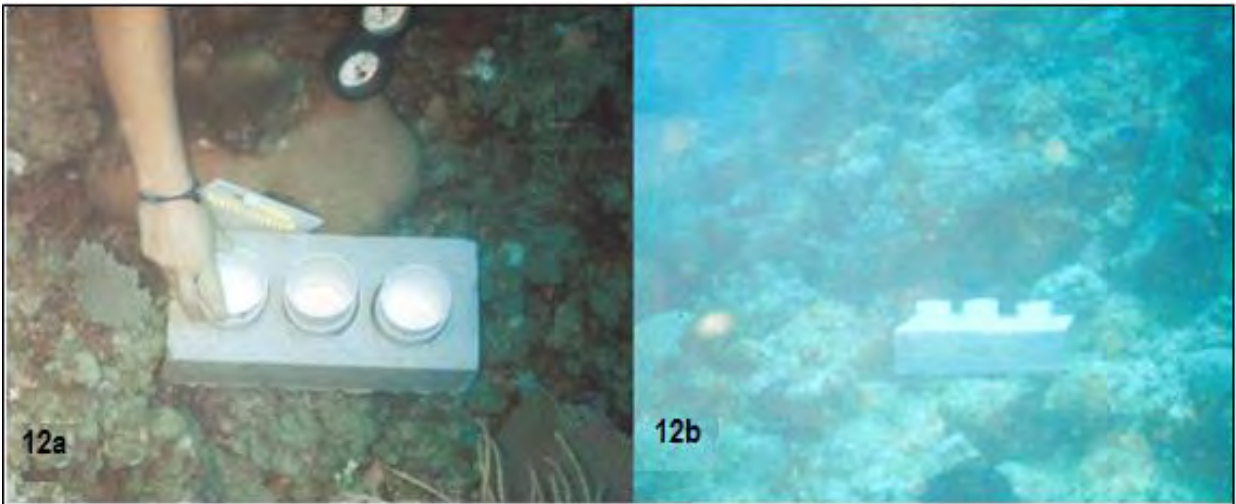


Figura 12a,b. a: Trampas de sedimento, a la izquierda se aprecia con mayor detalle los contenedores en sus receptáculos. b: trampa colocada a las faldas de una cordillera.

Para evaluar el grado de estrés del arrecife, en relación a las tasas de sedimentación encontradas, se tomaron como referencias los rangos de sedimentación para el Caribe planteados en Pastorok y Bilyard (1985); en cuyo trabajo, también se indica la variabilidad (número de especies, cobertura de coral y tamaño de colonias, tasas de crecimiento y muerte parcial o total) de las comunidades coralinas en función a un determinado gradiente de sedimentación. A continuación se presentan dichos rangos.

- De 0-50 $\text{mg.cm}^{-2}.\text{día}^{-1}$: variabilidad Baja
- De 50-150 $\text{mg.cm}^{-2}.\text{día}^{-1}$: variabilidad intermedia
- De 150-250 $\text{mg.cm}^{-2}.\text{día}^{-1}$: variabilidad alta

El coral vivo y las macroalgas son componentes importantes de la cobertura béntica y ambos se encuentran estrechamente asociados al estado de salud de un arrecife. En este sentido; un “arrecife saludable” suele caracterizarse por tener un porcentaje relativo más alto de cobertura de corales vivos, en relación con el porcentaje de cobertura de macroalgas, contrario a lo que sucede en un arrecife afectado.

El coeficiente de cobertura coral-alga proporciona una buena perspectiva de la proporción entre estos dos parámetros y un buen indicio de competencia por el espacio entre los corales y algas. Para calcularlo se dividen los valores de cobertura de coral entre los valores de cobertura de alga registrados por sitio, estrato o transecto.

En McField et *al.* (2007) se plantean con base en datos históricos para la región del Caribe; tres valores de referencia del coeficiente coral-Alga, asociados a un grado de salud del arrecife:

- Mínimo aceptable: Para un coeficiente coral-alga no menor que 1.
- Optimo: Para un coeficiente coral-alga ≥ 2
- Crítico: Para un coeficiente coral-alga ≤ 0.5

Manejo y análisis estadístico de los datos

Antes de comenzar el análisis multivariable (ANOVA) de los datos, fue necesario conocer el comportamiento que tiene cada una de las variables individualmente, mediante la estadística descriptiva (Tabla 18). También se realizaron pruebas de normalidad para visualizar el comportamiento de los datos, detectar posibles anomalías y determinar si los conjuntos de datos que se registraron eran confiables.

Los test de normalidad gráficos empleados en este estudio fueron: el gráfico Q-Q (Fig. 18) y el histograma (Fig. 35). El gráfico Q-Q normal representa los datos de la variable frente a los datos esperados, si los puntos se encuentran cerca de la diagonal podemos decir que la distribución es normal.

Los histogramas o diagramas de frecuencia son una adecuada representación gráfica para ver, en una primera instancia el comportamiento de los datos. Si los datos son aproximadamente normales, la forma de la gráfica será similar a la de la curva normal superpuesta o teórica (campana de Gauss). Sin embargo, en muchas ocasiones los histogramas presentan formas irregulares a pesar de ser normales, lo cual podría llevarnos a conclusiones erróneas sobre la normalidad de los datos (CALETEC, 2012)

Un segundo paso para confirmar la distribución normal de un conjunto de datos, consiste en realizar un test numérico de normalidad. Para ello el programa STATISTICA 7.0 permite la evaluación del ajuste de una variable continua a una curva normal, tanto de forma gráfica como analítica. Es decir, realiza paralelamente con el gráfico, un análisis numérico de normalidad (pruebas de bondad de ajuste) denominado “Kolmogorov-Smirnov con ajuste de Lilliefors” (KSL) cuyos resultados se incluyen en la parte superior de cada histograma. Cabe destacar que la prueba KSL es la más utilizada y se considera uno de los más robustos para muestra mayores de 30 casos.

El test KSL es un test de normalidad numérico cuya hipótesis nula, H_0 , considera que la distribución de la variable seleccionada proviene de una distribución normal.

Por ejemplo, si el nivel de significación o “valor de probabilidad” (P-Valor) obtenido en la prueba KSL es 0.20, no rechazamos la hipótesis nula, ya que el P-valor (P) es $0.20 > 0.05$. Por tanto, según esta prueba, podemos considerar que la distribución de los datos es normal (Universidad de Alicante, 2015). En resumen:

- Si P-valor > 0.05 aceptamos H_0 (hipótesis nula) → distribución normal
- Si P-valor < 0.05 rechazamos H_0 (hipótesis nula) → distribución no normal.

Se empleó el método de “Análisis de varianza” (ANOVA), de una vía y diseño factorial según fue requerido, para evaluar de forma individual los posibles efectos de los parámetros (tasa de sedimentación, cobertura de alga, disponibilidad y tipo de sustrato), sobre las tasas de reclutamiento registradas para cada sitio. El procesamiento y análisis estadístico de los datos se realizó mediante el programa STATISTICAL versión 7.0. El análisis de varianza es un proceso estadístico que se usa para determinar si las diferencias entre las medias de dos o más conjuntos de datos tienen alguna importancia estadística.

EL análisis de varianza determina si hay globalmente diferencia entre las medias de dos o más conjuntos. Si el resultado se considera estadísticamente significativo, lo que se puede afirmar es que al menos una media es distinta a las restantes; sin embargo, no se sabe exactamente que media difiere. El siguiente paso es identificar los conjuntos que tiene diferencias entre sí. Los procedimientos usados para comparar grupos de medias o medias individuales son los llamados métodos de comparación múltiple, o también conocidos como pruebas Post-Hoc.

El programa ESTADÍSTICA 7.0 genera para cada ANOVA un valor de Probabilidad (P). Este indica si existe alguna diferencia significativa entre los conjuntos de datos analizados, si el valor de P-valor es menor a 0.05 ($P < 0.05$) entonces esto indica que los datos presentan diferencias significativas.

Una vez realizado el análisis de varianza el programa STATISTICA 7.0 permite generar un gráfico de bigote (whisker), con comparación de medias e intervalos de confianza de los conjuntos de datos analizados (Fig. 19).

Las pruebas Post-Hoc o pruebas a posteriori como también se les conoce, permiten determinar con mayor puntualidad qué medias de los conjuntos de datos difieren entre sí. Este tipo de prueba tendrá que ejecutarse posterior al ANOVA, es decir después que, a través de un análisis de varianza, fuera verificada la existencia de una diferencia global ($P < 0.05$) entre los conjuntos de datos. El Programa STATISTICA v. 7.0, contempla 4 pruebas Post-Hoc (Fisher LSD, Bonferroni, Scheffe, y Turkey HSD).

Para el análisis estadístico de los datos del presente estudio se realizaron tres pruebas o análisis; la primera consistió en un ANOVA de los registros de cada parámetro medidos en ambos sitios, lo cual permitió determinar o rechazar la existencia de diferencias significativas en el comportamiento de los datos a esa escala. Posteriormente un ANOVA de los registros de cada parámetro medidos en cada transecto de ambos sitios estratos, de igual forma fue útil para determinar la existencia o no de diferencias significativas entre estratos. Finalmente una prueba Post-Hoc (Fisher LSD) se realizó a cada conjunto de datos correspondientes a cada parámetro (Tabla 5).

Una segunda serie de análisis, se llevó a cabo con los parámetros que de acuerdo con a la primera serie de análisis, indicaron tener diferencias significativas en el comportamiento de sus datos. El objetivo de estas segundas pruebas fue demostrar o descartar mediante el ANOVA probables efectos de estos parámetros seleccionados sobre el reclutamiento coralino.

El cálculo del tamaño de muestra se llevó a cabo graficando la varianza del número de reclutas encontrados por cada metro cuadrado. Cuando la pendiente de esta curva tiende a volverse asintótica es cuando sabemos que la varianza es constante; entonces se ha encontrado el tamaño mínimo de muestra. La segunda derivada de la varianza nos ayuda a saber con mayor certeza el punto en el cual la pendiente se hace cero. Un primer cero se encontró a los 22 cuadrantes, quedando dicha cifra como el tamaño mínimo de muestra para el presente estudio (Fig. 13).

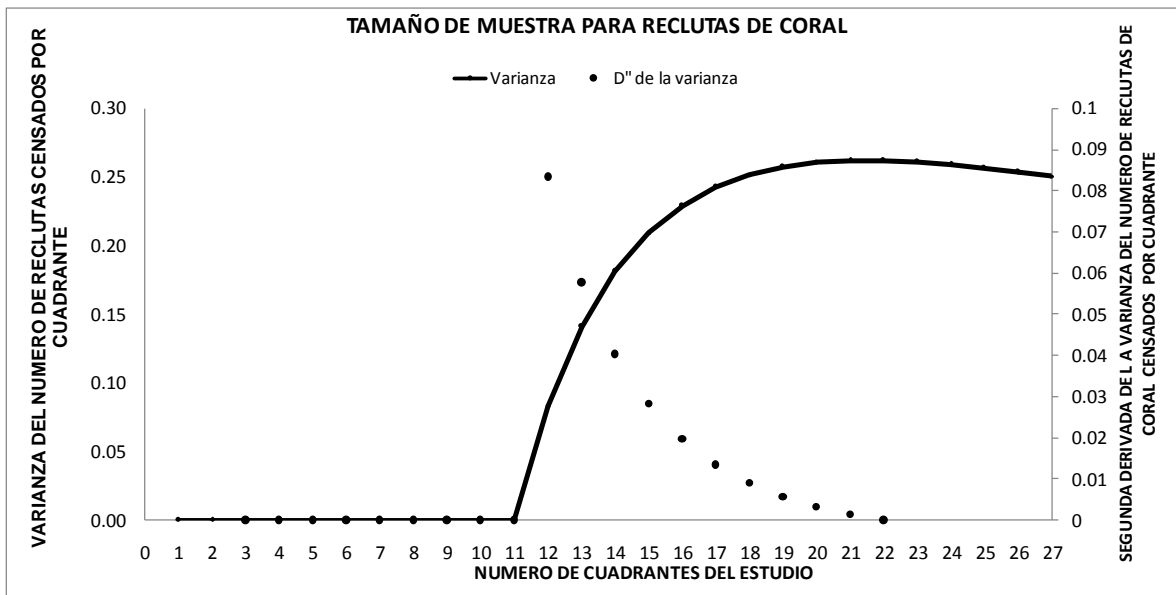


Figura 13. Curva de la varianza acumulada del número de reclutas censados por cuadrantes y puntos de inflexión dados por la segunda derivada, para determinar el tamaño mínimo de muestra.

RESULTADOS

Abundancias

Al finalizar el estudio se registró un total de 597 reclutas de coral pertenecientes a 8 familias y 22 especies; sólo 4 individuos no pudieron ser identificados a nivel de especie, pero sí a nivel de género (*Mostastrea sp.*, *Madracis sp.*, *Mycetophyllia sp.* y *Diploria sp.*) y un individuo no pudo ser identificado a ningún nivel.

Las familias con mayor número de especies fueron: Favidae con 5 spp., Poritidae con 4 spp., Agaricidae con 3 spp., y Meandrinidae con 3 spp. Las familias que registraron las mayores abundancias de reclutas de coral fueron: Agariciidae (35.51 %), Poritidae (21.94 %) y Siderastreidae (20.6 %), juntas representaron el 78.05 % del total de reclutas de coral (Fig.14). En ambos sitios de muestreo se registraron todas las familias (9). Puerto Ángel fue el sitio con mayor riqueza de especies con 22, contra 17 encontradas en Escalones.

Las especies de coral que reportaron las mayores abundancias de reclutas fueron: *Agaricia agaricities* (34.17 %), *Porites asteroides* (10.72 %) y *Siderastrea radians* (10.39 %), juntas representaron el 52.28 % de los reclutas; siguieron *Porites porites* y *Siderastrea siderea* ambas con el 10.22 % (Tabla 4). Las especies más abundantes para el sitio Escalones fueron; *Agaricia agaricities* (32.2 %), *Siderastrea siderea* (16.27 %) y *Siderastrea radians* (14.58 %); para Puerto Ángel; *Agaricia agaricities* (36.1 %), *Porites asteroides* (16.9%) y *Porites porites* (10.6%) (Tabla 3).

Puerto Ángel-Frontal y Escalones-Frontal fueron los estratos que registraron el mayor número de reclutas con 144 y 133 respectivamente (Tabla 3). Por el contrario fue el cantil, el estrato del arrecife donde se registró el reclutamiento más bajo en ambos sitios. A nivel de estratos, Pto. Ángel-Frontal registró el mayor número de especies con 15 y Escalones-Frontal el menor con 9 (Fig. 15).

Las especies de mayor presencia en los 17 transectos (T) que comprendió el estudio fueron (Tabla 4, FREC. SP.): *Agaricia agaricities* (17 T) *Porites asterooides* (14 T) y *Porites porites* (13 T). En escalones *Agaricia agaricities* (8 T), *Siderastrea siderea* (7 T) y *Porites porites* (6 T) fueron las de mayor frecuencia; para Puerto Ángel; *Agaricia agaricities* (9 T), *Porites asterooides* (9 T) y *Porites porites* (7 T) (Fig 16).

Tabla 3: Resumen de los valores de reclutamiento registrados por transecto, sitio y en todo el estudio.

Sitio	Escalones									Puerto Ángel								
	Somero*		laja			Cantil			cresta			Frontal			Cantil			
Estrato	1	2	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	
Tot. Rec. transecto	37	45	36	40	57	13	26	41	27	28	40	70	37	37	20	23	20	
Tot. Rec. estrato	82		133			80			95			144			63			
Tot. Rec. sitio	295									302								
Tot. Rec. Estudio	597																	

* En el estrato somero de escalones solo se pudieron tirar 2 transectos por complicaciones operativas; Tot. Rec.= número total de reclutas.

Tabla 4. Abundancias: abundancia relativa de reclutas de coral por familia y especie.

FAMILIAS	ESPECIES	ABUND. FAM	ABUND REL.FAM	ABUND. SP.	ABUND. REL. SP	ABUND. REL.SP. SITIO %		FRECS
						ESC.	Pto. Ángel	
Acroporidae	<i>Acropora cervicornis</i>	9	1.51	9	1.51	2.37	0.66	4
Agariciidae	<i>A. agaricitis</i>	212	35.51	204	34.17	32.20	36.09	17
	<i>Helioseris cucullata</i>			1	0.17	0.34	0.00	2
	<i>A. tenuifolia</i>			7	1.17	0.00	2.32	1
Astrocoeniidae	<i>Madracis</i> spp.	9	1.51	2	0.34	0.34	0.33	2
	<i>Stephanocoenia intersepta</i>			7	1.17	1.70	0.66	6
Favidae	<i>Diploria</i> spp.	61	10.22	20	3.35	4.41	2.32	6
	<i>D. labyrinthiformis</i>			1	0.17	0.00	0.33	1
	<i>D. strigosa</i>			1	0.17	0.00	0.33	1
	<i>Montantrea</i> spp.			25	4.19	1.70	6.62	8
	<i>M. cavernosa</i>			14	2.35	2.03	2.65	6
Hydrozoans	<i>Millepora alcicornis</i>	25	4.19	25	4.19	6.44	1.99	8
Meandrinidae	<i>Dichocoenia stokesii</i>	15	2.51	7	1.17	0.68	1.66	5
	<i>Eusmilia fastigiata</i>			1	0.17	0.00	0.33	1
	<i>M. meandrites</i>			7	1.17	1.02	1.33	5
Mussidae	<i>Myceto</i> spp.	12	2.01	4	0.67	0.34	0.99	3
	<i>Scolymia cubensis</i>			8	1.34	2.37	0.33	4
Poritidae	<i>Porites asteroides</i>	131	21.94	64	10.72	4.41	16.89	14
	<i>P. porites</i>			61	10.22	8.81	11.59	13
	<i>P. furcata</i>			5	0.84	0.00	1.66	1
	<i>P. divaricata</i>			1	0.17	0.00	0.33	1
Siderastreidae	<i>S. radians</i>	123	20.60	62	10.39	14.58	6.29	8
	<i>S. siderea</i>			61	10.22	16.27	4.31	12
Totales		597	100	597	100	100	100	

SP= Especie, ABUND. REL. FAM. = No de reclutas registrados por familia /No total de reclutas. ABUND. REL. SP. = No de reclutas registrados por especie /No total de reclutas. FRECS= Indica el número de veces que una determinada especie obtuvo registro a lo largo de los 17 transectos que comprendió el estudio.

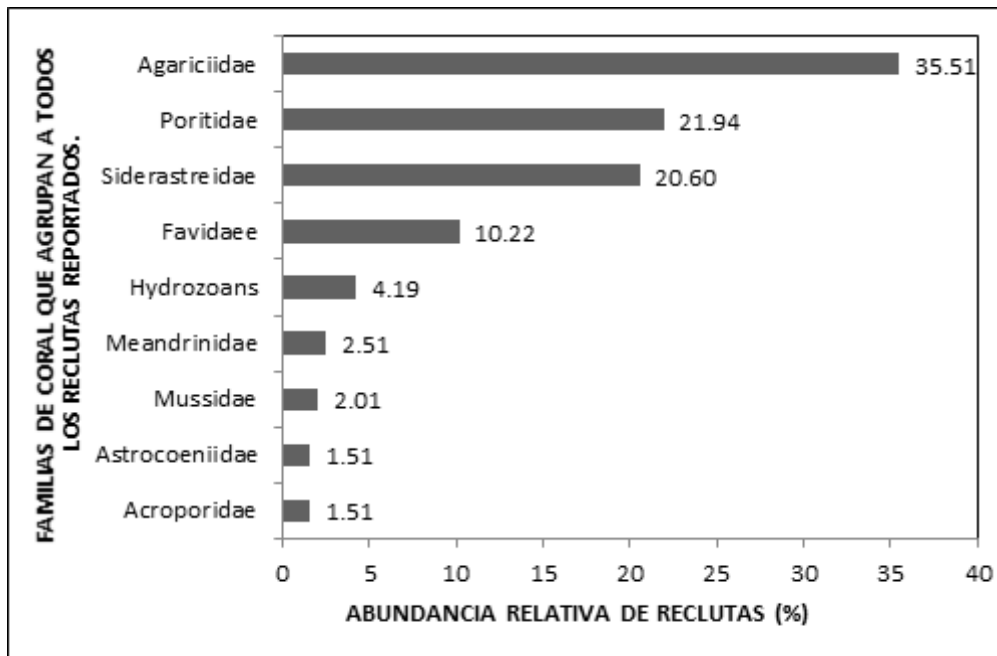


Figura 14. La abundancia de reclutas de coral pertenecientes a una determinada familia.

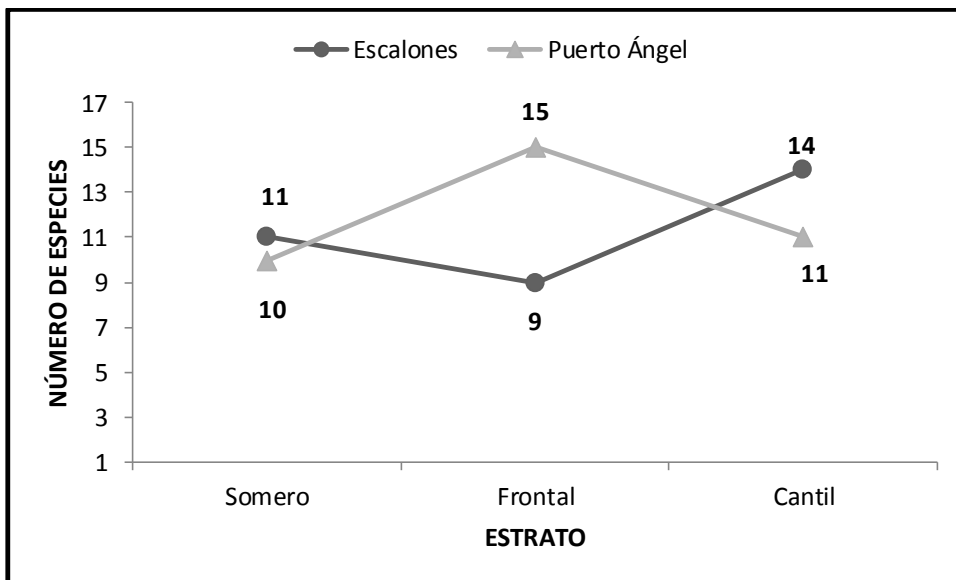


Figura 15. Número de especies de coral encontradas en cada estrato de cada sitio.

