

UNIVERSIDAD SAN FRANCISCO DE QUITO

Colegio de Ciencias Biológicas y Ambientales

**Estado de salud de comunidades de Coral en Punta Pitt y Bahía Rosa Blanca,
Islas Galápagos**

Gabriela Stephanie Vinueza Hidalgo

**Proyecto Final presentado como requisito para la obtención del título de Licenciatura en
Ecología Aplicada**

Quito, Enero de 2011

UNIVERSIDAD SAN FRANCISCO DE QUITO

Colegio de Ciencias Biológicas y Ambientales

HOJA DE APROBACIÓN DEL PROYECTO FINAL

Estado de salud de comunidades de Coral en Punta Pitt y Bahía Rosa Blanca, Islas Galápagos

Gabriela Stephanie Vinueza Hidalgo

Judith Denkinger, PhD.
Director de Proyecto Final

.....

Stella de la Torre, PhD.
Decana del Colegio de Ciencias Biológicas y Ambientales

.....

Quito, Enero de 2011

**© Derechos de autor
Gabriela Stephanie Vinueza Hidalgo
2011**

AGRADECIMIENTOS

Agradezco particularmente a Judith Denkinger y Juan Carlos Murillo por permitirme utilizar la información recolectada anteriormente, por formar parte de su equipo de trabajo y por todos sus consejos. Al Parque Nacional Galápagos por la ayuda logística y facilidad en el campo. Agradezco a Diego Quiroga, John Bruno, Luis Vinuesa, John Whitman, Tanja Lederberger, Rocío Paredes por la ayuda en la recolección de datos. A Priscilla Martínez, Fernando Rivera y Leandro Vaca por brindarme la información relacionada a este estudio. Finalmente, agradezco a mi familia porque sin ellos no hubiera tenido la oportunidad de tener una buena educación.

Resumen

Los arrecifes de coral son uno de los más importantes ecosistemas en la Tierra y son el hábitat de cientos de especies marinas. Por consiguiente, proveen varios servicios ecológicos para el ser humano.

Adicionalmente, el cambio climático y alteraciones humanas directas han sido responsables de variaciones en la composición de especies y estructura poblacional de varios ecosistemas, entre ellos los arrecifes de coral. En este estudio, comunidades de coral de dos sitios de San Cristóbal en las Islas Galápagos, fueron censadas entre Agosto 2009 a septiembre 2010 (antes y durante El Niño 2008/09 y durante La Niña 2009/10) para medir el blanqueamiento de coral, mordiscos y enfermedades. Durante el estudio, de Agosto 2009 a Enero 2010 no se observaron cambios drásticos en las afectaciones. No obstante, la mayoría de colonias mostraron blanqueamiento bajo en Agosto 2009 y moderado en Septiembre 2010 (Student t test, $P=0,001992$). De esta manera, se demuestra un incremento en el porcentaje de blanqueamiento que coincide con las bajas temperaturas correspondientes al Fenómeno de La Niña.

Además, los efectos secundarios de blanqueamiento de coral relacionado a peces y fauna asociada a ecosistemas coralinos recién se comienzan a entender. A pesar que este estudio no revela cambios en la abundancia de peces, la remoción o destrucción de corales altera la estructura y dinámica del ecosistema con efectos fatales en especies asociadas a arrecifes de coral.

Si la tendencia continúa, las comunidades coralinas serán mayormente afectadas y por lo tanto, se reduce la probabilidad que las comunidades de coral regresen a un estado pre ENSO 82-83.

Palabras claves: corales hermatípicos, blanqueamiento, enfermedades de coral, El Niño Oscilación del Sur (ENSO)

Abstract

Coral reefs are one of the most important ecosystems on Earth and are the habitat for numerous marine species. They provide several ecological services for the human being.

Additionally, Climate change and other direct human alterations has caused shifts in species composition and community structure across a number of ecosystems, such as coral reefs. In this study, Coral communities were monitored to quantify coral bleaching, bites and coral diseases, at two sites at San Cristóbal Island, Galápagos from August 2009 to September 2010 (before and during El Niño 2008/09, and during La Niña 2009/10). Over the study period, no significant changes were observed. Nevertheless, most colonies showed low bleaching in August 2009 and moderate bleaching in September 2010 (Student t test, $P=0,001992$). Importantly, this analysis revealed an ongoing and imminent bleaching increase coincident with the decreased temperatures of La Niña.

Furthermore, the ecological effects of climate-induced coral bleaching for fishes and other coral-reef organisms are just about to become apparent. Even though, this study does not reveal any changes in fish abundance, removal or destruction of corals may alter the structure and dynamics of coral reef habitats, with potentially significant effects on species assemblages associated with coral reefs. If this trend continues, coral communities will be affected in a larger extent and thus it is unlikely that coral recovery will return to pre ENSO 82-83 conditions.

Key words: Hermatipic corals, bleaching, coral disease, El Niño Southern Oscillation (ENSO)

Tabla de contenidos

	Página
AGRADECIMIENTOS	iv
RESUMEN	v
ABSTRACT	vi
INTRODUCCIÓN	1
JUSTIFICACIÓN	9
AREA DE ESTUDIO	10
METODOLOGÍA	11
RESULTADOS	13
DISCUSIÓN	15
TRABAJOS CITADOS	22
ANEXOS	26

Introducción

1.1 Biología y ecología de corales

Los corales son animales sésiles y carnívoros dentro del filo cnidaria. Dentro del mismo se encuentran las anémonas, medusas y, plumas de mar. Se distribuyen en áreas someras, principalmente en regiones tropicales y subtropicales (Hickman 2008). Los corales están formados por una capa superficial de tejido vivo formado por pólipos, que obtienen los carbonatos disueltos en el agua para formar las estructuras sólidas de carbonato de calcio que sirven de protección (Hoegh-Guldberg 1999).

Los arrecifes son formados por corales hermatípicos que viven en una relación simbiótica de tipo mutualista con una microalga unicelular dinoflagelada de la familia Zooxanthellae (Roman & Powers 1991; Boshma 1925; Yonge & Nicholls 1931 cit en. Fine & Loya 2002; Odum & Odum 1955; Marshall & Schuttenberg 2006), la misma que al realizar fotosíntesis aporta con el 95% de nutrientes (Muscatine 1990 cit. en Fine & Loya 2002), como aminoácidos, azúcares y otros carbohidratos necesarios para su supervivencia (Roman & Powers 1991; Dawson et al. 2009a). Asimismo, las algas proporcionan el oxígeno necesario para que el coral pueda respirar. En compensación, el coral proporciona a las algas nutrientes como: amonio y fosfato, que son productos residuales de su metabolismo y necesarios para el proceso de fotosíntesis (Brauchli 2008; Kellogg & Patton 1983 cit. en Fine Loya 2002; Stimson 1987; Rink-evich 1989 cit. En Fine & Loya 2002). Además, los corales dan a las algas un sustrato para adhesión y protección. Esta asociación entre algas y corales contribuye fuertemente con la producción primaria del ecosistema (Odum & Odum 1955; Bruno & Selig 2007). Las islas Galápagos al igual que la isla Cocos en Costa Rica y, Malpelo en Colombia son refugios interconectados que se deben a la presencia de corales para muchas especies de tiburones, atún, tortugas, delfines y otras especies (Dawson et al. 2009)

1.2 Diversidad de corales en el Ecuador

Dentro de la diversidad de coral, Hickman (2008, 2009) estimó un total de 22 especies hermatípicas y 43 especies no hermatípicas en todo el archipiélago. Todos los bordes de las islas Galápagos son posibles hábitats de coral (Terence et al, 2009). Sin embargo, las únicas grandes extensiones de arrecifes de coral están situadas en la parte tropical norte en las islas Darwin y Wolf (Glynn et al. 2009), por lo cual en su mayoría está representado por asociaciones de corales llamadas comunidades coralinas (Hickman 2008).

Además, las comunidades de corales hermatípicos en el Pacífico Tropical Este son generalmente pequeñas, aisladas y monoespecíficas, con representación de *Pocillopora*, *Porites* y *Pavona* spp que crecen usualmente hasta los 5-6 metros de profundidad (Glynn, 1976, 1984; Colgan, 1991 cit. en Glynn & Colgan 1992) Por otro lado, tienen una distribución muy dispersa en comparación a las comunidades en el Pacífico Tropical Oeste (Veron, 1995). Los corales en Galápagos son muy importantes debido a que contribuyen significativamente a la diversidad de especies en la Reserva Marina de Galápagos (Dawson et al. 2009b).

1.3 Afectaciones de los corales

Los arrecifes de coral, forman el 2% de área del ecosistema marino, y albergan alrededor de una tercera parte de todas las especies marinas descritas (Reaka Kudla 1997, 2001; Marshall & Schuttenberg 2006). A pesar de la importancia de los mismos, los arrecifes de coral son muy susceptibles a los cambios medioambientales por su nicho ecológico limitado debido a la combinación de diferentes tipos de estrés que actúan de manera simultánea (Sheppard, 2006 cit en Verón et al. 2009), como rangos de temperatura mayores a 18°C (Sorokin 1995) y menores a 30 – 35°C (Dawson et al. 2009b). Un cambio de 1 a 2°C en un tiempo extenso afecta a la relación entre las algas y los corales (Muscatine, 1973 cit. en Fine & Loya 2002). Dentro de los factores de estrés se puede encontrar las siguientes amenazas que se detallan a continuación:

a) Alto índice de precipitación

Los cambios físicos dentro del océano ponen en riesgo a los ciclos reproductivos de los corales debido a que las larvas no pueden crecer en aguas con baja salinidad (Verón et al. 2009). Esto se relaciona con el cambio climático y el aumento del nivel del mar (Schuberg et al. 2006). Lo cual sucede por dos factores: expansión térmica del agua, y derretimiento de glaciares y hielo (Verón et al. 2009). Esto ocasiona el aumento del nivel del mar y así afectará toda la zona costera baja del mundo y a islas como las Galápagos.

b) Alta sedimentación y deforestación

La eutrofización es el proceso por el cual los nutrientes químicos utilizados principalmente en la agricultura y otros residuos líquidos son depositados en el océano a través de los ríos. Altas concentraciones de nitrógeno y fósforo, estimulan el crecimiento y afloramiento de algas y por lo tanto, los corales reciben menos radiación solar requerida por la Zooxanthellae para la fotosíntesis. Como consecuencia, el área se convierte en zonas anóxicas o muertas (Schuberg et al. 2006).

