



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA METROPOLITANA
UNIDAD XOCHIMILCO

DIVISIÓN DE CIENCIAS BIOLÓGICAS Y DE LA SALUD
DEPARTAMENTO EL HOMBRE Y SU AMBIENTE
LICENCIATURA EN BIOLOGÍA

PARA OBTENER EL GRADO DE
LICENCIADA EN BIOLOGÍA

**Análisis del patrón de uso de hábitat de las comunidades
de esponjas que habitan en el Parque Nacional Arrecifes
de Puerto Morelos**

QUE PRESENTA LA ALUMNA

Muñoz Alfaro Adahara

Matrícula
2122036786

ASESORES:

Prof. Francisco J. Romero

Dr. Lorenzo Álvarez Filip

Julio 2019

*A mi Momi que, sin importar las circunstancias de la vida,
siempre ha estado ahí para brindarme su amor y apoyo (no lo
hubiera logrado sin ti!!!).*

**"Cuando el último árbol sea cortado,
el último río envenenado,
el último pez pescado,
sólo entonces el hombre descubrirá
que el dinero no se come."**

Proverbio Cree

Agradecimientos

A mis asesores, Prof. Francisco J. Romero M. y Dr. Lorenzo Álvarez Filip, que me brindaron su guía, paciencia, sabiduría, y que por supuesto, me contagiaron de su amor por la vida y su conservación, ayudándome a crecer para ser una mejor profesionista. Al equipo de BARCOLAB, Esme, Nuria, Lalo y Omar, y también a Megan, que tuvieron la paciencia de explicarme aquello que no tenía idea y por supuesto por su GRAN y VALIOSA ayuda en campo. Al M. en C. Fernando Negrete Soto, por haberme dado las herramientas de buceo necesarias para llevar a cabo el presente estudio (y por supuesto mi certificación 😊). A la Bióloga Patricia Gómez López, que siempre con una hermosa sonrisa, compartió conmigo su extenso conocimiento en poríferos y me ayudó a identificar las especies de esponjas. A la Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Xochimilco, que me dio año con año las herramientas para desarrollarme como la Bióloga que desde pequeña soñé. A cada una de las personas que me han hecho ser la persona que hoy soy, compartiendo momentos maravillosos de su vida conmigo (tú uno de ellos Fabi). Al Universo, que nos permite maravillarnos con su asombrosa explosión.

¡¡¡GRACIAS!!!

Resumen

Se realizó un análisis de los Patrones de Uso de Hábitat (PUH) de esponjas marinas que habitan en el Parque Nacional Arrecifes de Puerto Morelos. Con base en la descripción de la heterogeneidad ambiental, considerando la cobertura bentónica, especies coralinas formadoras de arrecifes y la rugosidad, se caracterizaron dos tipos de ambientes: Ambiente I (en vías de degradación), y Ambiente II (degradado). Se registraron un total de 333 organismos del filo Porifera pertenecientes a 22 especies, de las cuales dos fueron especies nuevas (*Bubaris sp.1* y *Bubaris sp. 2*). Del total de especies, las que presentaron mayor abundancia relativa fueron *Ircinia felix* (29%), *Cliona delitrix* (13%), *Scopalina ruetzleri* (12%), *Cliona varians* (9%) y *Monanchora arbuscula* (6%), de las cuales *C. delitrix* y *S. ruetzleri* han sido reportadas anteriormente en sitios contaminados. Con base en análisis multivariados se observó que la distribución y abundancia de especies fueron diferente en ambos ambientes. El Ambiente I presentó el 60.7% del total de organismos registrados y una riqueza de 22 especies, en donde las que obtuvieron mayor abundancia fueron *I. felix*, *C. delitrix* y *S. ruetzleri*, lo que coincide con lo descrito a nivel general. Además, 10 de las especies registradas en este ambiente, fueron registros nuevos para la zona. El Ambiente II presentó una abundancia del 39.3% con respecto al total y una riqueza de 10 especies, en donde el patrón de las especies con mayor abundancia es similar al descrito en el Ambiente I, con la diferencia de que la segunda especie más abundante fue *C. varians* en lugar de *C. delitrix*. Respecto a la diversidad y equitatividad de las especies de esponjas, el Ambiente I presentó valores más altos ($H' = 2.59$ y $J = 0.74$) en comparación con el Ambiente II ($H' = 2.13$ y $J = 0.70$). Además, se aplicó un Índice de Contaminación en cada uno de los ambientes, a partir del cual se pudo corroborar que el arrecife está siendo afectado por perturbaciones. Comparativamente con otros estudios, se pudo inferir que está habiendo un cambio en el patrón de uso de hábitat de las especies de esponjas que habitan en Puerto Morelos, en el cual se están registrando por primera vez especies relacionadas con perturbaciones antrópicas.

Palabras clave: Patrones de uso de hábitat, heterogeneidad ambiental, coral, esponja marina.

Índice

Introducción	1
I. Marco teórico	2
1. Arrecifes de coral	2
2. Problemática en arrecifes coralinos	3
3. Porifera: la importancia de las esponjas en los arrecifes	4
4. Patrón de uso de hábitat (PUH) como método utilizado en esta investigación	5
II. Objetivo general	6
III. Objetivos específicos	6
IV. Área de estudio	7
V. Método	8
a) Heterogeneidad ambiental	9
b) Caracterización de la riqueza, abundancia y distribución de las especies de esponjas	10
c) Patrón de uso de hábitat	10
d) Relación del patrón de uso de hábitat de las esponjas con la localización de fuentes de aporte de nutrientes	11
VI. Resultados y discusión	11
a) Heterogeneidad ambiental	11
b) Caracterización de la riqueza, abundancia y distribución de las especies de esponjas	18
c) Patrón de uso de hábitat	22

d) Relación del patrón de uso de hábitat de las esponjas con la localización de fuentes de aporte de nutrientes	26
VII. Conclusiones	28
VIII. Referencias bibliográficas	29
IX. Anexo	35

Introducción

Los arrecifes coralinos conforman un ecosistema de sumo interés puesto que presentan una amplia diversidad de funciones; dentro de la dinámica costera previenen la erosión, disminuyen la fuerza del oleaje, sirven como barrera protectora del fuerte impacto de las tormentas tropicales y huracanes, su alta diversidad ecológica permite el mantenimiento de la biodiversidad marina puesto que albergan a más de 100 000 especies marinas distintas y proporcionan el 10% de la producción mundial sostenible de proteína para la alimentación humana (AIDA, 2014).

Una de las formaciones arrecifales más importantes es el Sistema Arrecifal Mesoamericano (SAM), conocido como la segunda barrera arrecifal más grande del mundo, en este ecosistema confluyen una gran diversidad de ambientes marinos estrechamente interrelacionados que traspasan las costas caribeñas de México, Belice, Guatemala y Honduras a lo largo de 1000 km aproximadamente. Su valor económico fue calculado en más de US\$150,000 por km² en 2001 (Ardisson *et al.*, 2011, AIDA, 2014). En México, la formación se extiende casi continuamente por 400 km de la costa; en la parte norte conforma el Parque Nacional Arrecifes de Puerto Morelos (PNAPM), Área Natural Protegida que pertenece al municipio de Puerto Morelos, Quintana Roo (Reyes-Bonilla *et al.*, 2014; INE, 2000).

Este arrecife es de suma importancia, puesto que debido a sus propiedades sustenta una rica biodiversidad que presenta características con intereses ecológicos, económicos, educativos, históricos y científicos, a la vez, los habitantes de Puerto Morelos dependen mayoritariamente del bienestar del arrecife, ya que más del 50% de la población se dedica a actividades como la pesca y el turismo. La zona costera adyacente al PNAPM carece de drenaje por lo que utilizan fosas sépticas, muchas de estas están mal construidas, lo que resulta alarmante puesto que debido a la naturaleza porosa del suelo de la zona (suelo *kárstico*), el agua puede infiltrarse rápidamente hacia los mantos acuíferos y a las complejas redes de ríos subterráneos, degradando la calidad del agua y de esta manera deteriorando la salud arrecifal (INE, 2000).

Diversos autores coinciden en utilizar comunidades de invertebrados bentónicos para realizar observaciones sobre la salud ambiental en ecosistemas acuáticos (Lanza Espino y Hernández Pulido, 2014; Ortiz-Gallarza y Ortega-Rubio, 2014; Carballo, 2014). Dentro de estas comunidades destacan las esponjas que han sido ampliamente utilizadas como bioindicadores de contaminación antrópica en ecosistemas arrecifales puesto que son de vital importancia dentro de la dinámica de la renovación de nutrientes arrecifal (Alcolado y Herrera-Moreno, 1987; Zea, 1993, 2001; Carballo *et al.*, 1996; Alcolado, 1999, 2007; Alcolado *et al.*, 2010; Busutil, 2013; Nava *et al.*, 2015).

Por otro lado, analizar la *heterogeneidad ambiental* de un ecosistema es una herramienta que puede ser útil para el manejo ecológico que podría llevarse a cabo en una región, puesto que influye en la supervivencia y distribución de las especies de fauna que la habitan. Este enfoque de análisis del hábitat representa lo que Patridge (1978) denominó patrón de uso de hábitat PUH (Garro-Licón, 2012).

Aunado a todo lo anterior cabe destacar que no existen estudios que se hayan enfocado en realizar un análisis de las comunidades de esponjas bajo el contexto del PUH en los arrecifes coralinos, en especial del Caribe Mexicano, así que el conocimiento que se tiene al respecto es nulo, siendo enriquecido solamente por estudios enfocados en realizar descripciones taxonómicas de las especies de esponjas.

Bajo este contexto, el presente estudio pretende analizar el patrón de uso de hábitat de esponjas que habitan el Arrecife de Puerto Morelos.

I. Marco Teórico

1. Arrecifes de coral

Los arrecifes coralinos son ecosistemas tropicales diferenciados por ser el único ambiente completamente formado por la actividad biológica de ciertos organismos pertenecientes al filo Cnidaria, los corales. Estos corales producen depósitos masivos de carbonato cálcico, algunos de los cuales se remontan a más de 500 millones de años. Se desarrollan en ambientes sumamente estables donde las aguas contienen bajas cargas de sedimentos, con temperaturas mayores de los 20°C, altos niveles de salinidad y de luz, debido a la relación simbiótica que mantienen con ciertas algas microscópicas denominadas zooxantelas, razones por las cuales cubren menos del 0.2% de la cobertura oceánica mundial (Lalli y Parsons, 1997)

A pesar de estas restricciones, están caracterizados por su alta diversidad, riqueza específica, estratificación y heterogeneidad, posicionándolos dentro de los ecosistemas más productivos del planeta, equivalentes a los bosques tropicales lluviosos. La comunidad que se ha establecido en este ecosistema la constituyen diversas poblaciones densodependientes organizadas en redes tróficas complejas, las cuales se encuentran en el clímax de la sucesión ecológica, caracterizada metabólicamente porque toda la producción orgánica es igual al consumo. Todas estas características hacen del arrecife coralino un ecosistema frágil, el cual se encuentra altamente vulnerable a las actividades antrópicas (Borges-Souza, 2003; Chávez e Hidalgo, 1998).

Existen diferentes tipos de arrecifes coralinos, uno de ellos es el arrecife de barrera o barrera arrecifal. Estos arrecifes se encuentran a lo largo de la costa y están separados de la orilla por una laguna relativamente profunda, esta laguna se encuentra bastante protegida de las olas y las corrientes del mar abierto. La barrera arrecifal está conformada por una pendiente arrecifal posterior, cresta arrecifal y una pendiente arrecifal anterior (Figura 1). La pendiente arrecifal posterior está protegida de las olas por el resto del arrecife y se encuentra notablemente a menor profundidad que el arrecife anterior, de igual manera, al estar en contacto con la laguna arrecifal, se encuentra influenciado por los cambios y escorrentías que afecten a la laguna. La

cresta arrecifal es la zona donde se encuentra el crecimiento de coral más rico, por último, la pendiente arrecifal anterior es la que se encuentra en contacto con el mar abierto y por lo tanto con las olas y las corrientes.

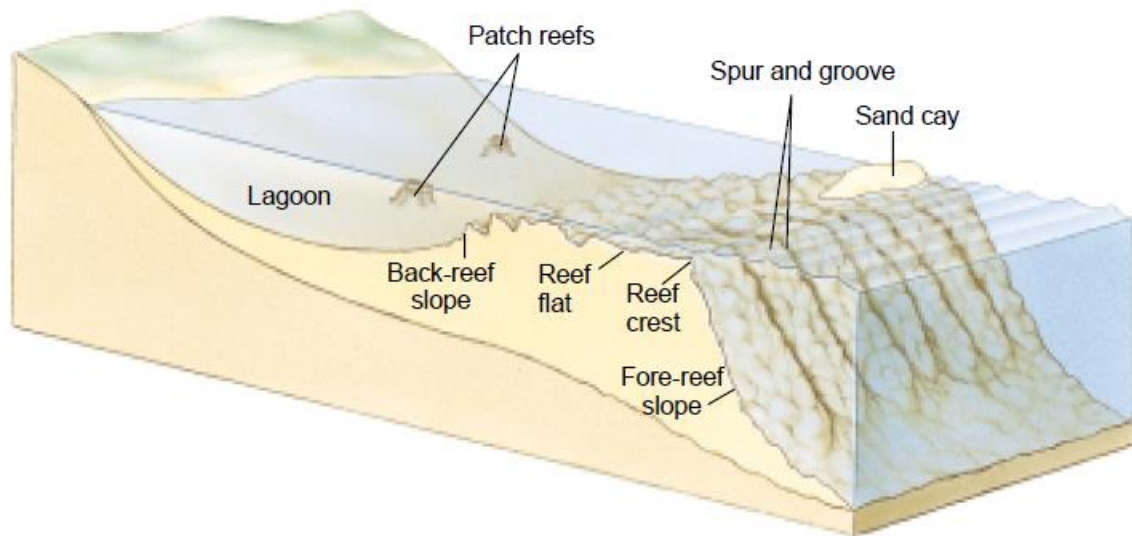


Figura 1. Estructura típica del arrecife de barrera. (Back-reef slope= Pendiente arrecifal posterior, Reef crest= Cresta arrecifal y Fore-reef slope= Pendiente arrecifal anterior. Imagen tomada de Castro y Huber (2010).

2. Problemática en arrecifes coralinos

Existen fenómenos naturales que pueden dañar a los arrecifes (huracanes, cambios extremos de temperaturas, sedimentos, etc), sin embargo, con frecuencia estos impactos pueden ser beneficiosos, aumentando la diversidad del ecosistema, puesto que el efecto que tienen estos fenómenos depende de su frecuencia e intensidad, en cambio por otro lado, cuando el fenómeno es de origen antrópico el impacto sobrepasa la capacidad de recuperación del ecosistema, lo que explica su alta vulnerabilidad (Chávez e Hidalgo, 1998). Ejemplo de este tipo de fenómenos es el ampliamente estudiado cambio climático, el cual hace más recurrentes el blanqueamiento de coral, fenómeno que ha disminuido notablemente las poblaciones de este.

El Parque Nacional Arrecifes de Puerto Morelos, también se ve afectado por distintos problemas que se dan a escala local, dentro los cuales se encuentran: el crecimiento de la infraestructura turística, el aumento poblacional, la demanda de agua potable y el aumento de nutrientes de la zona, este último debido probablemente a las filtraciones de desechos de origen antrópico.

