



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES ZARAGOZA

“Evaluación del grado de deterioro de la placa arrecifal de la Bahía Riscalillo, Parque Nacional Huatulco”.

TESIS

Que para obtener el grado de

Biólogo

PRESENTA

DAVID ALEJANDRE SAMANIEGO

Mayo 2010



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

La presente tesis forma parte de los proyectos de investigación bajo la responsabilidad del Dr. Margarito Tapia García, que se desarrollan en el Departamento de Hidrobiología de la Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa.

Dedicatoria

A mis padres:

Por el inagotable apoyo que me han brindado toda la vida, por llevarme de la mano por el camino correcto y, principalmente, por la paciencia y comprensión que me han tenido. Jamás lo hubiera logrado sin ustedes. Los amo.

A mi hermana:

Por todo el apoyo que me ha ofrecido y por mantenerse siempre al pendiente de mi.

A Sweet K:

Por esparcir tu luz sobre mí e iluminar el camino en la recta final de esta etapa de mi vida... sí, soy culpable de esas ojeras, ¡lo siento!... dejemos atrás todos esos miedos y sigamos adelante, recuerda que nos están cuidando desde allá arriba.

Agradecimientos

Al Dr. Margarito Tapia García, por brindarme su amistad, por todos sus consejos y su apoyo, pero sobre todo por aceptarme dentro de su grupo de trabajo y depositar toda su confianza en Samuel y en mí para desarrollar esta parte de su proyecto.

Al Dr. Antonio Valencia Hernández, por toda la enseñanza otorgada durante los últimos semestres de mi carrera y por impulsarme para seguir adelante. Por la disposición y el apoyo mostrado en todo momento, y por su generosa amistad.

A Samuel, Gibran, David y Martín, por su amistad, por compartir conmigo esta experiencia y por ser mis compañeros a lo largo de este viaje.

A Marcela y Armando, por abrirnos las puertas de su casa y aguantarnos cada dos meses.

A toda la gente de Huatulco, que siempre nos recibió y atendió de la mejor manera posible. En especial a Rigo y Manuel, gerente general y mejor cliente, respectivamente, del Oasis Matute, por lo bien que la pasamos durante los interminables debates nocturnos, en los cuales, por cierto, nunca logramos ponernos de acuerdo.

Al *Chaac 24doble2*, mi otra mitad, por brindarme el equilibrio necesario para mantenerme de pie aun en los momentos más complicados y por permitirme disfrutar de la vida en todo sentido.

*“A coral reef cannot be properly described,
It must be seen to be truly appreciated”.*

Hickson, 1889.

*“Llega un momento, estando ahí abajo,
en el que dejas de investigar y pasas a formar parte del arrecife”.*

24doble2, 2009.

Índice

Introducción	1
Situación actual de los arrecifes de coral	3
Área de estudio	12
Objetivos	14
Objetivo general	14
Objetivos específicos	14
Método	15
Actividades de campo	15
Actividades de gabinete	16
Validación del método	18
Análisis general de los datos	19
Resultados y Discusión	22
Método para evaluar el grado de deterioro ecológico de arrecifes de coral	41
I. Prospección visual y delimitación de polígonos.....	41
II. Muestreo por medio de imágenes digitales	41
III. Rectificación de las imágenes digitales.....	42
IV. Elaboración de polígonos y medición de áreas de cobertura.....	46
Estado ecológico de Bahía Riscalillo	54

Conclusiones.....62

Literatura citada62

Introducción

Los arrecifes de coral se consideran los ecosistemas de mayor relevancia en el ámbito mundial debido entre otros factores a su complejidad ecológica y espacial (Bello *et al.*, 2006), la cual los dota de una gran riqueza biológica. Dentro de un arrecife coralino es posible encontrar una gran cantidad de especies asociadas, como son: algas, crustáceos, moluscos, equinodermos, esponjas y peces, las cuales encuentran refugio y sustento en el arrecife (Cupul *et al.*, 2000; Vargas, 2005; LaJeunesse *et al.*, 2007).

La estructura de un arrecife coralino está compuesta de carbonato de calcio y conformada por corales pétreos o duros (Orden Scleractinia), los cuales se dividen en zooxantelados (por sus algas simbiotes), y azooxantelados (sin algas simbiotes). Los zooxantelados, también llamados hermatípicos, son los principales formadores de arrecifes y es posible encontrarlos en aguas someras, debido a que las algas simbiotes requieren la luz para fotosintetizar (Cortés, 2009). Los azooxantelados, o corales ahermatípicos, depositan su esqueleto de carbonato alrededor de los pólipos sin la necesidad de simbiotes, se encuentran en aguas profundas, en mares templados y fríos, y pueden formar estructuras de hasta dos o tres metros de altura (Calderón *et al.* 2009). Cabría esperar que en cualquier lugar donde existieran corales hermatípicos se formaran arrecifes, sin embargo, esto no ocurre así, debido a una serie de factores ecológicos, principalmente de temperatura, intensidad luminosa, profundidad, tasa de sedimentación, tipo de sustrato, salinidad, movimiento del agua y sólidos en suspensión, que actúan directamente sobre estos

organismos y limitan la formación y distribución de los arrecifes coralinos (Carricart y Horta, 1993).

Además de la importancia ecológica, los arrecifes de coral también tienen gran importancia económica (Díaz *et al.*, 2009). Entre los beneficios que pueden brindar se encuentran la protección de la línea costera, el desarrollo de actividades pesqueras y la explotación de los recursos marinos en general (Ahmed *et al.*, 2004; Barker y Roberts, 2004; Bello *et al.*, 2005; Fisher *et al.*, 2007). Entre las actividades de mayor relevancia que se desarrollan en los arrecifes de coral se encuentra el turismo (Moberg y Folke, 1999; Fisher *et al.*, 2007; LaJeunesse *et al.*, 2007), y en las últimas décadas ha tenido auge la obtención de productos para la elaboración de medicamentos, así como materiales para la construcción (Barker y Roberts, 2004).

Situación actual de los arrecifes de coral

Actualmente, existen diversos antecedentes que indican que la mortalidad global de los arrecifes de coral ha aumentado de manera significativa (Done, 1992; Hughes y Connell, 1999; Santavy *et al.*, 2005; y muchos otros). Existen varios factores que son responsables de esta degradación, según su origen, se pueden clasificar en tres tipos: natural, biológico y antropogénico.

Dentro de los factores de tipo natural se encuentran los fenómenos climáticos y físicos como ciclones, huracanes, mareas bajas, incremento de la temperatura oceánica (Porter *et al.*, 1982; Porter y Meier, 1992; Reyes, 1993; Berkelmans y van Oppen, 2006), aporte y aumento en la concentración de nutrientes debido a la precipitación pluvial (Reyes, 1993), y la resuspensión y depósito de sedimentos terrígenos, que en conjunto, reducen la cobertura y número de especies de coral (Acevedo *et al.*, 1989). En particular, el aporte de sedimentos no asimilables sobre la estructura coralina modifica varios procesos, tales como la simbiosis, la reproducción, el reclutamiento larval, y reduce la capacidad de respiración, la captura de alimento y la fotosíntesis (Granja y López, 2008).

En cuanto a los factores de origen biológico se pueden mencionar la bioerosión, que consiste en la remoción y debilitamiento del esqueleto calcáreo del coral, generado por la acción de otros organismos (Glynn, 1997; Garzón y Reyes, 2001). Entre dichos organismos se encuentran depredadores como esponjas, bivalvos, erizos y peces,

entre otros (Hutchings, 1986; McClenahan, 1987; Ostrander *et al.*, 2000; Herrera *et al.*, 2005; Alwany *et al.*, 2009).

Hutchings (1986), menciona que el proceso que genera el daño involucra la disolución química y la abrasión mecánica del sustrato, y divide a los agentes de destrucción biológica en: forrajeadores, principalmente equinoideos (erizos) y una amplia variedad de peces, como los tetradóntidos (globos), escáridos (loros) y acantúridos (cirujanos); marcadores, que incluyen bacterias, hongos y algas; y perforadores, como esponjas, bivalvos y poliquetos.

Otro tipo de daño de origen biológico es la amplia variedad de enfermedades que presentan los corales, entre las que se pueden mencionar el blanqueamiento, en el que los corales pierden su pigmentación debido a la reducción de clorofila proveniente de sus zooxantelas simbiotes (Reyes, 1993; Huppert y Stone, 1998; LaJeunesse *et al.*, 2007), y la enfermedad de la banda negra, asociada a la invasión y destrucción de la estructura coralina por actividad microbiana (Frías *et al.*, 2003; Barneah *et al.*, 2007; Voss *et al.*, 2007)

Finalmente, se encuentran los daños de origen antropogénico (Carricart y Horta, 1993; Reyes, 1993; Hughes y Connell, 1999), como son la explotación no controlada de los recursos pesqueros, la descarga de aguas negras, el anclaje de embarcaciones y el daño generado por el esnorqueleo y el buceo, entre otros factores, que ocasionan la degradación constante y creciente del sistema arrecifal (Hawkins y Roberts, 1993; Hawkins *et al.*, 1999; Jameson *et al.*, 1999; Ostrander *et al.*, 2000;

Tratalos y Austin, 2001; entre otros). El desarrollo de comunidades a lo largo de las franjas costeras genera la sobre explotación de los recursos pesqueros y la contaminación del ambiente marino, contribuyendo a la pérdida de más del 10% de los arrecifes coralinos del mundo, aunado a otro 15% que ha desaparecido debido al calentamiento de la superficie del océano y al cambio climático, situación que puede agravarse en las próximas décadas (Buddemeier *et al.*, 2004).

La degradación constante observada en todos los sistemas arrecifales del mundo representa una declinación en la diversidad y cobertura de los corales, provocando un aumento de la biomasa de macroalgas (Aronson y Prech, 2001; Bruno *et al.*, 2009) y la aparición de numerosos padecimientos que afectan a la macrobiota (Nyström *et al.*, 2000). Los organismos que conforman la comunidad del arrecife de coral han logrado adaptarse y desarrollarse a pesar de todos estos cambios y alteraciones de su hábitat. Sin embargo, la persistencia de este tipo de alteraciones impacta la escala espacial y temporal de su capacidad de recuperación.

Esta situación ha generado una campaña de concientización mundial entre diversos grupos de investigadores, gobiernos y organizaciones no gubernamentales dedicadas a la conservación, y ha motivado el interés de preservar dichos ecosistemas a través del conocimiento del estado ecológico que guardan actualmente. Esto se ha enfocado a aquellos sistemas a los que se tiene mayor acceso, y por lo tanto, mayor influencia humana, por lo cual en ellos se desarrolla una mayor cantidad de programas de investigación, manejo y conservación.

Antecedentes

Entre los trabajos y programas que se han desarrollado se puede mencionar el Manual para el Monitoreo de Arrecifes de Coral en el Caribe y el Atlántico Occidental (Rogers *et al.*, 1994), realizado en las Islas Vírgenes, con el objeto de proporcionar una guía para estudiantes, científicos y administradores de Parques Nacionales con la necesidad de hacer descripciones de arrecifes coralinos o documentar cambios en ellos a través del tiempo; uno más es el Programa de Monitoreo y Establecimiento de Arrecifes de Coral (CRAMP) (Brown *et al.*, 2004), puesto en marcha en Hawaii en 1998, con el propósito de hacer un monitoreo a largo plazo de sus sistemas arrecifales; la Red Global para el Monitoreo de los Arrecifes de Coral (GCRMN), a través del Instituto Australiano de Ciencias Marinas, elaboró el Manual Socioeconómico para el Manejo de Arrecifes de Coral (Bunce *et al.*, 2000), con el objeto de reconocer no únicamente la importancia de las condiciones que determinan la estructura y los procesos de los sistemas arrecifales, sino también las condiciones sociales y económicas asociadas al uso de los mismos; finalmente el trabajo realizado por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza y Recursos Naturales (UICN), titulado manual para el Manejo de Arrecifes de Coral Blanqueados o Severamente Dañados (Westmacott *et al.*, 2000), en el que se proveen lineamientos de manejo dirigidos a las autoridades administrativas y gubernamentales, así como a todos aquellos preocupados por la degradación de los arrecifes de coral.

Las causas del deterioro de los arrecifes varían en cada región, incluso dentro de una misma región pueden encontrarse diferencias, por lo que es necesario establecer la condición de los sistemas arrecifales por medio de observaciones directas que puedan ser comparables, y no únicamente con base en reportes anecdóticos (Lang, 2003). Los antecedentes sobre evaluación del deterioro de los sistemas arrecifales son escasos, entre ellos se pueden mencionar los llevados a cabo en el Mar Rojo de Egipto por Jameson *et al.* (1999) y Zakai y Chadwick (2002), los cuales proponen un índice de deterioro de acuerdo al daño del coral y al impacto provocado por el buceo recreacional en los arrecifes de coral del Golfo de Eilat. En la Gran Barrera Arrecifal Australiana, se encuentra el trabajo de Inglis *et al.* (1999) sobre el daño provocado por el excesivo uso de los arrecifes con fines recreacionales por parte de visitantes, y como consecuencia el deterioro de los sistemas. En esta misma línea, Gallo *et al.* (2002) determinaron la capacidad de carga de visitantes en áreas de buceo en Isla San Andrés, Colombia.

Debido a la problemática antes mencionada, es importante impulsar programas de monitoreo a corto y largo plazo, por medio de los cuales sea posible comprender el papel que juegan los procesos tanto naturales como antropogénicos dentro de los cambios en los sistemas arrecifales (Brown *et al.*, 2004). Asimismo, a partir de estos programas aplicar estrategias tendientes a detener su deterioro, conservarlos y en la medida de lo posible restaurarlos.

Uno de los principales problemas que aquejan a este tipo de estudios es el nulo o escaso desarrollo de las herramientas y los métodos de evaluación por medio de los

cuales se permita documentar la abundancia, el estado y la distribución del coral de una manera rápida y eficiente. Mientras que la mayoría de los estudios se basan principalmente en datos recolectados *in situ* por buzos, y reportes anecdóticos, la fotografía digital y el video son herramientas que se han venido utilizando recientemente en la obtención de indicadores ecológicos, así como para disponer de un registro permanente sobre las condiciones del arrecife, reduciendo la necesidad de contar con buzos entrenados y disminuyendo el tiempo de inmersión requerido para realizar el monitoreo (Lirman *et al.* 2006).

Arrecifes de Coral del Pacífico oriental tropical

El Pacífico oriental tropical se extiende desde el Golfo de California, en México, hasta la costa norte de Perú (Cortés, 1997). Dentro de esta región se encuentran ubicadas las comunidades coralinas más aisladas del mundo (Glynn, 1996). Durante las dos últimas décadas se han ido descubriendo paulatinamente los arrecifes coralinos de esta región, pues aún en los años setenta se tenía la idea de que no existían comunidades coralinas verdaderas en esta parte del planeta (Glynn, 1996; Cortés, 1997; López y Ríos, 2004; y muchos otros). Incluso, se presentaron argumentos convincentes que apoyaban la idea de que la presencia de arrecifes de coral en esta región no era posible, debido a distintos factores característicos de esta zona como son los cambios de temperatura, salinidad y concentración de nutrientes (Cortés, 1997). La época de surgencia, producto de los vientos alisios, genera corrientes de

agua fría, y prevalece en el Golfo de Tehuantepec (México), Golfo de Papagayo (Costa Rica) y el Golfo de Panamá, y trae como consecuencia la inhibición del desarrollo de los arrecifes de coral (Glynn, 1996). El extremo opuesto, en cuanto a temperatura, se observa en los años en que se presenta el fenómeno climático de El Niño, cuando la temperatura oceánica alcanza, e incluso supera en algunas ocasiones, los 30° C durante algunas semanas, o meses, y que está asociado a la muerte masiva del coral, precedida del blanqueamiento (Glynn, 1990, 2004; Medina *et al.*, 2005; LaJeunesse *et al.*, 2007; entre otros). Debido a estos factores se dice que las comunidades coralinas del Pacífico oriental tropical se han desarrollado en el ambiente mas adverso dentro de la historia de los arrecifes de coral (Cortés, 1997).

A lo largo del litoral del Pacífico mexicano se encuentran parches arrecifales que no son considerados en la literatura como arrecifes coralinos en el estricto sentido, sino como comunidades coralinas relevantes, y que en la mayoría de los casos son, en cuanto a fauna arrecifal se refiere, bloques monoespecíficos (Carricart y Horta, 1993). Presentan una amplia distribución geográfica que va desde el Golfo de California hasta América Central, ocupan zonas rocosas de entre 0 y 30 m de profundidad y cubren entre 15 y 50% del fondo marino (Reyes, 1993).

En el año de 1985, las Bahías de Huatulco fueron nombradas el quinto Centro Integralmente Planeado por FONATUR, estableciéndose como un desarrollo turístico de gran relevancia para el país. Para el año 1988, el gobierno federal decretó el Parque Nacional Huatulco, quedando incluidas dentro de su poligonal, algunas de las bahías de Huatulco.

Los estudios enfocados a las comunidades coralinas de las Bahías de Huatulco son escasos, Glynn y Leyte (1997) detallan la composición específica de coral y algunos datos del perfil topográfico; Lirman *et al.* (2001), reportan los daños causados al sistema arrecifal por tres huracanes consecutivos en 1997; López y Hernández (2004) presentan un análisis cuantitativo de la estructura y dinámica del arrecife en algunas localidades de Huatulco; Herrera *et al.* (2005) reportan la importancia del erizo *Diadema mexicanum* como agente bioerosivo de las comunidades coralinas; finalmente, López *et al.* (2007) reportan los patrones de reclutamiento sexual y asexual del coral y el impacto que tiene sobre la estructura y dinámica de la comunidad.

Existen varios antecedentes sobre la ictiofauna de los sistemas arrecifales de Huatulco, tal es el caso de los trabajos de Ramos (2004), Martínez (2004), Juárez (2005 y 2008), Luna (2005) y Ramírez *et al.* (2007).

Es importante mencionar que no existen estudios o investigaciones que reporten el estado ecológico actual de las comunidades de coral de las Bahías de Huatulco, el último antecedente de este tipo se encuentra en el Programa de Manejo Parque Nacional Huatulco (CONANP, 2003).