c) Reducción de disponibilidad de comida

En aguas cálidas generalmente ocurre la estratificación, y la circulación de nutrientes a la superficie disminuye, lo cual evita que el fitoplancton emerja a aguas superficiales y realice fotosíntesis. Si la base de la cadena trófica es perturbada, otras especies, como los corales, son también afectadas. Aparte de afectar la relación simbiótica entre las algas y el hospedador, los corales al ser organismos filtradores dependen del fitoplancton y zooplancton como fuente alimenticia. Además, junto con la sobrepesca, el cambio climático y la acidificación la disponibilidad de alimento en los océanos es amenazada (Schubert et al. 2006).

d) Alta radiación solar

El incremento de la temperatura reduce la habilidad de procesar la luz en las algas Zooxanthellae. Cuando la radiación es muy elevada, la luz afecta el aparato fotosintético, lo cual resulta en la

producción de oxígeno reactivo que daña las estructuras celulares (Marshall & Schuttenberg 2006). Debido a los niveles de resistencia y tolerancia, los corales deben expulsar la Zooxanthellae para evitar el daño de tejido.

e) Anomalías en la temperatura Superficial del Océano (SSTA)

Los océanos absorben del 25 al 50% de las emisiones y, esto causa que los océanos se calienten o se enfríen. Estos cambios son relacionados a fenómenos océano-atmósfericos como el ENSO (El Niño Southern Oscillation). Los ecosistemas marinos de Galápagos dependen de las corrientes marinas y de perturbaciones climatológicas periódicas como eventos ENSO que incluye el fenómeno de El Niño y La Niña (Danulat & Edgar 2002). Estos están relacionados a anomalías en la temperatura superficial del océano, cambios en la salinidad, y en el caso del Niño, en aguas pobres en nutrientes. La productividad biológica de la zona eufótica disminuye de manera pronunciada y repentinamente, por lo cual, muchas especies no pueden responder de manera favorable y esto afecta a su reproducción y a la mortalidad de especies en un nivel más alto de la cadena trófica (Glynn, 1988). Debido a lo anteriormente mencionado, las comunidades coralinas del Ecuador desde 1980 sufrieron grandes daños. En el evento de El Niño de 1982/83 existió mortalidad de corales masivos en un porcentaje alrededor del 95 a 99% (Glynn et al. 1988; Glynn, 1988; Hickman, 2; Guzmán y Cortés, 2007; Glynn 2004) y el 26% de los corales remanentes murieron en el ENSO de 1997/98 (Glynn et al. 2001; Feingold, 2001) debido temperaturas elevadas (Glynn, 1984, 1990, 1991; Hoegh-Guldberg, 1999). No obstante, en el evento de 1997/98, a pesar de ser más intenso que el de 1982/83, el porcentaje de corales afectados no fue mayor, lo cual es un indicio que los animales se adaptaron a ciertas condiciones de estos eventos (Hickman 2008). En la actualidad, de los corales existentes en Galápagos, se considera que el 19% de los arrecifes de coral han sufrido blanqueamiento y no es probable su recuperación (Schuberg et al. 2006) y 35% de los remanentes se encuentran en serio peligro de extinción (Carpenter et al.

2008), por lo cual, enfrentarán un rápido declive terminal si los niveles de CO² llegan a 450ppm, lo cual se predice para los años 2030 – 2040 (Veron et al. 2009).

f) Sobrepesca

La pesca indiscriminada reduce los máximos depredadores de la cadena trófica y así la estructura trófica es afectada. Lo que conlleva a la reducción de biomasa y declive de grupos tróficos como los herbívoros, lo cual permite que otras especies tomen sus nichos. Como consecuencia, permite un sobrecrecimiento de macro algas en áreas de coral e inhiben el crecimiento de nuevas comunidades coralinas (Aronson & Precht, 2006 cit. en Verón et al. 2009). Esto también se relaciona con el anclaje de botes de pesca y de turismo, que muchas veces no se fondea en partes establecidas o con boyas, lo cual presume un gran riesgo para las colonias de coral.

g) Introducción de patógenos

En la actualidad estamos comprendiendo que los desperdicios que producimos de alguna manera terminan en los océanos y esto afecta a la vida marina. Los patógenos son transportados mediante los ríos, aguas servidas, aire y sedimentos que se acumulan en los océanos (Garrison et al. 2003). Las industrias son otra fuente de contaminación al liberar toxinas y metales pesados al ambiente marino. Es así que a través de bacterias, virus y hongos los corales y otras especies marinas son afectados con diferentes enfermedades (Vera & Banks 2009).

Las comunidades coralinas de Galápagos constituyen uno de los hábitats más sensibles a enfermedades y a factores de estrés antropogénico, lo cual fue registrado por primera vez por Glynn (1983; Vera & Banks 2009). La incidencia y distribución de las enfermedades de coral principalmente en especies simbiotes con *Zooxanthellae* han aumentado en gran proporción en las dos últimas décadas (Vera & Banks 2009; Marshall & Schuttenberg 2006). Se ha demostrado que existe alrededor de 40 diferentes tipos de enfermedades y síndromes en los corales a nivel mundial, no obstante, la mayoría de patógenos son desconocidos, por lo cual no se conoce acerca

de dinámica de transmisión y mortalidad (Galloway et al. 2007; Garrison et al. 2003). En el Norte de Galápagos, según Vera y Banks (2009), la incidencia de enfermedades es del 23%, lo cual es relativamente más alta en relación a otras áreas del Pacífico Tropical Este. Entre las enfermedades más comunes se encuentran síndrome de decoloración o reducción del tejido principalmente causado por metales en el agua y está rodeado por tejido totalmente sano; Trematodiasis, que se caracteriza por una coloración rosada en el coral; enfermedad de la banda blanca que se observa como blanqueamiento linear que ocurre en pocilloporidos (Hawaii Coral Disease 2009); enfermedad de la mancha amarilla; white spot; anomalías relacionadas al crecimiento, enfermedad de la banda negra (Galloway et al. 2007), entre otras (Figura 1).

h) Acidificación del océano

A pesar que el océano reduce el nivel de gases de efecto invernadero en la atmósfera, este proceso causa que el pH del agua disminuya haciéndolo más ácido (Doney et al. 2009). La acidificación del océano provoca la disminución de formas inorgánicas de carbono, principalmente el ion Carbonato (CO_3^{2-}). Organismos como corales, moluscos, crustáceos o erizos utilizan esta forma de carbono para la formación de esqueletos calcáreos o conchas, proceso conocido como calcificación. En el caso que el pH disminuya, los organismos calcáreos tendrán problemas en la formación de conchas y esqueletos (Doney et al. 2009). Lo cual genera la reducción del crecimiento del esqueleto (Schuberg et al. 2006), y se estimula el crecimiento de algas en los lugares en los que había corales.

1.4 Blanqueamiento de Coral

Debido a factores de estrés, la simbiosis entre los corales y los dinoflagelados es desestabilizada, afectando la energía que los corales necesitan para su desarrollo y promoviendo la ocurrencia del fenómeno de blanqueamiento de coral. El mismo se presenta como una pérdida de pigmentación en el tejido, obteniendo una coloración blanquecina debido a la reducción de la densidad de

dinoflagelados y/o de la concentración de clorofila en el tejido del coral (Humpert & Stone 1998; Gates & Edmund 2003; Schuberg et al. 2006). Como consecuencia, la bioquímica del citoesqueleto del hospedador cambia (Gates & Edmund 2003) pues, pierde su fuente de energía lo que dificulta el correcto funcionamiento de las funciones biológicas (Hoegh-Guldberg 1999). Dependiendo si el daño es mínimo, el blanqueamiento de coral puede ser un fenómeno reversible sin mayores consecuencias; caso contrario, existe mayor probabilidad a experimentar enfermedades e incluso la muerte (Verón et al. 2009; Humpert & Stone 1998).

Las afectaciones en los corales también causa problemas a la fauna relacionada; no obstante, no siempre se observa de manera inmediata o se manifiesta con un declive en adultos en un tiempo relativamente corto (Carpenter et al. 2008). Adicionalmente, la reducción de tejido vivo de coral puede limitar la colonización y reclutamiento de peces que no han sido afectados por la reducción de las colonias. Esto provoca como consecuencia, reducción en la abundancia de las especies relacionadas (Glynn 2006).

1.5 Respuestas bióticas

Estudios demuestran que los arrecifes y comunidades coralinas siempre están expuestos a niveles de estrés. No obstante, existe evidencia que la intensidad y frecuencia de los mismos se encuentra en aumento y además está alcanzando niveles globales (Guzmán y Cortés 2007). Ante los diferentes niveles de estrés, los corales pueden recuperarse o no (Verón et al. 2009), lo cual depende de la intensidad de la afectación y la resiliencia del animal. Sin embargo, si las condiciones para la recuperación del coral no son las adecuadas, existirá un colapso ecológico. Además, aún cuando los corales se recuperan de eventos de blanqueamiento, existe una reducción en la fecundidad y crecimiento de los mismos (Verón et al. 2009).

1.5.1 Resiliencia

Es la capacidad de recuperación ante diferentes alteraciones y es determinada principalmente por la frecuencia, intensidad y naturaleza del estrés, así como la intensidad del daño ocasionado y, por la salud del coral y del ecosistema (Verón et al. 2009; Folke & Nystrom 2001). La resistencia está relacionada con la capacidad de cada especie para soportar diferentes perturbaciones (Glynn et al. 2009). En los años 70 se observaron los primeros indicios de blanqueamiento de coral, los cuales estuvieron conectados a eventos ENSO con una ocurrencia de 4 a 7 años (Verón et al. 2009; Glynn, 1984, 1990, 1991; Hoegh-Guldberg, 1999). A pesar que en la mayoría, los corales han experimentado recuperación parcial, en un futuro, debido al incremento de la intensidad de los eventos, el blanqueamiento de coral tendrá mayor frecuencia (Guzmán y Cortés 2007).

