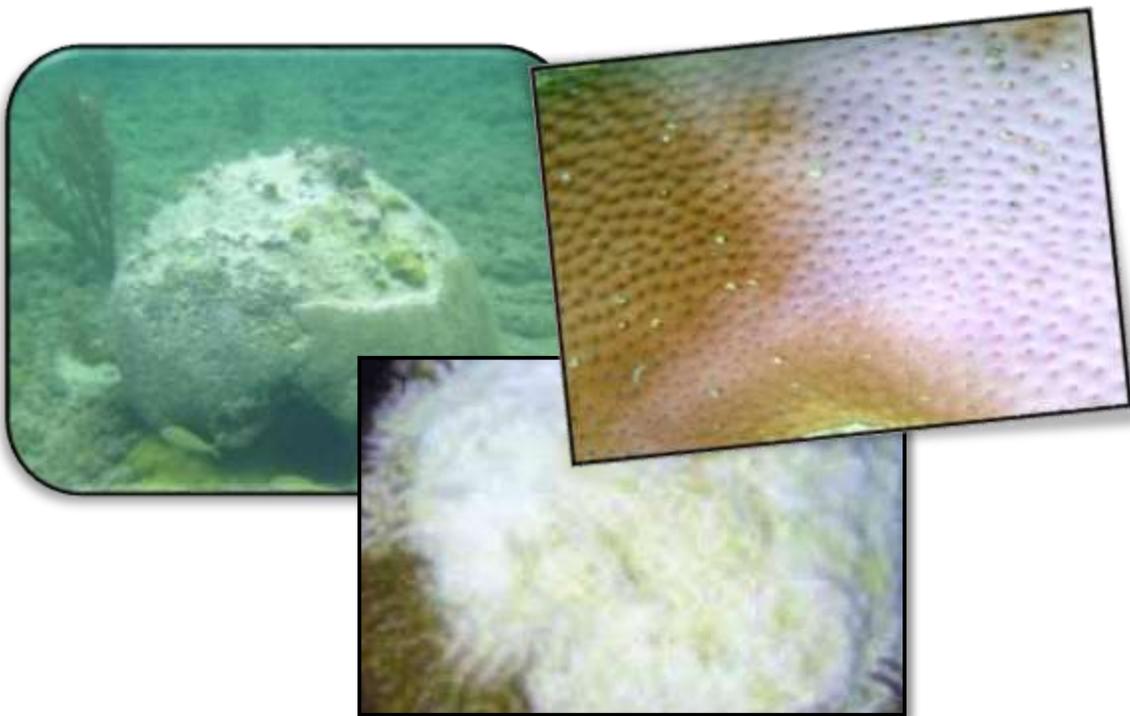


Tesis de Diploma

“Comportamiento del evento de blanqueamiento durante el verano del 2012 en Playa Caracol, cayo Las Brujas, Villa Clara, Cuba”



Autor:

Geidy Cruz Chavez

Villa Clara, 2014



UNIVERSIDAD CENTRAL "MARTA ABREU" DE LAS VILLAS

Facultad de Ciencias Agropecuarias

Departamento de Biología



CESAM
CENTRO DE ESTUDIOS Y
SERVICIOS AMBIENTALES
DE VILLA CLARA

Tesis de Diploma

“Comportamiento del evento de blanqueamiento durante el verano del 2012 en playa Caracol, cayo las Brujas, Villa Clara, Cuba”

Autor: Geidy Cruz Chavez

Tutor: Rodolfo Arias Barreto

Cotutor: Mayilen Triana López

Centro de Estudios y Servicios Ambientales

Villa Clara, 2014

El mar no pertenece a los déspotas, en su superficie los hombres podrían aplicar sus leyes injustas, reñir, destazarse unos a otros y dejarse llevar por horrores eternos. Pero, a diez metros bajo el nivel de las aguas, cesa su reinado, se extingue su influencia y desaparece su poder. Ahí solo existe la independencia. Ahí no reconozco voz de amo alguno.

Ahí soy verdaderamente libre

A Tata y Bueli

Agradecimientos.

A mis padres que me dieron la vida, la confianza y los medios para vivirla.

A mi madre por estar hecha de miel y pintar en todas las cosas arcoíris

A mi viejito, Papi eres mi mayor tesoro, gracias por tu sabiduría, por tus consejos y por tratarme siempre como tu niña chiquita para ti no quiero crecer nunca, adoro que me mimes!!!

A mi hermanita linda Mua!!! Te amo lo sabes. Gracias por apoyarme en todas mis decisiones y no hacerme las cosas tan difíciles.

A Rodo mil gracias por cargar conmigo desde hace 4 largos años como dice Charly, por extenderme una mano en lo que me gusta hacer y por confiar en mí.

A Mayiya como le decimos cariñosamente, más que cotutora eres mi amiga, todos tus consejos me fueron de mucha ayuda tanto en lo profesional como en lo personal.

A Roger por mostrarme el maravilloso mundo de las profundidades, por estar siempre ahí cuando lo necesité, y por su apoyo incondicional.

A todos los profesores que me formaron y me han hecho lo que hoy soy, a todos GRACIAS.

A Dany por interesarse en mis preferencias dentro de la Biología y presentarme a Rodolfo.

A Danaily, Lelsy, Mayrelis, Lilian, Claudia, Amy, Flaqui y la Pelúa por hacer de estos cinco años becados un viaje inolvidable.

A Danaily por ser esa persona sin un NO de respuesta, por ser mi amiga ante todo, por ser mi hombro y mi pañuelo de lágrimas.

A Leslita por esa eterna sonrisa, por tener siempre soluciones rápidas y sencillas a los problemas, por ser mi amiga incondicional.

A todos de la graduación 2014 por ser los mejores compañeros que se puedan tener.

A todo el departamento de Ecología del CESAM, a Pegu, Mariela, Angelín, Iván y el Lore, por sus consejos y buenos ratos.

A Charly por aceptar la oponencia sin un pae de por medio.

A Héctor y Aciel por su ayuda en los muestreos

A Tatico por su paciencia y a su familia por su ayuda en los últimos momentos.

A Rubén por ayudarme en la revisión de la ortografía así como en la impresión de la tesis.

A mi prima Yuya por las preocupaciones y su apoyo.

A todo el que puso un granito de arena. Hay gracias que aunque no se dan siempre llegan.

Gracias!!!!

RESUMEN

El presente trabajo se realizó con el objetivo de caracterizar el evento de blanqueamiento durante los meses de verano de 2012, en playa Caracol, cayo Las Brujas, Villa Clara, Cuba. Los muestreos se efectuaron en los meses de junio, julio, agosto y octubre, utilizando 60 marcos cuadrados de un metro de lado. El primer cuadrante se colocó al azar, los demás separados por dos metros paralelos a la línea de la costa; cada colonia examinada fue identificada y se le tomaron los datos de diámetro plano máximo, porcentaje de superficie blanqueada y pálida, así como el porcentaje de superficie con mortalidad parcial antigua y reciente. Se observó que la zona tiene una alta diversidad de especies y se caracteriza por la dominancia de una especie (*Siderastrea radians*). El blanqueamiento presentó un patrón temporal que aumentó de un mes a otro, tuvo su pico máximo en el mes de agosto, lo que coincidió con el aumento de temperaturas reportadas para dicho mes. El evento, de manera general, fue de intensidad baja, dada la frecuencia baja de colonias blancas, mortalidad reciente y predominio de colonias pálidas; lo que sugiere que el aumento de temperatura no sobrepasó el umbral durante un tiempo prolongado. La comunidad se recuperó rápidamente. Las especies más afectadas por el evento fueron *Pseudodiploria clivosa* y *Siderastrea siderea*.

Palabras claves: corales pétreos, blanqueamiento, mortalidad, cobertura coralina.

ABSTRACT

This study tries to characterize the bleaching event of the Caracol beach, Las Brujas Key, Villa Clara, Cuba, during the summer months of 2012. Four survey expeditions were made at June, July, August and October. In each survey 60 one meter square sampling quadrats were analyzed. The first quadrat was placed haphazardly and the other were placed 2 meter away each other in a transect parallel to the coastline. Each coral colony was identified and maximum plane diameter, bleaching and pale surface percent, recent and old mortality percent measures were taken. The zone have a high species diversity and it is dominated by a single species (*Siderastrea radians*). The bleaching event showed a temporal pattern increasing from June to August, when the maximum was reached; at the same time the sea surface temperatures were raising. The overall bleaching event was of low intensity, because of the low frequency of bleach colonies, low recent mortality and pale colonies dominance; which suggest that the temperature rising did not overpass the temperature threshold for a long time. The community structure recovered soon. *Pseudodiploria clivosa* and *Siderastrea siderea* were the most affected species in the bleaching event.

TABLA DE CONTENIDO

1.	INTRODUCCIÓN	1
2.	RESEÑA BIBLIOGRÁFICA	4
2.1	Generalidades	4
2.2	Problemática y amenazas	7
2.3	Blanqueamiento	9
2.3.a)	Causas y consecuencias	10
2.3.b)	Especies más afectadas	13
2.4.c)	Resistencia y Resiliencia	14
3.	MATERIALES Y MÉTODOS	16
3.1	Zona de estudio	16
3.2	Método de muestreo	17
3.3	Procesamiento de los datos	20
4.	RESULTADOS	23
5.	DISCUSIÓN	40
6.	CONCLUSIONES	51
7.	RECOMENDACIONES	52
8.	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	
	ANEXOS	

1. INTRODUCCIÓN

Los corales hermatípicos, principales constructores de los arrecifes coralinos poseen características que le permiten brindar numerosos bienes y servicios al hombre (Veron *et al.*, 2009). Estos mantienen la más alta biodiversidad marina en el mundo (Obura y Grimsditch, 2009). Aunque sólo cubren el 0,2% del fondo oceánico, poseen más del 25% de las especies marinas. Por esta variedad extraordinaria de animales y de plantas son llamados a menudo “las selvas tropicales de los océanos” (Grimsditch y Salm, 2006).

Los arrecifes no solo prestan servicios biológicos, también actúan como barreras físicas que previenen la erosión de las costas, mejoran significativamente la productividad de las aguas circundantes por su exportación de materia orgánica y nitrógeno. También sirven como proveedores de alimento y sustento para millones de personas en las zonas costeras de más de 100 países. A nivel global se han estimado cifras que demuestran la importancia económica que tienen los arrecifes de coral, ya que tomando en cuenta los bienes y servicios que estos prestan el valor aproximado es de US\$375 billones por año, la mayoría provenientes de la recreación, servicios de protección costera y producción de alimentos. Esto equivale a un valor promedio de alrededor US\$ 6,075 por hectárea de arrecife de coral por año (Edwards y Gómez, 2007).

En las últimas décadas ha ocurrido un deterioro acelerado de estos ecosistemas a nivel global (Kleypas y Eakin, 2007 y Maynard *et al.*, 2008). Lo anterior se ha asociado, entre otras causas, al cambio climático (Wilkinson y Souter, 2008).

Muy vinculado al cambio climático está el fenómeno de blanqueamiento de los corales, en el que ocurre la ruptura simbiótica entre el hospedero y los dinoflagelados simbióticos

conocidos como zooxantelas, siendo éstas expulsadas; quedando el coral con el esqueleto visible a través del tejido de ahí su apariencia blanca. El principal causante del blanqueamiento es el aumento de la temperatura (Goreau, 1964). Este fenómeno se incrementa en frecuencia e intensidad, representando un serio problema para el arrecife, pues, en casos extremos, puede ocasionar la muerte de corales y de otros invertebrados sésiles, trayendo como consecuencias cambios en la biodiversidad y en la estructura de las comunidades bentónicas (Goreau *et al.*, 2000).

La porción noroeste del archipiélago Sabana-Camagüey en Villa Clara, posee una admirable cantidad de atributos naturales con importantes valores estéticos, botánicos, faunísticos y paisajísticos. Uno de sus principales recursos lo constituyen sus playas vírgenes; así como el alto valor escénico que aportan los mares adyacentes y la plataforma submarina, con atractivos fondos y abundantes especies marinas (Pérez-García, 1990). Por esta razón en la región, se ha optado por el desarrollo turístico.

Existen aún pocos estudios en la cayería norte de Villa Clara sobre corales pétreos y no se tiene referencia de ninguno que trate específicamente el blanqueamiento. Se tienen reportes escasos de eventos como parte de otros estudios más generales, pero no como objetivo directo. Entre los anteriores se destaca la evaluación del estado de los arrecifes potencialmente amenazados por el dragado del canal de Las Guasas para la construcción de un delfinario en el polo turístico (Arias *et al.*, 2006). En el oeste de cayo Santa María se han realizado estudios de caracterización y evaluación de la comunidad coralina así como de la distribución, abundancia y composición de reclutas y juveniles (Triana-López, 2011 y Hernández-Escribano, 2012). También se han caracterizado arrecifes más profundos cercanos a la zona (Hernández-Padrón, 2012). En la zona de Playa Caracol y como parte

de estudios de línea base para su uso turístico, se caracterizó la comunidad coralina (Olivares-Yanes, 2013). Sin embargo no existen trabajos en Villa Clara que hagan un seguimiento de eventos de blanqueamiento durante toda la etapa en que ocurre.

En ese sentido, y por ser los estudios de seguimiento importantes para ejemplificar procesos de recuperación, además de ayudar a definir patrones de respuesta de arrecifes y de algunas especies en particular, así como el desconocimiento de cómo se comporta específicamente el evento en Playa Caracol, se hace necesario el presente trabajo en los que se trazaron los siguientes objetivos:

OBJETIVO GENERAL

- Caracterizar el evento de blanqueamiento en la comunidad coralina de Playa Caracol.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Describir variaciones temporales del blanqueamiento en la zona de estudio.
- Determinar las especies de corales hermatípicos más afectados por el evento de blanqueamiento.
- Evaluar si existe recuperación de la comunidad coralina después del evento de blanqueamiento.

2. RESEÑA BIBLIOGRÁFICA

2.1 Generalidades

El término “coral” se utiliza para nombrar a un grupo de organismos coloniales que segregan exoesqueletos calcáreos rígidos. Dentro del reino animal estos organismos se agrupan en el *Phylum Cnidaria* antiguamente conocido como *Coelenterata*, en este grupo la mayoría de los corales pétreos forman parte de la clase *Anthozoa* (del griego *anthos*: flor y *zoa*: animal), y una menor parte se incluye en la clase *Hydrozoa* (del griego *hydros*: agua y *zoa*: animal) (Daly *et al.*, 2007).

Existen dos tipos de corales de acuerdo con su capacidad de formar arrecifes. Los corales hermatípicos son los que tienen la capacidad de construir estas estructuras. Aunque los corales pétreos (hermatípicos) suponen la mayor parte de la infraestructura de un arrecife de coral existen otros organismos que ayudan a formarlo, entre estos se encuentran los hidrocorales (corales de fuego) y las algas rojas calcáreas. Todos estos organismos son los constructores primarios de los arrecifes coralinos (Knowlton y Jackson, 2001). Los corales ahermatípicos no son capaces de formar arrecifes (Bellwood *et al.*, 2004).

Los corales hermatípicos mantienen una relación simbiótica con unos dinoflagelados conocidos por el nombre de zooxantelas, las cuales no se encuentran en los corales ahermatípicos (Bellwood, *op. cit.*). Esta simbiosis permite a los pólipos obtener la energía resultante de la actividad fotosintética y también ayuda a fijar el carbono inorgánico para la formación del exoesqueleto de carbonato de calcio (Knowlton y Jackson, 2001). Por su parte el coral le brinda protección y soporte.

Los corales adquieren su simbiote por dos vías: vertical, de la colonia paterna y horizontal, del ambiente (Littler *et al.*, 2004). Las habilidades de calcificación rápidas y las ventajas metabólicas conferidas por la fotosíntesis permiten a los corales zooxantelados dominar, crecer rápidamente, y formar estructuras arrecifales en aguas oligotróficas de los trópicos (Hallock, 1997).

El hecho de que los corales pétreos sean zooxantelados, explica que la distribución geográfica de los arrecifes coralinos haya estado determinada por los requerimientos fisiológicos de los pólipos de coral y sus simbioses. Por ejemplo, la necesidad de estar en aguas poco profundas, con la luz suficiente disponible, aguas oligotróficas y a temperaturas que oscilen entre 22 y 27° C (Wooldridge, 2012). Por esa razón los arrecifes de coral están restringidos a las aguas tropicales, siendo la isoterma (línea de valor promedio de temperatura) de los 20° C la que mejor delimita el dominio de los arrecifes a escala mundial (Wooldridge, *op. cit.*).

Aunque los corales cubren menos de 1% de la superficie de la tierra, al depositar sus estructuras de calcio constituyen el hogar de un estimado de dos millones de especies; esta habilidad del arrecife depende grandemente de la relación simbiótica que le proporcionan al coral beneficios que van desde el 90% de sus requerimientos energéticos hasta la variada coloración de estos (Marshall y Shuttenberg, 2006).

