

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE BAJA CALIFORNIA
INSTITUTO DE INVESTIGACIONES OCEANOLÓGICAS
FACULTAD DE CIENCIAS MARINAS



ANÁLISIS DEL ESTADO DE SALUD DE LAS ÁREAS NATURALES
PROTEGIDAS DEL NORTE DE QUINTANA ROO

T E S I S

QUE PARA CUBRIR PARCIALMENTE LOS REQUISITOS NECESARIOS PARA
OBTENER EL GRADO DE

MAESTRA EN CIENCIAS EN OCEANOGRAFÍA COSTERA

PRESENTA

TERESA RODRÍGUEZ MADRIGAL

ENSENADA, BAJA CALIFORNIA, MEXICO. ENERO DEL 2013.

INSTITUTO DE INVESTIGACIONES OCEANOLÓGICAS
FACULTAD DE CIENCIAS MARINAS
POSGRADO EN OCEANOGRAFÍA COSTERA

ANÁLISIS DEL ESTADO DE SALUD DE LAS ÁREAS NATURALES PROTEGIDAS
DEL NORTE DE QUINTANA ROO

TESIS

QUE PARA CUBRIR PARCIALMENTE LOS REQUISITOS NECESARIOS PARA OBTENER EL
GRADO DE

MAESTRA EN CIENCIAS

PRESENTA

TERESA RODRIGUEZ MADRIGAL

APROBADA POR:



DR. JOSÉ DOMINGO CARRIQUIRY BELTRÁN
DIRECTOR DE TESIS



DR. JULIO A. VILLAESCUA CELAYA
SINODAL



DR. JAVIER MARCO BARBA
SINODAL

A mi familia

Por apoyarme en todo momento, por sus consejos, sus valores, por la motivación constante que me ha permitido ser mejor persona y por su gran amor.

Agradecimientos

Al proyecto “Monitoreo del bentos, nutrientes e isótopos en relación a la salud arrecifal de áreas naturales protegidas del norte de Quintana Roo con mayor vulnerabilidad al cambio de fase arrecifal: Primera Etapa”

Mi más sincero agradecimiento al Dr. José D. Carriquiry Beltrán, por su valiosa asesoría y apoyo en la realización de este trabajo. Por su paciencia, apoyo moral y su amistad. ¡Muchas Gracias!

Así mismo, agradezco a mis sinodales Dr. Julio A. Villaescusa Celaya y Dr. Javier Marco-Barba, por sus aportes, sugerencias, correcciones y por brindarme su amistad.

Al Posgrado en Oceanografía Costera de la Facultad de Ciencias Marinas e Instituto de Investigaciones Oceanológicas por brindarme la oportunidad de realizar mis estudios de maestría.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por la beca otorgada para la realización de este trabajo.

Al M. en C. Pedro Castro, por su apoyo y amabilidad, gracias por las buenas y divertidas pláticas.

A Linda, por su amistad, apoyo incondicional, comprensión, consejos en los momentos difíciles. Mil palabras no bastarían para agradecerle. Te quiero mucho. A Daniel, por su amistad, compañía, cariño y por todas las agradables reuniones. A Julieta, por formar parte también de esta aventura, gracias por tu cariño y amistad.

A Denis y Yolo, chicas gracias por su amistad, que aún en la distancia no dejaron de alentarme y estar al pendiente de mí.

A Angélica Arce Bastidas, por la orientación y la facilidad en los trámites administrativos. Gracias por su amabilidad.

Resumen

Los arrecifes de coral del Gran Caribe han mostrado signos alarmantes de deterioro acelerado, la reducción en la cobertura de corales ha mostrado ser muy significativa en regiones costeras asociadas a un fuerte crecimiento poblacional. Entender la magnitud en la cual estos sistemas ecológicos están siendo perturbados es crítico para la conservación de su biodiversidad. Dada la velocidad con la que ocurren estos cambios, es urgente desarrollar métodos confiables, rápidos y de bajo costo para seleccionar especies y/o ensambles de especies que funcionen como indicadores ambientales y que nos permitan el monitoreo de cambios ambientales y ecológicos. En los ecosistemas arrecifales la cobertura de macroalgas y de corales escleractinios son usados como indicadores de variaciones ambientales, ya que son sensibles a estas variaciones. Durante el 2007, se registró una cobertura de coral promedio para la costa norte de Quintana Roo de 18.39 %, siendo el PNIMCN el que presenta el mayor porcentaje, seguido de PNAPM (19.9 %), y finalmente el PNAC en que se registró el menor porcentaje de cobertura de coral. El porcentaje de cobertura promedio de macroalgas para los tres parques fue de 33.55%. En términos de salud, los arrecifes en los tres parques (PNIMCN, PNAPM y PNAC) presentaron una condición de salud intermedia. Aunque el porcentaje de cobertura de coral y porcentaje de cobertura de macroalgas son indicadores clave en la evaluación de la salud de los arrecifes, es importante considerar los índices ecológicos de la comunidad coralina. En este estudio los índices de diversidad, riqueza de especies y distintividad taxonómica fueron las variables que en mayor medida definen el estado de salud en los arrecifes de Cozumel. Lo anterior permite visualizar el estado o condición que presentan los arrecifes y en base a ello proponer acciones de manejo o determinar sitios prioritarios de conservación. Así, los indicadores ambientales son empleados como herramientas para informar sobre el estado medioambiental y sirven como base para las mediciones, su posterior interpretación y toma de decisiones.

Palabras clave: arrecifes de coral, cambio de fase, manejo, conservación, Caribe, macroalgas.

Índice

1. Introducción.....	1
2. Antecedentes	5
3. Hipótesis	10
4. Objetivo General	10
4.1. Objetivos Particulares	10
5. Métodos Generales	11
5.1. Área de estudio	11
5.1.2. Hábitat arrecifal	13
5.2. Trabajo de campo	14
5.3. Análisis Ecológicos.....	17
5.4. Análisis estadísticos	20
5.5 Evaluación del estado de salud en las localidades del PNIMCN, PNAPM y PNAC.	21
5.5.1 Análisis de conglomerados en el PNIMCN y PNAPM.	21
5.5.2. Análisis de componentes principales (ACP) y uso de localidades teóricas ..	22
6. Resultados.	25
6.1. Estructura y composición de la comunidad bentónica.....	25
6.1.1. Diámetro, densidad de coral y mortalidad parcial total.....	30
6.1.2. Cobertura de otros sustratos	34

6.2. Evaluación del estado de salud en las localidades del PNIMCN, PNAPM y PNAC.	42
6.2.1. Análisis de conglomerados.....	42
6.2.2. Análisis de componentes principales (ACP) y uso de localidades de referencia.	44
6.2.3. Análisis de componentes principales para las localidades del PNIMCN y PNAPM.	45
6.2.4. Análisis de componente principales del PNIMCN y PNAPM con localidades de referencia.	48
6.2.5. Análisis de componentes principales para PNIMCN, PNAPM y PNAC y localidades de referencia.	49
6.2.6. Análisis de componentes principales de las localidades del PNIMCN, PNAPM y PNAC.	51
6.2.7. Análisis de componentes principales de los tres parques (PNIMCN, PNAPM y PNAC) con localidades de referencia.....	53
7. Discusión.....	55
7.1. Estructura de la comunidad.....	55
7.2. Cobertura de otros sustratos.....	58
7.3. Indicadores del estado de salud de los sistemas coralinos (Análisis de componentes principales y comparación con las localidades teóricas).....	61
8. Conclusiones.....	67
9. Literatura citada.....	69
ANEXOS	80

Lista de figuras.

Figura 1. Ubicación de la costa de Quintana Roo	12
Figura 2. Porcentaje de cobertura de coral promedio en cada una de las localidades del PNIMCN, PNAPM y PNAC. Las barras representan el error estándar.....	27
Figura 3. Indicadores ecológicos de la estructura comunitaria de corales hermatípicos del norte del Caribe Mexicano en los PIMCN, PNAPM y PNAC. El eje vertical secundario corresponde a la riqueza de especies (S).....	29
Figura 4. Distribución de frecuencia de tallas (barras verdes) para ocho especies de coral más comunes observadas en las localidades del PNIMC y PNAPM: (a) <i>Agaricia agaricites</i> (b) <i>Agaricia tenuifolia</i> , (c) <i>Montastraea annularis</i> , (d) <i>Montastraea faveolata</i> , (e) <i>Montastraea franksi</i> , (f) <i>Porites astreoides</i> , (g) <i>Porites porites</i> y (h) <i>Siderastrea siderea</i> . También se grafica para cada tamaño de clase la mortalidad parcial (línea morada), la escala se indica en el segundo eje Y.	34
Figura 5. Porcentaje de cobertura de los distintos grupos de algas en las localidades del PNIMCN, PNAPM y PNAC durante el 2007.	36
Figura 6. Porcentaje de cobertura de los distintos componentes bentónicos, muestreado en las localidades del PNIMCN, PNAPM y PNAC durante el 2007.	38
Figura 7. Ordenación multivariada (nMDS) de las localidades del PIMCN y PNAPM, durante 2007.	39
Figura 8. Dendograma de clasificación jerárquica de las localidades del PNIMCN y PNAPM.	40
Figura 9. Dendograma de asociación jerárquica a partir de la matriz de similitud mediante distancia Euclidiana, propuesta de clasificación del estado de salud (preliminar) basado en 14 variables para las localidades del PNIMCN y PNAPM.	43
Figura 10. Análisis de componentes principales con las localidades de referencia. Se muestran arrecifes de referencia saludables (S1, S2 y S3), de salud intermedia (I1, I2 y I3) y arrecifes degradados (D1, D2 y D3).....	45
Figura 11. Análisis de componentes principales para las localidades de los parques PNIMCN y PNAPM de Quintana Roo.....	47

Figura 12. Análisis de componentes principales para las localidades del PNIMCN, PNAPM y PNAC, se incluyen las localidades teóricas.	49
Figura 13. Análisis de componentes principales incluyendo a las localidades de referencia. Se muestran arrecifes de referencia saludables (S1, S2 y S3), de salud intermedia (I1, I2 y I3) y arrecifes degradados (D1, D2 y D3).	50
Figura 14. Análisis de componentes principales en las localidades del PNIMCN, PNAPM y PNAC.....	52
Figura 15. Análisis de componentes principales para las localidades del PNIMCN, PNAPM y PNAC, se incluyen las localidades de referencia.....	54

Lista de tablas

Tabla 1. Arrecifes estudiados en los tres Parques Nacionales.	15
Tabla 2. Variables utilizadas en el Análisis de componentes principales utilizadas en las localidades del PNIMCN (cuadro azul) y en todas las localidades (cuadro anaranjado).....	24
Tabla 3. Localidades teóricas propuestas para este estudio. En el recuadro azul, se enmarcan las variables utilizadas para definir las localidades teóricas y posteriormente ser comparadas con los sitios del PNIMCN y PNAPM. En recuadro anaranjado, presentan las variables que definen las localidades teóricas y a su vez utilizadas en la comparación con las localidades del PNIMCN, PNAPM y PNAC.	25
Tabla 4. Índices ecológicos de la estructura comunitaria de corales hermatípicos de los sitios estudiados correspondientes al PIMCN, PNAPM y PNAC durante el 2007. S= total de especies, N = total de individuos, D = riqueza de especies de Margalef, J' = equidad de Pielou, H' = diversidad de Shannon y Weanner expresada en nits/ind., λ = índice de dominancia de Simpson. Los datos de las localidades del PNAC, fueron proporcionados por el proyecto DM007.....	28
Tabla 5. Promedio y desviación estándar de los parámetros de la condición coralina en las localidades del PNIMCN y PNAPM.	31
Tabla 6. Porcentaje de cobertura de los distintos grupos de algas registrados en las localidades del PNIMCN, PNAMP y PNAC durante el 2007. Los datos de las localidades del PNAC fueron proporcionados por el proyecto DM007.....	36
Tabla 7. Porcentaje de cobertura de otros componentes bentónicos registrados en las localidades del PNIMCN, PNAMP y PNAC durante el 2007. Los datos del PNAC fueron proporcionados por el proyecto DM007.....	37
Tabla 8. Porcentaje de disimilitud entre las localidades del PNIMC (Manchones, Cuevones, Chitales, El Bajito y Punta Nizuc) como en el PNAPM (Bonanza y Radio Pirata).	41
Tabla 9. Eigenvalores del análisis de componente principal.	44

Tabla 10. Eigenvalores del análisis de componente principal.	46
Tabla 11. Eigenvalores del análisis de componente principal.	48
Tabla 12. Eigenvalores del análisis de componente principal.	50
Tabla 13. Eigenvalores del análisis de componente principal.	52
Tabla 14. Eigenvalores del análisis de componente principal.	54

1. Introducción

En el ambiente marino, los arrecifes coralinos son considerados el ecosistema más rico en especies, lo que los sitúa en el segundo lugar mundial después de la selva tropical lluviosa (los arrecifes albergan la cuarta parte de las especies del mundo) (Burke y Maidens, 2004). De igual modo, se distingue de los demás ecosistemas costeros por su elevada productividad biológica, mayor composición de especies y organización de sus comunidades (Yonge, 1968).

Para poder apreciar plenamente la importancia de estos ecosistemas arrecifales, es necesario entender su estructura trófica, los organismos que componen cada nivel trófico y las funciones de cada nivel, características que en su conjunto son indicadoras del estado de salud de estos ecosistemas (Knowlton y Jackson, 2008).

La salud en los ecosistemas, es una medida del rendimiento global del mismo, que se construye a través del comportamiento de sus partes (estructura y función). Con base en lo anterior, la salud arrecifal es definida como la capacidad que tiene el ecosistema arrecifal de mantener su estructura (organización) y funcionamiento (vigor) a través del tiempo (resiliencia) (Constanza y Mageau, 1999).

La composición biológica y la riqueza de especies (organización) en los ecosistemas arrecifales han sufrido cambios notables como resultado de una creciente actividad humana, provocando cambios o transformaciones en el funcionamiento de los mismos y por ende en su estado de salud (Naeem *et al.* 1999).

En las pasadas dos décadas, los arrecifes coralinos del Caribe han experimentado cambios en la dominancia de sus componentes bentónicos debido principalmente a los

efectos combinados de la sobrepesca (Jackson 1997), contaminación, enfermedades y el cambio climático (Aronson y Precht 2000). La degradación del arrecife a menudo está relacionada con “cambios de fase” (phase shifts), este concepto describe el cambio de una comunidad dominada por corales, a una comunidad en donde predominan las algas (Hughes, 1994). Aunque las macroalgas juegan un papel importante en los arrecifes coralinos (contribuyen con la producción primaria, participan en la construcción arrecifal y sus especies contribuyen con la alta biodiversidad marina), juegan un papel crítico en la degradación arrecifal, debido a múltiples factores, entre ellos se encuentra la sobrepesca, eutrofización, y perturbaciones naturales (Malaio *et al.* 2008).

De acuerdo al modelo ecológico Top-down, el cual supone que la biomasa de macroalgas es mayormente controlada por el consumo de los herbívoros, tanto peces de la familia Acanthuridae, Scaridae, Pomacentridae e invertebrados como el erizo *Diadema antillarum* (Lewis, 1986), y bajo circunstancias en las que las abundancias de estas especies (herbívoras) se ven disminuidas debido a la sobrepesca, las macroalgas se ven favorecidas y consecuentemente su abundancia aumenta. Por otro lado, el modelo Bottom-up, propone que el exceso de nutrientes da como resultado un incremento en las macroalgas y una consecuente degradación del arrecife, ya que las algas son un competidor superior que los corales, debido a su rápido crecimiento (Lapointe 1997; Szmant, 2002); ambos modelos consideran un importante decremento en la cobertura coralina, alterando así el balance competitivo entre los corales y las algas, siendo la competencia un paso crítico en ambos modelos.

En la actualidad, no se ha establecido de manera cuantitativa, o no se ha reconocido un umbral crítico cuantitativo que establezca un punto en el que la pérdida de coral simultáneamente con el aumento de macroalgas marque el inicio de una nueva “fase” (el umbral sería el “cambio de fase”). Por lo general, este proceso se refiere a un cambio en el "dominio" de coral a uno en que dominan las algas (Bruno et al. 2009). Es pertinente también resaltar que aun no se han documentado casos de inversión de un cambio de fase, es decir, que el arrecife regrese a su estado original. Desde el punto de vista ecológico y geológico, en el que la recuperación del arrecife pueda considerarse completa, requeriría la restitución de la diversidad, combinación de formas de crecimiento de colonias, tamaño de las colonias, distribuciones de frecuencia y extensión estructural, que existía antes de que ocurriera un cambio de fase (Done, 1992).

Entender el grado de alteración en que estos ecosistemas están siendo perturbados es crítico para la implementación de planes de conservación de su biodiversidad. Dada la velocidad con que estos cambios ocurren, es urgente desarrollar métodos confiables, rápidos y de bajo costo para seleccionar especies y/o asociaciones de especies que funcionen como indicadores ambientales y que permitan el monitoreo ambiental y ecológico. Se ha propuesto que los esfuerzos de conservación y manejo se enfoquen en una o un número reducido de especies que funcionen como indicadores ambientales (Canterbury *et al.* 2000). El concepto de indicadores ambientales ha surgido de la necesidad de que los administradores de recursos y otras partes interesadas dispongan de una forma relativamente sencilla de evaluar los impactos antropogénicos sobre los recursos naturales (Ablan *et al.* 2004).

Estas especies indicadoras son organismos cuyas características (p. ej. presencia, abundancia, densidad, etc.) puedan ser usadas como un criterio para evaluar los atributos de los ecosistemas que muchas veces son muy difíciles, caros o inconvenientes (Landres *et al.* 1988).

En ecosistemas arrecifales, es posible tener indicadores de variación a través de organismos que son sensibles a cambios en las condiciones ambientales. Dichos indicadores son las algas, los corales escleractinios y los peces, entre otros (Alcolado *et al.* 1993). Así, los indicadores son el resultado de una creciente preocupación ambiental y responden a la necesidad de contar con información adecuada y actual para la acertada toma de decisiones, para el mejoramiento de la calidad de los recursos así como para dar un correcto seguimiento de las medidas tomadas en pro de un desarrollo.

A través de un estudio de los ecosistemas arrecifales del Parque Nacional Costa Occidental Isla Mujeres, Punta Cancún y Punta Nizuc (PNIMCN), Parque Nacional Arrecife de Puerto Morelos (PNAPM) y Parque Nacional Arrecifes de Cozumel (PNAC), se pretende caracterizar cuáles son los ecosistemas con un grado de salud óptimo y en base a ello establecer y/o discernir cuales son los mejores indicadores de salud en este tipo de ecosistemas.

2. Antecedentes

De los primeros estudios que se realizaron para el Caribe mexicano, Jordán (1988), fue el primero en identificar la presencia y distribución de distintas especies de corales en esta región

En isla Cozumel, Fenner (1988) estudió los arrecifes de sotavento (sector de la isla protegido del viento) utilizando transectos fotográficos, identificó 51 especies de corales, observando que el crecimiento de coral es abundante. Argumenta que los arrecifes se desarrollan mejor en sotavento de las islas, incluyendo a Cozumel. Los arrecifes de Cozumel están dominados por *Acropora palmata* y *Acropora cervicornis* en la cresta arrecifal, mientras que *Agaricia agaricites* domina a profundidades intermedias.

Horta-Puga y Carricart-Gavinet (1993) describen brevemente los arrecifes coralinos del Golfo de México y Mar Caribe. Clasificándolos en cuatro tipos: atolón, barrera, plataforma y costero. Los autores registran un total de 152 especies, 42 en el Pacífico y 97 para el Atlántico, de las cuales 63 especies hermatílicas, 46 para el Atlántico y 17 para el Pacífico.

Diversos estudios han abordado la degradación de los arrecifes en específico el cambio de fase. Uno de los primeros trabajos fue propuesto por Ligthy (1982) quien describió una "comunidad clímax alternativa" dominada por algas carnosas marrón en el arrecife Abaco, en las Bahamas. Por otra parte, Hatcher (1984) describió una comunidad de macroalgas que había sustituido un área de coral vivo, a consecuencia del daño ocasionado por un buque, liberando contaminantes en el arrecife Myrimidon, de

Australia. Años más tarde Done (1992) presentó seis ejemplos de cambio de fase en los arrecifes de Hawai, Jamaica, La Reunión, Moorea y Australia. Todos los arrecifes se caracterizaron por presentar alta mortalidad de coral, seguido por el aumento de las algas.

En la actualidad, una herramienta fundamental para los estudios ambientales es el uso de índices ambientales. Al medir y comparar la salud del arrecife tanto espacial como temporalmente permite que los administradores de parques y científicos puedan evaluar si las medidas de gestión son exitosas en sus objetivos y uso racional de los recursos. Las acciones de manejo establecidas determinarán si los arrecifes de coral son saludables o están siendo severamente degradados. Un ejemplo de ello lo presentan McField y Kramer (2007) quienes realizaron una evaluación del ecosistema del Sistema Arrecifal Mesoamericano (SAM), proponiendo el uso de una libreta de calificaciones sobre la salud ecológica. La elaboración del Índice Integral de Salud Arrecifal (IISA) se elaboró a partir de la selección de siete "indicadores" claves. En este índice se sintetizan todos los datos ecológicos del arrecife y se logra mapear, por primera vez, la distribución espacial de los arrecifes saludables y no saludables.

Otros autores como Gracia-Salgado et al. (2008) establecen una base de referencia de la situación del SAM. Proponen la utilización de valor promedio de los parámetros registrados en cada lugar a lo largo del SAM y a su vez relacionándolo con una categoría o escala de condición para cada componente (corales y algas). Las categorías (Crítica, Pobre, Alerta, Buena, Óptima) han sido determinadas en base a los componentes y su prevalencia para la gestión de los ecosistemas.

Bruno *et al.* (2009) plantean un Índice de cambio de fase (PSI, Phase Shift Index) para medir el grado en que un arrecife prístino (alta cobertura de coral y baja cobertura de macroalgas) ha cambiado a un nivel en donde existe baja cobertura de coral y alta cobertura de macroalgas en 4 regiones en el Caribe, Florida, Indo-Pacífico y Australia. La construcción del índice mencionado se basa en un análisis de componentes principales utilizando solo el porcentaje de cobertura de coral y el porcentaje de cobertura de macroalgas. Los autores proponen una clasificación de 5 categorías, asignándole a un arrecife prístino un intervalo de valores de -2 a -3 (adimensional), mientras que a un arrecife con un severo cambio de fase valores de +3 a +5. Este intervalo de unidades de -3 a +5 le corresponde un incremento moderado local en la cobertura de macroalgas. En este estudio se reveló que particularmente en el Caribe, solo el 4 % de los arrecifes presentan dominancia de macroalgas, mientras que para el Indo-Pacífico, donde los promedios regionales de cobertura de macroalgas fueron entre 9-12%, las macroalgas solo dominaron el 1 % de los arrecifes muestreados. Entre 1996 y 2006, el cambio de fase severo disminuyó en el Caribe (Bruno *et al.* 2009), no hubo cambio en Florida Cays e Indo-Pacífico, por el contrario, hubo un ligero aumento en la pérdida de cobertura de coral en la Gran Barrera Arrecifal.

Kaufman *et al.* (2011) proponen un Índice de Salud de Corales (CHI, Coral Health Index), utilizado para evaluar la situación de los arrecifes de Line Islands Archipiélago, el cual se compone de tres medidas (bentos, peces y microbios) para describir la salud de los arrecifes. Estos tres parámetros se amplían para dar una puntuación de cero (Degradado) a uno (Sano); dichas puntuaciones se ponderan por igual y se promedian para dar el punto final del CHI.

Alcolado y Durán (2011) proponen un sistema de escalas de clasificación y puntaje de bioindicadores de condición del bentos y de la ictiofauna de arrecifes coralinos de la metodología AGRRA (Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment), con algunos márgenes de variación más amplios que los aplicados en la Región del SAM por otros autores. Por esa razón puede ser aplicable tanto en Cuba como en el Gran Caribe. Las escalas tienen cinco categorías de condición de los indicadores a los que corresponden puntajes del 1 al 5, respectivamente. Esta propuesta es una herramienta complementaria o alternativa a la aplicación actual de promedios regionales de los indicadores AGRRA como valores de referencia de condición del bentos y de la ictiofauna en arrecifes coralinos. Tiene la ventaja de que a diferencia de los promedios regionales las escalas no varían con el tiempo.