La diversidad genética entre corales y Zooxanthellae puede permitir la adaptación a cambios y promover resiliencia. Con suficiente tiempo y condiciones adecuadas, las comunidades de coral pueden recuperarse, lo cual involucra un incremento en la tolerancia a los cambios de temperatura debido a cambios en la simbiosis con clados de dinoflagelados que tengan mayor tolerancia a la temperatura (Brown et al. 2002 cit en. Verón et al. 2009). No obstante, para que esto ocurra, se necesita milenios, mientras que los impactos en corales está relacionado de pocos años a décadas (Verón et al. 2009). Además, es importante acotar que el crecimiento y recuperación de los corales es un proceso lento, lo cual ha provocado que muchas especies sufran extinciones locales y que en la actualidad sea raro encontrarlas (Glynn, 2003).

Este estudio tiene como principales objetivos (a) Monitorear el estado de salud de las colonias de Coral en dos sitios de la Isla San Cristóbal en Galápagos (Punta Pitt/ Bahía Rosa Blanca), (b) Determinar el porcentaje de coral afectados de cada especie identificada en cada sitio de muestreo y, de ser posible (c) Analizar las posibles causas de las afectaciones y finalmente, (d) Establecer recomendaciones en cuanto a la prevención de posibles daños.

Justificación

Los arrecifes de coral a pesar de ser un ecosistema con poca representación en el mundo, son muy importantes debido a especies asociadas y servicios ecológicos que proporcionan; como protección a tormentas, producción pesquera, control de erosión del suelo y oportunidades de turismo (Dawson et al 2009b). Los arrecifes son particularmente vulnerables a los cambios ambientales y alteraciones (Fong & Glynn 2001), como eventos ENSO (Fong & Glynn 2001). Glynn et al. (1988) luego del ENSO 1982/83 demostraron que algunas especies tuvieron una rápida recuperación, mientras que otras tuvieron poca o una recuperación no significativa (Glynn, 1988). Los intervalos entre eventos ENSO pueden ser críticos para las especies con poblaciones pequeñas o geográficamente restringidas debido a la lenta resiliencia. El calentamiento/enfriamiento del agua asociado a eventos ENSO es impredecible y variable en intensidad (Timmermann et al. 1999) con la posibilidad que en un futuro sean eventos anuales, aumentando la extensión y número de arrecifes involucrados. Como consecuencia, la capacidad de recuperación de los corales para crecer o de las larvas para buscar nuevos sustratos descenderá notablemente (Verón et al. 2009). Los arrecifes de coral tienen una gran probabilidad de ser el primer ecosistema de período de tiempo planetario en colapsar (Sheppard et al. 2009 cit en. Verón et al. 2009) y debido a los efectos secundarios, afectarán a especies que dependen del carbono. Los estudios realizados en este contexto son pocos, pero la amenaza que enfrentamos ante estos daños es enorme. Razón por la cual, es importante la investigación para identificar las diferencias y posibles medidas de mitigación. De esta manera, con datos tomados antes y después del evento de El Niño 2008/09 y La Niña 2009/10 (NOAA Satellite and Information Service 2010) permitirá comparar los efectos sobre la salud de los corales. Como consecuencia, este estudio identificará patrones de daños y por lo tanto, se puede evaluar el estado de salud de las comunidades coralinas con el fin de desarrollar medidas de prevención y mitigación en el ecosistema.

Área de Estudio

Las islas Galápagos se localizan a $0^{\circ}30'S$ $90^{\circ}30'W$ en el Océano Pacífico y aproximadamente 600 millas náuticas de distancia con el Ecuador Continental (Danulat & Edgar 2002).

Las islas Galápagos cuentan con un sistema de tres corrientes oceánicas que muestran una marcada estacionalidad en cuanto a su intensidad y dirección (Danulat & Edgar 2002; Hickman 2009). La corriente sur-ecuatorial (SEC), genera un transporte superficial neto hacia el oeste. La corriente fría de Humboldt, es desplazada por los vientos desde el sureste. Las aguas tropicales del flujo de Panamá son una extensión de la contracorriente nor-ecuatorial que se desvía al suroeste desde América Central (Figura 2). Como consecuencia de las diferencias en temperatura y salinidad entre los flujos de Perú y Panamá, se forma un frente oceánico (Frente Ecuatorial) caracterizado por temperaturas superficiales (SST) que varían entre $20^{\circ}C$ a $24^{\circ}C$ y salinidad desde 33 a 35 (Manzello et al. 2008). A pesar que el frente migra cada temporada, las condiciones que influyen a las comunidades de coral son las mismas (Manzello et al. 2008). La precipitación anual varía entre 100 a 300 mm. Con una estación seca de Mayo a noviembre y estación lluviosa de Diciembre a junio (Danulat & Edgar 2002).

El presente proyecto se concentra en la zona sureste y noreste de la isla San Cristóbal, específicamente, Bahía Rosa Blanca y Punta Pitt (Figura 3). Los sitios constituyen de arrecifes submareales rocosos, fondos de arena y paredes verticales (Danulat & Edgar 2002). En Punta Pitt, los corales están asociados con una pared rocosa que cuenta con una extensión de 2km y profundidad de 8 metros; mientras que en Bahía Rosa Blanca, el sustrato es duro y los corales están más dispersos. Existe mínimo impacto antropogénico, pues no están permitidas actividades de recreación. En Bahía Rosa Blanca existe actividades pesqueras, no obstante, debido a la lejanía al pueblo Puerto Baquerizo Moreno, está es muy reducida. Como consecuencia, el estudio evaluará los cambios dentro de las comunidades de coral afectadas por las condiciones naturales.

Metodología

4.1 Monitoreo de colonias de coral

Las colonias de Coral de la isla San Cristóbal han sido monitoreadas periódicamente desde Agosto del 2009. Los datos utilizados corresponden a tres temporadas: Julio-Agosto 2009, Enero-Febrero 2010, Agosto-Septiembre 2010. Al inicio del monitoreo, en Agosto 2009 las SST eran de 23,2 °C (SSTA = 0°C NOAA Satellite Information Service 2010; Instituto Oceanográfico de la Armada 2009), mientras que en Enero 2010, la SST era elevada con 26°C con una SSTA = 3°C, consecuencia del evento El Niño (Instituto Oceanográfico de la Armada 2010a). En Septiembre 2010, por el contrario, la SSTA era de -5°C (NOAA Satellite Information Service 2010) consecuencia del evento La Niña (Instituto Oceanográfico de la Armada 2010b) (figura 4).

Para la toma de datos se realizó buceo autónomo SCUBA. En Rosa Blanca se realizaron transectos puestos al azar de 50 metros de largo, a una profundidad de 8 metros. Se realizó una caracterización general de los corales con transectos en banda de 4 m de ancho puestos en paralelo a la línea de la costa y se tomaron fotos de todas las colonias que se encontraron dentro de 2m de cada lado del transecto. Con ayuda de las fotografías se determinaron las especies y el estado de salud de cada una de las colonias.

En Punta Pitt se trabaja con un transecto fijo de 150 metros de largo, con el fin de monitorear el desarrollo de cada una de las colonias a lo largo del transecto y a lo largo del tiempo. La densidad de coral se estimó contando las colonias a lo largo de la línea de transecto con un ancho de 2m a cada lado. Las especies se identificaron en el agua y en las fotografías a alta resolución con ayuda de la guía de corales de Hickman (2008). Las fotografías digitales son referenciadas a través un objeto de escala de 5cm para posterior medición de tamaño de la colonia de coral con el programa image J. (<http://rsbweb.nih.gov/ij/>).

4.2 Cuantificación del estado de salud

La afectación del coral se mide como porcentaje en relación a la superficie de la colonia con una cuadrilla de 100 puntos puesto encima de la fotografía en el programa Paint Shop Pro 7. A cada punto o cuadrado se asigna un valor de 0 a 1, en el cual 0 significa no afectación y 1 significa afectación máxima. Como afectación se entienden las siguientes categorías: Blanqueamiento, si la colonia presenta parches en la que se muestre el esqueleto y una coloración blanca; Enfermedades, si la colonia muestra diferentes tipos de coloración como azul, rosado o amarillo; Mordiscos, las especies coralívoras como los peces loro se alimentan de tejido vivo de coral, por lo cual se reconocen pequeñas partes que muestran el esqueleto calcáreo; Cobertura de algas, si existe presencia de algas dentro de la colonia y; Cobertura de incrustaciones, si la colonia presenta poliquetos, estrellas de mar, pepinos, etc.

La afectación total en cada temporada de muestreo se calcula usando la cuadrilla como porcentaje y se categoriza con el índice de blanqueamiento de Marshal & Schuttenberg (2007) (Tabla 1) y se define la significancia de afectación mediante la prueba de Student T. De esta manera, se analiza el cambio en el estado de afectación correspondiente a cada estación.

Los mordiscos y cobertura de algas se analizaron de la misma manera que la afectación. En este contexto, se midió el porcentaje de mordiscos y algas en cada colonia y así se evaluó el aumento o disminución de los mismos en cada temporada. En cuanto a las enfermedades, se identificó la enfermedad y se contabilizó el número de colonias por especie afectadas. Además, se midió la prevalencia de enfermedades por especie. La cual es el porcentaje del número de colonias enfermas sobre el total de las colonias muestreadas de la misma especie. Es decir $P = (\# \text{de colonias enfermas} / \# \text{total de colonias}) * 100$ (Verón et al. 2009).

Resultados

5.1 Composición de especies en la comunidad de coral en Punta Pitt y Bahía Rosa Blanca

Las comunidades de coral se encuentran en substratos rocosos con fondos de arena. La composición de especies de coral varía en los sitios de muestreo. En Punta Pitt se registraron 6 especies (Tabla 2) con mayor representación de *Pavona clavus* (50%) y *Pavona gigantea* (37%), y pocos pocilloporidos (Gráfico 1), mientras que en Bahía Rosa Blanca existe mayor diversidad con presencia de 14 especies (Tabla 2), entre las cuales el 46% corresponde a *Pavona clavus*, 10% a *Pavona gigantea* y *Pocillopora eydouxi* y, finalmente 8% para *Pocillopora damicornis* (Gráfico 1)

5.2 Afectaciones a las comunidades de coral

5.2.1 Mordiscos

En Agosto 2009 en *Pavona clavus* se registró el 26,24% de mordiscos de la totalidad de colonias. Para Enero y Septiembre 2010, el porcentaje se redujo a 24,19 y 15,23%. La especie *Pavona gigantea* tuvieron un total de 0,36% de mordiscos en 2009, con un aumento a 6,79% en Enero y una leve reducción a 4,92% en Septiembre (Tabla 3). Por otro lado, *Pocillopora verrucosa* presentó un aumento del 2% de Agosto 09 a Septiembre 2010. De igual manera, *Pocillopora capitata* registró un aumento del 6% (Tabla 3). La única especie que no tenía mordiscos en las tres temporadas de muestreo fue *Psammocora cf. superficialis* (Gráfico 2).