Generalmente los arrecifes se encuentran limitados a las latitudes tropicales y subtropicales, entre los 30° de latitud norte y sur, ya que el agua reúne las condiciones necesarias para que los organismos crezcan y se desarrollen (González-Ferrer, 2004). El crecimiento de un arrecife de coral se conoce como acreción, este depende principalmente

de la diferencia entre los procesos de formación y desarrollo de los corales que lo integran, con respecto a los procesos de erosión de sus formas calcáreas. La velocidad de acreción de los arrecifes coralinos es muy lenta, se ha estimado en 1 mm/año y hasta 30 mm/año en el caso de arrecifes dominados por corales ramificados (González-Ferrer, *op. cit.*).

Según el crecimiento de la estructura arrecifal existen diferencias que los caracterizan y hacen que se dividan en varios tipos, existen alrededor de 13 distintos tipos de arrecifes, otros criterios sugieren que hay tres formas básicas de arrecifes; arrecifes de franja, los cuales crecen fuera de la costa, separados por una laguna poco profunda, están situados paralelamente a la costa y a menudo rompen la superficie del agua (Goreau *et al.*, 1979); los arrecifes de barrera generalmente crecen paralelamente a la costa la distancia puede variar desde una milla hasta 25 millas y se encuentran más alejados de ella, separados por una laguna generalmente profunda la cual puede exceder los 60 pies de profundidad y los atolones están aislados en aguas profundas y consisten en un anillo de coral con una laguna central poco profunda (Mann, 1982). Se ha descrito una cuarta forma básica de arrecife que a diferencia de los anteriores crece en cualquier dirección y es conocido como banco o plataforma (González-Ferrer, *op. cit.*). Entre los biotopos que componen los arrecifes se destacan las crestas arrecifales, parches, cabezos de coral, arrecife trasero, arrecife frontal, laguna, pared de arrecife (González-Ferrer, *op. cit.*). En Cuba numerosos arrecifes de franja y de barrera circundan el margen de la isla cubriendo alrededor del 98% de esta, aunque más del 50% de estos están separados de la isla por cayos o por lagunas anchas o poco profundas con muchos parches de arrecifes, en esta región también se han reportado crestas y arrecifes frontales (Jones *et al.*, 2008 y Creary *et al.*, 2008).

2.2 Problemática y amenazas

En Cuba, al igual que en el Caribe, el estado de los arrecifes ha venido deteriorándose de forma progresiva en cuanto a estructura y estado de salud se refiere (Aronson y Precht, 2001 y Gardner *et al.*, 2003). Desde hace varios años, se está alertando sobre su degradación, vinculada cada vez más al cambio climático (Wilkinson, 2002; Bellwood *et al.*, 2004; Wilkinson, 2004; Wilkinson y Souter, 2008 y Alcolado *et al.*, 2009). En los últimos 30 años más del 80 % del cubrimiento de corales ha desaparecido en el área del Caribe (Downs *et al.*, 2005). El promedio de cobertura de corales pétreos fue de 17,6% para crestas y 13,4% para arrecifes frontales, y en cuanto a pérdida del cubrimiento vivo del fondo por corales pétreos para las crestas de arrecifes y para los arrecifes frontales de Cuba fueron muy parecidas, de 1,78%/año y 1,75%/año respectivamente (Alcolado, *op. cit.*).

Las causas del detrimento de los arrecifes de coral son variadas y tienen su origen en disturbios tanto naturales como antrópicos (Kleypas y Eakin, 2007) y, posiblemente, en el efecto sinérgico que ambos ejercen (Knowlton y Jackson, 2008). Entre los disturbios que afectan a los arrecifes están: el blanqueamiento, las enfermedades infecciosas, el impacto de huracanes, el enriquecimiento orgánico, la competencia de las algas, la sedimentación, los cambios en la relación depredador-presa como consecuencia de la sobrepesca y de la mortalidad masiva del erizo negro *Diadema antillarum*; o una combinación de estas (Alcolado *et al.*, 2010).

El cambio climático global afecta a los corales, ya sea directa o indirectamente, sus impactos causan graves problemas (Bellwood *et al.*, 2004). En el último siglo se ha observado un calentamiento constante a escala global en la superficie terrestre y de los océanos, el cual probablemente pueda atribuirse a actividades humanas (Hughes *et al.*, 2003). Gran parte de este calentamiento observado durante los últimos cincuenta años se ha asociado con un aumento en la concentración de gases de efecto invernadero (Salvat y Allemand, 2009). Su principal impacto sobre los corales es el aumento de la temperatura del agua, que provoca estrés térmico y es el principal causante del blanqueamiento (Obura y Grimsditch, 2009).

Los huracanes resultan uno de los factores naturales que más influyen en la estructura, distribución, salud y diversidad de las comunidades coralinas. El oleaje y el movimiento de masas de agua influyen significativamente sobre las especies de estructuras más sensibles como las colonias ramificadas. Como consecuencia, colonias de formas masivas dominan en áreas con incidencia frecuente de estos fenómenos. En algunos lugares provocan acumulación de sedimentos y materiales mayores que no favorecen el asentamiento de larvas, fracturas y derribos de colonias (Heron *et al.*, 2008). Algunas especies son más resistentes a estos daños; como *Siderastrea radians* que pueden vivir en lagunas interiores, zonas de turbidez, sedimentación alta y salinidad variable; su forma redondeada y tamaño pequeño le permite resistir el estrés mecánico del oleaje (Lirman *et al.*, 2003). *Porites astreoides* y *S. radians*, son considerados resistentes a la sedimentación por la capacidad que poseen sus pólipos de eliminar las partículas de sedimento que se acumulan en la superficie de la colonia (Sullivan *et al.*, 1994).

Otros de los disturbios que afectan a los arrecifes coralinos son las enfermedades. Existen tres tipos de acuerdo a su origen. Las enfermedades genéticas provocan cambios morfológicos con patrones de crecimiento anormal (tumores y neoplasma) son comunes en los géneros *Acropora* y *Diploria* y *Pseudodiploria*. Las enfermedades infecciosas provocadas por microbios, patógenos o por una combinación de microbios que actúan en conjunto como agente etiológico; provocan mortalidad y cambios rápidos en la comunidad, se manifiestan por signos característicos de necrosis y se dispersan o transmiten progresivamente (Weil, 2001). Las enfermedades infecciosas más comunes son: Banda negra, Manchas amarillas, Banda blanca, Viruela blanca, Manchas blancas, Plaga blanca y Banda roja. El blanqueamiento es considerado como el tercer tipo de enfermedad (González-Ontivero, 2006).

2.3 Blanqueamiento

El blanqueamiento es considerado por algunos autores como una respuesta fisiológica del coral ante un estrés extrínseco, el cual puede inducirse por varios estímulos (Gates, 1990 y Kusmaro *et al.*, 1996). Durante condiciones estresantes las zooxantelas son incapaces de procesar la luz entrante sin liberar radicales de oxígeno dañinos para el tejido del coral (Marshall y Shuttenberg, 2006). Por tanto el coral expulsa las zooxantelas de sus tejidos gastrodérmicos rompiéndose la simbiosis, lo cual interfiere con las funciones metabólicas del coral e implica gastos energéticos que afectan la reproducción y el crecimiento (Garzón-Ferreira *et al.*, 2001). Por consiguiente, el coral queda blanco con el esqueleto visible a través del tejido.

2.3 a) Causas y consecuencias

La sensibilidad diferencial de los corales ante el fenómeno de blanqueamiento puede ser explicado por la diversidad que existe de zooxantelas (González-Ontivero, 2006). Algunas especies son más susceptibles que otras ante este fenómeno, individuos de la misma especie tienen diferente susceptibilidad y a veces la intensidad de blanqueamiento varía según la profundidad (McClanahan *et al.*, 2009). Esto puede no estar relacionado con la resistencia propia del coral, sino con la resistencia de las zooxantelas simbiotes. Esa teoría plantea que los corales cambian de composición de zooxantelas durante el blanqueamiento, haciéndose más resistentes a los futuros cambios climáticos o ambientales (Knowlton y Rowan, 1995)

Algunos autores atribuyen como causas del evento la presencia de agua dulce en el arrecife, contaminación, enfermedades y descenso en la temperatura (Grimsditch y Salm, 2006). La sedimentación, y los cambios en la salinidad es considerado como otras causas del fenómeno (Marshall y Shuttenberg, 2006). Todas las variables anteriores pueden propiciar la ocurrencia del evento pero la causa primaria del blanqueamiento es el aumento de la temperatura superficial del mar, aumentos de tan sólo 1-2°C provocan blanqueamiento (Marshall y Shuttenberg, *op. cit.*)

Los meses con mayor incidencia de blanqueamiento son los meses de verano, durante estos las temperaturas ascienden; julio, agosto, septiembre y octubre son considerados los meses más calientes del año (Sammarco *et al.*, 2006) y por ende, aquellos en los que ocurren los mayores eventos de blanqueamiento.

En 1998, las temperaturas superficiales en los mares tropicales alcanzaron los niveles más altos reportados, sobrepasando una tendencia de 50 años en algunos océanos tropicales (Cane *et al.*, 1997 y Winter *et al.*, 1999). Simultáneamente los arrecifes de coral alrededor del mundo sufrieron el evento más extenso y severo de blanqueamiento y una subsecuente mortalidad récord; estos eventos pueden no ser atribuibles a estrés local, o a la variabilidad natural por sí sola; por el contrario, las elevadas temperaturas superficiales y los eventos de blanqueamiento fueron inducidos probablemente por un fenómeno a escala global o combinadas con eventos regionales específicos como El Niño y La Niña (Reaser *et al.*, 2000).

Las temperaturas del agua de mar han aumentado y los modelos del clima predicen que va a ser mayor (Eakin *et al.*, 2001 y Donner *et al.*, 2007). Los informes de blanqueamiento no cuentan con los datos suficientes como para afirmar que la frecuencia y severidad de los eventos se haya incrementado a la par de los aumentos de la tensión termal (Oliver *et al.*, 2009). Una posible explicación es que los corales se han aclimatado a las temperaturas elevadas del agua cambiando sus simbioses, o como resultado de la plasticidad del fenotipo (Berkelmans *et al.*, 2004). Estudios recientes han mostrado que el cambio del alga puede llevar a aumento de la tolerancia termal (Jones *et al.*, 2008), pero es improbable que todas las especies de coral tengan esta habilidad para cambiar sus simbioses, alternativamente, la selección natural puede haber eliminado las colonias más sensibles al blanqueamiento.

El blanqueamiento, como las enfermedades infecciosas, es un factor que influye en la salud de los corales; puede afectar los índices de crecimiento, mantenimiento, reproducción y la supervivencia del coral. Después de un evento se puede ver afectado el

crecimiento de los corales, ya que pierden la energía aportada por las zooxantelas, reduce el índice de calcificación y, por lo tanto, el índice de crecimiento de la colonia (Marshall y Shuttenberg, 2006 y McClanahan *et al.*, 2009). También se afecta el índice reproductivo, o sea, la capacidad reproductiva se ve disminuida (Reaser *et al.*, 2000; Marshall y Shuttenberg, *op. cit.*; McClanahan *et al.*, 2009).

Durante un periodo de blanqueamiento en ocasiones los corales pueden perder del 60 a 90% de sus zooxantelas; las restantes pueden perder del 50 al 80% de sus pigmentos fotosintéticos (Glynn, 1996), quedando la coloración blanquecina característica del evento. Después de un evento aumenta la susceptibilidad a las enfermedades (Miller *et al.*, 2006) y si se mantienen las condiciones estresantes que le dio origen al blanqueamiento puede llegar a causar la muerte del coral (Marshall y Shuttenberg, *op. cit.*).

El blanqueamiento puede reducir o interrumpir procesos metabólicos en el coral, además de reducir la producción mucosa por parte de este, tiende a disminuir la habilidad competitiva, además de verse reducida la capacidad de regenerar tejido (McClanahan *et al.*, 2009). Provoca cambios en la estructura y funcionamiento de la población y la comunidad del arrecife; puede también ocurrir cambio de fase para diferentes especies o grupos dentro de la comunidad. El blanqueamiento y la mortalidad resultante de este es a menudo producto de un hábitat específico (McClanahan *op. cit.*). La mortalidad es típicamente baja a una profundidad mayor (Brown *et al.*, 1996) y en hábitats turbios (Marshall y Baird, 2000)

Los eventos de blanqueamiento se han vuelto más frecuentes, más extendidos espacialmente y con impactos más intensos desde finales del siglo pasado (Wilkinson,

2008). El mayor evento de mortalidad registrado para todo el Caribe ocurrió en el 2005. En Cuba la temperatura umbral de blanqueamiento se ha estimado entre los 29,8 y 30°C (González-Ferrer, 2006).

Durante los últimos diez años el mayor aumento de las temperaturas superficiales del mar fue durante el 2005, Jardines de la Reina reportó un blanqueamiento moderado. La Red de Monitoreo Voluntario de Alertas Tempranas de Arrecifes Coralinos clasificó al 2009 y 2010 años de fuertes blanqueamientos, geográficamente generalizados, con reportes de blanqueamiento casi total (Alcolado y Castellanos- Iglesias, 2010). Otros arrecifes como el de Sancho Pardo en el 2011(Castellanos- Iglesias y Alcolado, 2011) y el del Golfo de Ana María entre octubre de 2011 y marzo de 2012 (González-Díaz *et al.*, 2012) presentaron niveles muy bajos de blanqueamientos.

2.3 b) Especies más afectadas

Las respuestas de los corales ante el blanqueamiento difieren grandemente entre las especies, e incluso, entre los individuos de las mismas especies (Hoegh-Guldberg, 1999). Estudios revelan que las especies ramificadas (Ej: *Acroporidae*) presentan un alto porcentaje de colonias con mortalidad total y baja mortalidad parcial; por el contrario especies de forma masivas (Ej: *Siderastreidae*) presentan bajos porcentos de colonias con mortalidad total donde la mayoría del tejido se pierde por mortalidad parcial (McClanahan *et al.*, 2009). Las especies macizas toman más tiempo para responder a la tensión termal por lo que pueden tardar en blanquearse un tiempo más largo tardar más que las ramificadas en morir o recuperarse después de una tensión de temperatura (McClanahan *et al.*, 2001 y Baird y Marshall 2002).

En Cuba según lo reportado por González-Ferrer (2004) las especies más afectadas por el evento son principalmente los corales zooxantelados que habitan las zonas próximas a la superficie de los géneros: *Acropora*, *Agaricia*, *Montastraea*, *Porites*, *Siderastrea* y *Millepora*.

Acropora palmata así como *Acropora cervicornis* se han reportado como especies sensibles al blanqueamiento. *Pseudodiploria clivosa* es poco resistente a la contaminación lo que conlleva a que sea sensible a eventos de blanqueamientos (González-Ferrer, 2004). *Porites astreoides* y *Siderastrea siderea* son consideradas especies altamente susceptibles al evento, al extremo de causar mortalidad en sus colonias (McClanahan *et al.*, 2009; y González-Ontivero, 2006).

2.3 c) Resistencia y Resiliencia

Se conoce como resistencia a la habilidad de un ecosistema de resistir una perturbación sin sufrir un cambio de fase o sin perder estructura o función (Odum, 1989), por tanto es la habilidad de un arrecife de coral de resistir al blanqueamiento y a la mortalidad resultante (Grimsditch y Salm, 2006).

La Resiliencia, o recuperación, es la capacidad de un ecosistema de absorber o recuperarse de una perturbación y cambiar, manteniendo sus funciones y servicios (Carpenter *et al.*, 2001), constituye la habilidad de un arrecife de coral de recuperarse de un evento de blanqueamiento (Grimsditch y Salm, 2006).

Después de un evento masivo de blanqueamiento puede ocurrir una recuperación significativa en dos o tres años si la mortalidad es menor (cuando la abundancia de colonias que sobreviven al evento está completamente o parcialmente blanqueadas);

comunidades con una mortalidad severa tardarán más tiempo en recuperarse. La recuperación del arrecife es un proceso complejo influido por múltiples factores relacionados (Marshall y Shuttenberg, 2006).

En los arrecifes severamente dañados, la recuperación depende estrechamente del reclutamiento, o sea, de la llegada de las larvas de colonias que han sobrevivido al evento en otro lugar, así como su exitosa fijación, supervivencia y crecimiento. Asumiendo condiciones favorables de reclutamiento, el proceso de recuperación está sujeto a los caprichos del suministro larval y de muchos riesgos que confrontan a los juveniles (el coral joven), como la depredación, el sofocamiento por sedimentos o algas, crecimiento excesivo por otros corales (Marshall y Shuttenberg, *op. cit.*). Por tanto, la recuperación de coral también depende de la disponibilidad de sustrato. De aquí que las poblaciones locales de herbívoros jueguen un importante papel en el control de algas, manteniendo el bentos en un estado conveniente para la recuperación del coral (Bellwood *et al.*, 2004 y Hughes *et al.*, 2007).

3. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1 Zona de estudio

La zona de estudio se encuentra dentro del Archipiélago Sabana-Camagüey, también conocido como Jardines del Rey, se extiende entre la península de Hicacos y la bahía de Nuevitas a lo largo de 465 km. Este abarca un gran número de cayos e islas en la costa norte de Cuba. Los cayos Cobos, Francés, Las Brujas, Ensenachos y Santa María constituyen el extremo occidental del grupo Camagüey y están ubicados en la zona limítrofe con el grupo Sabana, al noreste de la provincia de Villa Clara. Este grupo insular abarca una extensión de 45 km², donde los cayos se caracterizan por ser largos y estrechos, separados entre sí por una serie de canales y canalizos que en su gran mayoría son poco profundos (Pérez-García, 1990).