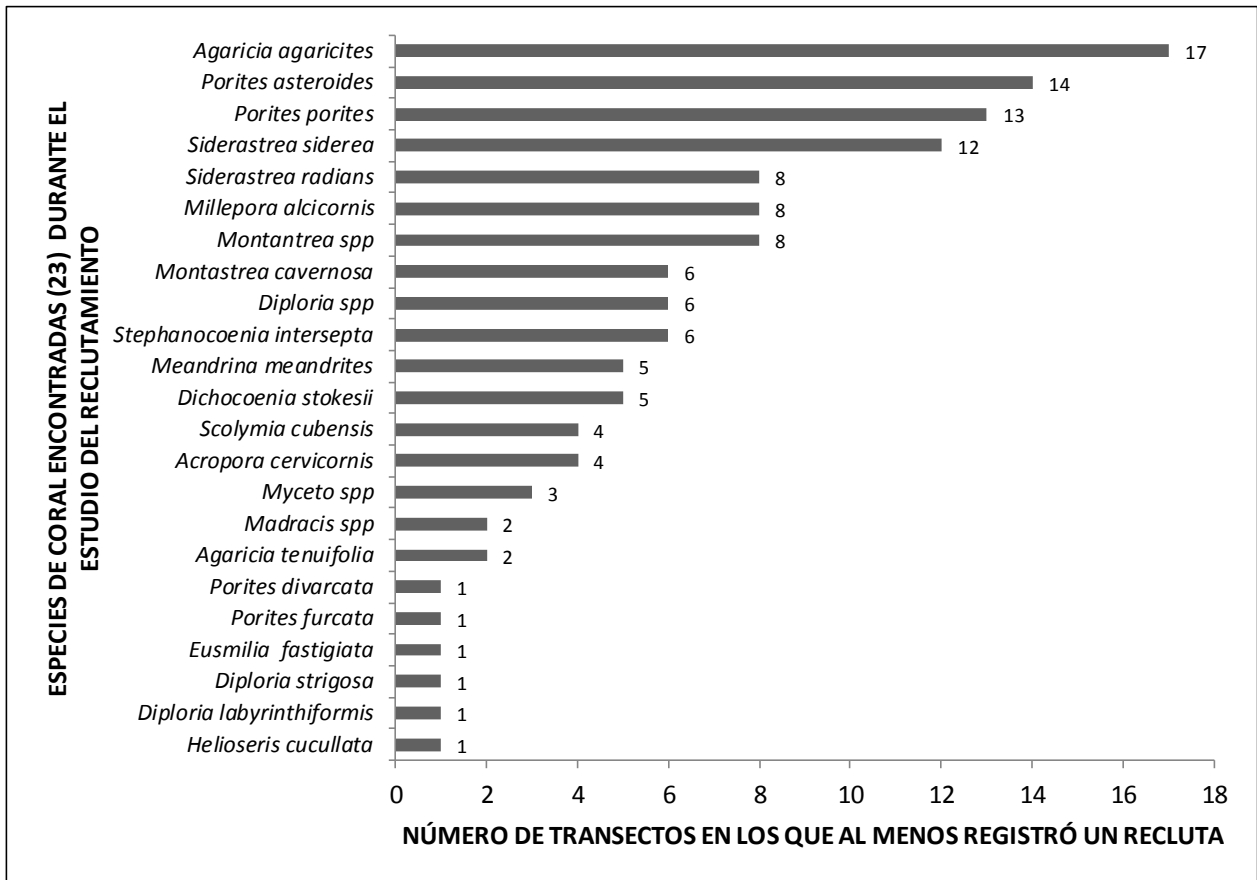


Figura 16. El gráfico indica la presencia de reclutas de una determinada especie a lo largo de los 17 transectos que comprendió el estudio, la máxima frecuencia fue 17 y la mínima 1. Los valores fueron tomados de la tabla 2 de la columna FREC. SP.

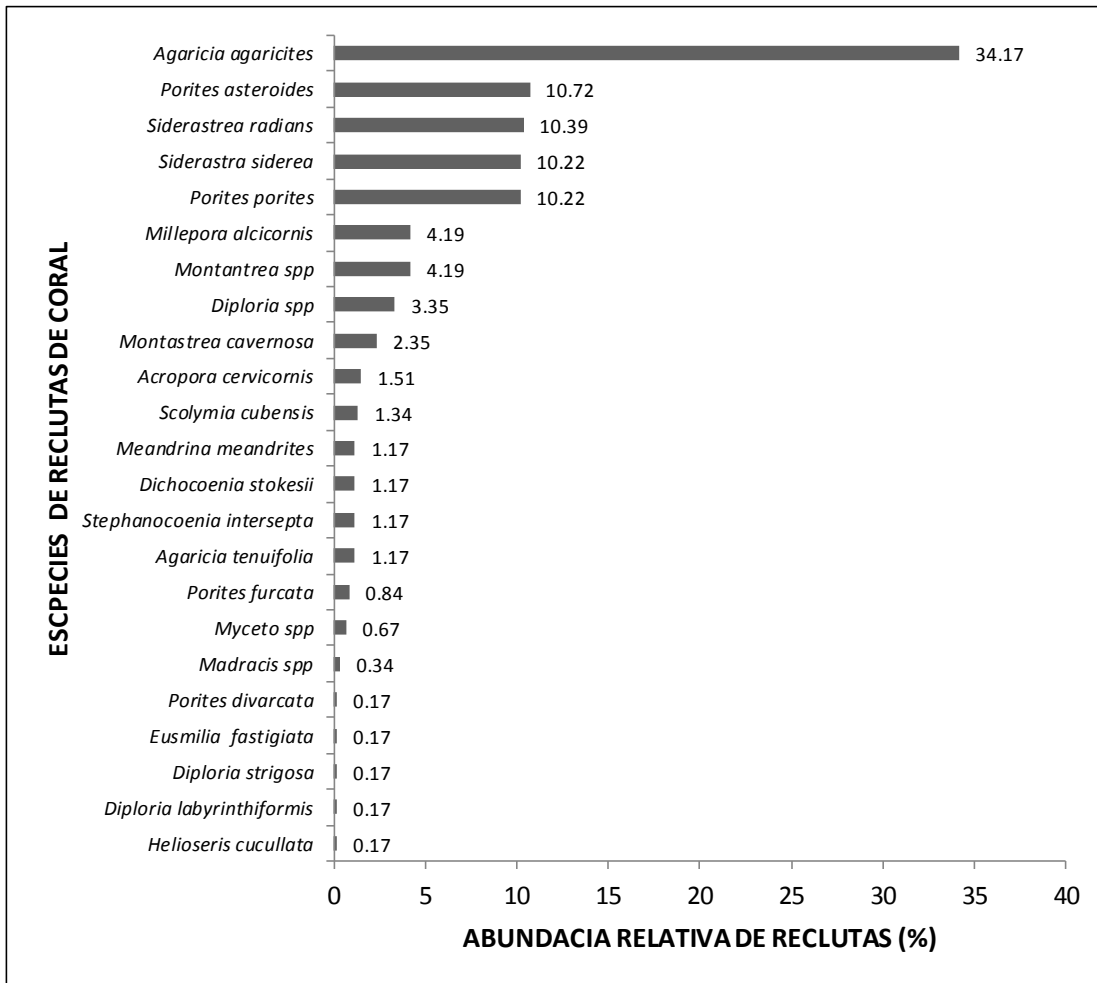


Figura 17. Gráfico que indica las abundancias relativas (expresada como porcentaje) de reclutas de coral registrados para cada especie en todo el estudio. Se calculó dividiendo el número total de reclutas registrados por especie, entre el número total de reclutas de todo el estudio (597), para expresar en porcentaje se multiplicó el cociente por 100. *Agaricia agaricites*, *Porites asteroides* y *Siderastrea radians* fueron las más abundantes.

Cobertura de Alga

La medida de cobertura de alga en este estudio se determinó por el porcentaje de cobertura de todos los tipos de algas, por tanto no se identificaron a ningún nivel.

El porcentaje de cobertura de alga fluctuó entre 2.4 y 44.4 % alcanzando una media de 16.1 %, con intervalo de confianza del 95% inferior y superior de 10.81 % y 21.4 % respectivamente, de acuerdo a las pruebas de normalidad, los datos de cobertura de alga se comportaron normalmente (Fig.18).

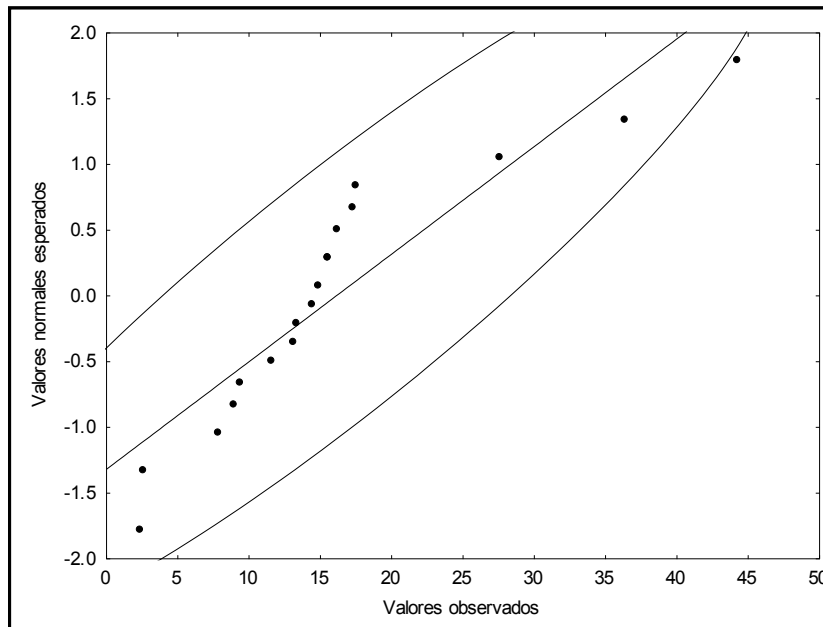


Figura 18. Gráfico de probabilidad normal de los registros del porcentaje de cobertura de alga. La mayoría de los datos se encuentran en torno a la diagonal por tanto se comportan de manera normal.

De acuerdo con el ANOVA (Fig. 19) de sitio realizado para los registros de cobertura de alga, se encontraron diferencias significativas ($P=0.03857 < 0.05$). Puerto Ángel presentó una media de cobertura de alga superior a la de Escalones (Tabla 18). En el ANOVA de la cobertura por sitio y zona (Fig. 20), se encontraron diferencias significativas entre Puerto Ángel-Cantil ($P < 0.05$) y todos los demás estratos de ambos sitios, siendo éste estrato el que registró el porcentaje de cobertura más alto. En contraparte Escalones en su parte frontal fue el de menor cobertura. Todos los demás estratos no presentaron diferencias significativas entre sí.

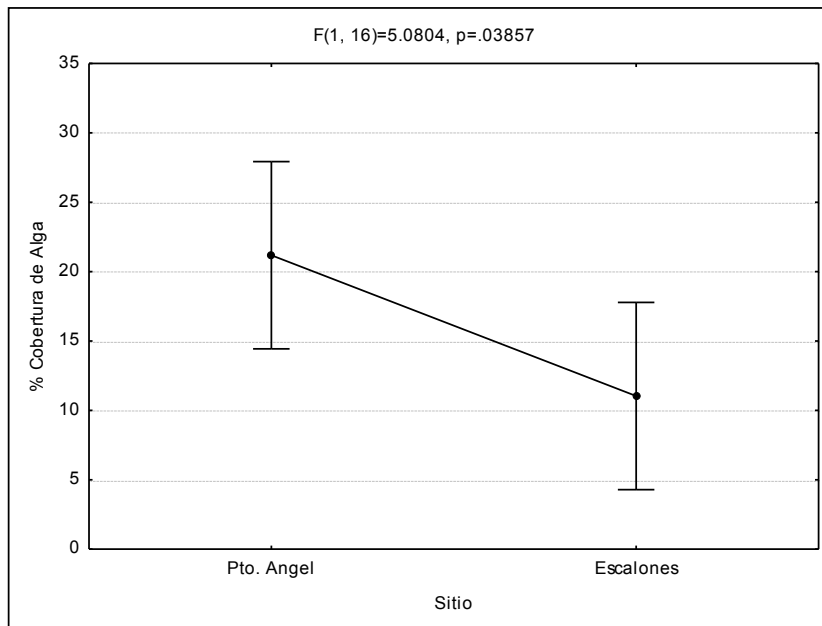


Figura 19. ANOVA de Sitio del porcentaje de cobertura de Alga. . A cada lado se presenta un gráfico (tipo caja y bigote) de la cobertura de alga registrada en cada sitio, el punto central (caja) de cada gráfico indica la media de la cobertura (ESC.=11.03 y PA= 21.18) y los bigotes (arriba y abajo) son los intervalos de confianza de \pm 95% (ver Tabla 18).

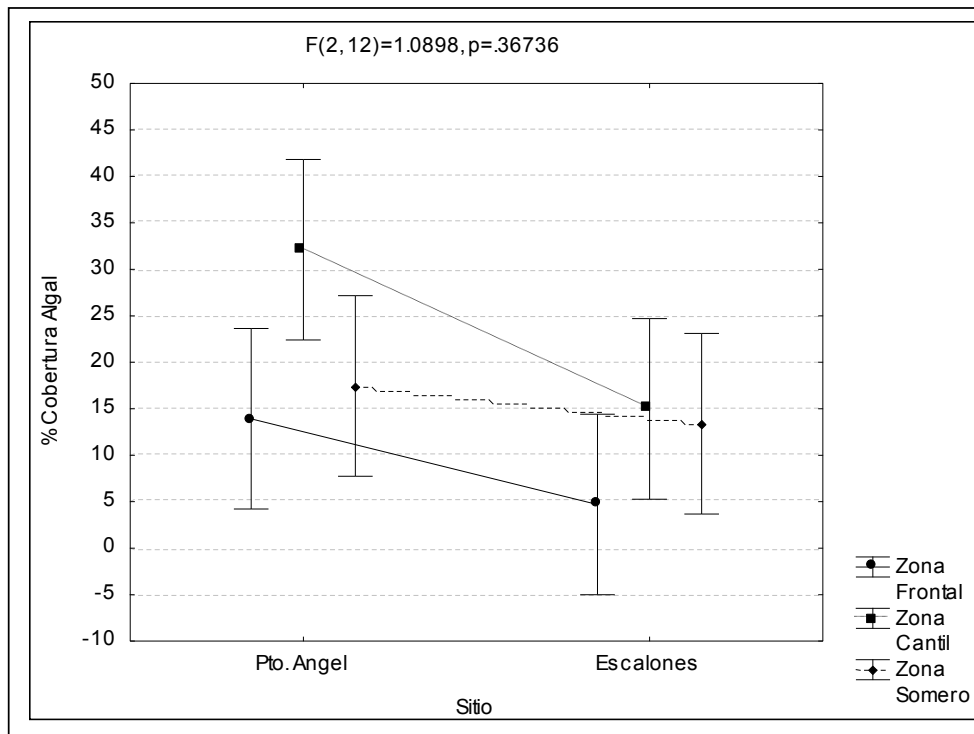


Figura 20. ANOVA de Sitio y Zona (estrato) del porcentaje de cobertura de Alga.

Tabla 5. Prueba post hoc del porcentaje de cobertura de alga de cada estrato en cada sitio (Fisher LSD).

MEDIAS			13.9	32.1	17.4	4.7	15	13.4
SITIO	ZONA		1	2	3	4	5	6
1	Pto. Angel	Frontal		0.01	0.59	0.17	0.87	0.93
2	Pto. Angel	Cantil			0.04	0.00	0.02	0.01
3	Pto. Angel	Somero				0.07	0.70	0.53
4	Escalones	Frontal					0.13	0.19
5	Escalones	Cantil						0.80
6	Escalones	Somero						

Cobertura de coral

Las familias de coral con mayor porcentaje de cobertura fueron: Faviidae (8.29%), Poritidae (5.39%) y Agariciidae (4.39%), durante el estudio de cobertura de coral se halló un total de 20 especies de coral adulto (colonias de diámetro >5cm) de las cuales 19 pudieron ser identificadas con certeza a ese nivel. Una especie sólo pudo ser identificada a nivel familia (*Mussidae* spp.) y una sola colonia no pudo ser identificada a ningún nivel. Puerto Ángel fue el sitio donde se registró el mayor número de especies con un total de 20 contra las 11 especies encontradas en Escalones, A nivel de estratos Escalones-Frontal obtuvo el mayor registro con 14 (Fig.22). Las especies más sobresalientes en base a su mayor porcentaje de cobertura registrada fueron: *Siderastrea siderea* (1.92 %) *Porites asteroides* (1.77%) y *Montastrea anularis* (0.96%) (Fig.21), y las especies más frecuentes o de mayor presencia a lo largo de todos los transectos para ambos sitios fueron: *Porites asteroides* con (13 T), *Porites porites* y *Agaricia agaricites* con (9 T) y *Siderastrea siderea* (8 T). Relevante, fue la presencia de *Porites asteroides* en todas los transectos de Puerto Ángel (9 T) no así en Escalones donde estuvo presente únicamente en 4. La familia Acroporidae estuvo representada en todo el estudio solo por *Acropora cervicornis* y representó el 0.06% de cobertura (Tabla 6).

Tabla 6. Resumen de los registros de los porcentajes de cobertura de coral alcanzados por familia y especie en cada sitio y en todo el estudio, así como la frecuencia de aparición de cada especie en los 17 transectos.

FAMILIA	ESPECIE	COBER. SP. (%)	COBER.SP. SITIO (%)		FREC. SP.
			ESCALONES	PTO. ANGEL	
Poritidae	<i>Porites asteroides</i>	1.77	0.94	2.51	13
	<i>Porites porites</i>	0.07	0.12	1.71	4
	<i>Porites furcata</i>	0.01	0.00	0.02	1
	<i>Porites divaricata</i>	0.05	0.00	0.09	1
Favillidae	<i>Diploria strigosa</i>	0.02	0.00	0.04	1
	<i>Montastrea anularis</i>	0.96	1.93	2.73	9
	<i>Montastrea franksi</i>	0.35	0.43	1.21	1
	<i>Montastrea cavernosa</i>	0.43	0.08	0.74	5
	<i>Solenastrea bournoni</i>	0.33	0.50	0.00	1
	<i>Colcophyllia natans</i>	0.24	0.00	0.62	1
Agariciidae	<i>Agaricia agaricis</i>	0.79	0.78	2.94	8
	<i>Agaricia tenuifolia</i>	0.01	0.00	0.67	1
Siderastreaeidae	<i>Siderea siderea</i>	1.92	0.53	1.01	9
	<i>Siderea radians</i>	0.001	0.02	0.12	6
Meandrinidae	<i>Dendrogyra cylindrus</i>	0.84	0.03	0.00	3
	<i>Dichocoenia stokesii</i>	0.47	0.00	0.02	7
	<i>Eusmilia fastigiata</i>	0.31	0.00	0.11	1
Acroporidae	<i>Acropora cervicornis</i>	0.06	0.50	0.14	1
Mussidae	<i>Mussidae sp.</i>	0.04	0.00	0.08	1
Hydrozoans	<i>Millepora alcicornis</i>	0.09	0.16	0.74	1
NI	<i>Coral no Identificado</i>	0.01	0.00	0.18	2
TOTALES		8.78	5.99	15.71	

COBER. SP. (%)= Porcentaje de cobertura por especie en todo el estudio; se calculó mediante la suma de todos los registros (distancia lineal en cm) alcanzados de un determinada especie a lo largo de los 17 transectos entre 17000 cm *100. COBER.SP.SITIO (%)=Porcentaje de cobertura por especie en cada sitio; se calculó mediante la suma de todos los registros (distancia lineal en cm) alcanzados de un determinada especie entre 8000 cm (Escalones) y 9000 cm (Pto. Ángel) multiplicado por 100. FREC.SP.= Número de transectos en que una determinada especie obtuvo registro en todo el estudio.

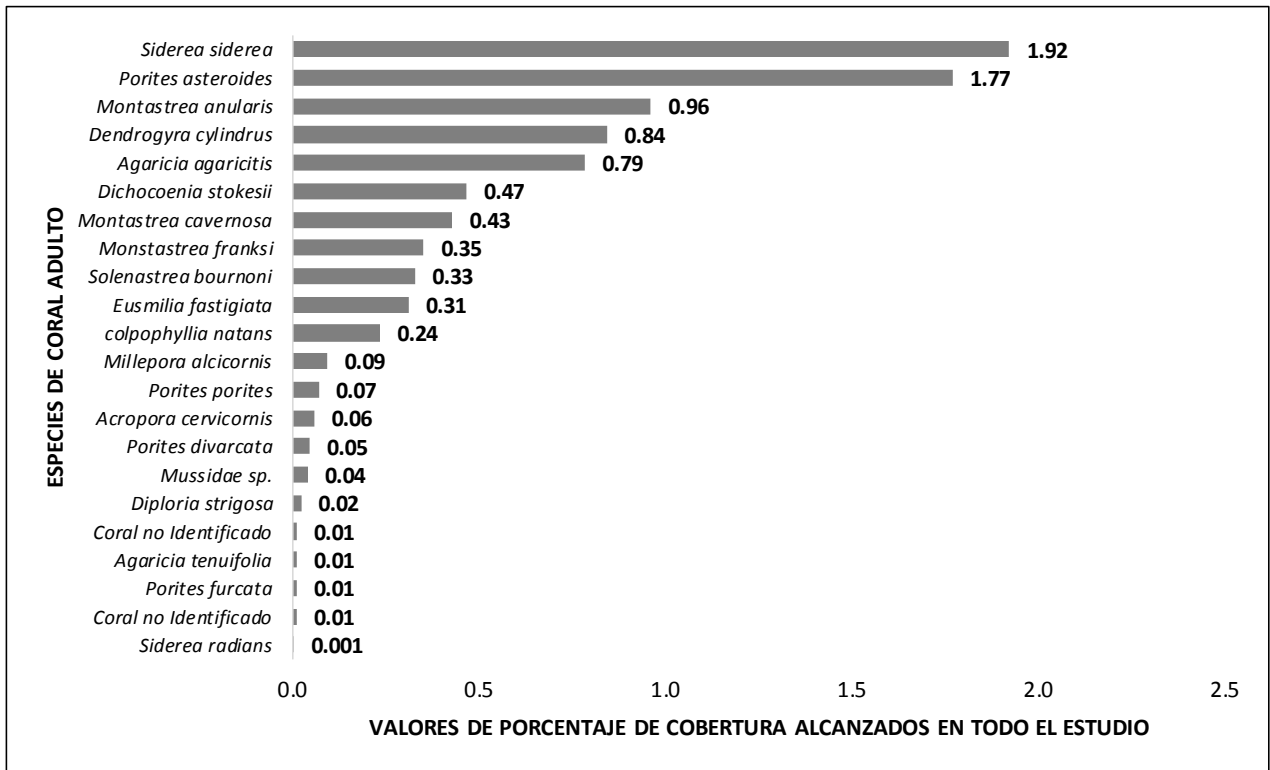


Figura 21. Valores de porcentaje de cobertura alcanzados por especie en todo el estudio, los porcentajes se calcularon con base en la sumatoria de registros lineales obtenidos (cm) por cada especie de coral adulto entre los 17,000 cm correspondientes a los 17 transectos que comprendió el estudio.