Se han desarrollado diversos programas de monitoreo que describen la salud arrecifal de distintas áreas naturales protegidas de los arrecifes coralinos del Caribe. Carriquiry (2010) desarrolló junto con otros colaboradores un monitoreo del bentos, nutrientes e isótopos en relación a la salud arrecifal. Arias-González y Acosta-González (2012) de igual manera desarrollaron un método que permitiera conocer la cobertura arrecifal en esa área, por último, Gonzalo-Mercediz (2012) y Almazán-Becerril (2013) desarrollaron

proyectos que de igual manera facilitan un mayor entendimiento del nivel de perturbación en el que se encuentran estos ecosistemas. Por otro lado, Navarro (2015) realizó una investigación en el PNAPM donde llevó a cabo una localización de posibles fuentes puntuales y no puntuales de aporte de nutrientes al ecosistema arrecifal de esta ANP.

3. Porifera: la importancia de las esponjas en los arrecifes

Las esponjas o poríferos, son un filo de organismos acuáticos, la mayoría de ellos marinos que constituyen uno de los grupos taxonómicos más primitivos de los metazoos. Están caracterizadas morfológicamente por la presencia de poros y canales a través de todo su cuerpo por los que circula el agua, se desarrollan formando colonias y son organismos completamente sésiles que pueden oscilar entre 1 - 2 cm y 2 m de longitud. Su importancia ecológica en ambientes marinos se debe a que clarifican la columna de agua, fijan el carbono y el nitrógeno y albergan una gran cantidad de organismos que habitan su interior (Moreno *et al.*, 2011; Torruco y González, 2012; Nava *et al.*, 2015).

De igual manera, se ha señalado la gran importancia que tienen estos organismos en la dinámica de los arrecifes coralinos, al desempeñar funciones ecológicas necesarias para la renovación arrecifal. Darwin observó que en las aguas que carecen de nutrientes, las cuales deberían haber estado vacías de vida, se desarrollaban los arrecifes de coral, los ecosistemas más diversos del océano. Este fenómeno conocido como "Paradoja de Darwin" ha suscitado interés a la comunidad científica. De Goeij *et al.* (2013) desarrollaron una investigación en la que, a través del estudio del flujo de la materia orgánica disuelta (DOM), se demostró que la ruta DOM- esponja-fauna explica esta paradoja, siendo las esponjas los organismos clave que permiten el flujo de nutrientes a través de la red trófica coralina, puesto que su ciclo de renovación (el tiempo que tardan en fijar el carbono y el nitrógeno disueltos en el agua, para posteriormente servir de alimento a especies de niveles tróficos superiores) es 12 veces más rápido que el registrado en microorganismos. Por otro lado, Nava *et al.* (2015) mencionan que la bioerosión por las esponjas acelera el reciclaje del carbonato en los arrecifes coralinos, debido a que reincorporan al agua parte del carbonato que había sido retenido en el sustrato calcáreo. Los corales pueden contrarrestar la colonización de las esponjas a través de defensas químicas, siempre y cuando las condiciones sean normales. Sin embargo, el aumento en la concentración de nutrientes y materia orgánica provenientes de actividades antrópicas favorecen el crecimiento de las colonias de poríferos, afectando la dinámica existente entre ambos organismos.

Se han desarrollado investigaciones que demuestran el uso de esponjas como indicadores de contaminación en arrecifes coralinos (Alcolado & Herrera-Moreno (1987), Zea (1993, 2001), Carballo *et al.* (1996), Alcolado (1999, 2007), Alcolado *et al.* (2010), Busutil y Alcolado (2012), Busutil (2013) y Nava *et al.* (2015)). Esto es debido a que poseen características idóneas para este fin; al ser organismos sésiles deben estar adaptados al ambiente en que viven, la composición y estructura de las comunidades no son afectadas por migraciones o desplazamientos locales y, no existen fuertes mecanismos de partición selectiva del alimento que influyeran la

estructura de las comunidades, además de ser de rápido crecimiento y persistentes en el tiempo (Busutil, 2013). De igual manera, Alcolado *et al.* (2010) mencionan que los índices ecológicos de sus comunidades reflejan en un grado aceptable la realidad de lo que se observa en la naturaleza y pueden ser utilizados para inferir el grado de severidad y constancia del ambiente físico en el que se desarrollan.

4. Patrón de uso de hábitat como método utilizado en esta investigación

Debido a un progresivo deterioro de los ecosistemas acuáticos, se ha tenido la necesidad de ir desarrollando sistemas y métodos que permitan conocer el grado de perturbación en el que se encuentran. Para lo anterior, es indispensable utilizar enfoques holísticos que permitan un entendimiento completo del ecosistema (Pérez Munguía, 2007; Garro-Licón, 2012). En las últimas dos décadas, se ha visto aumentado el interés en las causas de los patrones biogeográficos de la riqueza y abundancia de especies por distintos grupos de científicos, debido a que pueden tener implicaciones para la conservación de la biodiversidad (Arias-González *et al.*, 2011). Un nuevo enfoque que cumple con estas características es el análisis del patrón de uso de hábitat (PUH), puesto que a partir de su estudio es posible identificar alteraciones de estos patrones en las especies a estudiar. Estos patrones pueden ser causados por fenómenos de origen antrópico o natural, como un incremento de nutrientes en las zonas costera o un huracán.

Partiendo de que el hábitat es el conglomerado de factores físicos y bióticos que componen el tipo de lugar en el que vive una especie, el PUH se centra en identificar y cuantificar la distribución, abundancia y riqueza de los organismos. Relacionar estas características con cada uno de los ambientes que ocupan, a partir de descripciones fisionómico-estructurales de éstos, hacen del PUH una herramienta de gran utilidad para estudiar y entender las diferencias en el uso de los recursos de las especies que comparten un determinado sitio (Partridge, 1978; Contreras, 2004). Es importante mencionar que cada especie tiene una tolerancia de hábitat definida, es decir aquellos hábitat que cumplen con los requerimientos de la especie, sin embargo, puede ser posible que ésta esté o no presente en los hábitat potenciales, puesto que en el patrón de uso de hábitat influyen procesos ecológicos y en algunos casos, perturbaciones de origen antrópico (Zea, 2001; Partridge, 1978).

Existen trabajos realizados con este enfoque que han demostrado su efectividad tanto para fortalecer el conocimiento de la importancia ecológica de las especies estudiadas, como para identificar indicadores de valores críticos para la conservación del ecosistema analizado. Autores como Velázquez y Romero (1999), Contreras (2004) y Garro-Licón (2012), realizaron estudios en ecosistemas terrestres del patrón de uso de hábitat de especies de aves, pequeños mamíferos y reptiles, obteniendo resultados satisfactorios. Por otro lado, Díaz-Pulido *et al.* (2004) trabajaron bajo este enfoque en ecosistemas arrecifales, estudiando la distribución, abundancia y riqueza de comunidades de organismos bentónicos sésiles, en el cual pudieron concluir que los resultados obtenidos deben ser tomados en cuenta al tomar medidas de conservación

y manejo de los arrecifes coralinos de Colombia, los cuales demostraron encontrarse en un nivel importante de deterioro. Finalmente, Arias-González *et al.* (2011) realizaron un estudio similar pero utilizando comunidades de peces, ellos concluyeron que sus resultados pueden proporcionar una guía inestimable para las evaluaciones de biodiversidad regional (sector norte del Sistema Arrecifal Mesoamericano, caribe mexicano).

II. Objetivo general

Analizar el patrón de uso de hábitat de las comunidades de esponjas que habitan en el Parque Nacional Arrecife de Puerto Morelos

III. Objetivos específicos

- a) Determinar y caracterizar la heterogeneidad ambiental de distintas zonas del PNAPM, con base en la cobertura bentónica y las comunidades de coral.
- b) Analizar y caracterizar la distribución, riqueza y abundancia de las especies de esponjas en distintas zonas del PNAPM.
- c) Relacionar la distribución de las especies de esponjas con la heterogeneidad ambiental.
- d) Identificar si existe alguna relación con el patrón de uso de hábitat de las esponjas con la localización de fuentes de aporte de nutrientes (con base en bibliografía).

IV. Área de estudio

El Parque Nacional Arrecifes de Puerto Morelos (PNAPM) se ubica en la costa norte del estado de Quintana Roo, al noreste de la Península de Yucatán (Figura 2). Tiene una superficie total de 9,066.63 ha, sus coordenadas geográficas extremas son: 21°00'00" y 20°48'33" latitud norte y 86°53'14.40" y 86°46'38.94" longitud oeste, lo que le otorga la característica de ser una zona de transición entre la Cuenca Marina del Caribe y la del Golfo de México. Paralela a la costa fluye hacia el norte la corriente de Yucatán, entrando al Golfo de México por el estrecho de Yucatán (Almazán Becerril, 2013; INE, 2000).

A una distancia de 0.4 – 1.6 km de la costa, se presenta una barrera de coral que es parte del Sistema Arrecifal Mesoamericano (Figura 2). Tomando en cuenta la topografía, se divide el perfil de la barrera en: laguna, arrecife posterior, cresta arrecifal, arrecife frontal y plataforma arenosa (INE, 2000). Entre la barrera arrecifal y la costa se forma la laguna arrecifal de Puerto Morelos, cuyo ancho varía entre 550 y 1,500 m, es relativamente poco profunda, con una profundidad promedio de 3 a 4 m y una profundidad máxima de 8 m, está conectada al océano a través de dos entradas: una en el norte entre la barrera arrecifal de 300 m de ancho, y la segunda es un canal de navegación al sur de 300 m de ancho (Coronado *et al.*, 2007). La extensión de la zona posterior oscila entre 50 y 200 m aproximadamente y su profundidad entre 1 y 3 m, esta zona presenta una mayor rugosidad en el fondo por la presencia de abundantes colonias de coral. La cresta arrecifal corresponde a la parte más somera del arrecife, es donde rompen las olas en condiciones normales y por lo general la biodiversidad es más baja (INE, 2000). Hacia el mar desde la cresta, el arrecife se inclina a profundidades de 20 a 25 m, dando paso a una plataforma de arena mayoritariamente árida de varios kilómetros de ancho (Coronado *et al.*, 2007).

El clima es tropical, con dos estaciones bien definidas con respecto al viento y la temperatura del aire. Primero está el invierno, el cual dura de noviembre hasta marzo o abril, con una temperatura promedio de 24 a 25° C, aunque los mínimos pueden ser notablemente más bajos, debido a los frentes fríos, conocidos como "Nortes". El verano presenta un predominio de aire tropical marino y tormentas eléctricas, la temperatura máxima se alcanza en agosto con un promedio de 29° C y máximos por encima de 33.5° C (Coronado *et al.*, 2007).

La mayor parte del año la barrera arrecifal está expuesta a olas generadas por los vientos alisios. Sin embargo, en la laguna arrecifal y la zona arrecifal posterior, las olas son bajas ya que el arrecife funciona como una barrera marítima. Las aguas costeras se caracterizan por tener un carácter oceánico y oligotrófico, además de una transparencia elevada (INE, 2000)

V. Método

Se eligieron dos sitios de muestreo de arrecife de coral a lo largo de la zona posterior de la barrera arrecifal. Se consideró que ambas zonas fueran similares estructuralmente, además, puesto que se ha documentado que los ojos de agua son posibles fuentes de nutrientes provenientes de actividades antrópicas (Navarro, 2015), también se consideró la cercanía a ojos de agua como parámetro para escoger los sitios.

Los dos sitios son: Sitio I Tanchacté, y Sitio II Radio Pirata, (Figura 2). El primero se encontraba más alejado de la estación UASA de la UNAM y más cercano a la presencia de ojos de agua. Cada sitio fue muestreado a través de seis transectos en banda

de los cuales cuatro tuvieron 1 m de ancho y los dos restantes 2 m, todos contaron con 10 metros de longitud. Para la delimitación de cada uno de los transectos se utilizó una cuerda plomada marcada con sujetadores de colores en intervalos de 10 cm y se posicionaron paralelamente al arrecife, cuidando que la cuerda quedara completamente extendida. Se midió y anotó la profundidad en la que se encontraban cada uno de los transectos (Lang *et al.*, 2012). A partir de estos transectos se determinó la heterogeneidad ambiental y la distribución, riqueza y abundancia de esponjas (Figura 3).

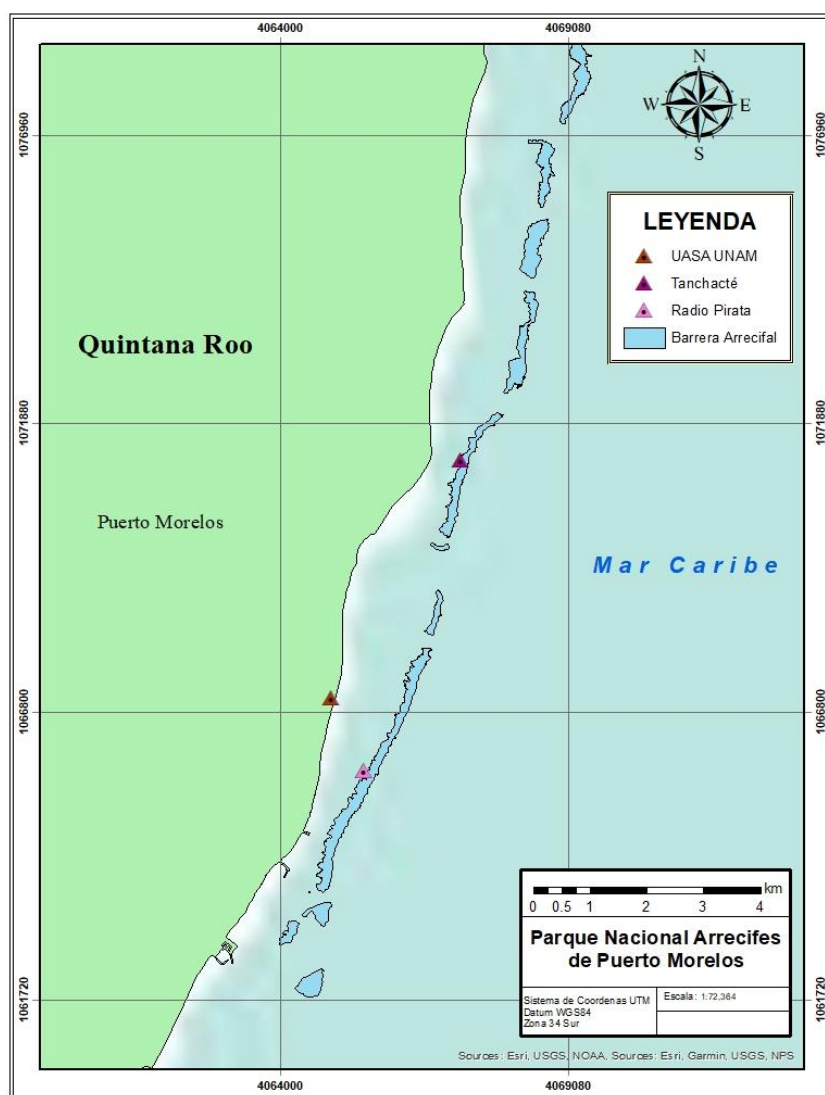


Figura 2: Mapa del Parque Nacional Arrecifes de Puerto Morelos y de las zonas de estudio. UASA= Unidad Académica de Sistemas Arrecifales.