La zona de estudio se ubica al noreste de cayo Las Brujas, el cual se encuentra aproximadamente en el centro del archipiélago. Playa Caracol tiene forma de concha abierta, con un ancho de 15 m aproximadamente, la arena de ésta es de color crema, con una composición de fina a media y de origen orgánico. Presenta un tipo de fondo de plataforma interior, el cual consta de una zona poco profunda, en el extremo oeste la profundidad raramente sobrepasa los 2,5 m, mientras que en el extremo este la profundidad no supera 1,5 m. Tiene un fondo rocoso-arenoso, el cual se divide principalmente en dos planos rocosos, uno en el extremo este y el otro en el oeste, sin embargo en el extremo oeste se observa una mayor cantidad de arena en el sustrato y se aprecia el dominio de algas de los géneros *Caulerpa*, *Rhipocephalus* y *Penicillus* las cuales son propias de sustratos arenosos (anexo I); mientras que en el extremo este la

capa de arena observada es muy fina y predominan algas de sustratos rocosos de los géneros *Padina* y *Lobophora* (anexo II), están separados por un fondo de carácter arenoso dominado por un seibadal (anexo III). El extremo oeste está limitado por el sur con la playa y al oeste con un farallón rocoso, mientras que el extremo este está limitado en el sur por la playa y al este por el canal de Agustín, que comunica con la bahía de Buena vista (Fig. 1). Ambos extremos rocosos forman parte de un mismo ensamblaje coralino (Olivares-Yanes, 2013). En general el cayo presenta buena protección ante las condiciones críticas del tiempo, sin embargo, en algunos lugares (el sector de la antigua salina) se han observado importantes penetraciones del mar. Durante la mayor parte del año existen condiciones hidrometeorológicas potencialmente peligrosas en la zona. En junio comienza la temporada ciclónica y siempre está presente la posibilidad de afectación por algún ciclón tropical, aunque su frecuencia en la zona durante junio y julio es baja, dicha frecuencia aumenta significativamente en agosto y alcanza su máxima probabilidad en los meses de septiembre y octubre (Pérez-García, 1990).

3.2 Método de muestreo

Antes de elegir los puntos de muestreo se realizó un recorrido alrededor del área para ubicar la zona con sustrato rocoso donde existieran comunidades coralinas. Los muestreos se efectuaron en los meses de junio, julio, agosto y octubre del 2012, mediante buceo directo con equipos ligeros.

Los muestreos se realizaron utilizando un marco cuadrado de 1 m de lado (Hill y Wilkinson, 2004). El primer cuadrante se determinó al azar, y el resto siguiendo transectos

lineales paralelos a la línea de la costa y separados por dos metros de distancia entre sí. Para un total de 60 cuadrantes en cada mes de muestreo.

Se muestrearon todas las colonias contenidas en los cuadrantes. Cada colonia encontrada fue identificada a nivel de especie siguiendo los criterios de Zlatarski y Martínez-Estalella (1982) y González-Ferrer (2004), con las adecuaciones de Budd *et al.* (2012) para la familia *Mussidae*; los hidrocorales de acuerdo a Zlatarski y Martínez-Estalella (*op. cit.*), actualizados por Castellanos-Iglesias (2007). Además, se les midió el largo (diámetro plano máximo) aproximando al centímetro más cercano, utilizando un tubo de PVC de 1 m.

Se estimaron los porcentos de superficie de cada colonia con blanqueamiento, teniendo en cuenta el porcentaje de superficie de cada colonia con signos de palidez (colonias que han expulsado parcialmente las zooxantelas, de coloración clara, violeta o azul) y el porcentaje con superficie blanca (porcentaje de la colonia en la que ya las zooxantelas han sido expulsadas y quedan los tejidos desprovistos de coloración).

Se estimó el porcentaje de superficie con mortalidad antigua (porcentaje de la colonia en la que ya no son visibles las estructuras coralinas) y porcentaje de superficie con mortalidad reciente (porcentaje de la colonia en la que aún se observan las estructuras coralinas) (Lang, 2003).

Los análisis del blanqueamiento y mortalidad se realizaron a partir de los datos de campo transformados en:

Tabla I. Resumen de las variables de campo utilizadas en el estudio.

Variable	
% de colonias blancas	Por ciento de colonias totalmente blanqueadas en un cuadrante.
% de colonias pálidas	Por ciento de colonias afectadas por palidez en un cuadrante.
% de colonias con blanqueamiento	Por ciento de colonias afectadas por el evento de blanqueamiento en un cuadrante.
% de colonias con mortalidad antigua	Por ciento de colonias que presentan mortalidad antigua en un cuadrante.
% de colonias con mortalidad reciente	Por ciento de colonias que presentan mortalidad reciente en un cuadrante.
% de colonias con mortalidad	Por ciento de colonias que presentan la suma de la mortalidad antigua y la reciente en un cuadrante
% de superficie blanca	Por ciento de superficie de coral blanca en un cuadrante
% de superficie pálida	Por ciento de superficie de coral afectada por palidez en un cuadrante.
% de superficie con blanqueamiento	Por ciento de superficie de coral afectada por el evento de blanqueamiento en un cuadrante
% de superficie con mortalidad antigua	Por ciento de superficie de coral que presenta mortalidad antigua en un cuadrante.
% de superficie con mortalidad reciente	Por ciento de superficie de coral que presenta mortalidad reciente en un cuadrante.
% de superficie con mortalidad	Por ciento de superficie de coral que presenta la suma de la mortalidad antigua y la reciente en un cuadrante

La cobertura de coral vivo se halló utilizando el área de la circunferencia enmarcada por el largo (diámetro plano máximo) de cada colonia y se le restó el porcentaje de mortalidad obtenido en el campo.

3.3 Procesamiento de los datos

Se aplicó el test estadístico de Anderson-Darling (anexo IV) para determinar si los datos presentaban distribución normal y así poder aplicarle posteriormente las pruebas estadísticas. Como los datos no mostraron que presentaban distribución normal multivariable, se utilizó el ANOVA de Kruskal-Wallis el cual es el equivalente no paramétrico del Análisis de Varianza (ANOVA) (Siegel y Castellan, 1988). Las diferencias entre los meses se determinaron aplicando la prueba de comparación múltiple de Z para datos no paramétricos (Siegel y Castellan, *op. cit.*) Los cálculos se realizaron utilizando el paquete estadístico STATISTICA v. 10.0.

Para conocer la afinidad entre la composición por especies se empleó el Índice de Bray-Curtis (Clarke y Warwick, 2001), a saber:

$$S_{jk} = 100 \left\{ \frac{\sum_{i=1}^p |y_{ij} - y_{ik}|}{\sum_{i=1}^p (y_{ij} + y_{ik})} \right\}$$

Donde:

S_{jk}: Índice de similitud de Bray-Curtis. Similitud entre los cuadrantes j y k.

y_{ij}: Abundancia de la iésima especie en el cuadrante j.

y_{ik}: Abundancia de la iésima especie en el cuadrante k.

p: Total de especies

El índice oscila en un rango entre cero, para muestras que no tienen especies en común y 100, para muestras idénticas.

El evento de blanqueamiento se clasificó de acuerdo a la escala propuesta por Marshall y Shuttemberg (2006) y la mortalidad de acuerdo a Alcolado y Durán (2011)

Para conocer las especies que más aportaron a la similitud de los meses se empleó el procedimiento SIMPER utilizando el paquete estadístico PRIMER v. 5. 2. 8.

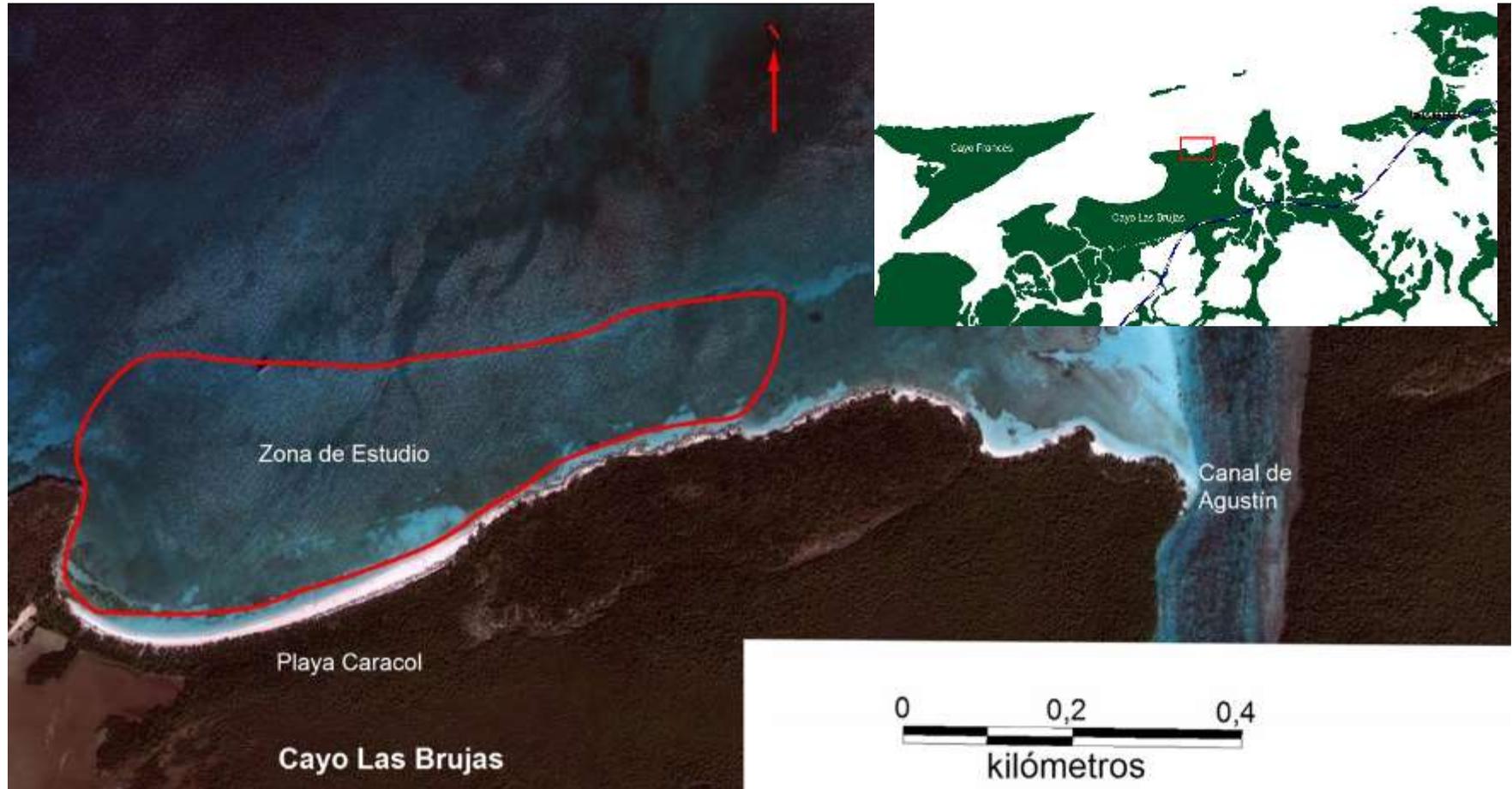


Figura 1. Ubicación de la zona de trabajo.

4. RESULTADOS

En los meses de estudio se analizaron un total de 2413 colonias pertenecientes a 17 especies de corales hermatípicos, agrupados en diez géneros, seis familias y dos órdenes de las dos clases con especies formadoras de arrecife (Anexo V). La familia mejor representada en cuanto al número de especies fue *Poritidae*, encontrándose las cuatro especies pertenecientes a esta familia. La familia con el mayor número de colonia fue *Siderastreidae*. Tres especies no se encontraron dentro de los cuadrantes, pero se incluyen en la lista, estas son: *Millepora squarrosa*, *Eusmilia fastigiata* y *Orbicella faveolata* (Anexo V).

El porcentaje de colonias con signos de blanqueamiento refleja diferencias significativas en los meses de estudio (ANOVA de Kruskal-Wallis: $H(3, N=240)=94,47986$ $p=0,000$)

Tabla II. Resultados de la prueba de comparación múltiple de Z para la variable % de colonias con signos de blanqueamiento en los meses de estudio. Se destacan en color rojo los valores que presentan diferencias significativas.

	Junio	Julio	Agosto
Julio	3,575814		
Agosto	8,239033	4,663219	
Octubre	0,178166	3,753980	8,417199

De los resultados de la prueba Z de comparación múltiple se obtuvo que los meses de junio y octubre presentan valores semejantes, el mes de Julio difiere de estos y del mes de Agosto; formándose tres grupos junio-octubre, julio y agosto (Tabla II).

El mes de junio refleja los valores más bajos, con cuadrantes que presentan una mediana del 15% de colonias con signos de blanqueamiento (Fig. 2). En julio aumentan las colonias con blanqueamiento, la mediana duplica su valor con respecto al mes anterior y más del

50% de los cuadrantes tiene valores de entre 30 y 80 % de las colonias blanqueadas. Valores superiores a los dos meses anteriores se presentan en el mes de agosto; el 75% de los cuadrantes tiene más del 46% de colonias blanqueadas y la mediana es el doble del mes anterior. En octubre disminuye el porcentaje de colonias blanqueadas a valores similares a los encontrados en junio.

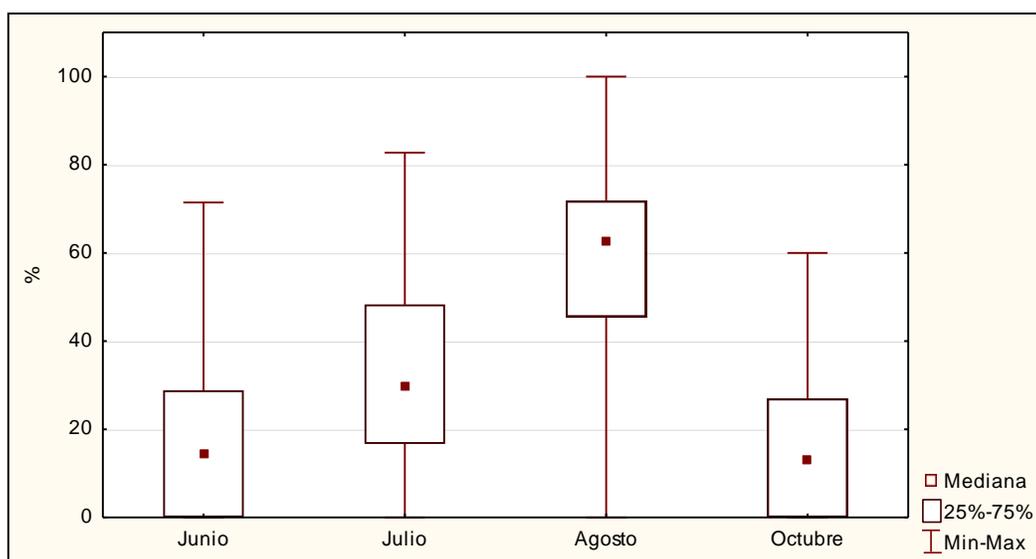


Figura 2. Porcentaje de colonias/m² con signos de blanqueamiento en los meses de estudio.

El porcentaje de colonias pálidas muestra diferencias significativas entre los meses de estudio (ANOVA de Kruskal-Wallis: $H(3, N=240) = 91,37560$ $p = 0,000$). La prueba de comparación múltiple de Z refleja diferencias entre julio y agosto con el resto de los meses. Junio, julio y octubre se mantienen con valores similares de palidez. Agosto difiere a todos los demás, con los valores más altos de palidez (Tabla III).

Tabla III. Resultados de la prueba de comparación múltiple de Z para la variable % de colonias pálidas en los meses de estudio. Se destacan en color rojo los valores que presentan diferencias significativas.

	Junio	Julio	Agosto
Julio	0,176393		
Agosto	0,000000	0,000008	
Octubre	0,300096	0,000210	0,000000

El grupo que forman los meses de junio, julio y octubre presentan el 75% de sus cuadrantes por debajo del 41% de colonias pálidas, siendo los meses menos afectados (Fig. 3). En agosto casi el 75% de los cuadrantes están por encima de ese valor y la mediana dos veces y media superior a la encontrada en julio. Los resultados muestran que la palidez es baja en el mes de junio aumenta ligeramente en julio alcanza su pico máximo en agosto y retorna en octubre a valores muy bajos.