5.2.2 Cambios en las afectaciones entre las diferentes temporadas de muestreo

En Agosto 2009 la mayoría de comunidades de coral (32 colonias, n= 48) en Punta Pitt tenían un nivel bajo de afectación correspondiente a una palidez con una coloración un poco más clara de lo normal. En Enero 2010 la afectación se mantuvo en el mismo nivel bajo con una representación en 22 colonias. No obstante, en Septiembre 2010, 26 colonias de coral muestran un nivel moderado, en el que existe 10-50% de blanqueamiento en cada colonia. Asimismo, 2 colonias de *Pavona clavus*, presentan un blanqueamiento extremo con una mortalidad de la colonia de más del 90%

(Gráfico 3). El crecimiento en el porcentaje de afectación no fue significativo de Agosto 2009 a Enero 2010 (Student t test, $P > 0,05$). No obstante, existe un crecimiento significativo de Agosto 2009 a Septiembre 2010 (Student t test, $P = 0,001992$), lo cual indica que los corales fueron significativamente afectados en el paso de un año y más afectados por las anomalías negativas que se presentaron en la temporada de Agosto 2010 correspondiente al Fenómeno de la Niña (Instituto Oceanográfico de la Armada 2010b). Por otro lado, solo una colonia de *Pocillopora verrucosa* muestra menos del 1% de afectación en las 3 temporadas (Gráfico 3).

Tomando en cuenta las afectaciones por especie, en todas se observa un gran aumento en un año. El crecimiento en afectaciones más representativo constituye a *Pocillopora inflata* con un crecimiento de la afectación aproximada de 25%, seguida por *Pavona clavus* (20%) (Gráfico 4).

5.3 Incidencia de enfermedades

Ocho diferentes patrones de enfermedades fueron registrados durante las tres temporadas en los dos lugares de muestreo. Entre las mismas se encuentran Yellow blotch, Dark spot, Trematodiasis, White plague, Discolored tissue thinning syndrome, *Porites* tissue loss syndrome, White band y además se observaron anomalías que pueden corresponder a posibles enfermedades (Figura 5). Existen 9 especies que poseen estas enfermedades, siendo la más representativa *Pavona clavus* (Tabla 3) y existió un total de 42 especies afectadas.

5.3.1 Prevalencia de enfermedades

En este estudio se encontró mayor prevalencia en *Pocillopora meandrina* y *Porites lobata* con el 100% de las colonias afectadas en los dos casos. En *Pocillopora eydouxi* y *Pocillopora capitata* se registraron las prevalencias más bajas con 22,22% y 20% respectivamente de las colonias monitoreadas.

Discusión

6.1 Estructura de la comunidad de coral

En el Pacífico Este, incluido Galápagos, se ha encontrado representación de especies de corales hermatípicos correspondiente a tres géneros, *Pocillopora*, *Porites* y *Pavona* (Glynn 2004). A pesar de no tener mayor diversidad en términos coralinos, Galápagos es de gran importancia pues contribuye a la complejidad e intensidad de las relaciones tróficas dentro del ecosistema (Glynn 2004). Dentro de los sitios de muestreo, se encontró mayor diversidad de especies en Bahía Rosa Blanca debido a que existe mayor sustrato rocoso que en Punta Pitt. Por otro lado, debido a las condiciones oceanográficas como corriente y oleaje, permite que especies como pocilloporidos puedan colonizar y crecer bajo estas condiciones con mayor facilidad en Bahía Rosa Blanca.

La predominancia de *Pavona clavus* y *Pavona gigantea* en los dos sitios de muestreo se debe a que *Pavona* crece en sitios rocosos e irregulares principalmente de 3 a 20 metros de profundidad (Hickman 2008). No obstante, *Pavona clavus* crece en lugares expuestos a corrientes y oleaje, mientras que *Pavona gigantea* crece en lugares más protegidos hasta los 25 metros (Hickman 2008).

Además, es importante acotar que hasta la actualidad permanecen los efectos secundarios del evento ENSO 1982/83. La severidad del mismo y el estrés al cual los corales están sometidos sugieren que los eventos ENSO son los responsables de la pobreza en la diversidad de corales y el escaso desarrollo de arrecifes de coral en el Pacífico Este (Glynn & Colgan 1992). Razón por la cual, en Bahía Rosa Blanca las colonias de coral son de menor tamaño que en Punta Pitt. Además, esto también se puede corroborar ya que Bahía Rosa Blanca está expuesta a mayor corriente y oleaje, lo cual limita el crecimiento de las colonias.

6.2 Afectaciones a las comunidades de coral

6.2.1 Mordiscos

Entre las especies coralívoras que fueron observadas durante los muestreos se encuentra el pez globo (*Arothron meleagris*) y peces loro (*Scarus compressus* y *Scarus ghobbon*). Los mismos que al alimentarse de especies de coral dejan marcas blancas, principalmente en *Pavona clavus* y *Pocillopora* spp. Los mordiscos se observan en las partes más altas de los corales o en protuberancias. A pesar que en Costa Rica se ha visto que las especies coralívoras no han impedido la recuperación de las comunidades de coral (Guzmán y Cortez 2007; Glynn et al. 2009a), es importante mencionar que en Galápagos se observa que los mordiscos son un lugar desde el cual se inicia el blanqueamiento de la colonia. Además, esto se puede confirmar debido a que de Agosto 2009 a Septiembre 2010, el porcentaje de mordiscos en *Pavona clavus* se reduce de 26,25% a 15,24%, mientras que la afectación crece de 7,52% a 23,77% (Tabla 2). En *Psammocora cf. superficialis* no se registró mordiscos en las tres temporadas, esto puede ser debido a la baja representatividad en Galápagos (Hickman 2008).

6.2.2 Desarrollo de afectaciones

Durante El Niño 1982/83 muchos corales en el Pacífico Este fueron afectados severamente. Corales como pocilloporidos fueron los primeros afectados, seguidos por *Pavona*, *Porites* y *Psammocora* (Glynn, 1983). Asimismo, mientras hubo el 97% de mortalidad, algunas especies de colonias masivas sufrieron solo mortalidad parcial (Glynn 2004). En este estudio, de Agosto 2009 a Enero 2010 no se observaron cambios drásticos y esto puede deberse a que el evento de El Niño recién estaba comenzando en Enero, por lo cual no se registraron cambios muy significativos (student t test, $P > 0,05$). No obstante, la mayoría de colonias mostraron blanqueamiento bajo en Agosto 2009 y moderado en Septiembre 2010 (Student t test, $P = 0,001992$). El blanqueamiento significativo fue observado en la temporada correspondiente a un evento de la Niña debido a que

la magnitud del fenómeno fue muy fuerte con SSTA de -5°C y las colonias cayeron de una anomalía positiva directamente a una anomalía negativa (Instituto Oceanográfico de la Armada 2010a; 2010b).

Un patrón notable y recurrente en los efectos de blanqueamiento es la diferencia en la susceptibilidad a blanqueamiento entre las especies de coral. Después de un evento de blanqueamiento, algunos corales son extintos localmente mientras otros no son afectados (Marshall & Schuttenberg 2006; Loya et al. 2001; McClanahan et al. 2007). Lo anteriormente mencionado se debe a una jerarquía definida en cuanto a susceptibilidad entre géneros de coral (Marshall & Schuttenberg 2006; McClanahan et al. 2007) atribuidos a características fisiológicas y morfológicas, tal como integración de la colonia y grosor del tejido (Loya et al. 2001). En términos generales, los corales con menor grosor, de rápido crecimiento, con buena conexión entre los pólipos tienden a ser más susceptibles a blanqueamiento. Los tejidos con mayor grosor pueden proteger las algas del sol y así aumentar la resistencia al blanqueamiento. Es así que dadas las condiciones de las especies, la muerte ocurre más rápido en colonias ramificadas como *Pocillopora* spp (Glynn et al. 2009). La susceptibilidad de los corales es consistente en los diversos lugares del mundo, lo cual indica que las propiedades del animal hospedador son muy importantes al determinar el tipo de respuesta de los corales al estrés térmico (Glynn 1988).

En estudios realizados en el Pacífico Este se ha observado que *Pavona clavus* y *Porites lobata* son dos especies de coral con mayor resistencia ante períodos de elevadas temperaturas, mientras que otras especies colonizan el sustrato a través de reclutamiento larval luego de períodos de estrés. Entre las mismas se encuentra *Pocillopora* spp y *Psammocora stellata* (Glynn et al. 2009). Las larvas de los corales sobreviven por más de 100 días en la columna de agua y por lo tanto especies del género *Pocillopora* pueden colonizar el sustrato (Richmond 1987 cit en Banks et al. 2009). Además, las especies dentro de este género pueden sobrevivir más de 2 meses de inanición y

recibir desde el 60% al 95% de su respiración diaria con la traslocación de Zooxanthellae (Glynn, 1988). Igualmente, durante El Niño de 1982/83 y 1997/98 se observó que *Porites lobata* es una especie de coral con gran resiliencia y rápida recuperación; por lo tanto tiene menor índice de mortalidad que *Pocillopora* spp. Lo cual se debe a la resistencia de *P. lobata* a elevadas temperaturas y por lo tanto los tejidos pueden volver a crecer (Glynn et al. 2009).

Adicionalmente, también existe variación intraespecífica por lo cual, la supervivencia de los corales varía de acuerdo a las diferencias en profundidad y hábitat (Hoegh-Guldberg 1999), historial de estrés térmico y, diferencias en sensibilidad térmica de los simbiosomas (McClanahan et al. 2007).