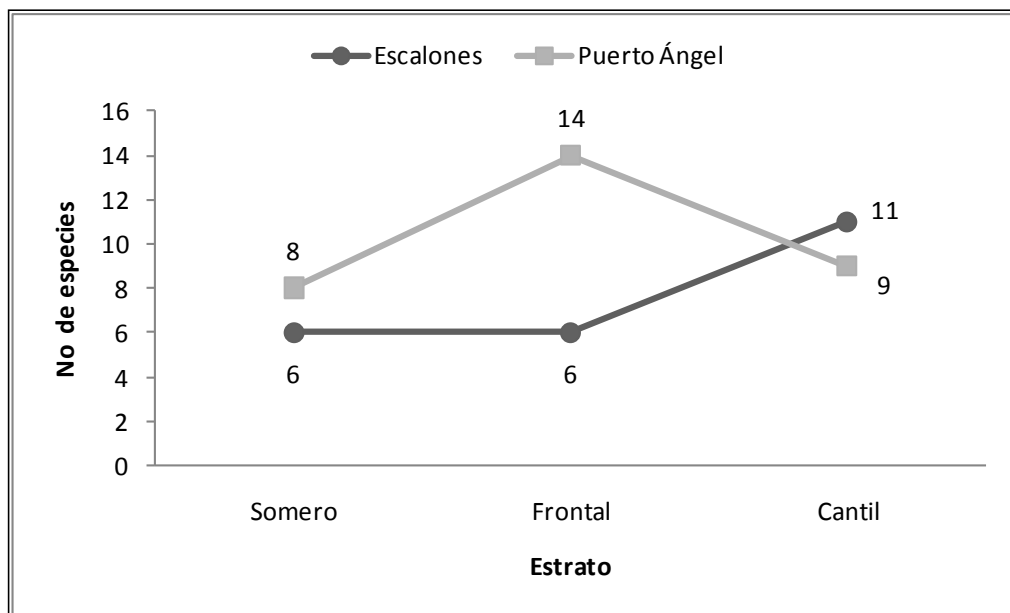


Figura 22. Número de especies de corales adultos registradas durante el estudio de cobertura por sitio y por estrato.

La cobertura de coral alcanzó un valor máximo de 28.3 % y un mínimo de 0.3 %, alcanzando una media de 11.42 %, con intervalo de confianza del 95 % inferior y superior de 7.05 y 15.8 respectivamente (Tabla 18). A nivel de estratos PA-Frontal. Fue el estrato con mayor cobertura y Esc-Frontal el de menor (Fig. 23). Los datos de cobertura coralina se comportaron normalmente (Fig. 24).

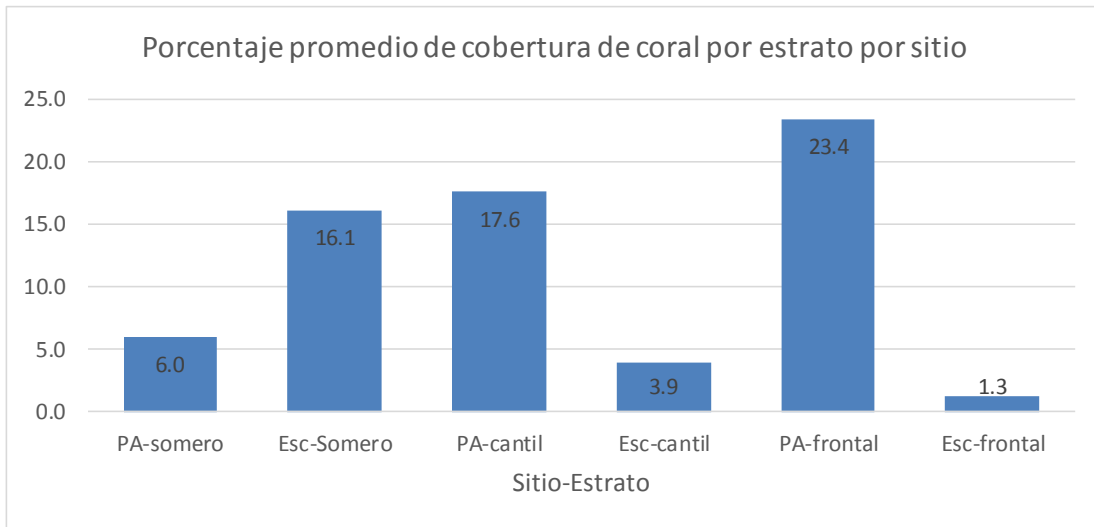


Figura 23. Porcentaje promedio de cobertura de coral por estrato de cada sitio

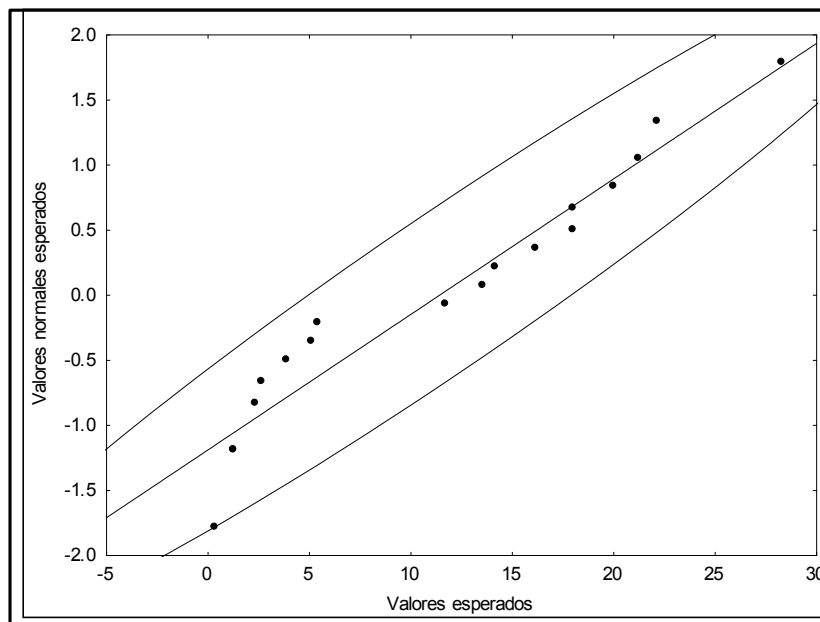


Figura 24. Probabilidad normal de los datos del porcentaje de cobertura de coral.

El análisis de varianza de la cobertura de coral demostró que existen diferencias significativas entre ambos sitios ($P < 0.05$), siendo Puerto Ángel donde se presentaron los valores de cobertura más elevados (Fig. 25). El análisis de varianza entre estratos (Fig. 26), también reflejó diferencias significativas ($P = 0.0001 < 0.05$) siendo Puerto Ángel-frontal el estrato con mayor porcentaje cobertura de coral con 23.43 %, donde *Agaricia agaricitis* contribuyó con el 32.7 % del total. En contraparte Escalones-frontal fue el estrato de menor cobertura coralina con 1.28 %, donde *Porites asteroides* representó el 35.9 % del total. Puerto Ángel-frontal fue diferente de forma significativa a todos los estratos con excepción de Puerto Ángel-cantil (Tabla 7).

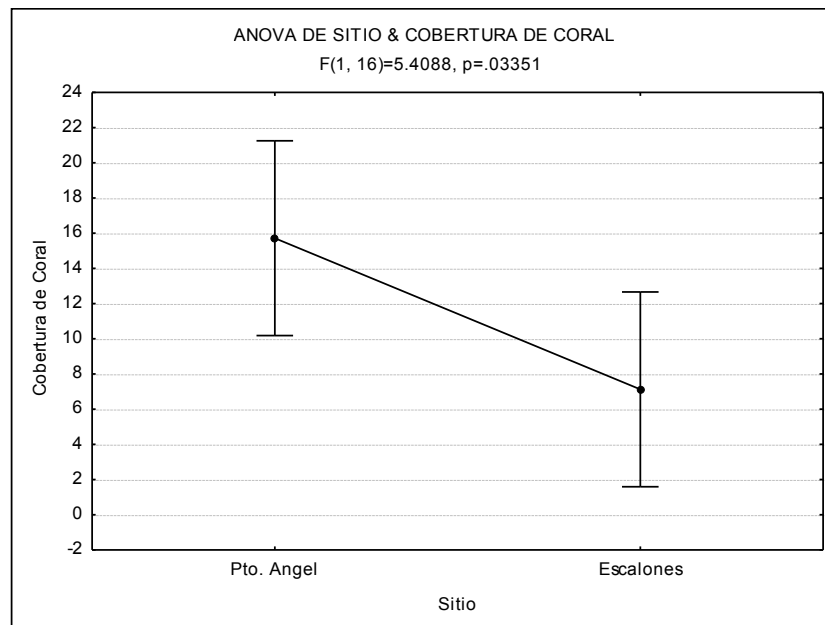


Figura 25. Comparación de la cobertura de coral entre sitios mediante una ANOVA

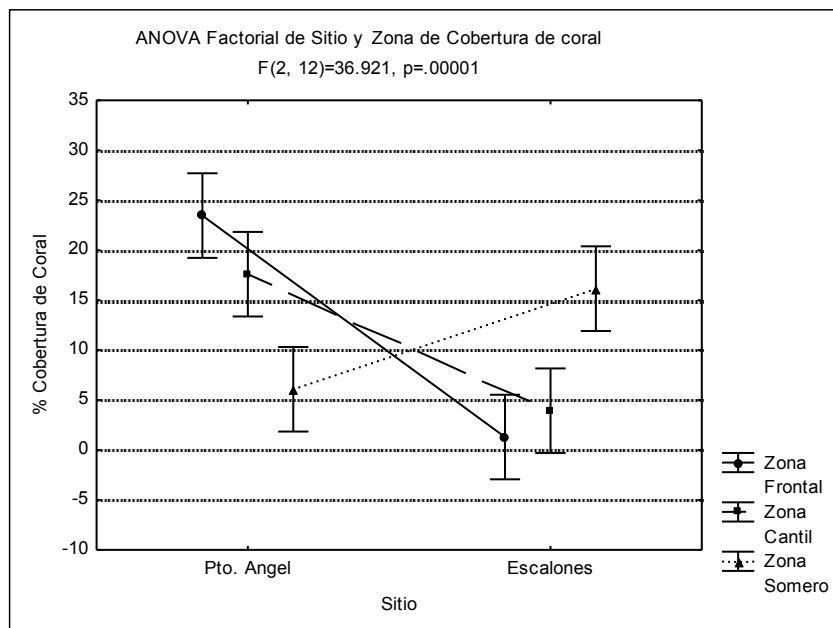


Figura 26. Comparación de la cobertura de coral entre sitios y estratos mediante una ANOVA con arreglo factorial.

Tabla 7. Análisis Post-hoc de la cobertura de coral entre estratos de cada sitio (Fisher LSD).

MEDIAS		23.4	17.6	6	1.3	3.9	16.1
SITIO	ZONA	1	2	3	4	5	6
1 Pto. Angel	Frontal		0.05	0.00	0.00	0.00	0.02
2 Pto. Angel	Cantil			0.00	0.00	0.00	0.61
3 Pto. Angel	Somero				0.11	0.45	0.00
4 Escalones	Frontal					0.36	0.00
5 Escalones	Cantil						0.00
6 Escalones	Somero						

Coefficiente de cobertura Coral- Alga

El coeficiente de cobertura coral-alga tomó valores entre 0.09 y 2.76, con una media de 0.83, e intervalos de confianza del 95 % que va de 0.83 a 0.46 (Tabla 18). A nivel de estratos Esc-Frontal obtuvo el valor más alto y Esc-Frontal el valor más bajo (Fig.27). De acuerdo a las pruebas de normalidad de los datos del índice Coral-Alga siguen una distribución normal (Fig.28).

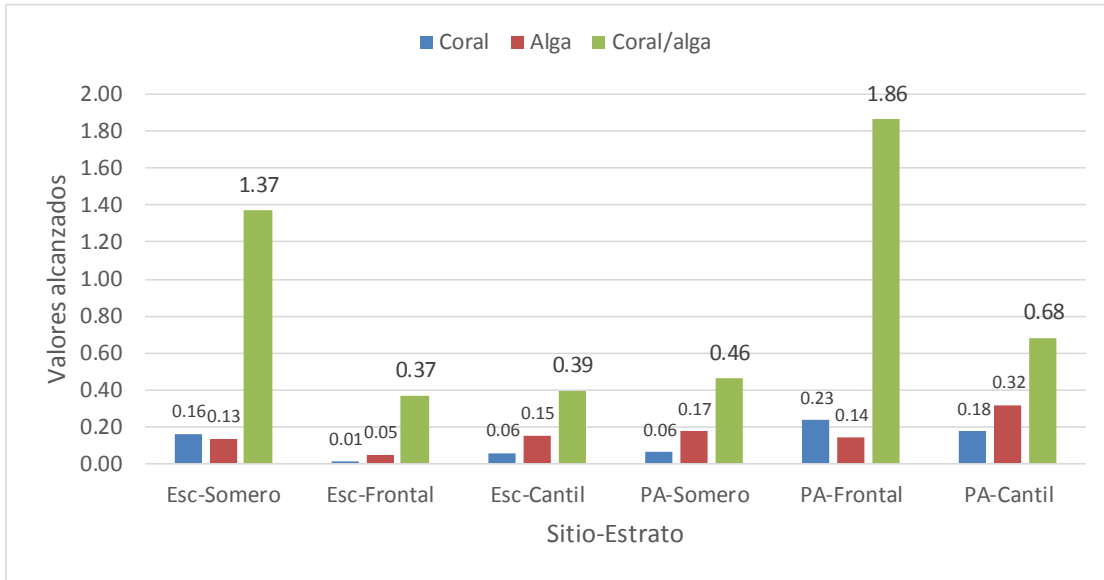


Figura 27. Coberturas de coral y de alga alcanzadas en cada estrato (éstas se encuentran expresadas en notación decimal), y coeficiente de Coral-alga.

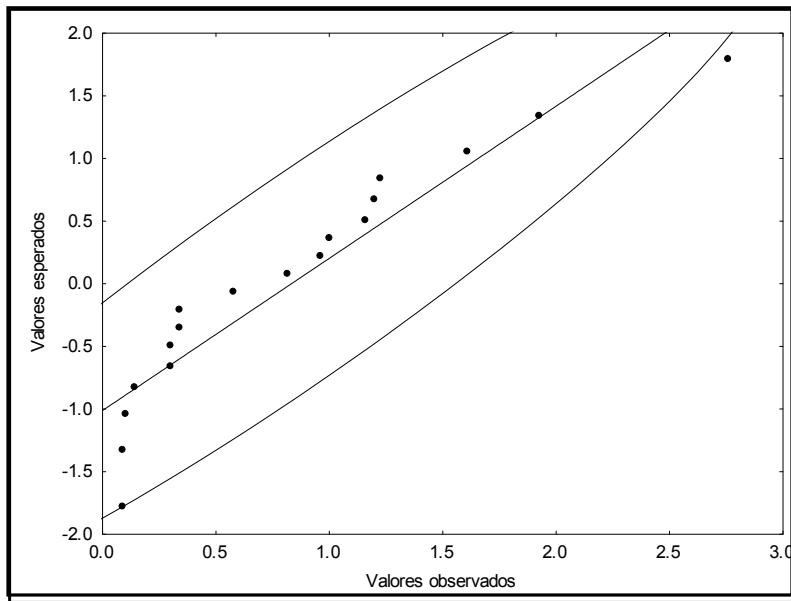


Figura 28. Gráfico de la probabilidad normal de los datos del índice de cobertura Coral-Alga.

El análisis de varianza del coeficiente del índice de Coral-Alga (Fig. 29), no demostró diferencias significativas entre ambos sitios ($P=0.33>0.05$); sin embargo, el ANOVA factorial de sitio y zona (estrato) presentó diferencias significativas (Fig. 30). Puerto Ángel-frontal fue un estrato con un coeficiente mayor y fue el que presentó

diferencias con todos los demás estratos, a excepción de Escalones-Somero. Escalones-Cantil fue el estrato con el coeficiente más bajo y diferente a Escalones-somero (Tabla.8).

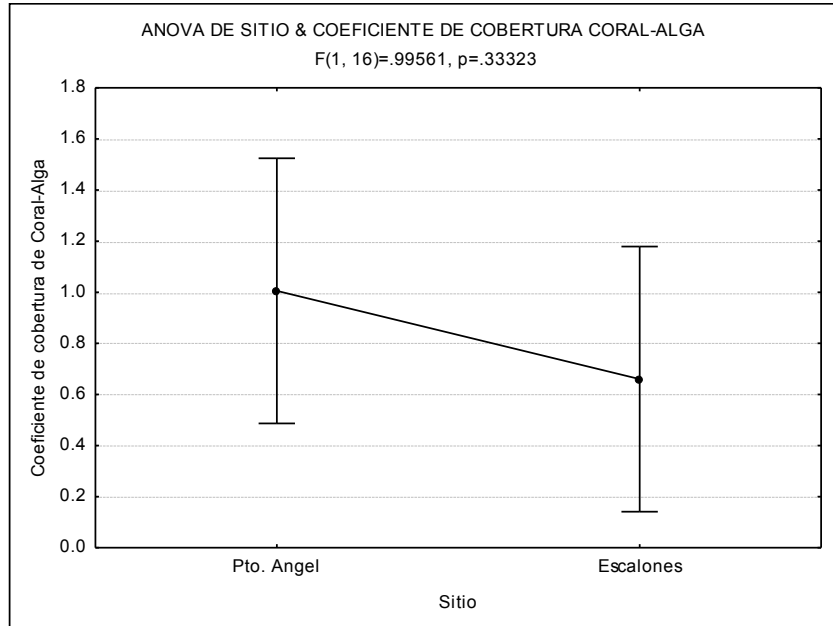


Figura 29. ANOVA del índice de cobertura de Coral-Alga de cada sitio

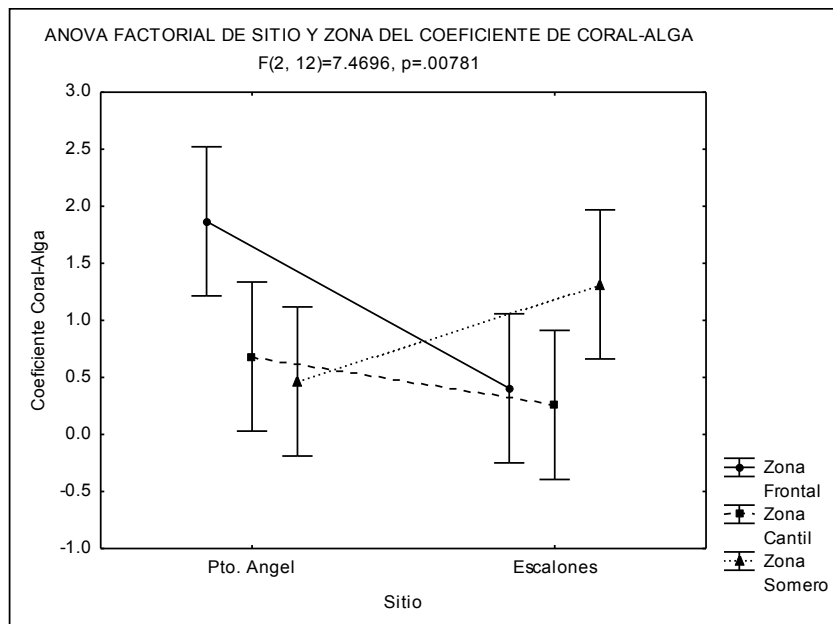


Figura 30. ANOVA con arreglo factorial del índice de cobertura Coral-Alga para unos de los tres estratos de cada sitio.

Tabla 8. Análisis Post-hoc del Índice de cobertura Coral-Alga entre estratos de cada sitio (Fisher LSD).

MEDIAS		1.87	0.68	0.46	0.40	0.26	1.32
SITIO	ZONA	1	2	3	4	5	6
1 Pto. Angel	Frontal		0.02	0.01	0.00	0.00	0.22
2 Pto. Angel	Cantil			0.62	0.52	0.34	0.16
3 Pto. Angel	Somero				0.89	0.64	0.07
4 Escalones	Frontal					0.74	0.05
5 Escalones	Cantil						0.03
6 Escalones	Somero						

Otros Indicadores de cobertura

Además de los registros de cobertura de coral, se tomaron bajo el transecto los valores de cobertura para otros organismos sésiles y para tipos de sustrato. Los registros de cobertura de roca calcárea y coral muerto (sustrato disponible), así como de otros organismos sésiles, se mencionan a continuación (Tabla 9 y Fig. 31). Se encontraron gorgonáceos en los 17 transectos, juntos representaron el 5.19 % de cobertura en todo el estudio. Puerto Ángel registró poco más del doble (6.94%) de cobertura que escalones (3.44%) de estos Octocorales. A nivel de estratos Frontal de Puerto Ángel presentó el mayor registro de cobertura de gorgonáceos (10.2%) mientras que para Escalones la mayor cobertura se midió en el cantil (6.77%).

La cobertura media de esponjas alcanzó un valor de 1.5 % en todo el estudio, siendo *Cliona caribbean* la especie de mayor cobertura. En Puerto Ángel la cobertura de esponja representó el 1.7%, *Cliona caribbean* obtuvo la mayor cobertura. El estrato donde se midió la mayor cobertura de esponja (3.65%) fue en Puerto Ángel-Somero. El registro de pastos marinos únicamente se obtuvo en el estrato somero de Puerto Ángel, alcanzando un valor bajo de cobertura de 0.022 % en todo el estrato.

Tabla 9. Resumen de los registros de cobertura de coral y de otros indicadores medidos.