La industria turística, la sobrepesca y la contaminación, son algunas de las actividades que pueden degradar los ecosistemas arrecifales afectándolos de manera irreversible (Chávez e Hidalgo, 1988). En la costa norte de Quintana Roo, la región donde se sitúa el PNIMCN, es la de mayor importancia económica del estado de Quintana Roo, (Programa de manejo del PNIMCN, 1998).

Los ecosistemas costeros son los más amenazados por la actividad antropogénica, debido a los efectos de la actividad industrial, agrícola, turística, pesquera y minera, y por las descargas de desechos urbanos, aguas negras y residuos industriales peligrosos (Lara-Lara *et al.* 2008). Existe una alta demanda de infraestructura y de recursos naturales que se requieren para su mantenimiento y desarrollo, como consecuencia de las actividades recreativas que practican los turistas, tales como el

buceo, que promueve el pisoteo y/o colecta de partes o ejemplares de coral y otros organismos cuando no está adecuadamente regulado (INE, 1998). Se ha sugerido que la pesca es una de las actividades antropogénicas que más impactan a los arrecifes coralinos, tanto aquellos de zonas someras como a los de profundidad. La sobreexplotación de las especies comerciales y las artes de pesca que barren y destruyen el lecho marino son algunas de las prácticas más nocivas (www2.ine.gob.mx).

El programa de Manejo del PNIMCN (1998) concluye que en la Costa Occidental de Isla Mujeres, las zonas arrecifales están generalmente asociados a actividades turísticas. Estos sitios presentan alto grado de perturbación, con excepción de la Punta Sur, en barlovento. Punta Cancún, se encuentra perturbado casi en su totalidad, pues la mayoría del sustrato se encuentra cubierto por una asociación algal donde se reconocieron hasta 6 especies, de las cuales las dominantes pertenecen al género *Dictyota*.

3. Hipótesis

El deterioro de los arrecifes de coral en la costa norte de Quintana Roo está directamente asociado al incremento de las presiones antropogénicas que se que presentan principalmente en Cancún y Puerto Morelos. Por lo tanto se espera encontrar un patrón de degradación significativo en dirección Norte a Sur.

4. Objetivo General

Analizar el estado de salud de los arrecifes del Parque Nacional Costa Occidental Isla Mujeres, Punta Cancún y Punta Nizuc (PIMCN), Parque Nacional Arrecife de Puerto Morelos (PNAPM) y Parque Nacional Arrecifes de Cozumel, con el fin de establecer que variables determinan su salud y con base en ello clasificar a los sitios con distintos grados de deterioro.

4.1. Objetivos Particulares

- a) Determinar la estructura y composición de la comunidad bentónica de los arrecifes de la costa norte de Quintana Roo.
- b) Clasificar los arrecifes de los parques estudiados en función de su distinto grado de deterioro (salud), utilizando técnicas multivariadas.

5. Métodos Generales

5.1. Área de estudio

La Costa norte de Quintana Roo (Fig. 1) forma parte de la segunda barrera arrecifal de la región zoogeográfica del Caribe. Dicha región comprende a los arrecifes del Mar Caribe, Bermudas, Bahamas, Florida y los del Golfo de México. El clima de la zona se puede definir como cálido subhúmedo con temperatura superior a los 22°C y máxima evaporación en verano que es cuando se presentan principalmente las lluvias. La precipitación es alrededor de 1000 mm (promedio), concentrándose en el periodo de mayo a octubre, con máximos en junio y septiembre (INE, 1998). Los vientos alisios (Sur-Sureste), dominantes durante la mayor época del año, tienen velocidades promedio de 5 m/s (Merino y Otero, 1991), excepto en invierno en que se registran fuertes vientos del norte normalmente entre octubre y mayo (SMN, 991). La temporada de huracanes comprende los meses de Junio a Noviembre, de los cuales Agosto y Septiembre son los meses de mayor incidencia.

Las corrientes oceánicas tienen un flujo con dirección Norte (Merino, 1986), las cuales eventualmente forman parte de la corriente de Yucatán, hasta alcanzar el Golfo de México. Una porción del fuerte flujo de la corriente de Yucatán baña la costa norte de Quintana Roo. Esta corriente fluye con velocidades promedio mayores a 2 nudos durante la mayor parte de año (Chávez-Hidalgo, 1998). Los valores de salinidad que se registran en la región son de 35 a 36 ppm. Estos valores indican un marcado carácter oceánico en la zona, con una influencia continental prácticamente inapreciable (Merino y Otero, 1991). La temperatura superficial del agua es de alrededor de 28°C durante el

verano y 24°C durante el invierno. El régimen de mareas en Cancún corresponde al tipo semidiurno de baja amplitud (Jordán, 1979). Por su contenido de nutrientes, las aguas costeras de la región del Caribe Mexicano son consideradas como oligotróficas (Merino y Otero, 1991). Sin embargo, las aguas cercanas a la costa, la concentración de nutrientes puede ser más alta debido al aporte por arrastres de aguas pluviales, intercambio con sistemas estuarinos y descargas antropogénicas (INE, 1998).

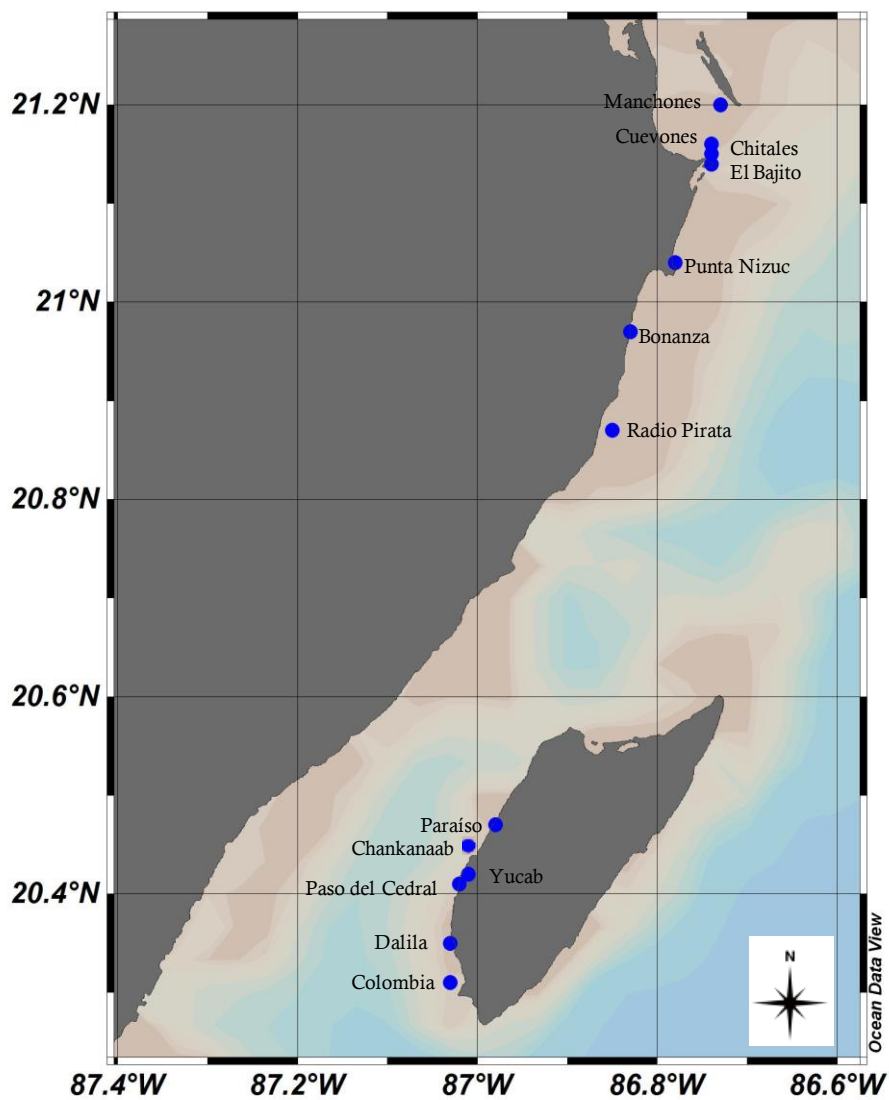


Figura 1. Ubicación de la costa de Quintana Roo

5.1.2. Hábitat arrecifal

Los arrecifes de coral en esta región son muy similares en la composición de sus especies y características de desarrollo, no obstante, se distinguen unos de otros por su fisiografía y la abundancia relativa específica, dándose un patrón de zonificación particular para cada uno de ellos (INE-SEMARNAP, 1998). Al tipo de arrecife que se encuentra en Quintana Roo se le considera como bordeante con un canal bien definido Gutiérrez *et al.* (1993) proponen un modelo de zonación con tres variaciones: a) con un canal bien definido entre la costa y la cresta arrecifal, b) con un canal incipiente y c) sin canal.

En la costa Norte de Quintana Roo, los arrecifes comprendidos en el Parque Nacional Isla Mujeres-Cancún-Nizuc (PNIMCN) se desarrollan a partir de la punta sur de Isla Contoy, donde se localiza el arrecife Islaché, yendo hacia el sur se encuentra el arrecife El Cabezo, el desarrollo de la cresta arrecifal entre estos prácticamente es continuo con una extensión aproximada de 14 km. Posteriormente, se encuentran los arrecifes del sur de Isla Mujeres, Punta Cancún y Punta Nizuc (Fig. 1), los cuales se abordan en este estudio. La mayoría de estos se encuentran a profundidades menores de 10 m.

El Parque Arrecife de Puerto Morelos (PNAPM), se ubica en la Costa Caribe del municipio de Benito Juárez, frente al poblado de Puerto Morelos. Sus coordenadas geográficas son: 21°00'00" y 20°48'33" latitud norte y 86°53'14.40" y 86°46'38.94" longitud oeste (Fig. 1). El tipo de arrecife ubicado en el PNAPM es de tipo bordeante, empieza justamente frente al puerto del mismo nombre y se prolonga hacia el norte por

aproximadamente 2 km. Se encuentra sobre una terraza comprendida entre los 0 y 25 m de profundidad. Aquí se encuentran ubicados los arrecifes Bonanza y Radio Pirata.

El Parque Nacional Arrecife de Cozumel (PNAC), se ubica frente a la costa suroccidental de la Península de Yucatán. Isla Cozumel se encuentra localizada a los 20° 28' de latitud Norte y a los 86° 55' de longitud Oeste (Fig. 1). Esta isla alargada con su eje mayor en sentido Sur-Norte, es la isla de mayor tamaño en aguas mexicanas. La isla posee uno de los sistemas arrecifales más característicos, debido al gran desarrollo de sus formaciones ubicadas en una corta plataforma en el margen occidental (Jordán 1988). La zona de sotavento de la isla presenta tres tipos de estructuras arrecifales: en franja, parche y de borde (Fenner, 1988).

5.2. Trabajo de campo

Se estudió la estructura comunitaria de corales, macroalgas, esponjas, gorgonias y sustrato en 13 arrecifes coralinos, de los cuales 5 pertenecen al Parque Nacional Isla Mujeres-Cancún-Nizuc; dos pertenecen al Parque Nacional Arrecife de Puerto Morelos y seis al Parque Nacional Arrecife de Cozumel (Tabla 1). Para la selección de estas localidades, se consideró el tipo de influencia antropogénica que reciben: restringido, baja intensidad e intensivo, esta información fue determinada por la dirección de Áreas Naturales Protegidas.

En 2007 se llevo a cabo una campaña de muestro durante el mes de mayo en las localidades del PIMCN y PNAPM, en cada una de las localidades de estos parques se realizaron 10 transectos a excepción de las localidades de Chitales y el Bajito, donde se realizaron 11 y 12 transectos, respectivamente; en el PNAC se colocaron seis

transectos por campaña de monitoreo, en mayo y en octubre (los datos de las localidades del PNAC fueron proporcionados por el proyecto CONABIO DM007 “Monitoreo complementario de algas, invertebrados y peces en el Parque Nacional Arrecifes de Cozumel: Primera Etapa”, dirigido por el Dr. Reyes Bonilla). Todos los transectos fueron colocados paralelos a la línea de costa, siguiendo el desarrollo de las cordilleras arrecifales.

Tabla 1. Arrecifes estudiados en los tres Parques Nacionales. En paréntesis se muestra la abreviatura de cada localidad, la cual se analizara en los análisis respectivos.

Parque Nacional	Localidades
Isla Mujeres-Cancún-Nizuc	Manchones (MAN) Cuevones (CUE) Chitales (CHI) El Bajito (BAJ) Punta Nizuc (NIZ)
Arrecife de Puerto Morelos	Bonanza (BON) Radio Pirata (RAD)
Arrecife de Cozumel	Paraíso (PAR) Chankanaab (CHA) Yucab (YUC) Paso del Cedral (PCE) Dalila (DAL) Colombia (COL)

Los métodos utilizados se basaron en la técnica de “punto de intersección” establecida en el manual de métodos del protocolo de monitoreo sinóptico del proyecto “Sistema Arrecifal Mesoamericano” (Almada-Villeda *et al.* 2003). Para este estudio se colocaron transectos de 10 m de longitud a lo largo de la costa, se recorre en buceo autónomo y se registra, cada 20 cm, el tipo de sustrato y componentes bénticos justo debajo de ese

punto (rocas, arena, coral duro, macroalgas, algas filamentosas, esponjas, entre otros). Adicionalmente, basados en el protocolo de evaluación rápida del programa AGRRA, (2000), en cada transecto se registraron los siguientes datos por cada individuo y/o colonia de coral hermatípico:

Densidad de coral menor a 5cm: Por reclutamiento se entiende el número de individuos que se agregan a una población dada. En el caso de los corales hermatípicos por su biología reproductiva, se consideró un recluta como un individuo juvenil que se ha fijado en el sustrato y ha logrado desarrollar su esqueleto. Los reclutas son reconocibles por ser individuos de pequeño tamaño <2 cm (AGRRA, 2000).

Mortalidad parcial: se determinó por una estimación visual el porcentaje de tejido muerto del área total de la colonia, asimismo si la mortalidad era reciente (identificable porque en la porción de afectada se aprecia el esqueleto) o es añeja (reconocible porque la porción afectada está cubierta por algas y/o otros organismos sésiles) (Horta-Puga y Tello-Musi, 2009)

Distribución de frecuencia de talla: Este parámetro provee información de la rugosidad, complejidad arquitectónica y una aproximación de la edad de la colonia (Kramer, 2003). En cada colonia se determinó, en cm, el diámetro máximo en vista superior, el diámetro perpendicular (con respecto al diámetro máximo) y la altura (Horta-Puga y Tello-Musi, 2009)

5.3. Análisis Ecológicos

Con los datos obtenidos en el muestreo por cada taxón se calcularon los siguientes índices descriptivos de la estructura comunitaria:

Riqueza: La riqueza (S) de una comunidad se define como el número de especies de cada taxa presentes en un área determinada.

Abundancia: La abundancia (N) se determinó como el número de individuos de cada especie.

➤ Índice de diversidad (H') de Shannon-Weiner:

El índice de Shannon, se define como la cantidad de incertidumbre (información) y por tanto en la probabilidad de encontrar un determinado individuo en un ecosistema. Las unidades de este índice son nits/individuo, ya que los cálculos se realizaron en logaritmo natural (Magurran, 1988).

$$H' = -\sum_{i=1}^n P_i \cdot \log P_i$$

Donde:

S– número de especies.

p_i – proporción de individuos de la especie i respecto al total de individuos (es decir la abundancia relativa de la especie i): n_i/N

n_i – número de individuos de la especie i

N– número total de individuos de todas las especies

De esta forma, el índice contempla la cantidad de especies presentes en el área de estudio (riqueza de especies), y la cantidad relativa de individuos de cada una de esas especies (abundancia).

➤ Índice de equidad (J') de Pielou:

Provee información sobre la forma en que la abundancia es repartida entre las especies de la comunidad. Este índice toma valores de 0 a 1, de forma que 1 corresponde a situaciones donde todas las especies son igualmente abundantes (Pielou, 1975)

$$J' = \frac{H' n}{\log S}$$

Donde:

$H' n$ = Índice de Diversidad de Shannon-Weiner

S = número de especies

➤ Índice de Dominancia (λ) de Simpson:

Este índice manifiesta la probabilidad de que dos individuos tomados al azar de una muestra sean de la misma especie. Cuanto más alta es esta probabilidad, menos diversa es la comunidad. El índice de Simpson también ha sido visto como una medida de dominancia, dada su marcada dependencia de las especies más abundantes (Ramírez, 2005)

$$C = \sum \left(\frac{n_i}{N} \right)^2$$

Donde:

n_i = es el número de individuos por especie i

N = es el total de organismos presentes

➤ Índice de Distintividad Taxonómica Promedio (Δ^*):

La diversidad taxonómica considera no sólo el número de especies distintas en una región, sino la variedad de categorías taxonómicas representadas en estas especies (Warwick y Clarke, 1998). El índice de Distintividad taxonómica (es una medida de la diversidad taxonómica y filogenética de las especies de un lugar (Warwick y Clarke, 1995). Este índice ha sido aplicado de manera exitosa en organismos bentónicos (Warwick y Clarke, 1998)

$$\Delta^* = \frac{\sum \sum_{i < j} w_{ij} x_i x_j}{\sum \sum_{i < j} x_i x_j} = \frac{\sum w_k f_k}{\sum f_k}$$

Donde:

X_i = abundancia de i número de especies.

W_{ij} = peso dado por la distancia taxonómica que relaciona a las especies i y j dentro de la jerarquía taxonómica.

k = numero del nivel correspondiente a la jerarquía taxonómica (1, ... k)

f_k = sumatorias de los productos cruzados de los conteos de todos los pares de especies conectados en el mismo nivel jerárquico de la clasificación taxonómica.

W_k = pesos correspondiente a la distancia taxonómica.

5.4. Análisis estadísticos

Los datos originales expresados en porcentaje de cobertura, fueron transformados a raíz cuarta, con el fin de disminuir la importancia de las taxa más abundantes, de tal modo que otras especies incluyendo las raras contribuyan en igual forma dentro del tratamiento numérico. Este tipo de transformaciones reducen progresivamente la ponderación de las abundancias mayores y se utilizan con regularidad durante la aplicación de análisis de clasificación y ordenación (Field *et al.* 1982). A partir de esta transformación se utilizó el índice de asociación de Bray-Curtis que se considera como una medida de las diferencia entre las abundancias de cada especie presente (Bower y Zar 1984) y se expresa mediante:

$$I_{BC} = 1 - \frac{\sum (x_i - y_i)}{\sum (x_i + y_i)}$$

Donde:

x_i = abundancia o densidad de especies i en un conjunto 1; y_i = abundancia de las especies en el otro.

Posteriormente se utilizó el método de Escalamiento Multi-dimensional No Métrico (n-MDS) y el análisis de similitudes ANOSIM, ambos calculados mediante el programa PRIMER (Clarke y Warwick 2001). El n-MDS, se basa en el orden de cercanía entre las entidades. Por ello este método resulta ideal para comparar muestras a partir de una matriz calculada con índices ecológicos de similitud o distancias tradicionales que son valores ordinales. El índice empleado fue el de Bray-Curtis que emplea las abundancias. La comparación se basó en los transectos individuales para observar si

se formaban grupos entre ellos. Los valores de “stress” que aparecen en cada una de las ordenaciones indican el grado de confiabilidad de la representación de similitud entre las muestras de su espacio original.

Se realizó un Análisis de Similitud (Analysis of Similarities- ANOSIM, con el programa PRIMER), para determinar si existían diferencias estadísticamente significativas entre las localidades. Las matrices de similitud para efectuar este análisis se obtuvieron a partir del índice de Bray-Curtis. En este caso se calcula un estadístico global -R- (análogo al F en ANOVA) para determinar si las diferencias estadísticamente significativas existen entre todos los grupos. La prueba realiza comparaciones dentro de los grupos de muestras por parejas.

Para combinar la información proporcionada por el ANOSIM, se realizó un dendograma (aglomeración por ligamiento promedio) a partir de la matriz de similitud mediante el índice de Bray-Curtis. Posteriormente, al encontrar diferencias significativas, se empleó el método de SIMPER (Porcentaje de similitud) para determinar la contribución porcentual de las especies individuales a la disimilitud entre hábitats, en base a una matriz de similitud de Bray-Curtis.

5.5. Evaluación del estado de salud en las localidades del PNIMCN, PNAPM y PNAC.

5.5.1 Análisis de conglomerados en el PNIMCN y PNAPM.

El análisis de clúster es una técnica cuya finalidad es agrupar un conjunto de observaciones en un número dado de clusters o grupos. Este agrupamiento se basa en

la idea de distancia o similitud entre las observaciones. La obtención de dichos grupos depende del criterio o distancia considerados (Clarke y Warwick, 2011).

Para evaluar la condición de salud de cada localidad, se realizó una clasificación preliminar (mediante un análisis aglomeración por ligamiento promedio, a partir de una matriz de similitud mediante distancia Euclidiana) de los arrecifes en función de su estado de salud, el cual, fue realizado con base en las variables del recuadro azul de la Tabla-2, en este análisis se incluyeron 3 variables más: diámetro máximo de complejo *Montastraea*, porcentaje de mortalidad parcial de coral y densidad de coral menor al 5 cm. Para esta primera exploración del método, solo las localidades del PNIMCN y PNAPM fueron analizadas debido a que son localidades con las cuales se tiene una información más completa en comparación con los sitios del PNAC.

5.5.2. Análisis de componentes principales (ACP) y uso de localidades teóricas

Se realizaron dos análisis de componentes principales. En un primer análisis se empleo con las localidades de del PNIMCN y PNAPM, cuyas variables se presentan en la tabla 2 (recuadro azul). Las variables reportadas en porcentaje fueron transformadas a proporción (entre 0 y 1) y la riqueza y distintividad taxonómica fueron transformadas a raíz cuarta, como se menciono antes, con el fin de disminuir la importancia de los taxa más abundantes. De este modo, las otras especies, incluyendo las raras, contribuyen de igual forma dentro del tratamiento numérico. Posteriormente se realizó una normalización a todas las variables mediante la siguiente fórmula:

$$Z = \frac{X_i - \mu}{\sigma}$$

X_i = cada una de las puntuaciones de la población

μ = media de las puntuaciones de la población

σ = Desviación estándar de la población

Previo al análisis de componentes principales se eliminaron las variables redundantes. Después, se hizo un segundo análisis de componentes principales en el que se incluyeron localidades de referencia de distinto grado de salud (Anexo I, Tabla I), con la finalidad de usarse como “referencias” internas del proceso de clasificación. También, estas localidades de referencia, se incluyeron con la finalidad de tener un punto de comparación y así poder categorizar con mayor certidumbre la condición de salud en las localidades estudiadas en Quintana Roo, en el contexto mundial de la salud arrecifal al usar arrecifes con distintos grados de salud en diversas partes del mundo. Los valores de cada una de las variables de las localidades de referencia fueron obtenidos de la literatura (Anexo I, Tabla I), escogiendo arrecifes en tres niveles distintos de salud: arrecifes saludables, arrecifes de salud intermedia y arrecifes degradados (ver Tabla 3). Además, se realizó un análisis de componentes principales, pero ahora incluyendo todas las localidades de los tres parques PNIMCN, PNAPM y PNAC, utilizando las variables que se muestran en la Tabla 2 (recuadro anaranjado). Finalmente, se realizó un último análisis de componentes principales que incluía los mismos datos que el caso anterior pero incluyendo también las localidades de referencia. En este último análisis solo se utilizó el porcentaje de cobertura de coral, porcentaje de macroalgas, riqueza de especies de coral, equidad, diversidad, distintividad taxonómica, debido a que son las que comparten los tres parques en común (Tabla 2 y 3, recuadro anaranjado).

Tabla 2. Variables utilizadas en el análisis de componentes principales de las localidades del PNIMCN y PNAPM (cuadro azul) y en todas las localidades (cuadro anaranjado).

Parque	PNIMCN					PNAPM		PNAC					
	MAN	CUE	CHI	BAJ	NIZ	BON	RAD	PAR	CHA	YUC	PCE	DAL	COL
Coral (%)	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Riqueza (S) Coral	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Equidad (J') Coral	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Diversidad (H') de coral	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Δ^* Coral	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Macroalgas	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Acc (%)	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Densidad de coral < a 5cm	X	X	X	X	X	X	X						
Diámetro máx. de Montastraea (cm)	X	X	X	X	X	X	X						
Mortalidad parcial total (%)	X	X	X	X	X	X	X						
Filamentosas (%)	X	X	X	X	X	X	X						
Esponjas (%)	X	X	X	X	X	X	X						
Rocas (%)	X	X	X	X	X	X	X						
Arena (%)	X	X	X	X	X	X	X						
Escombros (%)	X	X	X	X	X	X	X						
Octocorales (%)	X	X	X	X	X	X	X						
Thalassia (%)	X	X	X	X	X	X	X						
Anémonas (%)	X	X	X	X	X	X	X						

Acc= Algas costrosas coralinas

Δ^* = Distintividad taxonómica de coral

Tabla 3. Localidades de referencia utilizadas para este estudio. En el recuadro azul, se enmarcan las variables utilizadas para definir las localidades de referencia y posteriormente ser comparadas con los sitios del PNIMCN y PNAPM. En recuadro anaranjado, se presentan las variables que definen las localidades de referencia y a su vez utilizadas en la comparación con las localidades del PNIMCN, PNAPM y PNAC.