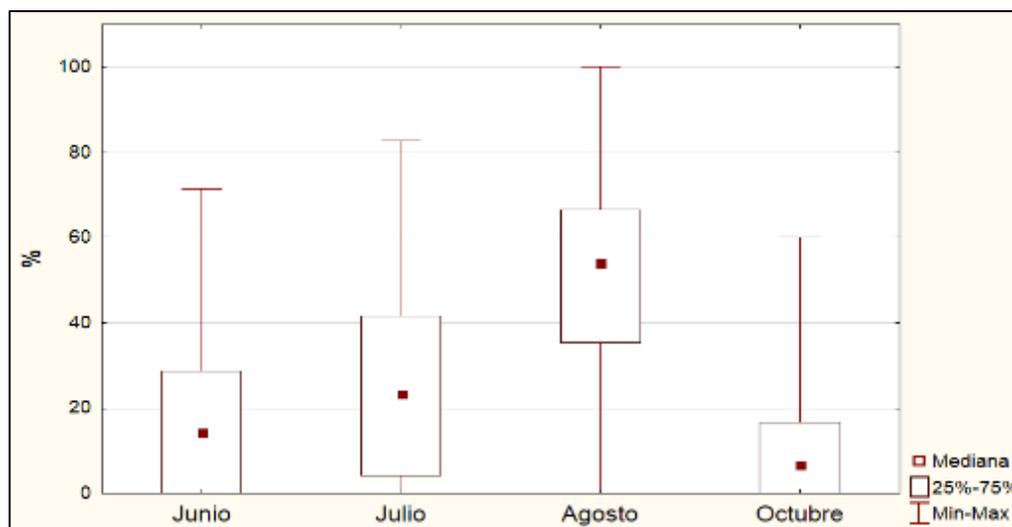


Figura 3. Porcentaje de colonias/m² con palidez en los meses de estudio

De la variable porcentaje de colonias blancas se obtuvo diferencias significativas entre los meses de estudio (ANOVA de Kruskal-Wallis: $H(3, N=240) = 35,87724$ $p = ,0000$).

Tabla IV. Resultados de la prueba de comparación múltiple de Z para la variable % de colonias blancas en los meses de estudio. Se destacan en color rojo los valores que presentan diferencias significativas.

	Junio	Julio	Agosto
Julio	0,001257		
Agosto	0,001169	1,000000	
Octubre	0,000004	1,000000	1,000000

La prueba de comparación múltiple indica diferencias significativas entre el mes de junio con respecto al resto de los meses, que no difieren entre sí (Tabla IV). El mes de junio se separa del resto con los índices más bajos de colonias blancas, el 75% de los cuadrantes

no tenían colonias blancas (fig. 4). Los meses restantes muestran semejanzas entre ellos con valores más altos de colonias blancas, en el mes de octubre estos valores tienden a incrementarse.

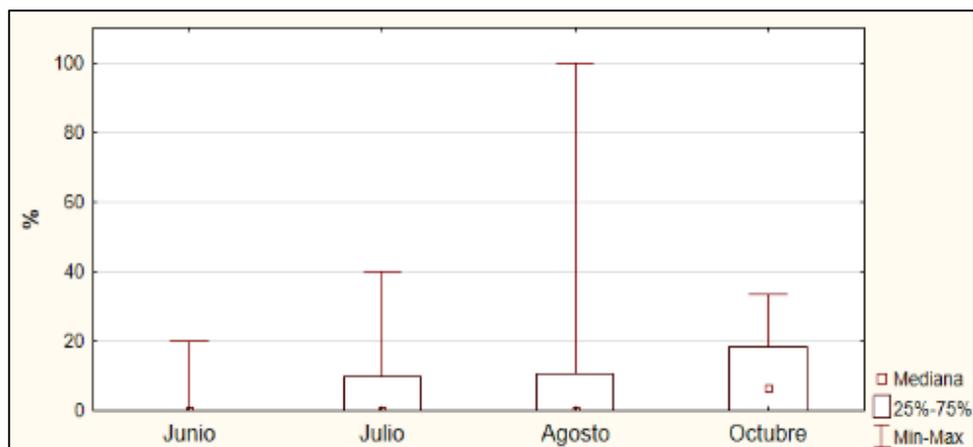


Figura 4. Porcentaje de colonias/m² blancas en los meses de estudio.

La cobertura afectada por blanqueamiento refleja diferencias significativas en los meses de estudio (ANOVA de Kruskal-Wallis: $H(3, N=240) = 98,02142$ $p = 0,000$). La prueba de comparación múltiple de Z arroja diferencias significativas entre el mes de agosto con respecto al resto de los meses (Tabla V). El 25% de los cuadrantes en agosto presentó una afectación en su superficie de más de un 45% de blanqueamiento, la mediana de los cuadrantes tuvo un 58% de superficie afectada. Julio también tuvo afectaciones en la cobertura la mediana de los cuadrantes presentó un 25% de afectación por blanqueamiento en su superficie (fig. 5).

Tabla V. Resultados de la prueba de comparación múltiple de Z para la variable % de superficie con blanqueamiento en los meses de estudio. Se destacan en color rojo los valores que presentan diferencias significativas

	Junio	Julio	Agosto
Julio	0,001072		
Agosto	0,000000	0,000012	
Octubre	1,000000	0,000071	0,000000

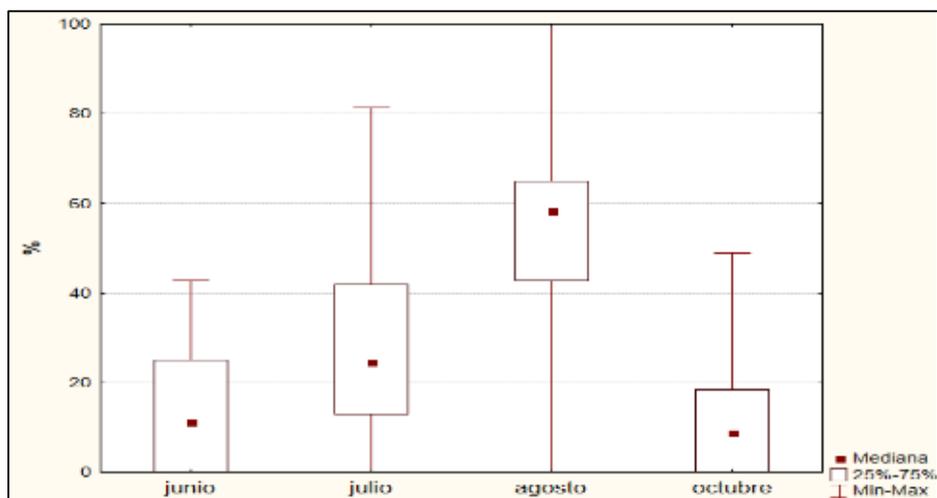


Figura 5. Porcentaje de superficie con blanqueamiento en los meses de estudio.

La superficie pálida mostró diferencias marcadas en los meses de estudio (ANOVA de Kruskal-Wallis: $H(3, N=240) = 98,02142$ $p = 0,000$). Como resultado de la prueba de comparación múltiple de Z (Tabla VI), se obtuvo que el mes de agosto difiere del resto con los niveles más altos de superficie pálida (Fig.6). Los meses de junio, julio y octubre muestran porcentos bajos de superficie pálida.

Tabla VI. Resultados de la prueba de comparación múltiple de Z para la variable % de superficie pálida en los meses de estudio. Se destacan en color rojo los valores que presentan diferencias significativas

	Junio	Julio	Agosto
Julio	0,104639		
Agosto	0,000000	0,000005	
Octubre	0,304738	0,000089	0,000000

En el mes de junio el 75% de los cuadrantes se mantuvo por debajo de un 24% de superficie pálida (Fig.6). Aumentó el porcentaje de superficie afectada por palidez en el mes de julio en el que los cuadrantes mostraron una mediana de 20% de superficie pálida. El pico máximo de afectación lo tuvo el mes de agosto en el que la mediana de los cuadrantes mostró más de un 52% de superficie pálida; el mes de octubre fue el menos afectado en el que el 75% de sus cuadrantes no superan el 12% de superficie pálida.

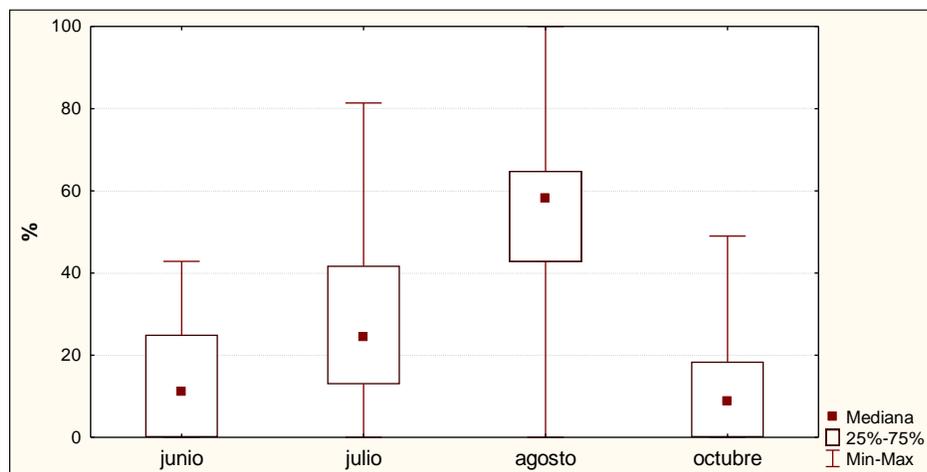


Figura 6. Porcentaje de superficie pálida en los meses de estudio.

El porcentaje de superficie blanca en los meses de estudio mostró diferencias significativas en los meses (ANOVA de Kruskal-Wallis: $H(3, N=240) = 33,67057$ $p=0,0000$).

Tabla VII. Resultados de la prueba de comparación múltiple de Z para la variable % de superficie blanca en los meses de estudio. Se destacan en color rojo los valores que presentan diferencias significativas

	Junio	Julio	Agosto
Julio	0,000404		
Agosto	0,000331	1,000000	
Octubre	0,000064	1,000000	1,000000

La comparación múltiple de Z muestra diferencias significativas entre junio y los meses de julio, agosto y octubre (Tabla VII). Junio fue el mes menos afectado en cuanto a superficie blanca en el que el 75% de sus cuadrantes no presentó superficie blanca (Fig. 7). Los meses de julio y agosto mostraron el 75% de sus cuadrantes con valores inferiores a un 10% de superficie blanca; y el mes de octubre con valores bajos con respecto al grupo anterior en el que el 75% de sus cuadrantes presento un 7% de superficie blanca.

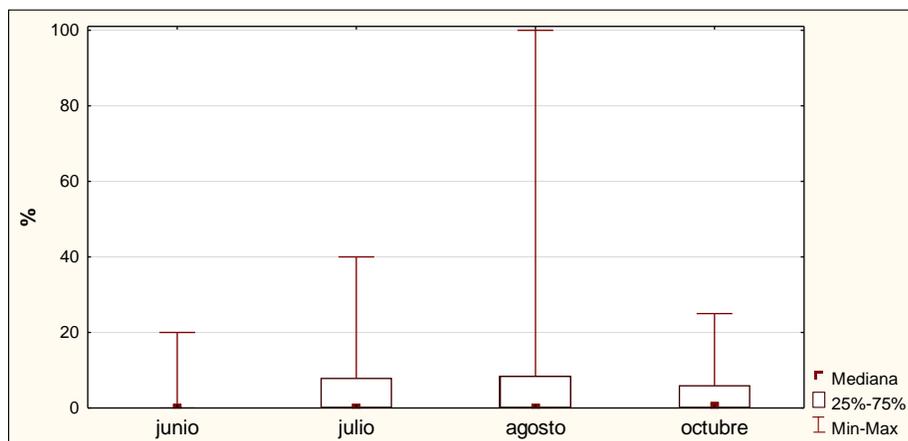


Figura 7. Porcentaje de superficie blanca en los meses de estudio.

El porcentaje de colonias con mortalidad refleja diferencias significativas en los meses (ANOVA de Kruskal-Wallis: $H(3, N=240)=20,28375$ $p=0,0001$). De la prueba de comparación múltiple de Z se obtuvo que los meses de junio, julio y octubre son similares en cuanto al porcentaje de colonias con mortalidad, agosto difiere del resto en él es menor porcentaje de colonias con mortalidad (Tabla VIII). Agosto con los valores más bajos de mortalidad, el 75% de sus cuadrantes con colonias por debajo del 25% de mortalidad (Fig.8). El resto de los meses mantiene el 75% de sus cuadrantes con colonias por debajo del 40% y 35% de mortalidad.

Tabla VIII. Resultados de la prueba de comparación múltiple de Z para la variable % de colonias con mortalidad en los meses de estudio. Se destacan en color rojo los valores que presentan diferencias significativas			
	Junio	Julio	Agosto
Julio	1,000000		
Agosto	0,024395	0,235400	
Octubre	0,763166	0,116779	0,000065

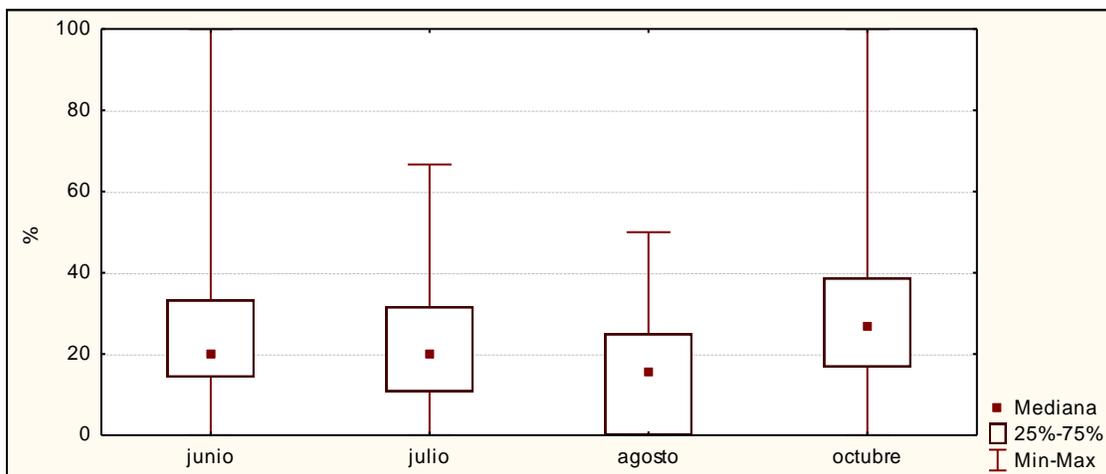


Figura 8. Porcentaje de colonias/m² con mortalidad en los meses de estudio

Los resultados de los análisis para los porcentos de colonias con mortalidad antigua muestran diferencias marcadas entre los meses de estudio (ANOVA de Kruskal-Wallis: $H(3, N= 240) = 14,67964$ $p=0,0021$). Los meses de junio, julio y octubre no difieren entre ellos (Tabla IX). En estos el 50% de los cuadrantes poseen el 20% de las colonias, o más, con mortalidad antigua. Agosto tiene los valores más bajos, el 75% de los cuadrantes tiene menos del 20% de las colonias con mortalidad antigua (Fig.9).

Tabla IX. Resultados de la prueba de comparación múltiple de Z para la variable % de mortalidad antigua en los meses de estudio. Se destacan en color rojo los valores que presentan diferencias significativas

	Junio	Julio	Agosto
Julio	1,000000		
Agosto	0,029734	0,081068	
Octubre	1,000000	1,000000	0,001809

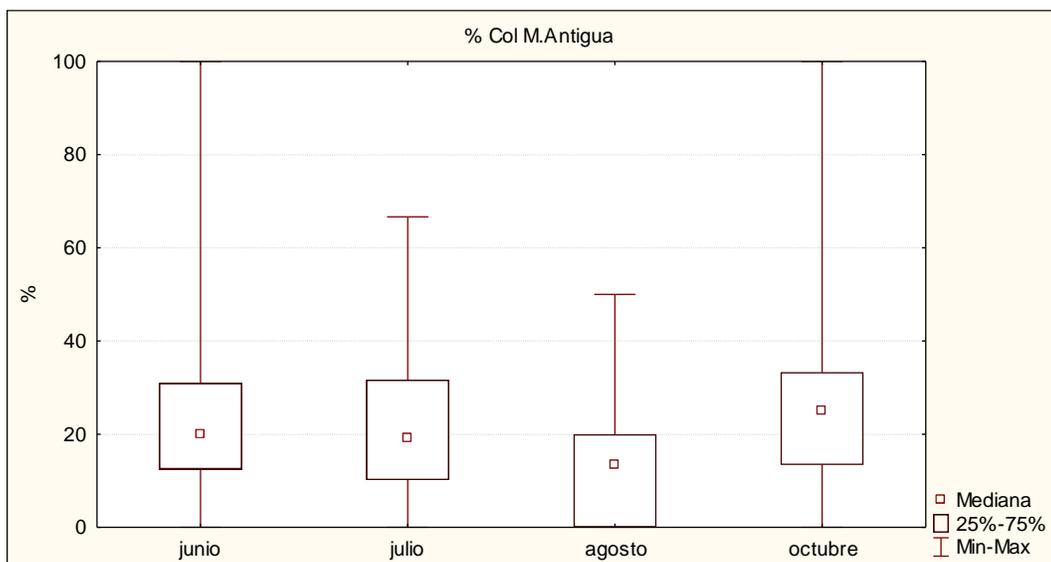


Figura 9. Porcentaje de colonias/m² con mortalidad antigua en los meses de estudio

Las colonias con mortalidad reciente en los cuatro meses de estudio indican diferencias significativas entre estos (ANOVA de Kruskal-Wallis: $H(3, N=240)=16,41380$, $p=0,0009$).