En el año de 1997, Glynn y Leyte realizaron una caracterización de los arrecifes de coral de las Bahías de Huatulco, resaltando la alta erosión en tres de ellos, y donde particularmente destacaba el de Bahía Riscalillo, con tan solo algunas colonias de

coral vivo muy dispersas, presentes en los extremos Este y Oeste de la bahía. El único antecedente específico sobre esta bahía es el de Martínez Morgan (2004) que aborda la estructura y función de la comunidad de peces.

Área de estudio

Las comunidades coralinas de Bahías de Huatulco (Fig. 1), aún cuando no tienen grandes dimensiones, son de las más importantes del país, presentan un total de 17 placas arrecifales (Leyte Morales, 1997). Dentro de los sistemas coralinos de Huatulco se han reportado 14 especies de corales hermatípicos, pertenecientes a cuatro géneros (CONANP, 2003). La cobertura de coral vivo de las comunidades arrecifales de Huatulco, expresada en porcentaje, es de entre 30% y 90% (Glynn, 1997).

La Bahía Riscalillo se encuentra ubicada al poniente de la bahía de Santa Cruz, entre los 15°41'6.5" LN, 96°12'25.7" LW y 15°42'0.5" LN, 96°12'17.8" LW (Fig. 2). Está formada por una playa de arena fina y blanca con pendiente moderada. El agua tiene tonalidades verdes y azules, oleajes tranquilos en la zona rocosa y arenosa, y fuertes oleajes en la zona arrecifal. Respecto a la profundidad, esta no rebasa los 10 metros (Glynn y Leyte, 1997).

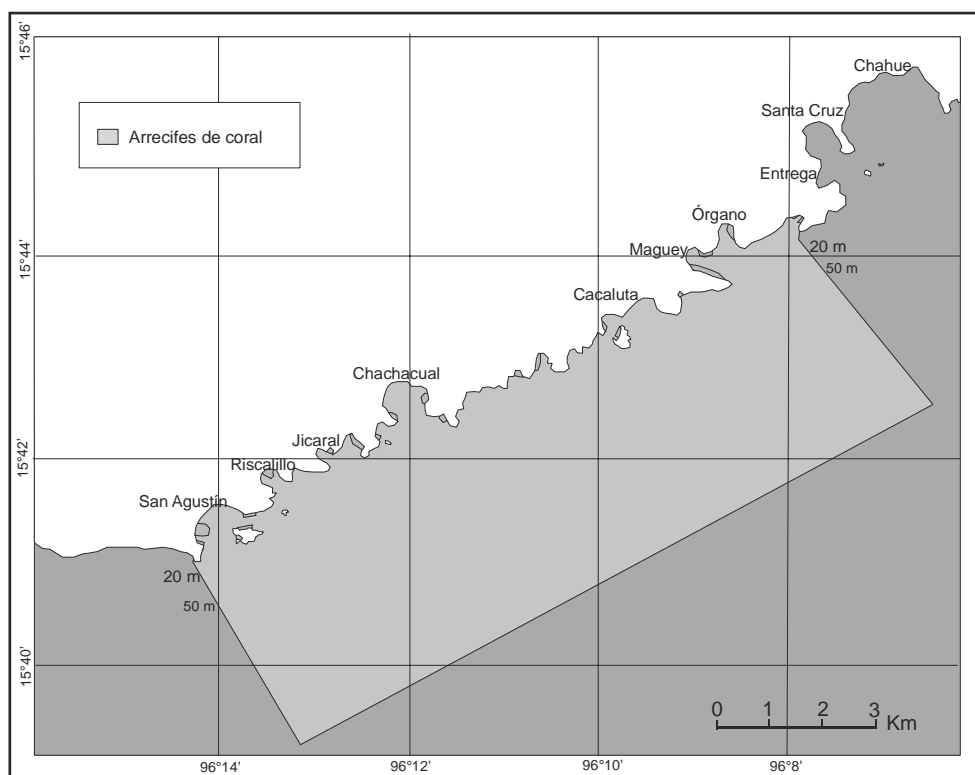


Figura 1. Ubicación del área de estudio: Bahías de Huatulco. Poligonal del área marina del Parque Nacional Huatulco y arrecifes coralinos presentes en el parque.

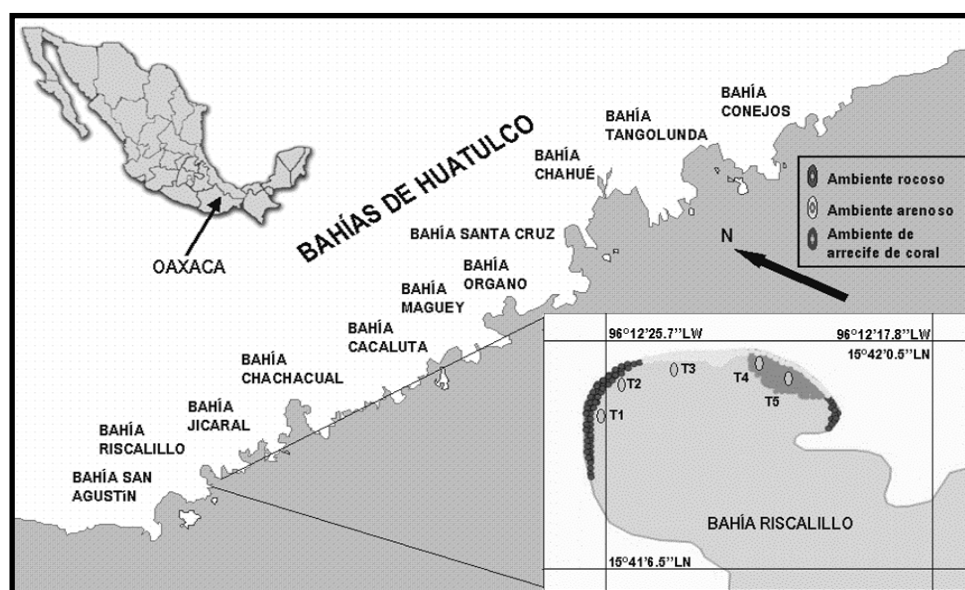


Figura 2. Ubicación de Bahía Riscalillo. Tomado de Martínez Morgan (2004).

Objetivos

Objetivo general

Determinar el grado de deterioro de la placa de arrecife de coral de la Bahía Riscalillo.

Objetivos específicos

1. Determinar los polígonos geográficos y dimensiones de la placa de arrecife de coral de la Bahía Riscalillo.
2. Realizar el perfil batimétrico de la Bahía Riscalillo.
3. Determinar los polígonos geográficos y dimensiones de cada uno de los subsistemas ecológicos presentes con base en el grado de deterioro dentro de la placa arrecifal.
4. Proponer una metodología para evaluar el grado de deterioro ecológico en arrecifes de coral.

Método

Actividades de campo

Se realizó una salida de campo prospectiva en julio de 2008 para conocer las características generales de la placa de coral y establecer la estrategia de muestreo a desarrollar.

Posteriormente se realizaron tres salidas de campo (noviembre 2008, enero y abril 2009), correspondientes a las temporadas de sequía y lluvias. En cada una de las salidas se midió la batimetría de la Bahía Riscalillo. La medición de la profundidad y el posicionamiento geográfico se hizo con un GPSmap 545s marca Garmin, el cual contiene una sonda digital y un transductor que traza curvas de profundidad, objetivos de pesca y estructuras. El levantamiento topográfico se definió a partir de una imagen satelital. Se realizó un recorrido en una lancha con motor fuera de borda por toda la bahía, particularmente hacia los bordes de la placa de arrecife de coral, para establecer la profundidad y el polígono geográfico correspondiente. Como producto final se elaboró un plano batimétrico.

Ya definido el polígono de la placa, se hizo una prospección visual a través de buceo básico, y se llevó a cabo una apreciación general de los subsistemas presentes en la placa, considerando su fisiografía y geomorfología, haciendo énfasis en las especies de coral, crecimientos algales, presencia de rocas y arena, coral roto y/o deteriorado. Los diferentes subsistemas observados durante esta prospección representaron una propuesta preliminar del estado ecológico del arrecife coralino. Los polígonos

geográficos de estos subsistemas se determinaron con un GPS marca Garmin modelo eTrex Legend para conformar los mosaicos ecológicos del sistema.

Una vez definidos los polígonos de los posibles subsistemas que componen el arrecife, se seleccionaron al menos tres puntos de muestreo dentro de cada polígono. En cada uno de los puntos elegidos se determinaron las coordenadas geográficas con un GPS y se tomó una fotografía digital de alta definición con una cámara sumergible marca Canon PowerShot G10; en el centro de la imagen se colocó una cruz metálica graduada cada cinco centímetros, la cual sirvió como referencia para el proceso de rectificación de las imágenes en la siguiente etapa del trabajo.

Actividades de gabinete

A partir de las imágenes de satélite disponibles del área de estudio (Google Earth, Geo Eye) y del plano batimétrico obtenido, se ubicó la poligonal registrada de la placa arrecifal y de los subsistemas que la conforman, para lo cual se utilizaron los programas Surfer versión 8.2 y ArcGIS 9.3. De la misma forma, se ubicaron geográficamente cada una de las imágenes digitales obtenidas dentro de los polígonos.

La rectificación de las imágenes digitales se realizó con la herramienta de rectificación del programa ArcGIS 9.3. En cada imagen se marcaron puntos de

referencia sobre las marcas de la cruz graduada, correspondientes a las coordenadas “X” y “Y” del plano de la imagen. Con base en los puntos de referencia se ajustó y rectificó la imagen, posteriormente se guardó en formato TIFF. Se creó un “shapefile” de tipo polígono para cada una de las imágenes de los puntos de muestreo, incluyendo todos los atributos (Tabla 1), que se consideraron durante el análisis:

- a) especies de coral.
- b) estado de desarrollo: temprano (pequeñas colonias de coral, apenas ramificadas, creciendo de manera aislada, llamados también nuevos reclutas), medio (colonias de coral medianas, bien ramificadas, creciendo de manera aislada), bien desarrollado (colonias de gran tamaño, que regularmente crecen junto a otras colonias de distintas especies y que en conjunto conforman placas).
- c) escombros: principalmente pedazos de esqueletos calcáreos de coral.
- d) erosión: marcas evidentes de destrucción, puede ser mecánica (ramas rotas a consecuencia de impactos de aletas de esnorkeleros o anclaje de embarcaciones), o biológica (ramas con pruebas evidentes de daño por depredadores).
- e) interacción algal: algas creciendo sobre el coral o alrededor del mismo.
- f) sedimento: partículas de sedimento cubriendo colonias de coral.
- g) área de cobertura: área de cobertura del polígono dentro de la imagen.
- h) coral vivo o muerto.

Dentro de cada imagen, se trazaron los polígonos relacionados a los atributos mencionados. Una vez delimitados todos los polígonos se midió el área de cobertura de cada uno con base en el área total de la imagen correspondiente.

Validación del método

Antes de iniciar el análisis de las imágenes, se realizó una prueba para validar el método en cuanto a la rectificación de las imágenes y la determinación de los polígonos dentro de la misma, y así corroborar que los resultados obtenidos fueran correctos. La prueba consistió en colocar la cruz metálica graduada sobre un pliego de papel milimétrico y tomar tres fotografías. Cada una de las imágenes se rectificó según el método anteriormente descrito y se trazaron de manera aleatoria 100 polígonos de 1 cm² en cada una de ellas. Posteriormente se realizó la prueba t de Student en el programa PAST (Hammer *et al.*, 2001).

Tabla 1. Lista de atributos considerados durante el análisis de las imágenes.

Atributo	Clave	Descripción
Especie	Sin clave	Nombre de la especie
Estado de desarrollo	1, 2 ó 3	1 – temprano 2 - medio 3 - bien desarrollado
Escombros	1 ó 2	1 - con escombros 2 - sin escombros
Erosión	1 ó 2	1 - con erosión 2 - sin erosión
Interacción algal	1 ó 2	1 - con interacción algal 2 - sin interacción algal
Sedimento	1 ó 2	1 - con sedimento 2 - sin sedimento
Área de cobertura	Sin clave	Área de cobertura del polígono dentro de la imagen.
Coral vivo o muerto	1 ó 2	1 – vivo 2 – muerto

Análisis general de los datos.

- Cobertura. Se calculó la cobertura de coral vivo y por especie de acuerdo a la siguiente expresión:

$$D = \frac{N}{A}$$

Donde: D = índice de cobertura; N = área cubierta por coral vivo o por alguna especie en particular en la imagen; A = área de la imagen (área muestreada).

- Riqueza de especies. Se realizó un conteo del número de especies de coral por muestreo y por subsistema.

- Dominancia de sustratos. Se llevó a cabo un análisis relativo de dominancia de sustratos a partir de la cobertura de los diferentes componentes de los subsistemas y de las placas de coral (vivo o muerto).

- Análisis de similitud y clasificación de los puntos de muestreo. Se realizó un análisis de los patrones de distribución y de afinidad a partir de los datos obtenidos de las imágenes fotográficas para la caracterización de los subsistemas. Se aplicó el análisis de clasificación por conglomerados a través del método de Ward (1963), considerando la cobertura de las especies (Ludwing y Reynolds, 1988; Magurran, 1988; Gauch, 1989). El método de clasificación propuesto por Ward, en vez de llevar a cabo una medición de la distancia entre grupos, hace una determinación de la variación existente dentro de cada uno de los grupos. Los grupos serán distintos con base en la variación. Al momento de ejecutar la clasificación por mínima varianza, en

primera instancia se calcula la variación, o dispersión, dentro del grupo en cada arreglo, con el objeto de encontrar el centroide de cada uno de los arreglos. La varianza dentro del grupo es calculada considerando la suma cuadrada de las distancias entre el centroide y cada punto. Posteriormente, en cada par de grupos se determina el centroide para todos los puntos que conforman ambos arreglos, para que al final se calcule la varianza entre el grupo combinado. Lo anterior se hace para cada par de grupos y el par que tiene la menor varianza es elegido para ser combinado, dando como resultado la creación de conglomerados de tamaño pequeño.

Finalmente se hizo un análisis de escalamiento multidimensional no métrico (EMD), utilizando el índice de similitud de Bray-Curtis (Clarke, 1993) para crear una matriz de similitud que fue convertida a una ordenación de escalamiento multidimensional no métrico. Esta ordenación tiene como objetivo configurar las muestras de manera tal que todas las condiciones impuestas por los rangos de similitud sean tomadas en consideración. El cómputo de EMD es un proceso iterativo donde la posición de las muestras en el diagrama está determinada hasta que las muestras más similares están orientadas una hacia otra. Clarke y Warwick (2001) destacan las ventajas que posee esta técnica, dentro de las cuales mencionan que este escalamiento multidimensional es generalmente aplicable pues realiza pocos supuestos acerca de la naturaleza y calidad de los datos. Esta técnica puede ser recomendada como una de las mejores ordenaciones posibles (Everitt, 1978). El EMD tiene como principal ventaja la precisa y alta representación de las relaciones complejas dentro de un espacio de bajas dimensiones y con un valor de estrés bajo (< 0.1). La ordenación

obtenida mediante el EMD probablemente sea más adecuada que la obtenida mediante un análisis de conglomerados (Juárez, 2008).

Resultados y Discusión

El arrecife de coral de Bahía Riscalillo está conformado por una placa principal con un área total de cobertura de 22,739 m², y un área menor que presenta una serie de parches de coral con una extensión de 2479.12 m², situada hacia el extremo Oeste de la bahía. Con las coordenadas geográficas de su contorno se ubicó la poligonal de ambas placas en una imagen de satélite de la Bahía Riscalillo (Fig. 3). En conjunto, tienen un área de cobertura total aproximada de 25,218 m² (2.5 Ha). Glynn y Leyte (1997) reportan una superficie de 2.3 Ha y el programa de manejo Parque Nacional Huatulco (CONANP, 2003), reporta una superficie de 2.1 Ha para el área coralina de Bahía Riscalillo, que representa el 4.7% de los arrecifes coralinos de las bahías del Parque Nacional.

Para realizar el plano batimétrico de Bahía Riscalillo se utilizaron los datos de posición geográfica y profundidad obtenidos con la ecosonda en el muestreo de noviembre 2008 (Fig. 4). Debido a que durante los días del muestreo estaba la marea alta, fue posible acceder en la embarcación hasta la zona más somera. El recorrido se hizo a manera de zig-zag, desde una orilla de la bahía hacia la otra y de la línea de costa hacia mar adentro, tratando de cubrir la totalidad de la bahía, y así obtener el mejor detalle posible.

El plano batimétrico resultante (Fig.5), muestra que la bahía presenta aguas someras en general, y que la placa de coral principal está ubicada entre 1m y 10m de profundidad, y la zona de menor extensión se ubica entre 2m y 6m de profundidad

aproximadamente. Durante los muestreos se observó que la zona más próxima a la línea de costa queda expuesta a la intemperie durante los días de marea baja (Fig.6).



Figura 3. Polígonos geográficos del arrecife de coral de Bahía Riscalillo.

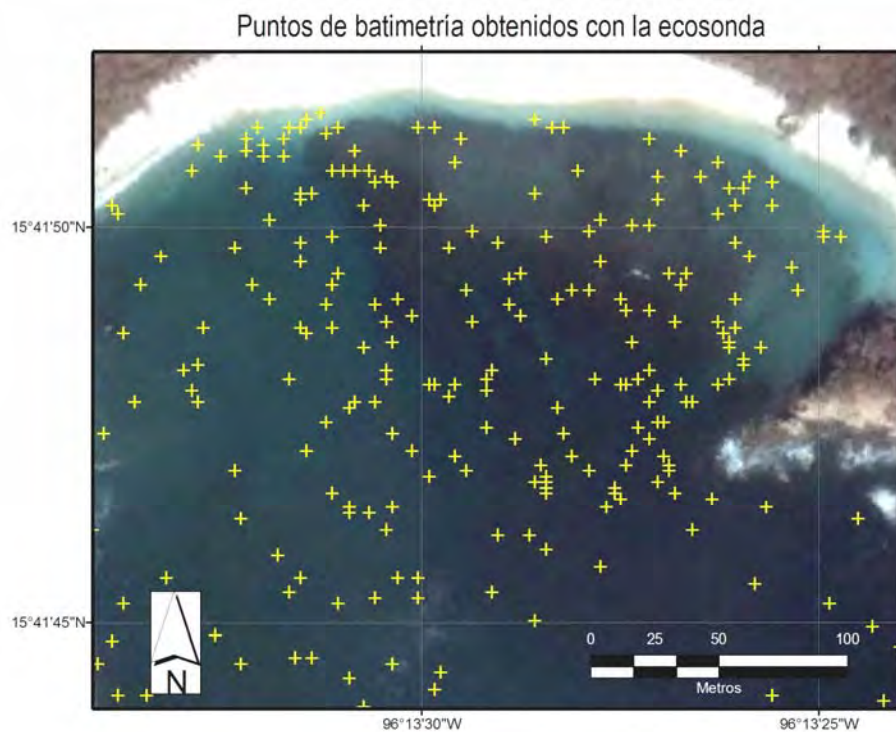


Figura 4. Ubicación de los puntos donde se midió la batimetría.