	Densidad de coral < a 5cm	Mortalidad parcial total (%)	Macroalgas (%)	Coral (%)	J' coral	H' coral	Δ^* coral	S coral	Acc
Saludable1	7	0	8.64	35	0.95	3.5	48.97	33	16
Saludable2	10	0	12.42	35.21	0.97	3.5	48.97	30	15
Saludable 3	9	1.5	14	32.56	1	3.5	48.97	31	17
Intermedio1	5	4	28.19	28.6	0.87	1.64	40.08	27	10
Intermedio2	3	20	25.54	20	0.89	1.74	41.75	20	12
Intermedio 3	5	3.5	25	23.46	0.85	1.9	42	13	8
Degradado1	1	45	33.3	9.06	0.7	0.9	37.2	10	3
Degradado2	2.5	50	34.28	10	0.65	0.7	35	9	2.5
Degradado3	2	20	42.97	9.53	0.5	0.8	36	7	0.5

Acc= Algas costrosas coralinas

Δ^* = Distintividad taxonómica de coral

6. Resultados.

6.1. Estructura y composición de la comunidad bentónica

La cobertura de coral promedio registrada durante el 2007 para la costa Norte de Quintana Roo fue de 18.39 %, siendo el PNIMCN el que presenta el mayor porcentaje (20.94%), seguido de PNAPM (19.9 %), finalmente en el PNAC, se registró el porcentaje de cobertura más bajo (15.76%).

En los sitios del PIMCN y PNAPM, el porcentaje de cobertura coralina (fig. 2) se reduce de Norte a Sur en las localidades del PNIMCN (Manchones, Cuevones, Chitales, El

Bajito) para incrementarse ligeramente en Punta Nizuc. En las localidades del PNAPM se presenta un aumento en la cobertura de 12 a 27 % (Bonanza y Radio Pirata, respectivamente). En el PNAC la cobertura de coral decrece de Norte a Sur, en las primeras tres localidades (Paraíso 11.25%, Chancanaab 15.75% y Yucab 9.08%), en contraste ocurre un incremento del porcentaje de cobertura coralina en Paso del Cedral 18.08%, Dalila 18.17% y Colombia 22.25%, localidades ubicadas hacia la parte sur de Cozumel (fig. 2).

En los sitios del PNIMCN y PNAPM, se identificaron un total de 27 especies de corales hermatípicos, siendo El Bajito la localidad con mayor riqueza de especies y Chitales, con un mínimo de 7 especies (Tabla 4), mientras que en el PNAC se identificaron 38 especies, con un mínimo de 14 para la localidad de Paraíso y un máximo de 21 taxa en Dalila. El número de especies se reduce de Norte a Sur en los arrecifes del PNIMCN (Manchones, Cuevones y Chitales) para incrementarse en El Bajito (en Punta Cancún) y Punta Nizuc, los cuales se encuentran más cercanos a la costa y son más someros. En las localidades del PNAPM la riqueza de especies se obtiene 12 taxa para ambas localidades (Bonanza y Radio Pirata). De manera inversa, en las localidades del PNAC la riqueza de especies incrementa hacia las localidades ubicadas en el Sur (Tabla 4)

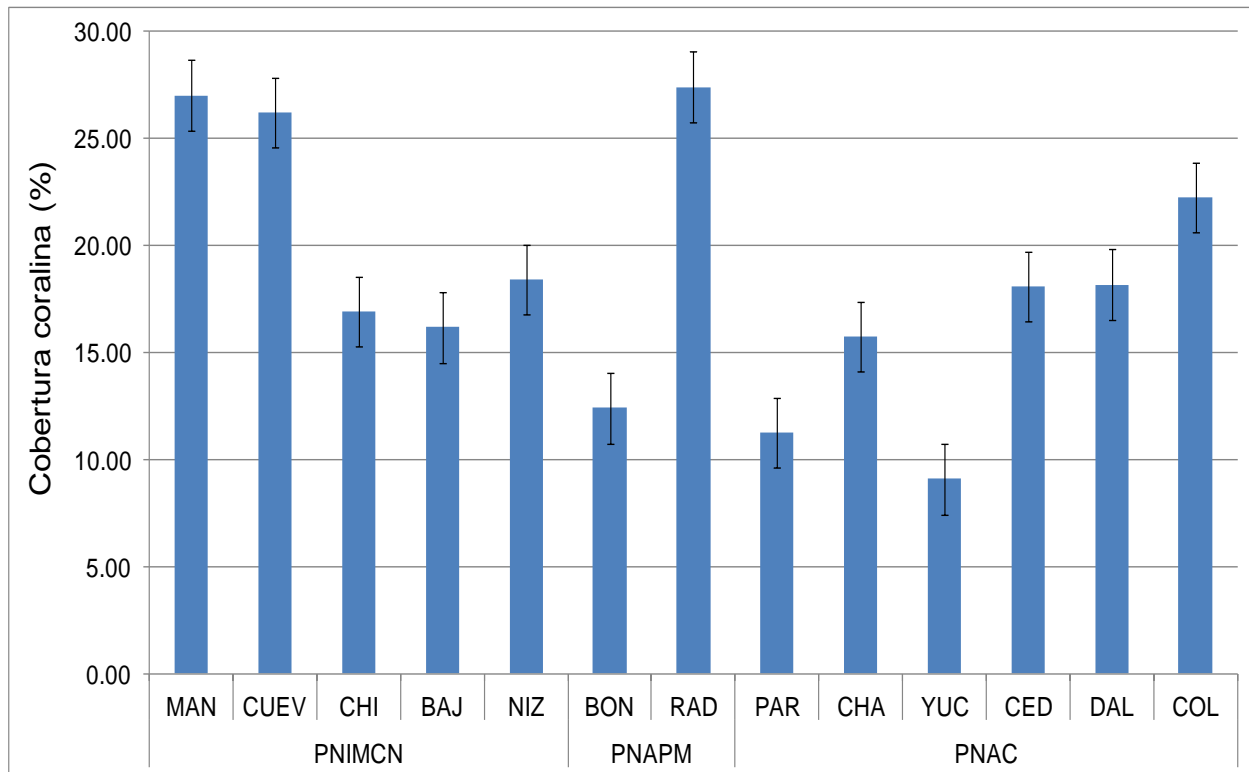


Figura 2. Porcentaje de cobertura de coral promedio en cada una de las localidades del PNIMCN, PNAPM y PNAC. Las barras representan el error estándar.

Los sitios del PNIMCN, Cuevones y Manchones, presentan el mayor índice de diversidad (1.10 y 1.05 nits/ind., respectivamente); son las localidades con menor índice de equidad, lo que sugiere que en estos sitios hay alta dominancia de una especie (tabla 4). Para las localidades del PNAPM, Radio Pirata muestra una diversidad alta, baja dominancia y mayor equidad en comparación con Bonanza. En el Parque PNAC, los sitios de Chankanaab y Colombia presentan el mayor índice de diversidad (1.64 y 1.74 nits/ind., respectivamente). Con base en el índice de equidad de Pielou, los arrecifes Yucab, Chancanaab y Paraiso (ubicadas en el PNAC) son las localidades con mayor equidad, seguidas de Chitales; en estas localidades casi todas las especies tienden a tener la misma abundancia (Tabla 4, fig.3).

Tabla 4. Índices ecológicos de la estructura comunitaria de corales hermatípicos de los sitios estudiados correspondientes al PIMCN, PNAPM y PNAC durante el 2007. S= total de especies, J' = equidad de Pielou, H' = diversidad de Shannon-Weanner expresada en nits/ind., λ = índice de dominancia de Simpson, Δ^* = distintividad taxonómica. Los datos de las localidades del PNAC, fueron proporcionados por el proyecto DM007.

Parque	Localidad	Cobertura de Coral (%)	S	J'	H'	λ	Δ^*
PNIMCN	MAN	27 ± 13.51	13	0.82 ± 0.15	1.05 ± 0.36	0.42 ± 0.16	44.12 ± 5.27
	CUE	26.2 ± 9.26	10	0.80 ± 0.17	1.10 ± 0.39	0.41 ± 0.17	40.08 ± 7.86
	CHI	16.91 ± 16.96	7	0.92 ± 0.09	0.88 ± 0.39	0.47 ± 0.20	44.07 ± 14.99
	BAJ	16.17 ± 10.46	17	0.87 ± 0.11	0.94 ± 0.53	0.49 ± 0.27	39.69 ± 18.79
	NIZ	18.4 ± 8.53	14	0.87 ± 0.13	0.93 ± 0.68	0.51 ± 0.31	39.18 ± 20.70
PNAPM	BON	12.4 ± 10.28	12	0.82 ± 0.13	0.71 ± 0.46	0.59 ± 0.25	37.20 ± 21.35
	RAD	27.4 ± 22.69	12	0.83 ± 0.10	0.99 ± 0.47	0.46 ± 0.22	41.75 ± 16.16
PNAC	PAR	11.25 ± 3.39	14	0.89 ± 0.06	1.55 ± 0.30	0.26 ± 0.09	48.97 ± 0.92
	CHA	15.75 ± 4.59	17	0.89 ± 0.05	1.64 ± 0.33	0.23 ± 0.08	46.85 ± 3.64
	YUC	9.08 ± 2.02	15	0.93 ± 0.04	1.48 ± 0.25	0.26 ± 0.08	49.14 ± 1.17
	PCE	18.08 ± 6.39	18	0.84 ± 0.06	1.61 ± 0.38	0.27 ± 0.11	47.94 ± 1.93
	DAL	18.17 ± 7.52	21	0.85 ± 0.05	1.68 ± 0.27	0.25 ± 0.07	47.23 ± 1.83
	COL	22.25 ± 7.71	16	0.86 ± 0.08	1.74 ± 0.19	0.22 ± 0.06	46.16 ± 1.69

MAN=Manchones, CUE=Cuevones, CHI=Chitales, BAJ=El Bajito, NIZ=Punta Nizuc, BON=Bonanza, RAD=Radio Pirata, PAR=Paraiso, CHA=Chankanaab, YUC=Yucab, PCE=Paso del Cedral, DAL=Dalila, COL=Colombia.

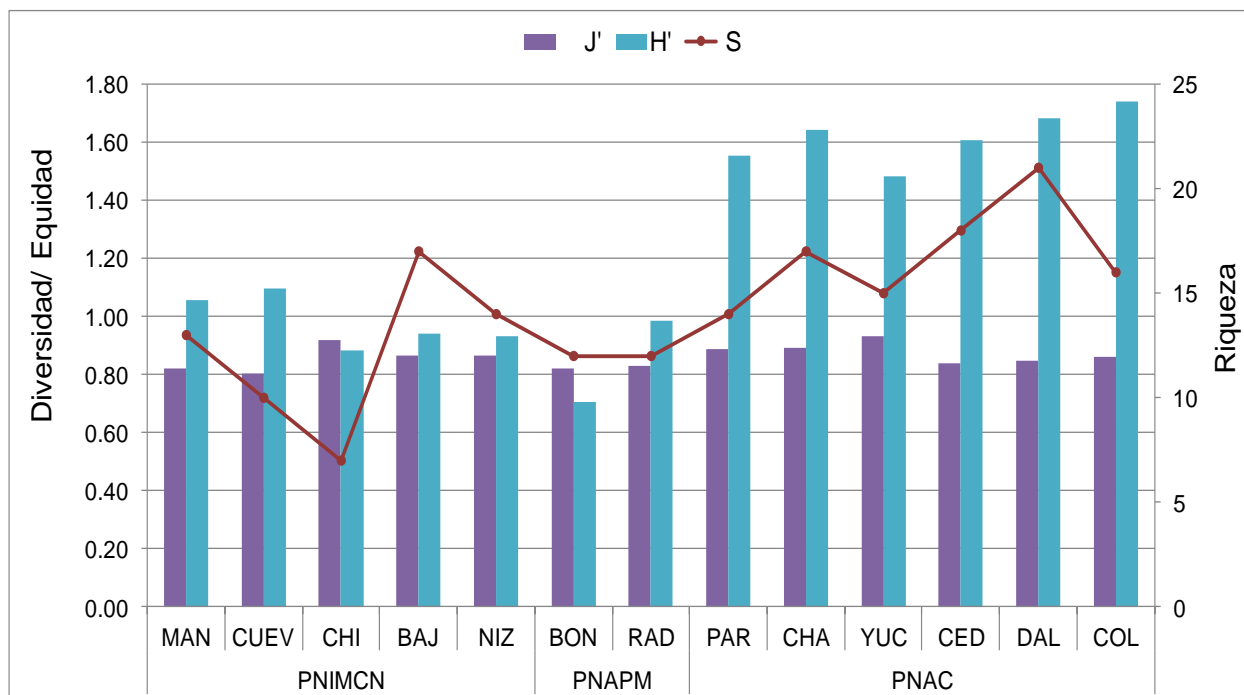


Figura 2. Indicadores ecológicos de la estructura comunitaria de corales hermatípicos del norte del Caribe Mexicano en los PIMCN, PNAPM y PNAC. El eje vertical secundario corresponde a la riqueza de especies (S).

Para la composición relativa de especies, expresada como el porcentaje del total de especies de coral, las especies más abundantes en las localidades de PNIMCN y PNAPM fueron *Porites astroides* (23.31 %) registrada en todas las localidades, seguida de *Acropora palmata* (20.08 %). De las 25 especies restantes solo alcanzan un porcentaje de cobertura relativa no mayor al 10%, destacando *Siderastrea siderea*, *Montastraea annularis* y *Agaricia agaricites* (9.44, 8.11 y 6.84, respectivamente), mientras que *Acropora cervicornis*, *Agaricia humilis*, *Dichocoenia stokesi*, *Solenastrea bournoni* y *Stephanocoenia intersepta*, son especies que registraron coberturas menores al 0.5% (ver Anexo II, Tabla II).

En el PNAC, la especie *Agaricia agaricites* presenta el mayor porcentaje de cobertura relativa de 30.77%, seguida por las especies de crecimiento masivo *Siderastrea siderea*, *Porites astreoides* (16.32 y 10.24, respectivamente), así como también especies de crecimiento de tipo montañoso como *Montastraea cavernosa* (12.02 %); el resto de las especies se encuentran por debajo del 10 % de abundancia (Anexo II, Tabla II).

6.1.1. Diámetro, densidad de coral y mortalidad parcial total.

El diámetro promedio que se registró fue de 26.75 cm y la altura de las colonias mostró un promedio global de 13.08 cm. Manchones representa la localidad con colonias de mayor diámetro (promedio 37.09 cm) y de mayor altura promedio (17.18 cm), seguido de Radio Pirata con colonias con diámetro de 32.80 cm y altura de 16.43 cm, así como también Bonanza con diámetro de 31.88 cm y altura de 15.10 cm. En contraste, Cuevones presenta las colonias con menor diámetro y altura promedio, siendo 16.07 cm y 6.86 cm respectivamente, seguida de Chitales con un diámetro de 16.07 cm y una altura de 8.82 cm.

Densidad de corales < a 5 cm: La densidad promedio registrada en el PNIMCN y PNAPM fue de 0.06 ± 0.07 ind/m. En las localidades de Cuevones y Chitales se presenta la mayor densidad promedio de corales menores a 5 cm (0.15 y 0.18 ind./m, respectivamente) mientras que en el resto de las localidades la densidad es baja (≤ 0.4 ind/m) (Tabla 5).

Tabla 5. Promedio y desviación estándar de los parámetros de la condición coralina en las localidades del PNIMCN y PNAPM.

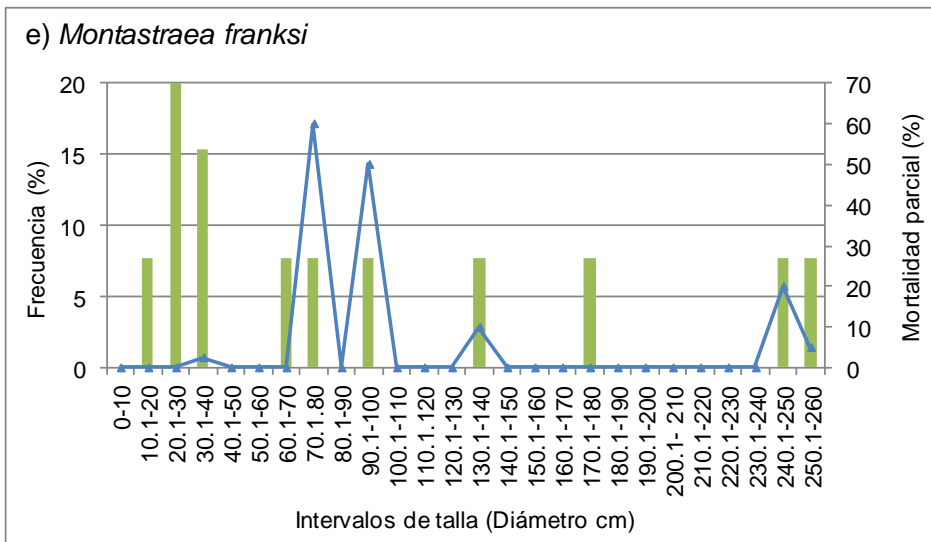
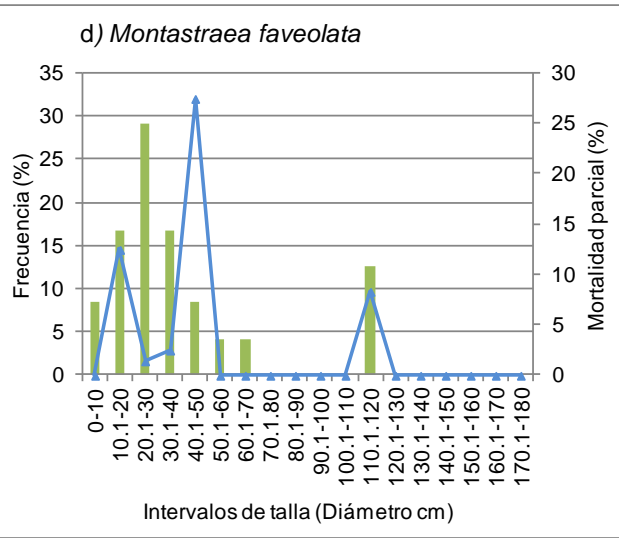
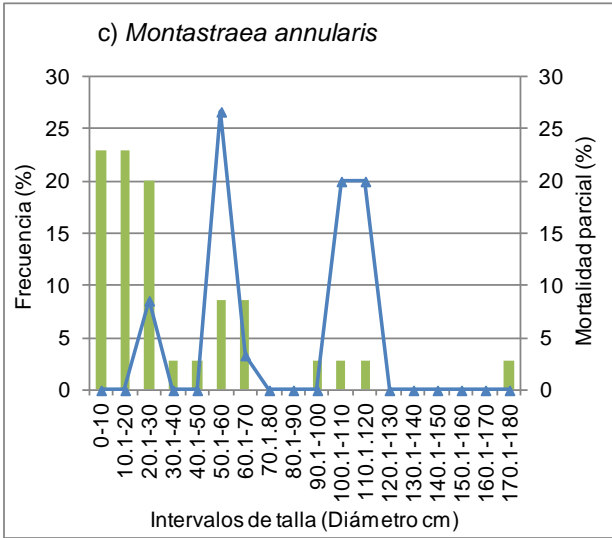
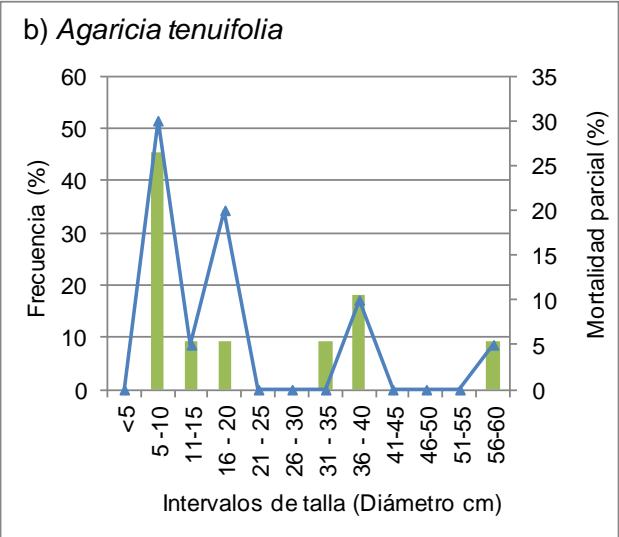
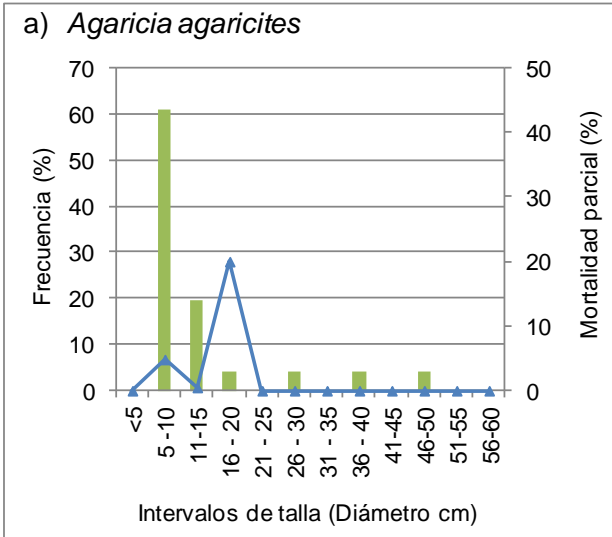
Parque	Localidad	% Cobertura de Coral	Densidad de coral < a 5cm	% Mortalidad parcial total	Diámetro máx. de complejo Montastraea
PNIMCN	MAN	27 ± 13.51	0.02 ± 0.04	5.45 ± 5.74	48 ± 82.33
	CUE	26.2 ± 9.26	0.15 ± 0.16	2.15 ± 2.12	4 ± 12.65
	CHI	16.91 ± 16.96	0.18 ± 0.15	5.70 ± 6.55	10 ± 33.17
	BAJ	16.17 ± 10.46	0.02 ± 0.04	3.66 ± 4.69	30 ± 56.21
	NIZ	18.4 ± 8.53	0.02 ± 0.04	3.11 ± 3.91	15.5 ± 21.92
PNAPM	BON	12.4 ± 10.28	0.04 ± 0.13	12.33 ± 10.66	40 ± 63.77
	RAD	27.4 ± 22.69	0.00	7.95 ± 7.77	55 ± 78.63

MAN=Manchones, CUE= Cuevones, CHI=Chitales, BAJ= El Bajito, NIZ=Punta Nizuc, BON= Bonanza, RAD= Radio Pirata

Mortalidad: En promedio se observó una mortalidad parcial total de 5.76%. Bonanza es la localidad con el mayor porcentaje de mortalidad parcial total, seguido de Radio Pirata y Chitales (12.33%, 7.95 % y 5.70 % respectivamente). En contraste Cuevones fue el sitio que presenta el menor porcentaje de mortalidad parcial total con un 2.15 %, seguido de Punta Nizuc (3.11%) (Tabla 5). Posteriormente se analizó la mortalidad y la distribución de frecuencia de talla (diámetro en cm) para las ocho especies más comunes en las localidades de ambos parques (PNIMCN y PNAPM): *Agaricia agaricites*, *Agaricia tenuifolia*, *Montastraea annularis*, *Montastraea faveolata*, *Montastraea franksi*, *Porites astreoides*, *Porites porites* y *Siderastrea siderea*.

