



Universidad Veracruzana

**UNIVERSIDAD VERACRUZANA
FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS Y
AGROPECUARIAS
Zona Poza Rica-Tuxpan**

Maestría en Manejo de Ecosistemas Marinos y Costeros

**Dinámica de signos de enfermedades de coral
correlacionada con variables ambientales en el
Sistema Arrecifal Lobos-Tuxpan, golfo de México
Occidental**

TESIS

Que para obtener el título de:

**MAESTRA EN MANEJO DE ECOSISTEMAS
MARINOS Y COSTEROS**

P R E S E N T A:

Biol. Mar. Brenda Abigaíl Morales Ramírez

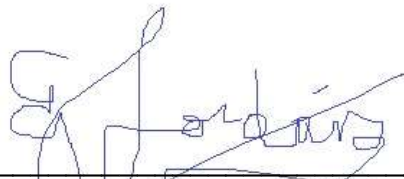
Director:

Dr. Adán Guillermo Jordán Garza

Tuxpan de Rodríguez Cano, Veracruz. 2 de febrero de 2021

A quien corresponda

La presente tesis titulada **“Dinámica de signos de enfermedades de coral y correlaciones ambientales en el Sistema Arrecifal Lobos-Tuxpan, golfo de México Occidental.”** realizado por la **C. Brenda Abigaíl Morales Ramírez** bajo la dirección del **Dr. Adán Guillermo Jordán Garza**, ha sido aprobada y aceptada para tramitar la presentación del examen de grado para la obtención del título como **Maestra en manejo de ecosistemas marinos y costeros.**



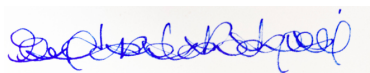
Dr. Adán Guillermo Jordán Garza
Director de la tesis

La presente Tesis titulada “**Dinámica de signos de enfermedades de coral y correlaciones ambientales en el Sistema Arrecifal Lobos-Tuxpan, golfo de México Occidental**”, realizado por la C. **Biol. Marina Brendha Abigail Morales Ramírez**, ha sido aprobada y aceptada para tramitar la presentación del examen de grado de: **MAESTRA EN MANEJO DE ECOSISTEMAS MARINOS Y COSTEROS**.

COMISIÓN LECTORA:



Dr. Ascención Capistrán Barradas
LECTOR



Dra. Jenny Carolina Rodríguez Villalobos
LECTOR

Tuxpan de Rodríguez Cano, Veracruz, 23 de febrero de 2020

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Veracruzana, en especial a la Maestría en Manejo de Ecosistemas Marinos y Costeros.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, por el apoyo para la realización de esta investigación.

A mi director de tesis el doctor Adán Guillermo Jordán Garza, por incondicional apoyo para culminar este trabajo, por compartirme su sabiduría y su amor por la ciencia.

A mi comisión revisora, la doctora Jenny Carolina Rodríguez Villalobos y el doctor Ascención Capistrán Barradas, por sus aportes significativos y correcciones objetivas en las diferentes etapas de esta tesis.

A mi familia, que me ha ayudado a crecer y me ha brindado su apoyo y cariño absoluto.

A mis amigos, por su aliento, su cariño y su guía.

A aquellas personas que han contribuido a mi crecimiento, tanto profesional como personal.

ÍNDICE GENERAL

I. INTRODUCCIÓN	1
II. ANTECEDENTES	5
III. OBJETIVOS.....	15
3.1 OBJETIVO GENERAL.....	15
3.2 OBJETIVOS PARTICULARES.....	15
IV. ÁREA DE ESTUDIO	16
4.1 ARRECIFE TUXPAN	17
4.2 ARRECIFE ENMEDIO.....	18
4.3 ARRECIFE TANHUIJO.....	18
4.4 ARRECIFE LOBOS	18
4.5 ARRECIFE MEDIO	19
4.6 ARRECIFE BLANQUILLA	19
V. MÉTODOS	20
5.1 ESTIMACIÓN DEL ESFUERZO Y ÁREA DE MUESTREO.....	20
5.1.1 <i>Estimación del tamaño de la muestra</i>	20
5.1.2 <i>Selección de sitios</i>	21
5.2 TOMA DE MUESTRAS	23
5.3 ANÁLISIS DE MUESTRAS	24
5.3.1 <i>Composición de especies</i>	24
5.3.2 <i>Determinación de prevalencia de signos de enfermedad</i>	26
5.4 CORRELACIONES AMBIENTALES	28