Una explicación potencial de los diferentes patrones de blanqueamiento es que los corales hospeden múltiples tipos de dinoflagelados simbióticos (Rowan & Powers 1991; Glynn et al. 2009; Glynn 1988) que difieren en tolerancia fisiológica para las condiciones que causan el blanqueamiento (Gates & Edmund 2003). Esto sugiere la posibilidad de adaptación a los cambios en las condiciones climáticas de corales y endosimbiontes (Hughes et al. 2003 cit en Marshall & Schuttenberg 2006). La adaptación fisiológica no es el único mecanismo para ser especies más resistentes. Se considera que las especies de coral que hospeden más de una especie de Zooxanthellae son más resilientes a los cambios (Folke & Nystrom 2001).

La variabilidad en eventos de blanqueamiento se han observado entre colonias de coral, colonias de la misma especie y entre colonias de diferentes especies (Marshall & Schuttenberg 2006). Sin embargo, las corrientes y oleaje, como en Bahía Rosa Blanca, incrementan el movimiento de agua alrededor de los corales, lo cual ayuda a eliminar desechos metabólicos y moléculas tóxicas por lo tanto, reduce la susceptibilidad al estrés térmico (Marshall & Schuttenberg 2006)

Por otro lado, las condiciones que causan cambios en la temperatura del océano generalmente coinciden con aguas calmadas y claras en las que incrementa la penetración de luz. Es así que,

corales que se encuentran protegidos o con mayor sombra como las colonias en Punta Pitt tienen mayor probabilidad a resistir estos cambios y a un blanqueamiento menos severo que los corales expuestos a niveles normales de luz bajo diferentes tipos de estrés (Marshall & Schuttenberg 2006). Por lo tanto, los pólipos que han sido expuestos a mayores niveles de luz han demostrado ser más resistentes cuando han experimentado temperaturas más altas, lo cual sugiere aclimatización de ciertos corales a alta intensidad de luz (Glynn 1988).

Adicionalmente, es importante resaltar que el porcentaje de coral afectado no se debe solamente a las consecuencias después de un evento ENSO, sino a la sumatoria de mortalidad parcial y al proceso de recuperación de cada coral (Fong 2001). Es así que la mayoría de mordiscos registrados al inicio del muestreo son partes con blanqueamiento, lo cual indica que debido a diferentes factores, los corales no tuvieron el tiempo ni las condiciones necesarias para recuperar la Zooxanthellae. Como consecuencia, es vital mantener la dinámica entre alteración y resiliencia dentro del ecosistema (Folke & Nystrom 2001).

Las comunidades de coral como en Galápagos con una baja diversidad en especies de coral poseen menor capacidad para combatir alteraciones (Holling and others 1995 cit. en Folke & Nystrom 2001). A pesar que actualmente el estado de los corales indica que están en recuperación ante los diferentes factores de estrés (Folke & Nystrom 2001), según Guzmán & Cortez (1992 cit. en Glynn et al. 2009), tomará siglos para que las comunidades se puedan recuperar al estado pre-Niño 1982/83. Además, existe la preocupación que para el año 2100 la SST aumentará entre 1,4 a 5,8 grados C, lo cual resultará en la mortalidad total de las comunidades en Galápagos (Dawson et al 2009a).

El alcance de la afectación varía en cada evento de blanqueamiento, pero también puede variar entre los sitios en el mismo año y entre los años en el mismo sitio. Los estudios realizados demuestran que el índice y el alcance de blanqueamiento de coral aumentarán en el futuro,

causando mayor degradación al ecosistema de arrecifes de coral. Como consecuencia, es muy probable que exista un cambio hacia arrecifes con baja diversidad biológica y poca cobertura coralina, dominado por corales que sean resistentes o intrínsecamente resilientes (Marshall & Schuttenberg 2006). Por esta razón, es importante tomar en cuenta y estudiar las implicaciones de eventos de blanqueamiento en extensas escalas espaciales y no solamente arrecifes individuales o países (Folke & Nystrom 2001).

6.3 Incidencia de enfermedades

Los corales que sobreviven eventos de blanqueamiento pueden sufrir otros impactos. Entre ellos se encuentra la reducción en la inmunidad a patógenos, y por lo tanto, la susceptibilidad a adquirir enfermedades aumenta (Glynn 1988). Muchas veces, el blanqueamiento de coral resulta con una coloración azul pastel, amarillo o rosado causado por proteínas producidas por los corales, que dan la coloración al tejido siendo el pigmento principal durante el blanqueamiento cuando la *Zooxanthellae* es expulsada debido a la infección por patógenos (Marshall & Schuttenberg 2006). *Pavona clavus* es la especie con mayor representación de enfermedades (24 colonias afectadas). Todas las enfermedades registradas (Yellow blotch, Dark spot, Trematodiasis, White plague, Discolored tissue thinning syndrome, *Porites* tissue loss síndrome y White band) son causadas por bacterias, lo cual puede dar un índice a la calidad de agua en los sitios de muestreo. A pesar de no ser sitios con influencia antropogénica, las corrientes, oleaje y barcos que pasan por el área son medios de transporte de la bacteria. De igual manera, el viento es un factor muy importante en el transporte de patógenos. Estudios demuestran que cientos de millones de toneladas de polvo con microorganismos, micro y macro nutrientes, metales pesados, contaminantes orgánicos son llevados anualmente desde África o Asia y son depositados en América, lo cual afecta a los arrecifes y otros ecosistemas (Garrison et al. 2003).

Además, existe mayor incidencia de enfermedades en eventos ENSO. Pues, el clima es el factor más importante en este contexto, al reducirse las lluvias y aumentar la temperatura los vientos se intensifican y las bacterias son transportadas con mayor facilidad (Garrison et al. 2003).

Muchas de las enfermedades, registradas en este estudio, son causadas por hongos o bacterias que generalmente se encuentran en suelos y agua y debido a que pueden ser transportadas grandes distancias (Garrison et al. 2003).

Si continua esta tendencia, los corales tendrán cambios significativos, como pérdida de diversidad biológica y cobertura de coral, así como pérdidas económicas para el sector pesquero y turístico (Marshall & Schuttenberg 2006). Una primera prioridad es identificar agentes patógenos causantes de las aproximadamente 30 posibles enfermedades relacionadas a corales e identificar las fuentes y mecanismos de transmisión y distribución. En tercer lugar, es necesario identificar las condiciones medioambientales que favorecen a que patógenos proliferen (Garrison et al. 2003).

6.3.1 Prevalencia de enfermedades

Las especies más afectadas corresponden a *Pocillopora meandrina* (100%) y *Porites lobata* (100%). Esto ocurre debido a la baja representatividad de colonias en el área de muestreo. Además, así como especies del género *Pocillopora* son susceptibles al estrés térmico, es muy probable que también lo sean ante los patógenos. Debido al reducido grosor del esqueleto es más fácil para el patógeno colonizar el área y su expansión.

Trabajos citados

- Banks S, M. Vera & A. Chiriboga. 2009. Establishing reference points to assess long-term change in zooxanthellate coral communities of the northern Galapagos coral reefs. *Galapagos research* Vol. 66, 43-64.
- Boshma, H. 1925. *ProceAmAcad Art Sci LX*: 451 – 460
- Brauchli F. "Simbiosis y comensalismo." 18 Ene. 2008. *Nature and Science magazine*.
<http://www.uemis.org/es/magazine/nature_et_science/symbiose_et_comensalismo>.
- Bruno JF & Selig ER. 2007. Regional Decline of Coral Cover in the Indo-Pacific: Timing, Extent, and Subregional Comparisons. *PLoS ONE* 2(8): e711. doi:10.1371/journal.pone.0000711
- Carpenter, K., Abrar, M., Aeby, G., et al., 2008. One-third of reef-building corals face elevated extinction risk from climate change and local impacts. *Science* 321, 560–563.
- Danulat E & GJ Edgar. 2002. Reserva Marina de Galápagos. Línea Base de la Biodiversidad. Fundación Charles Darwin/Servicio Parque Nacional Galápagos, Santa Cruz, Galápagos, Ecuador. 484 pp.
- Dawson, T.P., F. Jarvie & F. Reitsma. 2009a. A habitat suitability model for predicting coral community and reef distribution on the Galápagos Islands. *Galapagos Research* June 99, 20-26.
- Dawson, T.P, S.J. Henderson and S. Banks. 2009b. Galapagos coral conservation: impact mitigation, mapping and monitoring. *Galapagos Research* June 99, 3-5.
- Doney S, VJ. Fabry, RA. Feely & JA. Kleypas. 2009. Ocean Acidification: The Other CO₂ Problem. *Annu. Rev. Mar. Sci.* 2009. 1:169–92
- Feingold, J.S. 2001. Responses of three coral communities to the 1997– 98 El Niño Southern Oscillation: Galápagos Islands, Ecuador. *Bulletin of Marine Science* 69, 61 – 77.
- Fine, M & Loya, Y. 2002. Endolithic Algae: An Alternative Source of Photoassimilates during Coral Bleaching.
- Folke, C & Nyström, M. 2001. Spatial Resilience of Coral Reefs.
- Fong, P. Glynn, P. 2001. "Population abundance and size-structure of an Eastern Tropical Pacific Reef Coral after the 1997-98 ENSO: A simulation model predicts field measures." *69(1)*: 187–202.
- Galloway SB, Work TM, Bochsler VS, Harley RA, Kramarsky-Winters E. "Coral Disease and Health Workshop: Coral Histopathology II." NOAA Technical Memorandum NOS NCCOS 56 and NOAA Technical Memorandum CRCP 4. National Oceanic and Atmospheric Administration, Silver Spring (2007): 84.