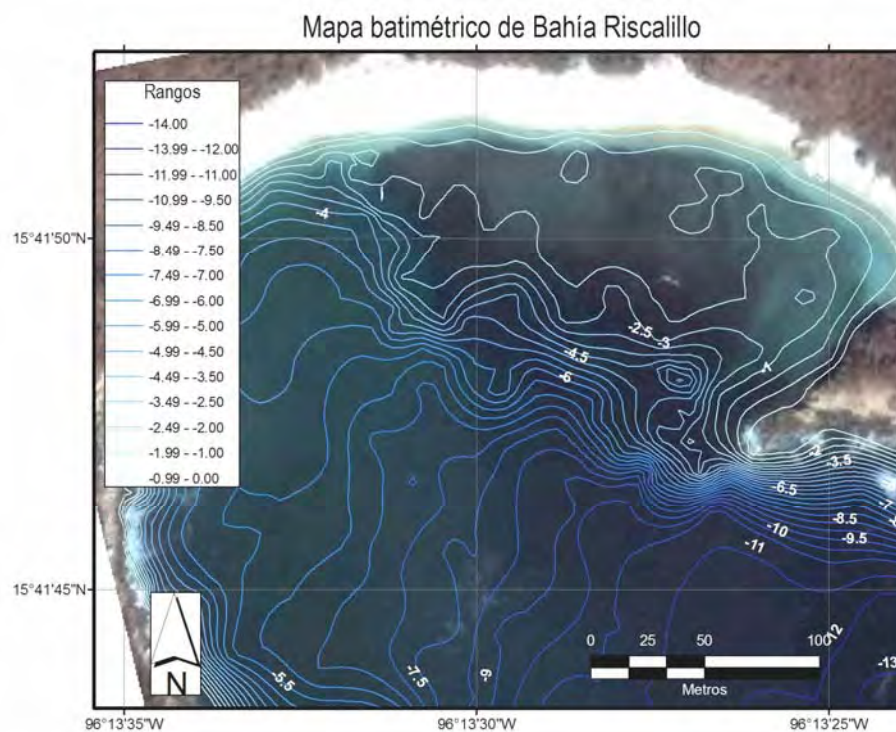


Figura 5. Plano batimétrico de Bahía Riscalillo.

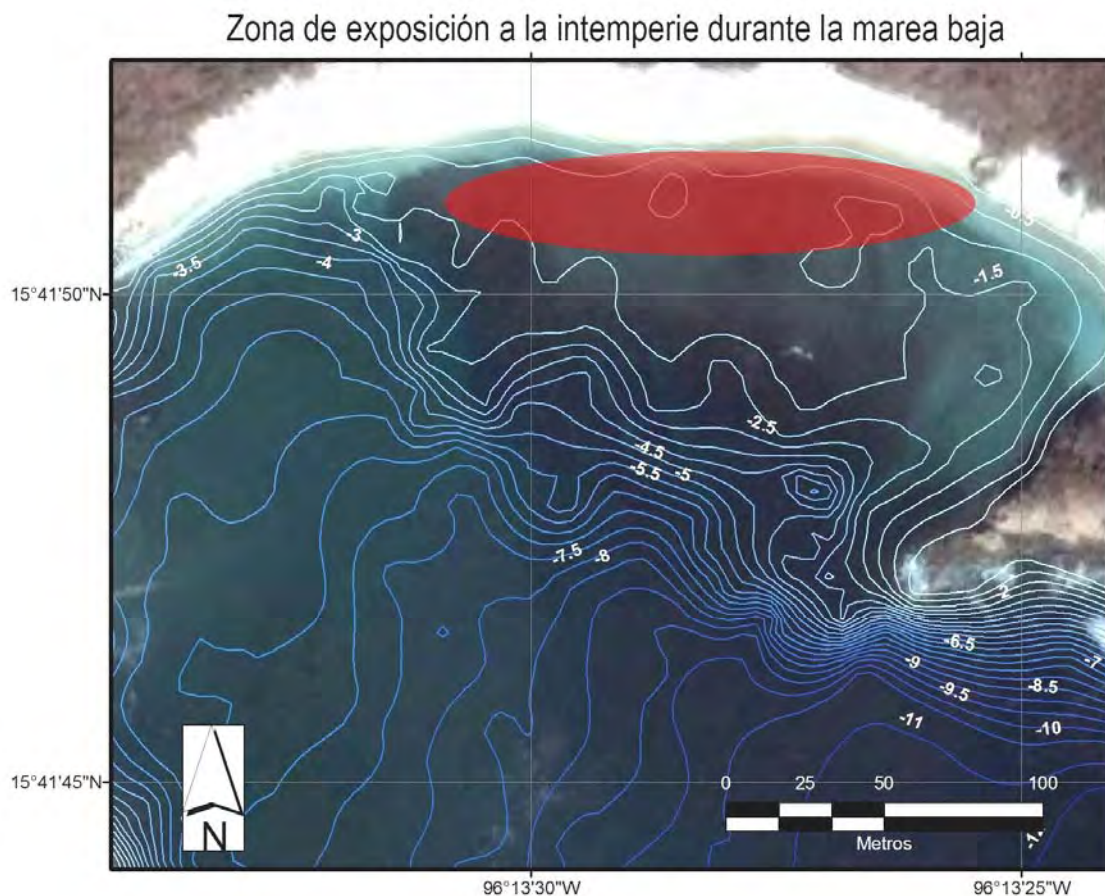


Figura 6. Zona de exposición a la intemperie del arrecife de coral de Bahía Riscalillo.

Durante la prospección visual se propusieron y delimitaron cuatro subsistemas para el arrecife de coral de Bahía Riscalillo (Fig. 7). El Subsistema 1 (Ss1) comprende en su totalidad la zona ubicada en el extremo Oeste de la bahía, caracterizada por la presencia de parches con cabezas de coral en estado de desarrollo 1 y 2, establecidos sobre coral muerto. El Subsistema 2 (Ss2), se ubicó desde la parte media de la placa principal, extendiéndose hasta la parte más profunda de la bahía. Se caracterizó por presentar un incremento de la cobertura de coral vivo, sin embargo aun se detectaron zonas de coral muerto, sobre todo hacia la parte más somera. La parte que divide al Ss1 del Ss2 es un canal de arena, sedimento y

escombros de coral, signos que junto con el estado de desarrollo observado en las cabezas de coral del Ss1, nos hacen pensar que en algún momento la placa fue continua. El Subsistema 3 (Ss3) presentó el mejor estado de conservación, con un alto porcentaje de cobertura de coral vivo y poca evidencia de erosión, principal motivo que lo distinguió respecto al Ss2. Finalmente, el Subsistema 4 (Ss4) ubicado a lo largo de la parte frontal del arrecife, el más somero y que queda expuesto a la intemperie y a la acción directa del oleaje, donde únicamente se observó coral muerto, cubierto de alga y sedimento.



Figura 7. Subsistemas ecológicos delimitados durante la prospección visual.

Con base en la delimitación de estos cuatro subsistemas, se tomaron un total de 34 imágenes para realizar el análisis del grado de deterioro de la placa arrecifal de Bahía Riscalillo (Fig. 8). Durante los muestreos de enero y abril las condiciones climáticas (marea baja y fuerte oleaje) no permitieron acceder a la zona somera por lo que el número de puntos se redujo en esos meses.

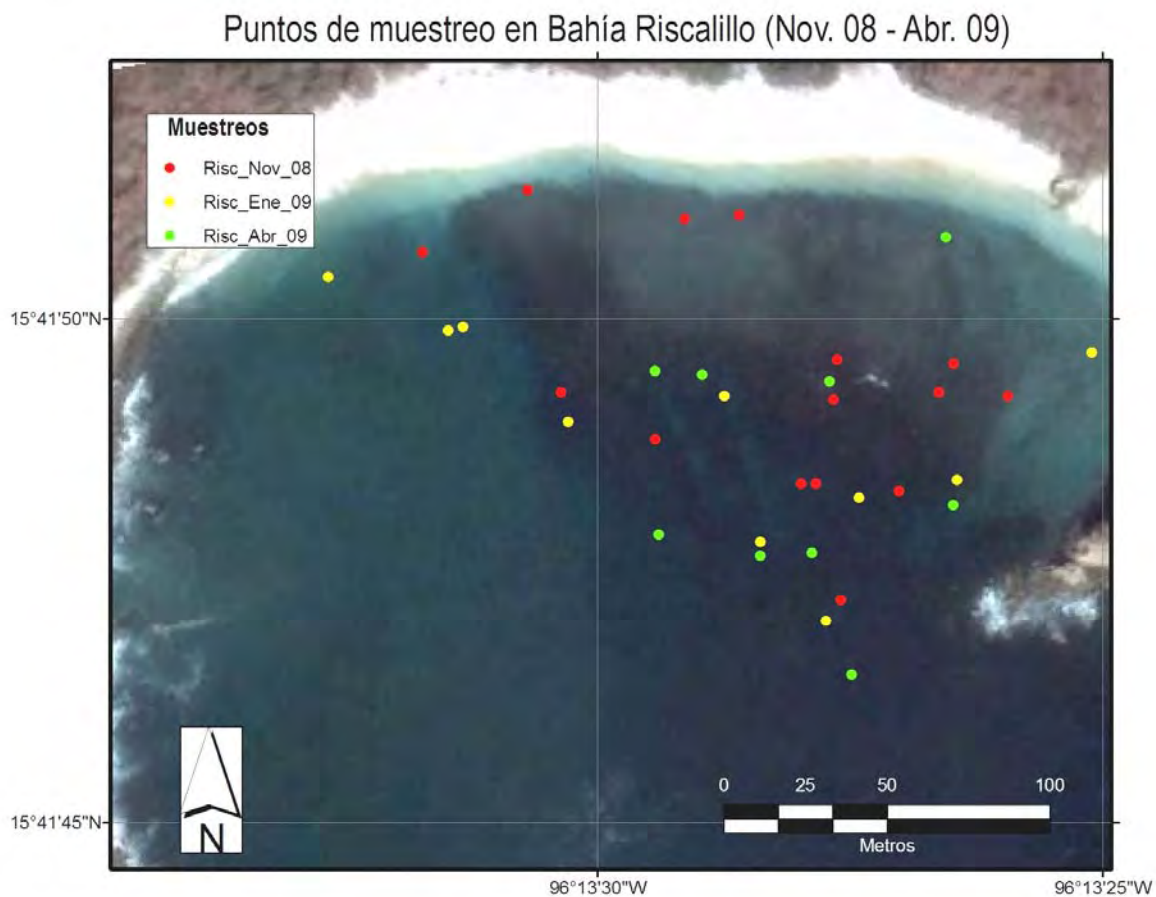


Figura 8. Puntos de muestreo dentro del arrecife de coral de Bahía Riscalillo.

La siguiente etapa del trabajo, ya en el laboratorio, consistió en el análisis de las imágenes en el sistema de información geográfica. Los datos obtenidos se muestran en las Tablas 2, 3 y 4.

Tabla 2. Resultados del análisis de imágenes para el muestreo de noviembre de 2008. Los valores de los atributos están expresados en porcentaje, excepto el número de especies.

	Esc.	Ero.	I. A. Dir.	I. A. Ind.	Sin I. A.	Con sed.	Sin sed.	Vivo	Muerto	spp	E. D. 1	E. D. 2	E. D. 3
Imagen 1	0	8.4	27.31	0	72.83	0	100	27.31	72.83	3	0	0	27.31
Imagen 2	100	0	0	0	0	0	0	0	100	1	0	0	0
Imagen 3	76.72	23.01	0	23.01	0	0	100	23.01	76.72	2	23.01	0	0
Imagen 4	98.84	39.61	98.84	0	0	59.23	40.76	39.61	59.23	2	0	0	39.61
Imagen 5	0	14.81	0	14.81	84.55	0	100	14.81	84.55	3	0	7.18	7.63
Imagen 6	0	8.83	0	48	0.43	0	100	37.15	60.9	5	0.43	8.83	27.87
Imagen 7	0	99.44	99.44	0	0	0	100	99.44	0	2	0	0	100
Imagen 8	0	64.41	4.72	0	95.42	0	100	100	0	5	0	0	100
Imagen 9	0	0	0	0	100	0	100	100	0	2	0	0	100
Imagen 10	0	74.79	50.81	6.2	38.68	0	100	100	0	4	0	6.2	89.5
Imagen 11	0	13.91	0	0	100	86.88	13.11	86.88	0	2	0	0	100
Imagen 12	9.28	9.28	0	9.28	0	0	100	9.28	90.71	1	9.28	0	0
Imagen 13	0	0	0	0	0	0	0	0	100	1	0	0	0
Imagen 14	10.9	0	10.9	0	0	10.9	89.09	10.9	89.09	1	10.9	0	0
Imagen 15	100	0	0	100	0	100	0	0	100	1	0	0	0

Abreviaturas: escombros (Esc.), erosión (Ero.), interacción algal directa (I. A. Dir.), interacción algal indirecta (I. A. Ind.), sin interacción algal (Sin I. A.), con sedimento (Con sed.), sin sedimento (Sin sed.), número de especies (spp), estado de desarrollo 1 (E.D. 1), estado de desarrollo 2 (E.D. 2), estado de desarrollo 3 (E.D. 3).

Tabla 3. Resultados del análisis de imágenes para el muestreo de enero de 2009. Los valores de los atributos están expresados en porcentaje, excepto el número de especies.

	Esc.	Ero.	I. A. Dir.	I. A. Ind.	Sin I. A.	Con sed.	Sin sed.	Vivo	Muerto	spp	E. D. 1	E. D. 2	E. D. 3
Imagen 1	67.35	32.28	67.35	32.28	0	67.35	32.28	32.28	67.35	2	0	0	32.28
Imagen 2	0	33.51	0	0	84.42	0	100	100	0	2	0	0	100
Imagen 3	100	37.56	89.57	0	10.36	41.55	58.38	68.74	31.18	3	0	68.74	0
Imagen 4	40.40	22.56	40.40	0	59.35	40.40	59.35	59.35	40.40	5	0	0	59.35
Imagen 5	2.12	2.33	76.83	22.79	0	76.83	22.79	22.79	76.83	5	3.13	18.91	0
Imagen 6	23.23	22.70	23.23	5.65	70.80	23.23	76.46	76.46	23.23	5	0	0	76.46
Imagen 7	96.79	96.79	96.79	0	3.20	96.79	3.20	100	0	2	0	0	100
Imagen 8	0	83.67	0	0	100	0	100	100	0	5	0	0	100
Imagen 9	0	50.24	0	0	100	0	100	100	0	5	0.83	0	99.16
Imagen 10	69.94	29.95	100	0	0	69.94	29.95	29.95	69.94	2	0	29.95	0

Abreviaturas: escombros (Esc.), erosión (Ero.), interacción algal directa (I. A. Dir.), interacción algal indirecta (I. A. Ind.), sin interacción algal (Sin I. A.), con sedimento (Con sed.), sin sedimento (Sin sed.), número de especies (spp), estado de desarrollo 1 (E.D. 1), estado de desarrollo 2 (E.D. 2), estado de desarrollo 3 (E.D. 3).

Tabla 4. Resultados del análisis de imágenes para el muestreo de abril de 2009. Los valores de los atributos están expresados en porcentaje, excepto el número de especies.

	Esc.	Ero.	I. A. Dir.	I. A. Ind.	Sin I. A.	Con sed.	Sin sed.	Vivo	Muerto	spp	E. D. 1	E. D. 2	E. D. 3
Imagen 1	0	17.65	100	0	0	100	0	17.65	82.35	2	0	17.65	0
Imagen 2	0	92.79	100	0	0	0	100	92.79	6.97	3	0	0	92.79
Imagen 3	0	0	100	0	0	0	100	4.69	95.15	2	0	0	4.69
Imagen 4	88.91	0	100	0	0	88.91	10.92	10.92	88.91	2	0	10.92	0
Imagen 5	0	44.23	0	0	100	0	100	100	0	5	0	0	100
Imagen 6	0	26.11	0	0	100	0	100	100	0	3	0	0	100
Imagen 7	0	0	0	0	100	0	100	100	0	3	0	0	100
Imagen 8	0	90.45	0	0	100	0	100	100	0	3	0	0	100
Imagen 9	0	0	67.93	0	27.59	23.78	71.74	100	0	4	4.35	7.45	83.72

Abreviaturas: escombros (Esc.), erosión (Ero.), interacción algal directa (I. A. Dir.), interacción algal indirecta (I. A. Ind.), sin interacción algal (Sin I. A.), con sedimento (Con sed.), sin sedimento (Sin sed.), número de especies (spp), estado de desarrollo 1 (E.D. 1), estado de desarrollo 2 (E.D. 2), estado de desarrollo 3 (E.D. 3).

Para confirmar, o rechazar, la delimitación de los subsistemas propuestos en la prospección, se hizo una clasificación de conglomerados por el método de Ward (Fig. 9), utilizando para ello los datos obtenidos en el análisis de las imágenes.

Durante el muestreo del mes de noviembre de 2008 se tomaron un total de 15 fotografías. El análisis de conglomerados por el método de Ward para este muestreo (Fig. 9a), indica la formación de tres grandes grupos, bien definidos. Destacó la clasificación independiente del grupo conformado por los puntos Nov. 007 al 011, que tuvieron como principal atributo la cobertura de coral vivo en un 100%.

Para el muestreo de enero de 2009, se tomaron 10 fotografías en total, y en su análisis de conglomerados (Fig. 9b), se mostró de nueva cuenta la clasificación de tres grupos, destacando el grupo compuesto por los puntos Ene. 001, 003, 005, 007 y 010, cuya principal característica fue la presencia de coral muerto entre 30% y 100%.