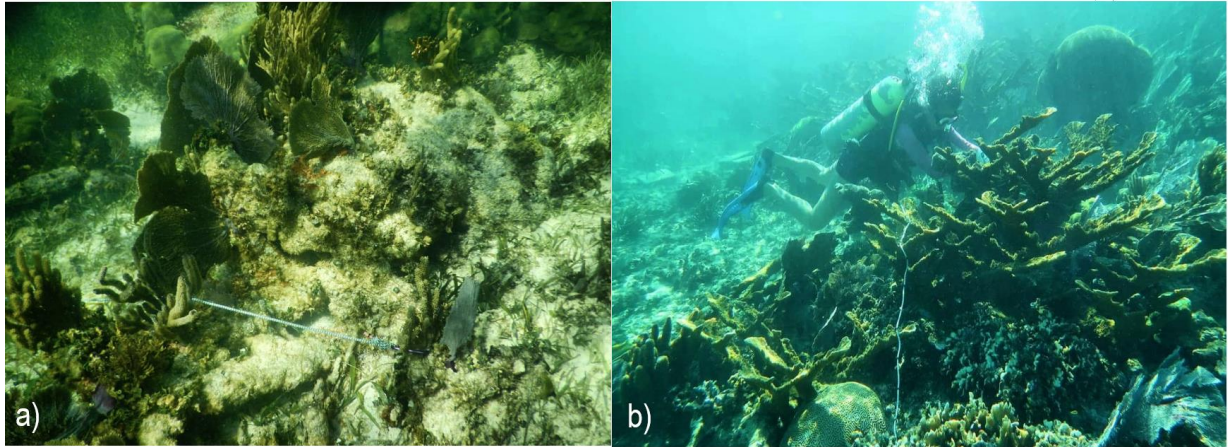


Figura 3. Método de muestreo, a) posición de la cuerda plomada para delimitar un transecto, b) buzo tomando de datos en el transecto.

a) Heterogeneidad ambiental

Con el fin de caracterizar la heterogeneidad ambiental, en cada uno de los transectos se calculó la cobertura bentónica, tomando en cuenta: el porcentaje de algas coralinas incrustantes o algas costrosas coralinas (CCA por sus siglas en inglés *crustose coralline algae*), coral, coral muerto, cianobacteria, hidrocoral, invertebrado agresivo, macroalga, octocoral, pasto marino, sustrato, tapete algal y sedimento o tapete sedimentario de algas césped (TAS por sus siglas en inglés *turf algae and sediment*) y esponja. Para el cálculo de toda esta cobertura bentónica, se utilizaron marcaciones de cada 10 cm a lo largo de cada uno de los transectos (método *Point Intersect Transect*, PIT). Es importante mencionar que las categorías de bentos utilizadas en el presente estudio se basaron en las propuestas en el protocolo AGRRA versión 5.5 (Lang *et al.*, 2012), bajo el criterio de las interacciones ecológicas que presentan esos grupos de organismos con los corales formadores de arrecifes. De igual manera se identificaron todas las especies de coral que se encontraron, y se contabilizó el número de colonias por especie dentro de cada transecto. Para evitar realizar una sobreestimación de ambos datos, se utilizó un bastón vara de PVC de 2 cm de diámetro y 50 cm de largo con marcaciones de intervalos de 10 cm, el cual se fue posicionando perpendicularmente a la línea del transecto y sólo fueron tomados en cuenta para el muestreo aquellos individuos que se encontraban mínimo 50% dentro del área ocupada por el bastón, esta técnica se realizó por ambos lados de la línea del transecto (Lang *et al.*, 2012). Otro parámetro que se utilizó para caracterizar la heterogeneidad ambiental fue la rugosidad a través de una cadena con eslabones de 1.5 cm de diámetro y 30 m de longitud. El índice de rugosidad es el método más utilizado para medir la complejidad arquitectónica del arrecife, se expresa como la relación entre la longitud total de una cadena y la longitud de la misma cadena cuando se posiciona en una superficie de arrecife. Una superficie perfectamente plana tendría un índice de rugosidad de 1, números más grandes indican un mayor grado de complejidad arquitectónica. El índice tiende hacia el infinito con una complejidad arquitectónica creciente, sin embargo, las estimaciones de rugosidad superiores a 3 son muy raras (Álvarez-Filip *et al.*, 2009).

Se realizaron pruebas de T de student para conocer si existían diferencias estadísticamente significativas en cuanto a la distribución bentónica tanto entre los dos sitios de estudio como dentro de cada uno de ellos, es decir, entre los seis transectos que representaban cada uno de los sitios. Aunado a esto, utilizando el software Past 3.17, se aplicó un análisis multidimensional de clasificación numérica (Cluster Analysis) con base en el índice de similitud de Bray-Curtis, para conocer si de acuerdo a los datos obtenidos del bentos existían tendencias de agrupamiento en los transectos de manera general y dentro de cada uno de los sitios. Para el análisis de los datos obtenidos con respecto a la riqueza y abundancia de corales, se realizaron las mismas pruebas antes mencionadas, con la diferencia de que el Cluster Analysis se realizó con la finalidad de conocer si existían tendencias de agrupamiento espaciales entre las especies de corales.

b) Caracterización de la riqueza, abundancia y distribución de las especies de esponjas

Con la finalidad de conocer la estructura comunitaria de esponjas, en cada uno de los transectos se fotografiaron los individuos que se iban observando, siguiendo el método del bastón de vara utilizado para el conteo de las especies de corales. Es importante mencionar que, para evitar muestrear organismos bentónicos similares a las esponjas, se realizó un catálogo de imágenes con las especies de esponjas del Caribe y se observó detalladamente para identificar los ósculos que las distinguen. Se identificaron las especies hasta donde fue posible.

Se calculó la riqueza, abundancia total y relativa de cada especie. Con ayuda del software Past 3.17 se obtuvo el índice de Diversidad de Shannon-Wiener (H'), el de Dominancia de Simpson (D) y el índice de Equitatividad de Pielou (J'), atributos comunitarios estadísticos (Diversidad Biológica Alfa). De igual manera, para delimitar las comunidades de esponjas existentes en el área de estudio se realizaron las pruebas paramétricas antes mencionadas (Diversidad Biológica Beta).

c) Patrón de uso de hábitat

Se contabilizó la riqueza y abundancia de especies de esponjas registradas en cada uno de los ambientes caracterizados, para de esta manera analizar su patrón de uso de hábitat. De igual manera, se calcularon la frecuencia y abundancia relativa de cada especie de esponjas en cada uno de los ambientes caracterizados, buscando si existen diferencias significativas de esta distribución entre los dos sitios, a través de pruebas de T de student.

d) Relación del patrón de uso de hábitat de las esponjas con la localización de fuentes de aporte de nutrientes

Finalmente, se determinó el IC (índice de contaminación) con base en Alcolado *et al.* (2010) y Busutil y Alcolado (2012), el cual toma en cuenta la abundancia relativa porcentual de las especies de esponjas que sirvan como indicadoras de algún nivel de contaminación, es decir, el número de individuos de cada una respecto al total de especies de esponjas contadas en cada una de las dos condiciones de muestreo. Este índice se relacionó con el patrón de uso de hábitat de estas especies y las posibles fuentes de aporte de nutrientes en el área de estudio descritas por Navarro (2015).

VI. Resultados y discusión

a) Heterogeneidad ambiental

La distribución de la cobertura bentónica en Radio Pirata (RP) fue dominada por macroalgas, con un porcentaje promedio de 27.66%, la categoría que obtuvo menor porcentaje de cobertura promedio fue pasto marino con 0.5%, para el caso de la cobertura promedio de esponjas el valor obtenido fue de 4.6% (Figura 4). Estos resultados coinciden con los reportados por Rodríguez-Martínez *et al.* (2010) para el arrecife coralino del sitio CARICOMP (*Caribbean Coastal Marine Productivity*) en Puerto Morelos durante 1993-2005, quienes mencionan que este tipo de coberturas bénticas coralinas son típicas de la costa noreste del Caribe Mexicano. Sin embargo, un indicador clave de la degradación de los arrecifes coralinos es la reducción de la cobertura de coral, dando pie al incremento de la cobertura de otros componentes bentónicos como las macroalgas, lo que se conoce como “cambio de fase” (Barranco y Carriquiry, 2014). Este cambio de fase de coral-macroalga es importante para la salud arrecifal puesto que algunas de éstas inhiben el reclutamiento de las larvas de coral, reducen su fecundidad o pueden tapizar los corales vivos, influyendo negativamente en el crecimiento y mantenimiento del arrecife (Lang *et al.*, 2012). Padilla Souza *et al.* (2012) mencionan que los arrecifes coralinos del Caribe están experimentando este proceso de cambio de fase desde la década de los 80's. Este contexto nos permite inferir que, de acuerdo a los datos obtenidos en el presente estudio, el arrecife de RP está experimentando un estadio de cambio de fase coral-alga, indicando de esta manera una posible degradación en la zona. Esto concuerda con el alto porcentaje de cobertura de categorías que pueden indicar algún nivel de degradación en el arrecife como son macroalgas y TAS de 43.16%, en comparación del 27.83% de cobertura coralina y CCA, categorías que indican un buen nivel de salud arrecifal. De estas últimas las CCA (con cobertura del 10.33) son de suma relevancia para el funcionamiento arrecifal pues contribuyen a la cimentación arrecifal y promueven el reclutamiento de larvas coralinas (Lang *et al.* 2012; Barranco y Carriquiry, 2014).

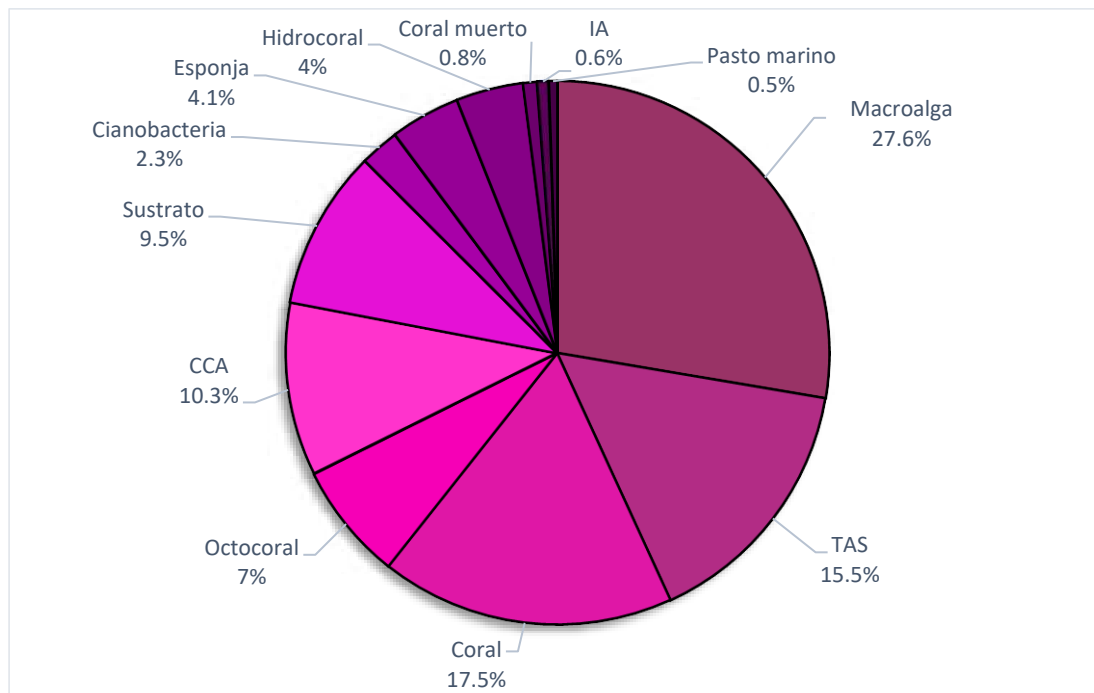


Figura 4. Porcentajes promedios de coberturas bentónicas de Radio Pirata.

Para el caso de Tanchacté (TN) la categoría que dominó fue TAS con un 27.5%, seguida por coral con 21.83% y macroalga con 17.16%, la categoría que presentó menor cobertura bentónica promedio fue invertebrado agresivo con 0.5%, el valor de cobertura promedio obtenido para la categoría de esponja fue de 1.16% (Figura 5). Los tapetes algales (TA) son comunidades formadas principalmente por algas y cianobacterias que varían en tamaño y densidad de acuerdo a su ubicación, temporada y a los regímenes herbívoros (Johnson *et al.*, 2017). Son varios los autores que han señalado el efecto que tienen los TA en la dinámica de los arrecifes coralinos. Johnson *et al.* (2017), Cetz-Navarro *et al.* (2015) y Vermeij *et al.* (2010) mencionan que los TA juegan un papel importante dentro de los ecosistemas marinos tropicales puesto que cumplen funciones ecológicas clave como su alta productividad, no obstante, pueden tener un impacto negativo ya que llegan a inhibir el reclutamiento de larvas coralinas y a través de la exclusión competitiva afectan la abundancia de los corales. También mencionan que ésta interacción restringe la recuperación del coral, y que se debe contemplar el hecho de que los TA pueden sobrevivir en condiciones de alta sedimentación debido a que actúan como trampas de sedimentos finos, condiciones en las que los corales y otros grupos de algas se vuelven vulnerables, siendo la sedimentación una de las principales causas de la degradación del coral, aumentando de esta manera su mortalidad (Nugues y Roberts, 2003). Es por estas razones que esta categoría (TAS) es considerada como un síntoma de enfermedad en los corales (Almazán-Becerril, 2013).

Bajo este contexto, el hecho de que en el presente estudio TAS haya sido la categoría predominante con más de un cuarto de la cobertura total promedio, indica que la zona presenta fuertes indicios de degradación. Por otro lado, es importante señalar que la sumatoria del promedio de cobertura de las categorías consideradas como indicadores de una buena condición arrecifal (coral y CCA) es de 25.16%, la cual resulta menor a

la sumatoria de macroalgas y TAS que es de 44.66%, hecho que refuerza la aseveración antes realizada, de que Tanchacté presenta fuertes indicios de degradación.

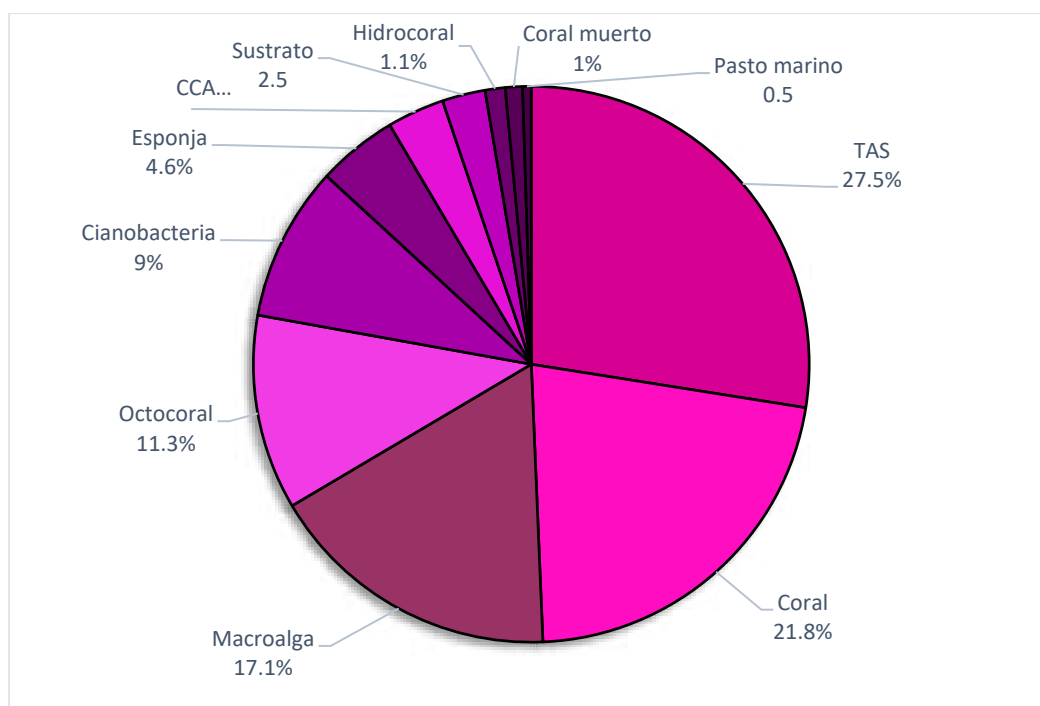


Figura 5. Porcentajes promedios de coberturas bentónicas de Tanchacté.