- Gardner, T. Isabelle M. Côté, Jennifer A. Gill, Alastair Grant, Andrew R. Watkinson. 2005. Hurricanes and Caribbean Coral Reefs: Impacts, Recovery Patterns, and Role in Long-Term Decline.
- Garrison, V. Eugene A. Shinn, WT Foreman, DW. Griffin, CW. Holmes, CA. Kellogg, MS. Majewski, L L. Richardson, KB. Ritchie & GW. Smith. 2003. African and Asian Dust: From Desert soils to coral reefs.
- Gates, R & Edmunds, P. 2003. Has Coral Bleaching Delayed Our Understanding of Fundamental Aspects of Coral-Dinoflagellate Symbioses?.
- Glynn, P.W. 1976. Some Physical and Biological Determinants of Coral Community Structure in the Eastern Pacific.
- Glynn, P.W., 1984. Widespread coral mortality and the 1982–83 El Niño warming event. *Environmental Conservation* 11 (2), 133–146.
- Glynn, P.W. 1988. El Niño warming, coral mortality and reef framework destruction by echinoid bioerosion in the eastern Pacific. *Galaxea* 7:129-160.
- Glynn, Peter W. 1988. El Niño-Southern Oscillation 1982-1983: Nearshore Population, Community, and Ecosystem responses. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 1988. Vol. 19, 309-345
- Glynn, P.W, J. Cortez, H.M. Guzman and R.H. Richmond. 1988. El Niño (1982-83) associated coral mortality and relationship to sea surface temperature deviation in the tropical eastern Pacific. *Proceedings of the 6th coral reef symposium*, vol 1. Australian Institute for Marine Science, Townsville, 237 – 243.
- Glynn, P.W., 1990. Coral mortality and disturbances to coral reefs in the tropical eastern Pacific. *Global Ecological Consequences of the 1982–83 El Niño-Southern Oscillation*. Elsevier Oceanography Series, Amsterdam, 55–126.
- Glynn, P.W., 1991. Coral reef bleaching in the 1980's and possible connections with global warming. *Trends in Ecological Evolution* 6 (6), 175–179.
- Glynn, P & Colgan, M. 1992. Sporadic Disturbances in Fluctuating Coral Reef Environments: El Niño and Coral Reef Development in the Eastern Pacific.
- Glynn, P & Fong, P. 2000. A Regional Model to Predict Coral Population Dynamics in Response to El Niño-Southern Oscillation.
- Glynn, P.W, J.L. Maté, L. Juan, A. Baker and M.O. Calderón. 2001. Coral bleaching and mortality in Panama and Ecuador during the 1997-1998 El Niño Southern Oscillation event: Spatial and temporal patterns and comparison with the 1982 – 1983 event. *Bulletin of Marine Science* 69: 79 – 109.
- Glynn, P.W. 2003. Coral communities and coral reefs of Ecuador. *Latin American Coral Reefs*. Elsevier Science, Amsterdam, 449 – 472

- Glynn, P.W. 2004. "High Complexity Food Webs in Low-Diversity Eastern Pacific Reef: Coral Communities."
- Glynn, P.W., B. Riegl, A.M.S. Correa and I.B. Baums. 2009. Rapid recovery of a reef at Darwin Island, Galapagos Islands. *Galapagos research* Vol. 66 June 2009 pp. 6-13.
- Guzmán, H.M & Cortés, J. 2007. Reef recovery 20 years after the 1982–1983 El Niño massive recovery.
- Hawaii Coral Disease, Marine Disease Research Lab. Hawaii Institute of Marine Biology. 2009. 22 Noviembre 2010 <<http://www.himb.hawaii.edu/HawaiiCoralDisease/photos.php>>.
- Hickman, C.P. 2008. A field guide to corals and other radiates of Galápagos. *Galápagos Marine Life Series*, Sugar Spring Press. Lexington, Virginia. 162 pp.
- Hickman, C. 2009. Evolutionary responses of Marine Invertebrates to insular isolation in Galápagos." *Galápagos Research, Journal of Science and Conservation in the Galápagos Islands*: 32-42.
- Hoegh-Guldber, O. 1999. Climate change, coral bleaching and the future of the world's coral reefs. *Marine Freshwater research* 50: 839-866.
- Huppert, A & Stone, L. 1998. Chaos in the Pacific's Coral Reef Bleaching Cycle.
- Instituto Oceanográfico de la Armada. 2009. Boletín del Comité Nacional para el Estudio Regional del Fenómeno El Niño (ERFEN). INOCAR: Guayaquil, Agosto 2009.
- Instituto Oceanográfico de la Armada. 2010 a. Boletín del Comité Nacional para el Estudio Regional del Fenómeno El Niño (ERFEN). INOCAR: Guayaquil, Enero 2010.
- Instituto Oceanográfico de la Armada. 2010 b. Boletín del Comité Nacional para el Estudio Regional del Fenómeno El Niño (ERFEN). INOCAR: Guayaquil, Septiembre 2010.
- Manzello, D. Joan A. Kleypas, David A. Budd, C. Mark Eakin, Peter W. Glynn, Chris Langdon. 2008. Poorly cemented coral reefs of the eastern tropical Pacific: Possible insights into reef development in a high-CO2 world.
- Marshall, P & Schuttenberg, H. 2006. A Reef manager's guide to Coral Bleaching. IUCN Publications Services Unit: 1-176.
- McClanahan, T. R. 2002. The near future of coral reefs.
- McClanahan, T.R. Mebrahtu Ateweberhan, Christopher A. Muhando, Joseph Maina, Mohammed S. Mohammed. 2007. Effects of Climate and Seawater Temperature Variation on Coral Bleaching and Mortality. *Ecological Monographs*, Vol. 77, No. 4, 503-525.
- Ministerio del Ambiente. 2010. 08 Septiembre 2010 <http://www.ambiente.gob.ec/paginas_espanol/4ecuador/docs/areas/galapagos.htm>.

- NOAA Satellite and Information Service. Current Operational SST Anomaly Charts for the Year 2010. 11 Septiembre 2010. 20 Septiembre 2010
<<http://www.osdpd.noaa.gov/ml/ocean/sst/anomaly.html>>.
- Odum, H. T., and Odum, E. P. 1955. Trophic structure and productivity of windward coral reef community on Eniwetok Atoll. *Ecological Monographs* 25(3), 291-320.
- Peters, E.C. 1997. Diseases of coral reef organisms. Life and death of coral reefs. Chapman and Hall, New York. Pp: 114-139.
- Reaka-Kudla, M.L., 1997. Global biodiversity of coral reefs: a comparison with rainforests. *Biodiversity II: Understanding and Protecting Our Biological Resources*. Joseph Henry Press.
- Reaka-Kudla, M.L., 2001. Known and unknown biodiversity, risk of extinction and conservation strategy in the sea. *Waters in Peril*, 19–33.
- Rowan, R., and Powers, D. A. 1991. Molecular genetic identification of symbiotic dinoflagellates (zooxanthellae). *Marine Ecology Progress Series* 71, 65-73.
- Sorokin, Y.I. 1995. *Coral Reef Ecology*. Ecological Studies. Springer, 465.
- Schubert R, HJ. Schellnhuber, N. Buchmann, A Epiney, R. Griebhammer, M. Kulesa, D. Messner, S. Rahmstorf, J. Schmid. 2006. The future ocean warming up, Rising high, Turning sour. Special Report German Advisory Council on Global Change (WBGU), 1-123.
- Timmermann, A. J. Oberhuber, A. Bacher, M. Esch, M. Latif & E. Roeckner. 1999. Increased el Niño frequency in a climate model forced by future greenhouse warming. *Nature* Vol 398, 694-697.
- Vera, M. and S. Banks. 2009. Health status of the coral communities of the northern Galápagos Islands Darwin, Wolf and Marchena. *Galapagos Research*, Vol. 66. Pp.: 65- 74.
- Veron, J.E.N. 1995. *Corals in space and time: the biogeography and evolution of scleratinia*. Cornell University Press, Ithaca.
- Veron, J.E.N., 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 and A.D. Rogers. 2009. The coral reef crisis: the critical importance of < 350 ppm CO²