5.4.1. <i>Obtención de datos de variables ambientales</i>	28
VI. RESULTADOS	37
6.1 COMPOSICIÓN DE LOS ENSAMBLES.....	37
6.1.1 <i>Especies encontradas</i>	37
6.1.2 <i>Comparación de ensambles</i>	39
6.1.3 <i>Comparación de la densidad coralina por año</i>	42
6.2 SIGNOS DE ENFERMEDAD	44
6.2.1 <i>Prevalencias de signos de enfermedad</i>	46
6.3 CORRELACIONES AMBIENTALES	52
6.3.1 <i>Escala transecto</i>	53
6.3.2 <i>Escala de cuadrante</i>	58
6.3.3 <i>Escala arrecife</i>	62
VII. DISCUSIÓN	68
7.1 ENSAMBLES Y POBLACIONES CORALINAS	68
7.2 SIGNOS DE ENFERMEDAD	70
7.3 DISCUSIÓN DE CORRELACIONES AMBIENTALES	72
VIII. CONCLUSIONES	76
VIII. APLICACIÓN PRÁCTICA	78
IX. BIBLIOGRAFÍA	83
X. ANEXOS	101
ANEXO I	101
ANEXO II	102

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1. Enfermedades registradas para especies de coral escleractinio en arrecifes del océano Atlántico.	8
Cuadro 2. Listado sistemático de las especies de coral registradas en este estudio para el Sistema Arrecifal Lobos-Tuxpan.	37
Cuadro 3. Especies con mayor abundancia en los ensamblajes coralinos. Los valores en columnas ordenados de forma descendente representan porcentajes por arrecife. La columna de nombre SALT hace referencia a la abundancia de cada especie en el conjunto de arrecifes muestreados.	39
Cuadro 4. Descripción macroscópica de los signos de enfermedad encontrados en el Sistema Arrecifal Lobos Tuxpan.....	44
Cuadro 5. Especies que presentan algún signo de enfermedad. Los signos se mencionan por sus acrónimos: anomalías del crecimiento (AC), banda negra (BN), lunares oscuros (LO), mancha blanca (MB), palidez (Pa), signo amarillo (SA), signo blanco (SB) e infección por ciliados (IC). En la columna total se muestra la cantidad de signos de enfermedad que presentó cada especie.	45
Cuadro 6. Promedio de prevalencia de signos de enfermedades coralinas en el conjunto de arrecifes del SALT ordenados según su prevalencia de mayor a menor.	46
Cuadro 7. Prevalencia de signos de enfermedad por arrecife. La fila promedio SALT hace referencia a la prevalencia promedio del conjunto de arrecifes del Sistema arrecifal.....	48
Cuadro 8. Listado de especies ordenado de mayor a menor según su porcentaje de abundancia en el SALT. Las especies marcadas con un asterisco representan las consideradas para las pruebas estadísticas de correlaciones.	52

Cuadro 9. Signos considerados para las pruebas estadísticas y prevalencia respecto al total de la población coralina en el SALT en el muestreo de 2018.	53
Cuadro 10. Distancia en metros de cada cuadrante de muestreo a los tres aportes de agua dulce más cercanos.....	59
Cuadro 11. Valor de p de las comparaciones entre la distancia de los cuadrantes y los afluentes más cercanos en 2012 y 2018 para los signos con mayor prevalencia. Se señalan los valores de $p < 0.05$..	60
Cuadro 12. Listado de temperaturas superficiales del mar en cada arrecife para el año anterior del muestreo y en el año en que se llevó a cabo.	62
Cuadro 13. Anomalías térmicas positivas y negativas para el año anterior al muestreo (2011 y 2017) y el año de muestreo (2012 y 2018). ¡Error! Marcador no definido.	
Cuadro 14. Valores de correlación significativas ($p < 0.05$) para variables ambientales a escala de arrecife respecto a la prevalencia de signos de enfermedades coralinas....	65
Cuadro 15. Coordenadas geográficas de los sitios de muestreo.	101