Para las especies de crecimiento de tipo ramificado como *Agaricia agaricites*, el 60 % de las colonias se registra en intervalos de talla de 5 a 10 cm de diámetro, presentado un porcentaje de mortalidad de 4.84, el 3.92% de las colonias se registraron en

intervalos de 16 a 20 cm, con mortalidad parcial total del 20% (Fig. 4a). El 45.45 % de las colonias de *Agaricia tenuifolia*, presentaron un tamaño de entre 5 y 10 cm de diámetro y mortalidad parcial del 30%, también se registran colonias de entre 16 y 20 cm de diámetro con el 20 % de mortalidad parcial (Fig. 4b). Especies de crecimiento de tipo montañoso como *Montastraea annularis*, el 23 % de las colonias se registraron en intervalos de 10.1 a 20 cm y el 23% se registraron en tallas de 20.1 a 30 cm de diámetro con mortalidad parcial del 8.57 %, el 9% de las colonias presenta tamaño de 50.1 a 60 cm con mortalidad del 26.66% (Fig. 4c). La mayoría de las colonias de *Montastraea faveolata* se registraron en intervalos de talla de 20.1 a 30 (29 % de las colonias) con 1.42% de mortalidad parcial (Fig. 4d) El 23 % de las colonias de *Montastraea franksi* corresponde a intervalos de talla de 20.1-30 cm, colonias de diámetro de 70.1-80 cm, presentaron porcentaje de mortalidad parcial de hasta 60 %, seguido de colonias de tamaño de entre 90 a 100 cm con mortalidad del 50%, mientras que colonias de mayor diámetro (240 cm) presentaron 20 % de mortalidad parcial total (Fig. 4e). *Porites astreoides*, *Porites porites* se distribuyeron en intervalos de talla pequeño (0-10cm) con porcentajes de mortalidad de 1.50 y 1.29, respectivamente (Fig. 4f y 4g) y *Siderastrea siderea* con una distribución de talla de entre 0 a 20 cm con un promedio de mortalidad del 4.94% (Fig. 4h).



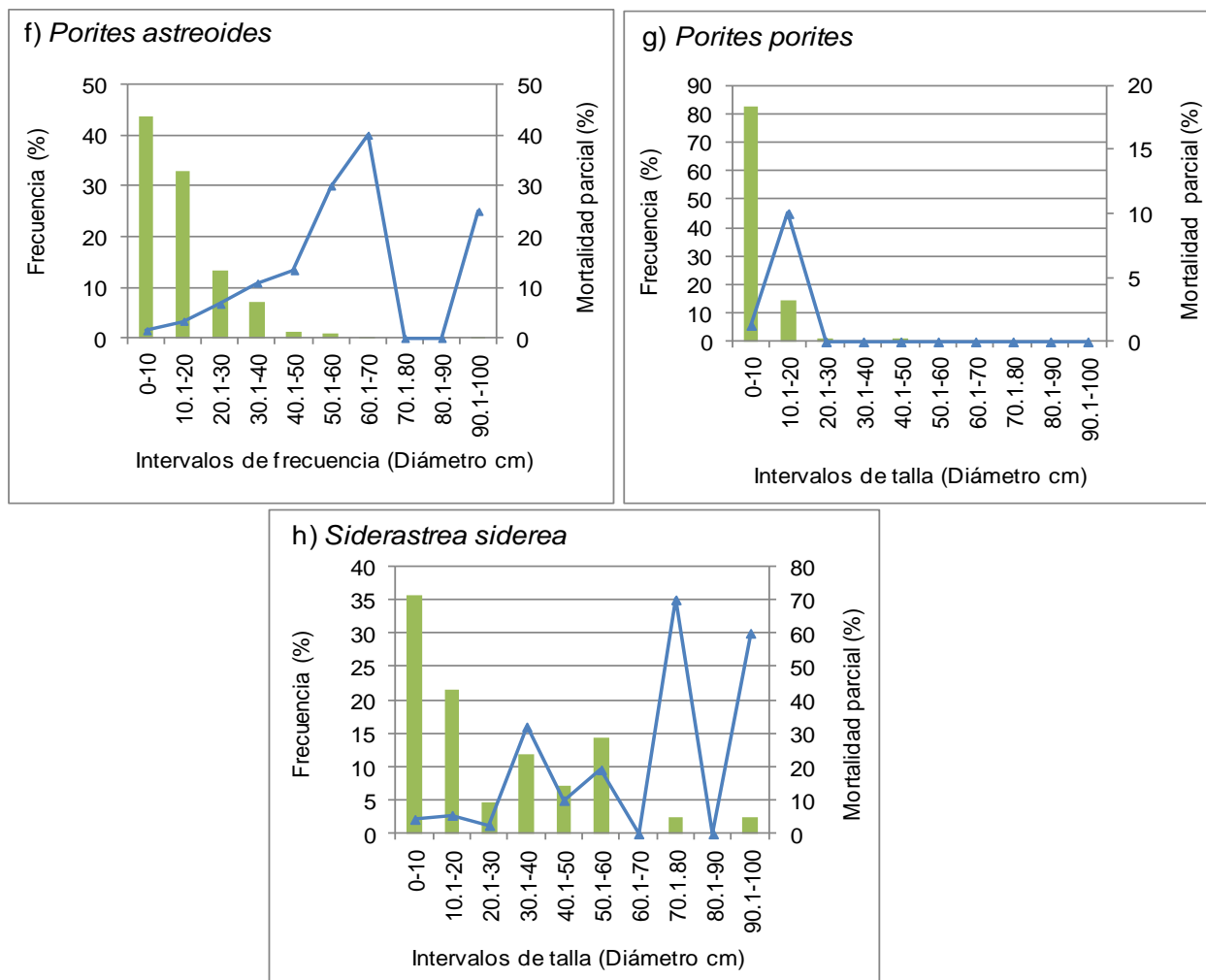


Figura 4. Distribución de frecuencia de tallas (barras verdes) para ocho especies de coral más comunes observadas en las localidades del PNIMC y PNAPM: (a) *Agaricia agaricites* (b) *Agaricia tenuifolia*, (c) *Montastraea annularis*, (d) *Montastraea faveolata*, (e) *Montastraea franksi*, (f) *Porites astreoides*, (g) *Porites porites* y (h) *Siderastrea siderea*. También se grafica para cada tamaño de clase la mortalidad parcial (línea morada), la escala se indica en el segundo eje y.

6.1.2. Cobertura de otros sustratos

Durante el periodo de muestreo del 2007 se midieron otras variables que se consideran de relevancia para este estudio como las macroalgas, algas costrosas coralinas (Acc), algas filamentosas, esponjas, octocorales y componente abiótico (arena, roca,

escombro). El porcentaje de cobertura de macroalgas fue alto y consistente, se registró un porcentaje de cobertura promedio de 33.6 % para los tres parques. En las localidades del PNIMCN, se registro el mayor porcentaje promedio de macroalgas de hasta 44.4 %, seguido de PNAPM (31 %), mientras que en el PNAC se registró un 25.4 %. El mayor porcentaje de cobertura de macroalgas se observa en las localidades de Manchones y Punta Nizuc, con porcentajes de 45.8 y 47.8, respectivamente (Tabla 6). En el caso de las algas filamentosas, Punta Nizuc presenta una cobertura de 10.2%. Las algas costrosas coralinas (ACC) solo se registraron en la localidad de Radio Pirata (fig. 8). Contrario a lo obtenido en PNIMCN y PNAPM, en el PNAC, la localidad de Chankanaab es el sitio con mayor porcentaje de cobertura de algas con 38.6 %, mientras que Yucab fue el arrecife con menor porcentaje de cobertura con 16.8 % (Fig. 5). Además del porcentaje de cobertura de coral y de algas, se observaron otros componentes bentónicos como esponjas, octocorales, arena, rocas, escombro y otros. Siendo el componente “arena” el que cubre un mayor porcentaje (hasta el 26.60% en la localidades de Bonanza), mientras que el fondo rocoso (“rocas”) ocupan un mayor porcentaje en El Bajito (Tabla 7, Fig. 6). Las esponjas muestran porcentajes bajos que van desde 0 hasta 6.73%. Los octocorales fueron más evidentes en la localidad de Punta Nizuc con el 14.40% en comparación con las otras localidades. En todos los sitios del PNAC la cobertura de esponjas varía entre 7.59 % y 10.36 %, el componente de “sustrato” es el que presenta la mayor cobertura de hasta el 61 % en Yucab. En esta variable de “sustrato”, se incluyen de manera general todos los componentes abióticos, es decir, no se hace una separación como en el caso de las localidades del PNIMC y PNAPM (Tabla 7).

Tabla 6. Porcentaje de cobertura de los distintos grupos de algas registrados en las localidades del PNIMCN, PNAMP y PNAC durante el 2007. Los datos de las localidades del PNAC fueron proporcionados por el proyecto DM007.

Parque	Localidad	Acc	Macroalgas	Filamentosas	Pastos marinos
PNIMCN	MAN	0.00	45.8 ± 13.90	2.20 ± 2.90	0.00
	CUEV	0.00	39 ± 15.44	2.6 ± 3.37	0.00
	CHI	0.00	44.73 ± 20.48	4.36 ± 14.47	0.00
	BAJ	0.00	44.5 ± 20.42	5.67 ± 8.48	0.00
	NIZ	0.00	47.8 ± 9.91	10.2 ± 11.01	1.4 ± 2.12
PNAPM	BON	0.00	41.2 ± 7.07	0.00	0.8 ± 2.53
	RAD	0.4 ± 0.84	20.8 ± 22.96	0.00	14.4 ± 18.90
PNAC	PAR	0.35± 0.56	24.19±8.06	-	-
	CHA	0.77 ± 0.97	38.56 ± 8.78	-	-
	YUC	0.36 ± 0.79	16.75 ± 5.93	-	-
	PCE	0.74± 0.73	20.55 ± 6.21	-	-
	DAL	1.14 ± 1.15	31.51 ± 8.93	-	-
	COL	1.19± 1.15	20.71± 10.15	-	-

Acc=Algas costrosas coralinas. MAN=Manchones, CUE=Cuevones, CHI=Chitales, BAJ=El Bajito, NIZ=Punta Nizuc, BON=Bonanza, RAD=Radio Pirata, PAR=Paraiso, CHA=Chankanaab, YUC=Yucab, CED=Paso del Cedral, DAL=Dalila, COL=Colombia.

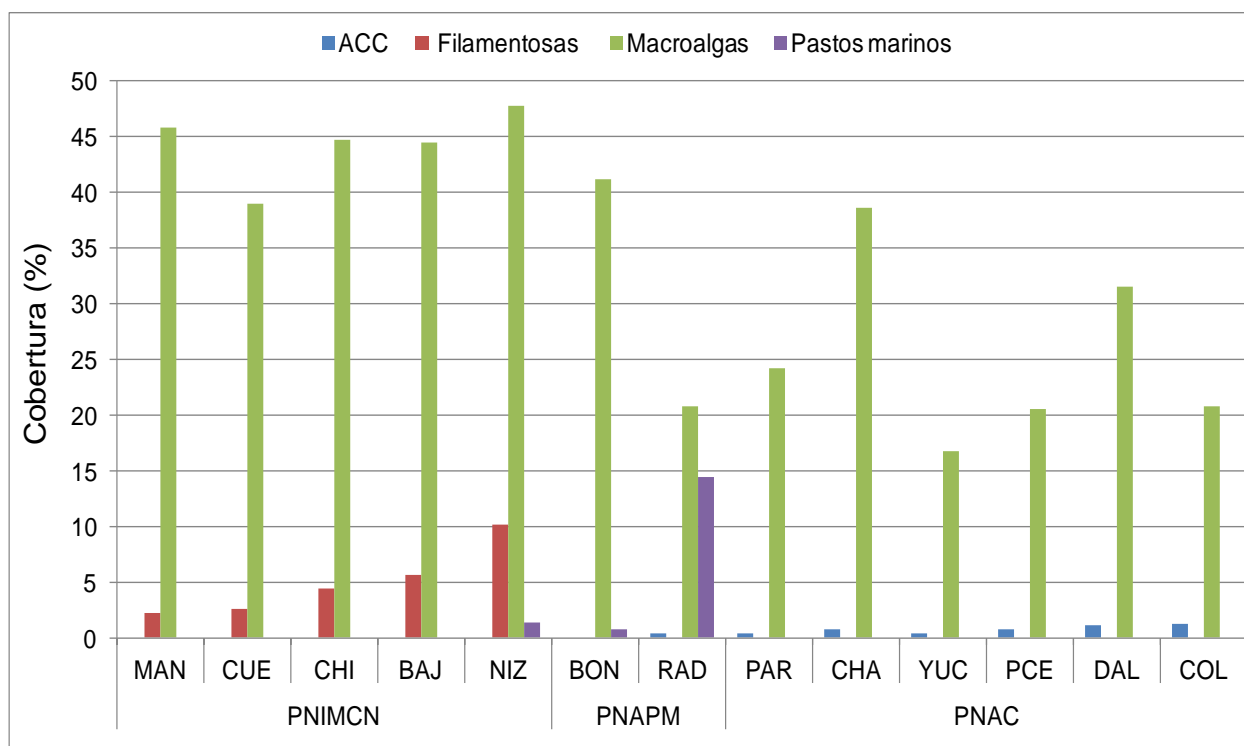


Figura 5. Porcentaje de cobertura de los distintos grupos de algas en las localidades del PNIMCN, PNAPM y PNAC durante el 2007.

Tabla 7. Porcentaje de cobertura de otros componentes bentónicos registrados en las localidades del PNIMCN, PNAMP y PNAC durante el 2007. Los datos del PNAC, fueron proporcionados por el proyecto DM007.

Parque	Localidad	Esponjas	Octocorales	Arena	Roca	Escombros	Otros	*Sustrato
PNIMCN	MAN	2.20±2.90	6.40±4.09	0.00	16.40±11.50	0.00	0.00	-
	CUEV	6.20±2.57	9.20±5.27	0.00	16.80±14.34	0.00	0.00	-
	CHI	6.73±6.15	6.36±6.05	8.91±8.17	11.64±8.38	0.18±0.60	0.18 ±0.60	-
	BAJ	2.67±3.45	4.83±4.23	0.33±1.15	25.83 ±22.44	0.00	0.00	-
	NIZ	0.40±0.84	14.40±10.23	0.40±1.26	7.00±9.35	0.00	0.00	-
PNAPM	BON	0.00	4.80±3.43	26.6±10.92	14.20±9.64	0.00	0.00	-
	RAD	0.00	8.60±8.38	9.33±8.78	19.60±15.20	0.20 ±0.63	0.20±0.63	-
PNAC	PAR	9.12±4.04	1.05±1.38	-	-	-	-	54.05±6.78
	CHA	8.07±6.57	0.50±0.58	-	-	-	-	36.48±11.09
	YUC	11.96±5.88	0.59±0.61	-	-	-	-	61.13±6.94
	PCE	17.36±6.17	0.08±0.26	-	-	-	-	43.19±11.08
	DAL	12.00±6.45	0.58±0.67	-	-	-	-	36.58 ±3.47
	COL	14.04±6.83	0.28±0.42	-	-	-	-	41.61±7.86

*Sustrato. En esta variable se incluyen de manera general todos los componentes abióticos, es decir, no se hace una separación como en el caso de las localidades del PNIMC y PNAMP. MAN=Manchones, CUE=Cuevones, CHI=Chitales, BAJ=El Bajito, NIZ=Punta Nizuc, BON=Bonanza, RAD=Radio Pirata, PAR=Paraiso, CHA=Chankanaab, YUC=Yucab, CED=Paso del Cedral, DAL=Dalila, COL=Colombia.

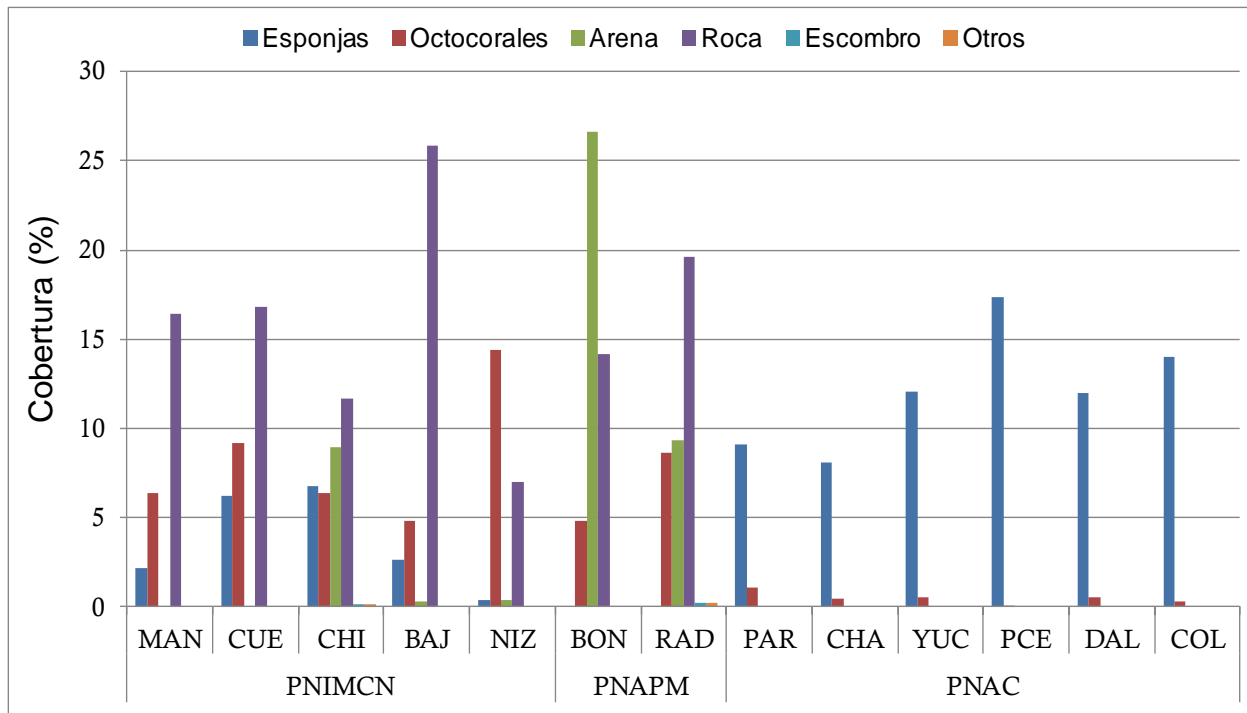


Figura 6. Porcentaje de cobertura de los distintos componentes bentónicos, muestreado en las localidades del PNIMCN, PNAPM y PNAC durante el 2007.

En la figura 7 puede observarse el resultado de la aplicación de n-MDS (non-Metric Multidimensional Scaling) entre las localidades muestreadas, utilizando la distancia de Bray-Curtis. Se observa la separación de las localidades del PNIMCN (Manchones, Cuevones, Chitales, El Bajito) ya que presentan una ordenación espacial más dispersa, en comparación con Punta Nizuc, y las localidades del PNAPM (Bonanza y Radio Pirata) que presentan un patrón de distribución más homogéneo, lo cual podría estar indicando diferencias en las replicas (transectos) de las localidades como entre localidades.

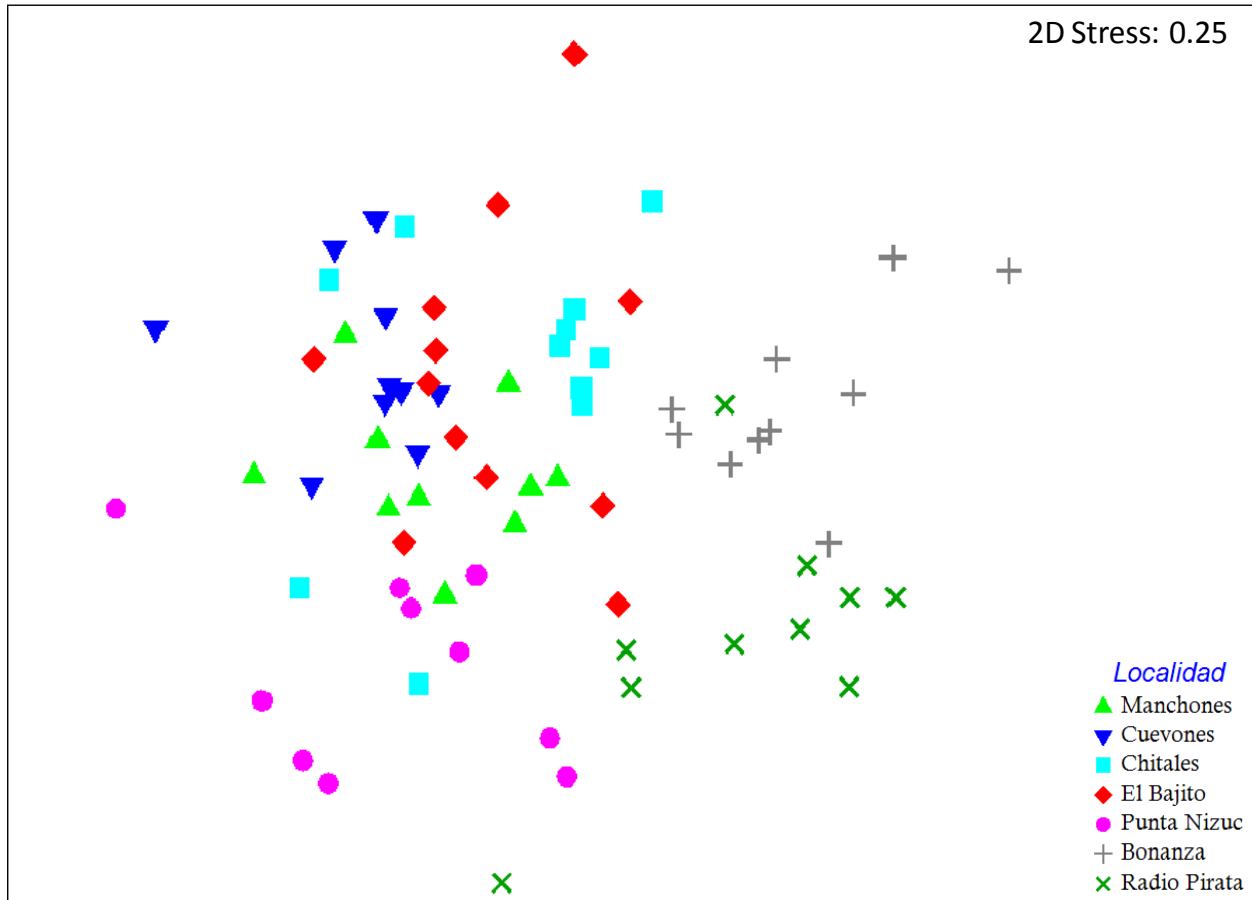


Figura 7. Ordenación multivariada (nMDS) de las localidades del PIMCN y PNAPM, durante 2007.

El dendograma jerárquico, basado en el Índice de similitud de Bray-Curtis, muestra dos grupos principales (Fig. 8). En el grupo I se encuentran las localidades del PNIMCN, mayormente asociados se encuentra Manchones y El Bajito, seguido de Chitales, Cuevones y Punta Nizuc. En el grupo II, se agrupan las localidades del PNAPM (Bonanza y Radio Pirata), aunque difieren en el porcentaje de cobertura de coral, muestran una equidad similar y junto con Punta Nizuc (PNIMCN), son los únicos sitios en los que se registra cobertura de pastos marinos.

Las localidades del grupo II, se encuentra ubicadas en el PNIMCN, presentan diversidades de intermedias a altas. Las localidades de Chitales y El Bajito, muestran una cobertura de coral baja, alta cobertura de macroalgas del 44.73% y 44.5% respectivamente y porcentaje de rocas muy parecido, lo que los hace bastante similares en cuanto a composición pero no respecto a la diversidad, mientras que Manchones y Cuevones presentan los porcentajes de cobertura mayores del parque, aunque difieren en el porcentaje de cobertura de macroalgas.