Sin embargo la prueba de comparación múltiple no refleja estas (Tabla X).

Tabla X. Resultados de la prueba de comparación múltiple de Z para la variable % de mortalidad reciente en los meses de estudio.

	Junio	Julio	Agosto
Julio	1,000000		
Agosto	1,000000	1,000000	
Octubre	1,000000	0,054739	0,197033

En los cuatro meses la frecuencia de colonias con mortalidad reciente fue muy baja, en los tres primeros el 75% de los cuadrantes no tenía colonias afectadas. En octubre aumenta la frecuencia de colonias con mortalidad pues el 50% de los cuadrantes tiene colonias afectadas (Fig. 10).

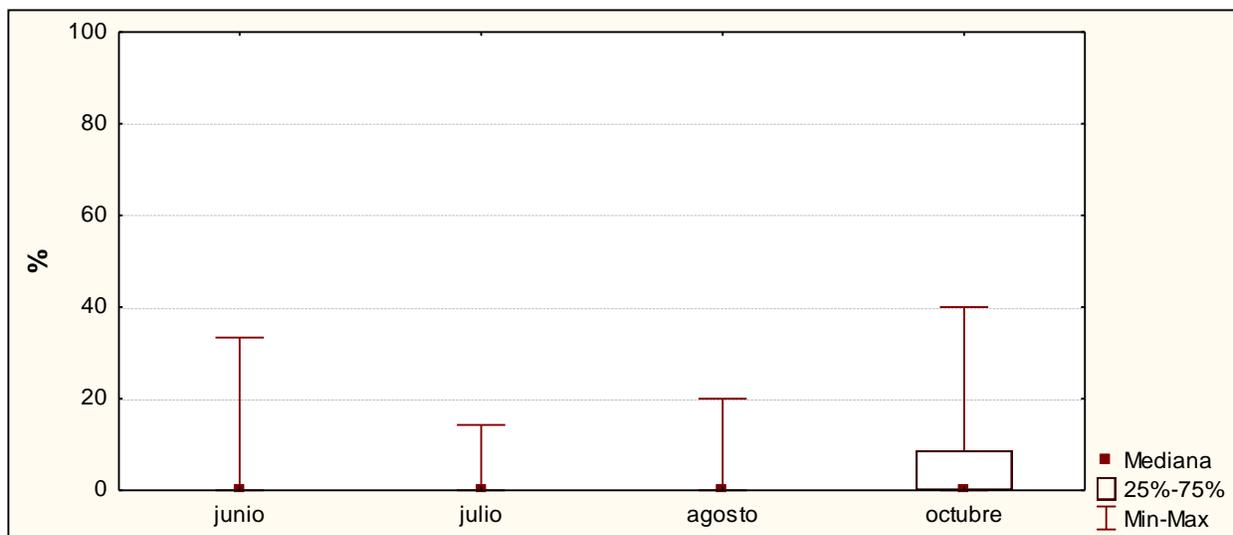


Figura 10. Porcentaje de colonias/m² con mortalidad reciente en los meses de estudio.

El análisis del porcentaje de superficie afectada por mortalidad muestra diferencias significativas en los meses de estudio (ANOVA de Kruskal-Wallis: $H(3, N=240) = 17,50295$ $p=0,0006$). Los resultados de la prueba de comparación múltiple de Z arrojan diferencias entre agosto y los restantes meses. (Tabla XI).

Tabla XI. Resultados de la prueba de comparación múltiple de Z para la variable % de superficie con mortalidad en los meses de estudio. Se destacan en color rojo los valores que presentan diferencias significativas

	Junio	Julio	Agosto
Julio	1,000000		
Agosto	0,001720	0,077561	
Octubre	1,000000	1,000000	0,001918

Agosto presentó la menor superficie afectada por mortalidad, el 75% de sus cuadrantes tuvo valores inferiores al 9% de superficie afectada manteniéndose por debajo de la mediana del resto de los meses (Fig.11).

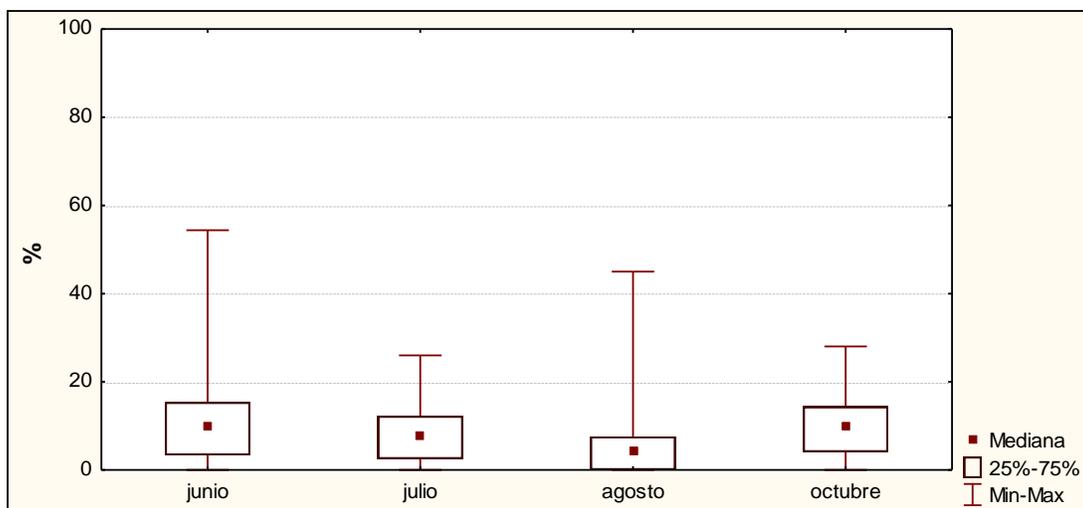


Figura 11. Porciento de superficie coralina con mortalidad en los meses de estudio.

Los componentes de la mortalidad mostraron que el porciento de superficie afectada por mortalidad antigua (ANOVA de Kruskal-Wallis: $H(3, N=240) = 13,91278$ $p = 0,0030$); así como el porciento de superficie afectada por mortalidad reciente (ANOVA de Kruskal-Wallis: $H(3, N=240) = 16,86912$ $p = 0,0008$) arrojaron diferencias significativas entre los meses de estudio

Tabla XII. Resultados de la prueba de comparación múltiple de Z para la variable % de superficie con mortalidad antigua en los meses de estudio. Se destacan en color rojo los valores que presentan diferencias significativas

	Junio	Julio	Agosto
Julio	1,000000		
Agosto	0,002859	0,068728	
Octubre	1,000000	1,000000	0,036840

La prueba de comparación múltiple de Z para la superficie coralina afectada por mortalidad antigua, refleja similitud entre los meses de junio, julio y octubre y diferencias de éstos con el mes de agosto (Tabla XII). Agosto reflejó los valores más bajos de afectación el 75% de sus cuadrantes con menos del 9% de superficie afectada por mortalidad antigua, mientras que junio, julio y octubre tienen el 75% de sus cuadrantes por debajo del 15% de superficie coralina afectada por mortalidad antigua (Fig.12).

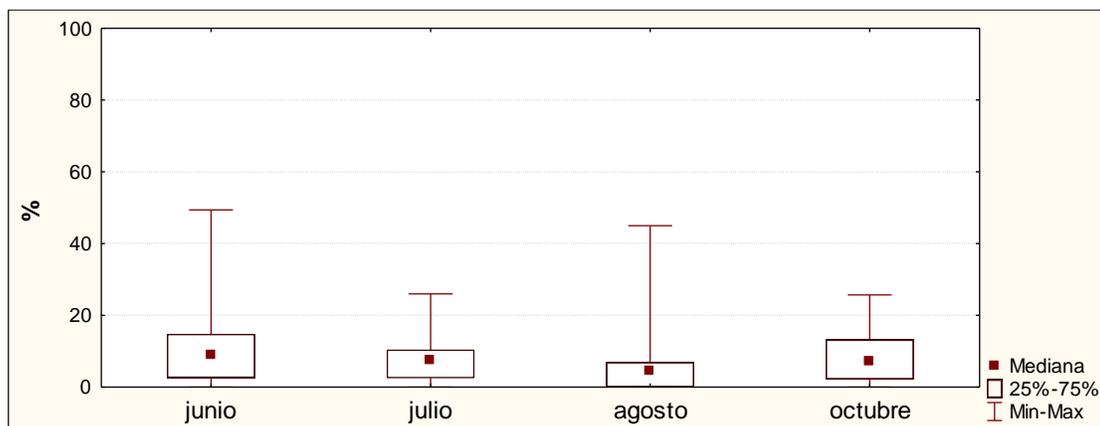


Figura 12. Porcentaje de superficie coralina con mortalidad antigua en los meses de estudio.

Los resultados de la prueba de comparación múltiple indican que no existe diferencia entre todos los meses de estudio en cuanto al porcentaje de superficie afectada por mortalidad reciente (Tabla XIII). Los meses de junio, julio y agosto tuvo menos del 25% de los cuadrantes con superficie afectada por mortalidad reciente. Sin embargo el mes de octubre aumentó ligeramente la superficie afectada en el que más del 25% de los cuadrantes reflejó valores entre 1% y 10% (Fig.13).

Tabla XIII. Resultados de la prueba de comparación múltiple de Z para la variable % de superficie con mortalidad reciente en los meses de estudio.

	Junio	Julio	Agosto
Julio	1,000000		
Agosto	1,000000	1,000000	
Octubre	1,000000	0,055692	0,145538

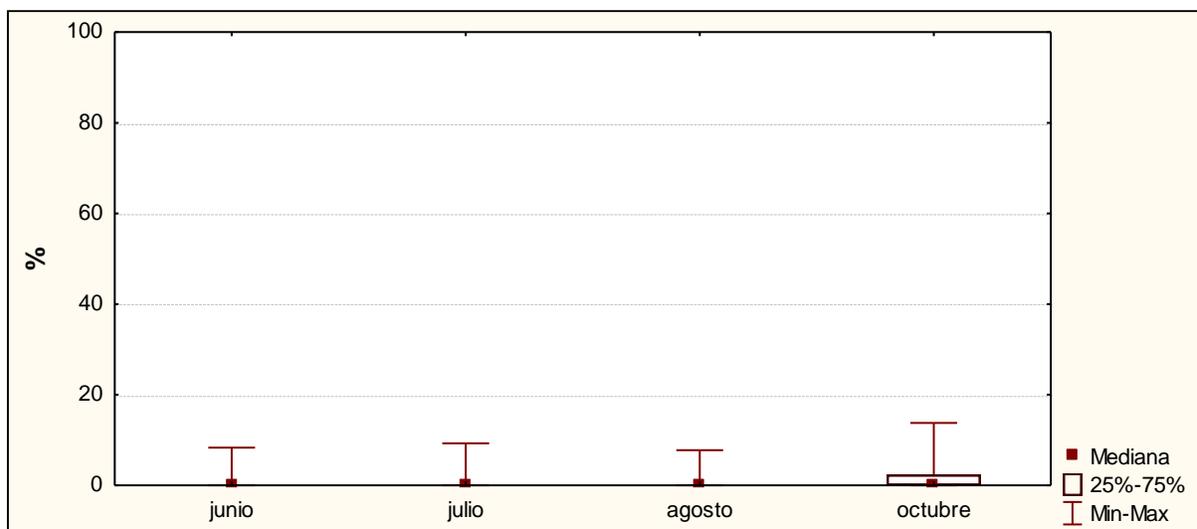


Figura 13. Porcentaje de superficie coralina con mortalidad reciente en los meses de estudio.

De las 17 especies reportadas en los meses de estudio 14 mostraron signos blanqueamiento. De éstas, las más afectadas fueron *S. radians*, *P. astreoides* y *P. divaricata*.

La especie *S. radians* fue la que más colonias afectada por blanqueamiento tuvo, con un total de 301 colonias, lo que representa el 74% del total de sus colonias (tabla XIV). *P. astreoides* fue la segunda especie en cantidad de colonias afectadas con un total de 41(35%) y *P. divaricata* con 36 (55%) colonias con blanqueamiento ocupa el tercer lugar. El resto de las especies reflejan distintos porcentajes de afectación, pero la abundancia es muy baja en la zona; por ejemplo, *S. siderea* con sólo tres colonias blanqueadas representan el 75% de las colonias encontradas.

Tabla XIV. Especies con mayor número de colonias afectadas por el blanqueamiento.

Sp	Total de colonias con blanqueamiento	% afectación del total
<i>Siderastrea radians</i>	301	73,9558
<i>Porites astreoides</i>	41	35,3448
<i>Porites divaricata</i>	36	55,3846
<i>Manicina areolata</i>	7	46,6667
<i>Porites porites</i>	2	100,0000

Tabla XIV. Especies con mayor número de colonias afectadas por el blanqueamiento.

Sp	Total de colonias con blanqueamiento	% afectación del total
<i>Millepora alcicornis</i>	6	18,7500
<i>Solenastrea bournoni</i>	1	100,0000
<i>Dichocoenia stokesi</i>	1	25,0000
<i>Pseudodiploria clivosa</i>	5	71,4286
<i>Porites furcata</i>	1	50,0000
<i>Siderastrea siderea</i>	3	75,0000
<i>Monstrastrea cavernosa</i>	1	33,3333
<i>Pseudodiploria strigosa</i>	2	66,6667
<i>Millepora complanata</i>	1	33,3333

De la abundancia de colonias se obtuvo que existe diferencias significativas en los meses de estudio (ANOVA de Kruskal-Wallis: $H(3, N=240) = 13,66504$ $p = 0,0034$). La prueba de comparación múltiple de Z refleja que las diferencias están dadas por el mes de julio y agosto que tienen valores superiores a los obtenidos en el resto de los meses (Tabla XV).

Tabla XV. Resultados de la prueba de comparación múltiple de Z para la variable abundancia de colonias en los meses de estudio. Se destacan en color rojo los valores que presentan diferencias significativas

	Junio	Julio	Agosto
Julio	0,012091		
Agosto	0,005987	1,000000	
Octubre	0,177571	1,000000	1,000000

La abundancia medida en col/m² en el mes de junio es menor que los dos meses siguientes y tiende a semejarse a octubre. Julio y agosto presentaron los valores más altos de abundancia con una mediana de 10 y 11 col/m² respectivamente, el 50% de los datos de julio oscilan entre 7 y 15 col/m², mientras que en agosto el 50% de sus valores están entre 6 y 16 col/m². En octubre la comunidad retorna a los valores iniciales del muestreo cuya mediana tuvo un promedio de 9 y el 50% de los cuadrantes osciló entre 7 y 13 col/m² (Fig.14).

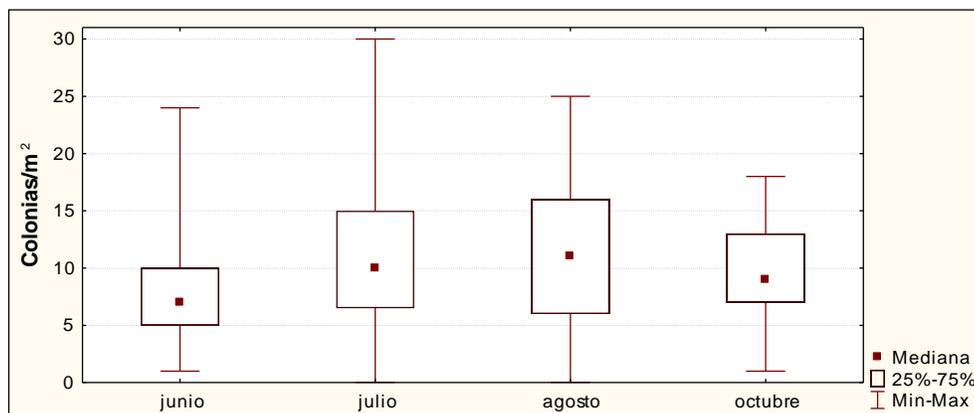


Figura 14. Abundancia de colonias en los meses de estudio.

La cobertura coralina presentó diferencias significativas entre los muestreos (ANOVA de Kruskal-Wallis: $H(3, N=240) = 20,18490$ $p = 0,0002$). Los meses de julio y agosto se agrupan significativamente, así como junio y octubre; de la misma forma que en los resultados de la abundancia (Tabla XVI).

Tabla XVI. Resultados de la prueba de comparación múltiple de Z para la variable % de cobertura en los meses de estudio. Se destacan en color rojo los valores que presentan diferencias significativas

	Junio	Julio	Agosto
Julio	0,161138		
Agosto	1,000000	1,000000	
Octubre	0,205582	0,000089	0,010675

Junio y octubre presentan los valores más altos de cobertura coralina. El mes de junio tuvo el 75% de sus cuadrantes con una cobertura por debajo del 15%, mientras que octubre tuvo el 75% de sus cuadrantes por debajo del 32% de cobertura coralina siendo el mes que más aporta a esta. En julio la cobertura desciende, el 75% de sus cuadrantes están por debajo de la mediana de junio. Agosto aumentó un poco su cobertura con respecto a julio pero no es significativo como en junio y octubre (Fig. 15).