Indicadores	Registros de cobertura en centímetros																
	Escalones								Puerto ángel								
	Somero		Frontal			Cantil			Somero			frontal			Cantil		
	**ET1	ET2	ET3	ET4	ET5	ET6	ET7	ET8	*PAT1	PAT2	PAT3	PAT4	PAT5	PAT6	PAT7	PAT8	PAT9
Cobertura de coral	181	142	13	3	21	54	13	51	39	26.5	117	220	200	283	213	180	135
Gorgonaceos	5	51	4	5	7	128	37	38	13	64	53	150	90	66	63	77	48.6
Pastos									24	20							
Alga	94	174	90	27	24	155	145		131	276	117	80	162	176	365	155	440
<i>cliona</i>		30	5		4			10	27	82.5						10	
Sustrato disponible (Coral muerto y roca calcárea)	720	603	876	965	942.5	619	795	901	766	531	713	538	548	475	349	563	374
Esponja						44	10					6			10	15	2
Arena			12														
Totales	1000	1000	1000	1000	998	1000	1000	1000	1000	1000	1000	994	1000	1000	1000	1000	1000

*PAT1= Puerto Ángel transecto 1; **ET1=Escalones transecto 1.

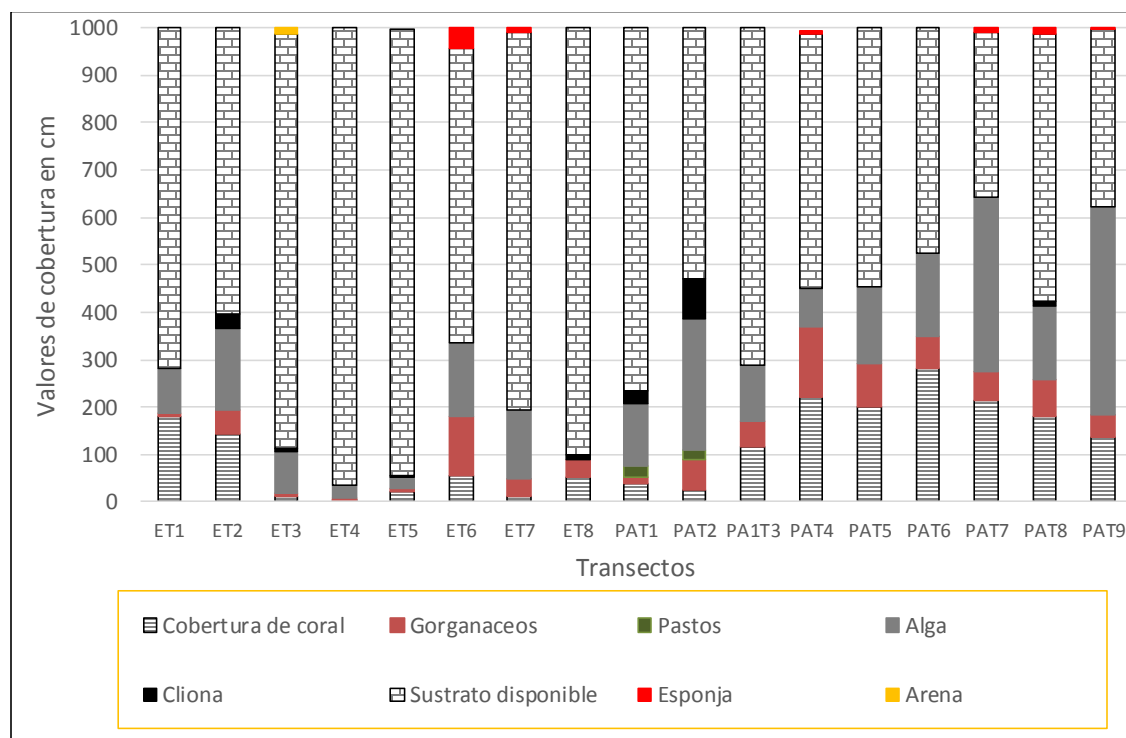


Figura 31. Comparativo general de los datos de cobertura de coral y otros indicadores obtenidos a lo largo de los 17 transectos que comprendió el estudio.

Rugosidad

Se tomaron 18 muestras de rugosidad, con los siguientes valores entre 0.567 y 0.830, con una rugosidad media de 0.725 con sus intervalos de 95 % de confianza: 0.683 y 0.765 inferior y superior respectivamente. Puerto Ángel registró un coeficiente medio de rugosidad de 0.75 y Escalones de 0.69 (Tabla 18) lo cual significa que este último sitio, registró una rugosidad media mayor. De acuerdo con el comportamiento de los datos de rugosidad observados en el gráfico de probabilidad normal estos siguen una distribución normal (Fig. 32).

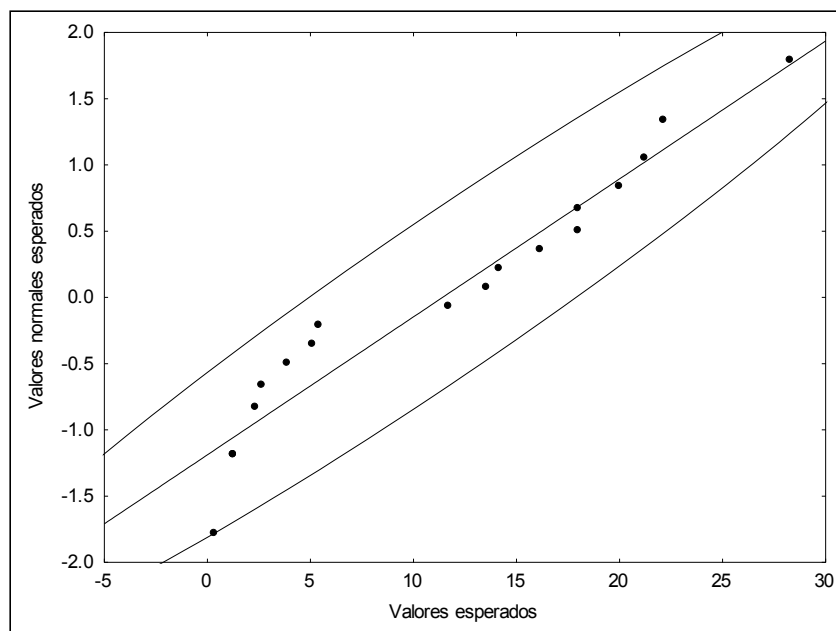


Figura 32. Gráfico de la probabilidad normal de los datos del coeficiente de Rugosidad

De acuerdo al ANOVA realizado a los valores de rugosidad correspondientes a cada sitio (Fig. 33) no encontró evidencia estadística ($P\text{-Valor} > 0.05$) que indique la existencia de una diferencia significativa en relación a los valores de rugosidad alcanzados en cada sitio.

Por otro lado el análisis de varianza de la rugosidad por sitio y estrato (Fig. 34), mostró que existen diferencias significativas ($P < 0.05$). Puerto Ángel-somero fue el estrato de menor de rugosidad y Escalones-cantil el de mayor rugosidad y diferente a todos los demás estratos. Puerto Ángel-Frontal fue diferente de Puerto Ángel-Somero, Escalones-Frontal y Escalones-Cantil (Tabla 10).

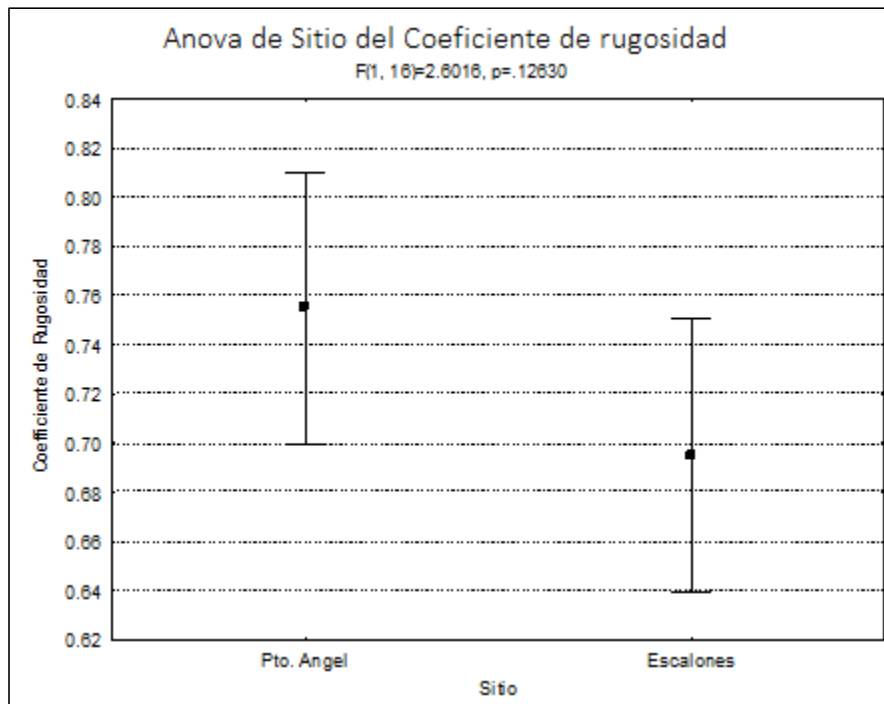


Figura 33. ANOVA de Sitio del Coeficiente de rugosidad. De acuerdo con el P-valor=0.126>0.05 arrojado por el análisis de varianza a nivel de sitio no se encontró evidencia estadística que señale una diferencia significativa entre los valores de rugosidad reportados para Escalones y Puerto Ángel.

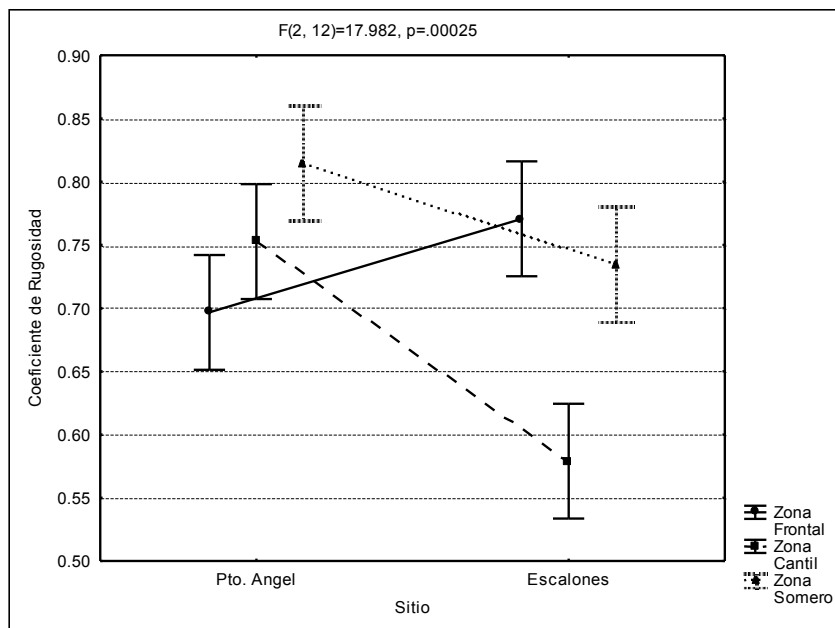


Figura 34. ANOVA factorial de sitio y zona del coeficiente de Rugosidad. A cada lado de gráfico (tipo caja y bigote) se representan los 3 estratos de cada sitio, el punto central (caja) de cada gráfico indica la media del coeficiente de rugosidad de cada estrato y las colas; los intervalos de confianza de $\pm 95\%$. De acuerdo con el P-valor= .00025<0.05 indica que existen diferencias entre los valores de rugosidad de algunos estratos.

Tabla 10. Prueba post hoc del coeficiente de rugosidad, del análisis de varianza de sitio y zona (Fisher LSD)

MEDIAS		0.70	0.75	0.81	0.77	0.58	0.74
SITIO	ZONA	1	2	3	4	5	6
1	Pto. Angel Frontal		0.08	0.00	0.03	0.00	0.22
2	Pto. Angel Cantil			0.06	0.55	0.00	0.56
3	Pto. Angel Somero				0.16	0.00	0.02
4	Escalones Frontal					0.00	0.25
5	Escalones Cantil						0.00
6	Escalones Somero						

La tabla presenta el análisis de varianza (Fisher LSD) realizado a los datos de rugosidad (18) obtenidos en los 6 estratos, indica que existen diferencias significativas entre algunos estratos, los valores de probabilidad (P-Valor) resaltados en negrita son <0.05 por lo tanto indican entre que transectos se presentaron tales diferencias.

Tasa de sedimentación.

Debido al mal tiempo que imperó en la costa de Mahahual durante el periodo (del 15 de Julio al 10 de septiembre: 55 días) en que las trampas de sedimento estuvieron operando, se perdieron 3 de las 6 trampas de sedimento colocadas en cada uno de los tres estratos de profundidad de cada sitio. Las trampas recuperadas correspondieron a los estratos: Puerto Ángel-Frontal, Puerto Ángel-Cantil y Escalones-Cantil.

La tasa de sedimentación tomó valores entre 1.25 Y 22.5 $\text{mg.cm}^{-2}.\text{día}^{-1}$, presentando una media de 12 $\text{mg.cm}^{-2}.\text{día}^{-1}$ con intervalos de confianza del 95 % que fueron desde 5.8 a 18.1 $\text{mg.cm}^{-2}.\text{día}^{-1}$ (Tabla 18). De acuerdo con las pruebas de normalidad efectuadas los datos de sedimentación se comportan normalmente (Fig. 35).

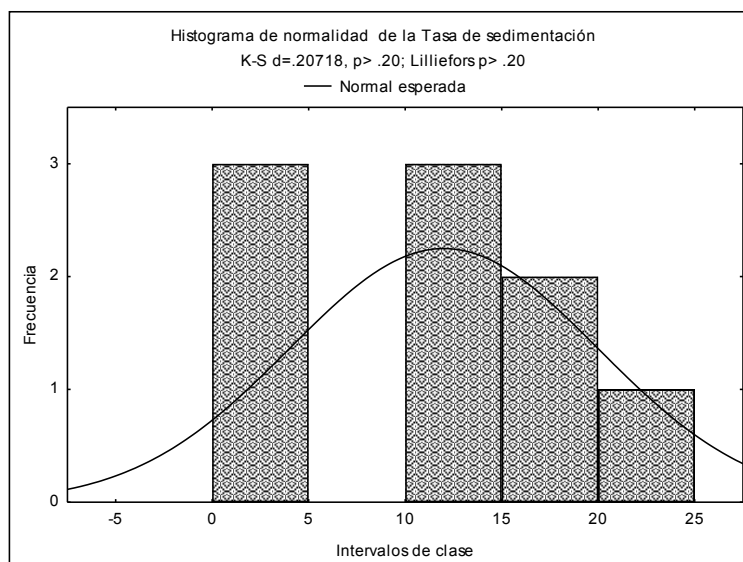


Figura 35. Histograma de la tasa de sedimentación, curva hipotética y pruebas estadísticas de normalidad. Con un P-valor >0.2 se indica que los datos se distribuyen normalmente.

El análisis de la información se llevó a cabo únicamente con sedimentos de las trampas correspondientes a los estratos: Escalones-somero, Escalones-Frontal y Puerto Ángel-somero. Escalones y Puerto Ángel presentaron medias de 16.9 y 2.1 $\text{mg.cm}^{-2}.\text{día}^{-1}$ respectivamente.

Un primer análisis de varianza (Fig. 36) entre los registros de sedimentación (tasa de sedimentación) de los 2 sitios indicó que existen diferencias significativas entre ambos ($P\text{-valor}<0.05$). Un posterior análisis de varianza a nivel de estratos mostró diferencias entre Puerto Ángel-somero y ambos estratos de Escalones (Fig. 37), lo cual fue confirmado con la prueba Post-Hoc de Fisher LSD (Tabla 11)

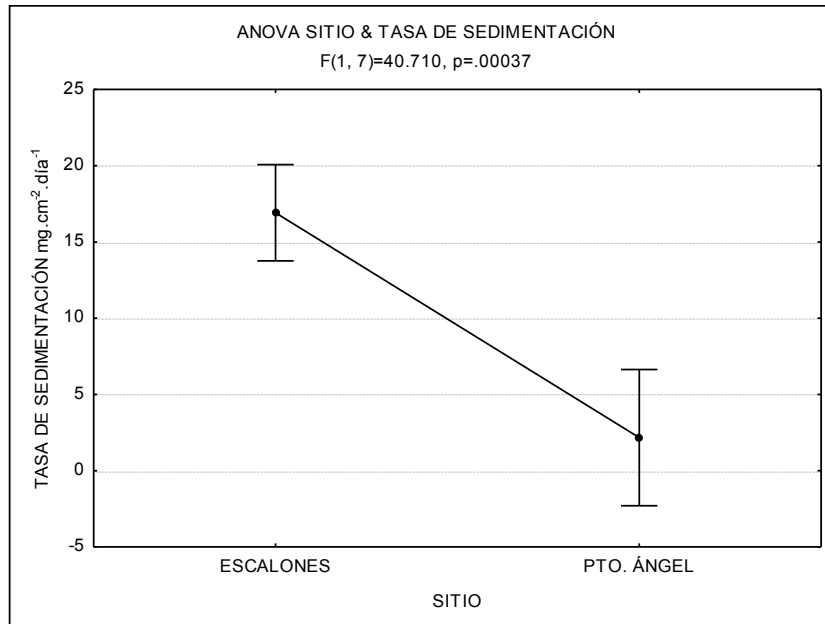


Figura 36. ANOVA sitio de la tasa de sedimentación. Con un P-valor=0.00037 < 0.05 señala diferencias significativas entre ambos sitios en relación a las tasas de sedimentación determinadas.

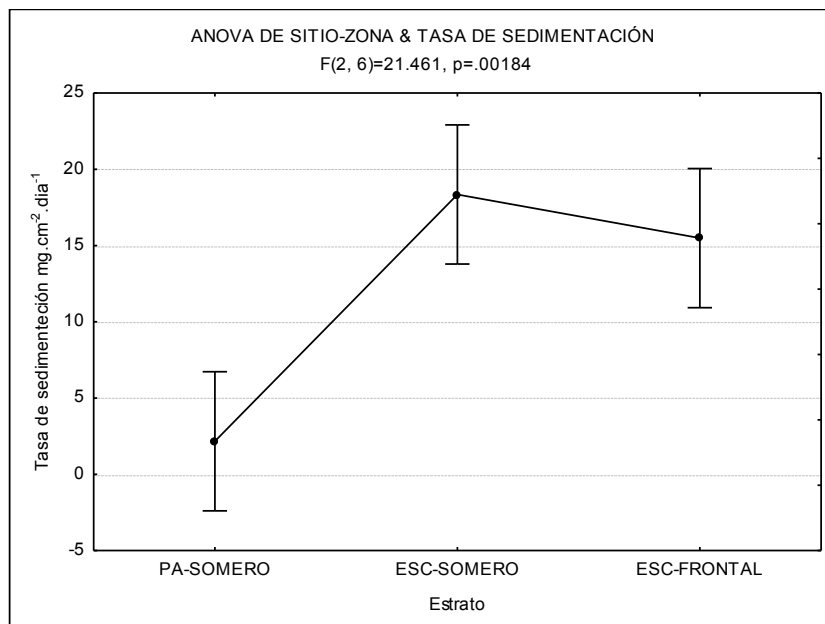


Figura 37. ANOVA sitio-zona de la tasa de sedimentación de los tres estratos en los que se logró recuperar las trampas de sedimento. Se observa un marcada diferencia entre PA-somero y los estratos restantes del sitio escalones (P=0.00184 < 0.05).

Tabla 11. Análisis Post-hoc de la tasa de sedimentación entre estratos (Fisher LSD).

MEDIAS	2.17	18.35	15.49
TRAMPA	1	2	3
1 PA-Somero		0.00	0.00
2 ESC-Somero			0.32
3 ESC-Frontal			

De acuerdo con el programa ANGS (análisis granulométrico de sedimentos). VER.1.0, el tipo de sedimento; correspondió a “arena mediana” para todas las muestras (Fig.38), cuyo diámetro, según la escala Wentwhort corresponde a 0.25 mm.

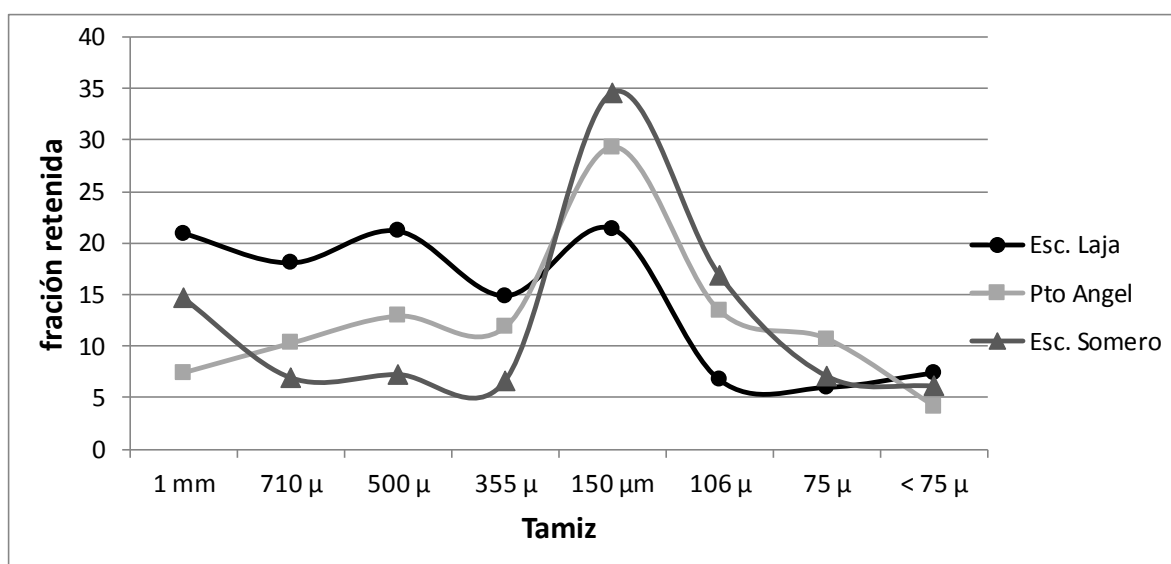


Figura 38. Fracción retenida correspondiente a cada tamaño de partícula.