Al comparar los promedios de la cobertura bentónica de RP y TN (Figura 6), podemos observar en primera instancia el hecho de que de todas las categorías del bentos utilizadas en el presente estudio, la única que no estuvo presente en ambos sitios fue coral muerto; en RP fue de 0.83% mientras que en Tanchacté no hubo ningún registro, Cetz-Navarro *et al.* (2015) mencionan que los corales deben de tener algún nivel de degradación o estar muertos para que los TAS puedan colonizarlos y como ya se mencionó con anterioridad, esta categoría fue la predominante en TN, así que se puede inferir que el hecho de no haber obtenido registros de esta categoría, no quiere decir que no hubiera corales muertos, sino que probablemente estos ya habían sido dominados por TAS.

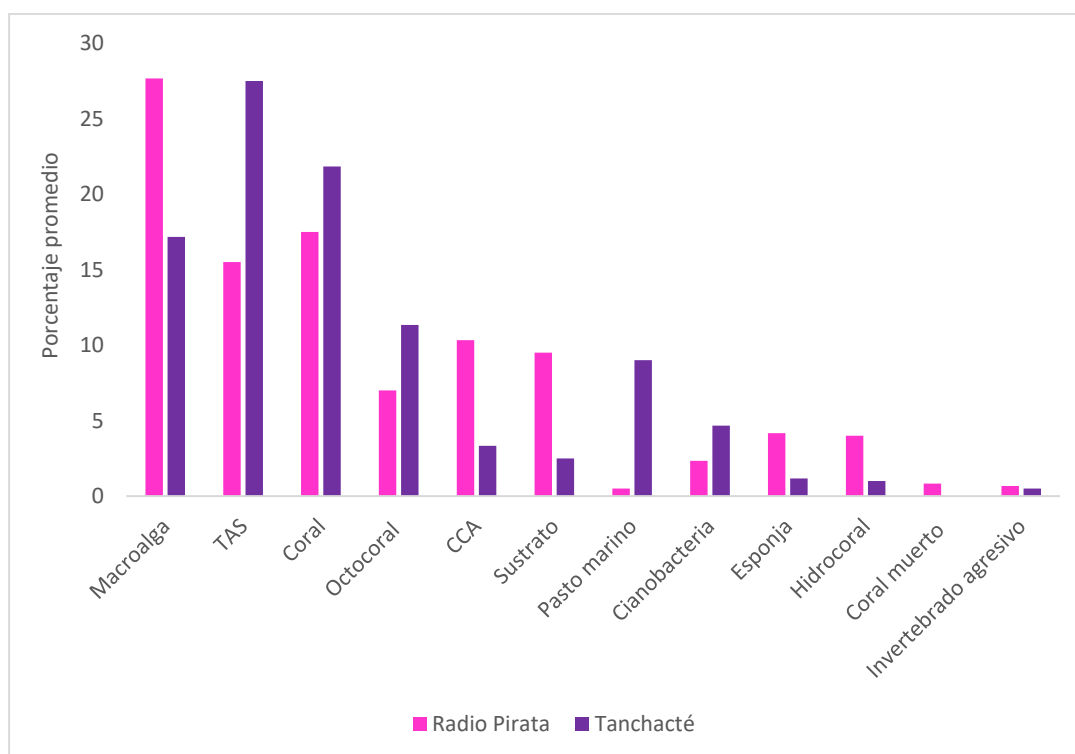


Figura 6. Comparación de las coberturas bentónicas promedio de los dos sitios de estudio.

Por otro lado, es importante mencionar que con base en las pruebas de T de student realizadas (Cuadro 1), no se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre los porcentajes promedios de las distintas categorías del bentos a excepción de TAS (t-test, $p < 0.05$), con base en esto se puede inferir que la estructura bentónica de los dos sitios es similar, sin embargo, debido a su alta cobertura de TAS, Tanchacté efectivamente se encuentra en un estado más avanzado de degradación.

Tabla 1. Estadísticos descriptivos y resultados de prueba de T-student (P value), para las diferentes categorías de coberturas bentónicas.

Categoría	n		Media		Desviación estándar		T- test P value
	RP	TN	RP	TN	RP	TN	
CCA	6	6	10.33	3.33	7.68	3.88	0.08
Coral	6	6	17.5	21.83	11.79	11.10	0.52
Coral muerto	6	6	0.83	-	2.04	-	0.36
Cianobacteria	6	6	2.33	4.66	4.08	4.32	0.35
Hidrocoral	6	6	4	1	6.48	1.2	0.31
Invertebrado agresivo	6	6	0.66	0.5	0.81	0.54	0.68
Macroalga	6	6	27.66	17.16	15.43	8.37	0.18
Octocoral	6	6	7	11.33	4.19	6.02	0.18
Pasto marino	6	6	4	9	1.22	7.58	0.32
Sustrato	6	6	9.5	2.5	10.36	3.56	0.16
TAS	6	6	15.5	27.5	14.05	6.02	0.04
Esponja	6	6	4.16	1.16	5.23	2.4	0.24
Rugosidad	6	6	13.91	13.63	0.85	0.6	0.52

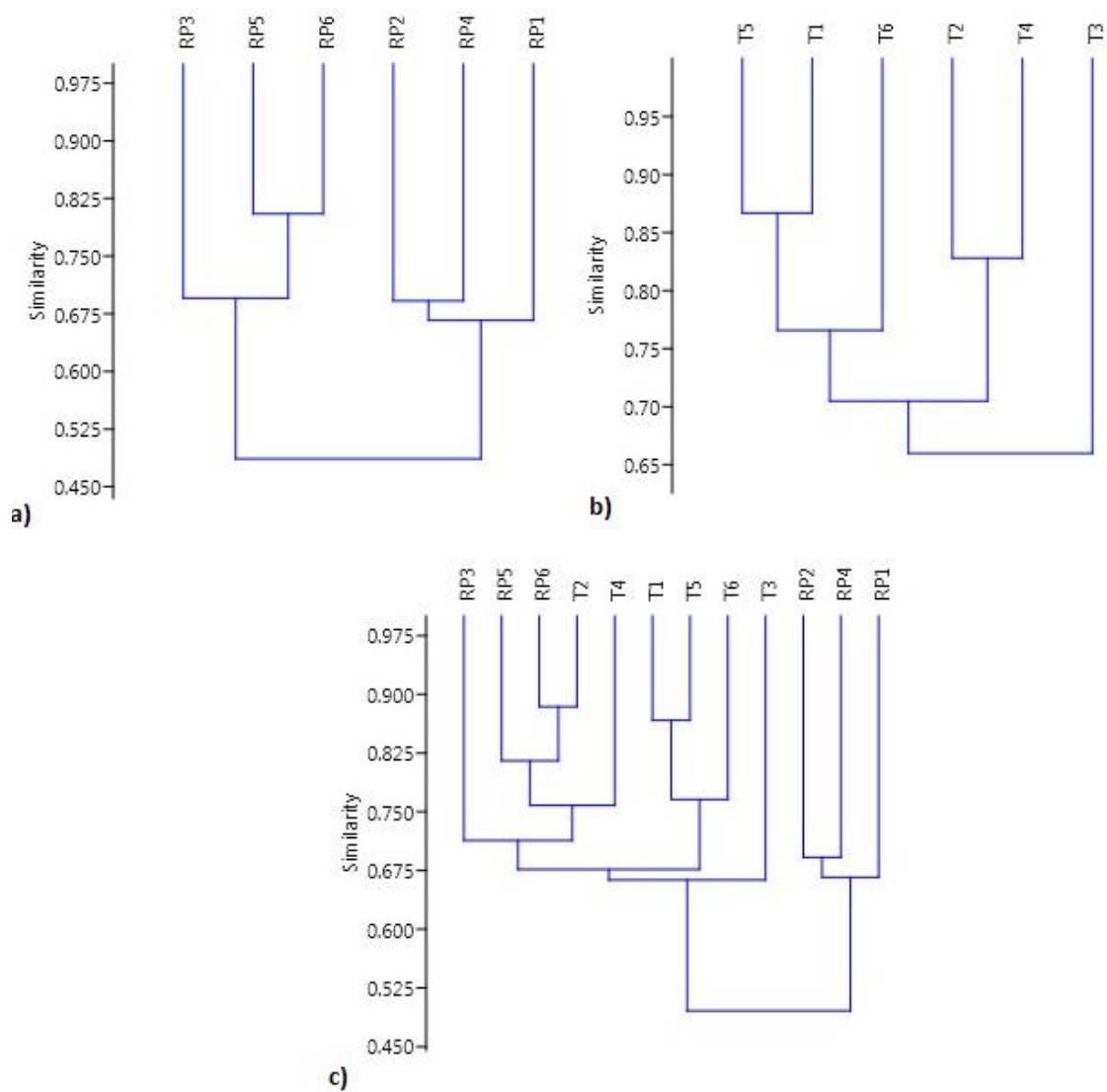


Figura 7. Dendogramas de similitud en la cobertura bentónica de los transectos realizados. a) Similitud de transectos en Radio Pirata, b) Similitud de transectos en Tanchacté y c) Similitud de transectos en ambos sitios de estudio.

Los dendogramas obtenidos a partir del Cluster Analysis (Figura 7) no nos muestran fuertes tendencias de agrupamiento entre los transectos realizados con respecto a la cobertura bentónica: para el caso de RP se pueden observar dos grupos bien definidos a un nivel de similitud aproximadamente de 48%; para el caso de TN se observan tres grupos con un nivel de similitud del 70% y uno de estos está conformado solo por un transecto, es decir, que la mayoría de los transectos presentan una alta similitud. Estos resultados nos indican que la heterogeneidad de la cobertura bentónica entre los transectos de RP es mayor a la encontrada en TN. Por otro lado, al buscar tendencias de agrupamiento entre los transectos de ambos sitios en conjunto, se encontró que a un nivel de similitud del 48% aproximadamente se distinguen dos grupos, es importante señalar el hecho de que los transectos de TN se encuentran dentro del mismo grupo, mientras que los de RP se encuentran a una mayor distancia, corroborando una vez más el resultado de que la heterogeneidad de la cobertura bentónica de RP es mayor a la de TN. Es bien sabido que los arrecifes coralinos son ecosistemas que presentan

una alta complejidad estructural, que les permite mantener la mayor biodiversidad de los ecosistemas marinos (Lally y Parsons, 1997), esto concuerda con la alta heterogeneidad obtenida en RP, sin embargo, el hecho de que TN haya presentado una mayor homogeneidad con base a la cobertura bentónica, quiere decir que la zona está perdiendo uno de los rasgos principales que caracterizan a los arrecifes coralinos, lo que puede afectar a la biodiversidad asociada al arrecife.

Con respecto a las especies coralinas, se registró un total de 19 especies constructoras de arrecifes, las cuales corresponden a 11 géneros, incluida una especie de hydrocoral o “falso coral duro” o del género *Millepora* (Figura 8). En RP se obtuvo un total de 344 colonias coralinas correspondientes a 13 especies, *Porites astreoides* fue la especie dominante con una abundancia relativa del 54% (188 colonias del total de las registradas), la segunda especie con mayor frecuencia fue *Acropora palmata* con el 13%, posteriormente se encuentran dos especies del género *Agaricia* (*Agaricia tenuifolia* y *Agaricia agaricites*) con una abundancia relativa del 5%, al igual que *Madracis decatis*. Las especies coralinas restantes registradas en la zona representan menos del 5% del total de las colonias cada una (*Porites porites*, *Siderastrea siderea*, *Madracis auretenra*, *Millepora complanata*, *Dichocoenia stokesii*, *Pseudodiploria strigosa*, *Pseudodiploria clivosa* y *Siderastrea radians*), cabe destacar que *Madracis auretenra* y *Dichocoenia stokesii* solo se registraron en RP.

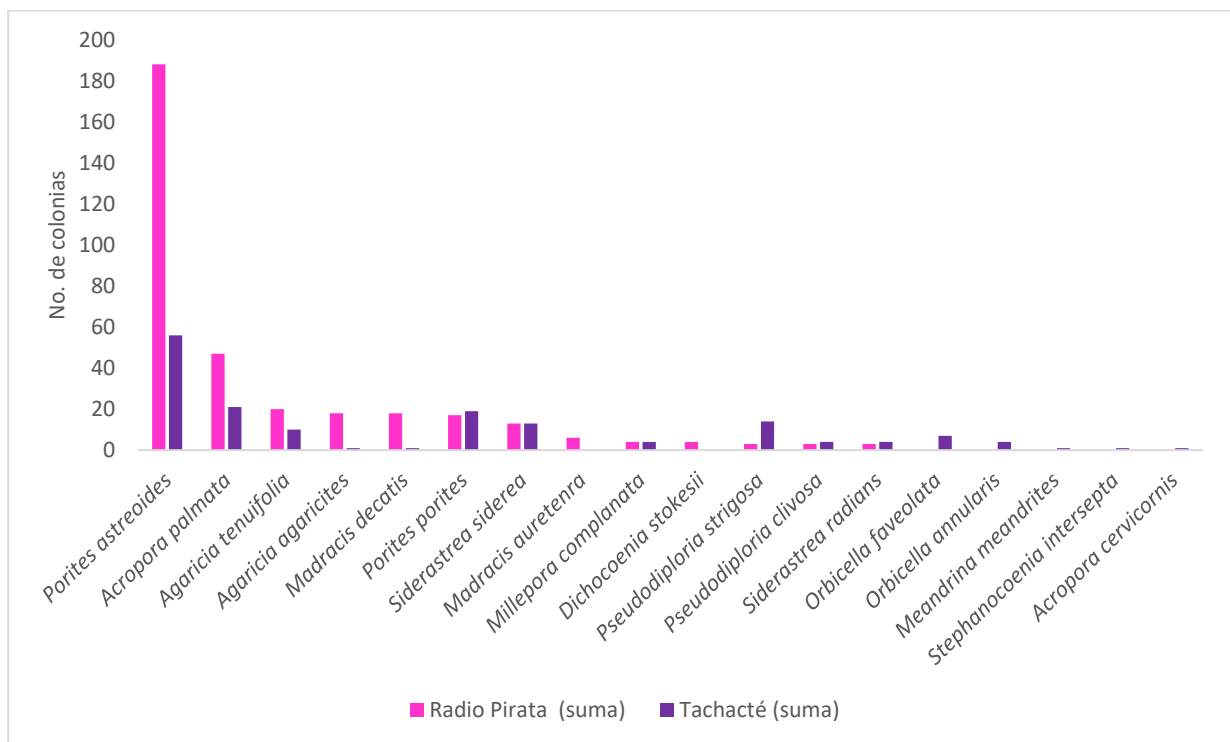


Figura 8. Frecuencia de las colonias de las diferentes especies de coral.