Respecto al muestreo de abril de 2009, se tomaron nueve fotografías en total, y el análisis de conglomerados (Fig. 9c), continuó mostrando la formación y clasificación de tres grupos.

Posteriormente, se hizo un análisis con los datos de los tres muestreos (Fig. 9d). La clasificación resultante coincidió con la obtenida en los análisis por mes al presentar la formación de tres grandes grupos, los cuales se denominaron Subsistema 1 (SS1), Subsistema 2 (SS2) y Subsistema 3 (SS3).

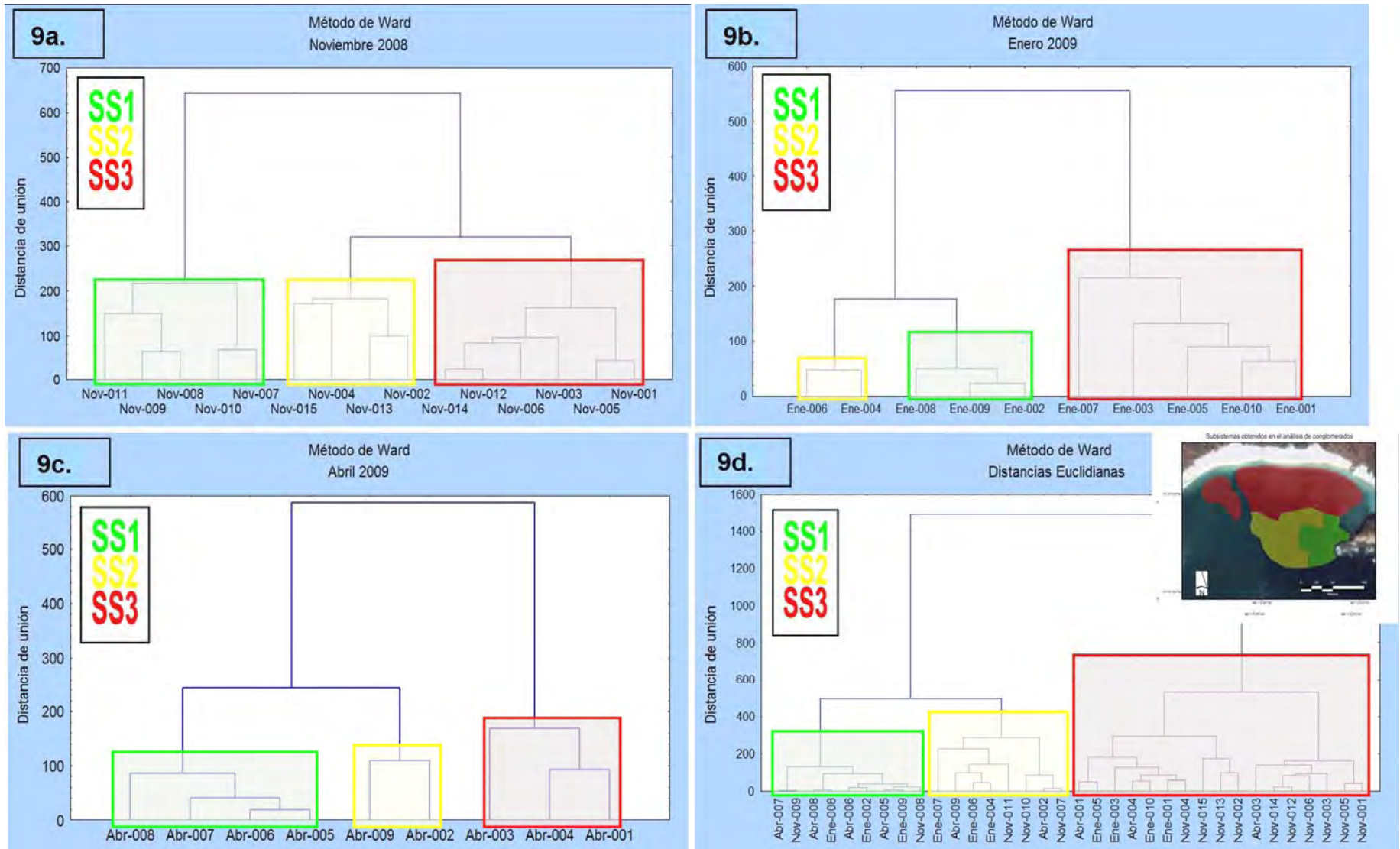


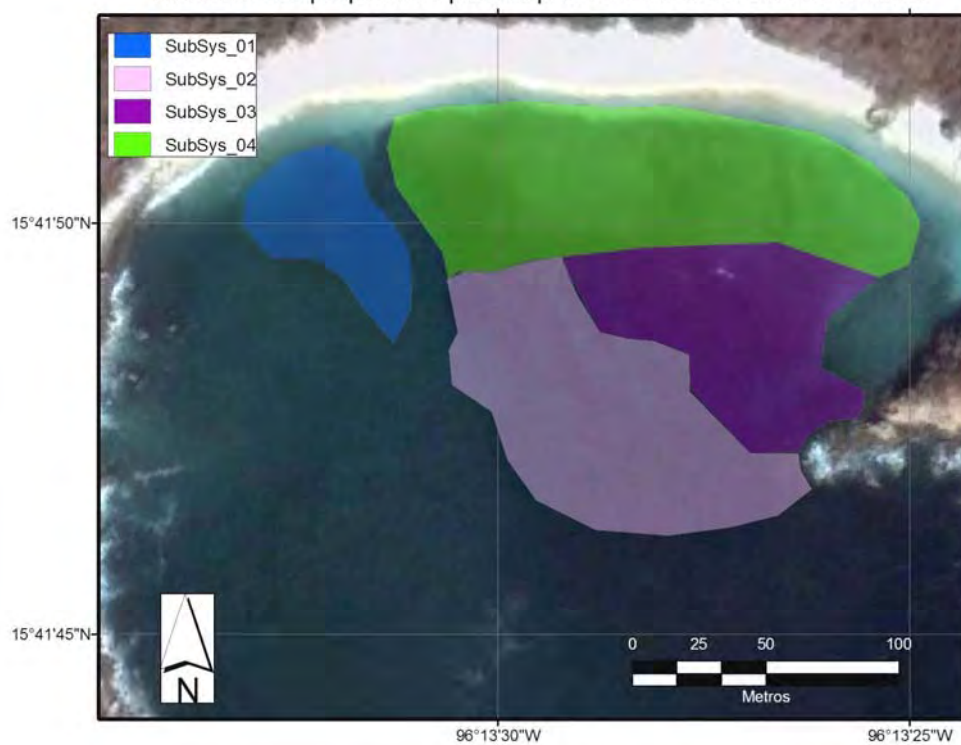
Figura 9. Diagramas del análisis de conglomerados por el método de Ward. 9a. Noviembre 2008. 9b. Enero 2009. 9c. Abril 2009. 9d. Análisis de conglomerados para los tres muestreos.

El grupo del SS3 se dividió en dos grupos de menor tamaño, debido a que el grupo conformado por los puntos de muestreo Nov. 001, 003, 005, 006, 012, 014 y Abr. 003, que colindan con los otros dos subsistemas formando una franja de transición entre ellos, presentó sedimento únicamente en el punto Nov. 014 con 10% de cobertura. En cambio, el grupo que incluye los puntos de muestreo Nov. 002, 004, 013, 015, Ene. 001, 003, 005, 010, y Abr. 001, 004, que se ubican dentro de la zona menos profunda y que queda expuesta a la intemperie en los días de marea baja, el porcentaje de cobertura de sedimento por punto de muestreo fue de entre 45% y 100%.

Con el propósito de respaldar los resultados del análisis de conglomerados, se hizo una ordenación a través del escalamiento multidimensional para los tres meses de muestreo en conjunto (Fig. 10). Presentó un valor de stress de 0.11 e indicó que el grupo más definido, y con mayor similitud, fue el SS1, y ordenados de manera independiente y con un menor grado de similitud, los puntos correspondientes al SS2 y SS3. Sin embargo, se sostiene la formación de los mismos tres grupos obtenidos en el análisis de conglomerados por el método de Ward.

Con estos resultados, rechazamos la conformación de subsistemas propuestos inicialmente (cuatro) y establecimos que la comunidad coralina de Bahía Riscalillo se compone únicamente de tres subsistemas (Figs. 11 y 12).

Subsistemas propuestos para la placa arrecifal de Bahía Riscalillo



Subsistemas obtenidos en el análisis de conglomerados

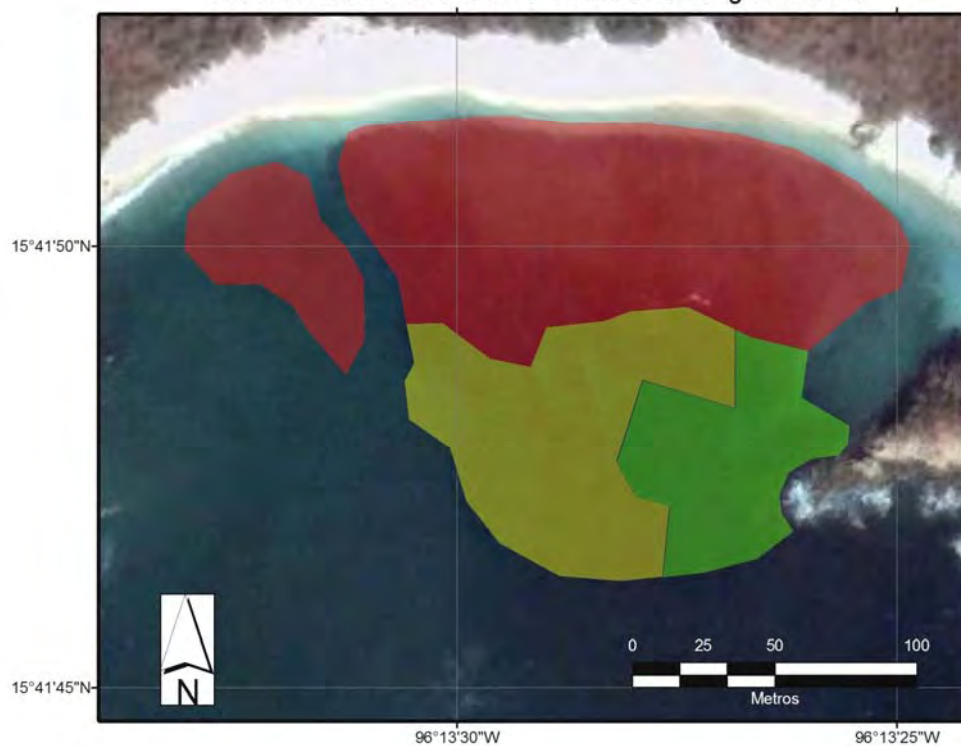


Figura 11. Comparación de los subsistemas delimitados durante la prospección visual y los obtenidos en el análisis de conglomerados.

- Subsistema 2

Su área aproximada es de 6,600 m², que representa el 26% de la superficie de la placa (Fig. 11b). El ambiente predominante es el coralino. Dentro de este subsistema ya se encontró coral muerto, del total muestreado, el 17% tuvo esta característica. La presencia de sedimento y escombros comenzó a hacerse evidente, 36.7% y 34.2%, respectivamente.

En lo que se refiere a la cobertura algal, alcanzó el 53.6%, y la erosión 45%. La profundidad es de 2.5m hasta 10m. Este subsistema fue el único que se registró *Porites panamensis*.

- Subsistema 3

Representa el 59% de la superficie de la placa con un área aproximada de 15,200 m² (Fig. 11c). El ambiente predominante fue coral muerto-coral. Este subsistema es el que se encuentra más próximo a la línea de costa, es el de mayor extensión y el que presenta más signos de deterioro. La cobertura de coral muerto y algas ascendieron a 69.9% y 71.1%, respectivamente. En cuanto al sedimento, el porcentaje de cobertura fue de 51.4% y de 30.3% para el escombros. La erosión tiene una cobertura del 24%. La profundidad varía de 0.5m a 4.5m.

Un detalle importante de este subsistema es la presencia de nuevos reclutas, que representaron el 1.56% del área total muestreada y algunas colonias de coral en

estado de desarrollo 2. En términos generales este subsistema corresponde al Ss1 y Ss4 de la prospección.

Cobertura.

En total, se registraron seis especies de coral para Bahía Riscalillo (Tabla 5). El mayor índice de cobertura de coral vivo obtenido fue en el mes de abril con un valor de 0.76 (Tabla 6). En noviembre y enero el índice obtenido alcanzó un valor de 0.69, en ambos casos.

El índice de cobertura por especie para el mes de noviembre indicó que *Pocillopora verrucosa* fue la especie que presentó mayor cobertura (0.41), seguida de *Pocillopora damicornis* (0.09). En este mes fue en el único que se registro a *Porites panamensis*, su índice de cobertura alcanzó únicamente un valor 0.009.

En enero, la especie que tuvo mayor índice de cobertura fue *P. verrucosa* con un 0.37, seguida de *P. damicornis* con 0.11. *P. capitata* presentó el índice de cobertura más alto (0.35) para el mes de abril, incluso superior a *P. verrucosa*, que para este muestreo alcanzó solo 0.21.

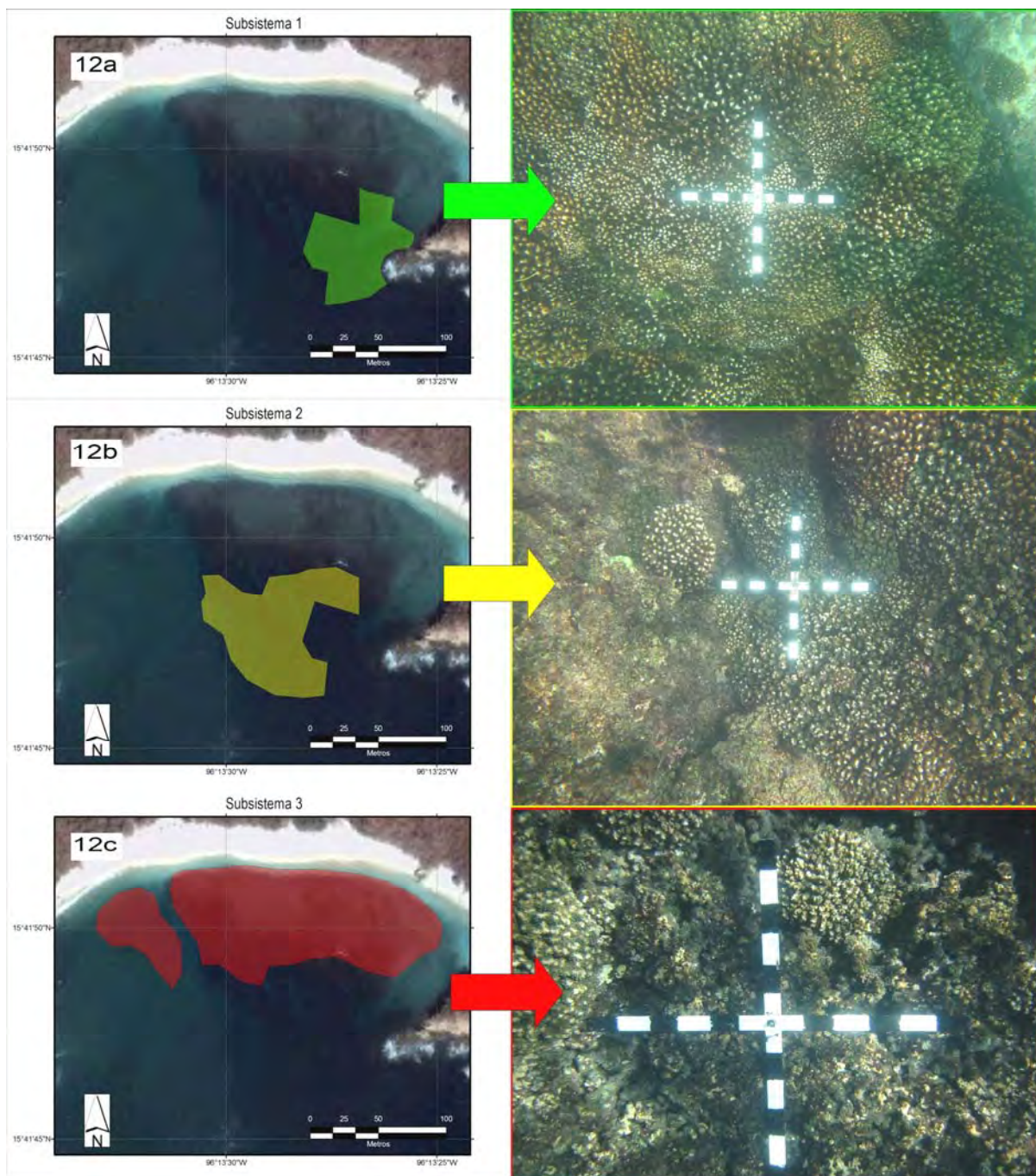


Figura 12. Subsistemas ecológicos de la placa arrecifal de Bahía Riscalillo y fotos características de cada uno de ellos. 12a. SS 1, 12b. SS 2, y 12c. SS 3. Es evidente el grado de deterioro entre la foto del SS1 y la del SS3.

Tabla 5. Especies de coral presentes y cobertura por subsistema. Los valores están expresados en porcentaje, en relación a la superficie total muestreada.

	Subsistema 1	Subsistema 2	Subsistema 3
<i>Pocillopora verrucosa</i>	49.61	38.87	12.01
<i>Pocillopora damicornis</i>	11.83	18.96	3.84
<i>Pocillopora capitata</i>	19.58	19.81	Sin registro
<i>Pocillopora meandrina</i>	7.99	0.21	3.15
<i>Pocillopora eydouxi</i>	6.98	3.58	8.57
<i>Porites panamensis</i>	Sin registro	Sin registro	0.08
Coral muerto	Sin cobertura	7.08	69.86

Tabla 6. Índice de cobertura de coral vivo y por especie para cada uno de los muestreos.

	Coral Vivo	<i>Pocillopora verrucosa</i>	<i>Pocillopora damicornis</i>	<i>Pocillopora capitata</i>	<i>Pocillopora meandrina</i>	<i>Pocillopora eydouxi</i>	<i>Porites panamensis</i>
Nov. 08	0.69	0.41	0.09	0.05	0.05	0.07	0.009
Ene. 09	0.69	0.37	0.11	0.09	0.02	0.04	Sin registro
Abr. 09	0.76	0.21	0.15	0.35	0.06	0.03	Sin registro

Lista sistemática de corales hermatípicos registrados en la Bahía Riscalillo.