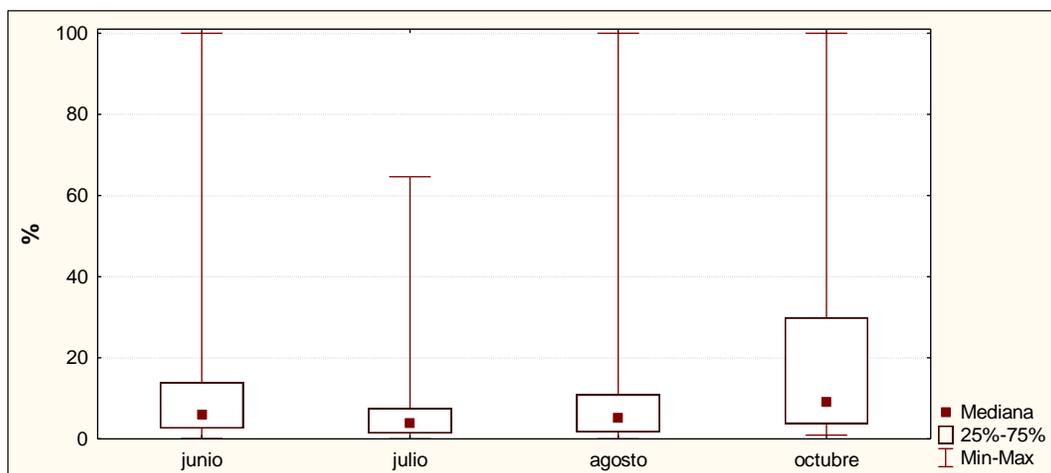


Figura 15. Porcentaje de cobertura coralina en los meses de estudio

Los resultados del análisis de similitud de Bray-Curtis reflejaron que la comunidad coralina en los meses de estudio presentó valores altos, superiores al 68% (Tabla XVII).

Tabla XVII. Resultados de los análisis de similitud utilizando el índice de Bray Curtis.

	Junio	Julio	Agosto
Julio	80,6926407		
Agosto	83,3669842	91,2832541	
Octubre	82,3199252	68,488746	72,7385525

S. radians, *P. divaricata* y *P. astreoides* fueron las especies que más contribuyeron a la similitud según los análisis (SIMPER). La primera fue la más abundante en todos los meses y la que más aportó a la similitud con un porcentaje de 45.39 representando del total 56.86%. *P. astreoides* fue la segunda en aportar con un 17.25% de similitud aportando un 21.61% del total. La tercera especie que contribuyó fue *P. divaricata* con un 10.64% de similitud, lo que representó del total un 13.34% (Tabla XVIII).

Tabla XVIII. Resultados del análisis de similitud(SIMPER) en los meses de estudio

Especies	%Abundancia	%Similitud	%Contribución	%Acumulado
srad	5.49	45.39	56.86	56.86
past	2.06	17.25	21.61	78.47
pdiv	1.18	10.64	13.34	91.81

Las especies que contribuyeron a la similitud fueron las mismas que determinaron la disimilitud. El porcentaje más alto de disimilitud estuvo entre el mes de julio y octubre con un 31.51%, determinado por *S. radians* que disminuyó su abundancia, con esto la especie aportó un 14.17%, lo que representa del total un 46.68%. *P. astreoides* fue la segunda especie que contribuyó a la disimilitud, de junio a julio el porcentaje de disimilitud fue de 17.18%, la especie aportó un 7.02% cuando su abundancia aumentó. Las demás especies aportaron a la disimilitud, pero sus cambios de un mes a otro no fueron tan bruscos como los casos anteriores. Por ejemplo *P. divaricata* de julio a agosto aportó 2.19% de disimilitud lo que representó del total 25.11%, su abundancia disminuyó; *S. siderea* aportó al porcentaje de disimilitud de junio y octubre contribuyendo con un 4.12%, representando del total 23.28%(Tabla XIX).

Tabla XIX. Porcentaje de abundancia de las especies que más aportan a la similitud en los meses de estudio.

Sp	Junio	Julio	Agosto	Octubre
<i>Siderastrea radians</i>	4.57	6.88	6.67	3.83
<i>Porites astreoides</i>	1.72	1.65	1.90	2.97
<i>Porites divaricata</i>	1.07	1.55	1.07	1.05

5. DISCUSIÓN

La zona de estudio a pesar de ser un área pequeña mostró gran diversidad de especies. Se encontró el 34% de las especies de corales pétreos reportados para Cuba por González-Ferrer (2006), similar a lo reportado por Triana-López (2011) para el Guanabacoa. La riqueza de especie fue semejante a lo reportado por González-Ferrer *et al.* (2007) en biotopos arrecifales ubicados al norte de la provincia de Villa Clara, los valores encontrados en estos sitios oscilaron entre 1,8 y 3,2 especies/cuadrante.

De las especies que conforman la lista, sólo tres no se encontraron dentro de los cuadrantes. Si se tiene en cuenta que en la zona se dispusieron al azar 240 cuadrantes, el límite de detección de la metodología sería una colonia en 240 cuadrantes lo que significa que estas especies se encuentran en una abundancia menor de 0,01 colonias/m². Por lo tanto se puede decir que son especies muy raras en el biotopo, *Eusmilia fastigiata* y *Orbicella faveolata* son especies propias de comunidades más profundas (González-Ferrer, 2006). *Millepora squarrosa*, aunque es propia de comunidades someras, siempre se encuentra en abundancias muy bajas (Lewis, 2006).

La dominancia siguió un patrón que coincide con lo registrado por otros autores para distintos arrecifes someros de Cuba (Triana-López, 2011; De la Guardia *et al.*, 2006;) y del Caribe en general (Fernández y Alvarado, 2004; García *et al.*, 2003)

La abundancia de *Siderastrea radians* y *Porites astreoides* en la zona de estudio coincide con lo reportado para el oeste del Guanabacoa (Triana-López, 2011). Estas especies se consideran resistentes a la sedimentación por la capacidad que poseen sus pólipos de eliminar las partículas de sedimento que se acumulan en la superficie de la colonia

(Sullivan *et al.*, 1994). Dichas características favorecen su crecimiento en estas dos zonas, ya que Playa Caracol recibe materia orgánica proveniente del canal de Agustín y que, por su inmediatez a la costa, las partículas de sedimentos son removidas por el oleaje lo que crea turbidez y poca transparencia, la entrada de grandes cantidades de sedimentos terrígenos no afecta a estas especies resistentes (Torres y Morelock, 2002). De forma similar El Guanal se encuentra perturbado por la acción mecánica del oleaje durante el invierno, además de estar influido por las corrientes de marea responsables del intercambio de la bahía de Buenavista con el océano, ricas en materia orgánica de origen natural o antrópico, las últimas producto de los efluentes de las plantas de tratamiento de residuales de Cayo Santa María y Ensenachos (Triana-López, 2011).

El porqué de la dominancia de estas especies podría deberse a las estrategias reproductivas de éstas; *P. astreoides*, *S. radians* y *P. divaricata* son incubadoras (Richmond y Hunter, 1990). En este tipo de especies la fertilización es interna, las larvas son incubadas y luego liberadas al medio, tienen poco tiempo de vida libre y generalmente se asientan en lugares cercanos a la colonia que les da origen (Szmant y Gassman, 1991). Son exitosos en el reclutamiento, invierten un mayor gasto energético en el proceso de reproducción y un menor gasto en el crecimiento, por eso son especies de talla pequeña (Szmant y Gassman, *op. cit.*). En particular, *P. astreoides* ha sido señalada como una especie con gran potencial reproductivo (Lirman y Fong, 1996).

S. radians posee características especiales que le permiten vivir en lagunas interiores, zonas de turbidez, sedimentación altas y salinidad variable, todas estas variables son características de la zona de estudio, para comunidades cercanas se reportaron tasas

altas de sedimentación (Arias *et al.*, 2006); además su forma redondeada y tamaño pequeño le permite resistir el estrés mecánico del oleaje (Lirman *et al.*, 2003).

En los cayos de la Florida *P. astroides* y *S. radians* se encontraron en el 95% de los sitios de muestreo (Lirman y Fong, 2007). También se reportaron a ambas especies como dominantes, en un 80% y 60% respectivamente, en los biotopos someros en la región noroccidental de Cuba (González-Díaz *et al.*, 2010). Otros trabajos reportan estas especies entre las más abundantes en la isla (González-Díaz *et al.*, 2012 y Valdivia y De la Guardia, 2004). Además han sido reportadas entre las más abundantes en el Caribe (Fernández y Alvarado, 2004).

Por presentar la zona de estudio como especies dominantes aquellas más resistentes a la sedimentación sugiere que la zona de estudio está expuesta a escenarios ambientales no tan favorables, que pueden estar dadas por las condiciones hidrometeorológicas de la zona, así como por su cercanía a la costa es afectada por el oleaje y la antropización; aunque *P. astreoides* es considerada abundante en arrecifes de coral con condiciones ambientales favorables para el desarrollo de comunidades coralina (De la Guardia *et al.*, 2001 y Caballero, 2002).

Durante los meses de estudio el porcentaje de colonias con blanqueamiento tendió a aumentar de junio a agosto. La intensidad del blanqueamiento durante estos meses de muestreos fue de 3 (moderada) de acuerdo a la escala establecida por Marshall y Shuttenberg (2006), dicha escala con categorías del 0 al 4 valora el blanqueamiento de acuerdo a las características de este. Separando los valores de blanqueamiento

independiente en cada mes, se tiene que junio y octubre tuvieron los valores de intensidad 2 (baja), mientras que en julio y agosto esta fue 3.

Al desglosar el blanqueamiento de acuerdo a la intensidad de la afectación de las colonias; se observó que la intensidad de colonias pálidas de manera general en el estudio fue moderada, aunque en meses como junio y octubre fue baja. Las colonias blancas tuvieron intensidad baja en todos los muestreos, no revelaron aumentos notables de un mes a otro, y los que ocurrieron son tan pequeños que sugieren la acumulación de las colonias afectadas en meses anteriores con las afectadas en el propio mes. Teniendo en cuenta que en todos los meses de muestreo las colonias pálidas fueron superiores a las blancas y que por tanto la intensidad de la primera es mayor que la segunda se podría decir que la palidez fue la que más aportó al blanqueamiento de la zona.

Los valores bajos de blanqueamiento en junio, tanto los porcentos de colonias pálidas así como los porcentos de colonias blancas podrían estar relacionados con el inicio del verano donde las temperaturas no son tan altas como para romper la simbiosis. Según los gráficos de zonas calientes de la NOAA (anexo VI) se observa que alrededor de Cuba el calentamiento de la superficie se intensificó a principios de agosto y finales de septiembre, dichos mapas señalan en las cercanías de la zona de estudio para junio un incremento de la temperatura pero que no llega al umbral de blanqueamiento lo que coincide con los valores bajos obtenidos del evento en este mes; además no es considerado como uno de los meses más calientes del año (Sammarco *et al.*, 2006).

Los meses de julio y agosto fueron los meses más afectados por el evento, con altos porcentos de colonias pálidas presentando valores muy superiores al resto. Al parecer las

condiciones estresantes que pudieron no estar presentes en junio, o si estuvieron fueron leves, se incrementaron durante estos meses. Tal es el caso de la temperatura de la superficie del mar, ya que durante estos meses experimenta sus valores más altos (Sammarco, *op. cit.*), los gráficos de las estaciones virtuales de la Administración Nacional Oceánica y Atmosférica de Estados Unidos (NOAA) (anexo VI) reflejan un aumento de la temperatura al inicio de julio que, aunque no llega al umbral se está a un punto de alcanzarla, para finales de agosto alcanzan las temperaturas el umbral del blanqueamiento, esta fase crea estrés fisiológico en el coral y son expulsadas las zooxantelas (Marshall y Shuttenberg, 2006), lo que evidencia el por qué fue el mes que más colonias afectadas tuvo.

Octubre, contrario a lo esperado, por ser considerado uno de los meses más calientes del año (Sammarco *op. cit.*; Eakin *et al.*, 2010; Anexo VI), representó los valores más bajos de blanqueamiento con una disminución del porcentaje de colonias pálidas y colonias blancas. Si se tiene en cuenta que durante este mes son muy comunes las tormentas tropicales y como en la zona de estudio la exposición directa a los vientos y el oleaje no favorecen el blanqueamiento. La turbidez provocada impide la penetración de la luz y los vientos mueven las corrientes de aire caliente sobre la superficie del mar, disminuyendo la temperatura del agua y evitando la expulsión de los dinoflagelados.

Para la provincia de Villa Clara se han reportado eventos de blanqueamientos durante los últimos años. Olivares-Yanes (2013) reportó para Playa Caracol resultados similares a los obtenidos en el estudio durante los meses de verano, el blanqueamiento fue considerado de intensidad media. También en El Guanal, en noviembre de 2011 se observó un

blanqueamiento de intensidad moderada, con una afectación del 30% de sus colonias (Triana-López, 2011).

Los arrecifes someros del resto de la isla no han estado exentos del evento. En Boca de Canasí se reportaron valores leves de blanqueamiento durante la primavera (Valdivia y De la Guardia, 2004). La Red de Monitoreo Voluntario de Alertas Tempranas de Arrecifes Coralinos clasificó al 2009 y 2010 años de fuertes blanqueamientos, geográficamente generalizados, con reportes de blanqueamiento casi total (Alcolado y Castellanos- Iglesias, 2010). Sin embargo, no obtuvieron valores significativos de blanqueamiento en el arrecife de Sancho Pardo en el 2011 (Castellanos- Iglesias y Alcolado, 2011), de manera similar el blanqueamiento fue bajo en el Golfo de Ana María entre octubre de 2011 y marzo de 2012 (González-Díaz *et al.*, 2012)

Las especies más abundantes, *S. radians*, *P. astroides* y *P. divaricata*, son las de mayor número de colonias afectadas; pero sus características particulares las hacen resistentes al blanqueamiento. Es por eso que el mayor porcentaje de afectación por el blanqueamiento lo tuvieron las especies *Siderastrea siderea* y *Pseudodiploria clivosa*. Si se tiene en cuenta la baja frecuencia de estas especies en el lugar y que la mayoría de las colonias estaban blancas, el porcentaje de colonias afectadas es mayor con respecto a aquellas especies abundantes en el lugar y que también se encuentran afectadas.

Ambas especies son resistentes

a altos niveles de estrés hidrometeorológico y daño mecánico, particularmente *P. clivosa* es poco resistente a la contaminación y es muy sensible al blanqueamiento, mientras que *S. siderea* soporta con éxito la presencia de sedimentos y moderadamente el efecto de

algunos contaminantes (González-Ferrer, 2006). Estos resultados coinciden con lo reportado para varios arrecifes someros de la isla; tal es el caso Valdivia y De la Guardia (2004) en Boca Canasí; González-Díaz *et al.* (2012) en el golfo de Ana María; González-Ontivero (2006) en punta Francés y costa Norte de la Habana. Las mismas se consideran entre las más sensibles en el Mar Caribe (McField, 1999 y McClanahan *et al.*, 2009). Este último reportó a *S. siderea* como una especie altamente susceptible al blanqueamiento sin embargo declara a *P. clivosa* como resistente, contrario a lo encontrado en Playa Caracol. La abundancia baja de esta especie en el lugar de estudio resulta un sesgo a la hora de llegar a conclusiones

Los índices de cobertura afectada por blanqueamiento fueron similares a los obtenidos para el porcentaje de colonias afectadas por el evento. De forma general durante los meses de estudio la superficie con blanqueamiento tuvo intensidad moderada de acuerdo a la escala de valores propuesta por Marshall y Shuttemberg (2006). Los valores de cobertura con blanqueamiento más bajos los presentó junio y octubre, si se clasifica la intensidad de estos según la escala es de 2, aunque comparando ambos meses la intensidad de octubre estuvo por debajo de la de junio. El mes con mayor cobertura afectada fue agosto con una intensidad de 3, provocado por el aumento de la temperatura explicado anteriormente (Anexo VI). El aumento de la superficie con blanqueamiento para dicho mes se debe no solo al aumento del número de colonias afectadas, sino también al aumento de la superficie con blanqueamiento de manera individual en cada colonia (Tabla XX).

Tabla XX. Promedio de superficie con blanqueamiento por colonia y mes de estudio.

Mes	Promedio	-95%	+95%
Junio	14,75918	11,78137	17,73700
Julio	35,24551	31,73059	38,76043
Agosto	56,00296	52,37991	59,62600
Octubre	10,59067	8,28463	12,89671

La intensidad de la superficie pálida fue moderada mientras que la de la superficie blanca fue baja (Marshall y Shuttenberg, 2006); o sea, la cobertura coralina se vio más afectada por palidez. El mes con mayor afectación por superficie pálida fue agosto que, lo que sugiere un aumento de colonias con palidez o un incremento de la superficie pálida en cada colonia favorecido por el aumento de las temperaturas para dicho mes. Dicho aumento no tuvo ni la duración, ni la intensidad óptima como para que se llegaran a expulsar totalmente las zooxantelas.