Para el caso de Tanchacté, se obtuvo un total de 161 colonias pertenecientes a 16 especies. Al igual que en RP la especie dominante fue *P. astreoides* con una abundancia relativa del 34% (56 colonias del total de las registradas en la zona), seguida por *A. palmata* con el 16%, posteriormente se encuentran *P. porites* con el 11%, *P. strigosa* y *S. siderea* con el 8% y *A. tenuifolia* con el 6%. Las especies restantes registradas en TN presentan una abundancia relativa menor del 5% cada una (Figura 8). Cabe destacar que las especies *Orbicella faveolata*, *Orbicella annularis*, *Meandrina meandrites*, *Stephanocoenia intercepta* y *Acropora cervicornis* sólo se registraron en TN y de éstas, en las tres últimas especies solo se registró una colonia al igual que en *A. agaricites* y *M. decatis*.

En un estudio realizado por González (2017) en distintas zonas de los arrecifes coralinos del mar Caribe (Puerto Morelos, Cozumel y Sian Ka'an) reportó que entre los géneros de coral con mayor abundancia relativa y más frecuentes se encontraba *Porites*, siendo *Porites astreoides* la especie más representativa. Lo anterior concuerda con lo obtenido en el presente estudio en ambas zonas. De igual manera menciona que de acuerdo a los resultados que obtuvo, este tipo de especies aportan poco al funcionamiento del arrecife. Se han realizado distintos estudios que han descrito el rol de diferentes especies o grupos funcionales de coral en el funcionamiento del arrecife. Darling *et al.* (2012) categorizaron las historias de vida de diferentes especies de corales de acuerdo a varios de sus atributos y las clasificaron en competitivas, generalistas, oportunistas y tolerantes al estrés. Dentro de esta clasificación *Porites astreoides* se encuentra dentro de las especies oportunistas, este grupo es descrito como aquellas especies que pueden colonizar hábitat perturbados, puesto que presentan una mayor sobrevivencia en comparación a las especies con otras estrategias de vida. De igual manera, distintos autores hacen referencia al hecho de que el cambio de dominancia en los arrecifes de coral de especies a especies oportunistas a través de las últimas décadas, competitivas como es el caso de *Acropora palmata*, compromete la integridad del arrecife, puesto que las tasas de calcificación de estas especies son menores a las tasas de erosión y no podrán mantener el desarrollo del arrecife. Así mismo, las especies oportunistas forman conglomerados más pequeños y menos complejos desde el punto de vista arquitectónico, lo que afecta la complejidad arquitectónica potencial y su capacidad para sostener la biodiversidad asociada (Álvarez-Filip *et al.* 2009, 2011, 2013). Bajo este contexto se puede inferir que el hecho de que en el área de estudio la especie dominante haya sido *P. astreoides*, puede servir como un indicador más de que tanto RP como TN están siendo afectadas.

De igual manera es importante destacar que si bien en ambos sitios predominó la misma especie, el número total de colonias de coral vivo por sitio fue 200% mayor en RP. Lo que nos permite inferir que, aunque ambas zonas presentan síntomas de degradación, en RP es menor, hecho que coincide con el análisis previo de los resultados obtenidos de la cobertura bentónica (TAS).

Por otro lado, los dendogramas obtenidos a partir del Cluster Analysis para ver si existían asociaciones entre las especies coralinas (Figura 9) no nos muestran fuertes tendencias de agrupamiento y esto puede ser debido a que, como se discutió con

anterioridad, la dominancia de *P. astreoides* en ambos sitios de muestreo fue clara. Por último, los valores de rugosidad promedio fueron de 1.3 en ambos sitios, concordando con lo descrito por Álvarez-Filip *et al.* (2009), quienes mencionan que en la actualidad los arrecifes con índices de rugosidad menores a 1.5 (arrecifes más planos en comparación con los que dominaban anteriormente), representan el 75% del total de los arrecifes del Caribe.

Con base en lo descrito anteriormente, con relación a la heterogeneidad ambiental, se puede concluir que ambos sitios de estudio son similares estructuralmente, pero, a pesar de que ambos muestran síntomas de degradación, Tanchacté es el sitio que se ha visto más afectado. Bajo este contexto, se caracterizaron dos tipos de ambientes; *Ambiente I. En vías de degradación* (el cual corresponde a RP), y *Ambiente II. Degradado* (que corresponde a Tanchacté).

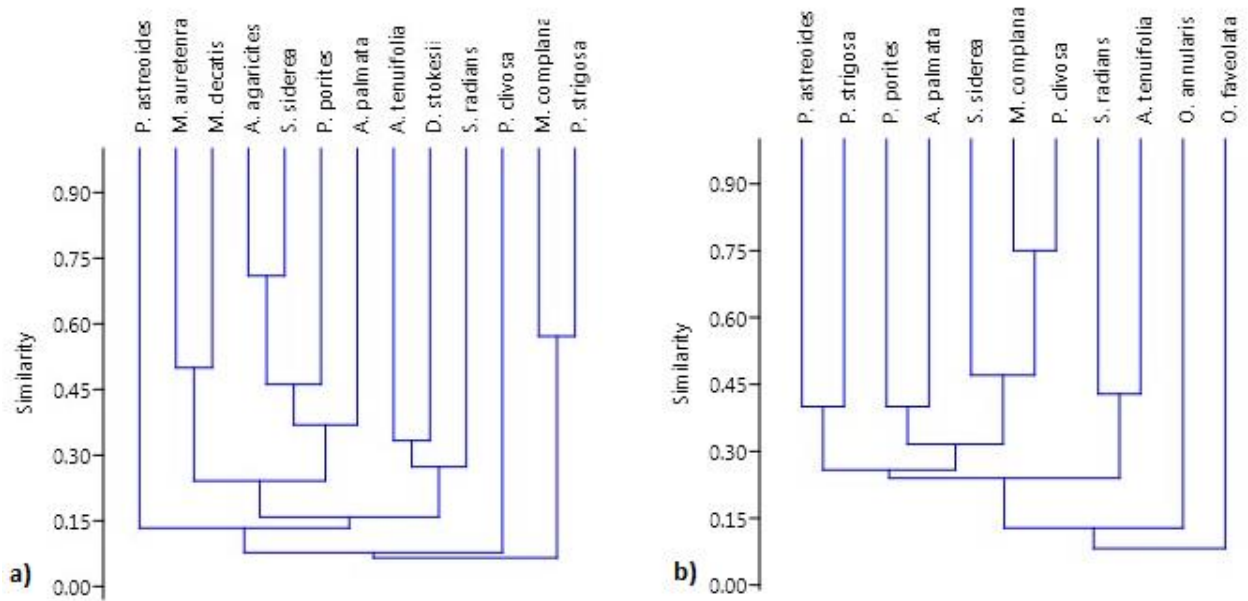


Figura 9. Dendogramas de asociación de especies coralinas. a) Radio Pirata y b) Tanchacté.

b) Caracterización de la riqueza, abundancia y distribución de las especies de esponjas

Se registró una riqueza total de 333 organismos. Cabe mencionar que las esponjas son animales que presentan características morfológicas que dificultan su clasificación, por lo tanto, en el presente estudio 37 organismos no pudieron ser identificados, sin embargo, con base en sus características físicas fue posible catalogarlos en 13 grupos diferentes (sp.1, sp.2, sp.3,...sp.13). De los 296 organismos restantes pudieron ser identificadas 22 especies, divididas en 18 géneros, 17 familias y 10 órdenes (Anexo, Tabla 3), de éstos el más representativo fue el orden Dictyoceratida con una abundancia relativa del 33%, seguido del género *Clionaida* con 28% y, *Poecilosclerida* y *Scopalinida* con 14% (Figura 10). Es importante destacar que se encontraron dos especies nuevas; *Bubaris sp.1* y *Bubaris sp.2*, pertenecientes al orden Bubarida, el cual no había sido reportado anteriormente en la zona.

Carballo *et al.* (2014) mencionan que el orden mayormente representado en las Costas de México es Poecilosclerida con el 29% de la riqueza de especies, seguido por Haplosclerida con el 15% y Hadromerida con el 13%, lo cual no concuerda con los resultados obtenidos en el presente estudio, en el cual el orden Haplosclerida obtuvo apenas el 5% de abundancia relativa, el orden Hadromerida actualmente es Clionaida. Rützler (2002) menciona que el orden Clionaida está conformado por especies de esponjas perforantes de carbonatos, de igual manera explica que no parece que las clionidas produzcan componentes tóxicos que afecten a las colonias coralinas fuertes y que los pólipos coralinos sanos las repelen, sin embargo, es posible que en los corales que se encuentran bajo estrés, éstas especies crezcan a una velocidad rápida sobre ellos llegando incluso a dominarlos. Bajo este contexto, el hecho de que en el presente estudio este orden sea el segundo con mayor abundancia, superando a aquellos que en estudios previos han sido reportados como los más representativos, permite inferir que está habiendo un incremento en el crecimiento de estas especies, debido probablemente a que los corales de la zona de estudio se encuentran bajo algún grado de estrés, lo cual fortalece la premisa antes discutida de que el arrecife del presente estudio se encuentra bajo un nivel importante de perturbación.

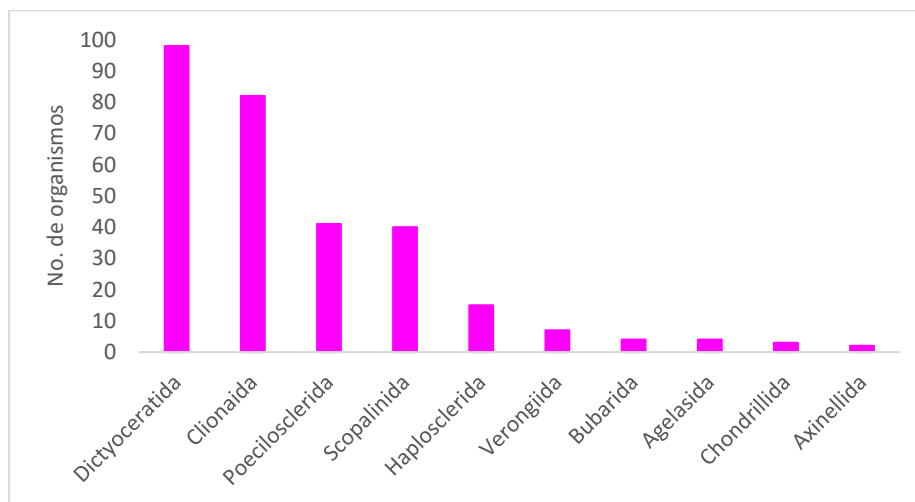


Figura 10. Abundancia de los órdenes reportados.

Respecto a la abundancia de especies, para efectos de mejor entendimiento se dividieron en dos grupos; dominantes (Figura 11) y raras, siendo éstas últimas aquellas especies que presentaron una frecuencia menor a tres. La especie que presentó una mayor abundancia fue *Ircinia felix* con el 29% de abundancia relativa, seguida por *Cliona delitrix* 13%, *Scopalina ruetzleri* 12%, *Cliona varians* 9%, y *Monanchora arbuscula* 6%, las especies restantes obtuvieron valores de abundancia relativa menores al 5%.

Mass Vargas (2004) realizó un inventario de esponjas del Bentos Costero de Ecosur que incorpora distintas localidades del Caribe Mexicano, donde reportó 50 especies de esponjas de las cuales solo ocho especies coinciden con las reportadas en el presente estudio, incluidas *I. felix*, *C. varians* y *M. arbuscula*, es decir, tres de las especies más abundantes en el presente estudio. De igual manera, Gómez y Green (1984) realizaron

un estudio taxonómico de las especies de esponjas de Puerto Morelos, donde mencionan que fueron 40 especies las encontradas, pero solo habían estudiado 20 (riqueza de especies similar a la reportada en el presente estudio) no obstante, al igual que en la comparación anterior solo ocho especies coinciden, incluidas *I. felix* y *C. varians*. Si bien, en ambos estudios no mencionan las abundancias de cada una de las especies que encontraron, el hecho de que tanto *I. felix* como *C. varians* se hayan reportado con anterioridad en distintos estudios, permite inferir que son especies típicas de la zona y por esta razón las abundancias dominantes que presentaron en el presente estudio. El resto de las especies que coinciden en los dos estudios anteriores y el presente son: *Agelas clathrodes*, *Amphimedon compressa* y *Agelas dispar*, todas con una abundancia relativa <1%.

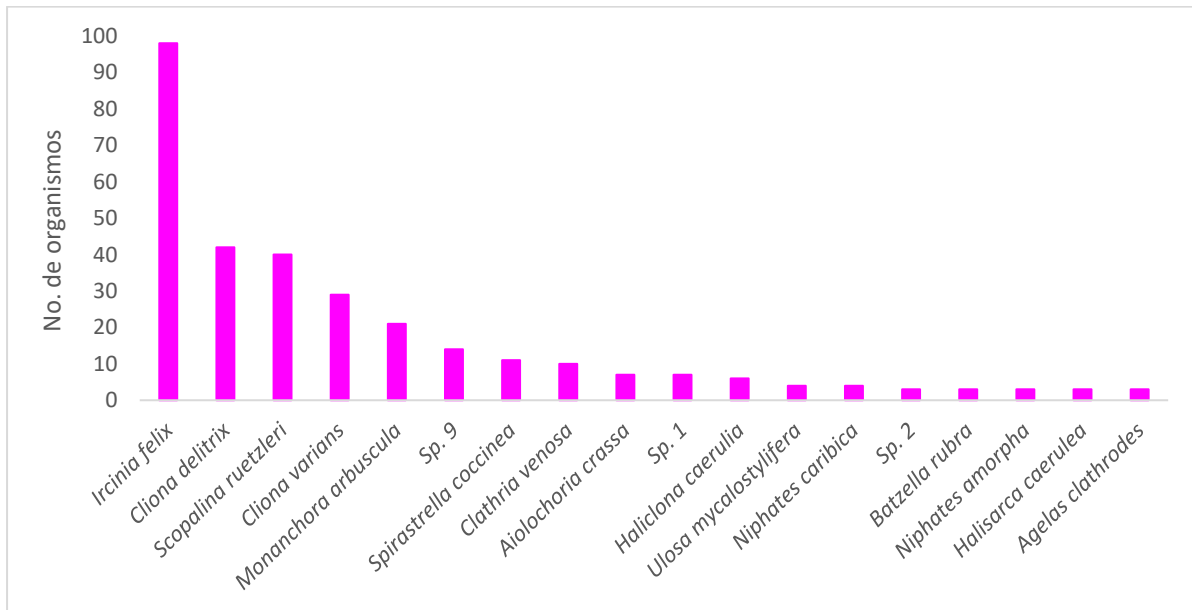


Figura 11. Abundancia de las especies dominantes de esponjas.

Por otro lado, es importante destacar el hecho de que, de las cinco especies con mayor abundancia relativa encontradas, dos especies han sido reportadas en sitios contaminados: *C. delitrix* y *S. ruetzleri*, y que no se habían reportado con anterioridad en el área de estudio. Son diversos los estudios que mencionan la presencia de *C. delitrix* en arrecifes expuestos a contaminación orgánica, principalmente fecal, puesto que se ha comprobado que aumenta hasta cinco veces en presencia de bacterias coliformes fecales. También se hace mención de la alta capacidad que tiene esta especie para dominar corales vivos, puesto que tienen una dependencia obligada de la disponibilidad de coral vivo como sustrato, llegando incluso a matarlos al ser una de las especies de esponjas incrustantes con mayor profundidad de excavación, razón por la cual se encuentra entre los competidores más fuertes del espacio de los arrecifes (Rützler, 2003; Chavez-Fonnegra y Zea, 2011; Busutil, 2013; Halperin, 2015).