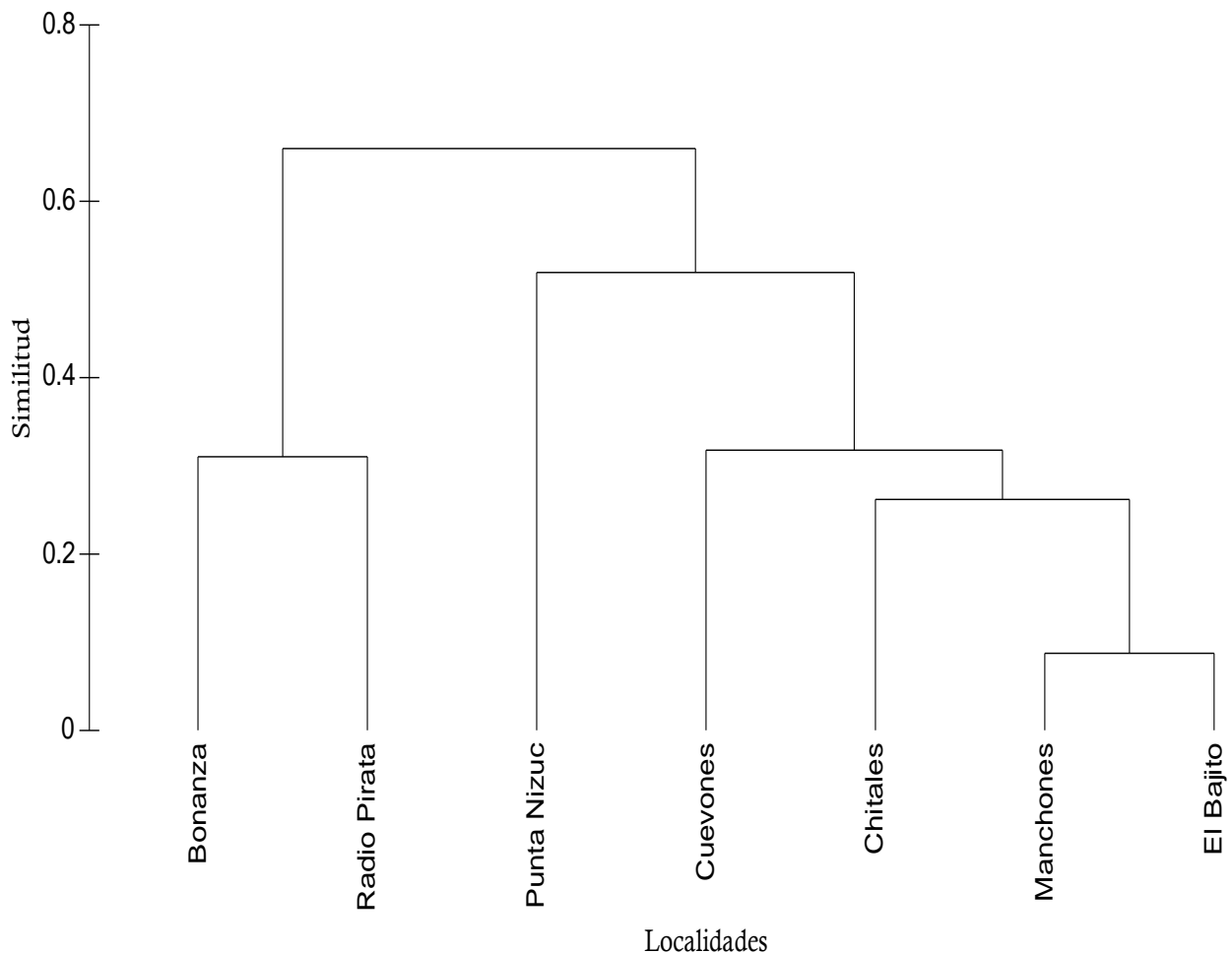


Figura 8. Dendrograma de clasificación jerárquica de las localidades del PNIMCN y PNAPM.

De acuerdo con el análisis ANOSIM, en la comparación entre grupos, la hipótesis nula (no existen diferencias estadísticamente significativas entre las localidades) fue rechazada con un nivel de significancia de $P < 0.05$ (999 permutaciones). Los resultados indican que si existen diferencias estadísticamente significativas entre todas las localidades ($r: 0.482; p < 0.001$) con excepción de Manchones vs Bajito ($p = 0.098$).

El análisis SIMPER (porcentajes de similitud de especies) realizado para cuantificar la contribución de las especies en las diferencias observadas con el Índice de Bray-Curtis, muestra que de manera consistente, las diferencias entre las localidades se debe a especies como *Acropora palmata*, *Porites porites*, *Porites astreoides* (antes descritas como especies más abundantes); esponjas, arena y rocas. En la tabla 8 se resume el porcentaje de disimilitud tanto en las localidades del PNIMCN como en el PNAPM (ver Anexo III, Tabla III).

Tabla 8. Porcentaje de disimilitud entre las localidades del PNIMC (Manchones, Cuevones, Chitales, El Bajito y Punta Nizuc) como en el PNAPM (Bonanza y Radio Pirata).

	Manchones	Cuevones	Chitales	El Bajito	Punta Nizuc	Bonanza	Radio Pirata
Manchones							
Cuevones	38.48						
Chitales	42.17	39.97					
El Bajito	39.92	42.61	44.33				
Punta Nizuc	47.34	50.13	53.58	51.6			
Bonanza	55.68	60.67	47.4	54.22	58.41		
Radio Pirata	54.57	59.23	53.74	56.53	58.28	48.32	

6.2. Evaluación del estado de salud en las localidades del PNIMCN, PNAPM y PNAC.

6.2.1. Análisis de conglomerados

Este análisis fue realizado con las variables de la tabla 2 (recuadro azul). En un primer conjunto, se agrupan las localidades del PNAPM (Bonanza y Radio Pirata) las cuales se caracterizan por presentar alta mortalidad parcial, baja densidad de corales menores a 5 cm, aunque presentan baja cobertura de macroalgas, también presentan baja cobertura de coral (Fig. 9). En los arrecifes, Manchones, El Bajito y Punta Nizuc (PNIMCN), la mayoría de las variables se encuentran cercanas al promedio regional de cada una de las variables obtenidas en este trabajo. Finalmente, las localidades de Cuevones y Manchones (ubicadas en el PNIMCN) se definen por presentar baja mortalidad parcial, alta densidad de corales menores a 5 cm y alta cobertura de coral (Fig. 9).

Con las variables descritas en la tabla 2 (recuadro azul), es posible hacer una categorización preliminar del estado de deterioro de las localidades del PNIMCN y PNAPM. Las localidades del PNAPM, son las menos saludables ya que aunque presentan baja cobertura de macroalgas, su porcentaje de cobertura coralina también es bajo y existe poco reclutamiento en comparación con las localidades de Cuevones y Manchones, en las cuales su estructura coralina es más sana.

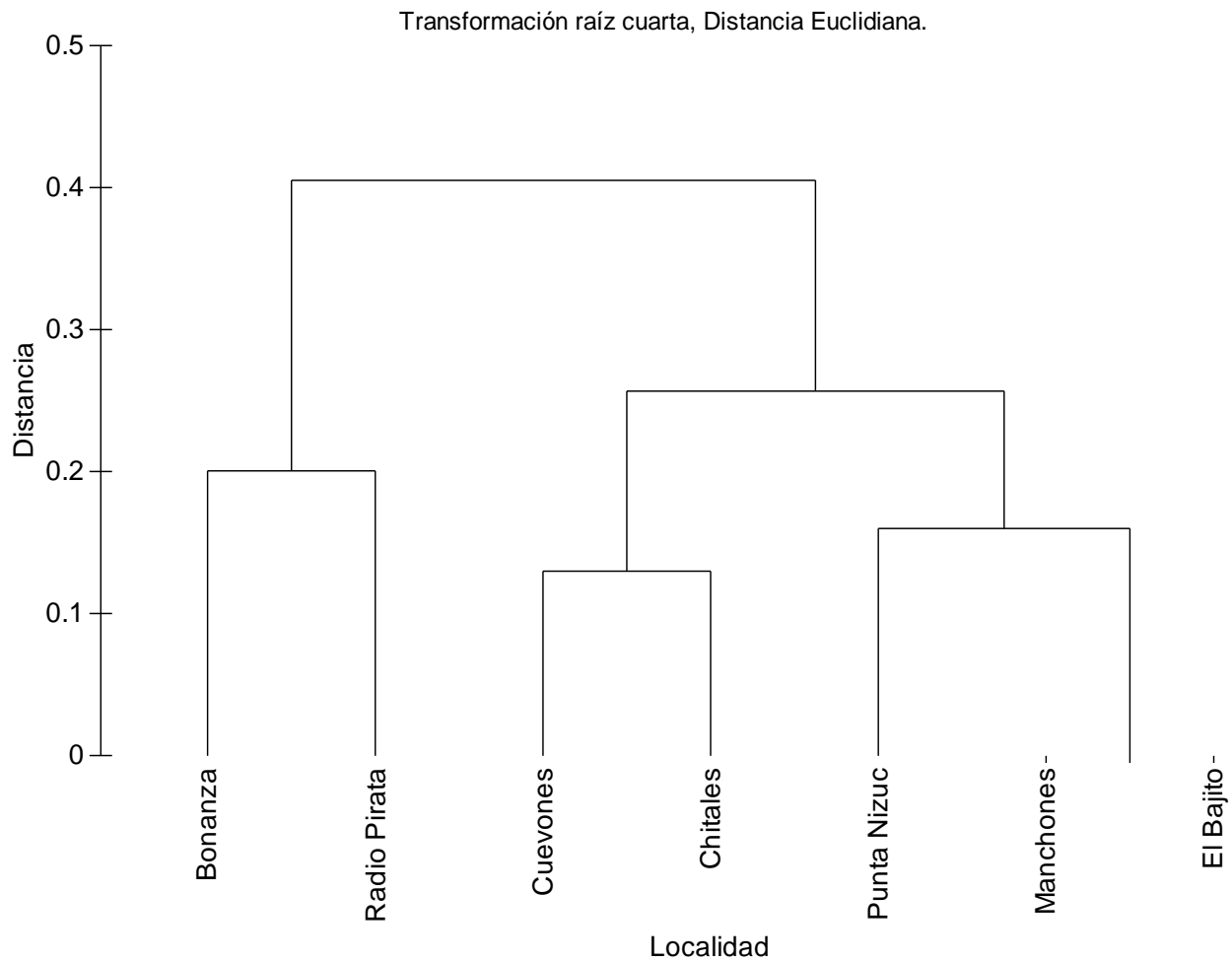


Figura 3. Dendrograma de asociación jerárquica a partir de la matriz de similitud mediante distancia Euclidiana, propuesta de clasificación del estado de salud (preliminar) basado en 14 variables para las localidades del PNIMCN y PNAPM.

6.2.2. Análisis de componentes principales (ACP) y uso de localidades de referencia.

Apartir de este análisis, el cual se realizó con la información obtenida de la literatura para cada una de las localidades de referencia (de arrecifes con condiciones de salud muy bien establecidas) se obtuvo un solo componente principal (eje), el cual explica el 84.9 % de la varianza (Tabla 9; fig. 10). En este análisis, se observa una clara separación entre los arrecifes dependiendo de su estado de salud: desde menos deteriorados hasta los intermedios y los degradados. Los arrecifes saludables se caracterizan por presentar una alta cobertura de coral y baja cobertura de macroalgas así como también alta densidad de corales. En comparación con los arrecifes degradados, estos presentan coberturas de macroalgas muy altas y baja cobertura de corales (Fig. 10).

Tabla 9. Eigenvalores del análisis de componentes principales.

PC	Eigenvalor	Varianza total (%)	Varianza acumulada (%)
1	6.79	84.9	84.9

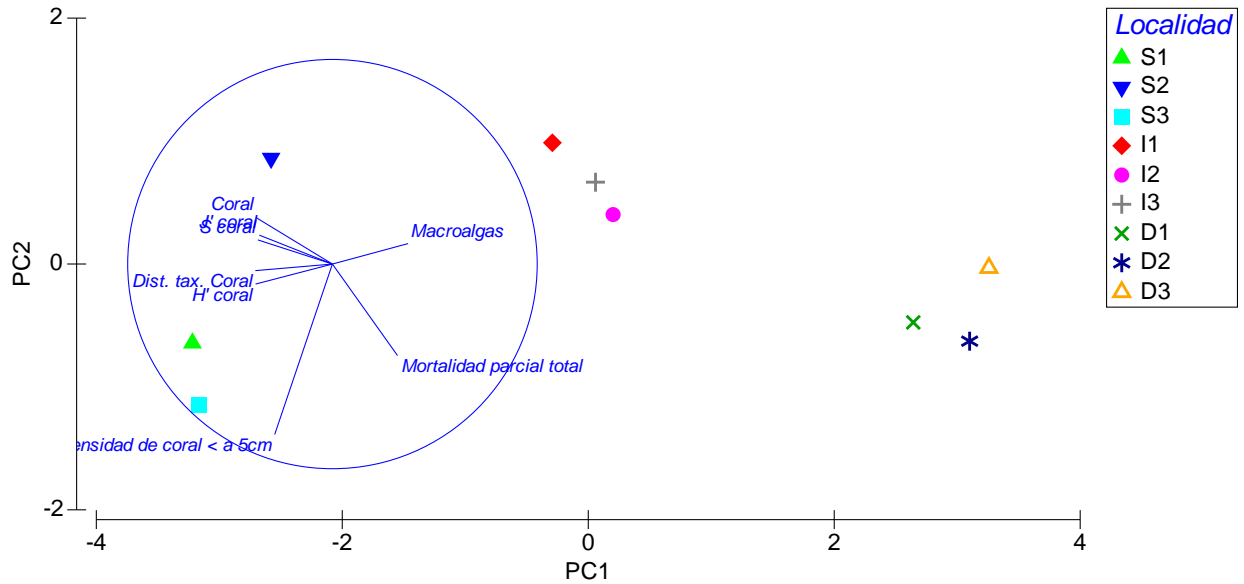


Figura 10. Análisis de componentes principal con las localidades de referencia. Se muestran arrecifes de referencia saludables (S1, S2 y S3), de salud intermedia (I1, I2 y I3) y arrecifes degradados (D1, D2 y D3)

6.2.3. Análisis de componentes principales para las localidades del PNIMCN y PNAPM.

En estas localidades se obtuvieron tres componentes principales que en conjunto explican el 83.5 % de la variación total, siendo el componente principal uno el que presenta 35.3 % de la variación, mientras que el componente dos y tres la variación es menor (28.8 y 19.5 %, respectivamente (Tabla 10).

De acuerdo a los resultados obtenidos en este análisis se puede observar la separación de tres grupos. En el primer grupo se asocian las localidades de Radio Pirata, Manchones y Cuevones. Estas localidades se caracterizan por presentar valores de porcentaje de cobertura de coral más altos (registrados para este estudio), así como también por presentar alta diversidad y alta distintividad taxonómica (Fig. 11).

En el segundo grupo, se encuentran las localidades de Punta Nizuc y El Bajito, las cuales presentan la mayor riqueza de especies (14 y 17 respectivamente) y Chitales que presenta la menor riqueza de especies, caracterizada también por presentar la mayor densidad de corales menores a 5 cm (18 ind/m lineal). En un tercer grupo definido por las macroalgas, riqueza de especies y mortalidad parcial se ubica el arrecife Bonanza. El porcentaje de cobertura de coral registrado para esta localidad es bajo (12.40%) y presenta el mayor porcentaje de mortalidad (12.33 %) (Fig. 11).

Tabla 10. Eigenvalores del análisis de componente principal.

PC	Eigenvalor	Varianza total (%)	Varianza acumulada (%)
1	2.82	35.3	35.3
2	2.3	28.8	64
3	1.56	19.5	83.5

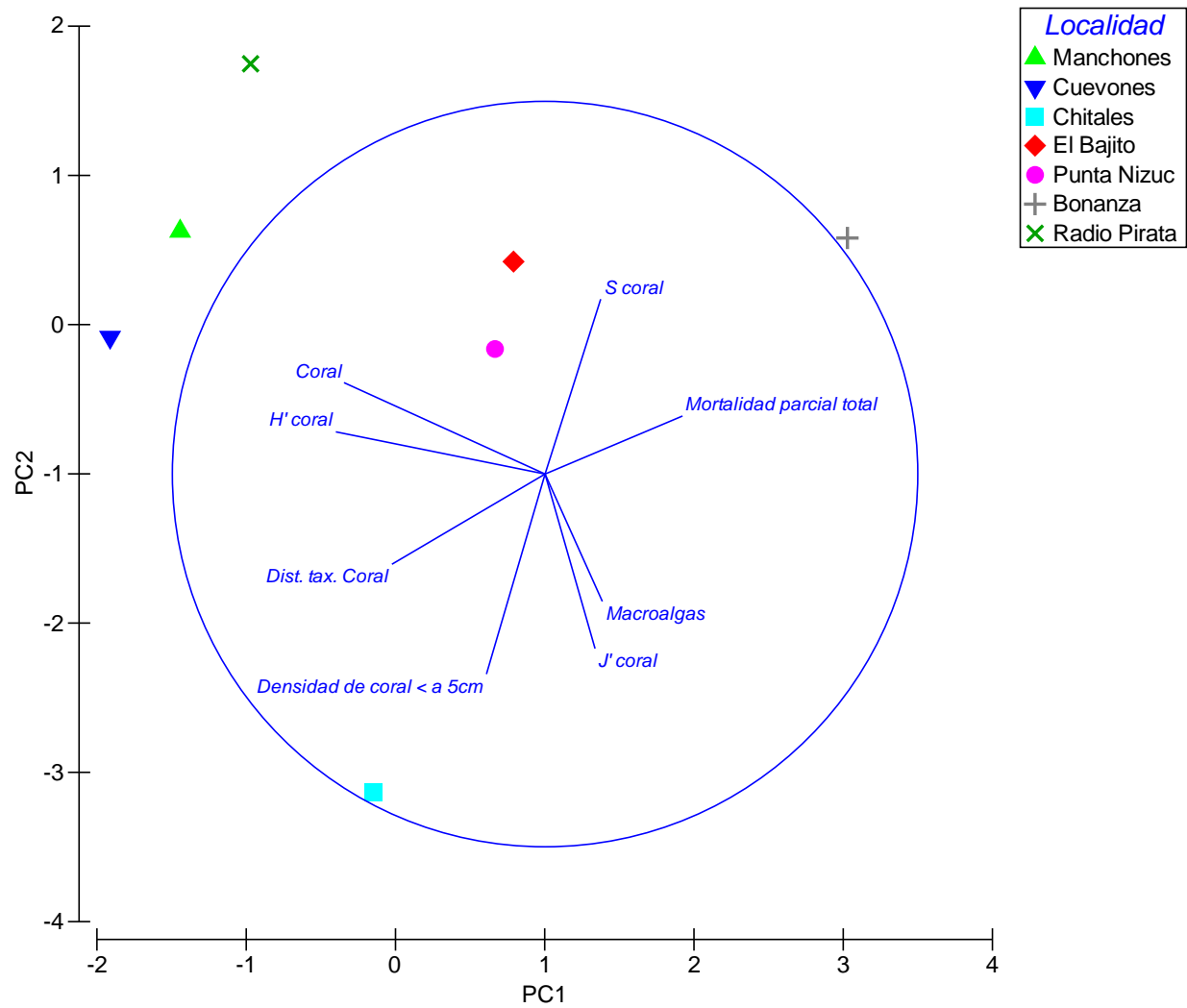


Figura 11. Análisis de componentes principales para las localidades de los parques PNIMCN y PNAPM de Quintana Roo.

6.2.4. Análisis de componente principales del PNIMCN y PNAPM con localidades de referencia.

Con la finalidad de ver cuál de las localidades es más saludable o no respecto a las localidades de referencia, se realizó el mismo ejercicio de análisis de componentes principales que en el caso anterior, pero ahora se incluyeron las localidades de referencia. De este análisis se obtuvieron dos componentes principales significativos, el primero explica el 70.3% de la variación, mientras que el segundo componente explica el 13.4% restante (Tabla 11). Con este análisis se observa que todas las localidades presentan una condición de salud intermedia, con un patrón similar al del caso anterior (Fig. 11) donde las localidades de Radio Pirata, Manchones y Cuevones son las localidades con el mayor porcentaje de cobertura de coral (27%), aunque su cobertura de macroalgas es ligeramente alta en comparación con Chitales, El Bajito y Punta Nizuc. En estas localidades el porcentaje de cobertura de coral es más bajo (de 16 a 18 %). La localidad de Bonanza es la localidad más degradada ya que presenta una baja cobertura de coral (12%), el mayor porcentaje de mortalidad parcial total (12.33 %) y una alta cobertura de macroalgas del 41 % (Fig. 12).

Tabla 3. Eigenvalores del análisis de componente principal.

PC	Eigenvalor	Varianza total (%)	Varianza acumulada (%)
1	5.62	70.3	70.3
2	1.08	13.4	83.7

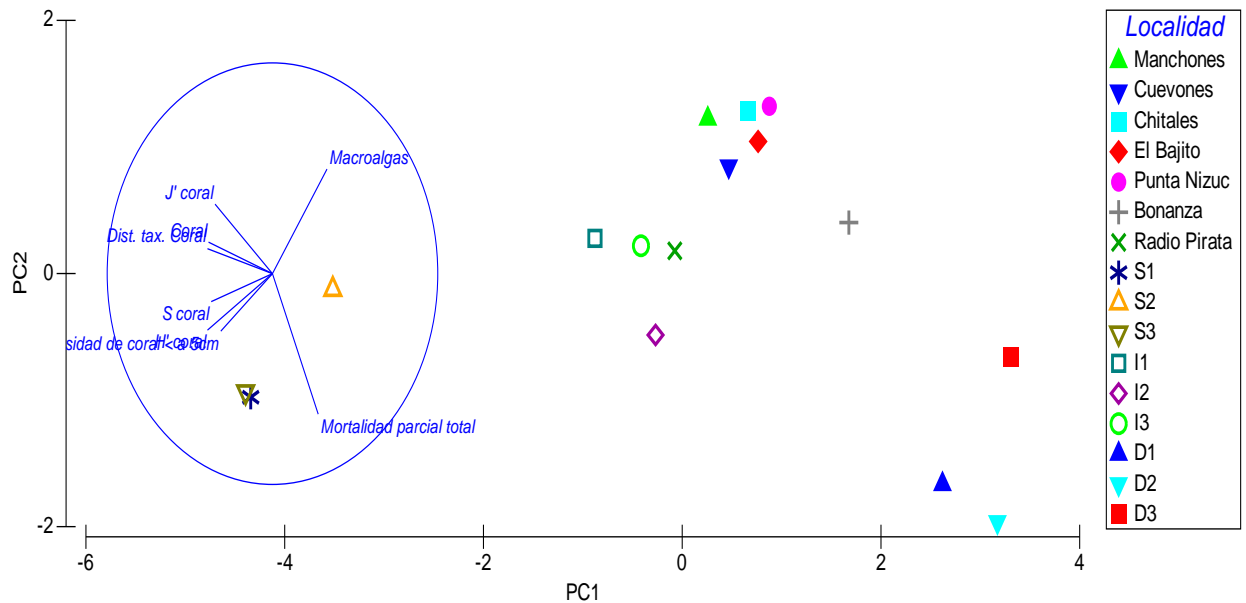


Figura 12. Análisis de componentes principales para las localidades del PNIMCN, PNAPM y PNAC, se incluyen las localidades teóricas.

6.2.5. Análisis de componentes principales para PNIMCN, PNAPM y PNAC y localidades de referencia.

En este análisis se realizó con la información obtenida de la literatura para cada una de las localidades de referencia, utilizando las variables registradas en las localidades de los tres parques. Del análisis se obtuvo un solo componente principal significativo, el cual explica el 94.1 % (Tabla 12).

En la figura 13, se observa una marcada separación de las localidades de referencia. En un primer grupo se concentran los arrecifes saludables caracterizados por una alta cobertura de coral, baja cobertura de macroalgas, alta diversidad y alta distintividad taxonómica, lo cual representa el caso contrario al de las localidades de condiciones degradadas.

Tabla 12. Eigenvalores del análisis de componente principal.