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Localización geográfica de los arrecifes emergentes pertenecientes al Sistema Arrecifal Lobos-Tuxpan (SALT).....	17
Figura 2. Representación gráfica de los tamaños de muestra requeridos para el cálculo de la prevalencia (tomando como referencia la prevalencia conocida entre 10 % y 35 %), para $\alpha = 0.05$, $\beta = 0.8$, con distintos valores de delta (precisión). La Figura 2a) es la simulación del número de organismos requeridos para una precisión de 5 %. La figura 2b) ejemplifica el número de organismos requeridos para una obtener precisión de 1 %.....	21
Figura 3. Área de estudio y sitios de muestreo en el Sistema Arrecifal Lobos-Tuxpan.	23
Figura 4. Procedimiento de toma de datos con el método de videotransecto.	24
Figura 5. Árbol de desición para la categorización de las características de las lesiones encontradas. Tomada de Raymundo <i>et al.</i> , 2008.	26
Figura 6. Análisis de componentes principales de riqueza y abundancia de especies coralinas muestreadas en 2012 y en 2018. Figura 5a) Comparación de datos de especies de los ensambles del SALT en grupos por año. Figura 5b) Conjunto de datos de los distintos años de muestreo divididos en grupos por arrecife.	40
Figura 7. Comparación del promedio de densidad coralina en los seis arrecifes del SALT en los años 2012 y 2018.	42
Figura 8. Comparación del promedio de densidad de colonias de <i>O. annularis</i> en los seis arrecifes del SALT en los años 2012 y 2018.....	43
Figura 9. Comparación de la densidad de colonias excluyendo <i>O. annularis</i> de los datos recabados de los seis arrecifes del SALT en los años 2012 y 2018.....	43

Figura 10. Prevalencia (media \pm intervalos de confianza) de los signos de enfermedad coralina presentes en el conjunto de arrecifes del SALT en los años 2012 y 2018. Los asteriscos indican cambios significativos.....	47
Figura 11. Análisis NMDS del conjunto de arrecifes del SALT con datos obtenidos del estudio de García-Ayala (2017). En la sección derecha se encuentra el color que representa cada arrecife. Nivel de estrés= 0.178.....	49
Figura 12. Análisis NMDS de los arrecifes del SALT. En la sección derecha se puede observar el color que representa cada arrecife. Nivel de estrés= 0.228.....	50
Figura 13. Análisis NMDS con datos de prevalencia del presente estudio y datos de García-Ayala (2017). Nivel de estrés= 1.09..	51
Figura 14. Promedio de densidad de los hospederos por arrecife expresado como número promedio de colonias por metro cuadrado.	54
Figura 15. Tamaño coralino promedio por arrecife expresado en centímetros.....	54
Figura 16. Cobertura coralina calculada expresada en porcentaje por arrecife ...	55
Figura 17. Diagrama de dispersión de la prevalencia respecto a la densidad de colonias coralinas por metro cuadrado para el conjunto de arrecifes del SALT en 2012 y 2018 para lunares oscuros (LO) y signos blancos (SB). Las figuras a) y b) fueron creadas a partir de los datos del muestreo de 2012. Las figuras c) y d) representan los datos del 2018.	56
Figura 18. Diagrama de dispersión de tamaño promedio de los organismos para el conjunto de arrecifes del SALT en 2012 y 2018 para lunares oscuros (LO) y signos blancos (SB). Las figuras a) y b) fueron creadas a partir de los datos del muestreo de 2012. Las figuras c) y d) representan los datos recabados en 2018.	57
Figura 19. Diagrama de dispersión de porcentaje de cobertura coralina para el conjunto de arrecifes del SALT en 2012 y 2018 para lunares oscuros (LO) y signos	

blancos (SB). Las figuras a) y b) fueron creadas a partir de los datos del muestreo de 2012. Las figuras c) y d) representan los datos recabados en 2018. 58