Disponibilidad de sustrato

El Parámetro “Sustrato disponible” se refiere a todo el sustrato ya sea roca calcárea o coral muerto sin colonizar. Este parámetro dominó ampliamente el estudio de cobertura, presentando los porcentajes más altos en todos los transectos (Tabla 9), tomando valores de 37.4 a 96.7%, con una media de 66.5 e intervalos de confianza del 95 % que van de 56.9 a 74.3.2; Escalones fue el sitio con un porcentaje medio mayor de sustrato disponible (Tabla 18). A nivel de estratos Escalones-frontal tuvo mayor sustrato disponible y Puerto Ángel-Cantil del menor (Tabla 12).

Debido a su amplia variabilidad (31418.6) se consideró para su análisis estadístico en relación al reclutamiento de coral. De acuerdo a las pruebas de normalidad los datos de sustrato disponible se distribuyen normalmente (Fig. 39).

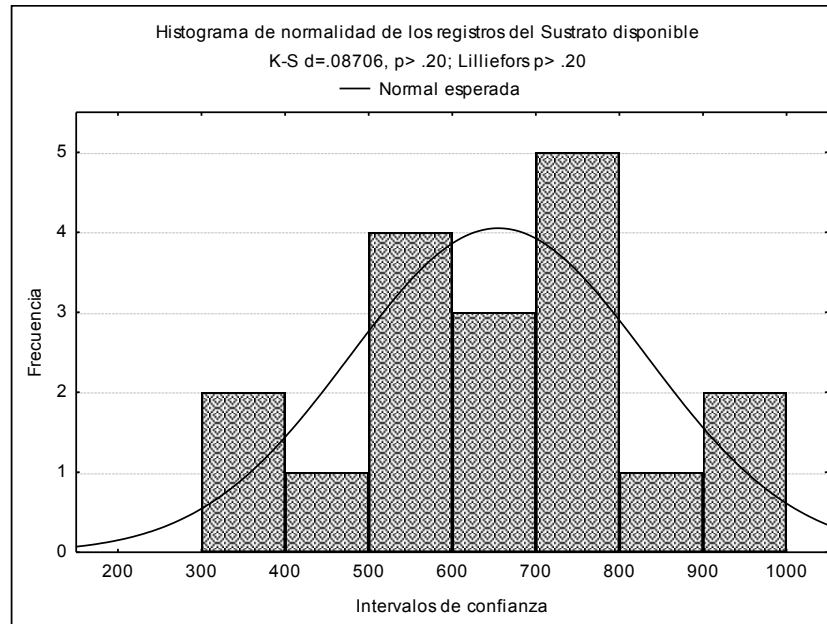


Figura 39. Histograma de la probabilidad normal de los datos del parámetro “sustrato disponible” de todo el estudio. El análisis numérico de probabilidad KSL presenta un $P > 0.2$ por lo tanto se dice que los datos se comportan normalmente.

El análisis de varianza de los datos de sustrato disponible realizado entre ambos sitios (Fig. 40), mostró diferencias significativas a ese nivel ($P < 0.05$). A nivel de estratos el análisis de varianza (Fig.41), indicó que se hallaron diferencias significativas entre estratos. Posteriormente, la prueba de Fisher LSD señaló que estratos presentaron diferencias entre sí, de esta forma, Pto. Ángel–cantil fue donde se midió una menor disponibilidad de sustrato y fue diferente a todos los demás estratos con excepción de Pto. Ángel-frontal, en contraparte Escalones-frontal fue diferente a todos los demás estratos y presentó la mayor disponibilidad de sustrato.

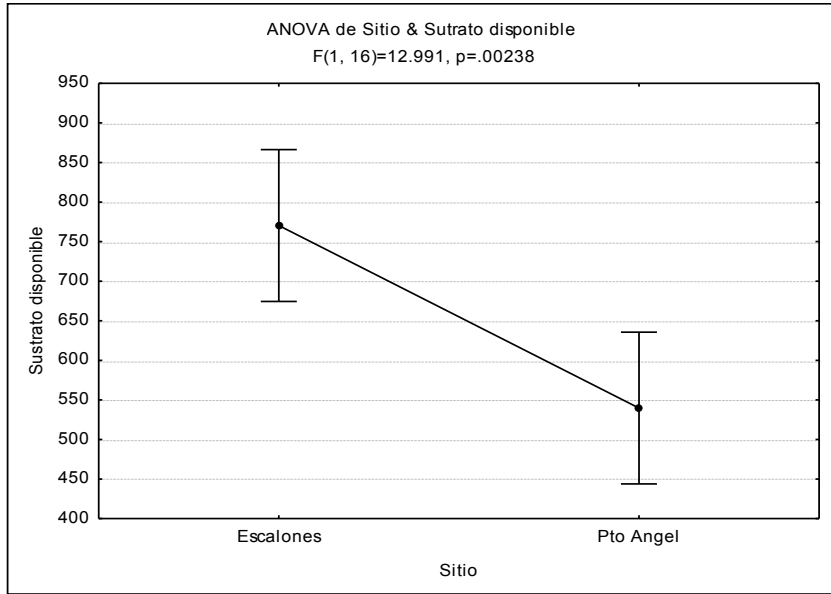


Figura 40. ANOVA de sitio de la variable Sustrato disponible. $P=0.0238 < 0.05$, por lo tanto los registros de sustrato disponible de cada sitio fueron significativamente diferentes.

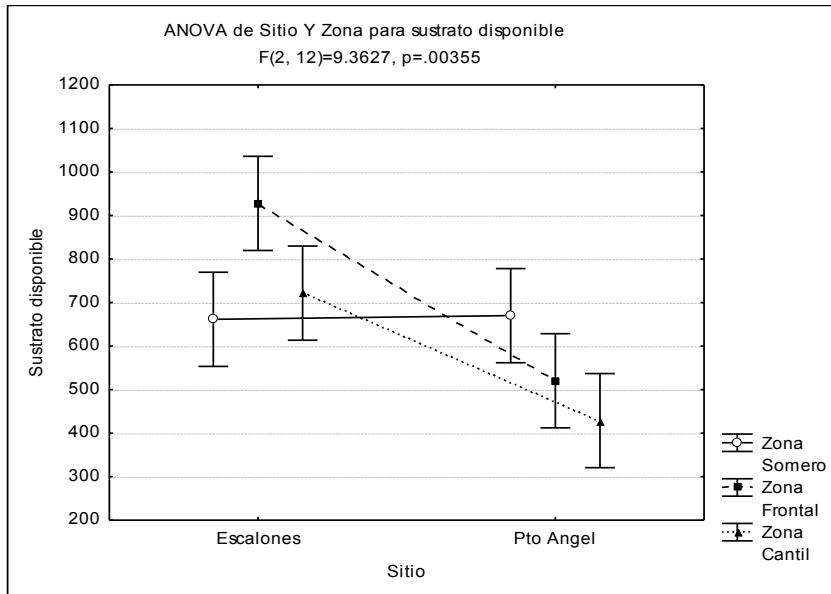


Figura 41. ANOVA de Sitio y Zona (estrato) de los valores tomados por el parámetro sustrato disponible.

Tabla 12. Análisis Post-hoc del sustrato disponible entre estratos (Fisher LSD).

MEDIAS		1	2	3	4	5	6
SITIO	ZONA	661.5	927.83	771.67	670	520.33	428.80
1	Escalones Somero		0.00	0.41	0.91	0.07	0.01
2	Escalones Frontal			0.01	0.00	0.00	0.00
3	Escalones Cantil				0.48	0.01	0.00
4	Pto Angel Somero					0.05	0.00
5	Pto Angel Frontal						0.22
6	Pto Angel Cantil						

Reclutamiento de coral

La densidad media de reclutas en cada transecto, alcanzó un mínimo de 2 y un máximo de 7 reclutas/m², presentando una media de 3.77 reclutas/m² con intervalos de confianza del 95% de 3.1 a 4.44 reclutas/m² (Tabla 18). De acuerdo con el gráfico normalidad, se observó un comportamiento normal de los valores de densidad de reclutas medidos en todo el estudio (Fig.42).

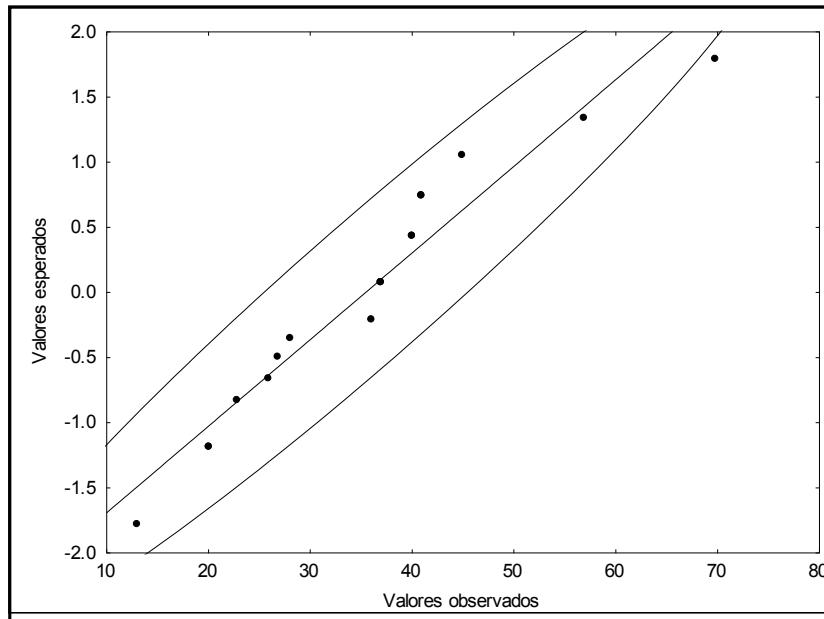


Figura 42. Prueba de normalidad efectuada a los valores tomados por la densidad de reclutas en todo el estudio. Estos se comportan normalmente.

Con Base en los resultados del ANOVA de la densidades de reclutas de coral registradas en cada sitio, no se encontraron diferencias significativas en relación a los valores de densidad de reclutas medidos en Escalones y Puertos Ángel (Fig.43); sin embargo, Escalones presentó una densidad media de reclutas mayor a la reportada para Puerto Ángel (Tabla 18).

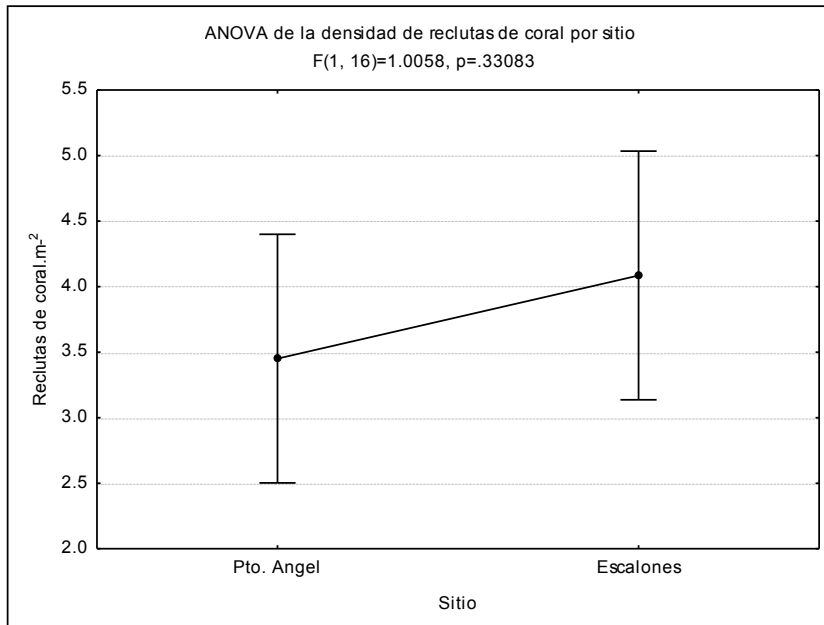


Figura 43. ANOVA de la densidad de reclutas de coral en cada sitio

El ANOVA de las densidades de reclutas de coral reportadas para cada estrato de cada sitio (Fig. 44), indicó diferencias significativas entre estratos; Puerto Ángel-Cantil, Escalones-frontal y Escalones-somero (Tabla 13). Puerto Ángel-frontal y Escalones-frontal fueron los estratos con las densidades más altas; 4.9 y 4.7 reclutas/m² respectivamente. Los estratos con las densidades más bajas fueron Pto. Ángel-Cantil y Escalones-Cantil; con 2.1 y 3.2 reclutas/m² respectivamente (Tabla 13). Pto. Ángel somero (3.3 reclutas/m²) y Escalones-Somero (4.3 reclutas/m²) presentaron densidades intermedias.

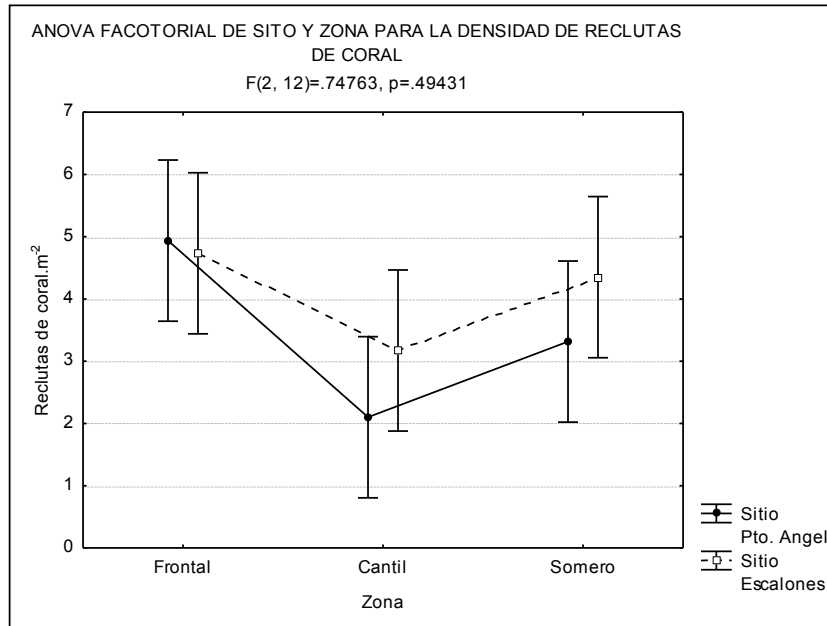


Figura 44. ANOVA Factorial de sitio y zona de la densidad de reclutas. $P=0.49 > 0.05$; por lo tanto se descarta la hipótesis, de que existen diferencias significativas entre las densidades de reclutamiento medidas en cada estrato en ambos sitios.

Tabla 13. Probabilidades para el análisis Post-hoc de la tasa de la densidad de reclutas entre estratos (Fisher LSD).

MEDIAS		4.93	2.10	3.31	4.73	3.17	4.35
SITIO	ZONA	1	2	3	4	5	6
1 Pto. Angel	Frontal		0.01	0.08	0.81	0.06	0.50
2 Pto. Angel	Cantil			0.17	0.17	0.23	0.02
3 Pto. Angel	Somero				0.12	0.87	0.24
4 Escalones	Frontal					0.09	0.66
5 Escalones	Cantil						0.19
6 Escalones	Somero						

Se indica una diferencia de Puerto Ángel-Cantil con los estratos; PA- frontal ($P=0.01$) y Esc-Somero ($P=0.02$).

Segunda serie de análisis

Pruebas para determinar o rechazar efectos significativos de parámetros preseleccionados (cobertura de alga, cobertura de coral, sustrato disponible, tasa de sedimentación y rugosidad) sobre el reclutamiento.

De acuerdo con los resultados arrojado por el ANOVA realizado para los parámetros; Rugosidad y Reclutamiento, no se encontraron evidencias estadísticas suficientes ($P=0.14291>0.05$; se descarta la hipótesis nula) que señalen que el reclutamiento esté influenciado de manera significativa por la rugosidad (Fig. 45).

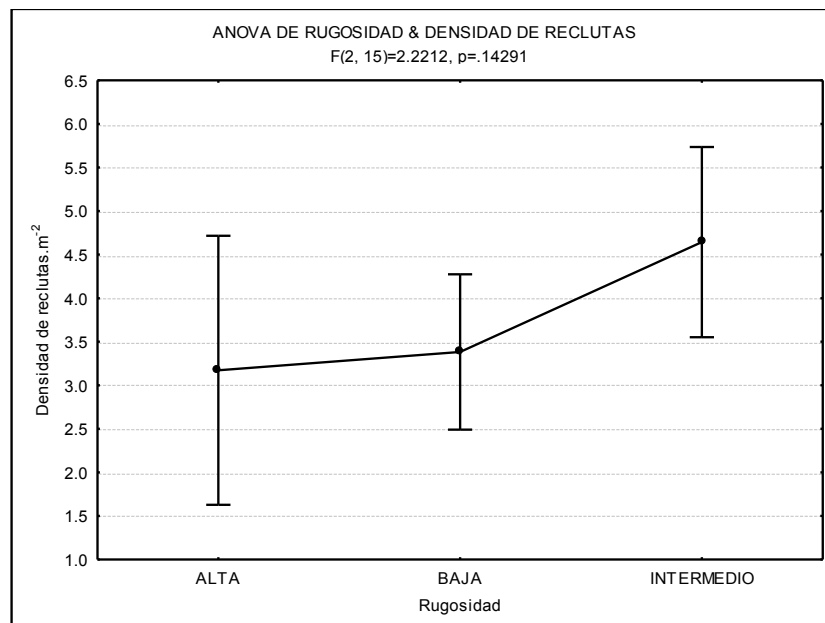


Figura 45. ANOVA del comportamiento de la densidad de reclutas en función de la rugosidad. $P=0.14291>0.05$; se descarta la hipótesis de que la rugosidad tiene efectos significativos sobre el reclutamiento.

Tabla 14. Probabilidades para el análisis Post-hoc de la tasa de la densidad de reclutas y la rugosidad (Fisher LSD).

MEDIAS	3.17	3.38	4.64
RUGOSIDAD	1	2	3
1 ALTA		0.805	0.118
2 BAJA	0.805		0.076
3 INTERMEDIA	0.118	0.076	

El análisis de varianza entre los datos de Densidades y Cobertura de coral encontrada no mostró efectos significativos (Fig. 46). Un ANOVA posterior hecho con los datos de cobertura de coral registrados para cada estrato de cada sitio y Densidad de reclutas; tampoco indicó un efecto significativo (Fig. 47), esto se corroboró mediante la prueba de Fisher LSD (Tabla 15).

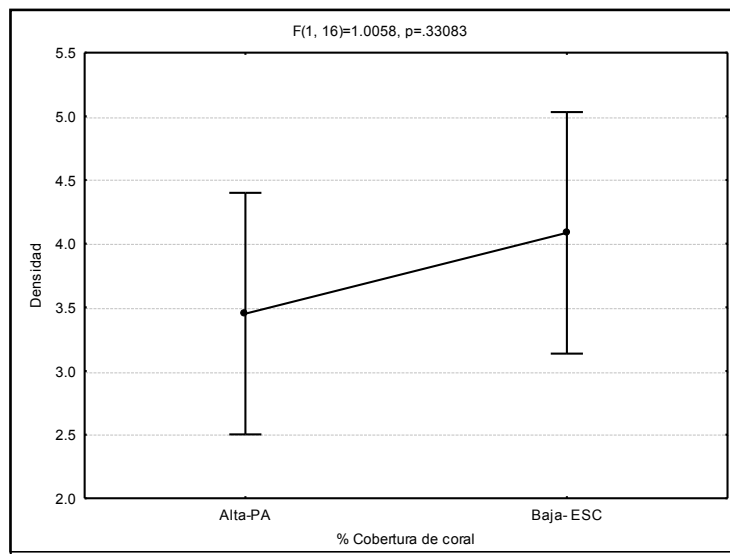


Figura 46. ANOVA de la densidad media de reclutamiento encontrada en cada sitio en comparación con el porcentaje de cobertura media de coral encontrado en cada sitio fijada como Baja y Alta.

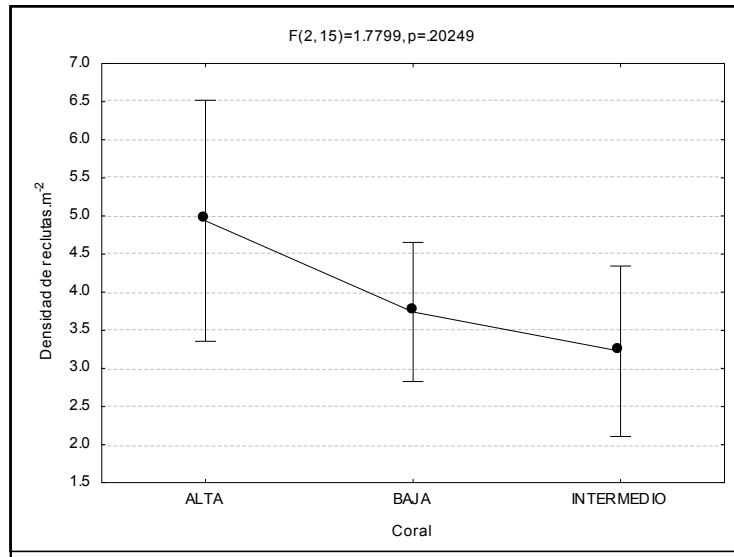


Figura 47. ANOVA de la densidad de reclutas en relación a la cobertura de coral encontrada en todos los estratos de ambos sitios fijada como Alta, media y Baja.

Tabla 15. Probabilidades para el análisis Post-hoc de la cobertura de coral en relación a la densidad de reclutas (Fisher LSD).

MEDIAS	4.94	3.74	3.23
COB. CORAL	1	2	3
1 ALTA		0.805	0.118
2 BAJA	0.805		0.076
3 MEDIA	0.118	0.076	

El análisis de varianza de la densidad de reclutas en relación al porcentaje de cobertura de alga mostró tener efectos significativos sobre el reclutamiento ($p=0.01399 > 0.05$). Esto se corroboró mediante la prueba de Fisher LSD (Tabla 16). Se observa una relación inversa entre la cobertura de alga y la tasa de reclutamiento; cuando el porcentaje de cobertura de alga es Alto la densidad de reclutamiento es baja y viceversa (Fig. 48).