El porcentaje general de colonias con mortalidad en playa Caracol se clasifica en estado regular según los criterios de Alcolado y Durán (2011). Por tanto se puede decir que el blanqueamiento no reflejó altos valores de mortalidad durante el muestreo. De regular se clasificó el porcentaje de colonias con mortalidad antigua (MA), mientras que el porcentaje de colonias con mortalidad reciente (MR) se clasificó como buena. La MA fue la que más aportó a la mortalidad total si se tiene en cuenta que la MA es el producto de procesos acumulativos de mortalidades parciales durante años anteriores, tales afectaciones podrían deberse al incremento de enfermedades y eventos de blanqueamiento que han afectado gran parte de los arrecifes del Mar Caribe en años anteriores (Wilkinson, 2000; Wilkinson y Souter, 2008). Sin embargo la MR, que es la que muestra afectaciones en los últimos 6 meses (Lang, 2003), no refleja valores altos en los meses con más afectación por blanqueamiento. Lo que sugiere que el evento no provocó daños severos en la comunidad. El ligero aumento de la MR en octubre aunque presenta diferencias

significativas con el resto de los meses, se mantiene dentro de la clasificación de baja. Esto pudo ser causado por un pico de elevadas temperaturas que ocurrió en dicho mes, los gráficos de la NOAA muestran cómo se elevó la temperatura sobre el umbral para luego descender rápidamente (anexo VI). Hughes y Conell (1999), plantean la hipótesis de que los altos porcentajes de mortalidad reciente junto con brotes o altos porcentajes de enfermedad constituyen signos de declive de un arrecife. En playa Caracol, estos signos no fueron observados.

Para el sitio de estudio se han reportado porcentajes similares de MA (Olivares-Yanes, 2013) así como para biotopos similares como son: cayo Bahía de Cádiz, cayo Verde, cayo Arbolito, cayo La Vela, cayo Dutton, cayo Fragoso, cayo Borrachos y cayo Caimán (González-Ferrer *et al.*, 2007), mientras que el porcentaje de colonias con MR fue superior a todos estos lugares.

Los porcentajes de superficie coralina con mortalidad se clasifican como buenos, según la escala propuesta por Alcolado y Durán (2011) y son más bajos que los de porcentaje de colonias con mortalidad. Si se separan los componentes de la mortalidad para clasificar la superficie afectada tenemos que la cobertura con MA fue buena, mientras que la cobertura con MR fue muy buena. Se puede observar que los valores de porcentaje de colonias con mortalidad y porcentaje de superficie muerta durante los meses de muestreo son bajos. Entre los factores que pudieran estar influyendo en el comportamiento de la mortalidad pudiera estar un sesgo propio de la metodología. Esto se debe a que las metodologías utilizadas en los estudios de comunidades no toman en cuenta las colonias muertas en pie, principalmente porque no es posible conocer el tiempo que llevan muertas y porque las colonias pequeñas se cubren de otros organismos o se degradan y se imposibilita su

detección. En donde se toma en cuenta esa variable es en las crestas arrecifales de *Acropora palmata* utilizando metodologías como AGRRA (Hill y Wilkinson 2004). Por lo tanto, si en un estudio temporal existen colonias con mortalidad parcial, en muestreos posteriores esas colonias podrían presentar mortalidad total. Así el índice de colonias con mortalidad parcial y con superficie muerta podría disminuir, ya que no se tomarían en cuenta en el muestreo las colonias con mortalidad total.

Otro factor que pudieran incidir en el comportamiento descendente de los valores de mortalidad pudiera deberse a una característica de la especie dominante. *S. radians* tiene la capacidad de recuperar tejido muerto en un periodo corto de tiempo (Lirman *et al.*, 2002). Lo anterior puede influir en los valores de mortalidad parcial ya que las mismas colonias, que en algún momento presentaron porcentajes de mortalidad, en muestreos posteriores podrían recuperarse y no presentar mortalidad, lo que provocaría que los valores de mortalidad relativa descendieran, lo cual parece ser el fenómeno pues no se registra una disminución significativa de la abundancia en los meses de estudio.

Los índices de cubrimiento por coral vivo son mayores en aquellos meses en los que la abundancia fue baja, esto pudiera estar dado a que en estos meses las colonias más abundantes fueron las de *P. astreoides*, cuyas tallas son generalmente menores de 50cm pero superiores a las de *S. radians* cuyo tamaño usualmente es menor a los 20cm (González-Ferrer, 2004); esto podría sugerir por qué siendo *S. radians* la abundante no es la que más aporta a la cobertura y por qué disminuye la cobertura con el aumento de la abundancia.

Para Cuba un cubrimiento del sustrato por corales vivos entre 15 y 20% se considera promedio de arrecifes en buen estado de conservación (De la Guardia *et al.*, 2004), la comunidad coralina de Playa Caracol no está en este rango, lo que evidencia condiciones adversas en la zona de estudio, además demuestra que no se está en presencia de un arrecife sino de una comunidad coralina (Olivares-Yanes, 2013).

La similitud alta (Clarke y Warwick 2001) de la comunidad coralina durante el período de estudio refleja la baja afectación por el blanqueamiento en la etapa. La mayor similitud del mes de octubre es con el mes de junio, lo que es una evidencia de la recuperación de los disturbios provocados por el blanqueamiento.

6. CONCLUSIONES

1. El evento de blanqueamiento mostró un patrón temporal en la comunidad coralina, con los valores mayores en el mes de agosto, coincidiendo con el aumento de las temperaturas oceánicas reportadas en la región del Atlántico oeste
2. El predominio de colonias pálidas sobre las blancas y la mortalidad reciente baja permiten afirmar que el blanqueamiento en la comunidad coralina de playa Caracol en el verano del 2012 fue de baja intensidad.
3. La comunidad coralina de playa Caracol presentó una recuperación rápida del evento, *Pseudodiploria clivosa* y *Siderastrea siderea* fueron de las especies más afectadas.

7. RECOMENDACIONES

- Continuar los estudios temporales del blanqueamiento, principalmente en arrecifes profundos y años con mayores anomalías en la temperatura superficial del mar.

8. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alcolado, P. M. y S. Castellanos (2010): Reporte de blanqueamiento de corales del año 2010 en Cuba. Red de Monitoreo Voluntario de Alerta Temprana de Arrecifes Coralinos. Proyecto PNUD/GEF Sabana-Camagüey. Instituto de Oceanología. 4 pp.
- Alcolado, P. M. y S. Castellanos (2011): Reporte de blanqueamiento de corales del año 2010 en Cuba. Red de Monitoreo Voluntario de Alerta Temprana de Arrecifes Coralinos. Proyecto PNUD/GEF Sabana-Camagüey. Instituto de Oceanología. 4 pp.
- Alcolado, P.M. y A. Durán (2011): Sistema de escalas para la clasificación y puntaje de condición del bentos e ictiofauna de arrecifes coralinos de Cuba y del Gran Caribe. **Serie oceanológica**, (8): 25-29
- Alcolado, P.M., H. Caballero y S. Perera (2009): Tendencia del cambio en el cubrimiento vivo por corales pétreos en los arrecifes coralinos de Cuba. **Serie oceanológica**, 5: 1-14
- Alcolado, P.M., I.E. Morgan, P.A. Kramer, R.N. Ginsburg, P. Blanchon, E. De la Guardia, V. Kosminin, S. González-Ferrer y M. Hernández (2010): Condición de arrecifes remotos en el suroeste de Cuba. **Rev. Mar. Sci.** 36 (2): 179–197.
- Arias, R., E. Rodríguez, I. Martín, N. García, O. Puente, A. Quirós y M. E. Perdomo (2006): **Monitoreo al dragado del canal de Las Guasas para la construcción de un delfinario**. Informe Técnico. Centro de Estudios y Servicios Ambientales. 8pp.
- Aronson, R.B. y W.F. Precht (2001): Evolutionary paleoecology of Caribbean coral reefs. En: W.D. Allmon y D.J. Bottjer (eds.), **Evolutionary paleoecology: the ecological context of macro-evolutionary change**. pp. 171–233. Columbia University Press, New York.
- Baird, A.H. y P.A. Marshall (2002) Mortality, growth and reproduction in scleractinian corals following bleaching on the Great Barrier Reef. **Mar Ecol Prog Ser** 237:133–141
- Bellwood, D.R., y T. P. Hughes, C. Folke y M. Nystrom (2004): Confronting the coral reef crisis. **Nature**, 429: 827-833
- Berkelmans, R., G. De'ath, S. Kininmonth y W.J. Skirving (2004): A comparison of the 1998 and 2002 coral bleaching events on the Great Barrier Reef: spatial correlation, patterns and predictions. **Coral Reefs** 23:74–83
- Brown, B.E., R.P. Dunne y H. Chansang (1996): Coral bleaching relative to elevated seawater temperature in the Andaman Sea (Indian Ocean) over the last 50 years. **Coral Reefs** 15:151–152

- Budd A., H. Fukami, N. Smith y N. Knowlton (2012): Taxonomic classification of the reef coral family Mussidae (Cnidaria: Anthozoa: Scleractinia). **Zoological Journal of the Linnean Society**. 166, 465–529
- Caballero, H. A. (2002): **Estructura de la comunidad coralina de tres sitios de la costa norte de La Habana, Cuba. Tesis de Maestría en biología Marina y Acuicultura.** Centro de Investigaciones Marinas. Universidad de La Habana. 60 pp.
- Cane, M. A., A. C. Clement, A. Kaplan, Y. Kushnir, D. Pozdnyakov, R. Seager, S. E. Zebiak, y R. Murtugudde (1997): Twentieth century sea surface temperature trends. **Science** 275: 957–960.
- Carpenter, S., B. Walker, J. M. Anderies y N. Abel, (2001) from metaphor to measurement: Resilience of what to what? **Ecosystems** 4, 765-781
- Castellanos-Iglesias, S. (2007): Hidrozoos - Filo CNIDARIA, superclase HYDROZOA. Lista de especies registradas en Cuba (octubre de 2006). En R. Claro (ed.), **La Biodiversidad marina de Cuba.** (CD-ROM), Instituto de Oceanología, Ministerio de Ciencia, Tecnología y Medio Ambiente, La Habana, Cuba. ISBN: 978-959-298-001-3.
- Clarke, K. R. y R. M. Warwick (2001): **Changes in marine communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation.** 2da edición. PRIMER-E Ltd. 350p.
- Creary, M., P. Alcolado, V. Coelho, J. Crabbe, S. Green, F. Geraldes, A. Henry, M. Hibbert, R. Jones, L. Jones-Smith, C. Manfrino, S.M. Croy McCoy y J. Wiener (2008): Status of corals reefs in the Northern Caribbean and Western Atlantic GCRMN Node in 2008. En: Wilkinson, C. (ed.) **Status of coral reefs of the world: 2008.** Global Coral Reef Monitoring Network and Reef and Rainforest Research Centre, Townsville, Australia, 296 pp
- Daly, M., M.R Brugler, P. Cartwright, A.G Collins, M.N Dawson, D.G Fautin, S.C France, C.S McFadden, D.M Opresko, E. Rodriguez, S.L Romano y J.L Stake (2007): The phylum Cnidaria: a review of phylogenetic patterns and diversity 300 years after Linnaeus. **Zootaxa**.1668: 127–182.
- De la Guardia, E., A. Valdivia y P. González-Díaz (2004): Estructura de comunidades bentónicas en la zona de buceo de María la Gorda, ensenada de Corrientes, Sureste de la Península de Guanacahabibes, Cuba. **Rev. Invest. Mar.** 25(2):103-111.
- De la Guardia, E., P. González y J. Trelles. (2001): Macrobentos del arrecife costero adyacente al río Almendares, Habana, Cuba. **Rev. Invest. Mar.** 22(2): 10-19
- De la Guardia, E., P. González-Díaz, A. Valdivia, O. González-Ontivero, P. González, A. Valdivia y O. González (2006): Estructura y salud de la comunidad de corales en arrecifes de la zona de buceo de Cayo Levisa, Archipiélago de Los Colorados, Cuba. **Rev. Invest. Mar.** 27(3): 197-208.

- Donner, S.D., T.R. Knutson y M. Oppenheimer (2007): Model based assessment of the role of human induced climate change in the 2005 Caribbean coral bleaching event. **Proc Natl Acad Sci USA** 104:5483–5488
- Downs, C.A; C. M. Woodley; R. H. Richmond; L. L. Lanning y R. Owen (2005): Shifting the paradigm of coral-reef `health´ assessment. **Mar. Poll. Bull.** 51:486-494.
- Eakin, C.M. (2001): A tale of two ENSO events: carbonate budgets and the influence of two warming disturbances and intervening variability, Uva Island, Panama. **Bull Mar Sci** 69:171–186
- Eakin, C. M., J.A. Morgan, S. F Heron, T.B Smith y G. Liu. (2010): Caribbean Corals in Crisis: Record Thermal Stress, Bleaching, and Mortality in 2005. **PLoS ONE** 5(11): pp. 1-9.
- Edwards, A.J. y E.D Gómez. (2007). **Reef Restoration Concepts & Guidelines: making sensible management choices in the face of uncertainty**. Coral Reef Targeted Research & Capacity Building for Management Programme: St Lucia, Australia. IV, 38 p.
- Fernández, C. y J. J. Alvarado (2004): El arrecife coralino de Punta Cocles, costa Caribe de Costa Rica. **Rev. Biol. Trop.** 52 (Supl. 2): 121-129.
- García, J.R., J. Morelock, R. Castro, C. Goenaga y E. Hernández-Delgado (2003): Puertorican reefs: research synthesis, present threats and management perspectives. En: J. Cortés, (ed.), **Latin American Coral Reefs**. pp. 111 – 130. Elsevier Science. Universidad de Costa Rica, San Pedro, Costa Rica
- Gardner, T.A., I.M. Cote, J.A. Gill, A. Grant y A.R. Watkinson (2003): Long-term region-wide declines in Caribbean corals. **Science** 301: 958–960
- Garzón-Ferreira, J., D. Gil- Agudelo y L.M. Zea. (2001): Stony coral diseases observed in southwestern Caribbean reefs. **Hydrobiology**. 460: 65-69
- Gates, R. D. y G. M. Wellington (1990): Experimental evidence for high temperature stress as the cause of El Niño-coincident coral mortality. **Coral Reefs**, 8:181-191
- Glynn, P.W. (1996): Coral reef bleaching: facts, hypotheses, and implications. **Global Change Biol.** 2:495–509
- González-Díaz, P., O. Perera-Pérez, J. A. Pérez-García y L. Hernández-Fernández (2012): Biodiversidad de corales, gorgonias y esponjas en un sector del golfo de Ana María. **Rev. Invest. Mar.** 32 (2), 20-29.
- González-Díaz, S. (2010): **Efecto acumulativo de agentes estresantes múltiples sobre los corales hermatípicos de la región noroccidental de Cuba**. Tesis doctoral. Universidad de La Habana. Cuba. 100 pp

- González-Ferrer, S. (2006): Corales Pétreos - Filo CNIDARIA, Clase ANTHOZOA, Orden SCLERACTINIA. Lista de especies registradas en Cuba (octubre de 2006). En R. Claro (ed.), **La Biodiversidad marina de Cuba**. (CD-ROM), Instituto de Oceanología, Ministerio de Ciencia, Tecnología y Medio Ambiente, La Habana, Cuba. ISBN: 978-959-298-001-3.
- González-Ferrer, S. (ed) (2004): **Corales pétreos, jardines sumergidos de Cuba**. Editorial Academia. La Habana, Cuba. 318 p.
- González-Ferrer, S., K. Cantelar, F. Pina, P. Alcolado, A. Jiménez, J. Espinosa, M. Hernández y J.L. Hernández (2007): Estado de los ecosistemas marinos y costeros, y algunas características ambientales y tendencias. En: P. M. Alcolado, E. E. García y M. Arellano-Acosta (eds.), Ecosistema Sabana-Camagüey. **Estado actual, avances y desafíos en la protección y uso sostenible de la biodiversidad**. Editorial Academia. 38-45.
- González-Ontivero, O. (2006): **Variaciones espaciales y temporales de las enfermedades en dos arrecifes de la región occidental de Cuba**. Tesis de maestría. Centro de Investigaciones Marinas. Cuba, 62 pp.
- Goreau, F., N. I. Goreau y T. J. Goreau (1979): Corals and Coral Reefs. **Scientific American**. 124-136
- Goreau, T. F. (1964). Mass Expulsion of Zooxanthellae from Jamaican Reef Communities after Hurricane Flora. **Sci.**, 145(3630): 383-386
- Goreau, T. F., T. McClanahan, R. Hayes y A.Strong (2000). Conservation of coral reefs after the 1998 Global Bleaching Event. **Conserv. Biol.**, 14(1), 5-15
- Grimsditch, G. D. y R. V. Salm (2006): **Coral Reef Resilience and Resistance to Bleaching**. UICN, Gland, Switzerland. 52 pp.
- Hallock, P. (1997): Reefs and reef limestone in earth history. In: Birkeland C (ed) **Life and death of coral reefs** .pp. 13–42.Chapman and Hall, New York.
- Hernández, E.Y. (2012): **Composición, abundancia y distribución de los reclutas y juveniles de corales pétreos al oeste de cayo Santa María, Villa Clara, Cuba**. Tesis de licenciatura. Universidad Central “Marta Abreu” de Las Villas, Cuba. 37pp
- Hernandez-Padrón, A. (2013): **Estructura y salud de la comunidad coralina de Punta Madruguilla, cayo Santa María, Villa Clara. Cuba**. Tesis de Diploma. Universidad Central “Marta Abreu” de Las Villas, Cuba. 50 pp.
- Heron, S., J. Morgan, M. Eakin y W. Skirving (2008): Hurricanes and their effects on coral reefs. En: C. Wilkinson (ed). **Status of coral reefs of the world**. pp. 31-36. Global Coral Reef Monitoring Network and Reef and Rainforest Research Centre, Townsville, Australia