PC	Eigenvalor	Varianza total (%)	Varianza acumulada (%)
1	6.59	94.1	94.1

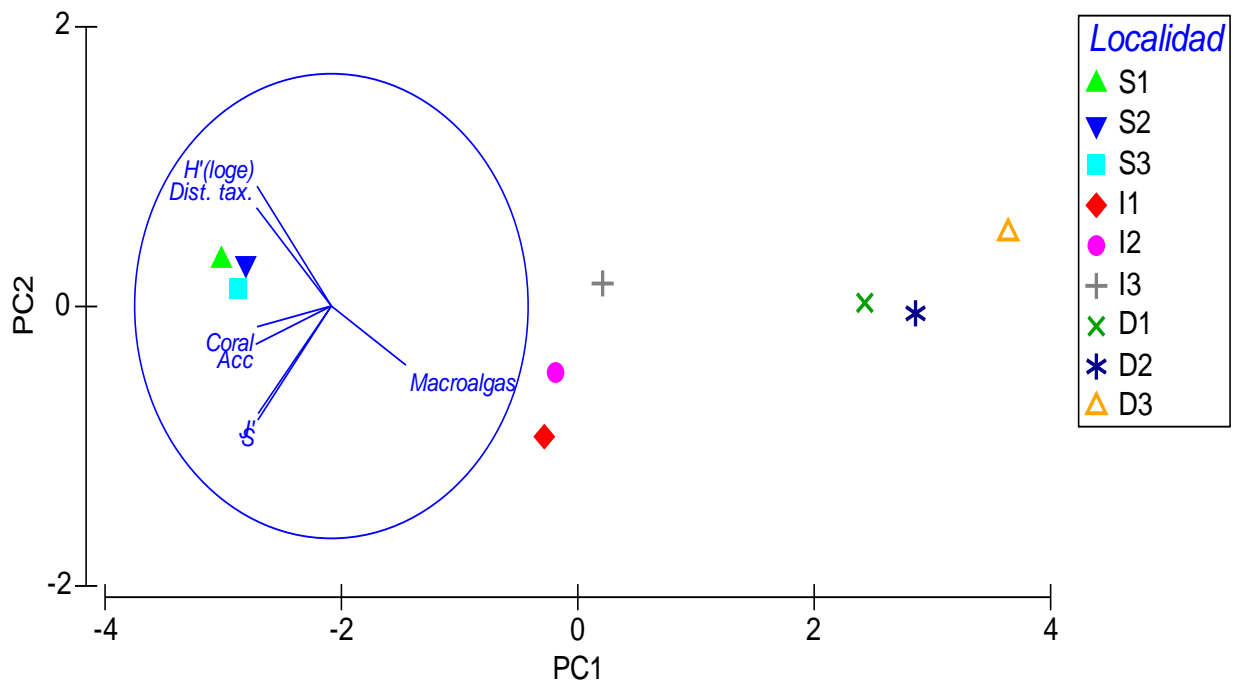


Figura 13. Análisis de componentes principales incluyendo a las localidades de referencia. Se muestran arrecifes de referencia saludables (S1, S2 y S3), de salud intermedia (I1, I2 y I3) y arrecifes degradados (D1, D2 y D3).

6.2.6. Análisis de componentes principales de las localidades del PNIMCN, PNAPM y PNAC.

En las localidades del PNIMCN, PNAPM y PNAC, se obtuvieron dos componentes principales que en total explican el 75.2% de la variación, siendo el componente uno el que presenta el mayor porcentaje de la varianza total con 51.8 %; el segundo componente aporta el 23.5 % restante (Tabla 13).

En este análisis se observa la separación de las localidades por parques. En un primer grupo se sitúan las localidades de PNIMCN y PNAPM (Fig. 14), estos a su vez son agrupadas de acuerdo a sus variables, es decir, arrecife Radio Pirata y Bonanza (que pertenecen al PNAPM), Manchones y Cuevones (al PNIMCN); estas últimos arrecifes se caracterizan por presentar porcentajes de cobertura de coral más altos en comparación con el resto de las localidades. En un segundo grupo están los arrecifes Chitales, El Bajito y Punta Nizuc (PNIMCN) y Bonanza (PNAPM), son localidades cuyo porcentaje de cobertura de macroalgas es alto, entre el 45 y 48 %. Las localidades del PNAC, como son los arrecifes Paso del Cedral y Dalila, presentan el mayor porcentaje de cobertura de algas costosas coralinas (Acc), aunque también representan a las localidades con altos porcentajes de cobertura de coral (22.25 y 18.17 %). Por último, los arrecifes Chankanaab, Paraíso y Yucab presenta, los valores más bajos de cobertura de coral y alto porcentaje de cobertura de macroalgas; las variables que están definiendo esta agrupación son su alta distintividad taxonómica y diversidad (Fig. 14).

Tabla 13. Eigenvalores del análisis de componente principal.

PC	Eigenvalor	Varianza total (%)	Varianza acumulada (%)
1	3.62	51.8	51.8
2	1.64	23.5	75.2

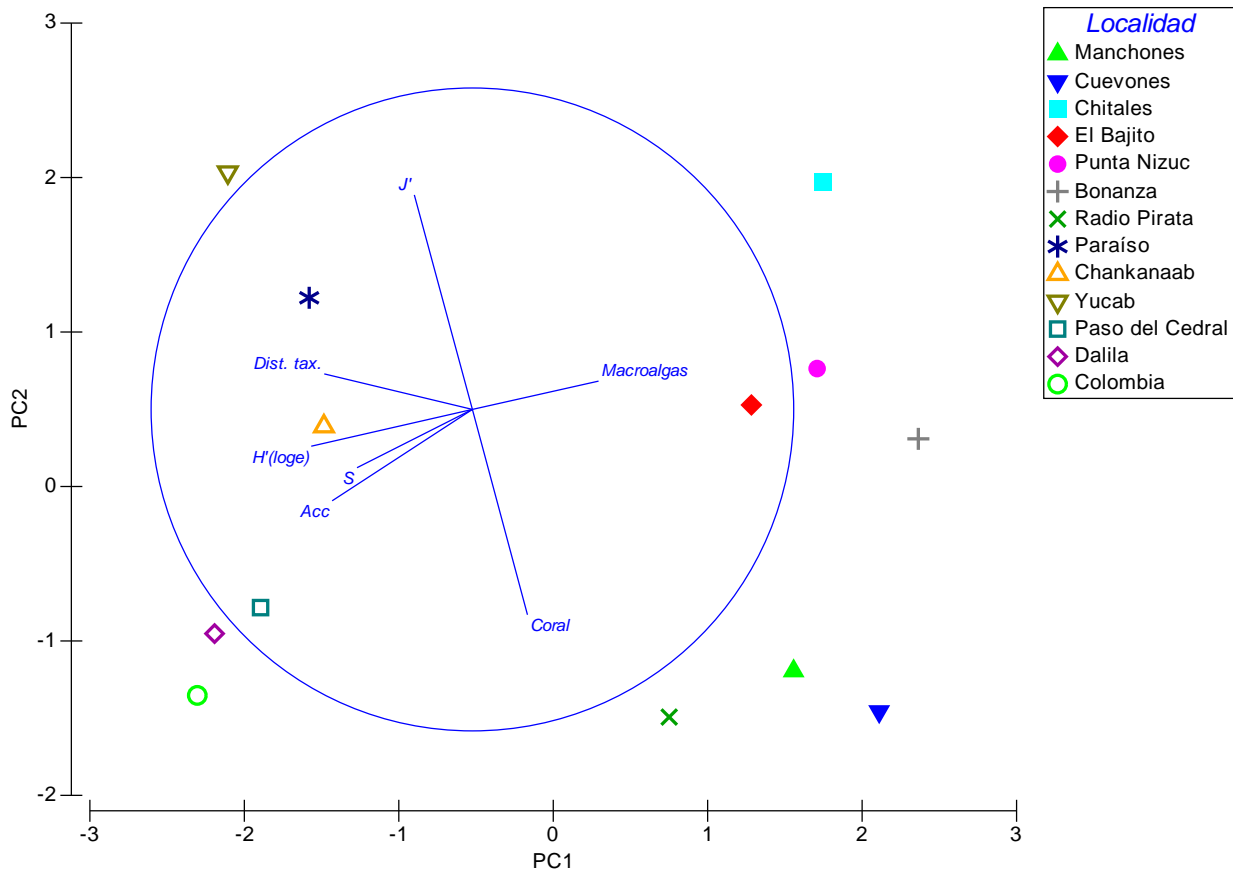


Figura 14. Análisis de componentes principales en las localidades del PNIMCN, PNAPM y PNAC.

6.2.7. Análisis de componentes principales de los tres parques (PNIMCN, PNAPM y PNAC) con localidades de referencia.

Para este análisis se incluyeron las localidades de los tres parques así como también las localidades teóricas definidas anteriormente. En la tabla se muestra el componente principal obtenido, que explica el 69.1% de la variación total (Tabla 14).

Este análisis muestra que la mayoría de las localidades presenta una condición de salud intermedia (Fig. 15). Este componente principal está definido principalmente por la diversidad y riqueza de coral. En el caso de las localidades ubicadas en el PNAC se presenta un gradiente de menor diversidad (arrecife Yucab, H' 1.48 nits/ind) a mayor diversidad (arrecife Colombia, H' 1.74 nits/ind), Con respecto a la riqueza de especies, el arrecife Chitales esta agrupado con este grupo por presentar la menor riqueza de especies (7). En estos sitios el porcentaje de cobertura de coral es ligeramente menor que en las localidades de los parques anteriores, pero también la cobertura de macroalgas es mucho más baja y también estas localidades están siendo agrupadas por el porcentaje de cobertura de algas costrosas coralinas. Para las localidades del PNIMCN y PNAPM, las macroalgas son el componente bentónico con mayor porcentaje (Fig. 15).

Tabla 14. Eigenvalores del análisis de componente principal.

PC	Eigenvalor	Varianza total (%)	Varianza acumulada (%)
1	4.83	69.1	69.1

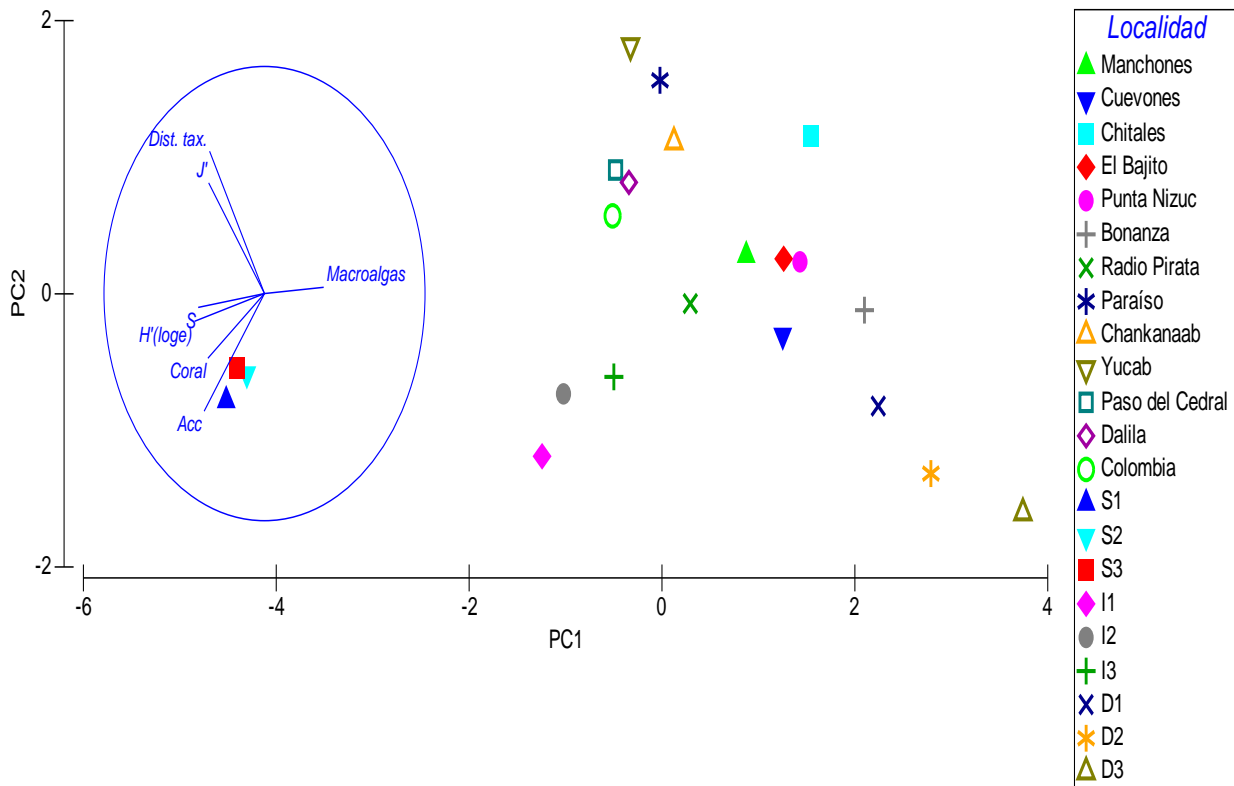


Figura 15. Análisis de componentes principales para las localidades del PNIMCN, PNAPM y PNAC, se incluyen las localidades de referencia.

7. Discusión

7.1. Estructura de la comunidad

La cobertura de coral, expresada como la cantidad de tejido vivo, se considera un buen indicador de la salud general del arrecife (McField y Kramer, 2007). La cobertura de corales promedio registrada en este estudio para los tres parques fue de 18.38 %, fue mayor en el PNIMCN con 20.94 %, seguido del PNAPM 19.90 % y menor en el PNAC (15.76 %). Los valores obtenidos de cobertura de coral para las tres Parques fue inferior al registrado por la iniciativa AGRRA para los arrecifes del Atlántico Occidental, donde reportan un porcentaje de cobertura coralina promedio del 26 % para esa región durante 1998-2000 (Kramer, 2003). También es ligeramente menor comparado con la cobertura del 23% reportado por García-Salgado *et al.* (2006) en el Sistema Arrecifal Mesoamericano.

En el PNIMCN y PNAPM los arrecifes muestran un decremento latitudinal hacia el sur en sus valores de cobertura y número de especies, en comparación con las tendencias reportadas por Fenner (1988), quien mostró en su estudio que los arrecifes mostraban un patrón contrario (un incremento en la cobertura de coral, riqueza y diversidad hacia la parte sur). En el caso del PNAC, a pesar que se observa este patrón, existe un aumento de la cobertura de coral en las localidades más al sur, lo que coincide con lo reportado por Lanz-Landázuri *et al.* (2002). Entre los arrecifes evaluados Yucab presentó la menor cobertura de coral (9.05 %), seguido por los arrecifes Paraíso y Chankanaab; Yucab fue uno de los sitios más afectados por el paso de huracanes en 2005 (Millet-Encalada *et al.* 2007), además de que pudiera estar influenciado por la

sedimentación ocasionados por desarrollos costeros. En conjunto, estos podrían ser los factores responsables de su pobre recuperación. Por otra parte, en Chankanaab, la presencia de un delfinario podría ser la causa del crecimiento de algas que impactan en la sobrevivencia de corales (Nim, 2011). Las altas densidades de cianobacterias como *Lyngbya penicilliformis*, son indicativos de la excesiva contaminación, en particular del fósforo (Goreau, 2003. www.globalcoral.org). Paraíso, que es el arrecife más al norte dentro del parque, se encuentra cerca de la marina “Caleta” y la nueva marina FONATUR. Esta cercanía lo expone a un ambiente posible de alta sedimentación, contaminación por derrames de aceite, combustible y otros contaminantes (Saphier y Hoffmann, 2005). Aunado a esto, la alta influencia de visitantes al complejo arrecifal (segundo lugar de visitación en el Parque) puede explicar su baja cobertura (11.25%). Los buceadores pueden dañar los corales y otros organismos del arrecife de diferentes maneras: ya sea con diferentes partes del cuerpo y con equipo de buceo (Saphier y Hoffmann, 2005).

En cuanto a las especies presentes, *Agaricia agaricites* (registrada con un mayor porcentaje en las localidades de Cozumel con 30.77 %), *Porites asteroides* (presente en todas las localidades del PNIMCN y PNAPM con un valor de 23.31%), *Siderastrea siderea* y *Montastraea cavernosa* fueron las más abundantes y frecuentes en todos los sitios, estos resultados coinciden con la abundancia reportada para el gran Caribe (Aronson *et al*, 2002) y Caribe mexicano. Las primeras dos especies son especies hermafroditas que se reproducen con facilidad en sitios con baja densidad de colonias y se reconocen como las principales colonizadoras de áreas perturbadas en el Caribe

(Aronson *et al*, 2002). Estas especies en conjunto con *Acropora palmata*, *Porites porites*, esponjas, arena y rocas, son los componentes del bentos que contribuyen a las diferencias entre las localidades.

En contraste con las especies masivas, las especies ramificadas y foliosas como *Porites colonensis*, *Agaricia tenuifolia* y *Helioseris cucullata* muestran porcentajes de cobertura relativa menores al 1%. Este tipo de corales que se reproducen sexualmente por fecundación interna y liberan larvas bien formadas con buena capacidad para reclutarse y altas tasas de crecimiento (Dullo, 2005), lo cual les proporciona ventajas para ocupar sustratos en el arrecife (aunque esto no parece ser el caso para nuestra área de estudio). Por otra parte, especies montañosas como *Montastraea annularis* y *Montastraea cavernosa*, relevantes por su papel de constructora de arrecifes, se reproducen sexualmente por fecundación externa, presentan un crecimiento lento y baja tasa de reclutamiento (Alvarado y Acosta, 2009); dichas características limitan su sobrevivencia en ambientes impactados. Además de las características reproductivas y de crecimiento de las especies de coral, otros procesos como la competencia intraespecífica (entre corales) e interespecífica (contra algas, briozoarios, entre otros) son limitantes en el número de especies de coral en un área dada, por lo que son factores que definen la distribución espacial de las especies.

Los corales ramificados son muy susceptibles a la ruptura provocada por el oleaje, las corrientes y tormentas ayudan a la dispersión por fragmentación (Jackson 1991). Se ha sugerido que este tipo de coral puede jugar un papel importante en la recuperación de las comunidades arrecifales (Álvarez-Filip *et al*. 2009). Estudios recientes indican que la

frecuencia de huracanes de gran intensidad aumentará en el Atlántico (Bender *et al.* 2010), y los arrecifes dominados por especies coralinas ramificadas podrían ser más vulnerables a sus efectos que los dominados por corales masivos; sin embargo, esto necesita ser evaluado.

7.2. Cobertura de otros sustratos

La zona estudiada contiene parches de corales y está dominada principalmente por macroalgas, pastos marinos, arena y roca con vegetación limitada (Rioja-Nieto 2007), típico de muchos sistemas arrecifales del Caribe. Las macroalgas son unos de los principales componentes de los ecosistemas arrecifales, aunque normalmente son poco evidentes en arrecifes bien desarrollados y en buen estado, donde las concentraciones de nutrientes son bajas y la presión de herbivoría es alta (Tsai *et al.*, 2004).

En particular, las macroalgas asociadas a corales juegan un papel primordial en la salud y degradación. Díaz-Pulido y Garzón-Ferrerira (2002) enfatizan que las algas calcáreas consolidan el material y contribuyen a la construcción y la estructuración de la comunidad coralina. Las algas perforantes endolíticas aumentan la fragilidad de la estructura y en especial los céspedes algales (“turfs”) contribuyen significativamente a la producción primaria y juegan un papel clave en la dinámica trófica de los arrecifes.

En este estudio se registró un porcentaje de cobertura de macroalgas promedio de 33.55% para los tres parques. En el PNIMCN, se observó el mayor porcentaje de cobertura (44.33%) en comparación con el PNAPM y PNAC (31 y 25.38 %, respectivamente). Este porcentaje fue alto y consistente en las localidades del

PNIMCN, siendo Punta Nizuc el sitio con mayor porcentaje de cobertura de macroalgas con un valor de 47.8 y un 10.2 % de algas filamentosas. En las localidades del PNAC, el arrecife Chankanaab registró un 38.56 % de macroalgas y 0.77 % de algas costrosas coralinas, caso contrario a Colombia que presentó el mayor porcentaje de cobertura de algas costrosas coralinas. En estas localidades las algas costrosas coralinas se mantiene en un rango de 0.35 a 1.24, de manera norte sur, para incrementarse en la localidad más al sur que es Colombia con un porcentaje de hasta 24.19 %. Estos altos valores del porcentaje de cobertura de macroalgas coincide con lo reportado por García-Salgado (2008), que describe un incremento algal en todas las AMP's del 2004 al 2007, reportando un incremento de hasta el 50 % en Banco Chinchorro y un 75 % en Akumal. Los arrecifes en la región fueron dañados por el paso de los huracanes Emily y Wilva en 2005, y en el 2007 por el huracán Dean, teniendo como consecuencia un decremento en el porcentaje de cobertura de coral y paralelamente un aumento en la cobertura de macroalgas.

Los miembros del Phylum Porifera llevan a cabo funciones clave que ayudan al desarrollo de las formaciones arrecifales, dado que unen el marco estructural del arrecife (Wulff y Buss, 1979; Wulff, 2006). Por otro lado, son activos filtradores de bacterias y materia orgánica disuelta aumentando la claridad del agua, actúan en procesos de bioerosión del material calcáreo produciendo nuevas áreas de fijación y funcionan como hospederos de muchos invertebrados y peces (Díaz y Rützler, 2001). Algunos autores han planteado la presencia y abundancia de algunas especies, o su diversidad como indicadores de estrés en ecosistemas marinos por su estrecha relación con el medio (Alcolado y Herrera, 1987; Carballo *et al.*, 1996; 2004). En las

localidades de Cozumel, se registraron valores de cobertura de coral menores en comparación con las localidades más al norte de Quintana Roo (Tabla 4), posiblemente esto se debió a que los arrecifes situados a sotavento están dominados por comunidades de esponjas y hexacorales y que los arrecifes situados a barlovento están dominados por hexacorales, octocorales y algas, los cuales son componentes bentónicos adaptados a alta energía y especies como *Agaricia agaricites*, *Gorgonia ventalina*, y especies del género *Pseudoterogorgia*; registrados también en este trabajo, son las que dominan la comunidad arrecifal, tal y como lo reportan Chávez-Ortiz (2006).

Respecto a los octocorales, en la costa norte de Quintana Roo se registró entre 4.83 y 14.4 %, siendo Punta Nizuc el sitio con el mayor porcentaje. En el PNAC la cobertura de octocorales fue menor al 1%. Al igual que las esponjas, los octocorales se ubican entre los grupos de invertebrados marinos predominantes en número y biomasa de la fauna sésil de los arrecifes coralinos en el Caribe (Alcolado 1981) y desempeñan un importante papel como hábitat y refugio de otros organismos debido a que aumentan la complejidad estructural del arrecife. También son componentes de la red alimentaria arrecifal y constituyen uno de los grupos focales en la detección de perturbaciones en el ambiente marino, con dependencia de la abundancia o escasez de determinadas especies (García-Parrado y Alcolado 1996).

7.3. Indicadores del estado de salud de los sistemas coralinos (Análisis de componentes principales y comparación con las localidades teóricas)

Pese a su gran importancia, los arrecifes de coral presentan a nivel global un constante decline debido a efectos antropogénicos (Hoegh-Guldber 1999). Se estima que se ha perdido el 19% de los arrecifes en el mundo, el 15% están amenazados y con posibilidad de perderse en los próximos 10 a 20 años, y que el 20% podrían desaparecer en 20 ó 40 años (Wilkinson 2008).

Dado lo anterior, continuamente se han desarrollado estudios con la finalidad de describir las condiciones ambientales y la calidad de estos ecosistemas (Moore y Polley 2007), tomando como base diversos indicadores biológicos y fisicoquímicos tales como diversidad de especies, temperatura, turbidez, nutrientes, entre otros. Estos proporcionan información básica que permite establecer el estado del ecosistema, cambios y su magnitud, así como posibles soluciones a alteraciones (García-Salgado *et al.* 2006).

En general, para los arrecifes de coral se han desarrollado varios indicadores y técnicas rápidas de evaluación, destinados comúnmente a sustentar propuestas de manejo, así como a determinar el valor económico. Para la determinación del estado de salud de los arrecifes de coral, los indicadores más utilizados han sido: porcentajes de cobertura de coral vivo y muerto, diversidad y abundancia de coral, pesca de especies de arrecife, abundancia de peces, entre otros (Ablan *et al.* 2004).

Después de los corales, las algas forman el componente más predominante en la comunidad arrecifal, y en algunas localidades cubren más área que los corales mismos

(García-Salgado et al. 2006). La cobertura algal varía con la profundidad, estaciones del año y las fluctuaciones naturales de los nutrientes. Sin embargo, un cambio significativo en la cobertura de algas es frecuentemente un indicador de influencia antropogénica (Rodgers y Cox 2003). El incremento en la cobertura algal reduce significativamente el sustrato disponible para el reclutamiento de corales, de ahí la importancia de medir éste parámetro para determinar el estado del arrecife (García-Salgado et al. 2006).

Además de las algas, en los estudios sobre ambientes coralinos es necesario incluir indicadores de abundancia de organismos asociados (depredadores, comensales), crecimiento, aspectos físicos y químicos del ambiente (temperatura, sedimentos, corrientes, nutrientes) y su distribución en el área de estudio. Asimismo, es importante relacionar los descriptores del tipo de actividades humanas que se realizan y del tipo de uso (directo, indirecto) de los ambientes (Hawkins & Roberts 1992), con el fin de definir con mayor claridad el estado del ambiente y las acciones pertinentes con base en éste.