Según Cupul *et al.* (2000) y Ketchum y Reyes Bonilla (2001).

Phyllum Cnidaria Hatscheck, 1888

Clase Anthozoa Ehrenberg, 1834

Subclase Hexacorallia Haeckel 1866

Orden Scleractinia Bourne, 1900

Suborden Astrocoeniina Vaughan y Wells, 1943

Familia Pocilloporidae Gray, 1842

Género *Pocillopora* Lamarck, 1816

Pocillopora verrucosa (Ellis y Solander, 1786)

Pocillopora damicornis (Linneaus, 1758)

Pocillopora eydouxi (Milne Edwards y Haime, 1860)

Pocillopora meandrina Dana, 1846

Pocillopora capitata Verrill, 1864

Suborden Poritiina Veron, 1995

Familia Poritidae Gray, 1842

Género *Porites* Link, 1807

Porites panamensis Verrill, 1866

Método para evaluar el grado de deterioro ecológico de arrecifes de coral

El método propuesto es una herramienta desarrollada para cuantificar a detalle las características ecológicas de los arrecifes de coral y por lo tanto la salud de los mismos. Por sus características y sencillez es posible su aplicación en otro tipo de ecosistemas y se puede estandarizar en estudios de diagnóstico ecológico.

I. Prospección visual y delimitación de polígonos

Se ubica la totalidad del polígono del arrecife, así como la delimitación de los subsistemas presentes dentro del mismo. Para ello, se lleva a cabo un recorrido en buceo libre por el contorno exterior del arrecife, y se marcan los puntos de dicho recorrido con un GPS. Ya definido el polígono total de la placa, se hace un análisis visual, poniendo especial atención en las especies de coral presentes, el crecimiento algal, la presencia de rocas, arena, sedimento y coral roto y/o deteriorado. Los polígonos geográficos de estos subsistemas también se delimitan con un GPS, para conformar el mosaico ecológico de las placas.

II. Muestreo por medio de imágenes digitales

Una vez definidos los subsistemas que componen el arrecife, se seleccionaron al menos tres puntos de muestreo dentro de cada polígono, procurando que representen lo mejor posible las características del subsistema al que pertenecen.

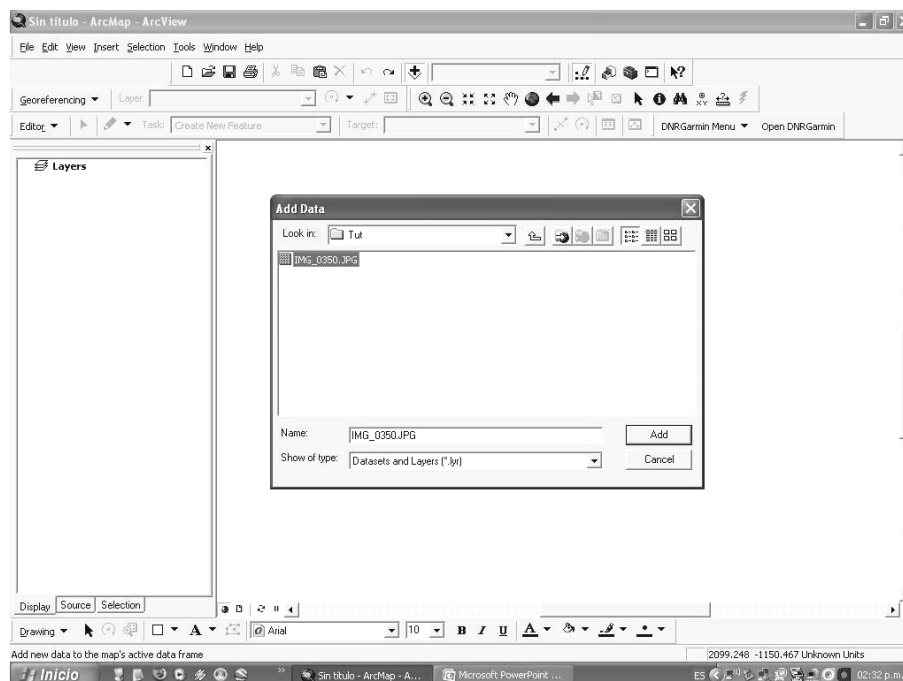
En cada uno de los puntos de muestreo elegidos se marcaron las coordenadas geográficas con un GPS y se tomó una fotografía digital de alta definición con una cámara sumergible, se colocó al centro de la imagen una cruz metálica graduada cada cinco centímetros, la cual sirvió como referencia para el proceso de rectificación de las imágenes.

Es importante que al momento de tomar las fotografías, la posición de la cámara sea lo más perpendicular posible respecto a la cruz metálica, para reducir al mínimo la deformación de la imagen.

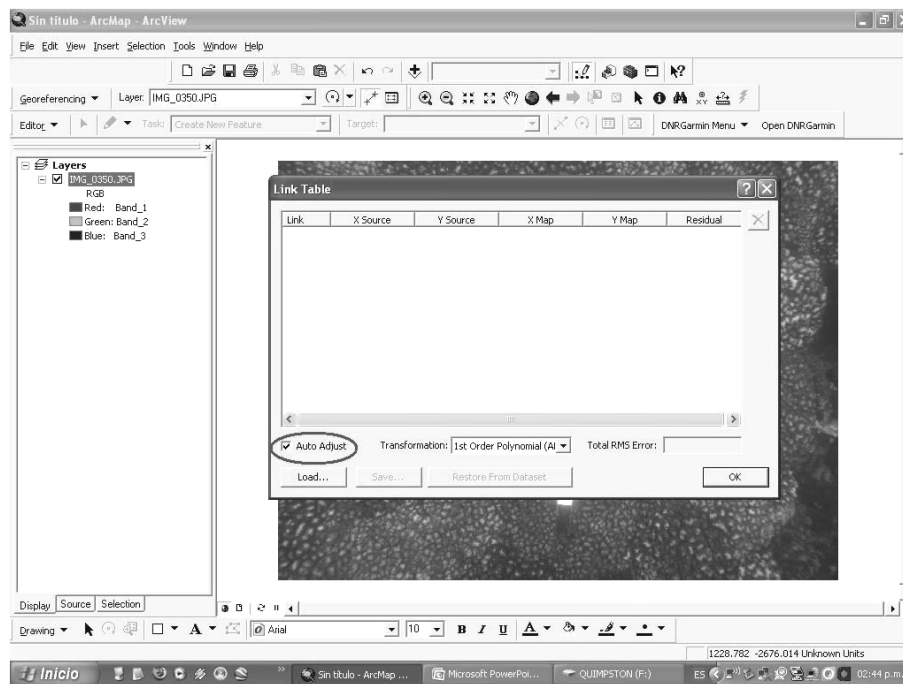
III. Rectificación de las imágenes digitales

Se realizó con la herramienta de rectificación del programa ArcGIS 9.3, de acuerdo al siguiente procedimiento:

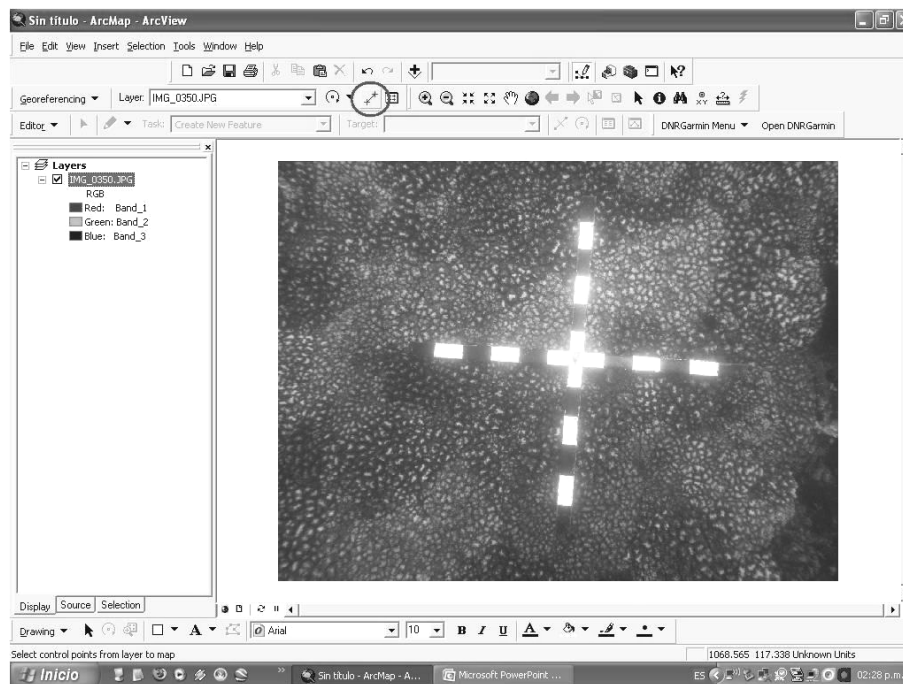
a) Se agregó la imagen a un proyecto nuevo de ArcView.



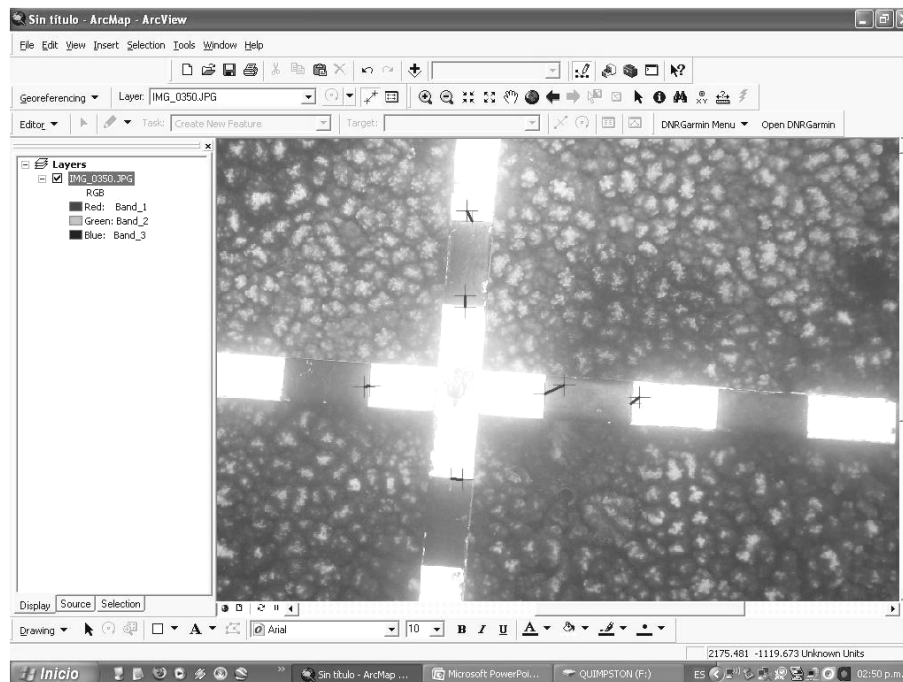
b) Se desactivó la función *Auto Adjust* del menú *Link Table*.



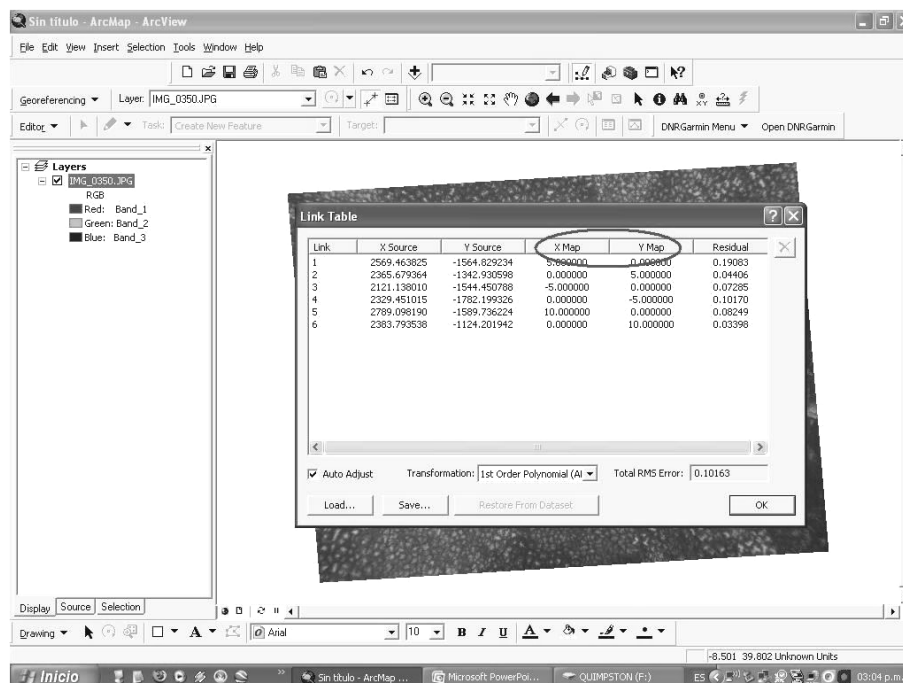
c) Se seleccionó la opción *add control points* de la barra de herramientas *georeferencing*.



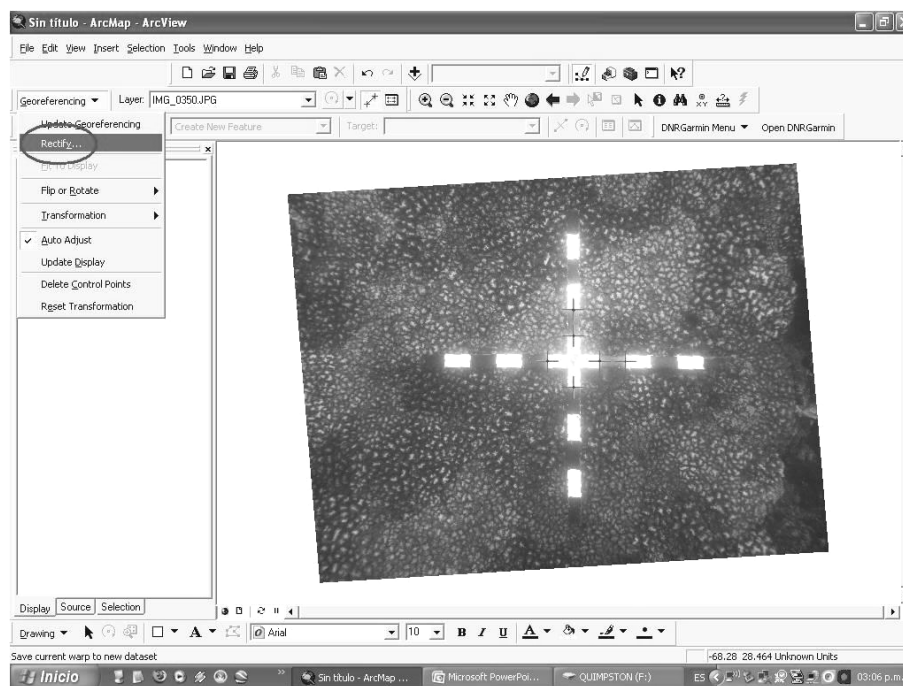
d) Con la herramienta *add control points*, se marcaron los puntos de referencia sobre las marcas de la cruz.

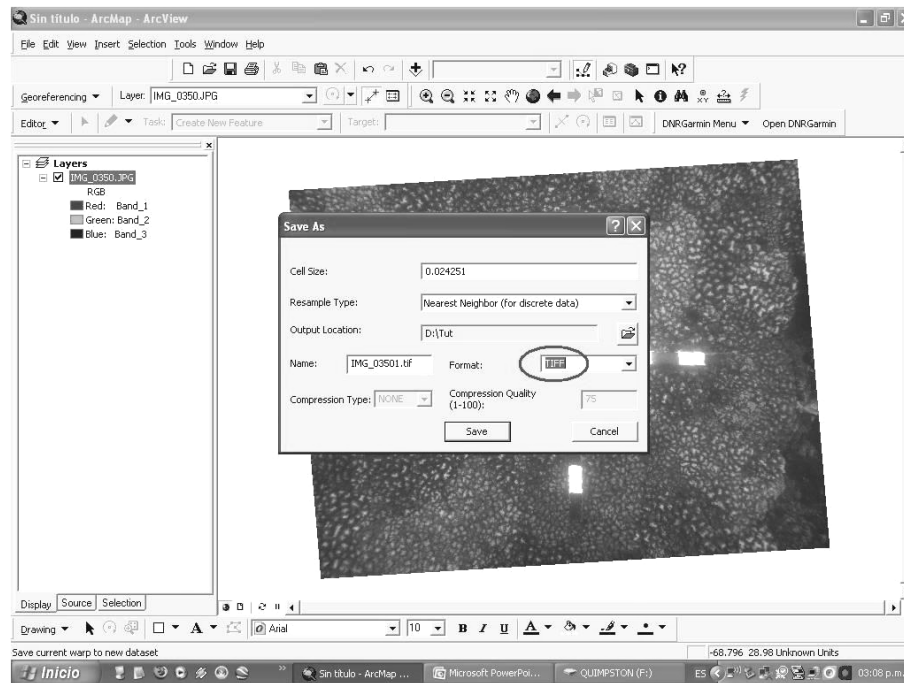


e) Ya que se marcaron todos los puntos de referencia sobre las marcas de la cruz graduada, se abrió de nuevo el menú *View Link Table* de la barra de herramientas *Georeferencing*, se editó la tabla con las coordenadas en las columnas *X Map - Y Map*, correspondientes a cada uno de los puntos de referencia. Finalmente se activó la casilla *Auto Adjust* para ajustar la imagen.



f) Usando la opción *Rectify* del menú *Georeferencing*, se guardó la imagen rectificada en formato TIFF para su uso posterior.