Figura 20. Gráfica de dispersión de la prevalencia de signos con diferencias significativas comprobadas respecto a la variable distancia. Prevalencia SB se refiere al porcentaje de prevalencia de signos blancos. 61

Figura 21. Gráfica de dispersión de datos de prevalencia de signos con diferencias significativas comprobadas respecto a la variable distancia. Prevalencia LO se refiere al porcentaje de prevalencia de lunares oscuros. 62

Figura 22. Promedio anual histórico de concentración de clorofila-a para cada arrecife de los muestreados en el SALT. 64

Figura 23. Correlaciones significativas pertenecientes a las variables ambientales de temperatura. “Prevalencia general” se refiere a la suma de la prevalencia de los diferentes signos. “Prevalencia LO” se refiere a la prevalencia del signo de lunares oscuros dada para cada arrecife. “TSM” se refiere al promedio anual de temperatura superficial del mar dado para cada distinto arrecife. 66

Figura 24. Correlación significativa entre prevalencia del signo de lunares oscuros del muestreo de 2018 y la concentración de Cl-a superficial del mar. 67

I. INTRODUCCIÓN

Los arrecifes de coral son comunidades biológicas diversas y productivas que prosperan principalmente en ambientes marinos tropicales poco profundos (Richmond, 1993). Se presentan como edificaciones masivas construidas principalmente por corales escleractinios (Lieske y Myers, 1999), organismos generalmente coloniales que edifican esqueletos con carbonato de calcio (Weil y Rogers, 2011). El desarrollo de un arrecife coralino es un proceso que demora de cientos a miles de años y es resultado de la acción colectiva de diversos organismos y de complejos procesos marinos físicos y geológicos (Díaz *et al.*, 2000; Kleypas y Yates, 2009). Las variadas formas de crecimiento de los corales proporcionan complejidad estructural al sistema y gran diversidad de organismos (Richmond, 1993; Hoegh, 1999; Graham y Nash, 2013). De hecho, son famosos por la gran complejidad de su estructura trófica y el sinnúmero de simbiosis que se presentan entre sus habitantes (Odum y Odum, 1995, Buddemeier *et al.*, 2004).

Estos ecosistemas poseen gran importancia para la población humana, pues nos proporcionan numerosos servicios, entre los que destacan la protección costera contra eventos que causan erosión como huracanes y tormentas, así como ser fuente de sedimentos que forman algunas playas e islas (Suzuki y Kawahata, 2004; UNEP-WCMC, 2006). Los arrecifes también son fuente importante de alimentos y un destino turístico valioso, generando con ello ingresos y gran cantidad de empleos, además de aportar materiales para el desarrollo de productos farmacéuticos (Moberg *et al.*, 1999; Spalding, 2001; Burke y Maidens, 2004;

Rajasabapathy *et al.*, 2020). En las condiciones adecuadas el crecimiento de los corales escleractinios es lento y continuo (Bosscher y Schlager, 1993), logrando así la persistencia de los arrecifes a través del tiempo (Manzello, 2010). No obstante, esto se puede ver comprometido al modificar el estado de equilibrio del ecosistema, cuando la tasa de erosión del arrecife es mayor que su tasa de crecimiento (Richardson, 1997; Edinger, 2000). Muchos son los factores que actualmente ponen los arrecifes del mundo en riesgo, entre ellos la sobrepesca, la extracción desmedida de materiales (organismos vivos y sustrato) (Bruckner, 2001; Pandolfi *et al.*, 2003; Louise *et al.*, 2015), el estrés por cambios en la temperatura, altas tasas de sedimentación, la eutrofización, cambios en la radiación ultravioleta (Heron, 2012; Duprey *et al.*, 2016), desequilibrios en la depredación, colonización por algas y enfermedades coralinas, entre otros (Harvell, 1999; Bellwood, 2004). Estos factores, actuando solos o en sinergia, han conducido a una notable reducción en la cobertura coralina a nivel mundial (Hughes *et al.*, 1994; Hoegh-Guldberg, 2007).