Anexos

8.1 Gráficos

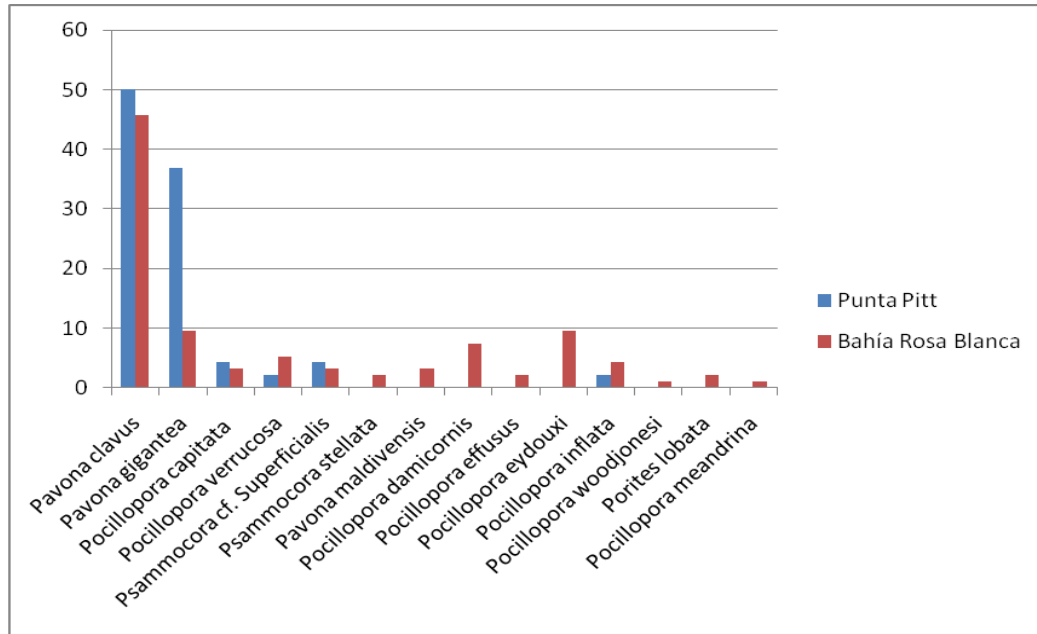


Gráfico 1.- Composición de especies en Punta Pitt y Bahía Rosa Blanca

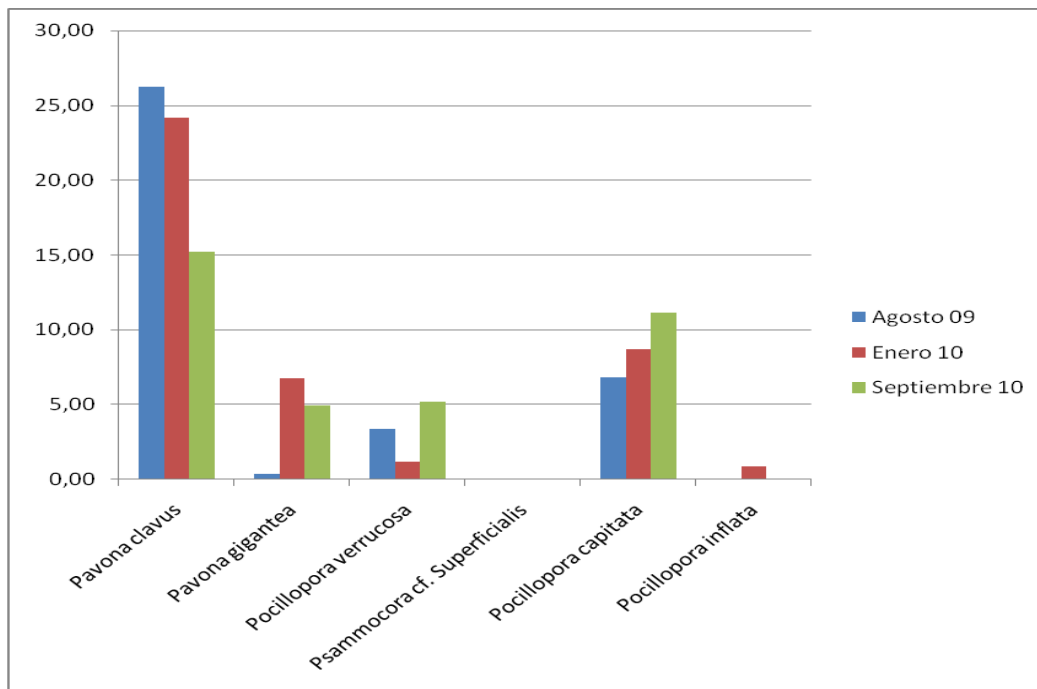


Gráfico 2.- Desarrollo del porcentaje de mordiscos en las colonias de diferentes especies de Coral en Punta Pitt

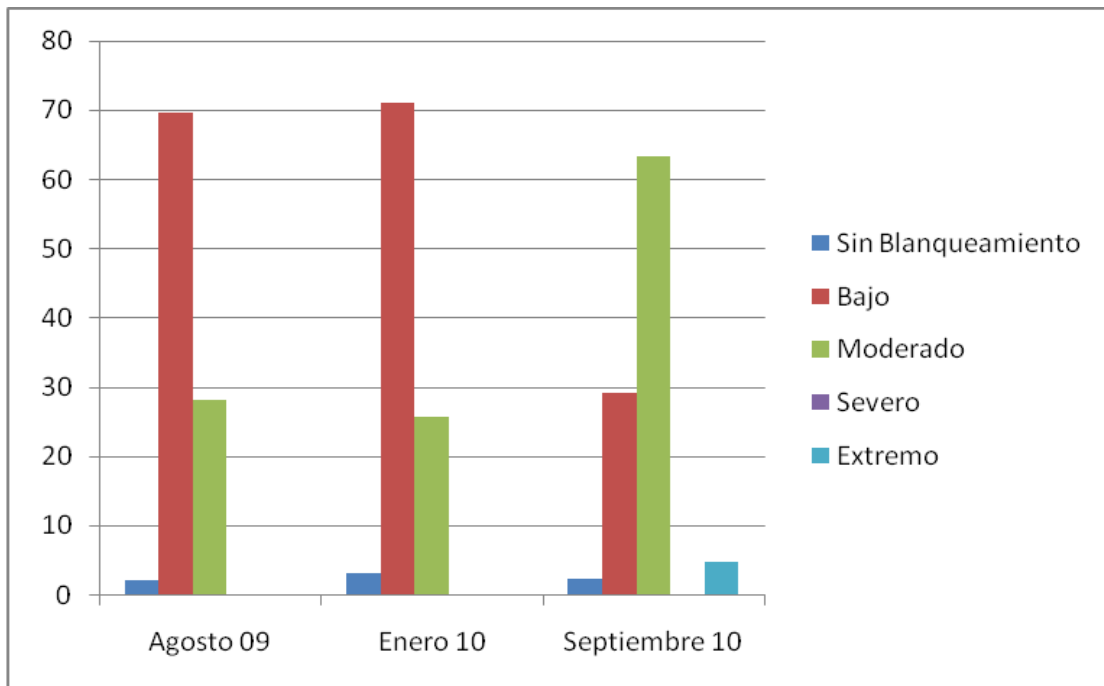


Gráfico 3.- Niveles de blanqueamiento en las colonias de coral en Punta Pitt desde agosto 2009 hasta septiembre 2010

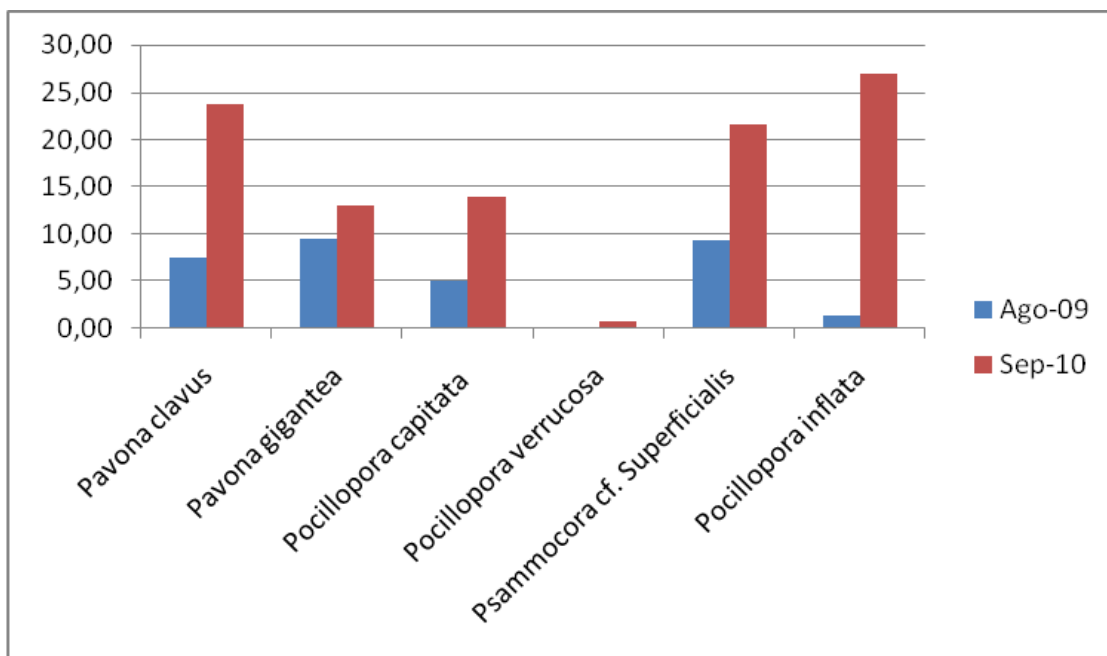


Gráfico 4.- Desarrollo de las afectaciones por especie de coral en Punta Pitt de Agosto 2009 a Septiembre 2010

8.2 Figuras

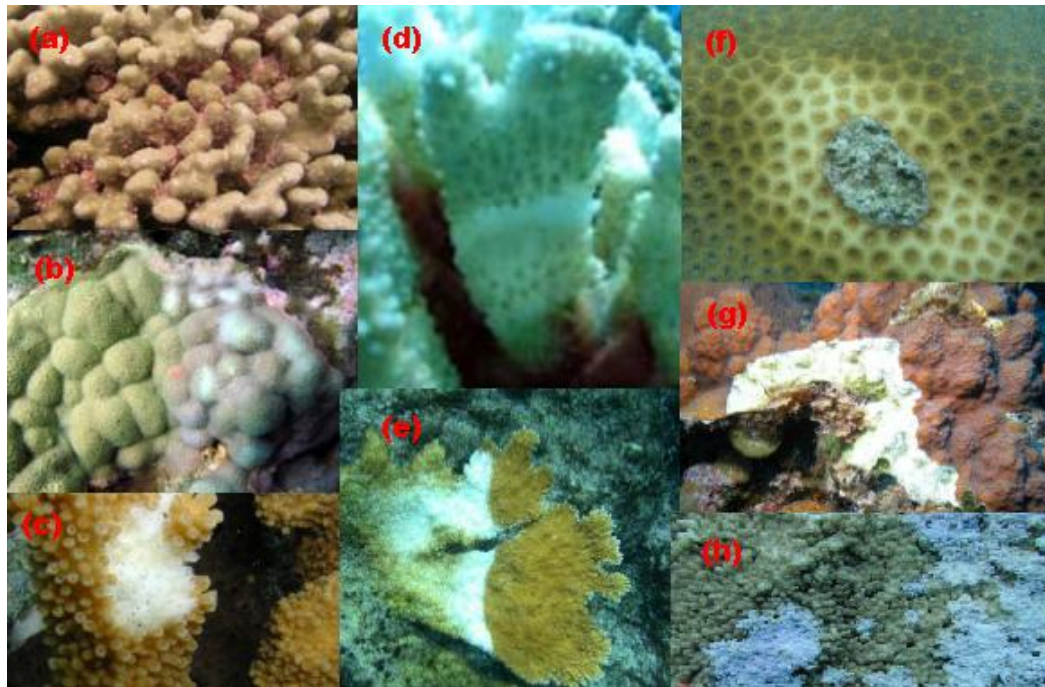


Figura 1.- Enfermedades de corales (a) Trematodiasis. (b) Síndrome de decoloración y reducción de tejido. (c) Blanqueamiento parcial. (d), (e) Enfermedad de la banda blanca. (f) Enfermedad de la mancha amarilla. (g) Plaga blanca. (h) Anomalías de crecimiento.