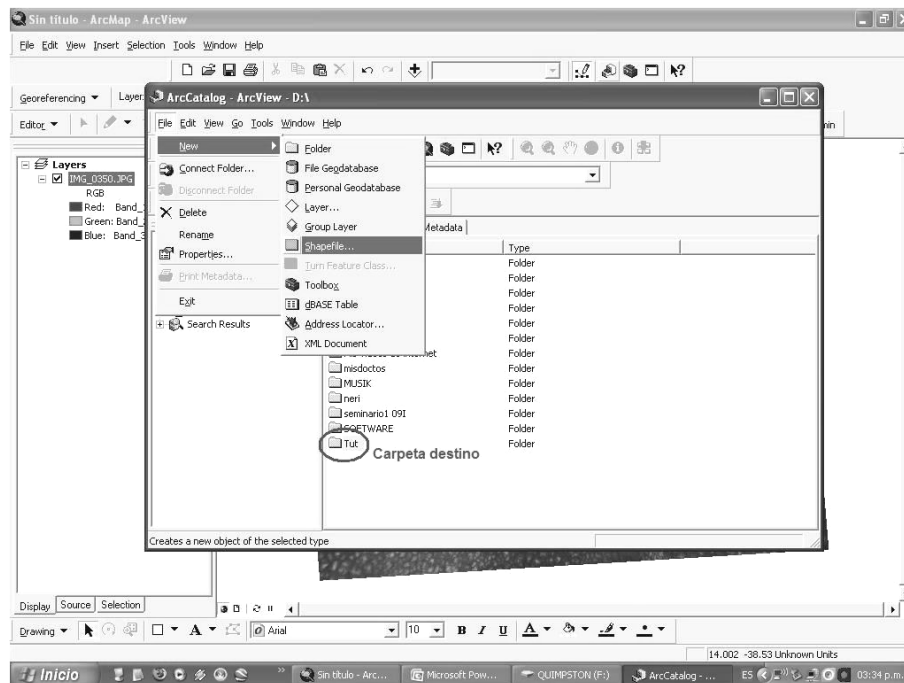




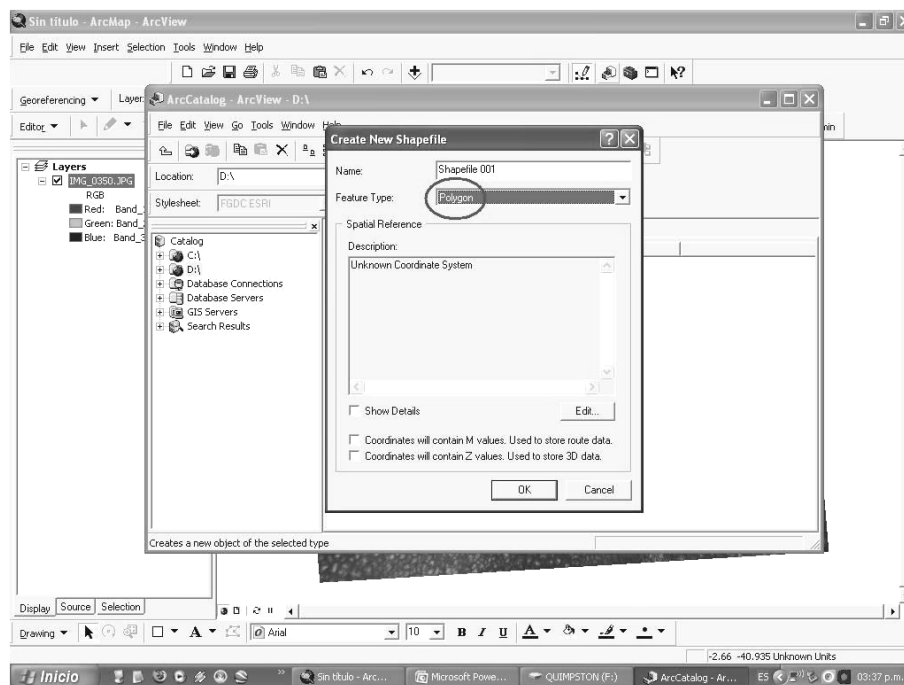
IV. Elaboración de polígonos y medición de áreas de cobertura.

Antes de iniciar el análisis de las imágenes fue necesario crear un *Shapefile* con el programa ArcCatalog.

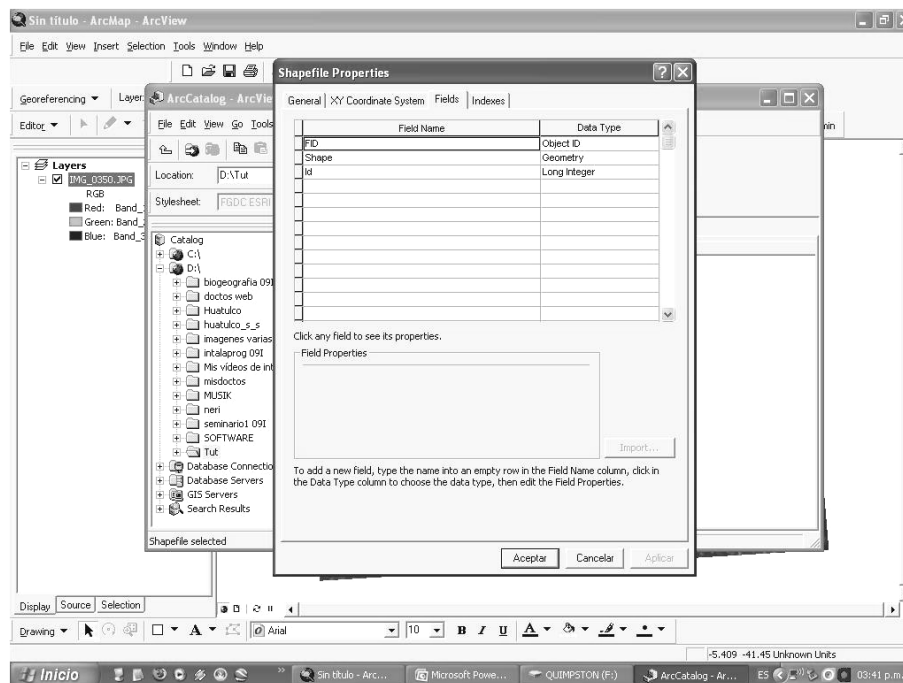
- g) En *ArcCatalog*, se seleccionó la carpeta en la que se guardó el nuevo *Shapefile*. Enseguida se abrió el menú *File > New > ShapeFile*.



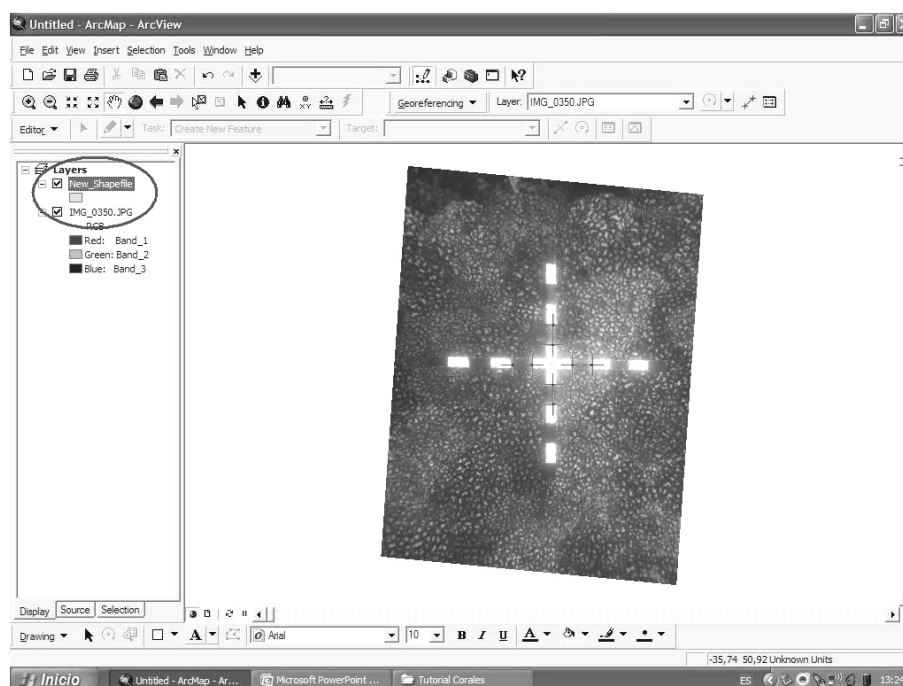
- h) Este menú despliega la ventana *Create New Shapefile*, se le asignó nombre al archivo, y en la pestaña *Feature Type* se seleccionó la opción *Polygon*.



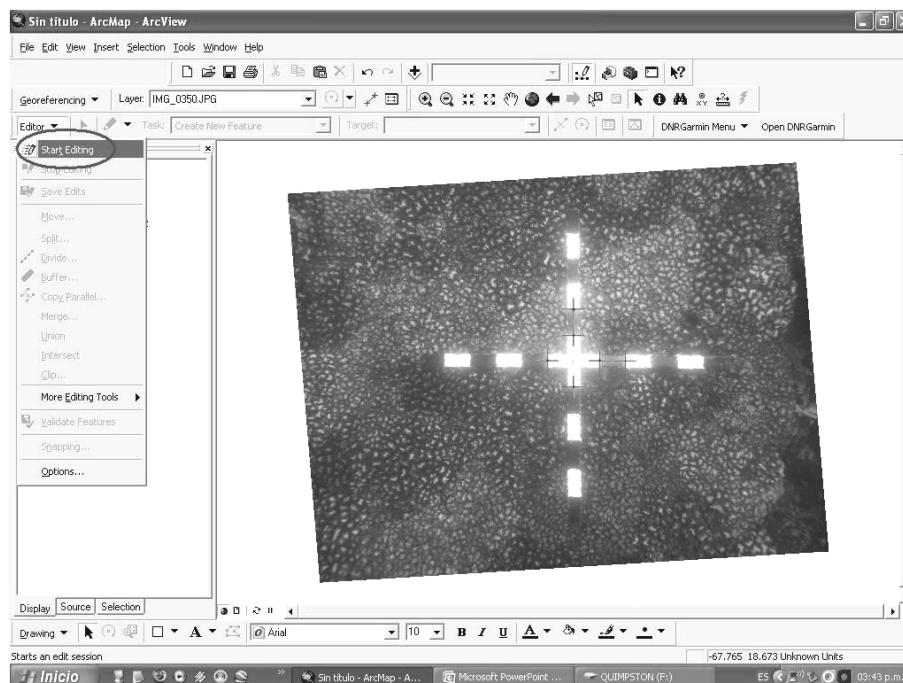
- i) Una vez creado el *ShapeFile*, se definieron los atributos del mismo. Para esto, se agregaron los campos requeridos en la pestaña *Fields*.



- j) Con los shapefiles para cada una de las imágenes, se trazaron los polígonos en un proyecto de *ArcView* en blanco.

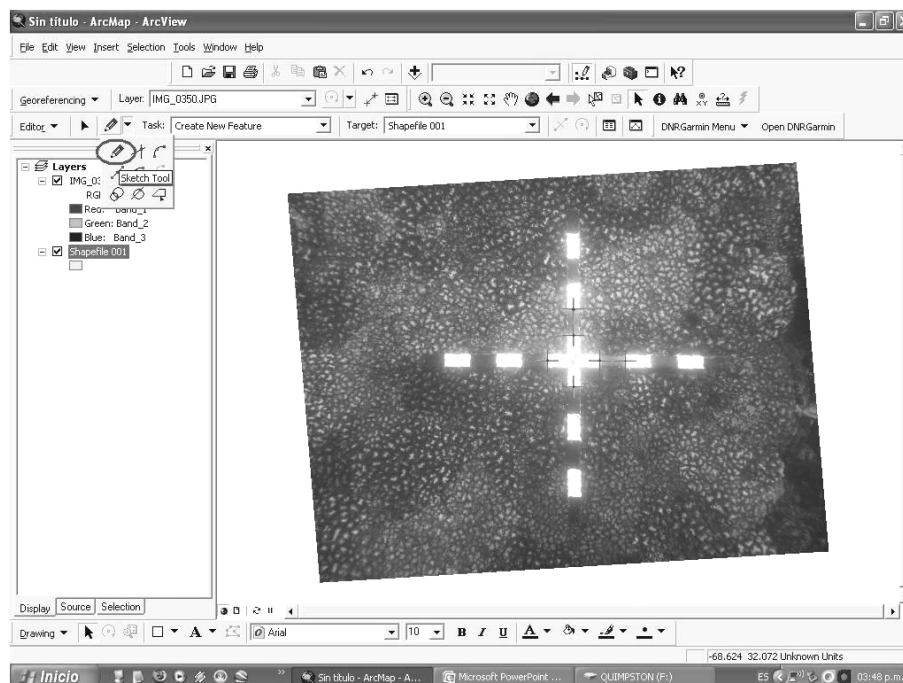


- k) Posteriormente, se seleccionó el *Shapefile* correspondiente y se inició la edición con el menú *Editor > Start Editing*.

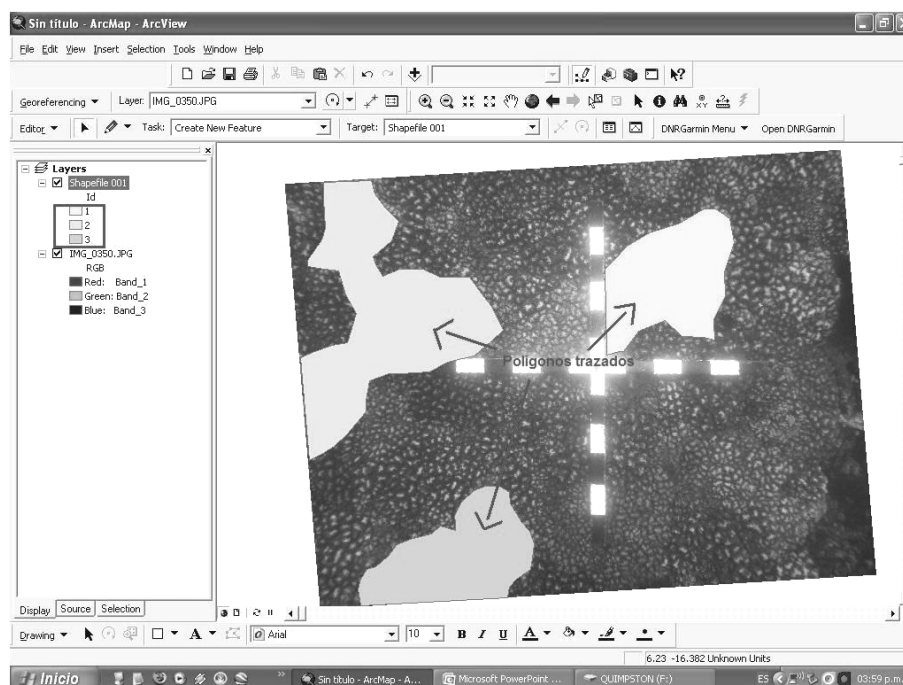


- l) La delimitación y trazado de los polígonos se hizo utilizando el *Sketch Tool*, poniendo atención en los siguientes aspectos:

1. Especie de coral
2. Estado de desarrollo
3. Presencia de escombros
4. Presencia de erosión
5. Interacción algal
6. Presencia de sedimento
7. Coral vivo o muerto

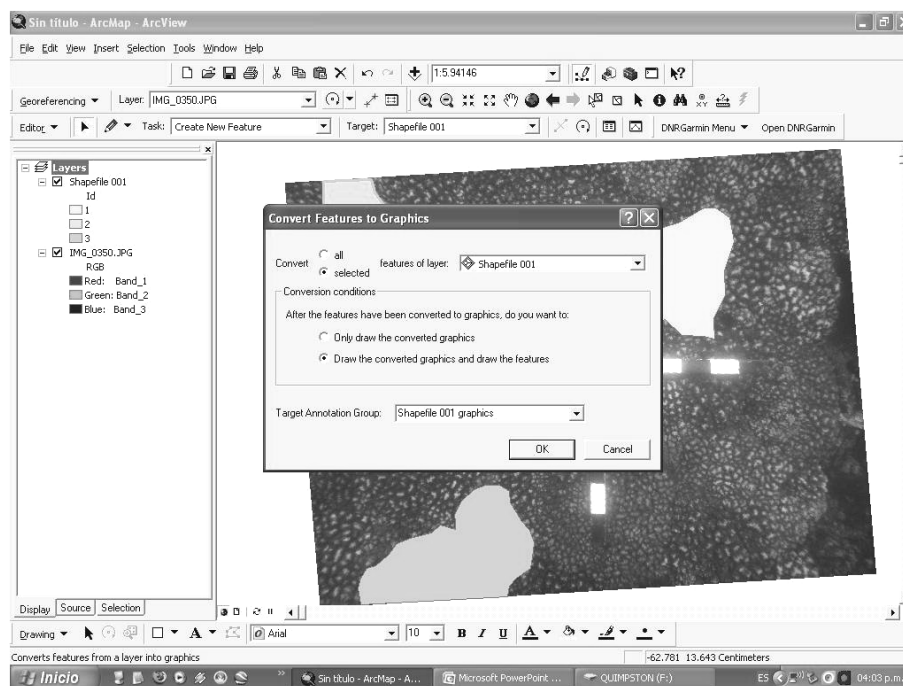


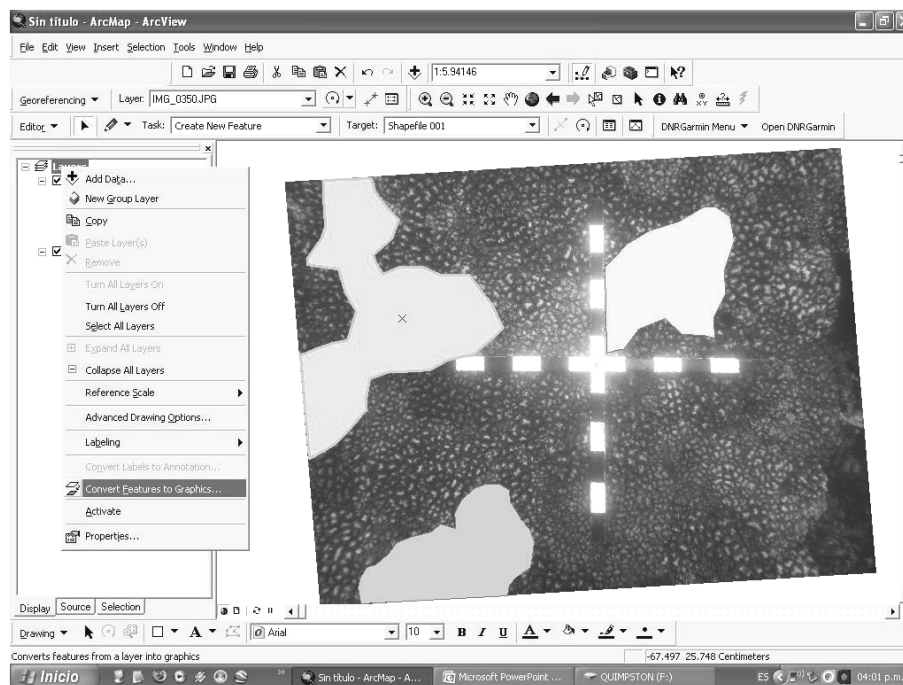
m) A continuación, fue necesario realizar un polígono que comprendiera la totalidad de la imagen, el cual representó el 100% del área muestreada.