Las enfermedades coralinas han mostrado gran capacidad para diezmar poblaciones y cambiar la estructura de las comunidades de corales en todo el mundo (Aronson y Precht, 2001). Desde que fueron documentadas por primera vez en 1973 por Antonius, el número de enfermedades de corales descritas y el número de casos documentados han aumentado de manera acelerada (Lafferty *et al.*, 2004), por lo que, en las últimas décadas se les ha identificado como una de las principales causas de daño arrecifal (Harvell *et al.*, 1999; Harvell 2004). Una de las formas de estudiar estas enfermedades utiliza como indicador de su presencia a los signos visibles de enfermedad, que son características observables que denotan cambios

en el funcionamiento normal de la fisiología del organismo (Wobeser, 1986). Uno de los signos más comunes de enfermedad es el blanqueamiento coralino, del que se han registrado eventos masivos en todo el mundo. Uno de los más relevantes ocurrió en 1998 y destruyó alrededor de 16 % de arrecifes a nivel global, precedido por epizootias de distintas enfermedades coralinas (Berkelmans, 2004). En el Atlántico también se han registrado eventos de pérdida masiva de cobertura coralina (Goreau *et al.*, 2000). Uno de ellos alcanzó una tasa de mortandad de 80 % a partir de 1977, causada principalmente por eventos de blanqueamiento y posteriormente epizootias de enfermedad de la banda blanca y viruela blanca, afectando principalmente a las especies *Acropora palmata* y *A. cervicornis* (Gardner *et al.*, 2003). En 2005, en esta misma región, se presentó un evento importante de blanqueamiento coralino, seguido por una epizootia de distintas enfermedades que causó 60 % de disminución del área cubierta por corales vivos (Miller, 2009). Más recientemente, en 2014, se reportó la aparición de un brote de enfermedad en los cayos de Florida cuya principal característica es la pérdida aguda de tejido coralino y que afecta a más de 23 especies de corales escleractinios distribuida por el mar Caribe (Muller *et al.*, 2020; Rosales *et al.*, 2020). Las enfermedades pérdida de tejido de coral escleractinio, plaga blanca y banda amarilla se consideran los principales padecimientos que amenazan la salud coralina en el mar Caribe (Miller *et al.*, 2003; Rogers *et al.*, 2008; Rosales *et al.*, 2020).

Conocer las enfermedades presentes en un arrecife, así como su prevalencia, puede ayudarnos a entender patrones de dispersión y la aparición de epizootias, siendo esencial en la búsqueda de relaciones de causalidad con factores

ambientales y biológicos (Granados, 1995; Fernández *et al.*, 2004; Argimon, 2012). Estas posibles relaciones deberían investigarse a fondo analizando los patrones de las enfermedades con la intención de controlar fuentes específicas de estrés en los arrecifes (Edmund, 2000). Por lo tanto, en este estudio se determinarán cambios en la prevalencia de los distintos signos de enfermedades presentes en seis arrecifes del Sistema Arrecifal Lobos-Tuxpan (SALT) y se correlacionarán con los factores ambientales que pudieron provocar periodos de estrés a los corales. Con esto se busca detectar el efecto de factores determinantes para la aparición o el agravamiento de brotes de enfermedades coralinas, información clave para el desarrollo de medidas de conservación.

II. ANTECEDENTES

La primera descripción de una enfermedad de coral fue hecha en 1973 por Antonius, en la que reportó una masa negra de aspecto gelatinoso, que consumía el tejido sano de los corales en arrecifes de la Florida y que degradaba tejido a razón de hasta un centímetro por día, a la que se le dio el nombre de enfermedad de la banda negra. Dos años más tarde (1975), también la reportaron Garrett y Ducklow en Las Bermudas.

Posteriormente, Dustan describió un padecimiento caracterizado por una banda blanca que separaba tejido sano de tejido enfermo y que colonizaba principalmente a corales masivos en los Cayos de Florida, la enfermedad de la plaga blanca (Dustan, 1977). En 1982 en las Islas Vírgenes, Gladfelter describió una enfermedad caracterizada por una línea delgada blanca antepuesta a un frente de tejido necrótico y que afectaba a *Acropora palmata* y *A. cervicornis*, la enfermedad de la banda blanca (Gladfelter, 1982).