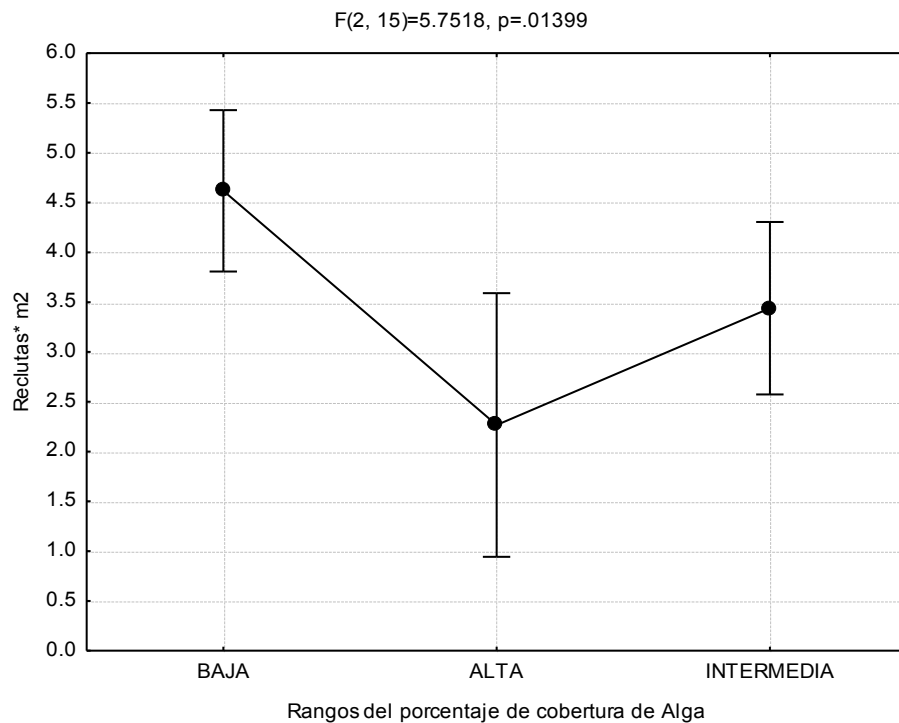


Figura 48. ANOVA de la densidad de reclutas en relación al porcentaje de cobertura de alga.

Tabla 16. Probabilidades para el análisis Post-hoc del porcentaje de cobertura de alga en relación a la densidad de reclutas (Fisher LSD).

DENS MEDIA REC		4.67	2.1	3.24
COBER ALGA		1	2	3
1	BAJA		0.000936	0.011321
2	ALTA	0.000936		0.105994
3	INTERMEDIA	0.011321	0.105994	

El análisis de varianza de la tasa de sedimentación reportada en cada sitio en relación con la densidad de reclutas encontrados (Fig. 50) no mostró tener efectos significativos sobre esta última ($p > 0.05$), en Escalones presentó un régimen medio de sedimentación mayor al de Puerto Ángel, no obstante presentó una densidad de reclutas mayor.

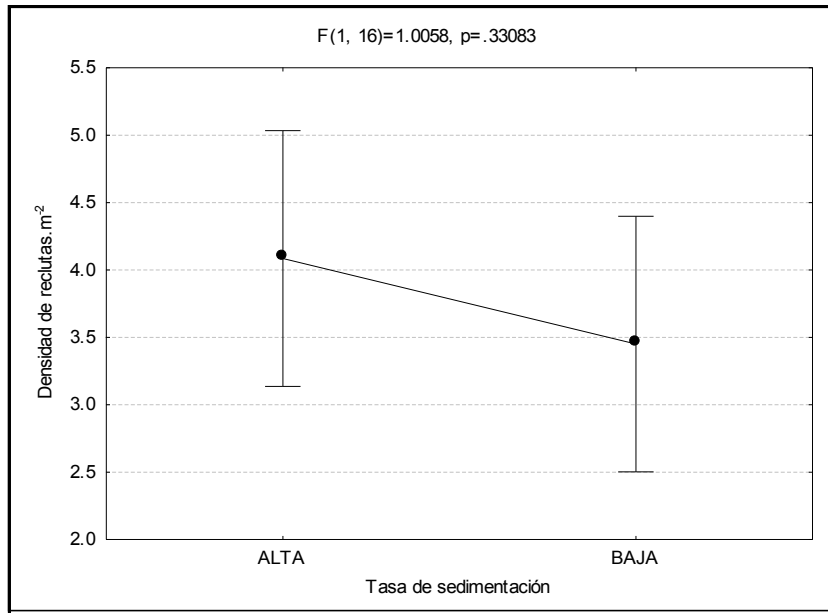


Figura 50. ANOVA tasa de sedimentación y densidad de reclutas

De acuerdo al análisis de varianza entre los valores de la densidad de reclutas y los valores del porcentaje de sustrato disponible del todo el estudio, no se encontró evidencia que indicara que el porcentaje de sustrato disponible tuviera efectos significativos ($p < 0.05$) sobre el reclutamiento (Fig. 51).

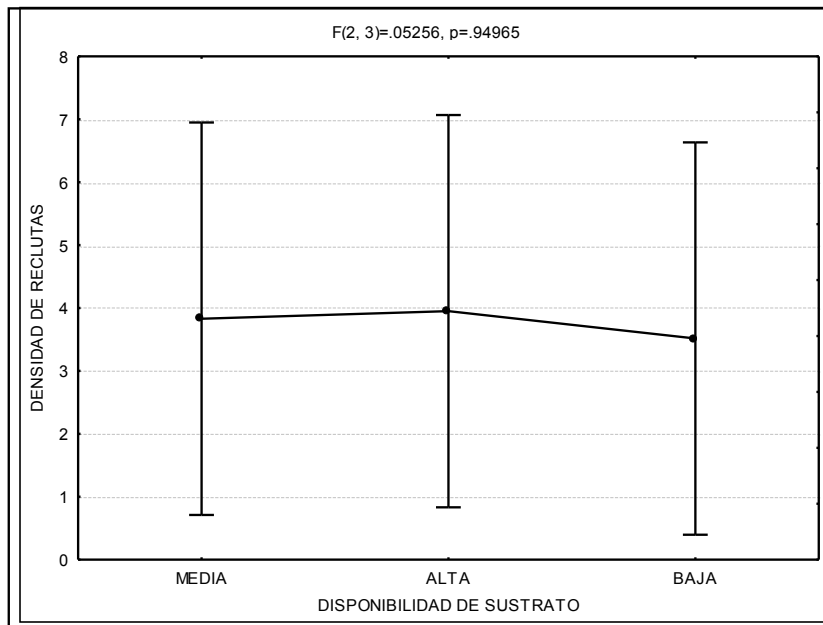


Figura 51. ANOVA de la densidad de reclutas en relación al parámetro sustrato disponible fijado como Alta, Media y Baja.

Tabla 17. Probabilidades para el análisis Post-hoc de los datos de sustrato disponible en relación a la densidad de reclutas (Fisher LSD).

MEDIAS		3.83	3.95	3.52
SUSTDISP		1	2	3
1	MEDIA		0.936	0.835
2	ALTA	0.936		0.774
3	BAJA	0.835	0.774	

Resumen de la estadística descriptiva de los valores tomados por los parámetros medidos, para todo el estudio (general) y por sitio.

Tabla. 18. Resumen de la estadística descriptiva de los valores tomados por los parámetros medidos.

Sitio	N	Media	-0.95	0.95	Mediana	Mínimo	Máximo	Varianza	DesvEst
Coeficiente de Rugosidad									
General	18	0.72	0.68	0.77	0.73	0.57	0.83	0.01	0.08
PA	9	0.75	0.71	0.8	0.76	0.69	0.83	0	0.06
ESC	9	0.69	0.62	0.77	0.73	0.57	0.82	0.01	0.1
Porcentaje de cobertura de Alga									
General	18	16.11	10.82	21.39	14.75	2.4	44.4	113.03	10.63
PA	9	21.18	11.71	30.65	16.2	8	44.4	151.73	12.32
ESC	9	11.03	6.78	15.28	13.4	2.4	17.4	30.58	5.53
Porcentaje de cobertura de Coral									
General	18	11.42	7.05	15.79	12.6	0.30	28.3	77.29	8.79
PA	9	15.72	9.14	22.29	18	2.65	28.3	73.16	8.55
ESC	9	7.13	1.71	12.54	5	0.30	18.1	49.59	7.04
Coeficiente Coral-ALga									
General	18	0.83	0.47	1.20	0.7	0.09	2.76	0.54	0.73
PA	9	1.01	0.37	1.64	1	0.1	2.76	0.69	0.83
ESC	9	0.66	0.18	1.14	0.35	0.09	1.93	0.39	0.62
Tasa de sedimentación (mg/cm ² .día)									
General	9	12	5.86	18.14	13.83	1.25	22.55	63.73	7.98
PA	3	2.17	0.02	4.32	2.28	1.25	2.98	0.75	0.87
ESC	6	16.92	12.90	20.94	16.51	12.81	22.55	14.66	3.83
Sustrato disponible (cm)									
General	18	655.02	566.88	743.17	640.25	349	965	31418.58	177.25
PA	9	539.71	434.52	644.9	538	349	766	18726.45	136.84
ESC	9	770.33	666.86	873.81	751	603	965	18120.56	134.61
Densidad de reclutas (reclutas/m ²)									
General	18	3.77	3.1	4.44	3.85	2	7	1.8	1.34
PA	9	3.45	2.22	4.68	2.8	2	7	2.58	1.6
ESC	9	4.09	3.31	4.86	4.1	2.17	5.7	1.03	1.01

Discusión

Se encontraron 27 de las 38 especies de los principales corales escleractinios reportadas por Castañares y Soto (1982) para la porción norte de la costa de Quintana Roo. En relación a su abundancia y frecuencia, las especies de reclutas y corales adultos más importantes se pueden observar; que las 4 especies de reclutas más abundantes también fueron las más 4 frecuentes en todo el estudio (Tabla 19). Sugiriendo un patrón de reclutamiento consistentes al encontrado en otros estudios. 2 especies de corales adultos de mayor cobertura correspondieron a 2 especies de mayor abundancia de reclutas. 3 especies de corales adultos de mayor frecuencia; correspondieron con 3 especies de corales recluta más abundantes. Sugiriendo un aporte local de larvas. *A. agaricities*, *P. asteroides*, *S. sidérea*, *P. Porites*. *S. radians* fueron de las especies más conspicuas.

El aporte local de plánulas y la dominancia de *P. asteroides*, *P. porites* y de *A. agaricities*, puede explicarse en un principio, debido a que estas especies son catalogadas como “brooders”, y se caracterizan; por no liberar huevos sino plánulas, que se establecen en áreas cercanas a la colonia madre poco después de ser liberadas (Tomascik, 1991).

Al respecto Glynn y Colley (2008) mencionan que a partir de la década de los 80's cuando se comenzaron a documentar mayores perturbaciones en los arrecifes a nivel mundial, las especies “brooders”, han venido ganado terreno a otras especies, consideradas como principales constructoras del arrecife (p.e. *Acroporas ssp.* y *Montantrea ssp.*), en función de su mayor tasa de sobrevivencia y reclutamiento.

Al respecto Moorsel y Godfried (1985) indican que *Agaricia* spp. ha sido el género de mayor abundancia de juveniles, en todos los estudios realizados para el Caribe; donde se han evaluado la abundancia de reclutas.

Tabla 19. Resumen de las especies más conspicuas y abundantes.

Orden	Especies de reclutas más abundantes	Especies de Coral adulto de mayor cobertura	Especies de reclutas de mayor frecuencia	Especies de coral adulto de mayor frecuencia
1	<i>A. agaricities</i>	<i>S. siderea</i>	<i>A. agaricities</i>	<i>P. porites</i>
2	<i>P. asteroides</i>	<i>P. asteroides</i>	<i>P. asteroides</i>	<i>S. sidérea y M. annularis</i>
3	<i>S. radians</i>	<i>M. annularis</i>	<i>S. radians</i>	<i>A. agaricitis</i>
4	<i>S. sidérea y P. porites</i>	<i>D. cilindrus</i>	<i>S. siderea</i>	<i>D. stokesii</i>

En comparación los valores de abundancia reportados en otros estudios recientes de la región (Ruíz-Zarate *et al.* 2003, Ruíz-Zarate y Arias-González 2004, McField *et al.* 2007 y Zavala 2008), los reportados en este trabajo fueron congruentes.

De acuerdo con Rogers *et al.* 1984; donde se registró un reclutamiento dominado por *A. agaricities* (47%) y *Porites spp.*(27%); plantea además, que en muchos estudios se ha reportado, que las especies de coral adulto más abundantes producen el mayor número de reclutas al interior de un arrecife; esto aplica perfectamente para *A. agaricities* y *P. asteroides* (especies que suelen presentar un alto número de reclutas en proporción con su porcentaje de cobertura en el arrecife); sin embargo ocurre lo contrario con *Montastraea spp.*; las cuales suelen dominar el arrecife, sin embargo presentan un reclutamiento relativamente bajo.

Como bien describen Wittenberg y Hunte (1992); se trata de especies con una estrategia de supervivencia diferente, por un lado *A. agaricities* y *P. asteroides* presentan un reclutamiento elevado, como respuesta a su baja tasa de sobrevivencia. Por el contrario, *M. annularis* es una especie con bajo reclutamiento (Edmunds, Ross, y Didden 2010) pero de alta sobrevivencia.

Con base en los resultados de abundancia y frecuencia de especies observados se valida una de las hipótesis, en la cual se plantea un reclutamiento predominado por especies de coral de tipo masivas e incrustantes pequeñas.

Por su parte, el género *Acropora* únicamente registró reclutas de *Acropora cervicornis* (*Acropora palmata* estuvo ausente), alcanzando el 1.51% del total de los reclutas censados, un porcentaje bajo para una de las especies considerada hasta hace una década dominantes y de alto valor ecológico y estructural del arrecife (Beltrán-Ramírez, 1999).

Un escenario diferente es planteado por Harrison y Wallace, 1990, ya que señalan que una perturbación severa espaciada (cada 10 años; Porter, 1987) puede llegar a favorecer la colonización de nuevo sustrato por *Acropora* spp. a través de la regeneración del tejido vivo remanente de fragmentos separados.

En contraste con lo descrito por Harrison y Wallace (1990), la zona de *Acropora* del arrecife Mahahual tras el impacto del huracán Dean prácticamente desapareció por acción mecánica del fuerte oleaje generado, gran número (observación personal) de fragmentos y escombros derivados de las colonias de *Acropora* quedaron sepultados bajo la arena provocando la muerte del tejido vivo remanente (Lirman, 2000; Pastorok y Bilyard, 1985) otros más fueron invadidos por *Cliona tenuis*.

En relación a lo anterior Bruckner (2002), señala que este patrón se ha venido repitiendo en la mayoría de las poblaciones de *A. cervicornis* y *A. palmata* de la región del Caribe, donde se han reducido en un 80-98%, a partir de 1970. Esto ha ocasionado cambios estructurales y ecológicos en muchos arrecifes, pasando de espectaculares estructuras vivientes tridimensionales a estirados arrecifes planos de menor complejidad ecológica, estructural y valor estético.

Es obvio que el panorama no luce alentador para los ramificados: *A. palmata* y *A. cervicornis*, De acuerdo con Bruckner (2002) la principal causa de pérdida de estas especies han sido las enfermedades (banda blanca); sin embargo, otros factores como la degradación del hábitat, el impacto de tormentas y huracanes, el blanqueamiento, los impactos humanos, entre otros, pueden estar provocando que

el género *Acropora* se encuentre escaso y en peligro de desaparecer en algunas zonas del arrecife de Mahahual. Ligado a esto se ha documentado una limitada recuperación a través del reclutamiento sexual y/o de la regeneración de fragmentos (Sawall *et al.* 2010).

En este sentido algunos autores (Shafir, Rijn, y Rinkevich, 2006; Bowden-Kerby, 2003; Oren & Benayahu, 1997; Gittings *et al.*, 1988) recomiendan el trasplante de fragmentos de coral vivo en sitios de arrecife altamente dañados como una medida para coadyuvar al proceso de recuperación de la población de *Acropora* spp., sobre todo en aquellos sitios donde estas especies (colonias adultas) hayan desaparecido casi en su totalidad y por lo cual un aporte local de plánulas no es viable.

Sin embargo, de acuerdo con Naughton y Jokiel (2001), quienes señalan que de forma paralela a un plan de restauración biológica; se debe considerar la elaboración de un plan de mitigación de los impactos de tipo antropogénico sobre los sitios perturbados así con un plan integral de manejo y protección del arrecife (CONANP, 2010) que contemple entre otros ejes; la restauración, protección, monitoreo y vigilancia e investigación del arrecife.

Realizando una comparación entre las tasas de reclutamiento reportadas en Ruiz-Zarate *et al.* (2003) y las encontradas en este trabajo (Tabla 20), se puede observar lo siguiente: la tasa media de reclutamiento reportada por Ruiz-Zarate *et al.* (2003) fue mayor a la encontrada en este estudio. El reclutamiento en la porción central (Escalones) del arrecife de Mahahual fue mayor en comparación con la porción sur (Pto. Ángel) en ambos estudios. Sin embargo, de acuerdo a lo reportado en Ruiz-Zarate *et al.* (2003), el reclutamiento disminuyó en la porción central; pasando de 6.4 a 4.1 reclutas/m²; debido es probable, al mayor estrés antropogénico que recibe este sitio por estar frente al poblado de Mahahual. Por el contrario la densidad de reclutamiento en la porción sur se ha mantenido (3.2 ≈ 3.4 reclutas/m²).

Tabla 20. Comparación de las tasas de reclutamiento reportadas en Ruiz-Zarate *et al.* (2003) y en este trabajo.

Tasas de reclutamiento reportadas para el arrecife de Mahahual en reclutas/m ²			
Reportadas en este trabajo		Ruiz-Zarate <i>et al.</i> (2003)	
Todo el estudio= 3.77		Todo el estudio=5.3	
Escalones (porción central)	Puerto Ángel (porción sur)	Porción central	Porción sur
4.1	3.4	6.4	3.2

En un estudio posterior Ruíz-Zarate y Arias-González (2004), reportaron una densidad media de 4.7 reclutas/m² para el arrecife de Mahahual, y densidades medias de reclutas para otros arrecife de la región; como lo es Boca Paila (5.4 reclutas/m²), Punta Allen (1.4 reclutas/m²) e Xcalak (1.9 reclutas/m²), alcanzando una media regional de 2.9 reclutas/m². De acuerdo a lo anterior se puede establecer un rango de reclutamiento a escala regional que va de 1.4-5.4 reclutas/m²; dentro del cual quedan comprendidas las densidades de reclutamiento encontradas en este trabajo.

En este sentido de acuerdo con los valores de referencia planteados por McField *et al.* (2007), podemos ubicar la densidad de reclutamiento encontrada en este trabajo, dentro del arrecife rango de “mínimo aceptable”.

De acuerdo con los resultados el análisis de varianza de la tasa media de reclutamiento (Fig.34) para ambos sitios (escalones: sitio perturbado y Pto. Ángel: testigo), **no se encontraron diferencias significativas ($p=0.33 >0.05$); por lo tanto, se rechaza la parte de la hipótesis que señala:** “El reclutamiento es significativamente diferente en cada uno de los dos sitios ubicados experimentalmente, en virtud de que en principio están expuestos a distintos grados de perturbación”.

Un comportamiento similar fue reportado por Sawall *et al.* (2010), El cual comparó el reclutamiento de coral en dos sitios (uno perturbado y otro en buen estado) de un arrecife en el mar de Adaman, tres años después a un Tsunami, **encontró que el**

reclutamiento en el sitio perturbado no se vio inhibido por los daños del tsunami y fue equiparable con el reclutamiento en el sitio de control.

Otros estudios (Shinn 1972 cit. en Pearson 1981; Gittings *et al.* 1988; Chiappone 2001; Sawall *et al.* 2010), también se reportó; un reclutamiento elevado de coral en zonas del arrecife que habían sido sujetas recientemente, a una perturbación moderada lo cual parece tratarse de un proceso ecológico de respuesta casi mecánico de las comunidades coralinas sujetas a perturbaciones frecuentes (Dai, 1991) . Lo cual juega un papel crítico en el mantenimiento y resiliencia de los ecosistemas coralinos.

En relación al porcentaje de sustrato disponible se encontraron diferencias significativas entre sitios y estratos (Fig. 36 y 37); siendo Escalones el sitio de mayor cantidad de sustrato disponible y reclutamiento más elevado. Al respecto Muko *et al.* (2001), señala que el reclutamiento es proporcional al número de larvas y a la fracción de sustrato libre en determinada zona de un arrecife.

Un escenario adecuado para ejemplificar lo descrito en Muko *et al.* (2001), se presentó en el estrato frontal de Escalones, donde se registró la mayor densidad de reclutas (4.7 reclutas/m²) y se obtuvieron los siguientes valores de cobertura; 1.28% y 4.7% de cobertura coralina y de alga respectivamente; correspondiendo a los valores más bajos alcanzados por dichos parámetros en todo el estudio; por lo tanto, se registró la mayor cantidad de sustrato disponible (92.7 %). De acuerdo con lo anterior, todo parece indicar que los parámetros de cobertura mencionados; se conjugaron de forma idónea, resultando en un efecto positivo sobre el reclutamiento

No obstante, el ANOVA de las tasas de reclutamiento conjuntamente con los porcentajes medios de sustrato sin colonizar en todos los transectos, indica que la disponibilidad del sustrato; no resultó ser una limitante para el reclutamiento ($P > 0.05$), con lo cual, pudiera descartarse la idea; de que exista una fuerte competencia por el espacio entre algas y corales. En otras palabras, el sustrato

disponible, no fue un parámetro escaso a lo largo del estudio, por el contrario tomó valores entre 37.4-96.5%.

Sin embargo, dentro del ANOVA realizado conjuntamente entre las tasas de reclutamiento, y los porcentajes de cobertura de alga alcanzados; se encontró evidencia significativa que parece indicar; una competencia por el espacio entre algas y reclutas de coral. En este sentido, Puerto Ángel fue el sitio que registró una menor densidad de reclutamiento, un mayor porcentaje medio de cobertura de coral y de alga y un menor porcentaje de sustrato disponible, en comparación con Escalones.

Con base en lo expuesto en los dos párrafos anteriores, pudiera gestarse una fuerte contradicción; por un lado se indica; que el “sustrato disponible”, no fue un factor condicionante sobre el reclutamiento; y por el otro, parece señalarse una competencia entre algas y reclutas de coral. En este sentido podemos asumir que lo que se está suscitando; **no es precisamente una competencia por el espacio, sino que se trata de una competencia por el espacio más adecuado**, es decir la disputa no radica en la cantidad de sustrato disponible; si no en la calidad y afinidad de éste, para inducir el reclutamiento.

Al respecto, Jordán (1993), plantea que la mayoría de las interacciones competitivas entre los organismos sésiles de un arrecife están relacionadas con la capacidad de ejercer un control sobre el sustrato, principalmente fótico; más aún si hablamos de competencia entre algas y corales.