Debido a la importancia de los arrecifes coralinos y de los ecosistemas costeros en la región, es necesario evaluar el estado de salud que presentan estos sistemas, con la finalidad de mejorar el manejo de los recursos costero-marinos. También es necesario el establecimiento de una línea base científica del estado actual de los arrecifes de coral. Dicha información puede ser comparada en tiempo y/o espacio y tener puntos de referencia con los cuales sea posible identificar y definir el estado de salud que presentan los sistemas arrecifales. En este trabajo se plantean 3 escenarios de

referencia de la condición de salud con base en valores reportados en la literatura: saludable, intermedio y condición de salud degradada (Tabla 3).

Las localidades del PNIMCN y PNAPM, se definen principalmente por su cobertura de coral, cobertura de macroalgas y mortalidad parcial. Manchones Cuevones y Radio Pirata son las localidades que presentaron el mayor porcentaje de cobertura de coral, lo que podría ser un indicativo de buena salud (Fig. 12). Pero comparado con lo reportado por Wilkinson (2008) para el arrecife Glover en Belice, en el cual se registro una cobertura del 80% durante los 70's, nuestros sitios se encuentran muy por debajo de este valor con porcentajes de alrededor del 27 %. Utilizando los datos de las localidades de referencia para comprar y /o establecer una condición de salud para los sitios de este estudio, las localidades de estos parques (PNIMCN y PNAPM) presentan una condición de salud intermedia (fig. 13), ya que la cobertura de coral oscila entre 12 y 27 %, aunque en sitios como Manchones, Cuevones y Chitales la cobertura de coral es ligeramente mayor a lo reportado por Kramer (2003) para el Atlántico con una media del 26%.

La cobertura de macroalgas es alta y consistente en todas las localidades de la costa Norte de Quintana Roo (Tabla 6). Las macroalgas son un componente importante en las comunidades de arrecifes coralinos ya que juegan un sobresaliente papel ecológico y ambiental en las áreas donde estos se desarrollan (McCook, 1996), pero a la vez son los mayores competidores por espacio, luz y nutrientes con los corales. Por eso se cree que están afectando la salud coralina de muchos arrecifes en el mundo, ya que algunas veces, principalmente cuando se reducen las tasas de herbivoría, son capaces de

invadir a los corales y del encuentro entre estos dos grupos generalmente resultan ganando las algas (Hughes, 1994). Las macroalgas pueden afectar adversamente la sobrevivencia y distribución de los corales mediante mecanismos de abrasión y apropiación del espacio (Hughes, 1989). El incremento algal se presenta por diversos factores que favorecen su desarrollo como: la disminución de herbívoros (Carpenter, 1986), aumento de niveles de nutrientes, cambios climáticos estacionales y variaciones en el ambiente físico (Tomasick y Sander, 1987). Por lo tanto, las variaciones estacionales de estos factores generan periodos favorables o desfavorables para el desarrollo de las macroalgas, observándose diferencias marcadas en diversidad y abundancia principalmente en épocas de afloramiento.

La capacidad de invasión de las algas en los arrecifes es tan fuerte que en muchos casos las colonias coralinas resultan sofocadas al ser recubiertas por algas vecinas o por movimientos en los márgenes del tejido vivo que afectan la retracción y expansión de los pólipos, provocando también bajas tasas de reclutamiento coralino (Littler y Littler, 1988) como se presentó en las localidades de Manchones, El Bajito, Punta Nizuc y Radio Pirata (de 0.02 ind / m lineal) (Tabla 5) que representan valores bajos respecto a otros arrecifes del Caribe (10 a 18 juv/m², Edmunds y Bruno, 1996). El reclutamiento, definido y medido como la incorporación de nuevos individuos (ej. juveniles de coral) a la población, es considerado en arrecifes coralinos como un proceso fundamental debido a que determina de forma directa la estructura y función de las poblaciones (Jompa y McCook, 2002). Además, debido a que la mayor parte de las poblaciones coralinas se auto-abastecen, las fallas en el reclutamiento conducirían a extinción local. Indirectamente, el reclutamiento afecta la renovación y el

mantenimiento de las comunidades coralinas presentes y futuras, la biodiversidad y por lo tanto, la capacidad de resiliencia del ecosistema arrecifal (Jordán-Dahlgren, 2002). Este proceso ha sido empleado como una medida del éxito reproductivo de individuos y representa la etapa final del proceso de dispersión que conlleva a la conectividad poblacional.

Por otro lado, el hecho de que especies incubadoras de plánulas como *Agaricia agaricites* y *Porites astreoides* aporten el mayor número de juveniles en los arrecifes estudiados, podría deberse a que en los últimos años las poblaciones de especies incubadoras están aumentando su número e importancia relativa, mientras que especies liberadoras de gametos y altamente constructoras como *Montastraea sp.*, *Acropora sp.* y *Diploria sp.* están disminuyendo sus tasas de reclutamiento en todo el Caribe (Knowlton, 2001).

Los arrecifes estudiados del PNAC se encuentran ubicados en la parte sur-occidental, y de acuerdo con Jordán-Dahlgren (2008), son sitios que presentan un mejor desarrollo, ya que geográficamente se encuentran protegidos contra huracanes y del fuerte oleaje. Pese a esto, en estas localidades se registró el menor porcentaje de cobertura de coral (Yucab 9 %) en comparación con el 27 % obtenido en Radio Pirata. Aun así, estos valores de cobertura de coral están muy por debajo de lo que sería un arrecife saludable, como lo reporta Bruno et al (2009) con una cobertura de alrededor del 80 %, o de un 60% de acuerdo a lo reportado por Gardner *et al.* (2003) para el Caribe. Aunado a esto, el porcentaje de cobertura promedio de macroalgas encontrado en este estudio es del 33 %, lo que indica que esta región presenta una condición de salud

intermedia. Pero las localidades del PNIMCN (Tabla 6) presentan valores de macrolagas superiores, lo que los podría situar en condiciones de salud crítica, según lo reportado por la Iniciativa Arrecifes Saludables (2010).

Aunque el porcentaje de cobertura de coral y porcentaje de cobertura de macroalgas son indicadores clave en la evaluación de la salud de los arrecifes, es importante considerar los índices ecológicos de la comunidad coralina. Los arrecifes de coral son considerados como una de las comunidades más diversas. La gran diversidad del arrecife de coral es un efecto de su gran estabilidad, siendo ésta también una de sus causas. La estabilidad contribuye a la diversidad y viceversa. Esta diversidad radica no sólo en sus formas de vida sino también en la gran variedad de hábitats que lo componen, muy diferentes entre sí. En este estudio los índices de diversidad, riqueza de especies y distintividad taxonómica, fueron las variables que en mayor medida definen el estado de salud en los arrecifes de Cozumel (Fig. 15). Se presentó un gradiente de menor a mayor diversidad, y a su vez está relacionado con la riqueza de especies. Aunque, casi todas las localidades presentan una condición de salud intermedia con un mayor o menor grado de deterioro entre ellos, podría decirse que los sitios del PNAC son los más saludables dentro de esta categoría y de acuerdo a sus niveles de diversidad. Caso contrario ocurre con las localidades del PNIMCN y PNAPM, que aunque presentan porcentajes de cobertura mayores, sus índices de diversidad son menores a $H' = 1$ nits/ind (Fig. 15).

8. Conclusiones

La cobertura de coral promedio registrada durante el 2007 para la costa norte de Quintana Roo fue de 18.39 %, siendo el PNIMCN el que presenta el mayor porcentaje, seguido de PNAPM (19.9 %), y finalmente el PNAC en que se registró el menor porcentaje de cobertura de coral.

Las especies más abundantes en las localidades de PNIMCN y PNAPM fueron *Porites astroides* (23.31 %), registrada en todas las localidades, seguida de *Acropora palmata* (con 20.08%). En el PNAC la especie *Agaricia agaricites* presenta el mayor porcentaje de cobertura relativa, seguida por las especies de crecimiento masivo *Siderastrea siderea*, *Porites astreoides* y *Montastraea cavernosa*.

El diámetro promedio de las colonias fue de 26.75 cm y la altura de las colonias mostró un promedio global de 13.08 cm. En las localidades con las colonias mas grandes es donde se presenta el mayor porcentaje de mortalidad parcial. En promedio se observó una mortalidad parcial total de 5.76% para todas las localidades estudiadas. Bonanza es la localidad con él mayor porcentaje de mortalidad parcial total, seguido de Radio Pirata y Chitales.

El porcentaje de cobertura promedio de macroalgas para los tres parques fue de 33.55%. Este porcentaje de cobertura es alto e indica que en términos de esta variable los arrecifes presentan un estado de salud crítico según lo reportado por McField y Kramer (2010), quienes proponen que un arrecife que presenta valores de porcentaje de macroalgas mayores al 25 %, su condición de salud es crítica. En las localidades del

PNIMCN se registró el mayor porcentaje de macroalgas de hasta 44.37 %, seguido de PNAPM (31 %), mientras que en el PNAC se registró un 25.38%.

En términos de salud, los arrecifes en los tres parques (PNIMCN, PNAPM y PNAC) presentaron una condición de salud intermedia. Aunque el porcentaje de cobertura de coral y porcentaje de cobertura de macroalgas son indicadores clave en la evaluación de la salud de los arrecifes, es importante considerar los índices ecológicos de la comunidad coralina.

En este estudio los índices de diversidad, riqueza de especies y distintividad taxonómica fueron las variables que en mayor medida definen el estado de salud en los arrecifes de Cozumel. En toda el área de estudio se presentó un gradiente de menor a mayor diversidad, lo que a su vez está relacionado con la riqueza de especies. Podría decirse que los sitios del PNAC son los más saludables dentro de esta categoría y de acuerdo a su diversidad.

9. Literatura citada

- Ablan, M. C. A., McManus, W. J. y Viswanathan, K. 2004. Indicators for management of coral reefs and their applications to marine protected areas. *Coral reefs*, 27: 31-39.
- AGRRA, 2000. Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment methodology. www.agrra.org
- Alcolado P. M, Herrera-Moreno, A. y Martínez-Estalella, N. 1993. Sessile Communities as environmental bio-monitors in Cuban Coral Reefs. En: *Proceeding Colloquium on Global Aspects of Coral Reefs: Health, Hazards and History*. Compiled by R. N. Ginsburg. Rosentiel School of Marine and Atmospheric Science. U. Of Miami. pp 27-33.
- Alcolado, M. P. y Durán, A. 2011. Sistema de escalas para la clasificación y puntaje de condición del bentos e ictiofauna de arrecifes coralinos de Cuba y del Gran Caribe. *Serie Oceanológica*, (8.) p. 25-29
- Alcolado, M. P. y Herrera, A. 1987. Efectos de la contaminación sobre las comunidades de esponjas en el litoral de La Habana, Cuba. *Reporte de Investigación*. Instituto de Oceanología. Academia de Ciencias de Cuba 68:1–17
- Alcolado, P. M. 1981. Zonación de los gorgonáceos someros de Cuba y su posible uso como indicadores comparativos de tensión hidrodinámica sobre organismos del bentos. *Inf. Cient. Téc. Inst. Oceanol.* 187: 1-43.
- Almada-Villela, P.C., Sale, P. F., Gold-Bouchot, G. y B. Kjerfve. 2003. *Manual de Métodos para el Programa de Monitoreo Sinóptico del SAM*. Proyecto Para el Sistema Arrecifal Mesoamericano (SAM). Unidad Coordinadora del Proyecto, Coastal esources Multi-Complex Building. Belice.
- Alvarado, E. y Acosta, A. 2009. Fertilidad y fecundidad de *Montastraea annularis* en un arrecife degradado. *Bol. Invest. Mar. Cost.* 38 (2).91-108.
- Álvarez-Filip, L., Millet-Encalada, M., Reyes-Bonilla, H. 2009. Impact of Hurricanes Emily and Wilma on the coral community of Cozumel Island, Mexico. *Bull. Mar. Sci.* 84: 296–306.

- Arias-González, J. E., Acosta-González, G., Hernández- Landa, R. C. y Franklin, G. L. 2009. Biodiversidad y estado de conservación del arrecife coralino frontal del Caribe Mexicano. Centro de Investigación y Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional (CINVESTAV-Unidad Mérida). Informe final CONACyT (clave 2001). Mérida, Yucatán.
- Aronson, R.B., Precht, W. F., Macintyre, I. G., Murdoch, T. J. T. 2000. Coral bleach-out in Belize. *Nature* 405: 36.
- Aronson, R. B., I. G. Macintyre, W. F. Precht, T. J. T. Murdoch y C. M. Wapnick. 2002. The expanding scale of species turnover events on coral reefs in Belize. *Ecological Monographs*. 72 (2): 233-249.
- Bender MA, Knutson TR, Thomas R, Tuleya RE, Sirutis JJ, Vecchi GA, Garner ST, Held IM. 2010. Modeled impact of anthropogenic warming on the frequency of intense Atlantic hurricanes. *Science* 327: 454–458
- Bower, J. E. y Zar, J. H. 1984. *Field and Laboratory Methods for General Ecology*. Wm. C. Brown Publishers, Dubuque, Iowa.
- Bruno, F. J., Sweatman, H., Precht, F. W., Selig, R. E., y Schutte, G. W. V. 2009. Assessing evidence of phase shifts from coral to macroalgal dominance on coral reefs. 90(6), 1478–1484.
- Bryant, D., Burke, L., McManus, J. y Spalding, M. 1998. *Reefs at Risk: A Map-Based Indicator of Threats to the World's Coral Reefs*. World Resources Institute.
- Canterbury, G.E., Martin T.E., Petit D.R., Petit L.J. y Bradford, D. F. 2000. Bird communities and habitat as ecological indicators of forest condition in regional monitoring. *Conservation Biology* 14:544-558.
- Carballo, J. L., Naranjo, S. A. y García-Gómez, J. C. 1996. The use of marine sponges as stress indicators in marine ecosystems at Algeciras Bay (Southern Iberian Peninsula). *Marine Ecology Progress Series* 135:109–122.

- Carballo, J. L., J. A. Cruz-Barraza y P. Gómez. 2004. Taxonomy and description of clionaid sponges (Hadromerida, Clionaidae) from the Pacific Ocean of México. *Zoological Journal of Linnean Society* 141:353–397.
- Carpenter, R. C. 1986. Partitioning herbivory and its effects on coral reef algal communities. *Ecol. Monogr.*, 56: 345 - 363
- Castañares, L. y L. Soto, 1992. Estudios sobre los corales escleractinios hermatípicos de la península de Yucatán, México. Sinopsis taxonómica de 38 especies (Cnidaria:Anthozoa: Scleractinia). *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México* 9:295-344.
- Clarke, K. R., Warwick, R. M. 2011. Change in marine communities: An approach to statistical analysis and interpretation. Second Edition. PRIMER-E Ltd. United Kingdom; 165p.
- Constanza, R. y Mageau, M. 1999. What is a healthy ecosystem? *Aquatic Ecology* 33: 105–115, 1999.
- Cooper, T. F., Gilmour, J .P. y Fabricius, K. E. 2009. Bioindicators of changes in water quality on coral reefs: review and recommendations for monitoring programmes. *Coral Reefs*, 28 (3). pp. 589-606.
- Chávez, E. A. y E. Hidalgo. 1998. Los arrecifes coralinos del Caribe noroccidental y Golfo de México en el contexto socioeconómico. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología. UNAM.* 15 (1): 167-176
- Chávez Ortiz, E. 2006. Distribución e inventario de algunas especies bentónicas (hexacorales, octocorales, esponjas, y especies misceláneas) en arrecifes del Caribe mexicano. Instituto Politécnico Nacional. Informe final SNIB-CONABIO proyecto No. AS018 México D. F.
- Díaz, M. C. y Rützler, K. 2001. Sponges: an essential component of Caribbean coral reefs. *Bulletin of Marine Sciences* 69:535–546.

- Díaz, M. C., Álvarez, B. y Laughlin, R. A. 1985. The sponge fauna on a fringing coral reef in Venezuela 11: Community structure. In *New perspective in sponge biology*, K. Rutzler (ed.). Smithsonian Institution Press, Washington, D.C. p. 367–375.
- Díaz-Pulido, G. y Garzón-Ferreira, J. 2002. Seasonality in algal assemblages on upwelling-influenced coral reef in the Colombian Caribbean. *Bot. Mar.*, 45: 284-292.
- Done, T. J. 1992. Phase shifts in coral reef communities and their ecological significance. *Hydrobiologia* 247:121– 32.
- Dullo, W-Chr. 2005. Coral growth and reef growth: A brief review. *Facies*, 51, 33-48.
- Edmunds, P. J. y Bruno, F. J. 1996. The importance of sampling scale in ecology kilometer-wide variation in coral reef communities. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 143: 165-171.
- Fenner, D. P. 1988. Some leeward reefs and corals of Cozumel, México. *Bull. Mar. Sci.* 42 (1): 133-144.
- Field, J. G. Clarke, K. y Warwick, R. 1982. A Practical Strategy for Analysing Multispecies Distributions Patterns. *Mar. Ecol. Prog Ser.* 8: 37-52.
- García-Salgado, M. A., Nava-Martínez, G. G., Vásquez, M., Jacobs, N. D., Majil, I., Molina-Ramírez, A., Yañez-Rivera, B., Cubas A., Dominguez-Calderon, J. J., Hadaad, W., Maldonado, M. A., Torres, O. 2008. Declining Trend on the Mesoamerican Reef.
- García-Salgado, M., T. Camarena, G. Gold, M. Vásquez, G. Galland, G. Nava, G. Alarcón y V. Ceja. 2006.
- Gardner, T. A., Cote, I. M., Gill, J. A., Grant, A. y Watkinson, A. R. (2003). Long-Term Region-Wide Declines in Caribbean Corals. *Science*, 301, 958-960 et al. (2003)

- Goreau, T. J. 2003. Dolphin enclosures and algae distributions at Chankanaab, Cozumel: Observations and Recommendations. Global Coral Reef Alliance. www.globalcoral.org
- Global Coral Reef Monitoring Network, and Reef and Rainforest Research Centre, Townsville, 152 p.
- Gutiérrez, D., Garcia-Saez, C., Lara, M., y Padilla, C. 1993. Comparación de arrecifes coralinos: Veracruz y Quintana Roo. 772-786 p. En: Salazar-Vallejo, S. I. y N. E. González (eds.). Biodiversidad Marina y Costera de Mexico. CONABIO/CIQRO. México, 856 pp.
- Hall, S. J. y S. P. Greenstreet. 1998. Taxonomic distinctness and diversity measures: responses in marine fish communities.
- Hatcher, B. G. 1984. A maritime accident provides evidence for alternate stable states in benthic communities on coral reefs. *Coral Reefs* 3:199–204.
- Hawkins, J. P. y Roberts, C. M. 1992. Effects of recreational SCUBA diving on fore-foot slope communities of coral reefs. *Biological Conservation*. 62, pp. 171-178.
- Hoegh-Guldberg O. 1999. Climate change, coral bleaching and the future of the world's coral reefs. *Mar. Freshwat. Res.* 50: 839-866.
- Horta-Puga, G. y Carricart-Gavinet, J. P. 1993. Corales pétreos recientes (Milleporina, Stylasterina y Scleractinia) de México. 64-78 p. En: Salazar-Vallejo, S. I. y N.E. González (eds.). Biodiversidad Marina y Costera de México. CONABIO/CIQRO, México. 856 pp.
- Horta-Puga, G. y Tello-Musi, J. L. 2009. Sistema Arrecifal Veracruzano: condición actual y programa permanente de monitoreo: Primera Etapa. Universidad Nacional Autónoma de México. Facultad de Estudios Superiores Iztacala. Informe final SNIB-CONABIO proyecto No. DM005. México D. F.

- Hughes, T. P. 1994. Catastrophes, phase shifts, and large - scale degradation of a Caribbean Coral Reef. *Science*, 265: 1547 - 1551.
- Hughes, T. P. , Rodriguez, M. J., Bellwood, D. R. , Ceccerelli D, Hoegh-Guldberg O, et al. (2007) Phase shifts, herbivory and the resilience of coral reefs to climate change. *Curr Biol* 17: 360–365.
- Hughes, T. P. 1989. Community structure and diversity of coral reefs. The role of history. *Ecology*, 70:275 - 279.
- Hughes, T. P. 1994. Catastrophes, phase shifts, and large-scale degradation of a Caribbean coral reef. *Science* 265: 1547–1551.
- INE. 1998. Programa de Manejo Parque Marino Nacional Costa Occidental de Isla Mujeres, Punta Cancún y Punta Nizuc, Quintana Roo, México. Instituto Nacional de Ecología, México. 161 pp.
- INE. 1998. Programa de Manejo del Parque Nacional Marino Nacional Arrecifes de Cozumel, Quintana Roo, México. Instituto Nacional de Ecología, México 164 pp
- Iniciativa Arrecifes Saludables (2010). Reporte de la Salud Ecológica del Arrecife Mesoamericano. www.healthyreefs.org
- Jackson, J. B. C. 1991. Adaptation and diversity of reef corals. *Bioscience* 41: 475-482
- Jackson, J. B. C. 1997. Reefs since Columbus. *Coral Reefs* 16:S23-S32
- Jompa J, McCook, L. J. (2002). Effects of competition and herbivory on interactions between a hard coral and a brown alga. *Exp Mar Biol Ecol* 271: 25–39.
- Jordán, D, E. 2002. Gorgonian distribution patterns in coral reef environments of the Gulf of Mexico: evidence of sporadic ecological connectivity. *Coral Reefs*. 21:205–215.
- Jordán-Dahlgren, E. 1979. Estructura y composición de arrecifes coralinos de la región noreste de la Península de Yucatán, México. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología*. UNAM. 6 (1): 69-86

- Jordán-Dahlgren, E. 1988. Arrecifes Profundos de Isla Cozumel, México. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología*. UNAM. 15 (2): 195-208.
- Jordán-Dahlgren, E. 1989. Gorgonian community structure and reef zonation patterns on Yucatan coral reefs. *Bulletin of Marine Science*. 45(3): 678-696
- Jordán-Dahlgren, E. 2008. Arrecifes coralinos. 163-186 p. En: Mejía, L. M. (ed.) *Biodiversidad acuática de la isla de Cozumel, México*. 401 pp.
- Kaufman, L., Sandin, S., Sala, E., Obura, D., Rohwer, F., and Tschirky, T. 2011. Coral Health Index (CHI): measuring coral community health. Science and Knowledge Division, Conservation International, Arlington, VA, USA.
- Knowlton, N, Jackson, J. B. C. 2008. Shifting Baselines, Local Impacts, and Global Change on Coral Reefs. *PLoS Biol* 6(2):54
- Knowlton, N. 1992. Thresholds and multiple stable states in coral reef community dynamics. *Am Zool* 32:674–682
- Knowlton, N. 2001. The future of coral reefs. *Proc. Nat. Acad. Sci. United States America*, 98 (10) 5419-5425.
- Kramer, P. A. 2003. Synthesis of coral reef health indicators for the western atlantic: results of the AGRRA program (1997-200). 1-55 p. En : *Status of Coral Reefs in the western Atlantic: Results of initial Surveys, Atlantic and Gulf Rapid Assessment (AGRRA) Program*. Atoll Research Bulletin. 496. 628 pp.
- Landres, P. B., Verner, J. y Thomas, J. W. 1988. Ecological uses of vertebrate indicator species: a critique. *Conservation Biology* 2:316-328.
- Lapointe, B. E. 1997. Nutrient thresholds for bottom-up control of macroalgal blooms on coral reefs in Jamaica and southeast Florida. *Limnol Oceanogr* 42:1119–1131
- Lara-Lara, J.R., *et al.* 2008. Los ecosistemas costeros, insulares y epicontinentales, en *Capital natural de México*, vol. I: *Conocimiento actual de la biodiversidad*. Conabio, México, pp. 109-134.

- Lewis S. M. 1986. The role of herbivorous fishes in the organization of a Caribbean reef community. *Ecol Monogr* 56: 183–200.
- Lighty, R.G. 1982. Fleshy-algal domination of a modern Bahamian Barrier reef: example of an alternate climax reef community. *Proc 4th Int Coral Reef Symp* 1:722
- Línea Base del Estado del Sistema Arrecifal Mesoamericano. Proyecto para la conservación y uso sostenible del Sistema Arrecifal Mesoamericano. 200 pp.
- Littler y Littler, 1988. Littler, M. and D. Littler. 1988. Structure and role of algae in tropical reef communities: 29 - 56. In Lembi, C. A. y J. R. Waaland. (ed.): *Algae and human affairs*. Cambridge University Press.
- Magurran, A. E. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Princenton Univ. Londres. 179 pp.
- McCook, L. J. 1996. Effects of herbivores and water quality on *Sargassum* distribution on the Central Great Barrier Reef: cross - shelf transplants. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 139: 179 -92.
- McCook, L. J., Jompa, J. y Diaz-Pulido, G. 2001. Competition between corals and algae on coral reefs: a review of available evidence and mechanisms. *Coral Reefs* 19:400–417.
- McField, M. y P. Kramer. 2007. *Arrecifes Saludables para Gente Saludable. Guía de indicadores de salud del arrecife y bienestar social en la región del Arrecife Mesoamericano*. Iniciativa Arrecifes Saludables para Gente Saludable.
- McManus, W. J. y Polsenberg, F. J. 2004. Coral–algal phase shifts on coral reefs: ecological and environmental aspects. *Progress in Oceanography* 60: 263–279
- Merino, M. 1986. Aspectos de la circulación costera superficial del Caribe mexicano con base en observaciones utilizando tarjetas de deriva. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México* 13:31–46.