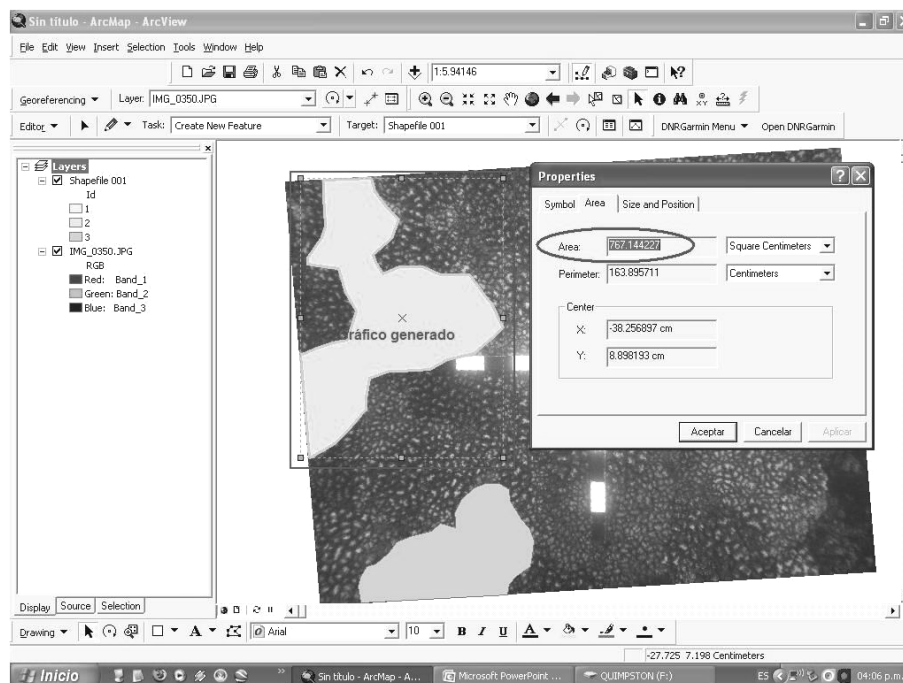
Ya que se delimitaron todos los polígonos, fue necesario determinar el área de cobertura de cada uno, tal como se detalla a continuación:

- n) Se seleccionó un polígono y se convirtió a gráfico con la opción *Convert Features to Graphics*. Al momento de hacer la conversión, fue necesario activar la opción *Draw the converted graphics and draw the features*, para obtener el dato del área.





- o) Se seleccionó el gráfico que se generó en el paso anterior, y se copió el dato de área de la ventana que se despliega dentro de la tabla de atributos del polígono correspondiente.



Finalmente, para la extracción y elaboración de la base de datos, se exportó la tabla de atributos de cada uno de los polígonos en formato *.dbf*, de la siguiente forma:

Tabla de Atributos > Options > Export > Export all records.

Estado ecológico de Bahía Riscalillo

En el año de 1985, Huatulco se convirtió en el quinto Centro Integralmente Planeado creado por FONATUR, impulsando actividades económicas como la explotación de sus recursos naturales y un desarrollo turístico de gran relevancia para el país. Sin embargo, sus ecosistemas quedaron vulnerables al deterioro debido a la intensidad de su uso y su capacidad de resistencia, aunado al impacto negativo sobre el entorno natural debido a la apertura de áreas de selva, la remoción de suelo, el vertimiento de sedimentos en el mar y la modificación de afluentes naturales, provocado durante la construcción de las obras de infraestructura.

Posteriormente, en el año de 1988, se estableció el Parque Nacional Huatulco (PNH) bajo decreto del gobierno federal, incluyendo en su poligonal parte de las bahías de Huatulco, resaltando la presencia de elementos naturales de gran importancia a nivel nacional e internacional, incluidos sus arrecifes coralinos (CONANP, 2003)

La Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) nombró a las Bahías de Huatulco como una región marina prioritaria, y en conjunto las bahías tienen la denominación de sitio RAMSAR (Juarez, 2008).

El decreto de un Área Natural Protegida tiene como principal objetivo la preservación de su ecosistema, sin embargo también permite el desarrollo de diversas actividades dentro de las que se encuentra el turismo, en beneficio de la economía local o regional.

El Programa de Manejo Parque Nacional Huatulco (CONANP, 2003), manifiesta que:

“Para el desarrollo de las actividades turísticas, deberán generarse los planes y programas específicos, así como el estudio de impacto ambiental respectivo, capacidad de carga del sitio, rutas de visita y necesidades para su realización ...” .

En el programa de manejo se ubica a Bahía Riscalillo dentro de las zonas *de uso restringido*, y las denomina como:

“Aquellas superficies en buen estado de conservación donde se busca mantener las condiciones actuales de los ecosistemas, e incluso mejorarlas en los sitios que así se requiera, y en las que se podrán realizar excepcionalmente actividades de aprovechamiento que no modifiquen los ecosistemas y que se encuentren sujetas a estrictas medidas de control”.

Finalmente, considera a las bahías Riscalillo, Jicaral, Chachacual y Cacaluta, como las zonas de mayor relevancia para la conservación y mantenimiento de las comunidades coralinas.

A pesar de ello, y con base a los resultados obtenidos y observaciones realizadas durante el desarrollo del presente trabajo, se puede decir que el arrecife de coral de Bahía Riscalillo se encuentra severamente deteriorado en aproximadamente el 60% de su superficie.

Bahía Riscalillo no cuenta con acceso terrestre y no presenta infraestructura turística, por lo que el flujo de visitantes es menor comparado, por ejemplo, con el de Bahía San Agustín, la cual sí tiene acceso vía terrestre y un amplio desarrollo de infraestructura turística. Lo anterior hace pensar que el deterioro del arrecife coralino de Bahía Riscalillo no es reflejo de la actividad turística, sin embargo en la época de temporada alta del turismo aumenta considerablemente la afluencia de bañistas y esnorkeleros, situación que impacta de forma negativa sobre la comunidad coralina y que en muchas ocasiones provoca daños físicos al coral (impactos con las aletas, extracción de pedazos de coral, etc.), así como la resuspensión de sedimentos. Por dar un ejemplo, durante el muestreo de abril de 2009 (temporada alta de Semana Santa), se observó la llegada de dos catamaranes de manera simultánea a la bahía, de los cuales descendieron grupos de esnorkeleros de entre 30 y 40 personas, situación que definitivamente no cumple con lo establecido en el Programa de Manejo PNH. En este sentido, sería conveniente llevar a cabo estudios de capacidad de carga turística, definida como el número de visitantes por encima del cual las condiciones del ecosistema se hacen insostenibles (Gallo *et al.* 2002), para las comunidades coralinas del PNH, los cuales a la fecha no existen. Por supuesto, es necesario que el reglamento se cumpla y se aplique un sistema de vigilancia adecuado a los prestadores de servicios turísticos.

El deterioro de la comunidad coralina de Bahía Riscalillo puede ser principalmente, de origen natural. Los arrecifes de coral del Pacífico oriental tropical sufrieron daños severos durante el fenómeno de El Niño en el año de 1983 (Glynn, 1990; Reyes,

1993; Cortés, 1997; y otros). Glynn y Leyte (1997) mencionan que el tamaño y edad estimada de los reclutas de coral presentes en las zonas de coral muerto en los arrecifes de Huatulco son similares a los patrones de reclutamiento de las comunidades coralinas de Panamá, afectadas durante el evento de El Niño del mismo año. Además, comentan que existe evidencia que indica que la oscilación sureña de El Niño de 1987 provocó una alta tasa de mortalidad coralina en Huatulco. Los resultados obtenidos por ellos coinciden con los del presente trabajo, pues manifiestan que la placa del arrecife coralino de Bahía Riscalillo, en su parte central y más próxima a la costa (Subsistema 3 en este trabajo), está muerto en su totalidad. Sin embargo, contrasta en el sentido de que únicamente reportan algunas colonias de coral vivo (principalmente pocilopóridos), hacia los extremos Este y Oeste del arrecife, cuando los resultados obtenidos en este trabajo reflejan porcentajes de cobertura de coral vivo del 100% para el Subsistema 1, y del 83% para el Subsistema 2, que en conjunto representan cerca del 40% del área total del arrecife. El aumento en el porcentaje de la cobertura de coral vivo sugiere que el arrecife presenta signos de recuperación, considerando el tiempo transcurrido entre ambos estudios y que no existen más antecedentes de este tipo para la bahía.

Otro factor que limita el crecimiento y recuperación del arrecife, y que es característico de esta región, es el cambio drástico de la temperatura oceánica a lo largo del año. Durante el período de surgencia eólica, la temperatura disminuye notablemente y se mantiene así por varias semanas o meses, situación contraria a la que se presenta durante la oscilación sureña de El Niño, cuando la temperatura oceánica alcanza, e incluso llega a superar los 30° C.

Por otro lado, se puede mencionar al aumento en la concentración de nutrientes, el depósito y la resuspensión de sedimentos, como otros factores involucrados con el deterioro de la comunidad coralina, pues favorecen la proliferación de algas, situación que trae como consecuencia la muerte del coral. Granja y López (2008) reportan que la tasa de sedimentación en Huatulco es heterogénea entre las bahías, pero está estrechamente relacionada con la precipitación pluvial de la zona. En temporada de secas (noviembre-marzo) recibe entre 6.8 - 73.5 mg/cm² día, mientras que en temporada de lluvias (mayo-octubre) la tasa se incrementa a 74.5 - 147.6 mg/cm² día. La heterogeneidad en la tasa de sedimentación entre localidades, probablemente esté relacionada con las condiciones hidrodinámicas y de geomorfología de la línea de costa, mientras algunas bahías están protegidas del oleaje directo, algunas otras están expuestas a una alta energía del oleaje. En el caso de Bahía Riscalillo, se observó que a pesar de contar con protección parcial del oleaje directo por una formación rocosa hacia el extremo este de la entrada de la bahía, gran parte de la placa coralina sí recibe el impacto directo del oleaje. Esto, probablemente pueda explicar el alto porcentaje de cobertura por sedimento en el SS2 y SS3. La única zona que no presentó sedimentación es la que corresponde al SS1, que es la que está protegida de la acción directa del oleaje.

Durante los tres muestreos se observó un aumento en cuanto a la interacción algal, sin embargo en el mes de julio de 2009 (muestreo no incluido en este trabajo), la cobertura algal aumentó de manera significativa (35-50% aproximadamente del total de la placa), lo que puede significar que el arrecife de coral de bahía Riscalillo se

encuentre pasando por un *cambio de fase*, donde las condiciones del arrecife cambian de abundancia de coral a abundancia de algas, debido a la degradación general del arrecife (McCook, 1999), y una probable estacionalidad del crecimiento de las praderas de algas.

López *et al.* (2002), registraron el cambio en la dominancia en la comunidad arrecifal de la Bahía Chachacual entre noviembre de 2000 y mayo de 2001. Durante los dos primeros meses de su muestreo reportaron un porcentaje de cobertura coralina del 43.5%, y de solo 4.3% para la cobertura algal. Sin embargo, a partir de febrero de 2001, la porción previamente ocupada por coral, pasó a estar invadida por algas verdes filamentosas, y ya para el mes de mayo, las algas filamentosas habían sido reemplazadas por algas coralinas. La mortalidad fue de entre 90% y 95% de la cobertura coralina, y afectó a todas las especies por igual. Únicamente quedaron algunas colonias vivas o con rastros de mortalidad parcial, dispersas a lo largo del área arrecifal aunque restringidos a la zona profunda (3-5 m). No se explican las causas de este fenómeno, sin embargo todo parece indicar que los cambios ocurrieron a nivel local y no regional, a una escala de tiempo de días o semanas. Con base en este antecedente, es muy probable que la comunidad coralina de Bahía Riscalillo se encuentre en *cambio de fase*, pues existen evidencias que coinciden con lo ocurrido en Bahía Chachacual, sobre todo en el lapso transcurrido entre un muestreo y otro (abril – julio 2009), donde se hizo evidente la invasión algal sobre el área coralina de la bahía.

Tomando en consideración todos estos antecedentes, sería conveniente hacer una revisión sobre el manejo de Bahía Riscalillo, pues más allá de una reestructuración del Programa de Manejo PNH, sería conveniente en primer lugar, cumplir y hacer valer lo que está dispuesto en el plan actual. En el caso particular de Bahía Riscalillo es viable promover la repoblación de la comunidad coralina, principalmente hacia la parte oeste, donde existen nuevos reclutas y cabezas de coral en estado de desarrollo temprano y medio, situación que soporta la idea de que aún hacia esta parte de la bahía, los corales encuentran el sustrato óptimo para establecerse. Sin embargo para lograr esto, sería necesario restringir el acceso a la bahía, quizás no totalmente (que sería lo ideal), pero sí disminuir el flujo de bañistas y sobre todo vigilar de manera permanente la forma de actuar de los prestadores de servicios.

Actualmente existe una línea de boyado que rodea toda la placa de coral, y se extiende hasta la zona más profunda de la bahía, a la altura del SS1. Aprovechando esta situación, se puede proponer una ruta de observación subacuática, la cual tiene su inicio en el canal de arena que separa al SS3, siguiendo la línea de boyado por su parte exterior, avanza hacia lo que sería el SS2 hasta llegar a la parte más profunda, donde se encuentra el SS1, al llegar a la formación rocosa da vuelta atrás y regresa por el mismo camino. Al establecer de esta forma la ruta se evita la entrada a la zona más somera del arrecife, que representa un serio peligro para los bañistas pues pueden quedar varados, y se protege esta zona del daño generado por los impactos de las aletas e incluso que los mismos bañistas pisen o se paren en el coral. Se restringiría por completo el acceso al arrecife dentro del área del boyado, de esta forma se le da “descanso” y se evita el deterioro.

En la Semana Nacional por la Conservación 2009, se hizo una mesa de trabajo entre autoridades del Parque Nacional Huatulco e investigadores de las universidades que en la actualidad se encuentran realizando estudios dentro del parque. Uno de los acuerdos a los que se llegó en esa ocasión fue que las bahías Riscalillo, Cacaluta, Chachacual y La Entrega (bahía que no está incluida dentro del polígono del PNH) sean consideradas como las de mayor prioridad para su conservación, e indicadoras de las condiciones generales de las demás bahías del PNH. Tomando en cuenta lo anterior, los resultados de este trabajo representan el antecedente mas reciente sobre el grado de deterioro de la comunidad arrecifal de Bahía Riscalillo, y con base en ellos es posible empezar a plantear la estrategia de manejo a futuro.

Conclusiones

1. La comunidad coralina de Bahía Riscalillo está conformada por tres Subsistemas bien definidos, de acuerdo a los atributos considerados en el análisis de las imágenes.
2. El SS1 es el que presenta mejor estado de conservación debido a que se ubica hacia la parte más profunda de la bahía, por lo que es menos accesible para los bañistas, y evita la exposición a la intemperie durante la marea baja.
3. A pesar del alto grado de deterioro encontrado en el SS3, la presencia de nuevos reclutas y cabezas de coral en estado de desarrollo temprano, sugiere que el arrecife de coral de Bahía Riscalillo se encuentra en recuperación.
4. El deterioro se concentra dentro de los Subsistemas 2 y 3, y es provocado principalmente por la sedimentación y la interacción algal. Aunado a esto, el daño del SS3, es producto de la acción directa del oleaje y la exposición a la intemperie, además del daño provocado por los bañistas (extracción de coral, impacto con aletas e incluso se observó gente pisando el coral).
5. La bioerosión también forma parte del deterioro de la placa arrecifal de Bahía Riscalillo, sin embargo, de acuerdo a lo observado, se determinó que el daño provocado por depredadores biológicos no es significativo, y se reduce a unas

cuantas especies de peces como *Microspathodon dorsalis* y *Prionurus laticlavus*, y al erizo *Diadema mexicanum*.

6. En Bahía Riscalillo se registraron seis especies de corales hermatípicos de las 14 reportadas para las Bahías de Huatulco.

7. En cada uno de los subsistemas se registraron cinco especies de corales. En los Subsistemas 1 y 2 no se registró *P. panamensis*, mientras que en el SS3 la especie que no tuvo registro fue *P. capitata*.

8. No existe asociación entre las especies de coral y algún tipo de deterioro en específico, a pesar de esto, se puede mencionar que probablemente *P. verrucosa* sea la especie con mayor capacidad de resistencia al deterioro, esto debido a que fue la especie con mayor porcentaje de cobertura de coral vivo en el SS3.

9. Debido a la poca profundidad de Bahía Riscalillo, y que la placa de coral está conformada por una gran plataforma continua, lo que la hace ser un ambiente principalmente homogéneo, no existe gran diversidad de peces asociados. La ictiofauna en Riscalillo se compone de 17 especies, siendo *Stegastes acapulcoensis* y *Thalassoma lucasanum* las especies más abundantes.

10. Respecto a las demás bahías de Huatulco, el estado ecológico en el que se encuentra la comunidad coralina de Bahía Riscalillo es de un nivel medio. De acuerdo a lo observado durante los muestreos, no presenta un deterioro tan grave

como el de Bahía de San Agustín o La Entrega, pero no guarda el buen estado de conservación de Cacaluta o Chachacual, por ejemplo.

11. Es necesario dar seguimiento a las condiciones de la comunidad coralina de Bahía Riscalillo en relación al cambio de fase coral-alga, para establecer si efectivamente está pasando por esta situación, y de esta manera replantear la gestión y manejo de esta bahía.