En este sentido, habrá que entender que esta mayor afinidad del sustrato a ser colonizado; tiene que ver con la convergencia de características físicas y biológicas como son; la intensidad luminosa (Kuffner 2001), el régimen de sedimentación (Minton y Lundgren 2006) la composición del biofilm marino (Harrison y Wallace

1990, Golbuu y Richmond 2007, Goh y Lee 2008 y Ritson-Williams et al. 2010), su orientación (Benayahu y Loya 1987; Harrison y Wallace, 1990), entre otros.

En concordancia con varios autores (Fuad 2010; Beltrán-Ramírez, 1999 y Harriot y Bank 1995) las áreas de alta rugosidad favorecen el fijado y crecimiento de los corales sobre sustratos elevados, ya que no se encuentran influenciados por la remoción de la arena y sedimento del fondo, así mismo se les asocia con una mayor biodiversidad de organismos, mayor biomasa de peces, mayor abundancia de invertebrados clave y en términos generales con una mayor complejidad ecológica.

Comparando el coeficiente medio de rugosidad de 0.43, reportado por Beltrán-Torres *et al.* (2003) para la laguna arrecifal de banco chichorro (arrecife cercano y bajo un estatus de protección), y 0.77 correspondiente de manera específica a los estratos someros de ambos sitios del presente estudio; se observa para el arrecife de Mahahual una menor rugosidad en el estrato somero. Lo anterior, de acuerdo con McField *et al.* (2007), atribuirse a la pérdida casi total de la cobertura original de *Acroporas* spp.; los cuales, incrementan en mayor medida junto con otros corales masivos (p.e., *Montastrea* spp.) la rugosidad en esta zona del arrecife. Bastida-Zavala *et al.* (2000) reportó un mismo coeficiente para los arrecifes parches de Mahahual dentro de la laguna arrecifal de 0.77; lo cual es congruente con lo encontrado en el presente estudio para la zona somera.

No obstante, de acuerdo con el ANOVA entre la Rugosidad y el Reclutamiento de coral, no se encontró evidencia estadística ($P=0.1491>0.05$), que señale que la rugosidad tuvo algún efecto significativo sobre las densidades de reclutamiento reportadas.

De acuerdo al ANOVA de los porcentajes medios de cobertura de coral, se encontró que Puerto Ángel fue significativamente diferente a Escalones.

En relación con los valores de cobertura coralina reportados en Jordán-Garza *et al.* (2008) de $\approx 12.6\%$ el encontrado en el presente trabajo de 11.42% , resulta congruente lo cual da mayor validez a los datos.

En comparación con el porcentaje medio de cobertura de coral reportado en el presente estudio de 11.42% y el de $\approx 17\%$, reportado en Ruiz-Zarate *et al.* (2004) para el arrecife de Mahahual, este ha disminuido un $\approx 5.58\%$ en los últimos 6 años.

De acuerdo con los rangos de referencia planteados por McField *et al.* (2007), la cobertura de coral encontrada en el arrecife de Mahahual se puede catalogar como pobre al encontrarse por debajo del 20% .

Sin embargo de acuerdo a la media de cobertura reportada para el SAM de $\approx 11\%$ en García-Salgado *et al.* 2006 , la encontrada para el arrecife de Mahahual es correspondiente.

En cuanto a las tasas de sedimentación, el ANOVA corroboró la diferencia ($P=0.00037 < 0.05$) entre ambos sitios; Puerto Ángel: $2.1 \text{ mg.cm}^{-2}.\text{día}^{-1}$ y Escalones: $16.9 \text{ mg.cm}^{-2}.\text{día}^{-1}$. La posterior prueba de Fisher (LSD), a nivel de estratos; no indicó diferencias entre los estratos somero y frontal de escalones, en cambio; ambos fueron significativamente diferentes al estrato somero de Puerto Ángel.

Contrario a lo que se señalan algunos autores (Ochoa-lópez, Reyes-Bonilla y Ketchum-Mejía 1998), un ANOVA posterior descartó que la sedimentación presentara para este estudio, un efecto inhibitorio ($P=0.33 > 0.05$) sobre el reclutamiento. En este sentido pudimos observar que siendo Escalones el sitio con una tasa de sedimentación mucho mayor, presentó el mayor reclutamiento y a nivel de estratos Escalones-Frontal y Somero fueron el primero y segundo de mayor

densidad de reclutas. En este punto se debe considerar que el análisis únicamente se realizó con 3 de las 6 trampas inicialmente contempladas en el diseño experimental, por lo cual los resultados no pueden ser del todo concluyentes, a pesar de esto se tomaron en cuenta para establecer comparaciones generales. Tampoco se pueden descartar otros posibles efectos como los descritos en Pastorok y Bilyard (1985), Cruz-Piñón *et al.* (2003) y García-Urueña (2004) asociados a la sobrevivencia posterior y crecimiento de los reclutas. Con base en lo anterior es indudable que para poder tener mayor certeza de los efectos de la sedimentación sobre el reclutamiento es necesario llevar a cabo estudios más específicos.

En comparación con la tasa media de sedimentación de $\approx 13.9 \text{ mg.cm}^{-2}.\text{día}^{-1}$, reportada en Cruz-Piñón *et al.* (2003), y determinada a partir de un total de 48 muestras de sedimento, correspondiente a la zona somera del Arrecife de Mahahual ($18^{\circ}43'00'' \text{ N}$; $87^{\circ}41'00'' \text{ W}$; sitio cercano a Escalones); la reportada en el presente estudio de $\approx 12 \text{ mg.cm}^{-2}.\text{día}^{-1}$ resultó consistente. También mostró ser congruente con el rango de $0.3 \text{ a } 37 \text{ mg cm}^{-2} \text{ d}^{-1}$, indicado en Pastorok y Bilyard (1985) para la región del Caribe.

Beltrán-Torres *et al.* (2003), midieron la tasa de sedimentación en el arrecife parche de Banco chinchorro; antes y después del paso del Huracán Keith reportando $1.6 \text{ mg cm}^{-2}.\text{d}^{-1}$ y de $127.9 \text{ mg cm}^{-2}.\text{d}^{-1}$ respectivamente. Lo anterior señala una gran variabilidad de los gradientes de sedimentación observados en una escala corta de tiempo, principalmente como consecuencia del paso de tormentas o huracanes. De igual forma se deben de considerar otros factores que pueden influir en menor o gran medida sobre las tasas de sedimentación entre un sitio y otro del arrecife, como pueden ser; la profundidad, las corrientes marinas, la topografía arrecifal, entre otras.

De acuerdo con el grado de afectación en función del gradiente de sedimentación señalados por Pastorok y Bilyard (1985); ambos sitios se encuentran dentro del

rango de 0-50 mg.cm⁻².día⁻¹ .En contraste, un estudio más reciente (McField et al. 2007), plantea; que una tasa de sedimentación de 10 mg cm⁻²d⁻¹; representa el umbral de tolerancia para muchos de los corales, principalmente aquellas sensibles a la sedimentación; tales como las *Acroporas* spp. (Pastorok y Bilyard 1985).

Con base a los valores de referencia planteados en ambos estudios, pareciera en primera instancia manejar diferentes escalas, sin embargo no es así, habrá que tomar en cuenta que para 1985; los arrecifes de coral no estaban sujetos a muchos factores estresantes como en la actualidad, y posiblemente eran capaces de tolerar mayores cargas de sedimentos.

En cuanto a la relación entre la cobertura de algas y coral, el coeficiente medio de cobertura Coral-Alga de 0.83; mostró de manera general una cobertura de Alga mayor a la de Coral. A nivel de sitios Puerto Ángel mostró tener un mejor equilibrio entre algas y corales alcanzado un coeficiente de 1.01, por su parte Escalones mostró mayor cobertura de Algas con un coeficiente de 0.66. A nivel de estrato sólo PA-Frontal (1.87) y Esc-Somero (1.32) mostraron coeficientes >1 indicando una mayor cobertura relativa de coral.

De acuerdo con los valores de referencia planteados en McField et al. (2007), el coeficiente coral-alga se encuentra por debajo del mínimo aceptable que es 1, pero no lo suficiente como para ser clasificado como crítico.

No obstante en comparación con el coeficiente medio regional reportado en García-Salgado et al 2008., para el SAM de 0.61 (calculado a partir de datos de cobertura); el encontrado en este trabajo resulta mayor, señalando para el arrecife de Mahahual, una relación de cobertura entre algas y corales más favorable en términos ecológicos.

De acuerdo con Adjeroud et al. (2009), la recuperación de los arrecifes de coral posterior a una perturbación natural severa, es un proceso lento que puede tomar varias décadas, durante este tiempo se presentan cambios en la composición taxonómica y estructural del arrecife, la velocidad del proceso de recuperación,

estará en función de la severidad, extensión y frecuencia de los disturbios, la disponibilidad de larvas locales o foráneas y de las condiciones bióticas y abióticas prevalecientes en el sitio perturbado. Estos cambios estructurales y taxonómicos ya están ocurriendo en el arrecife de Mahahual.

Por su parte, Pearson (1981) argumenta que este proceso, es resultado de la combinación de tres mecanismos: (1) la regeneración de las colonias sobrevivientes, (2) la recolonización asexual por fragmento y (3) el reclutamiento coralino de origen sexual. En muchos casos los autores coinciden en el importante rol que desempeña el reclutamiento de coral para el mantenimiento y recuperación de estos ecosistemas (Dollar y Tribble 1993, Guzmán y Cortéz 1992, Smith *et al.* 2008).

De acuerdo con los 3 mecanismos planteados en Pearson (1981), se tiene evidencia de que el reclutamiento se está llevando a cabo en el arrecife de Mahahual; aunque de acuerdo con McField *et al.* (2007), éste se cataloga como mínimo. En lo que respecta a “la recolonización por fragmentos”, se encontró una amplia mortandad de los mismos (pertenecientes principalmente de *Acropora* spp.), y sólo pocos registros de fragmentos sobrevivientes. Finalmente para poder evaluar la regeneración de colonias sobrevivientes (recuperación de la cobertura coralina) es necesario establecer monitoreo en el mediano y largo plazo (Glynn y Fong 2006).

Con base en lo anterior no se puede establecer con certeza ningún pronóstico, sólo se puede anticipar que la recuperación del arrecife de Mahahual dependerá en gran medida de las acciones de mitigación y restauración que se lleven o no a cabo. Sin embargo, Naughton y Jokiel, (2001) señalan, que proteger al arrecife será siempre la mejor estrategia, por lo tanto recomiendan en primera instancia; reducir o eliminar (restauración pasiva) los factores estresantes de origen antropogénico que puedan estar afectando al arrecife, con la finalidad de coadyuvar en el proceso de recuperación.

En este sentido Richmond (2005), menciona, que antes de llevar a cabo un plan de restauración activa, es necesario considerar una serie de estudios en el mediano y largo plazo que permitan: tener una visión estable, holística y pragmática de la función y estructura del arrecife, evaluar el potencial de recuperación (Edwards y Gómez 2007), además de identificar con certeza los factores negativos y estresantes que estén interviniendo; lo anterior con la finalidad de poder elegir una modalidad (física o biológica) de restauración adecuada que garantice una mayor efectividad.

Antes de aplicar un determinado plan de restauración a gran escala sobre un arrecife; será necesario llevar a cabo una serie de experimentos (pruebas piloto) a menor escala con la finalidad de evaluar y rectificar su diseño (Oren y Benayahu 1997, Edwards y Gómez 2007).

Conclusiones

- No se encontró evidencia estadística que indique que el reclutamiento coralino fue significativamente diferente entre ambos sitios.
- La densidad de reclutamiento registrada para el arrecife de Mahahual es catalogada dentro del rango de mínimo aceptable, sin embargo se encuentra dentro del rango de reclutamiento reportando para el SAM.
- La cobertura de coral registrada en el Arrecife de Mahahual $\approx 11 > 20\%$ por lo tanto se cataloga como pobre.
- La cobertura de coral encontrada es congruente con la reportada en otros estudios realizados en Mahahual y equiparable con otros de la región. Esta no muestra un aumento relevante en comparación a la cobertura registrada en estudios anteriores.
- Puerto Angel es el sitio con mayor cobertura coralina, menor tasa de sedimentación y mayor número de especies, por tanto, se asume que posee un mejor estado de conservación.
- El coeficiente de proporción de cobertura Coral-Alga de 0.83. indica una mayor cobertura de alga en relación a la cobertura coralina. En este sentido se cataloga por debajo del mínimo aceptable.
- La cobertura de Alga fue el único parámetro de los medidos en este estudio que mostró tener un efecto significativo sobre el reclutamiento, señalando una acción inhibitoria del reclutamiento o de competencia por el sustrato entre algas y reclutas de coral.
- Puerto Ángel es el sitio con un mejor estado de conservación y menor grado de perturbación al registrar; un mayor número de especies de coral, una mayor cobertura coralina y menor tasa de sedimentación.
- *Acropora* spp., se encuentra en peligro de desaparecer de algunas zonas del arrecife.

- No se encontró evidencia estadística que señale que la rugosidad, la cobertura de coral, la tasa de sedimentación, o la disponibilidad del sustrato, tengan un efecto significativo sobre el reclutamiento.
- Las especies de coral adulto más abundantes también fueron las especies con mayor número de reclutas de coral registrados, por lo que se asume que existe en el arrecife un aporte local de larvas.
- El arrecife de Mahahual tiene potencial de recuperarse de manera natural a largo plazo, tomando en cuenta que la calidad del agua es buena, la cobertura de alga se encuentra dentro de un rango aceptable, se tiene un buen porcentaje de sustrato libre y sobre todo existe un suministro local de planulas, que anticipa cambios en la estructura y composición de la comunidad coralina. Sin embargo, la recuperación del Arrecife dependerá en gran medida de las acciones de mitigación y restauración que se lleven o no a cabo.

Recomendaciones

- Se recomienda realizar un “Plan de manejo del arrecife”, el cual considere una zonificación contemplando: zonas prioritarias para su conservación, estas áreas pueden o no estar sujetas a un aprovechamiento turístico de tipo sustentable; sin embargo, su principal función será servir como reservorio para la biodiversidad y semillero para la recuperación de la cobertura de coral.
- De igual forma la zonificación deberá proteger aquellas zonas prioritarias para su recuperación.
- Dicho plan deberá establecer; capacidades de carga, sitios permitidos y restringidos para bañistas, buzos, snorkelers, así como áreas de pesca tanto deportiva como comercial, dicho plan tendrá como objetivo principal regular dichas actividades.
- Para lograr la concientización y participación de los sectores de la comunidad será indispensable establecer un programa paralelo de Educación ambiental.

- Será necesario establecer un comité de conservación con participación de la ciudadanía, sector científico, ONG's , empresas y el sector gubernamental, donde se pueden establecer puntos de acuerdos y de participación.
- Así mismo el plan de manejo deberá establecer áreas destinadas a la práctica del buceo autónomo y al snorquel, en estas áreas se deberán establecer recorridos y senderos de buceo predefinidos, los cuales pudieran estar señalizados para enriquecer el recorrido dándole un enfoque temático. El objetivo de esta propuesta es evitar que el visitante o buzo inexperto como lo es en la mayoría de los casos, cause daño físico al arrecife al pasar por zonas estrechas o de difícil acceso, los senderos deberán elegirse en base a criterios como accesibilidad, belleza del paisaje, tiempo de recorrido, entre otros. Estas áreas deberán delimitarse mediante su señalización con boyas para así evitar el tránsito de embarcaciones y con ello posibles accidentes.
- La zonificación incluirá áreas específicas de anclaje y para evitar el daño físico al arrecife, se sugieren instalar puertos flotantes para pequeñas embarcaciones.
- Se requiere establecer monitoreos periódicos al arrecife, para evaluar su estado (recuperación o degradación); sólo teniendo un mayor conocimiento físico y ecológico del arrecife podrá darnos la certeza de tomar buenas decisiones en lo que concierne al manejo sustentable y a la conservación del arrecife; en este sentido, contar con un centro de investigación y un programa de monitoreo permanente, sin duda coadyudaría.
- De manera específica se recomienda evaluar en una escala temporal de un año la sobrevivencia de reclutas de coral, el aumento o disminución de la cobertura coralina, la cobertura de alga, la densidad de ramoneadores, particularmente las densidades de *Diadema antillarum*. El monitoreo de otros parámetros como la temperatura. Para ello será necesario establecer estaciones fijas de monitoreo que faciliten la comparación de los datos.
- Se recomienda también realizar monitoreo y estudios ecológicos del caracol, langosta y otras especies de interés comercial en el arrecife. Con la finalidad no de restringir si no de generar proyectos de cría, reproducción o repoblación.

- Se exhorta a la comunidad científica a crear una lista de proyectos de investigación y experimentación prioritarios y consecuentes necesarios para considerar un plan de restauración del Arrecife; a involucrarse de manera más activa en la conservación de estos ecosistemas y trabajar de forma vinculada con las instituciones de gobierno.
- Dada la importancia de estos ecosistemas, sería prudente plantear la creación de un organismo gubernamental que sea el encargado de velar por la conservación, restauración, investigación y administración de los arrecifes en nuestro Estado, y que sea el vínculo con ONG's, comunidad científica y con otros organismos internacionales homologos.
- Una restauración biológica enfocada al trasplante de fragmentos de *Acropora* a la zona somera de Escalones, podría acelerar el proceso de recuperación del arrecife, tomando en cuenta que se trata de uno de los principales constructores del mismo.
- Evaluar los resultados en el mediano plazo, antes de considerar una restauración biológica en los sitios perturbados como lo es el caso de Escalones; se deben restringir al buceo y snorkel, con la finalidad de quitarle presión al arrecife y así favorecer su recuperación, sobre todo cuando se trata de grupos numerosos que por lo general son buzos o esnórqueles inexpertos.

REFERENCIAS

Acosta A y Recksiek C (1989) Coral reef fisheries at cape Bolinao, philippinies; an assesment for catch, effort and yield. *Asian Mar Bio*, 6:101-114.

Adjeroud M, Michonneau F, Edmunds PJ, Chancerelle Y, Loma TL y Penin L (2009) Recurrent disturbances, recovery trajectories, and resilience of coral assemblages on a South Central Pacific reef. *Coral Reefs*, 28: 775–780.

AGRRA (2010) Equipment: Benthic survey. AGRRA protocols version 5.4 . (Lang JC, Marks KW, Kramer PA, Kramer PR, Ginsburg RN, Edits.)

Almada-Villela P, Sale P, Gold-Bouchot G y Kjerfve B (2003) Manual de metodos para el programa de monitoreo sinoptico del SAM. Belize city, Documento Técnico del SAM No 4. [http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.473.8134 &rep=rep1&type=pdf](http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.473.8134&rep=rep1&type=pdf)

Andres N y Rodenhouse M (1993). Resilience of coral to the hurricanes: a simulation model. *Coral Reefs*, 12: 167-175.

Arias-González JE, Nuñez-Lara E, González-Salas C y Galzin R (2004) Trophic models for investigation of fishing effect on coral reef ecosystem. *Ecological Modelling*, 172: 197–212.

Baggett L, Bright T (1985) Coral recruitment at the East Flower Garden Reef, Northwestern Gulf of Mexico. En Salvat CG (Ed.), *Proceedings of the 5th International Coral Reef Congress*, (4): 379-384.

Bak RP, Engel M (1979). Distribution, abundance and survival fo the juvenile hermatypic corals (Scleractinia) and the importance of life-stories strategies in the parent coral community. *Marine biology*, 54: 341-352.

Bak RP, Nieuwland G, Meesters EH (2005) Coral reef crisis in deep and shallow reefs: 30 years of constancy and change in reefs of Curacao and Bonaire. *Coral Reefs*, 24: 475-479.

Barnes RSK, Hughes RH (1999). *An itroduction to Marine Ecology*. London, UK: Oxford: Blackwell Science.

Bastida-Zavala JR, Beltrán-Torres AU, Gutiérrez-Aguirre MA, Fuente-Betancourt GD (2000). Evaluación rápida de los arrecifes parche de Majagual, Quintana Roo, México. *Rev. biol. Trop*, 48(1): 137-143

Beltrán-Ramírez, VH (1999). Estructura de la comunidad de siete arrecifes coralinos del sur del Golfo de California. Tesis de Licenciatura, Universidad Autónoma de Baja California Sur, La Paz, México.

Beltrán-Torres AU, Muñoz-Sánchez L, Carricart-Ganivet JP (2003) Effects of hurricane Keith at a patch reef on Banco chinchorro, mexican Caribbean. *Bulletin of Marine Science*,73(1): 187–196.

Benayahu Y y Loya Y (1987). Long-term recruitment of soft-corals (Octocorallia: Alcyonacea) on artificial substrata at Eilat (Red Sea). *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 38: 161-167.

Birrel CL (2003) Influence of benthic algae on coral settlement and post-settlement survival: implication for the disturbed and degraded reefs. Tesis de maestría presentada para obtener el grado de M. en C. de Biología Marina, Universidad de James Cook, Australia. Disponible en: <http://researchonline.jcu.edu.au/149/>

Bowden-Kerby A (2003). Coral transplantation and restocking to accelerate the recovery of coral reef habitats and fisheries resources within no-take marine protected areas: hands-on approaches to support community-based coral reef management. Second International Tropical Marine Ecosystems Management Symposium (ITMEMS 2).

Box S y Mumby P (2007) Effect of macroalgal competition on growth and survival of juvenile Caribbean corals. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 342, 139–149.

Bruckner AW (2002) Proceedings of the Caribbean Acropora Workshop: Potential Application of the U.S. Endangered Species Act as a Conservation Strategy. NOAA Technical Memorandum NMFS-OPR-24, Silver Spring, MD, 199 pp.

Burt J, Bartholomewc A, Bauman A, Saif A y Sale PF (2009) Coral recruitment and early benthic community development on several materials used in the construction of artificial reefs and breakwaters. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 373, 72–78.

Caballero H, Alcolado PM y Semidey A (2009). Condición de los arrecifes de coral frente a costas con asentamientos humanos y aportes terrígenos: el caso del litoral habanero, Cuba. *Rev. Mar. y Cost.*, 1, 49-72.

CALETEC (2012). Histogramas y normalidad de datos. Disponible en: <http://www.caletec.com/blog/6sigma/histogramas-y-normalidad-de-los-datos/>

Carleton JH y Sammarco PW (1987) Effects of substratum irregularity on success of coral settlement: Quantification by comparative geomorphological techniques. *Bull. Mar. Sci.*, 40 (1): 85-98.