- Merino, M. y Otero, L. 1991. Atlas ambiental costero de Puerto Morelos, Quintana Roo. Centro de Investigaciones de Quintana Roo. 80 p.
- Millet-Encalada, M., Alvarez-Filip, L. y Reyes-Bonilla, H. 2007. Estructura comunitaria de los corales escleractinios en el Parque Nacional Arrecifes de Cozumel. in Mejía-Ortíz LM (ed) Biodiversidad acuática de la Isla de Cozumel. Plaza y Valdés, México, 327-347 pp
- Moore, S.A. and Polley, A. 2007. Defining indicators and standards for tourism impacts in protected areas: Cape Range National Park, Australia. Environmental Management. 39 (3) pp. 291-300
- Naeem, S., Chapin III, C. F. S., Constanza, R., Ehrlich, P. R., Golley, F. B., Hooper, D. U., Lawton, J. H., O'Neil, R. V., Mooney, H. A., Sala, O. E., Symstad, A. J. y Tilman, D. 1999. Biodiversity and ecosystem functioning: maintaining natural life support processes. Ecological Issues 4.
- Nim, Carl Johann, IV, 2011. The political ecology of environmental change and Tourist development in Cozumel, Mexico. Master of Environmental Science, Miami University, Environmental Sciences, 2011.
- Pielou, E. C. 1975. Ecological diversity. John Wiley and Sons. New York. 165 pp.
- Programa de Manejo Parque Marino Nacional Costa Occidental de Isla Mujeres, Punta Cancún y Punta Nizuc. 1998. Instituto Nacional de Ecología
- Ramirez, G. A. 2005. Ecología Aplicada. Diseño y Análisis Estadístico. En: Colombia 1999. ed: Universidad Jorge Tadeo Lozano. Pag. 325.
- Rioja-Nieto R. 2007. Landscape ecology and conservation of the Cozumel Reefs National Park, Mexico. PhD thesis, Warwick University, UK, 150 pp.
- Rogers, C. y Miller, J. 2006. Permanent "phase shifts" or reversible declines in coral cover? Lack of recovery of two coral reefs in St. John, US Virgin Islands. Mar Ecol Prog Ser 360: 103- -114

- Saphier, A. y Hoffman, T. 2005. Forecasting models to quantify three anthropogenic stresses on coral reefs from marine recreation: Anchor damage, diver contact and copper emission from antifouling paint. *Marine Pollution Bulletin*, 51:590-598
- Servicio Mareográfico Nacional (SMN). 1991. Tablas de Predicción de Mareas. 1992. Puertos del Golfo de México y Mar Caribe. Servicio Mareográfico Nacional. Instituto de Geofísica, Universidad Nacional Autónoma de México. 189 p.
- Steve R. Dudgeon, Richard B. Aronson, John F. Bruno, William F. Precht. 2010. Phase shifts and stable states on coral reefs. *Mar Ecol Prog Ser.*, 413: 201–216.
- Szmant, M. A. 2002. Nutrient enrichment on coral reef: is it a major cause of coral reef decline? *Estuaries*, 25: 743-766.
- Tomascik, L. y Sander, F. 1987. Effects of eutrophication on reef - building corals. III. Reproduction of the reef building coral *Porites porites*. *Mar. Biol.*, 94: 77 - 94.
- Tsai, C. C., Wang, S.L., Chang, J. S., Hwang, P.L., Dai, C.F., Yu, Y.C., Hyu, T. S, Heu, F. S. y Lee, T.M.. 2004. Macroalgal assemblage structure on a coral reef in Nanwan Bay in southern Taiwan. *Bot. Mar.* 47: 439-453
- Valenzuela, M. T. 2005. Indicadores de Salud: Características, Uso y Ejemplos. *Cienc Trab*, Jul.-Sept.; 7(17): 118-122.
- Wakeford, M., Done, T. J. y Johnson, C. R. 2008. Decadal trends in coral community and evidence of changed disturbed regime. *Coral Reefs* 27: 1-13
- Warwick R. M. y K. R. Clarke. 1995. New “biodiversity” measures reveal a decrease in taxonomic distinctness with increasing stress. *Marine Ecology Progress Series*. 129: 301-305.
- Warwick R. M. y K. R. Clarke. 1998. Taxonomic distinctness and environmental assessment. *Journal of applied ecology*, 35, 641-662.
- Wilkinson, C. (ed.). 2002. Status of coral reefs of the world: 2002. Australian Institute of Marine Science. Australia. 378 pp.

Wilkinson, C. y Souter, D. 2008. Status of Caribbean coral reefs after bleaching and hurricanes in 2005.

Wulff, J. L. 2006. Rapid diversity and abundance decline in a Caribbean coral reef sponge community. *Biological Conservation* 127:167–176.

www.conanp.org

www2.ine.gob.mx

Yonge, C. M., F. R. S. 1968. Living corals. *Proc. Roy. Soc. B.*, 169, 329-344

ANEXOS

ANEXO I. Localidades de referencia.

Tabla I. Valores utilizados en las localidades de referencia utilizadas en este estudio, reportadas en la literatura.

	Variable	Sitio	Referencia
Localidad de referencia	Cobertura de coral (%)		
Saludable 1	35	Banco Chinchorro	INE, 2000
Saludable 2	35.21	Río Huach/Punta Gavilán, Xcalak	CONANP, 2004
Saludable 3	32.56	Coral reefs in the Northern Caribbean and atlantic NODE of the GCRMN	Linton <i>et al.</i> 2002
Intermedio 1	28.6	St Lucia (Caribe)	Nugues y Roberts, 2003
Intermedio 2	20	Carrie Boy, Belice	Wilkinson, 2008
Intermedio 3	23.46	Kuna Yala, Panamá	André-Fouet y Guzman. 2005
Degradado 1	9.06	Bucanero, Mahaual	www.conanp.gob
Degradado 2	10	Caribe	Gadner <i>et al.</i> 2008
Degradado 3	9.53	Isla Tortuga y cayos adyacentes, Venezuela	del Monaco <i>et al.</i> 2010
	Cobertura de macroalgas (%)		
Saludable 1	8.64	Punta Gavilán-Xcalak	CONANP, 2004
Saludable 2	12.42	Sitio para cruceros, Mahaual	www.conanp.gob
Saludable 3	14	Sur de Florida	Gilliam, 2009.
Intermedio 1	28.19	Xahuachol-Río Huac, Xcalak	CONANP, 2004
Intermedio 2	25.54	Río Huach/Punta Gavilán, Xcalak	CONANP, 2004
Intermedio 3	25	Honduras	Wilkinson, 2008
Degradado 1	33.3	Suroeste de Cuba	Alcolado <i>et al.</i> 2010
Degradado 2	34.28	Antillas menores	Bouchon <i>et al.</i> 2008
Degradado 3	42.97	U.S. Caribbean and Gulf of Mexico	Monaco <i>et al.</i> 2008

Densidad de coral < a 5cm (ind/m)			
Saludable 1	7	SAM	McFiled y Kramer, 2008
Saludable 2	10	SAM	McFiled y Kramer, 2008
Saludable 3	9	SAM	McFiled y Kramer, 2008
Intermedio 1	5	SAM	McFiled y Kramer, 2008
Intermedio 2	3	SAM	McFiled y Kramer, 2008
Intermedio 3	5	SAM	McFiled y Kramer, 2008
Degradado 1	1	SAM	McFiled y Kramer, 2008
Degradado 2	2.5	SAM	McFiled y Kramer, 2008
Degradado 3	1	SAM	McFiled y Kramer, 2008

Mortalidad parcial total (%)			
Saludable 1	0	SAM	McFiled y Kramer, 2008
Saludable 2	0	SAM	McFiled y Kramer, 2008
Saludable 3	1.5	SAM	McFiled y Kramer, 2008
Intermedio 1	4	SAM	McFiled y Kramer, 2008
Intermedio 2	4	SAM	McFiled y Kramer, 2008
Intermedio 3	4	SAM	McFiled y Kramer, 2008
Degradado 1	45	SAM	McFiled y Kramer, 2008
Degradado 2	50	SAM	McFiled y Kramer, 2008
Degradado 3	20	SAM	McFiled y Kramer, 2008

ANEXO II. Porcentaje de Cobertura relativa por especie en cada una de las localidades del PNIMCN, PNAPM y PNAC.

Tabla II. Porcentaje de Cobertura relativa en cada una de las localidades del PNIMCN, PNAPM y PNAC. (MAN=Manchones, CUE= Cuevones, CHI=Chitales, BAJ= El Bajito, NIZ=Punta Nizuc, BON= Bonanza, RAD= Radio Pirata, PAR =Paraiso, CHA= Chankanaab, YUC = Yucab, CED= Paso del Cedral, DAL = Dalila, COL= Colombia). \bar{x} = Promedio del porcentaje de cobertura relativa para cada una de las especies, en negritas se resaltan las especies con mayor cobertura promedio por parque.

	PNIMCN					PNAPM		\bar{x}	PNAC						\bar{x}
	MAN	CUE	CHI	BAJ	NIZ	BON	RAD		PAR	CHA	YUC	PCE	DAL	COL	
<i>A. agaricites</i>	0.74	0.76	0.00	2.06	9.78	17.74	16.79	6.84	28.05	27.69	20.83	39.99	42.48	25.60	30.77
<i>A. cervicornis</i>	0.00	3.05	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.44	0.00	0.43	0.00	0.00	0.00	0.00	0.07
<i>A. humilis</i>	0.00	0.76	0.00	1.03	0.00	0.00	0.00	0.26	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>A. lamarcki</i>	—	—	—	—	—	—	—	—	0.00	1.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.22
<i>A. palmata</i>	34.81	16.79	26.88	5.15	51.09	0.00	5.84	20.08	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>A. tenuifolia</i>	1.48	0.00	0.00	0.00	1.09	0.00	5.84	1.20	0.65	0.43	1.67	3.93	4.66	0.00	1.89
<i>C. natans</i>	2.96	0.00	0.00	3.09	0.00	1.61	0.00	1.10	0.00	0.85	0.00	0.00	0.00	0.00	0.14
<i>D. clivosa</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.61	0.73	0.33	0.00	0.00	0.00	0.41	0.00	0.00	0.07
<i>D. cylindrus</i>	—	—	—	—	—	—	—	—	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>D. labyrinthiformis</i>	0.00	0.00	0.00	1.03	0.00	0.00	5.11	0.88	2.50	2.27	1.61	0.76	0.74	0.00	1.31
<i>D. stokesi</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	3.23	0.00	0.46	1.30	0.00	0.78	0.76	0.42	0.00	0.54
<i>D. strigosa</i>	1.48	0.00	0.00	14.43	1.09	0.00	0.00	2.43	3.20	0.94	0.78	0.76	0.78	0.00	1.08
<i>E. fastigiata</i>	—	—	—	—	—	—	—	—	4.45	4.41	3.23	1.55	3.09	2.20	3.15
<i>F. fragum</i>	—	—	—	—	—	—	—	—	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>H. cucullata</i>	—	—	—	—	—	—	—	—	0.00	0.00	0.00	0.00	0.37	0.00	0.06
<i>I. rigida</i>	—	—	—	—	—	—	—	—	0.00	0.00	0.83	2.76	1.52	0.59	0.95
<i>I. sinuosa</i>	—	—	—	—	—	—	—	—	0.00	0.00	0.78	0.00	0.00	0.00	0.13
<i>Leptoseria sp.</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	1.09	0.00	0.00	0.16	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>M. alcicornis</i>	0.74	6.11	3.23	2.06	3.26	1.61	0.00	2.43	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>M. angulosa</i>	—	—	—	—	—	—	—	—	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>M. annularis</i>	0.00	0.00	0.00	8.25	3.26	8.06	37.23	8.11	7.00	13.57	2.40	2.67	2.57	16.16	7.40

Tabla II. Continuación

<i>M. areolata</i>	—	—	—	—	—	—	—	—	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>M. cavernosa</i>	0.00	0.00	0.00	1.03	2.17	3.23	0.00	0.92	5.70	8.86	26.04	12.45	8.58	10.41	12.01
<i>M. complanata</i>	3.70	12.21	7.53	6.19	3.26	0.00	0.00	4.70	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>M. decactis</i>	—	—	—	—	—	—	—	—	0.00	0.00	0.78	0.41	1.20	0.63	0.50
<i>M. faveolata</i>	9.63	1.53	5.38	3.09	8.70	0.00	8.03	5.19	1.20	8.39	0.00	2.37	2.08	12.15	4.37
<i>M. franksi</i>	1.48	0.00	0.00	0.00	0.00	11.29	2.92	2.24	0.00	1.71	0.00	0.00	0.83	0.68	0.54
<i>M. lamarckiana</i>	—	—	—	—	—	—	—	—	0.00	0.94	0.00	0.76	0.74	0.93	0.56
<i>M. meandrites</i>	—	—	—	—	—	—	—	—	1.90	0.90	6.35	7.04	2.87	3.17	3.71
<i>M. mirabilis</i>	—	—	—	—	—	—	—	—	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>P. astroides</i>	31.85	40.46	34.41	41.24	5.43	3.23	6.57	23.31	14.47	11.30	5.68	7.01	12.87	10.10	10.24
<i>P. branneri</i>	0.00	0.76	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.11	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>P. colonensis</i>	—	—	—	—	—	—	—	—	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>P. divaricata</i>	—	—	—	—	—	—	—	—	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.29	0.00
<i>P. furcata</i>	6.67	0.00	0.00	1.03	1.09	0.00	0.00	1.25	0.00	0.85	0.00	0.00	0.00	0.00	0.14
<i>P. porites</i>	3.70	17.56	7.53	0.00	6.52	1.61	8.03	6.42	0.00	0.00	1.56	5.16	2.67	5.91	2.55
<i>S. bournoni</i>	0.00	0.00	0.00	1.03	0.00	0.00	0.00	0.15	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>S. intersepta</i>	0.00	0.00	0.00	1.03	0.00	0.00	0.00	0.15	3.01	0.00	0.00	0.41	0.83	1.02	0.88
<i>S. lacera</i>	—	—	—	—	—	—	—	—	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>S. michelini</i>	—	—	—	—	—	—	—	—	0.65	0.00	0.00	0.00	0.74	0.29	0.28
<i>S. radians</i>	0.00	0.00	0.00	1.03	0.00	0.00	0.00	0.15	0.00	0.00	0.00	0.00	0.42	0.00	0.07
<i>S. siderea</i>	0.74	0.00	15.05	7.22	2.17	38.71	2.19	9.44	25.91	15.12	26.67	10.78	9.56	9.85	16.32
<i>Solenastrea sp.</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	8.06	0.00	1.15	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Stephanocoenia sp.</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.73	0.10	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00

— no se registró esa especie.

ANEXO III. Disimilitud promedio.

Tabla III. Disimilitud promedio entre las localidades del PNIMC (Manchones, Cuevones, Chitales, El Bajito y Punta Nizuc) como en el PNAPM (Bonanza y Radio Pirata).

Grupo Manchones y Cuevones. Disimilitud promedio =38.48					
	Abund. Prom. Manchones	Abund. Prom. Cuevones	Similitud promedio	Similitud/ desv. est.	Contribución (%)
<i>Porites porites</i>	0.39	1.19	3.69	1.39	9.59
<i>Acropora palmata</i>	0.84	0.52	3.67	0.97	9.54
Rocas	1.92	1.51	3.44	1.11	8.94
Grupo Manchones y Chitales. Disimilitud promedio= 42.17					
	Abund. Prom. Manchones	Abund. Prom. Chitales	Similitud promedio	Similitud/ desv. est.	Contribución (%)
Arena	0	1.31	5.02	1.51	11.91
<i>Acropora palmata</i>	0.84	0.64	4	0.99	9.48
Esponjas	0.7	1.33	3.72	1.23	8.82
Grupo Cuevones y Chitales. Disimilitud promedio=39.97					
	Abund. Prom. Cuevones	Abund. Prom. Chitales	Similitud promedio	Similitud/ desv. est.	Contribución (%)
Arena	0	1.31	4.84	1.51	12.1
Rocas	1.51	1.55	3.82	1.11	9.55
<i>Porites porites</i>	1.19	0.39	3.8	1.42	9.5
Grupo Manchones y El Bajito. Disimilitud promedio=39.92					
	Abund. Prom. Manchones	Abund. Prom. El Bajito	Similitud promedio	Similitud/ desv. est.	Contribución (%)
<i>Acropora palmata</i>	0.84	0.15	3.54	0.83	8.87
Filamentosas	0.7	1.05	3.48	1.2	8.71
<i>Montastraea faveolata</i>	0.94	0.22	3.46	1.33	8.66
Grupo Cuevones y El Bajito. Disimilitud promedio=42.61					
	Abund. Prom. Cuevones	Abund. Prom. El Bajito	Similitud promedio	Similitud/ desv. est.	Contribución (%)
<i>Porites porites</i>	1.19	0	4.57	1.77	10.72
Rocas	1.51	1.95	4.17	1.15	9.8
Esponjas	1.55	0.66	3.8	1.33	8.92
Grupo Chitales y El Bajito. Disimilitud promedio=44.33					
	Abund. Prom. Chitales	Abund. Prom. El Bajito	Similitud promedio	Similitud/ desv. est.	Contribución (%)
Arena	1.31	0.12	4.97	1.46	11.22
Filamentosas	0.24	1.05	4.43	1.37	10
Esponjas	1.33	0.66	4.03	1.25	9.09
Grupo Manchones y Punta Nizuc. Disimilitud promedio=47.34					
	Abund. Prom. Manchones	Abund. Prom. Punta Nizuc	Similitud promedio	Similitud/ desv. est.	Contribución (%)
<i>Porites astreoides</i>	1.66	0.3	5.53	2.2	11.68
<i>Acropora palmata</i>	0.84	1.5	4.84	1.57	10.23
Rocas	1.92	0.92	4.76	1.32	10.05
Grupo Cuevones y Punta Nizuc. Disimilitud promedio=50.13					
	Abund. Prom. Cuevones	Abund. Prom. Punta Nizuc	Similitud promedio	Similitud/ desv. est.	Contribución (%)
<i>Porites astreoides</i>	1.76	0.3	5.71	2.16	11.4
Esponjas	1.55	0.24	5.09	2.38	10.15
<i>Acropora palmata</i>	0.52	1.5	4.86	1.62	9.69

Tabla III. Continuación

Grupo Chitales y Punta Nizuc. Disimilitud promedio=53.58					
	Abund. Prom. Chitales	Abund. Prom. Punta Nizuc	Similitud promedio	Similitud/ desv. est.	Contribución (%)
Filamentosas	0.24	1.42	5.65	1.6	10.55
Arena	1.31	0.14	4.92	1.44	9.19
<i>Acropora palmata</i>	0.64	1.5	4.84	1.48	9.03
Grupo El Bajito y Punta Nizuc. Disimilitud promedio=51.60					
	Abund. Prom. El Bajito	Abund. Prom. Punta Nizuc	Similitud promedio	Similitud/ desv. est.	Contribución (%)
<i>Acropora palmata</i>	0.15	1.5	5.93	1.9	11.5
Rocas	1.95	0.92	5.57	1.34	10.79
<i>Porites astreoides</i>	1.44	0.3	4.99	1.83	9.67
Grupo Manchones y Bonanza. Disimilitud promedio= 55.68					
	Abund. Prom. Manchones	Abund. Prom. Bonanza	Similitud promedio	Similitud/ desv. est.	Contribución (%)
Arena	0	2.24	9.27	6.22	16.64
<i>Porites astreoides</i>	1.66	0.24	5.85	2.59	10.51
<i>Montastraea faveolata</i>	0.94	0	3.85	1.46	6.92
Grupo Cuevones y Bonanza. Disimilitud promedio=60.67					
	Abund. Prom. Cuevones	Abund. Prom. Bonanza	Similitud promedio	Similitud/ desv. est.	Contribución (%)
Arena	0	2.24	8.9	6.52	14.67
Esponjas	1.55	0	6.16	6.38	10.15
<i>Porites astreoides</i>	1.76	0.24	6.09	2.65	10.04
Grupo Chitales y Bonanza. Disimilitud promedio=47.60					
	Abund. Prom. Chitales	Abund. Prom. Bonanza	Similitud promedio	Similitud/ desv. est.	Contribución (%)
Esponjas	1.33	0	5.55	1.84	11.7
<i>Porites astreoides</i>	1.36	0.24	4.9	1.75	10.34
Arena	1.31	2.24	4.22	1.04	8.89
Grupo El Bajito y Bonanza. Disimilitud promedio= 54.22					
	Abund. Prom. El Bajito	Abund. Prom. Bonanza	Similitud promedio	Similitud/ desv. est.	Contribución (%)
Arena	0.12	2.24	9.04	3.96	16.67
<i>Porites astreoides</i>	1.44	0.24	5.21	1.96	9.6
Filamentosas	1.05	0	4.44	1.33	8.2
Grupo Punta Nizuc y Bonanza. Disimilitud promedio = 58.41					
	Abund. Prom. Punta Nizuc	Abund. Prom. Bonanza	Similitud promedio	Similitud/ desv. est.	Contribución (%)
Arena	0.14	2.24	8.89	3.59	15.23
<i>Acropora palmata</i>	1.5	0	6.53	2.11	11.19
Filamentosas	1.42	0	5.95	1.63	10.18
Grupo Manchones y Radio Pirata. Disimilitud promedio=54.57					
	Abund. Prom. Manchones	Abund. Prom. Radio Pirata	Similitud promedio	Similitud/ desv. est.	Contribución (%)
Arena	0	1.25	4.7	1.47	8.61
<i>Porites astreoides</i>	1.66	0.56	4.33	1.62	7.93
<i>Montastraea annularis</i>	0	1.14	4.19	1.12	7.67

Tabla III. Continuación

Grupo Cuevones y Chitales. Disimilitud promedio=59.23					
	Abund. Prom. Cuevones	Abund. Prom. Chitales	Similitud promedio	Similitud/ desv. est.	Contribución (%)
Esponjas	1.55	0	5.65	6.12	9.53
<i>Porites astreoides</i>	1.76	0.56	4.53	1.66	7.65
Arena	0	1.25	4.53	1.47	7.64
Grupo Chitales y Radio Pirata. Disimilitud promedio=53.74					
	Abund. Prom. Chitales	Abund. Prom. Radio Pirata	Similitud promedio	Similitud/ desv. est.	Contribución (%)
Esponjas	1.33	0	5.07	1.84	9.43
<i>Montastraea annularis</i>	0	1.14	4.26	1.11	7.92
Thalassia	0	1.13	4.23	0.96	7.88
Grupo El Bajito y Radio Pirata. Disimilitud promedio=56.53					
	Abund. Prom. El Bajito	Abund. Prom. Radio Pirata	Similitud promedio	Similitud/ desv. est.	Contribución (%)
Arena	0.12	1.25	4.63	1.42	8.2
Thalassia	0	1.13	4.26	0.97	7.54
<i>Montastraea annularis</i>	0.37	1.14	4.12	1.15	7.29
Grupo Punta Nizuc y Radio Pirata. Disimilitud promedio=58.28					
	Abund. Prom. Punta Nizuc	Abund. Prom. Radio Pirata	Similitud promedio	Similitud/ desv. est.	Contribución (%)
<i>Acropora palmata</i>	1.5	0.2	5.55	1.88	9.53
Filamentosas	1.42	0	5.42	1.64	9.31
Rocas	0.92	2	4.85	1.34	8.32
Grupo Bonanza y Radio Pirata. Disimilitud promedio=48.32					
	Abund. Prom. Bonanza	Abund. Prom. Radio Pirata	Similitud promedio	Similitud/ desv. est.	Contribución (%)
Thalassia	0.17	1.13	4.41	1	9.13
<i>Montastraea annularis</i>	0.29	1.14	4.29	1.14	8.87
Arena	2.24	1.25	4.08	1.19	8.44