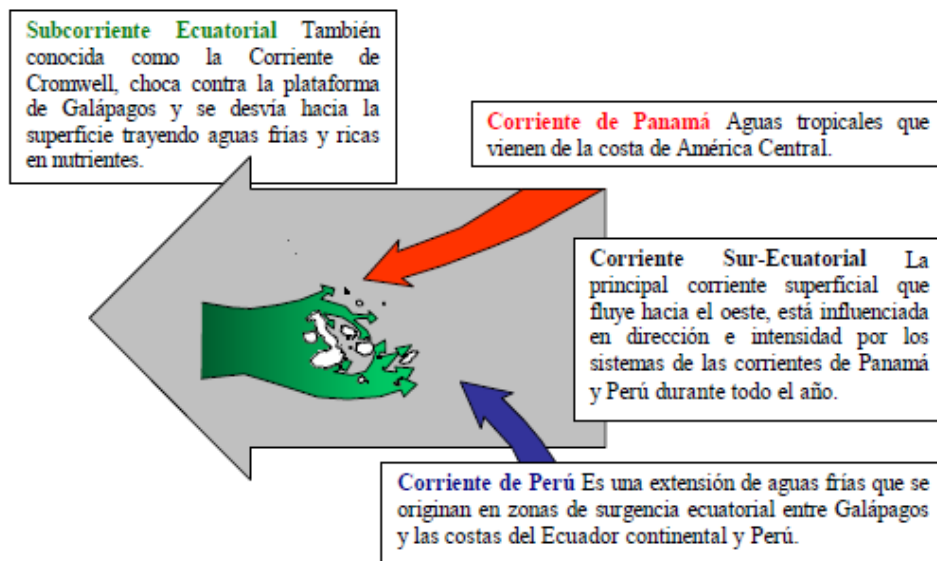
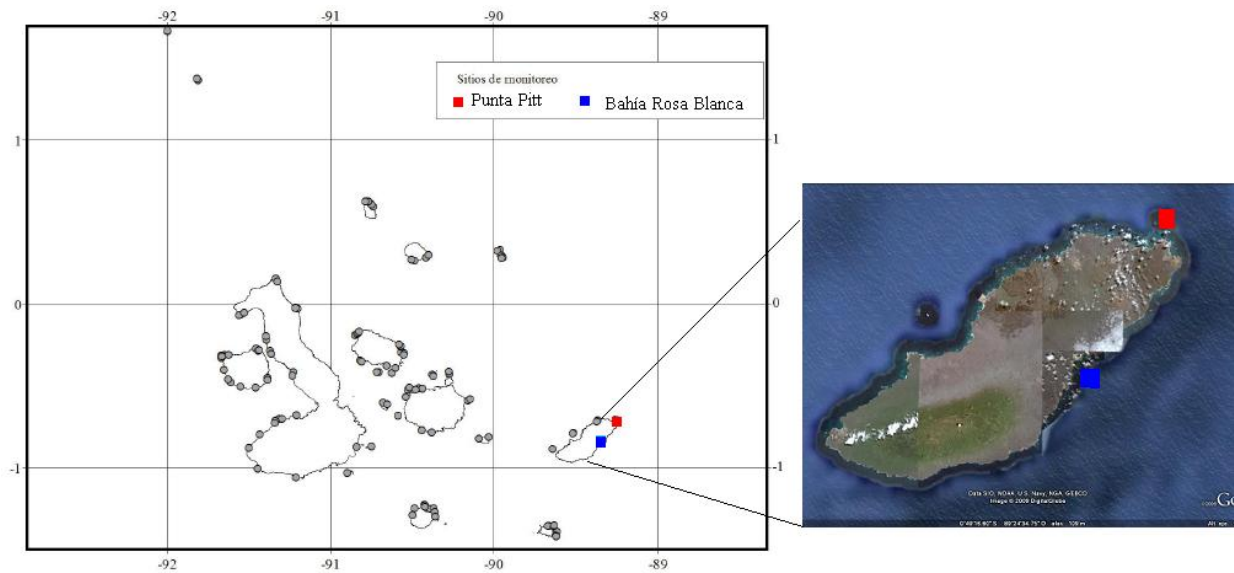


Figura 2.- Sistema de Corrientes que influyen las islas Galápagos. La flecha de color azul indica corrientes frías, mientras que la flecha roja está asociada a corrientes cálidas. Imagen: Danulat & Edgar 2002



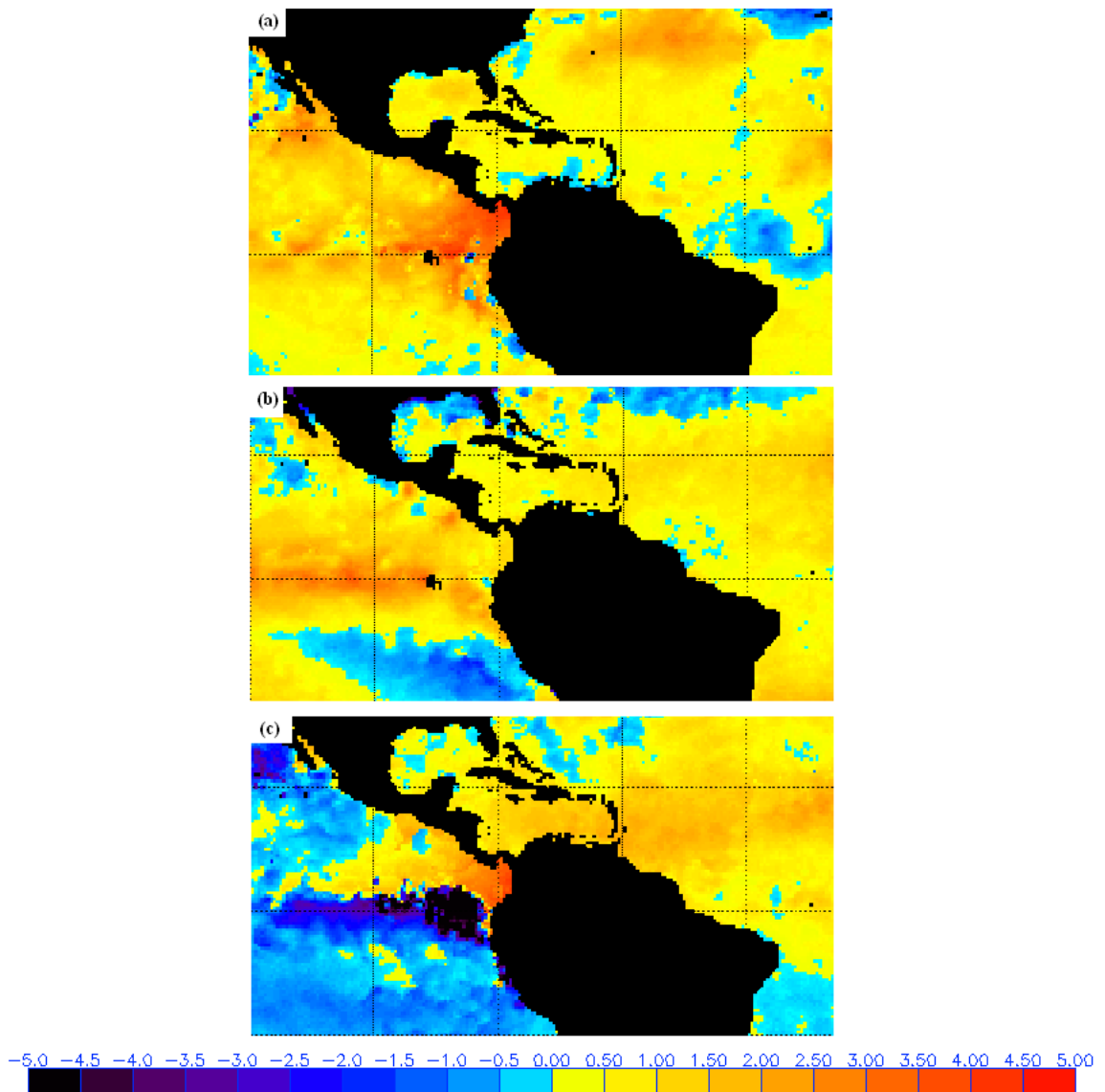


Figura 4.- SSTA del Océano Pacífico durante la toma de muestras. (a) Temperatura normal correspondiente a Agosto 2009. (b) Temperatura elevada correspondiente a El Niño en Enero 2010. (c) Temperatura baja correspondiente al fenómeno de La Niña. Imagen disponible en: <http://www.osdpd.noaa.gov/data/sst/anomaly/anomwsc.gif>

8.3 Tablas

Tabla 1.- Índice para la caracterización del nivel de blanqueamiento o afectación (según Marshal & Schuttenberg, 2007)

Index	%	Descripción
0	<1	Sin Blanqueamiento
1	1-10	Nivel bajo: palidez con una coloración un poco más clara de lo normal
2	10-50	Moderado: Coloración blanca
3	50-90	Severo: Blanqueamiento + muerte parcial
4	> 90	Extremo: Muerte reciente

Tabla 2.- Número de colonias en los sitios de muestreo

Espece	Punta Pitt	Bahía Rosa Blanca
<i>Pavona clavus</i>	23	43
<i>Pavona gigantea</i>	17	9
<i>Pocillopora capitata</i>	2	3
<i>Pocillopora verrucosa</i>	1	5
<i>Psammocora cf. Superficialis</i>	2	3
<i>Psammocora stellata</i>	0	2
<i>Pavona maldivensis</i>	0	3
<i>Pocillopora damicornis</i>	0	7
<i>Pocillopora effusus</i>	0	2
<i>Pocillopora eydouxi</i>	0	9
<i>Pocillopora inflata</i>	1	4
<i>Pocillopora woodjonesi</i>	0	1
<i>Porites lobata</i>	0	2
<i>Pocillopora meandrina</i>	0	1

Tabla 3.- Porcentaje de mordiscos por especie

	Agosto 09	Enero 10	Septiembre 10
<i>Pavona clavus</i>	26,25	24,20	15,24
<i>Pavona gigantea</i>	0,37	6,79	4,93
<i>Pocillopora verrucosa</i>	3,38	1,19	5,20
<i>Psammocora cf. Superficialis</i>	0,00	0,00	0,00
<i>Pocillopora capitata</i>	6,86	8,69	11,17
<i>Pocillopora inflata</i>	0,00	0,87	0,00

Tabla 4. Colonias que poseen enfermedades en Punta Pitt y Bahía Rosa Blanca

	Yellow blotch	Dark spot	Trematodiasis	Plaga blanca	Discolored tissue thinning syndrome	Porites tissue loss syndrome	White band	Posible enfermedad
<i>Pavona clavus</i>	5	4	2	2	1			10
<i>Pavona gigantea</i>	2	2						2
<i>Pocillopora capitata</i>								1
<i>Pocillopora inflata</i>								2
<i>Pocillopora eydouxi</i>							1	1
<i>Pocillopora meandrina</i>		1						
<i>Porites lobata</i>				1		1		
<i>Psammocora stellata</i>			1					
<i>Psammocora cf. Superficialis</i>		2		1				