- Hill, J. y C. Wilkinson (2004): **Methods for Ecological Monitoring of Coral Reefs**. A Resource for Managers. Version 1. Australia Institute of Marine Science and Reef Check. 112 pp.
- Hoegh-Guldberg, O. (1999): Climate change, coral bleaching and the future of the world's coral reefs. **Mar. Freshwater. Res** 50:839–866
- Hughes, T.P. y J.H. Conell (1999): Multiple stressors on coral reefs: A long term perspective. **Limnology and Oceanography** .44:932-940
- Hughes, T.P., A.H. Baird, D.R. Bellwood., M. Card, S.R. Connolly, C. Folke, R. Grosberg, O. Hoegh-Gulberg, J.B.C. Jackson, J. Kleypas, J.M. Lough, P. Marshall, M. Nynström, S.R. Palumbi, J.M.Pandolfi, B. Rosen y J. Roughgarden (2003): Climate Change, Human Impacts, and the Resilience of Coral Reefs. **Science** 301: 929-933
- Hughes, T.P., L. H Gunderson, C. Folke, A.H. Baird, D. Bellwood, F. Berkes, B. Crona, A. Helfgott, H. Leslie, J. Norberg, M. Nystrom, P. Olsson, H. Osterblom, M. Scheffer, H. Schuttenberg, R.S. Stenect, M. Tengo, M. Troell, B. Walker, J. Wilson y B. Worm (2007): Adaptive management of the Great Barrier Reef and the Grand Canyon World Heritage Area. **Ambio** 36:586–592.
- Jones, A.M., R. Berkelmans, M.J.H. van Oppen, J.C. Mieog y W. Sinclair (2008): A community change in the algal endosymbionts of a scleractinian coral following a natural bleaching event: field evidence of acclimatization. **Proc Soc Lond Biol Sci**. doi:10.1098/rspb.2008.0069
- Jones. L., P. M. Alcolado, Y. Cala, D. Cobián, V. Coelho, A. Hernández, R. Jones, J. Mallela y C. Manfrino (2008): The effects of coral bleaching in the Northern Caribbean and Western Atlantic. En: C. Wilkinson y D. Souter (eds.), **Status of Caribbean coral reefs after bleaching and hurricanes in 2005**. pp. 152. Global Coral Reef Monitoring Network, and Reef and Rainforest Research Centre, Townsville.
- Kleypas, J.A. y C. M. Eakin (2007): Scientists' perceptions of threats to coral reefs: results of survey of coral reef researchers. **Bull. Mar. Sci.** 80(2): 419-436.
- Knowlton, N. y J.B.C. Jackson (2001): The ecology of coral reefs. En: M. D. Bertness, S. Gaines y M. E. Hay (eds). **Marine Community Ecology** pp. 395-422. Sinauer, Sunderland, MA.
- Knowlton, N. y J.B.C. Jackson (2008): Shifting baselines, local impacts, and global change on coral reefs. **PLoS. Biol.** 6(2):54. doi:10.1371/journal.pbio.0060054
- Knowlton, N. y R. Rowan. (1995): Intraspecific diversity and ecological zonation in coral algal symbiosis. **Proc. Natl. Acad. Sci.** 92: 2850-2853
- Kusmaro, A., Y. Loya y M. Fine (1996) Bacterial infection and coral bleaching. **Nature** 380 (6573):396

- Lang, J. y L. Monk (2003): **Manual para estudiantes de RECON**. The Ocean Conservancy, Virginia Beach, EE.UU, 76pp.
- Lewis, J.B. (2006): Biology and Ecology of the Hydrocoral *Millepora* on Coral Reefs. **Advances in Marine Biology** 50(05): 41-55.
- Lirman, D. y P. Fong (2007): Is proximity to land-based sources of coral stressors an appropriate measure of risk to coral reefs? An example from the Florida Reef Track. **Mar. Poll. Bull.** 54: 779-791.
- Lirman, D. y P. Fong. (1996). Sequential storms cause zone-specific damage on a reef in the northern Florida reef tract: evidence from Hurricane Andrew and the 1993. Storm of the Century. Florida **Sci.**, 59(1), 50-63pp.
- Lirman, D., B. Orlando, S. Maci, D. Manzello, L. Kaufman, P. Biber y T. Jones. (2003): Coral communities of Biscayne Bay, Florida and adjacent to shore areas: diversity, abundance, distribution, and environmental correlates. **Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.** 13: 121–135.
- Lirman, D., D. Manzello y S. Macia (2002): Back from the dead: the resilience of *Siderastrea* radiata to severe stress. **Coral Reefs**. 21:291-292
- Little, A.F., M.J.H. van Oppen y B.L. Willis (2004): Flexibility in algal endosymbiosis shapes growth in reef corals. **Science** 304:1492–1494
- Mann, K. H. (1982): **Ecology of Coastal Waters: A Systems Approach**. Blackwell, London. 322 p.
- Marshall, P.A. y A.H. Baird (2000): Bleaching of corals on the Great Barrier Reef: differential susceptibilities among taxa. **Coral Reefs** 19:155–163.
- Marshall, P.A. y H. Schuttenberg (2006): **A reef manager's guide to coral bleaching**. Great Barrier Reef marine park authority. Townsville. Australia. 163 p.
- Maynard, J.A., K. R.N. Anthony, P.A. Marshall y I. Masiri (2008): Major bleaching events can lead to increased thermal tolerance in corals. **Mar. Biol.** 155:173-182.
- McClanahan, T.R., N. A. Muthiga y S. Mangi (2001) Coral and algal changes after the 1998 coral bleaching: Interaction with reef management and herbivores on Kenyan reefs. **Coral Reefs** 19:380–391
- McClanahan, T.R., E. Weil, J. Cortés, A.H. Baird, y M. Ateweberhan (2009): Consequences of Coral Bleaching for Sessile Reef Organisms. En: M.J.H. van Oppen y J. M.Lough (eds.), **Coral Bleaching Patterns, Processes, Causes and Consequences**. pp. 21-39. Springer, NY.
- McField, M.D. (1999): Coral response during and after mass bleaching in Belize. **Bulletin of Marine Science** 64, 155-172.

- Miller, J., R. Waara, E. Muller y C. Rogers (2006): Coral bleaching and disease combine to cause extensive mortality on reefs in US Virgin Islands. **Coral Reefs** 25:418
- Obura, D. y G. Grimsditch (2009): **Coral Reefs, Climate Change and Resilience. An Agenda for action from the IUCN World Conservation Congress**. 44 pp.
- Odum, E.P. (1989). Ecology and our endangered life support systems. Sinauer Associates Inc: Sunderland (USA). 283 pp.
- Olivares-Yanez, H. (2013): **Estructura y estado de salud de la comunidad coralina de playa Caracol, cayo las Brujas, Villa Clara, Cuba**. Tesis de Diploma. Universidad de la Sierra, Moctezuma, Sonora, México. 46 pp
- Oliver, J.K., R. Berkelmans y C.M. Eakin (2009): Coral Bleaching in Space and Time En: van Oppen, M. J.H. y J. M.Lough (eds.), **Coral Bleaching Patterns, Processes, Causes and Consequences**. pp. 121-138 Springer, NY
- Pérez-García, J. (ed) (1990): **Estudios de los grupos insulares y zonas litorales del archipiélago cubano con fines turísticos. Cayos Francés, Cobos, Las Brujas, Ensenachos y Santa María**. Ed. Científico-Técnica, La Habana.
- Reaser, J.K., R. Pomerance y P.O. Thomas (2000): Coral Bleaching and Global Climate Change: Scientific Findings and Policy Recommendations. **Conservation Biology**, 14 (5): 1500-1511.
- Richmond, R.H. y C.L. Hunter (1990): Reproduction and recruitment of corals: Comparisons among the Caribbean, the Tropical Pacific, and the Red Sea. **Mar. Ecol. Prog. Ser.** 60: 185-203.
- Salvat, B. y D. Allemand (2009): **Acidification and coral reefs**. CRISP. New Caledonia. 32 pp.
- Sammarco, P.W., A.J.Winter y J. C. Stewart (2006): Coefficient of variation of sea surface temperature (SST) as an indicator of coral bleaching. **Mar. Biol.** 149: 1337-134
- Siegel, S y N. J. Castellan (1988): **Estadística no paramétrica aplicada a las ciencias de la conducta**. 4ta Edición. Trillas. 437pp.
- Sullivan, K.M., M. Chiappone y C. Lott (1994): Abundance patterns of stony corals on platform margin reef of the Caicos Bank. **Bahamas Journal of Science** 1(3): 1-12
- Szmant, M.A. y N.J. Gassman (1991): Caribbean Reef Corals: The evolution of Reproductive Strategies. **Oceanus** 34: 11-18
- Torres, J.L. y J. Morelock (2002): Effect of terrigenous sediment influx on coral cover and linear extension rates of three Caribbean massive coral species. **Car. J. Sci.** 38(3-4), 222-229.

- Triana-López, M. (2011): **Variaciones temporales de la estructura y estado de salud de los corales pétreos al oeste de cayo Santa María, archipiélago Sabana-Camagüey, Cuba.** Tesis de licenciatura. Universidad Central de las Villas. Cuba, 38 pp.
- Valdivia, A. y E. De la Guardia (2004): Estructura de la comunidad de corales en el arrecife costero de Boca de Canasí, La Habana, Cuba. **Rev. Invest. Mar.**, 25(1), 15-22
- Veron, J.E.N. y O. Hoegh-Guldberg, T.M. Lenton, J.M. Lough, D.O. Obura, P. Pearce-Kelly, C.R.C. Sheppard, M. Spalding, M.G. Stafford-Smith y A.D. Rogers (2009): The coral reef crisis: The critical importance of <350 ppm CO₂. **Mar.Poll. Bull.** 58: 1428–1436.
- Weil, E. (2001): Caribbean coral reef diseases, status and research needs. En: J.W. McManus (ed.), **Priorities for Caribbean Coral Research** .Weil 1-8
- Wilkinson, C. (2000): Executive Summary. Status of Coral Reefs of the World: 2000. **Aust. Inst. Mar. Sc.** 363 p.
- Wilkinson, C. (2002). **Status of the Coral Reefs of the World: 2002.** Global Coral Reef Monitoring Network. Townsville, Australia: Australia Institute of Marine Science. 378 pp.
- Wilkinson, C. (2004): **Status of the Coral Reefs of the World: Global Coral Reef Monitoring Network.** Townsville, Australia: Australia Institute of Marine Science. 301pp.
- Wilkinson, C. y D. Souter (2008): **Status of Caribbean coral reefs after bleaching and hurricanes in 2005.** Global Coral Reef Monitoring Network, and Reef and Rainforest Research Centre, Townsville, 152 pp.
- Winter, A., R. S. Appeldoorn, A. Bruckner, E. H. Williams y C. Goenaga (1999): Sea surface temperatures and coral reef bleaching off La Parguera, Puerto Rico (northeastern Caribbean Sea). **Coral Reefs** 17:377–382.
- Wooldridge, S.A. (2012): Breakdown of the coral-algae symbiosis: towards formalising a linkage between warm-water bleaching thresholds and the growth rate of the intracellular zooxanthellae. **Biogeosciences Discussions**, pp.8111-8139
- Zlatarski, V.N. y N. Martínez Estalella (1982): **Les Scléreactiniaires de Cuba. Avec des dones sur les organismes asocies.** Ed. Academia Bulgara de Ciencia, Sofía, 472 pp.

ANEXOS

ANEXO I. Imágenes del sustrato en el extremo oeste de playa Caracol







ANEXO II. Imágenes del sustrato en el extremo este de playa Caracol.









ANEXO III. Imágenes del sustrato en la zona que separa el extremo este y oeste de playa Caracol



ANEXO IV. Resultados del test estadístico de Anderson-Darling para las variables de estudio en las zonas y épocas de muestreo

	Nombre	N	AD statistics	P	Interpretación
Colonias	Junio	60	2,1310	<0.0005	No
	Julio	60	0,72754157	0,05479	Sí
	Agosto	60	0,35347189	<0.0005	No
	Octubre	60	0,35347189	0,453104	Sí
% Cobertura	Junio	60	9,12796348	<0.0005	No
	Julio	60	8,70389757	<0.0005	No
	Agosto	60	14,7557159	<0.0005	No
	Octubre	60	4,66475389	<0.0005	No
% Blancas	Junio	60	20,0005131	<0.0005	No
	Julio	60	5,85030022	<0.0005	No
	Agosto	60	8,88464477	<0.0005	No
	Octubre	60	3,68554055	<0.0005	No
% Palidas	Junio	60	1,97054065	<0.0005	No
	Julio	60	1,86833955	<0.0005	No
	Agosto	60	0,51387871	0,185612	Sí
	Octubre	60	3,73587141	<0.0005	No
% Blanqueamiento	Junio	60	2,01243248	<0.0005	No
	Julio	60	1,04320682	0,008921	No
	Agosto	60	0,57590475	0,128898	Sí
	Octubre	60	1,44292695	0,000901	No
% Mant	Junio	60	2,21927296	<0.0005	No
	Julio	60	0,59590139	0,116931	Sí
	Agosto	60	1,50954915	0,000615	No
	Octubre	60	0,74592912	0,049288	Sí
% Mrec	Junio	60	13,8141553	<0.0005	No
	Julio	60	19,3425812	<0.0005	No
	Agosto	60	16,5897876	<0.0005	No
	Octubre	60	8,29431105	<0.0005	No
% Mortalidad	Junio	60	1,57973517	<0.0005	No
	Julio	60	0,54502866	0,154764	Sí
	Agosto	60	1,44737889	0,000878	No
	Octubre	60	0,9131458	0,018837	Sí
% SuperfBlancas	Junio	60	20,9427394	<0.0005	No
	Julio	60	7,19663795	<0.0005	No
	Agosto	60	9,31458132	<0.0005	No
	Octubre	60	5,95943551	<0.0005	No

	Nombre	N	AD statistics	P	Interpretación
% SuprfPalida	Junio	60	2,65757027	<0.0005	No
	Julio	60	2,29072357	<0.0005	No
	Agosto	60	0,7052935	0,062276	Sí
	Octubre	60	4,30424973	<0.0005	No
% SuprfBlanquea	Junio	60	2,64429006	<0.0005	No
	Julio	60	1,34610902	0,001569	No
	Agosto	60	0,7003127	0,064088	Sí
	Octubre	60	2,22173225	<0.0005	No
% SuprfMant	Junio	60	1,79506763	<0.0005	No
	Julio	60	1,23045095	0,003045	No
	Agosto	60	3,67912276	<0.0005	No
	Octubre	60	1,0524416	0,00846	No
% SuprfMrec	Junio	60	12,5432626	<0.0005	No
	Julio	60	19,5896925	<0.0005	No
	Agosto	60	17,4695092	<0.0005	No
	Octubre	60	10,3892492	<0.0005	No
% SuprfMortalidad	Junio	60	1,742415	<0.0005	No
	Julio	60	1,08682409	0,006944	No
	Agosto	60	3,3239067	<0.0005	No
	Octubre	60	0,66324261	0,079337	Sí

ANEXO V. Lista de especies en la zona de estudio

Filo CNIDARIA

Clase HYDROZOA Claus, 1877

Subclase ANTHOMEDUSAE Lameere, 1920 emended

Orden CAPITATA Kühn, 1913

Familia **Milleporidae** Fleming, 1828

Millepora complanata Lamarck, 1816

Millepora alcicornis Linnaeus, 1758

Millepora squarrosa 1816*

Clase ANTHOZOA

Subclase HEXACORALLIA

Orden ESCLERACTINIA

Familia **Agariciidae**

Agaricia agaricites (Linnaeus, 1758)

Familia **Caryophylliidae**

Cladocora arbuscula Lessueur, 1881

Eusmilia fastigiata (Pallas, 1766)*

Familia Montasreidae

Montastraea cavernosa Linnaeus, 1767

Familia **Meandrinidae**

Dichocoenia stokesi M. Edwards y Haime, 1848

Meandrina meandrites (Linnaeus, 1758)

Familia **Poritidae**

Porites astreoides Lamarck, 1816

Porites divaricata Lesueur, 1881

Porites furcata Lamarck, 1816

Porites porites (Pallas, 1766)

Familia **Siderastreidae**

Siderastrea radians (Pallas, 1766)

Siderastrea siderea (Ellis y Solander, 1786)

Familia Musidae

Pseudodiploria clivosa (Ellis y Solander, 1786)

Pseudodiploria strigosa (Dana, 1846)

Manicina areolata (Linnaeus, 1758)

Montrastrea faveolata (Ellis y Solander, 1786)

Solenastrea bournoni M. Edwards y Haime, 1850

ANEXO VI. Curvas de temperatura de las estaciones virtuales cercanas a la zona de estudio de acuerdo a la Administración Nacional Oceánica y Atmosférica (NOAA) de Estados Unidos.