Para el caso de *S. ruetzleri*, Zea (1994) y Alcolado (2007) mencionan que en arrecifes coralinos se observa bien representada en sitios que reciben aguas residuales urbanas y con diferentes grados de contaminación urbana. Alcolado (2006) menciona que es una especie dominante y frecuente en ecosistemas de mangle, también que es una especie del tipo oportunista porque se observa en cuerpos de agua fluctuantes,

propensos a una fuerte sedimentación y a veces eutroficados. Si bien el ecosistema del presente estudio no es un manglar, es bien sabido que estos ecosistemas son ricos en nutrientes debido a su naturaleza, muy al contrario de las aguas en las que se desarrollan los arrecifes coralinos, las cuales son oligotróficas. Lo anterior permite inferir que, si la especie se encuentra presente en el arrecife de PM, es debido a que existen condiciones que permiten su desarrollo, condiciones anómalas a un ecosistema arrecifal sano.

Con base en lo previamente discutido, se puede deducir que la estructura comunitaria de esponjas que habita en el arrecife de Puerto Morelos ha cambiado en los últimos años y que actualmente presenta una abundancia relativa importante de especies oportunistas propias de ecosistemas arrecifales perturbados.

En relación con los atributos comunitarios, el índice de dominancia de Simpson dio como resultado $D=0,13$, es decir, que la comunidad no refleja especies estadísticamente dominantes, sin embargo, se debe tener presente que existen especies que claramente obtuvieron una abundancia relativa mayor (*I. felix*, *C. delitrix* y *S. ruetzleri*). La diversidad puede calcularse como $1-D$ debido a que el valor de dominancia es inverso a la equidad, el valor que se obtuvo a partir de la aplicación de esta fórmula fue $1-D=0,86$, lo que demuestra que es una comunidad de esponjas estadísticamente diversa, este resultado se comprueba con el obtenido a partir del índice de diversidad de Shannon-Wiener $H'=2,57$. De igual forma, la baja dominancia obtenida coincide con el índice de equidad de Pielou $J'=0,72$. Carballo (2014), menciona que la fauna de esponjas del Caribe mexicano está compuesta por 111 especies, lo cual corresponde al 17.8% del total a nivel nacional, en el presente estudio la diversidad de poríferos registrados representa el 35% de las especies reportadas en el Caribe y el 6% de las especies a nivel nacional.

De acuerdo al índice de similitud de Bray-Curtis, la comunidad de esponjas de Puerto Morelos quedó conformada por 8 grupos de asociaciones de especies a un corte del 40% de similitud (Figura 12): Grupo 1) integrado por cuatro especies (*Halisarca caerulea*, *Bubaris sp.1*, *Haliclona caerulea* y *Lissodendorix sigmata*) registradas principalmente en Radio Pirata, especies con abundancias relativas bajas y reportadas por primera vez en el arrecife de PM; Grupo 2) conformado por *Amphimedon compressa* y *Bubaris sp.2*, ambas especies reportadas solamente en RP y con menos del 1% de abundancia relativa; Grupo 3) *Batzella rubra* y *Agelas clathrodes* son las especies que integran este grupo, ambas con menos del 1% de abundancia relativa, pero un poco más que las del grupo 2; Grupo 4) conformado por las tres especies con mayor dominancia (*I. felix*, *S. ruetzleri* y *C. delitrix*), ambas registradas en los dos lugares de estudio; Grupo 5) conformado por 3 especies con abundancias relativas altas, pero que la gran mayoría dominaron en RP (*Aiolochoxia crassa*, *Monanchora arbuscula* y *Spirastrella coccinea*), Grupo 6) este grupo es importante porque a pesar de que solo está constituido por dos especies, son especies con importancia ecológica, al encontrarse en lugares contaminados (*C. varians* y *Clathria venosa*), sus abundancias relativas fueron altas, pero principalmente se registraron en Tanchacté; Grupo 7) integrado por 3 especies que presentaron una abundancia relativa baja, y que solo estuvieron presentes en RP (*Niphates caribica*, *Niphates amorpha* y *Dragmacidon reticulatum*); y Grupo 8) especies con abundancias menores al 1% (*Agelas dispar* y *Mycale laevis*).

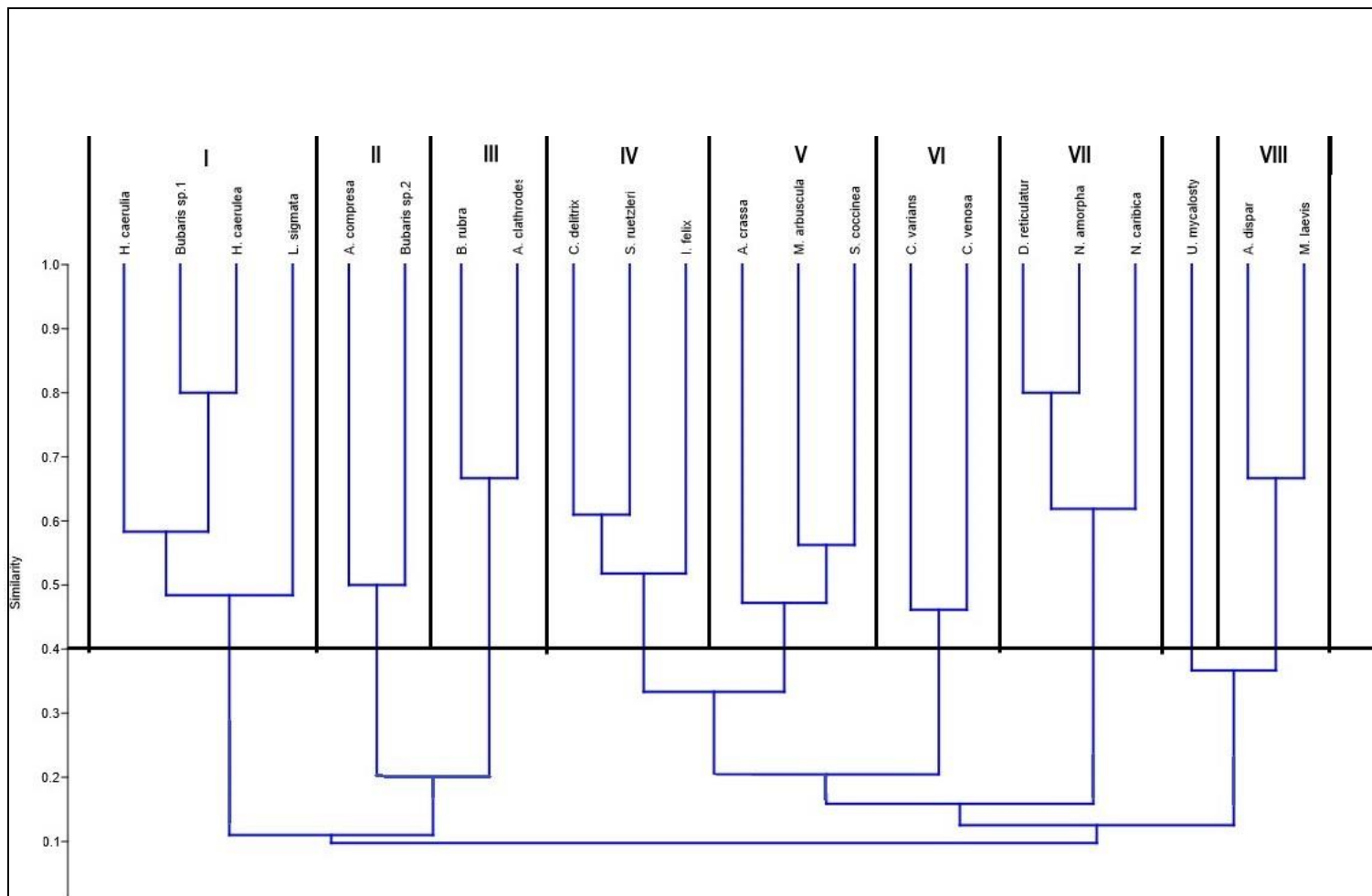


Figura 12. Dendrograma de asociación de especies de esponjas, definido por el índice de similitud Bray-Curtis, en el arrecife de Puerto Morelos, Quintana Roo.

c) Patrón de uso de hábitat

Fue distinta la distribución de especies con base en los dos ambientes caracterizados. El Ambiente I fue el que presentó mayor abundancia con 202 organismos, es decir, el 60.7% del total, al igual que mayor riqueza con 22 especies más 11 grupos diferentes, de las cuales 18 fueron dominantes y 14 fueron raras, mientras que en el Ambiente II la abundancia fue de 131 organismos (39.3%) y la riqueza registrada fue de 10 especies más 6 grupos diferentes, 10 dominantes y 6 raras (Figura 13). Alcolado y Herrera (1987) mencionan que hay una disminución significativa de la riqueza y diversidad de esponjas en zonas contaminadas, en comparación con áreas más limpias, lo que coincide con el presente estudio, ya que el Ambiente II fue caracterizado como un ambiente degradado, en comparación con el Ambiente I (en vías de degradación).

De igual manera Busutil (2013) menciona que la diversidad y equitatividad de las especies de esponjas disminuyen en zonas contaminadas. En el presente estudio RP obtuvo $H'=2.59$ y $J= 0.74$, mientras que TN obtuvo $H'= 2.13$ y $J= 0.70$, es decir, los valores de ambos atributos comunitarios disminuyeron en el Ambiente II, describiendo una zona menos diversa y con una menor equitatividad en comparación con el Ambiente I, ratificando una vez más lo antes discutido.

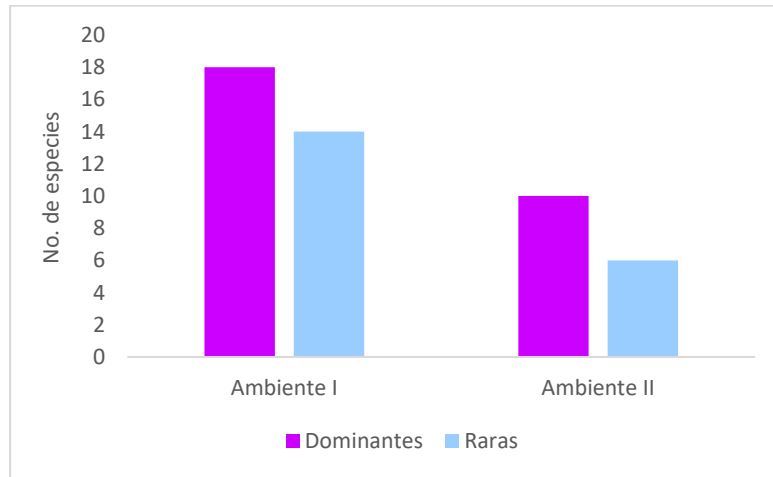


Figura 13. Riqueza de especies dominantes y raras en ambos ambientes.

En relación con las especies de esponjas que se registraron en el Ambiente I, las especies que obtuvieron mayor abundancia relativa fueron *I. felix*, *C. delitrix* y *S. ruetzleri*, coincidiendo con lo descrito a nivel general (Figura 14). Este patrón coincide con la caracterización del ambiente en el que se encuentra, es decir, un ambiente en vías de degradación, ya que, a pesar de que sirve como hábitat de especies de esponjas características de zonas perturbadas, son esponjas que han sido descartadas como bioindicadoras de contaminación arrecifal. Tal es el caso de *C. delitrix* que, si bien ha sido reportado que la contaminación general y particularmente la fecal potencializan su abundancia, no necesariamente la determinan cualitativamente, debido a la dependencia que tiene de la disponibilidad de coral vivo como sustrato (Busutil y Alcolado, 2012).

Por otro lado, de las 22 especies que pudieron identificarse en el Ambiente I, 10 especies fueron registros nuevos para la zona. Es importante destacar que fue en este ambiente donde se registraron las dos especies nuevas *Bubaris sp. 1* y *Bubaris sp. 2*, en bajas abundancias (2 individuos de cada una). Al ser especies nuevas, falta realizar estudios que permitan conocer la interacción que tienen con su medio y determinar si su presencia es indicadora de alguna característica importante para la zona de estudio, sin embargo, es importante mencionar que el género pertenece a la familia Bubaridae, la cual es un grupo de esponjas exclusivamente incrustantes y que generalmente se han reportado en aguas profundas (1300 m) y en el Mediterráneo (Álvarez y Van Soest, 2002), ecosistemas completamente distintos al arrecife de Puerto Morelos (Álvarez y Van Soest, 2002). El impacto que tienen las esponjas incrustantes en el arrecife está determinado por la salud de este, es decir, un arrecife sano puede combatir el crecimiento de las esponjas, llegando incluso a ser beneficioso para el arrecife. Sin embargo, en presencia de factores que afectan el desarrollo de los corales, el crecimiento y expansión de estas esponjas es capaz de matar el tejido de coral vivo (Nava *et al.*, 2015; Halperin, 2015). Lo anterior nos permite deducir que a pesar de la baja abundancia que presentaron ambas especies, su presencia en el arrecife de Puerto Morelos, puede ser un indicador de perturbaciones en el ecosistema.

Busutil (2013) menciona que hay especies que son consideradas muy sensibles a la contaminación y que son útiles para la bioindicación ambiental, estas especies tienen la característica de ser raras o ausentes en sitios contaminados, y comunes o abundantes en los limpios. Un ejemplo de esto es *Chondrilla caribensis* (o *C. nucula*) especie que había sido reportada en el 2004 por Maas Vargas en la zona de estudio, sin embargo, en el presente estudio no fue registrada. Esto aunado con el hecho de que por primera vez se registraron especies como *C. delitrix* y *S. ruetzleri* en el área de estudio, permite inferir que está habiendo un cambio en el patrón de uso del hábitat de las especies de esponjas que habitan en Puerto Morelos.

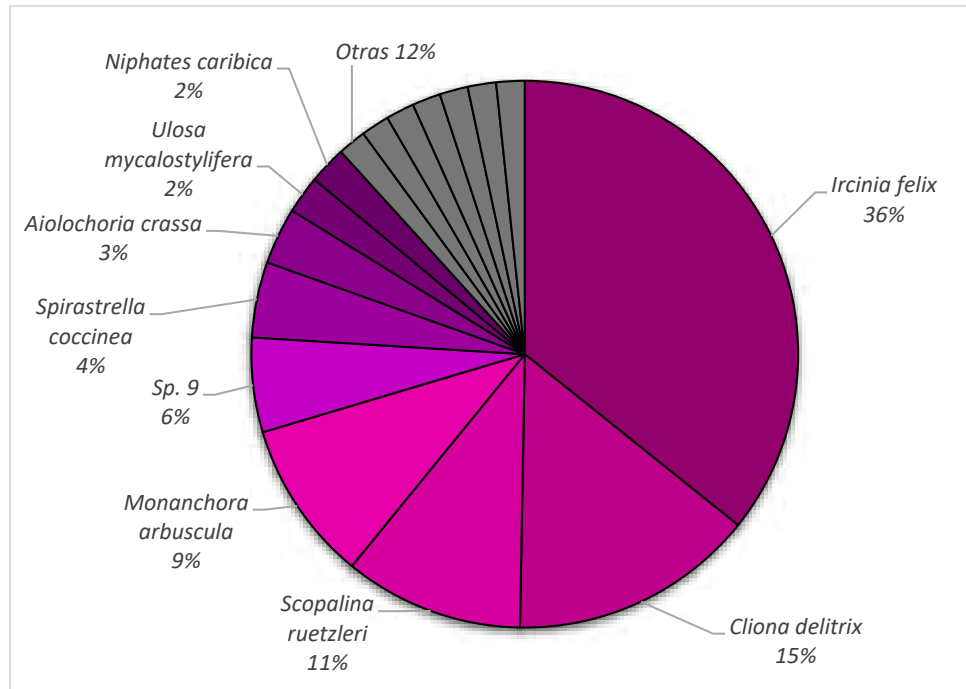


Figura 14. Abundancia relativa de las especies de esponjas dominantes en el Ambiente I. En vías de degradación.