Castañares GL y Soto L (1982). Estudios sobre corales escleractinios hermatípicos de las costa noreste de la Península de Yucatán. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología Universidad Nacional Autónoma de México* 9(1): 295-344.

Chiappone M (2001). Conservación de Arrecifes Coralinos en áreas marinas protegidas: Estudio del Parque Nacional del Este, República Dominicana. The Nature Conservancy (U.S.) Latin America and Caribbean Division/ United States Agency for International Development, Arlington, Virginia, USA.

COCCYTAC (2008). La importancia de los arrecifes de coral. *ECOFRONTERAS*, 34: 2-5.

Coles SL, Brown EK (2007) Twenty-Wve years of change in coral coverage on a hurricane impacted reef in Hawai: the importance of recruitment. *Coral Reefs*, 26: 705–717.

CONANP (29 de Marzo de 2010). Programa de Acción para la Conservación de las Especies. Obtenido de: http://www.conanp.gob.mx/pdf_especies/PACE%20Acroporas%20-1.pdf

Connell JH (1973) Population ecology of reef-building corals. En Jones OA y Edean R (Edits.), *Biology and geology of coral reef*, 2: 205-244.

Connell JH, Hughes TP y Wallace CC (1997). A 30-Year Study of Coral Abundance, Recruitment, and Disturbance at Several Scales in Space and Time. *Ecological Monographs*, 67 (4): 461-488.

Coralpedia. (8 de 10 de 2010). Obtenido de Coralpedia: www.coralpedia.com

Cruz-Piñon G, Carricart-Ganivet JP y Espinoza-Avalos J (2003) Monthly skeletal extension rates of the hermatypic corals *Montastraea annularis* and *Montastraea faveolata* : biological and environmental control. *Marine Biology*, 143: 491–500.

Dai CF (1991). Reef environment and coral fauna of southern taiwan. *Atoll Research Bulletin* 354: 1-24.

Dollar S y Tribble G (1993) Recurrent storm disturbance and recovery: long-term study of coral communities in hawaii. *Coral Reefs*, 12: 223-233.

Dornelas M (2008) Multiple modes in a coral species abundance distribution. *Ecology Letters*, 11: 1008–1016.

Dustan P (1977) Vitality of reef coral population off Key Largo, Florida: recruitment and mortality. *Environ. Geol.*, 2: 51-58.

Dustan P y Johnson C (1998) Spatio temporal variation in coral recruitment at different scales on Heron reef, southern great barrier reef. *Coral Reefs*, 17: 71-81.

Eakin CM, Kleypas J y Hoegh-Guldberg O (2008) Global Climate Change and Coral Reefs: Rising Temperatures, Acidification and the Need for Resilient Reefs. En: Wilkinson C (ed.). *Status of coral reefs of the world: 2008*, Chapter 1A: 29-34.

Edmunds PJ (2000) Recruitment of scleractinians onto the skeletons of corals killed by black band disease. *Coral Reefs*, 19: 69-74.

Edmunds PJ, Ross CL y Didden C (2010). High, but localized recruitment of *Montastraea annularis* complex in St. John, United States Virgin Islands. *Coral Reefs*, 30: 123-130.

Edwards A y Gómez E (2007) Reef restoration Concepts and guidelines: Making sensible management choices in the face of uncertainty. *The Coral Reef Targeted Research/ Capacity Building for Management Program*: St. Lucia, Australia, 38 pp.

Erwin P, Song B y Szmant A (2008) Settlement behavior of *Acropora palmata* planulae: Effects of biofilm age and crustose coralline algal cover. *Proceedings of the 11th International Coral Reef Symposium*, 2: 1225-1229.

Fox H, Pet JS, Dahuri R y Caldwell RL (2000) Coral reef restoration after blast fishing in Indonesia. *Proceedings 9th International Coral Reef Symposium*, 2: 969-976.

Fuad MA (2010) Coral rugosity and coral biodiversity: Bunaken National Park-North Sulawesi, Indonesia. Instituto internacional para las ciencias de la geoinformacion y observacion de la tierra. Tesis requerida para obtener el grado de M. en C. de Manejo de Recursos Naturales: Disponible en: http://www.itc.nl/library/papers_2010/msc/nrm/fuad.pdf.

García-Salgado M, Camarena T, Gold G, Vasquez M, Galland G, Nava G y... Ceja V. (2006). Línea Base del Estado del Sistema Arrecifal Mesoamericano. Documento Técnico del SAM No.18. Disponible en: <http://www.mbrs.org.bz>

García-Salgado M, Nava-Martínez G, Bood N, Mcfcfield V, Molina-Ramírez A, Yañez-Rivera B, Dominguez-Calderon JJ. Status of Coral Reefs in the Mesoamerican Region. En. Status of coral reefs of the world: 2008, Chapter 18: 253-263.

García-Urueña RDP (2004). Dinámica de crecimiento de tres especies de coral en relación a las propiedades ópticas del agua. Department of Marine Sciences, University of Puerto Rico, Mayaguez, Puerto Rico. Tesis doctoral. Disponible en: <http://www.aoml.noaa.gov/general/lib/CREWS/Cleo/PuertoRico/prpdfs/garcia-dinamica.pdf>

García J y Aliño P (2008) Factors influencing coral recruitment patterns in the Sulu Sea marine corridors. Proceedings of the 11th International Coral Reef Symposium, Vol. 1: 297-301.

Gittings SR, Bright TJ, Choi A, Barnett RR (1988) the recovery process in a mechanically damaged coral reef community: recruitment and growth. Proceedings of the 6th International Coral Reef Symposium, 2: 225-230.

Glynn PW y Colley SB (2008). Survival of Brooding and Broadcasting Reef Corals Following Large Scale Disturbances: Is There Any Hope for Broadcasting Species During Global Warming? Proceedings of the 11th International Coral Reef Symposium, 1: 368-372.

Glynn PW y Fong P (2006). Patterns of reef coral recovery by the regrowth of surviving tissues following the 1997-98 El Niño warming and 2000, 2001 upwelling cool events in Panamá, eastern Pacific. Proceedings of 10th International Coral Reef Symposium, 624-630.

Goh B y Lee C (2008) A study of the effect of sediment accumulation on the settlement of coral larvae using conditioned tiles. Proceedings of the 11th International Coral Reef Symposium, 2 :1240-1244.

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

Goreau TF (1959). The ecology of Jamaican coral reefs: Species composition and zonation. Ecology, 40 (1): 67-90.

Goreau TF, Goreau NI, Goreau TJ (1979) Corales y arrecifes coralinos, Investigación y Ciencia, 37: 48-60

Grigg R, Maragos J (1974) Recolonization of hermatypic corals on submerged larva flows in Hawaii. Ecology, 55 (2): 387-395.

Grigg RW y Dollar SJ, Natural and anthropogenic disturbances en coral reefs. En Ecosystems of the World 25: Coral Reefs, ed. Z Dubinshky, 439-452. Amsterdam: Elsevier.

Gutiérrez D, García-Sáenz C, Lara M y Padilla C (1993) Comparación de los arrecifes coralinos de Veracruz y Quintana Roo. En Salazar-Vallejo SI y Gonzalez NG (eds). Biodiversidad marina y costera de México, (787-806 pp). Comision. Nal. Bio./CIQRO, 865 pp.

Guzmán HM y Cortéz J (1992) Coral reefs after the 1982-83. El Niño disturbance. Rev. Biol. Trop., 40 (3): 309-324.

Harriott VJ (1992) Recruitment patterns of scleractinian coral in an isolated sub-tropical reef system. Coral Reefs, 11: 215-219.

Harriot VJ y Banks SA (1995) Recruitment of scleractinian corals in the Solitary Islands Marine Reserve, a high latitude coral dominated community in Eastern Australia. Mar. Eco. Prog. Ser., 123: 155-161.

Harriott VJ y Fisk DA (1987) A comparison of settlement plate types for experiments on the recruitment of scleractinian corals. Mar. Eco. Prog. Ser., 37: 201-208.

Harrison PL y Wallace CC (1990). Reproduction, dispersal and recruitment of scleractinian corals. En: Dubinsky Z (ed.), Ecosystems of the World: coral reefs: Elseiver, 133-207.

Hodson G (1990). Sediment y settlement of larvae of the reef coral *Pocillopora damicornis*. Coral Reefs, 9: 41-43.

Isleb GA, Torrescano-Valle, Valdez-Hernández N, Tuz-Novelo M y Weissenberger H (2009) Efectos del impacto del huracán Dean en la vegetación del sureste de Quintana Roo, México. Foresta Veracruzana, 11 (1): 1-6.

Jones GP, McCormick MI, Srinivasan M y Eagle JV (2004) Coral decline threatens fish biodiversity in marine reserves, Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America (PNAS), 101 (21): 8251-8256.

Jordan-Dahlgren E (1979) Estructura y composición de arrecifes coralinos en la región noreste de la península de Yucatán, México. An. Centro Cienc. del Mar y limnol. Univ. Nac. Auton. México, 6(1): 69-86.

Jordán-Dahlgren E (1988) Arrecifes profundos en la isla de Cozumel, México. An. Inst. Cienc. del Mar y Limnol. Univ. Nal. Autón. México, 15 (2), 195-208.

Jordán-Dahlgren E (1989) Efecto de la morfología del sustrato en el desarrollo de la comunidad coralina. An. Inst. Cienc. del Mar y Limnol. Univ. Nal. Autón. México, 16: 105-118.

Jordán-Dahlgren E (1992) Recolonization patterns of *Acropora palmata* in a marginal environment. Bull. Mar. Sci., 51 (1): 104-117.

Jordán-Gahlgren, E. 1993. Atlas de los arrecifes coralinos del Caribe Mexicano. Parte I, El sector Continental. Editado por CIQRO e ICML, UNAM/ CIQRO, 114 pp.

Jordán-Garza AG, Rodríguez-Martínez RE, Maldonado MA y Baker DM (2008) High abundance of *Diadema antillarum* on a Mexican reef. Coral Reefs, 27 (2): 295-295.

Jorgensen P (2008) Amenazas y esperanzas para los arrecifes de coral. *Ecofronteras* (34): 22-25.

Katwijk MV, Loon NF, Hove EM, Giesen WB, Velde GV y Hartog CD (1993) Sakabi river sediment load and coral stress: correlation between sediment and condition of the maldini of the Malindi- Watamu reefs in Kenya (Indian Ocean). *Marine Biology*, 117: 675-683.

Kayanne H y Suzuki A, Saito AH (1995) Diurnal Changes in the Partial Pressure of Carbon Dioxide in Coral Reef Water . *Science*, 269: 214 - 216.

Keough MJ, Downes BJ (1982) Recruitment of marine invertebrates: the role of active larval choices and early mortality. *Oecologia*, 54: 348-352.

Kramer P, Lang J, Marks K, Garza-Pérez R y Ginsburg R(2005) AGRRA methodology v. 4.0. June 2005. Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment, 21 pp., Disponible en: <http://www.agrra.org/method/methodhome.html>.

Kuffner IB (2001) Effects of ultraviolet (UV) radiation on larval settlement of the reef coral *poripollora damicornis*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 217: 251-261.

Lirman D (2000) Fragmentation in the branching coral *Acropora palmata* (Lamarck): growth, survivorship, and reproduction of colonies and fragments. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 251: 41–57.

Liu J, Li Z, Xie S (2009) Achievements, challenges and strategies for reservoir fisheries development in China. In: De Silva SS, Amarasinghe US (eds) Status of reservoir fisheries in five Asian countries. Bangkok, Network of Aquaculture Centres in Asia-Pacific Monograph, No. 2, pp 17–30.

Loya Y (1978) Plotless and transect methods, Coral reefs: Research Methods, Stoddart R y Johannes RE (eds.). UNESCO Press, 5: 197-218.

Mallela J y Crabbe MJC (2009) Hurricanes and coral bleaching linked to changes in coral recruitment in Tobago. *Marine Environmental Research*, 68: 158–162.

Maypa AP y Raymundo LJ (2004) Algae-coral interactions: mediation of oral settlement, early survival and growth by macroalgae. *Silliman Journal*, 45: 76-95.

McComick M (1994) Comparison of field methods for measuring surface topography and their associations with tropical reef fish assemblage. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 112: 87-96.

McField M, Kramer P, Gorrez M, McPherson M (2007) Healthy Reefs for Healthy People: A Guide to Indicators of Reef Health and Social Well-being in the Mesoamerican Reef Region.

Medina-Rosas P, Carriquiry JD y Cupul-Magaña AL (2005). Reclutamiento de Porites (Scleractinia) sobre sustrato artificial en arrecifes afectados por El Niño 1997-98 en Bahía de Banderas, Pacífico mexicano. *Ciencias Marinas*, 31(1A): 103-109

Merediz AG (2012). Caracterización y monitoreo de la condición arrecifal en cinco áreas naturales protegidas y un área de influencia de Quintana Roo, México: Primera etapa. Informe final SNIB-CONABIO, proyecto No. DM011, Amigos de Sian Ka'an A.C., México, DF.

Merino M (1986) Aspectos de la circulación costera superficial del Caribe mexicano con base en observaciones utilizando tarjetas de deriva. . An. Inst. Cienc. del Mar y Limnol. Univ. Nal. Autón. México, 13 (2): 31–46.

Milliman JD (1973). Caribbean Coral Reef. En: Jones OA and Endean R (eds), Biology and geology of coral reefs. (Vol.1, Geology 1, pp.1 -50). New York: Academic press.

Minton D, Lundgren I (2006) Coral Recruitment and Sedimentation in Asan Bay and War in the Pacific NHP, Guam, Reporte técnico preparado para el servicio nacional de parques, Washintong, DC. Disponible en :http://ntis.library.gatech.edu/handle/23_456789/3131

Moorsel V y Godfried WN (Julio de 1985). Disturbance and growth of juvenile corals (*Agaricia humilis* and *Agaricia agaricites*, Scleractinia) in natural habitats on the reef of Curaçao. Mar. Ecol. Prog. Ser., 24: 99-112.

Muko S, Sakai K y Iwasa Y (2001) Size distribution dynamics for a marine sessile organism with space-limitation in growth and recruitment: application to a coral population. Journal of Animal Ecology, 70: 579–589.

Mumby PJ (1999) Can Caribbean coral populations be modelled at metapopulation scales?, Mar. Ecol. Prog. Ser., 180: 275-288.

Mumby PJ (2006) Connectivity of reef fish between mangroves and coral reefs: Algorithms for the design of marine reserves at seascape scales. Biological Conservation, 128: 215-222.

Munro J, Williams DM (1985) Assessment and management of coral reef fisheries: biological, environmental and socio-economic aspects. Proceedings of the 5th International Coral Reef Congress. 4: 543-578.

Naughton J y Jokiel PL (2001). Coral reef mitigation and restorations Techniques Employed in the Pacific Island: I Overview. Oceans 2001 Conference Proceedings 1: 306-312

Ochoa-López E, Reyes-Bonilla H, Ketchum-Mejía J (1998). Daños por sedimentación a las comunidades coralinas del sur de la isla Socorro, archipiélago de Revillagigedo, México. Ciencias Marinas, 24 (2): 233-240.

Oren U, y Benayahu Y (1997). Transplantation of juvenile corals: a new approach for enhancing colonization of artificial reefs. Marine Biology, 129: 499-505.

Pastorok RA, Bilyard GR. (1985). Effects of sewage pollution on coral-reef communities. Mar. Ecol. Prog. Ser., 21: 175-189.

PDU Mahahual, modificación 19 de marzo de 2008.

<http://seduvi.groo.gob.mx/index.php/programas-de-desarrollo-urbano-pdus/descargas/pdu/09-pdu-mahahual-modificacion-19-marzo-2008/detail>

Pearson RG (1981). Recovery and Recolonization of Coral Reefs. Mar. Ecol. Prog. Ser., 4: 105-122.

Porter JW (1987) Species profiles: life histories and environmental requirements of coastal fishes and invertebrates (south Florida): reef-building corals. Fish and Wildlife Service, U.S. Department of the Interior. Biological Report 82(11): 23 pp.

Poot CL y Gómez JM (2011). Resumen ejecutivo de la manifestación de impacto ambiental modalidad particular lotificación en mahahual. obtenido de sinat-semarnat: <http://sinat.semarnat.gob.mx/dgiraDocs/documentos/qroo/resumenes/2011/23QR2011UD110.pdf>

Putman HM, Edmunds PJ y Fan TY (2008) Effect of Temperature on the Settlement Choice and Photophysiology of Larvae From the Reef Coral *Stylophora pistillata*. Reference: Biol. Bull, 215: 135–142.

Raymundo LJ, Maypa AP, Gomez ED y Cadiz P (2007) Can dynamite-blasted reefs recover? A novel, low-tech approach to stimulating natural recovery in fish and coral populations. Marine Pollution Bulletin, 54: 1009–1019.

Richmond RH y Hunter CL (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 RH (1997) Reproduction and recruitment in corals: critical links in the persistence of reefs. En: Birkeland CE (ed.), The Life and Death of Coral Reef (175-197 pp). New York: Chapman and Hall.

Richmond RH (2005). Recovering Populations and Restoring Ecosystems: Restoration of Coral Reefs and Related Marine Communities. En: Norse EA. y Crowder LB. Marine Conservation Biology, The Science of Maintaining the Sea's Biodiversity. (393–409 pp). Island Press.

Riegl B y Velimirov B (1991) How many damaged corals in Red Sea reef systems? A quantitative survey. Hydrobiologia, 216 (217): 249-256.

Ritson-Williams R, Paul VJ, Arnold SN y Steneck RS (2010) Larval settlement preferences and post-settlement survival of the threatened Caribbean corals *Acropora palmata* and *A. cervicornis*. Coral Reefs, 29: 71–81.

Rogers CS, Fitz HC, Gilnack M, Beet J y Hardin J (1984) Scleractinian coral recruitment patterns at Salt River Submarine Canyon, St. Croix, U.S. Virgin Islands. Coral Reefs, 3 (2): 69-76.

Rogers CS, Muller E, Spitzack A y Miller J (2008). The future of coral reefs in the US Virgin Islands: Is *Acropora palmata* more likely to recover than *Montastraea annularis* complex?, Proceedings of the 11th International Coral Reef Symposium, 1: 229-233.

Ruiz-Zarate MA, Arias-González JE (2004) Spatial study of juvenile corals in the Northern region of the Mesoamerican Barrier Reef System (MBRS). Coral Reef, 23: 584-594.

Ruiz-Zarate MA, Hernández-Landa RC, González-Salas C, Núñez-Lara E, Arias-González JE (2003) Condition of coral reef ecosystems in central-southern Quintana Roo, México (part

1: stony corals and algae). En: Lang JC (ed.), Status of coral reefs in the western atlantic: results of initial surveys, AGRRA program, 496: 318-337.

Rylandsdam K.W. (1983) life histories and patterns of colonial corals on Jamaica reefs. Mar. Eco. Prog. Ser., 13: 249-260.

Sawall Y, Phongsuwan N y Richter C (2010) Coral recruitment and recovery after the 2004 Tsunami around the Phi Phi Islands (Krabi Province) and Phuket, Andaman Sea. Helgol Mar Res Thailand, 64: 357-365.

SEMAR (2013). Obtenido de SEMAR: Disponible en:
<http://digaohm.semar.gob.mx/cuestionarios/cnarioMajahual.pdf>

Schuhmacher, H. (1978). Arrecifes coralinos: Su extensión, mundo animal y ecología. Barcelona: Omega.

Shafir S, Rijn JV y Rinkevich B (2006) A mid-water coral nursery. Proceedings of 10th International Coral Reef Symposium, 1674-1679.

Smith D, Etienne M, Springer N y Suggett D (2008) Tolerance, refuge and recovery of coral communities to thermal bleaching: evidence from reefs of the Seychelles. Proceedings of the 11th International Coral Reef Symposium, 1: 405-409.

Tomascik, T. (26 de Noviembre de 1991). Settlement patterns of Caribbean scleractinian corals on artificial substrata along a eutrophication gradient, Barbados, West Indies. Mar. Ecol. Prog. Ser., 77: 261-269.

Thomassiny- Acosta JS (2010). Análisis de los modos de vida de Mahahual y Xcalak y su relación con el estado de conservación del arrecife de coral. Tesis para obtener el grado de M. en C. en Recursos Naturales y Desarrollo Rural, ECOSUR. Chetumal, Q. Roo, México.

Universidad de Alicante. (6 de Abril de 2015). GRUPO DE PETROLOGIA APLICADA: DOCENCIA: UNIVERSIDAD DE ALICANTE. Obtenido de:
<http://web.ua.es/es/lpa/docencia/analisis-estadistico-de-datos-geoquimicos-con-estadistica-descriptiva-y-test-de-normalidad.html>

Victor S, Neth L, Golbuu Y, Wolanski E y Richmond RH (2006) Sedimentation in mangroves and coral reefs in a wet tropical island, Pohnpei, Micronesia. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 66: 409-416.

Vidal AM, Villamil CM y Acosta A (2005) Composición y densidad de corales juveniles en dos arrecifes profundos de San Andrés isla, Caribe colombiano. Biol. Invest. Mar. Cost, 34: 211-225.

Wallace CC, Watt A y Bull GD (1986) Recruitment of juvenile corals onto coral tables preyed upon by *Acanthaster planci*. Mar. Eco. Pro. Ser., 32: 299-306.

Wells SM, ARG y Preece (1992) Coral Reef- Valuable but Vulnerable. A WWF International Discussion paper, Glanf, Switzerland.

Wilkinson C (1998) Estado de los arrecifes de coral del mundo. Australia: Instituto Australiano de Ciencia Marina.

Wilkinson C (2002) Estatus de los arrecifes de coral del mundo: 2002. Australia: Instituto Australiano de Ciencia Marina.

Williams DE y Miller MW (2006) Morphology offers no clues to asexual vs. sexual origin of small *Acropora cervicornis* (Scleractinia: Acroporidae) colonies. *Biol. Trop.*, 54: 145-151.

Williams DE, Miller MW y Kramer KL (2008) Recruitment failure in Florida Keys *Acropora palmata*, a threatened Caribbean coral. *Coral Reefs*, 27 (3): 697-705.

Wittenberg M y Hunte W (1992). Effects of eutrophication and sedimentation on juvenile corals: abundance, mortality and community structure. *Marine Biology*, 112: 131-138.

Zavala, BF (2008). Evaluación rápida de la sección Uvero – Punta Piedras, Costa Maya, Quintana Roo, México: Contribución enfocada al manejo futuro del hábitat. ECOSUR (Ed.)