12. Con base en los resultados obtenidos, se puede mencionar que el manejo de la Bahía Riscalillo, por parte de las autoridades de Parque Nacional Huatulco, no ha sido el adecuado, pues no se respeta lo establecido en el Programa de Manejo PNH.

13. Se debe implementar a la brevedad, un sistema de vigilancia y monitoreo constante sobre los prestadores de servicios, con el objeto de hacerlos cumplir con lo establecido en el Programa de Manejo PNH.

14. Una propuesta dirigida a la repoblación del arrecife de coral de Bahía Riscalillo, y en general de todas las bahías del PNH, es el establecimiento de rutas de observación subacuática.

15. Debido a su sencillez y fácil aplicación, el método de evaluación propuesto permite cuantificar a detalle las características ecológicas de los arrecifes de coral.

Literatura citada

- Acevedo, R., J. Morelock y R. A. Olivieri. 1989. Modification of coral reef zonation by terrigenous Sediment Stress. *PALAIOS*. Vol. 4, No. 1, pp. 92-100.
- Ahmed M., C. K. Chong y H. Balasubramanian. 2004. An overview of problems and issues in coral reef management. Pp. 2-11. En: M. Ahmed, C.K. Chong and H. Cesar. Economic evaluation and policy priorities for sustainable management of coral reefs. Worldfish Center, Penang.
- Alwany, M. A., E. Thaler y M. Stachowitsch. Parrotfish bioerosion on Egyptian Red Sea reefs. 2009. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. Vol. 371, pp. 170–176.
- Aronson, R. B. y W. F. Prech. 2001. White-band disease and the changing face of Caribbean coral reefs. *Hidrobiologia*. Vol. 460, pp. 25-38.
- Barker, N. H. L. y C. M. Roberts. 2004. Scuba diver behaviour and the management of diving impacts on coral reefs. *Biological Conservation*. Vol. 120, pp. 481-489.
- Barneah. O., E. Ben Dov, E. Kramarsky Winter y A. Kushmaro. 2007. Characterization of black band disease in Red Sea stony corals. *Environmental Microbiology*. Vol. 9, No. 8, pp. 1995–2006.
- Bello Pineda, J., M. A. Liceaga Correa., H. Hernández Núñez y R. Ponce Hernández. 2005. Using aerial video to train the supervised classification of Landsat TM imagery for coral reef habitats mapping. *Environmental Monitoring and Assessment*. Vol. 105, pp. 145-164.

- Berkelmans, R. y M. J. H. van Oppen. 2006. The role of zooxanthellae in the thermal tolerance of corals: a 'nugget of hope' for coral reefs in an era of climate change. *Proceedings of the Royal Society B*. Vol. 273, pp. 2305–2312.
- Bello Pineda, J., R. Ponce Hernández y M. A. Liceaga Correa. 2006. Incorporating GIS and MCE for suitability assessment modelling of coral reef resources. *Environmental Monitoring Assessment*. Vol. 114, pp. 225-226.
- Brown, E., E. Cox, P. Jokiel, K. Rodgers, W. Smith, B. Tissot, S. L. Coles y J. Hultquist. 2004. Development of Benthic Sampling Methods for the Coral Reef Assessment and Monitoring Program (CRAMP) in Hawaii. *Pacific Science*. Vol. 58. No. 2, pp. 145-158.
- Bruno, J., H. Sweatman, W. Precht, E. Selig y V. Schutte. 2009. Assessing evidence of phase shifts from coral to macroalgal dominance on coral reefs. *Ecology*. Vol. 90, No. 6, pp. 1478–1484.
- Buddemeier, R. W., J. A. Kleypas y R. B. Aronson. 2004. Coral reefs & Global Climate Change. Potential Contributions of Climate Change to Stresses on Coral Reef Ecosystems, PEW Center on Global Climate Change.
- Bunce, L., P. Townsley, P. Pomeroy y R. Pollnac. 2000. Socioeconomic Manual for Coral Reef Management. Australian Institute of Marine Science.
- Calderón, L. E., H. Reyes Bonilla, R. A. López Pérez, A. L. Cupul Magaña, M. D. Pérezrul, J. D. Carriquiry y P. Medina Rosas. 2009. Fauna asociada a arrecifes coralinos del Pacífico Mexicano. *Ciencia y Desarrollo*. No. 230, pp. 1–8.
- Carricart Ganivet, J. P. y G. Horta Puga. 1993. Arrecifes de Coral en México. pp. 81-92. En: S. I. Salazar Vallejo y N. E. González (eds.). *Biodiversidad Marina y Costera de México*. Com. Nal. Biodiversidad y CIQRO, México.

- Clarke, K. R., 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Austral Ecology*. Vol. 18, tomo 1. pp. 117–143.
- Clarke, K. R. y R. M. Warwick. 2001. *Change in marine communities (An approach statistical analysis and Interpretation)*. Primer, Eltd.
- CONANP, 2003. Programa de Manejo Parque Nacional Huatulco. SEMARNAT CONANP, México.
- Cortés, J. 1997. Biology and geology of eastern Pacific coral reefs. *Coral Reefs*. Vol. 16, Suppl.: S39-S46.
- Cortés, J. 2009. Stony Corals. pp. 69–73. En: I. S. Wehrtmann y J. Cortés (eds.). *Marine Biodiversity of Costa Rica, Central America*. Springer Science + Business Media B. V.
- Cupul Magaña, A. L., O. S. Aranda Mena, P. Medina Rosas y V. Vizcaíno Ochoa. 2000. Comunidades coralinas de las Islas Marietas, Bahía de Banderas, Jalisco-Nayarit, México. *Mexicoa* Vol. 2. No. 1. pp. 15-22.
- Díaz Pulido, G., L. McCook, S. Dove, R. Berkelmans, G. Roff, D. Klines, S. Weeks, R. Evans, D. Williamson y O. Hoegh Guldberg. 2009. Doom and Boom on a Resilient Reef: Climate Change, Algal Overgrowth and Coral Recovery. *PLoS ONE* 4(4): e5239.
- Done, T. J. 1992. Phase shifts in coral reef communities and their ecological significance. *Hidrobiología*. Vol. 247. pp. 121–132.
- Everitt, B. S. 1978. *Graphical techniques for multivariate data*. Horth Holland. 117 p.

- Fisher, W. S., W. P. Davis, R. L. Quarles, J. Patrick, J. G. Campbell, P. S. Harris, B. L. Hemmer y M. Parsons. 2007. Characterizing coral condition using estimates of three-dimensional colony surface area. *Environmental Monitoring Assessment*. Vol. 125. pp. 347-360.
- Frías López, J., G. T. Bonheyo, Q. Jin y B. W. Fouke. 2003. Cyanobacteria Associated with Coral Black Band Disease in Caribbean and Indo–Pacific Reefs. *Applied and Environmental Microbiology*, Vol. 69, No. 4, pp. 2409–2413.
- Gallo, F., A. Martínez y J. Ríos. 2002. Capacidad de Carga de Visitantes en Áreas de Buceo de San Andrés Isla, Colombia. Universidad Tecnológica de Pereira. Facultad de Ciencias Ambientales. Administración del Medio Ambiente. Colombia.
- Garzón Ferreira, J. y M. C. Reyes Nivia, 2001. Incidencia de la depredación por peces en corales pétreos de cuatro atolones del archipiélago de San Andrés y Providencia, Caribe Colombiano. *Biol. Invest. Mar. Cost.* No. 30, pp. 133-150.
- Gauch, H. G. 1989. *Multivariate analysis in community ecology*. Cambridge University Press. 312 p.
- Glynn, P. W. 1990. Coral mortality and disturbances to coral reefs in the tropical eastern Pacific. En: Glynn, P. W. (ed). *Global ecological consequences of the 1982–1983 El Niño-Southern Oscillation*. Elsevier Oceanography Ser. 52, Amsterdam. Pp. 55–126.
- Glynn, P. W. 1996. Coral reefs of the eastern Pacific. *Coral Reefs*. Vol. 15. pp. 69.
- Glynn, P. W. 1997. Bioerosion and coral reef growth: a dynamic balance: 68–95. En: C. Birkeland (ed.). *Life and death of coral reefs*. Chapman & Hall, New York.

- Glynn, P. W. 2004. Effects of the 1997–1998 El Niño-Southern Oscillation on eastern Pacific corals and coral reefs: an overview. Proc. 9th Int. Coral Reef Symp 1. pp. 1169–1174.
- Glynn, P. W. y G. E. Leyte Morales. 1997. Coral reefs of Huatulco, west Mexico: reef development in upwelling Gulf of Tehuantepec. Revista de Biología Tropical. Vol. 45. pp. 1033-1047.
- Granja Fernández, M. R. y R. Andrés López Pérez. 2008. Sedimentación en comunidades arrecifales de Bahías de Huatulco, Oaxaca, México. Revista de Biología Tropical. Vol. 56. No. 3. pp. 1179-1187.
- Hammer, Ø., D. A. T. Harper y P. D. Ryan. 2001. "PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis." Palaeontologia Electronica 4(1): 9.
- Hawkins, J. P. y C. M. Roberts. 1993. Effects of recreational scuba diving on Coral Reefs: trampling on reef-flat communities. Journal of Applied Ecology. No. 30. pp 25-30.
- Hawkins, J. P., C. M. Roberts, T. Van't Hof, K. De Meyer, J. Tratalos y C. Adam. 1999. Effects of Recreational Scuba Diving on Caribbean Coral and Fish Communities. Conservation Biology. Vol. 13. No. 4. pp 888-897.
- Herrera, T., R. A. López y G. E. Leyte. 2005. Bioerosion caused by the sea urchin *Diadema mexicanum* (Echinodermata: Echinoidea) at Bahías de Huatulco, Western Mexico. Revista de Biología Tropical. Vol. 53 (Suppl.3). pp 263-273.
- Hughes, T. P. y J. H. Connell. 1999. Multiple stressors on coral reefs: a long – term perspective. Limnology and Oceanography 44 (part 2). pp. 932-940.

- Huppert, A. y L. Stone. 1998. Chaos in the Pacific's Coral Reef Bleaching Cycle. *The American Naturalist*. Vol. 152, No. 3. pp. 447-459.
- Hutchings, P.A., 1986. Biological destruction of coral reefs. *Coral Reefs*. Vol. 4. pp. 239–252.
- Inglis, G., V. Johnson y F. Ponte. 1999. Crowding Norms in Marine Settings: A Case Study of Snorkeling on the Great Barrier Reef. *Environmental Management*. Vol.24. No. 3: 369-381.
- Jameson, S. C., M. S. A. Ammar, H. M. Mostafa y B. Riegl. 1999. A Coral damage index and it's application to diving sites in the Egyptian Red Sea. *Coral Reefs*. No. 18: 333-339.
- Juárez Hernández, L. G. 2005. Estructura de la comunidad de peces en la Bahía Maguey, Huatulco, Oaxaca. Informe de Servicio Social. Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Iztapalapa. División de Ciencias Biológicas y de la Salud. 63p.
- Juárez Hernández, L. G. 2008. Composición, distribución y abundancia de la ictiofauna en la Bahía Maguey, Huatulco, Oaxaca, y su relación con la estructura del hábitat. Tesis de Maestría. Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Iztapalapa. División de Ciencias Biológicas y de la Salud. 136p.
- Ketchum, J.T. y H. Reyes Bonilla. 2001. Taxonomía y distribución de los corales hermatípicos (Scleractinia) del Archipiélago de Revillagigedo, Pacífico de México. *Revista de Biología Tropical* 49: 803-848.
- LaJeunesse, T. C., H. Reyes Bonilla y M. E. Warner. 2007. Spring “bleaching” among *Pocillopora* in the Sea of Cortez, Eastern Pacific. *Coral Reefs* 26: 265 – 270.

- Lang, J. C. 2003. Status of Coral Reefs in the western Atlantic: Results of initial surveys, Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment (AGRRA) Program. Atoll Research Bulletin. No. 496.
- Leyte Morales, G. E. 1997. La colección de corales de la Universidad del Mar. *Ciencia y Mar* 1: 3-16.
- Lirman, D., P. W. Glynn, A. C. Baker y G. E. Leyte Morales. 2001. Combined Effects of Three Sequential Storms on the Huatulco Coral Reef Tract, Mexico. *Bulletin of Marine Science*. 69(1): 267–278.
- Lirman, D., N. Gracias, B. Gintert, A. Rodge, R. Reid, S. Negahdaripour y P. Kramer. 2006. Development and Application of a Video – Mosaic Survey technology to Document the Status of Coral Reef Communities. *Environmental Monitoring Assessment*.
- López Pérez, R. A., L. M. Hernández Ballesteros y T. Herrera Escalante. 2002. Cambio en la dominancia de la comunidad arrecifal en Chachacual, Bahías de Huatulco, Oaxaca, México. *Ciencia y Mar*. Vol. 16, pp 33-38.
- López Pérez, R. A. y L. M. Hernández Ballesteros. 2004. Coral community structure and dynamics in the Huatulco area, western México. *Bulletin of Marine Science*, 75 (3): 453-472.
- López Pérez, R. A., M. G. Mora Pérez y G. E. Leyte Morales. 2007. Coral (Anthozoa: Scleractinia) Recruitment at Bahías de Huatulco, Western Mexico: Implications for Coral Community Structure and Dynamics. *Pacific Science* Vol. 61, no. 3: 355 – 369.
- López Uriarte, E. y E. Ríos Jara. 2004. Guía de macrofauna marina asociada a comunidades de coral del Pacífico central mexicano: Corales pétreos y

crustáceos. Academia de Ecosistemas Acuáticos. Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias. Universidad de Guadalajara.

Ludwing, J. A. y J. E. Reynolds. 1988. *Statistical Ecology. A primer on methods and computing*. Wiley. New York. 337 p.

Luna Monsivais, B. 2005. Estructura de la Comunidad de Peces en la Bahía Cacaluta, Huatulco, Oaxaca. Informe de Servicio Social. Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Iztapalapa. División de Ciencias Biológicas y de la Salud. 51p.

Magurran, A. E. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University Press. 179 p.

Martínez Morgan, A. T. 2004. Estructura de la Comunidad de Peces en la Bahía Riscalillo, Huatulco, Oaxaca. Informe de Servicio social. Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Iztapalapa. División de Ciencias Biológicas y de la Salud. 61 p.

Medina Rosas, P., J. D. Carriquiry y A. L. Cupul Magaña. 2005. Reclutamiento de *Porites* (Scleractinia) sobre sustrato artificial en arrecifes afectados por El Niño 1997–98 en Bahía de Banderas, Pacífico mexicano. *Ciencias Marinas*. Vol. 31, no. 1, pp. 103 – 109.

McClenahan, T. R. 1987. *Overfishing and Coral Reef Degradation: A Preliminary Report from East Africa*. *Conservation Biology*. Vol. 1, No. 2: 97:99.

McCook, L. J. 1999. Macroalgae, nutrients and phase shifts on coral reefs: scientific issues and management consequences for the Great Barrier Reef. *Coral Reefs* 18: 357-367.

- Moberg, F. y C. Folke. 1999. Ecological goods and services of coral reef ecosystems. *Ecological Economics* 29: 215-233.
- Nyström, M., C. Folke y F. Moberg. 2000. Coral reef disturbance and resilience in a human-dominated environment. *TREE* vol. 15 no. 10. pp 413-417.
- Ostrander, G., K. Meyer, E. Knobbe, D. Gerace y E. Scully. 2000. Rapid Transition in the Structure of a Coral Reef Community: The Effects of Coral Bleaching and Physical Disturbance. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. Vol. 97, No. 10: 5297-5302.
- Porter, J., J. Battery y J. Smith. 1982. Perturbation and Change in Coral Reef Communities. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. Vol. 79, No. 5: 1678-1681 (Part 1: Biological Sciences).
- Porter, J. y O. Meier. 1992. Quantification of loss and Change in Floridian Reef Coral Populations. *American Zoologist*. Vol. 32, No. 6:625-640.
- Ramírez Gutiérrez, M., M. Tapia García, E. Ramos Santiago y R. Ulloa. 2007. Estructura comunitaria de peces en bahía San Agustín, Huatulco, México. *Revista Chilena de Historia Natural* 80: 419-430.
- Ramos Santiago, E. 2004. Estructura de la Comunidad de Peces en la Bahía La Entrega, Huatulco, Oaxaca. Tesis de Maestría. Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Iztapalapa. División de Ciencias biológicas y de la Salud. 120 p.
- Reyes Bonilla, H. 1993. Biogeografía y Ecología de los Corales Hermatípicos (Anthozoa: Scleractinia) del Pacífico de México. pp 207-222. En: S.I. Salazar Vallejo y N.E. González (eds.). *Biodiversidad Marina y Costera de México*. Com. Nal. Biodiversidad y CIQRO, México.

- Rogers, C., G. Garrison, R. Grober, Z. Hillis y M. Franke (1994). Manual para el Monitoreo de Arrecifes de Coral en el Caribe y el Atlántico occidental. Parque Nacional Islas Vírgenes, USVI.
- Santavy, D., J. Summers, V. Engle y L. Harwell. 2005. The condition of coral reefs in South Florida (2000) using coral disease and bleaching as indicators. *Environmental Monitoring and Assessment* 100: 129-152.
- Tratalos, J. y T. Austin. 2001. Impacts of recreational SCUBA diving on Coral communities of the Caribbean island of Grand Cayman. *Biological Conservation*. No. 102: 67-75.
- Vargas Hernández, J. M. 2005. La biodiversidad en los arrecifes coralinos veracruzanos. *La Jornada Ecológica* Núm. Especial.
- Voss, J. D., D. K. Mills, J. L. Myers, E. R. Remily y L. L. Richardson. 2007. Black Band Disease Microbial Community Variation on Corals in Three Regions of the Wilder Caribbean. *Microbial Ecology*, Vol. 54, 730 – 739.
- Ward, J. 1963. Hierarchical grouping to optimise an objective function. *J. Amer. Statist. Ass.* 58: 236-244.
- Westmacott, S., K. Teleki, S. Wells y J. West. 2000. Management of Bleached and Severely Damaged Coral Reefs. *International Union for Conservation of Nature and Natural Resources IUCN*.
- Zakai, D. y N. Chadwick Furman. 2002. Impacts of Intensive Recreational Diving on Reef Corals at Eilat, northern Red Sea. *Biological Conservation* 105: 179-187.