Respecto a las especies de esponjas registradas en el Ambiente II, el patrón de las especies con mayor abundancia es similar al descrito en el Ambiente I, con la diferencia de que la segunda especie más abundante fue *C. varians* en lugar de *C. delitrix* (Figura 15). Si bien, anteriormente se había discutido el hecho de que *C. varians* es una especie típica de la zona, Aerts y Kooistra (1999) señalan que debido a que presenta simbiontes zooxantelados fotosintéticos en su tejido, es decir, que al igual que los corales utiliza la luz para su crecimiento, se considera como una competidora espacial directa de los corales. También mencionan que, características propias de la especie como su crecimiento bajo, limitan su monopolización espacial a áreas específicas del arrecife. No obstante, debido a su actividad incrustante y su gran capacidad competitiva, su presencia afecta negativamente la estructura y estabilidad de la comunidad coralina. Cabe resaltar que en este ambiente se registraron en altas abundancias las dos especies de clionidos registradas.

Por otro lado, es importante mencionar que, las abundancias de las especies que coincidieron en ambos ambientes fueron mayor en el Ambiente I, a excepción de *C.*

varians y *Clathria venosa*. Rützler (2003) señala que a pesar de que, en concentraciones crecientes de contaminantes orgánicos, la diversidad de esponjas disminuye, las esponjas que quedan ayudan al monitoreo de la contaminación, puesto que son especies especialistas. Tal es el caso de *C. venosa*, especie que ha sido ampliamente vinculada con sitios contaminados, teniendo la capacidad de ser utilizada como especie bioindicadora (Alcolado y Herrea, 1987; Alcolado 2007; Busutil y Alcolado, 2012; Busutil, 2013). Busutil (2013) comprueba la relación exponencial de las densidades de *C. venosa* con el grado de contaminación de diferentes sitios del Caribe cubano, deduciendo que solo los niveles elevados de contaminación provocan cambios importantes en la especie. Alcolado y Herrera (1987), la describen como una especie incrustante oportunista, con elevada resistencia a la contaminación desde sus etapas más tempranas de desarrollo, además de presentar una regeneración rápida y utilizar a las bacterias coliformes como fuente de alimento (Busutil, 2013).

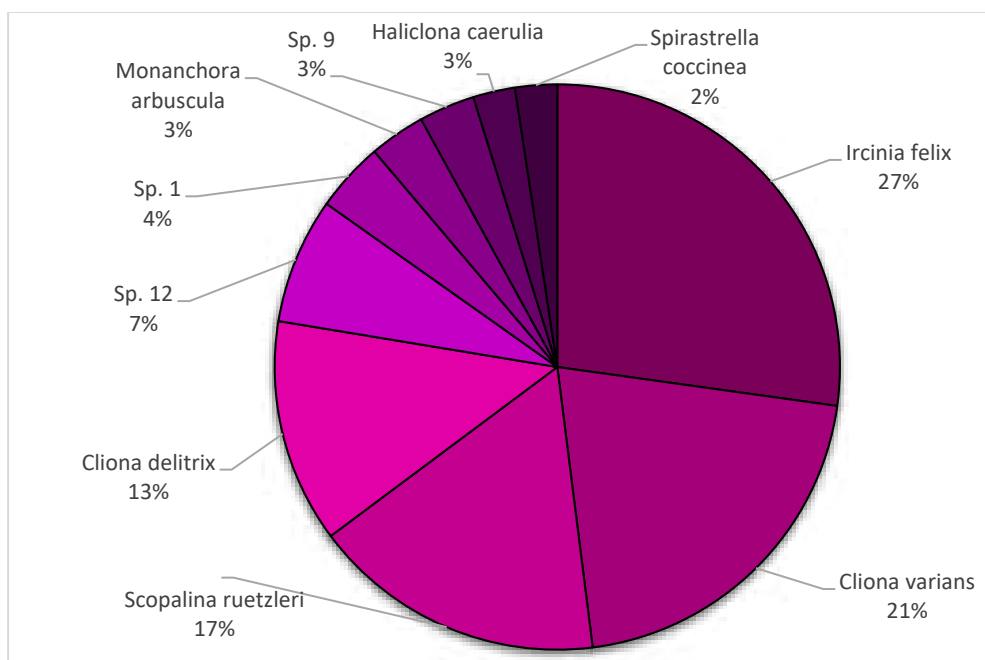


Figura 15. Abundancia relativa de las especies de esponjas dominantes en el Ambiente II. Degradado.

Por último, cabe mencionar que, no obstante, la estructura comunitaria de especies de esponjas en ambos sitios fue dominada por especies similares, su composición presenta diferencias estadísticamente significativas (Tabla 2). Con base en todo lo anterior, se puede inferir que a pesar de que la comunidad de poríferos de Puerto Morelos está cambiando, la composición de especies de esponjas que habitan en el Ambiente II, se encuentra en un nivel de cambio más avanzado que el del Ambiente I, concordando con la caracterización de los ambientes en base a la heterogeneidad ambiental antes analizada.

Tabla 2. Estadísticos descriptivos y resultados de prueba de T-student, para la estructura comunitaria de esponjas.

	n	Media		Desviación estándar		T-test P value
		RP	TN	RP	TN	
Especies de esponjas	22	16.77	3.79	11.61	5.04	0.042

d) Relación del patrón de uso de hábitat de las esponjas con la localización de fuentes de aporte de nutrientes

En relación con el índice de contaminación IC, Alcolado (1984) utiliza a *C. delitrix*, *C. venosa* e *Iotrochota cf. arenosa* como especies indicadoras de este índice, sin embargo, Busutil y Alcolado (2012) en un estudio donde evalúan la potencialidad para la bioindicación del índice, mencionan que se excluyó a *C. delitrix* como especie bioindicadora de contaminación. En el presente estudio solo se registró la presencia de *C. venosa*, dando como resultado un IC= 3.4% para Puerto Morelos (en el Ambiente I fue de 0.4% y en el Ambiente II fue de 3%). Los autores de dicho estudio registraron mayoritariamente porcentajes menores de 10% (aunque reportaron un valor máximo de 63%) dentro de los cuales se encontraron valores similares a los del presente estudio en tres de 10 zonas analizadas, encontrando una relación directamente proporcional del IC con la cercanía a fuentes de contaminantes.

Navarro (2015) menciona que en regiones kársticas como la Península de Yucatán, la contaminación de las aguas subterráneas como consecuencia de actividades humanas puede infiltrarse rápidamente en los mantos acuíferos, los cuales desembocan en los manglares cercanos a la costa o dentro de la laguna costera en forma de “ojos de agua”. También identificó los ojos de agua que se encuentran en el Parque Nacional Arrecifes de Puerto Morelos para relacionarlos con la prevalencia de enfermedades en *Acropora palmata*. Si bien sus resultados no mostraron una clara relación debido probablemente a la dinámica hídrica de la laguna arrecifal, en el presente estudio el Ambiente II que tuvo una mayor cercanía con estos aportes de nutrientes respecto al Ambiente I (Figura 16), fue el que presentó mayor cantidad de especies que habitan en lugares contaminados y la única especie bioindicadora de contaminación, al igual que un mayor valor en el índice de contaminación (*C. venosa*), esto influenciado también por la corriente de la laguna que va hacia el norte. Este hecho permite inferir que los patrones de uso de hábitat de las esponjas que habitan en Puerto Morelos están relacionados con la contaminación proveniente de ojos de agua y manglares, contaminación que está relacionada a su vez con actividades antrópicas, inferencia reforzada por el hecho de que la alta abundancia de *C. delitrix* en ambos ambientes, indica presencia de contaminación fecal.

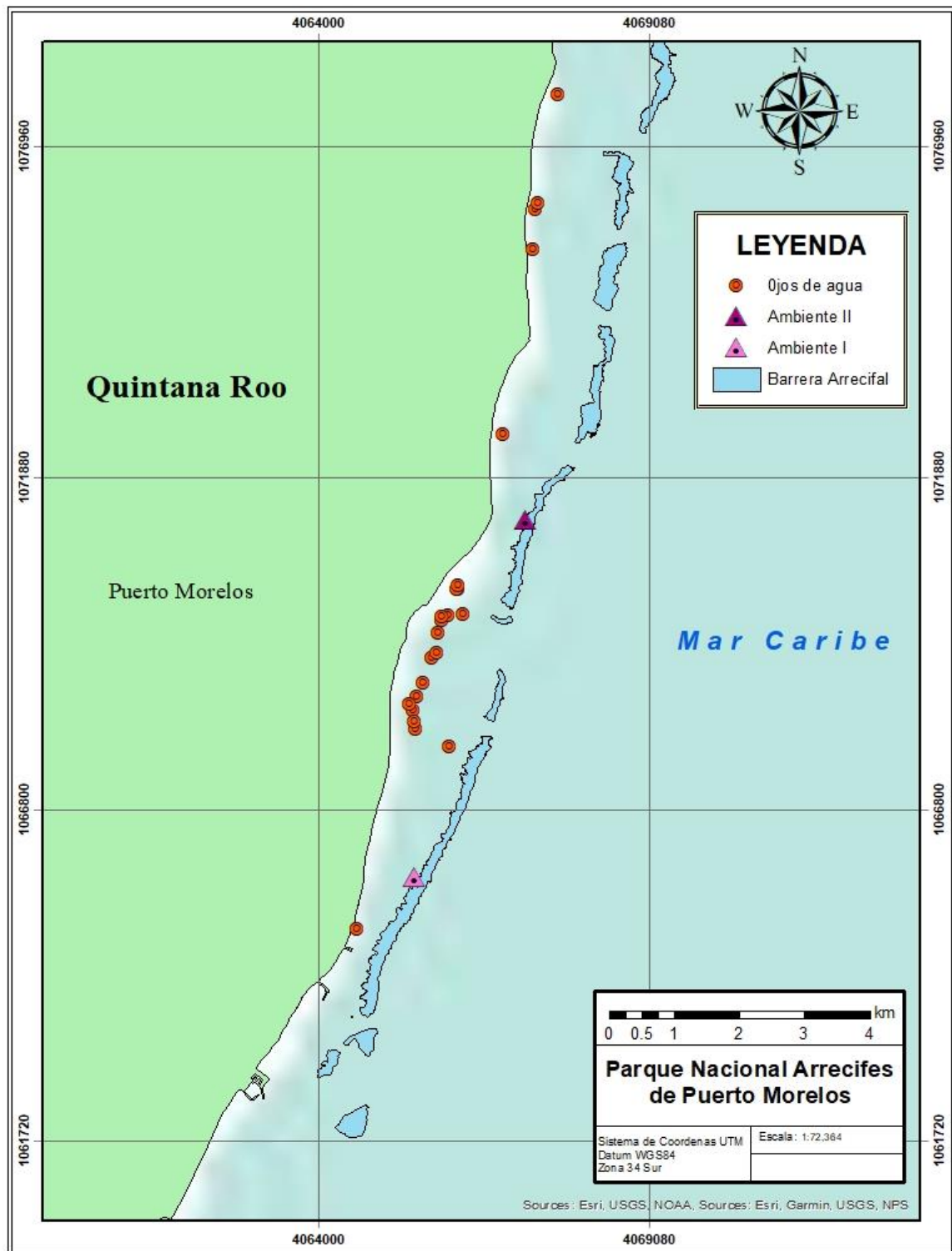


Figura 16. Ubicación espacial de los ojos de agua (puntos naranjas) y los dos ambientes caracterizados (Ambiente I. En vías de degradación; Ambiente II. Degradado). Mapa realizado con base en Navarro (2015).

VII. Conclusiones

- La heterogeneidad ambiental del arrecife del Parque Nacional Arrecife de Puerto Morelos (PNAPM), se ha visto afectada en diferente medida, por perturbaciones en el ecosistema.
- La estructura comunitaria de esponjas del PNAPM está sufriendo cambios.
- Los cambios en el patrón de uso de hábitat (PUH) de las especies de esponjas del PNAPM se ven influenciados por fuentes de nutrientes, las cuales a su vez están relacionadas con contaminación de origen antrópico.
- El PUH de las esponjas del PNAPM indican que el arrecife que se encuentra ubicado en Tanchacté, está siendo afectado a una velocidad mayor que el arrecife que se encuentra en Radio Pirata, debido probablemente a su cercanía con las fuentes de nutrientes y a la influencia de la corriente de la laguna.
- Tener conocimiento no solo a nivel taxonómico, sino ecológico, del cambio del patrón de uso de hábitat de las comunidades de esponjas del PNAPM a través del tiempo, podría ayudar a generar estrategias que detengan el deterioro del arrecife.
- Las comunidades de esponjas del PNAPM, son un indicador de la salud arrecifal.

VIII. Referencias bibliográficas

- Aerts, L.A.M. y D. Kooistra. 1999. Ecological strategy and competitive ability in the excavating reef sponge *Anthosigmella varians*. En: Universiteit van Amsterdam (Ed.). *Sponge-coral interactions on Caribbean reefs*. Amsterdam. pp. 120-32.
- AIDA. 2014. *La Protección de los Arrecifes de Coral en México: Rescatando la biodiversidad marina y sus beneficios para la humanidad*. Asociación Interamericana para la Defensa del Ambiente (Ed.). México. 99 pp.
- Alcolado, P. 1999. Comunidades de esponjas de los arrecifes del archipiélago Sabana-Camagüey, Cuba. *Bulletin of Marine and Coastal Research*, 28:95-124.
- Alcolado, P. 2006. Comunidades de esponjas de manglares de Cuba. En: L. Menéndez-Carreras y J. M. Guzmán-Menéndez (Eds.). *Ecosistemas de manglar en el archipiélago Cubano*. Editorial Academia. La Habana, Cuba. pp. 243-53.
- Alcolado, P. 2007. *Reading the code of coral reef sponge community composition and structure for environmental biomonitoring: some experiences from Cuba*. Paper presented at the 7th International Sponge Symposium, Rio de Janeiro.
- Alcolado, P. y A. Herrera. 1987. *Efectos de la contaminación sobre las comunidades de esponjas en el litoral de la habana, cuba*. La Habana, Cuba. pp. 17.
- Alcolado, P., L. Busutil, N. Rey-Villiers, S. Castellanos, P. Alcolado, D. Macías y D. Hernández. 2010. *Biomonitoreo de los arrecifes coralinos entre los ríos Quibú y Baracoa, y prueba de nuevos indicadores ambientales potenciales a partir de comunidades sésiles*. Instituto de Oceanología (Eds.). Cuba. 86 pp.
- Almazán-Becerril, A. 2013. *Monitoreo de los Arrecifes Coralinos del Parque Nacional Arrecifes de Puerto Morelos*. Programa de Monitoreo Biológico (PROMOBI) México. pp. 144.
- Alvarez, B. y R.W.M. Van Soest. 2002. Family Bubaridae Topsent. En: J.N.A. Hooper, R.W.M. Van Soest y P. Willenz (Eds.). *Systema Porifera*. Springer. Boston, MA. pp. 748-49.
- Alvarez-Filip, L., K. Dulvy Nicholas, A. Gill Jennifer, M. Côté Isabelle y R. Watkinson Andrew. 2009. Flattening of Caribbean coral reefs: region-wide declines in architectural complexity. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 276(1669):3019-25.
- Alvarez-Filip, L., N. Dulvy, I. M Côté, A. Watkinson y J. Gill. 2011. Coral identity underpins architectural complexity on Caribbean reefs. *Ecological Applications*, 21:2223-34.
- Alvarez-Filip, L., J.P. Carricart-Ganivet, G. Horta-Puga y R. Iglesias-Prieto. 2013. Shifts in coral-assemblage composition do not ensure persistence of reef functionality. *Scientific Reports*, 3:5.

Ardisson, P.L., M.A. May-Kú, M.T. Herrera-Dorantes y A. Arellano-Guillermo. 2011. El Sistema Arrecifal Mesoamericano-México: consideraciones para su designación como Zona Marítima Especialmente Sensible. *Hidrobiológica*, 21(3):261-80.

Arias-González, J.E., E. Nunez, F. Rodriguez Zaragoza y P. Legendre. 2011. Indicadores del paisaje arrecifal para la conservación de la biodiversidad de los arrecifes de coral del Caribe. *Ciencias Marinas*, 37(1):87-96.

Arias-González, J.E. y G. Acosta-González. 2012. *Desarrollo de una metodología para determinar la cobertura arrecifal en Areas Naturales Protegidas*. Centro de Investigación y de Estudios Avanzados. (Eds.). Informe final SNIB-CONABIO, proyecto No. DQ036. México D. F. pp. 123.

Barranco L & J Carriquiry. 2014. Estado de conservación de los arrecifes de coral del Parque Nacional del norte de Quintana Roo. *Ciencia y mar*, 53:3-13.

Barranco, L., J. Carriquiry, F. Rodriguez Zaragoza, A. Cupul-Magaña, J. Villaescusa y L. Calderon-Aguilera. 2016. Spatiotemporal variations of live coral cover in the northern Mesoamerican Reef System, Yucatan Peninsula, Mexico. *Scientia Marina*, 80(2):8.

Borges-Souza, J.M. 2003. Estructura y composición de la comunidad bentónica de los arrecifes de Quintana Roo, México. (Tesis de Maestría). Instituto Politécnico Nacional. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, La Paz, Baja California Sur. 120 pp.

Busutil, L. y P. Alcolado. 2012. Prueba de un índice de contaminación orgánica urbana basado en comunidades de esponjas de arrecifes de Cuba. *Serie Oceanológica*, 10:90-103.

Busutil, L. 2013. Características de las comunidades de esponjas como bioindicadores potenciales de contaminación en arrecifes coralinos. (Tesis de Máster). Universidad de la Habana, Cuba. 82 pp.

Carballo, J.L. 2014. Los invertebrados marinos como indicadores de cambio climático. En: C.A. González, A. Vallarino, J.C. Pérez y A.M. Low (Eds.). *Bioindicadores: guardianes de nuestro futuro ambiental*. El Colegio de la Frontera Sur (Ecosur). Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC). México. pp. 193-207.

Carballo, J.L., P. Gomez y J. Cruz-Barraza. 2014. Biodiversidad de Porifera en México. *Revista mexicana de biodiversidad*, 85:143-53.

Carballo, J.L., S.A. Naranjo y J.C. García-Gómez. 1996. Use of marine sponges as stress indicators in marine ecosystems at Algeciras Bay (southern Iberian Peninsula). *Marine Ecology Progress Series*, 135(13):109-22.

Carriquiry Beltrán, J.D. 2010. *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. Versión 1.5.* 101pp.

Castro, P. y M. Huber E. 2010. Coral Reefs. En: M.-H.G.E. Holdings (Eds.). *Marine Biology*. LLC. pp. 285-308.

Cetz-Navarro, N.P., L.I. Quan-Young y J. Espinoza-Avalos. 2015. Morphological and community changes of turf algae in competition with corals. *Scientific Reports*, 5:12.

Chávez EA, & E Hidalgo. 1998. Los arrecifes coralinos del caribe noroccidental y Golfo de México en el contexto socioeconómico. *An. Ins. Cienc. Del Mar. y Limnología*. UNAM, 15(1):167-176.

Chaves-Fonnegra, A. y S. Zea. 2011. Coral colonization by the encrusting excavating Caribbean sponge *Cliona delitrix*. *Marine Ecology*, 32(2):162-73.

Contreras Gorgonio, M.Y. 2004. *Análisis de los Patrones de Uso de Hábitat (PUH), de Pseudoeurycea leprosa COPE, 1869 (Amphibia: Plethodontidae), en el Campo Experimental Forestal (CEF), "San Juan Tetla", Puebla.* (Tesis de Licenciatura). Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Xochimilco, México. pp. 51.

Coronado, C., J. Candela, R. Iglesias-Prieto, J. Sheinbaum, M. Lopez y F. Ocampo Torres. 2007. On the circulation in the Puerto Morelos fringing reef lagoon. *Coral Reefs. Journal of the International Coral Reef Society*, 26(1):149-63.

Darling, E.S., L. Alvarez-Filip, T.A. Oliver, T.R. McClanahan y I.M. Côté. 2012. Evaluating life-history strategies of reef corals from species traits. *Ecology Letters*, 15(12):1378-86.

De Goeij, J., D. Oevelen, M. Vermeij, R. Osinga, J. Middelburg, A. de Goeij y W. Admiraal. 2013. Surviving in a Marine Desert: The Sponge Loop Retains Resources Within Coral Reefs. *Science (New York, N.Y.)*, 342:108-10.

Diaz, M. y K. Rützler. 2001. Sponges: An essential component of Caribbean coral reefs. *Bulletin of Marine Science*, 69:535-46.

Diaz-Pulido, G., J.A. Sanchez, S. Zea, J. Diaz y J. Garzón-Ferreira. 2004. Esquemas de distribución espacial en la comunidad bentónica de arrecifes coralinos continentales y oceánicos del Caribe colombiano. *Revista Académica Colombiana*, 28(108):337-47.

Garro Licón, A. 2012. *Análisis de los Patrones de Uso de Hábitat (PUH), de Pseudoeurycea leprosa COPE, 1869 (Amphibia: Plethodontidae), en el Campo Experimental Forestal (CEF), "San Juan Tetla", Puebla.* (Tesis de Licenciatura). Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Xochimilco, México. pp. 134.

Gomez, P. y G. Green. 1984. Sistemática de las esponjas marinas de Puerto Morelos, Quintana Roo, México. *Anales Del Institute de Ciencias Del Mar y Limnologia, Universidad Nacional Autónoma de Mexico*, 11:65-90.

González Barrios, F.J. 2017. *Contribución de los corales al funcionamiento de los ecosistemas arrecifales del Mar Caribe*. (Tesis de Licenciatura). Universidad de Guadalajara, México. 50 pp.

González-Gándara, C., A. Patiño-García, U. Asís-Anastasio, A. Serrano y P. Gómez. 2009. Lista de esponjas marinas asociadas al arrecife Tuxpan, Veracruz, México. *Revista mexicana de biodiversidad*, 80:1-5.

Gonzalo-Merediz, A. y A. Franquesa Rinos. 2010. *Caracterización y monitoreo de la condición arrecifal en cinco áreas naturales protegidas y un área de influencia de Quintana Roo, México: Primera etapa*. CONABIO (Eds.). México. 85 pp.

Halperin, A., A. Chaves-Fonnegra y D. S. Gilliam. 2015. Effects of excavating-sponge removal on coral growth. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 1:1-7.

INE. 2000. *Programa de Manejo del Parque Nacional Arrecife de Puerto Morelos*. SEMARNAT (Eds.). México. pp. 223.

Johnson, M.D., S. Comeau, C.A. Lantz y J.E. Smith. 2017. Complex and interactive effects of ocean acidification and temperature on epilithic and endolithic coral-reef turf algal assemblages. *Coral Reefs*, 36(4):1059-70..

Lalli, C.M. y T.R. Parsons. 1997. *Biological Oceanography an Introduction*. El Sevier (ed.). Gran Bretaña. pp. 334.

Lang, J.C., K.W. Marks, P. Richards Kramer, P.A. Kramer y R.N. Ginsburg. 2012. *Protocolos AGRRA versión 5.5*. México. pp. 44.

Lanza E. y Hernández P. 2014. Organismos acuáticos como indicadores de cambios ambientales: características, elección, interpretación, monitoreo. Ventajas y desventajas. En: González C.A., A. Vallarino, J.C. Pérez y A.M. (Eds). *Bioindicadores: Guardianes De Nuestro Futuro Ambiental*. México, DF. pp. 41-64.

Maas Vargas, M.G. 2004. Inventario de las Esponjas Marinas (Porifera: Demospongiae) de la Colección de Referencia de Bentos Costeros de Ecosur. *Universidad y Ciencia*, 39(20):23-28..

Moreno, A., R. Outerelo, E. Ruiz, J. Aguirre, A. Almodóvar, J. Alonso, J. Benito, A. Arillo y J. Cano. 2011. Prácticas de Zoología. Estudio y diversidad de los Poríferos. *Reduca (Biología)*. Serie Zoología, 4(2):7-18.

Nava, H., A.G. Figueroa Camacho, C.A. Haro Medrano y M.B. Villegas Sánchez. 2015. ESPONJAS MARINAS: importancia ecológica en los ecosistemas arrecifales. *CONABIO. Biodiversitas*, 123:12-16.

Navarro Espinosa, E. 2015. *Prevalencia de enfermedades de Acropora palmata en el Parque Nacional Arrecife de Puerto Morelos y su relación con las fuentes de aporte de nutrientes y el desarrollo costero*. (Tesis de Licenciatura). Benemérita Universidad Autónoma de Puebla, Puebla, México. 79 pp.

Nugues, M.M. y C.M. Roberts. 2003. Coral mortality and interaction with algae in relation to sedimentation. *Coral Reefs*, 22(4):507-16.

Ortiz-Gallarza y Ortega-Rubio. 2014. Los organismos bentónicos como bioindicadores de la salud ecológica de los océanos. En González CA, A Vallarino, JC Pérez & AM Low. *Bioindicadores: Guardianes De Nuestro Futuro Ambiental* (pp. 41-64). México, D.F.: El Colegio de la Frontera Sur, Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático.

Padilla Souza, C., H. Alafitata-Vázquez y E. Andreu-Montalvo. 2009. Factores de riesgo para los arrecifes coralinos y sus mecanismos de respuesta ante los efectos del cambio climático global. En: E. Rivera-Arriaga, I. Azuz-Adeth, G.J. Villalobos Zapata y L. Alpuche Gual (Eds.). *Cambio Climático en México un Enfoque Costero-Marino*. Universidad Autónoma de Campeche. México. pp. 1-24.

Partridge L. 1978. Habitat selection. En: Krebs J.R. & N.B. Davies (Eds.). *Behavioural ecology: an evolutionary approach*. Sunderland, Massachusetts: Sinauer Associates. pp. 351-376.

Pérez Munguía, R., R. Pineda López y M. Medina Nava. 2007. Integridad Biótica de Ambientes acuáticos. En: O. Sánchez, M. Herzig, E. Peters, R. Márquez y L. Zambrano (Eds.). *Perspectivas de conservación de ecosistemas acuáticos en México* SEMARNAT- INE. México. pp. 71-111.

Reyes-Bonilla, H., Millet-Encalada y L. Alvarez-Filip. 2014. Community Structure of Scleractinian Corals outside Protected Areas in Cozumel Island, Mexico. *Atoll research bulletin*, 601:1-16.

Rodríguez-Martínez, R., F. Ruíz-Rentería, B. Tussenbroek, M.-G. Barba-Santos, E. Escalante-Mancera, A. Jordán-Garza y E. Jordán-Dahlgren. 2010. Environmental state and tendencies of the Puerto Morelos CARICOMP site, Mexico. *Revista de biología tropical*, 58(3):23-43.

Rützler, K. 2002. Impact of crustose clionid sponges on Caribbean reef corals. *Acta Geológica Hispánica*, 37(1):61-72.

Rützler, K. 2003. Sponges on coral reefs: A community shaped by competitive cooperation. *Bolletim Museu Istituto di Biologie*, 170:66-67.

Torruco Gómez, D. y A. González Solís. 2010. Las esponjas y su importancia. En: R. Durán y M. Méndez (Eds.). *Biodiversidad y Desarrollo Humano en Yucatán* CICY, PPD-FMAM, CONABIO, SEDUMA. México. pp. 202-03.

Velázquez, J.A. y F.J., Romero. 1999. *Biodiversidad de la región de montaña del sur de la Cuenca de México*. Comisión de Recursos Naturales y Desarrollo Rural. México (Eds.). 204 pp.

Vermeij, M.J.A., I. van Moorselaar, S. Engelhard, C. Hörnlein, S.M. Vonk y P.M. Visser. 2010. The Effects of Nutrient Enrichment and Herbivore Abundance on the Ability of Turf Algae to Overgrow Coral in the Caribbean. *PLOS ONE*, 5(12):8.

Zea, S. 1993. Cover of sponges and other sessile organisms in rocky and coral reef habitats of Santa Marta, Colombian Caribbean Sea. *Caribbean Journal of Science*, 29(1-2):75-88.

Zea, S. 1994. Patterns of coral and sponge abundance in stressed coral reefs at Santa Marta, Colombian Caribbean. En: R.W.M.V. Soest, R.M.G.V. Kempen y J.C. Braekman (Eds.). *Sponges in Time and Space*. Balkema. Rotterdam. pp. 257-64.

Zea, S. 2001. Patterns of sponge (Demospongiae) distribution in remote oceanic reef complexes of the Southwestern Caribbean. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exáctas, Físicas y Naturales*, 25:579-92.

IX. Anexo

Tabla 3. Lista de especies de esponjas marinas (Clase: Demospongiae) del Parque Nacional Arrecifes de Puerto Morelos.

ORDEN	FAMILIA	GÉNERO	ESPECIE	SITIO
Poecilosclerida	Chondropsidae	<i>Batzella</i>	<i>Batzella rubra</i>	RP
	Coelosphaeridae	<i>Lissodendorix</i>	<i>Lissodendorix sigmata</i>	RP
	Crambeidae	<i>Monanchora</i>	<i>Monanchora arbuscula</i>	RP y TN
	Esperiopsidae	<i>Ulosa</i>	<i>Ulosa longimycalostylifera</i>	RP
	Microcionidae	<i>Clathria</i>	<i>Clathria venosa</i>	RP y TN
	Mycalidae	<i>Mycale</i>	<i>Mycale laevis</i>	RP y TN
Haplosclerida	Niphatidae	<i>Amphimedon</i>	<i>Amphimedon caribica</i>	RP
			<i>Amphimedon compressa</i>	RP
		<i>Niphates</i>	<i>Niphates amorpha</i>	RP
	Chalinidae	<i>Haliclona</i>	<i>Haliclona caerulea</i>	RP y TN
Clionaida	Clionidae	<i>Cliona</i>	<i>Cliona delitrix</i>	RP y TN
			<i>Cliona varians</i>	RP y TN
	Spirastrellidae	<i>Spirastrella</i>	<i>Spirastrella coccinea</i>	RP y TN
Agelasida	Agelasidae	<i>Agelas</i>	<i>Agelas dispar</i>	RP
			<i>Agelas clathrodes</i>	RP
Bubarida	Bubaridae	<i>Bubaris</i>	<i>Bubaris sp. 1</i>	RP
			<i>Bubaris sp. 2</i>	RP
Axinellida	Axinellidae	<i>Dragmacidon</i>	<i>Dragmacidon reticulatum</i>	RP
Chondrillida	Halisarcidae	<i>Halisarca</i>	<i>Halisarca caerulea</i>	RP
Scopalinida	Scopalinidae	<i>Scopalina</i>	<i>Scopalina ruetzleri</i>	RP y TN
Verongiida	Aplysinidae	<i>Aiolochoira</i>	<i>Aiolochoira crassa</i>	RP y TN

RP= Radio Pirata, TN= Tanchacté