Estos primeros informes fueron de carácter descriptivo y recibieron atención limitada hasta la década de los 80's debido al aumento notorio del número de enfermedades coralinas descritas y la tasa de mortandad en arrecifes asociada a estas. Fue entonces que se comenzó a hacer énfasis en la necesidad de caracterizar los patógenos responsables de las enfermedades (Pollock *et al.*, 2011).

En 1995, durante una epizootia de la enfermedad de la plaga blanca, se aisló e identificó el patógeno causante, una bacteria identificada como una nueva especie del género *Sphingomonas*, comprobando que los cultivos puros de este aislado bacteriano inician la actividad de la enfermedad en corales sanos en el laboratorio, cumpliendo uno de los postulados de Koch (Koch, 1876; Richardson, 1998). Simultáneamente Smith y colaboradores (1998) utilizando técnicas de laboratorio y de campo, demostraron que las lesiones de un evento de mortandad masiva por aspergilosis en el Caribe y los Cayos de Florida en 1995 y 1996, fueron causadas por el hongo terrestre *Aspergillus sydowii*.

Se han realizado muchos estudios para determinar los patógenos responsables de estas epizootias, logrando identificar los causantes directos de solo cinco padecimientos; plaga blanca II (Richardson *et al.*, 1998), banda blanca II (Ritchie y Smith, 1998), viruela blanca (Patterson *et al.*, 2002), aspergilosis (Smith *et al.*, 1998), y blanqueamiento bacteriano (Kushamaro *et al.*, 1997). Se han reportado más casos de éxito respecto a la determinación de los microorganismos, pero se encontró inconsistencias en los resultados de las distintas investigaciones, dando indicios de que las epizootias de enfermedades coralinas no se deben a un solo patógeno causal.

Desde el primer reporte de una enfermedad coralina el número de enfermedades descritas aumentó según el análisis de Weil (2004) quien reportó 29 para el Caribe, de las cuales, solo una sexta parte se había determinado el patógeno causante.

En el Cuadro 1, se describen brevemente las enfermedades más comunes reportadas para el océano Atlántico, se presenta el coral que actúa como su hospedero, los organismos patógenos asociados con la enfermedad y los factores ambientales relacionados con la aparición y el desarrollo de estos brotes.

1 **Cuadro 1.** Enfermedades registradas para especies de coral escleractinio en arrecifes del océano Atlántico.

Enfermedad	Descripción	Coral hospedero	Potencial patógeno	Factores que afectan prevalencia y severidad	Referencias
Banda Blanca tipo I	Banda de pérdida de tejido severa desde la base de la colonia, puede presentar una pequeña banda de tejido blanqueado, esqueleto expuesto	<i>Acropora palmata</i> y <i>A. cervicornis</i>	Vibrio y Rickettsiales asociados con este signo	Desconocido	Gladfelter, 1982; Precht <i>et al.</i> , 2002, Vollmer y Kline, 2009; Gignoux-Wolfsohn <i>et al.</i> , 2012.
Banda Blanca tipo II	Margen blanqueado posterior un margen necrótico	<i>Acropora palmata</i> y <i>A. cervicornis</i>	<i>Vibrio charchariae</i>	Desconocido	Ritchie y Smith, 1998; Gil-Algudelo <i>et al.</i> , 2006.
Plaga Blanca tipo I	Línea abrupta que separa el tejido de aspecto saludable del esqueleto blanco expuesto	Corales masivos e incrustantes (más de 40 especies)	Virus, protobacteria α	Desconocido	Pantos <i>et al.</i> , 2003; Muller y van Woesik, 2009; Soffer <i>et al.</i> , 2013.
Plaga Blanca tipo II	Inicia en la base de la colonia, línea abrupta que separa el tejido de aspecto saludable del esqueleto blanco expuesto	17 especies de escleractinios, particularmente <i>Dichocoenia stokesii</i>	<i>Aurantimonas coralicida</i> (resultados contradictorios) <i>Sphingomonas</i>	Desconocido	Richardson <i>et al.</i> , 1998; Denner <i>et al.</i> , 2003; Nugues, 2004; Sunagawa <i>et al.</i> , 2009.
Plaga Blanca tipo III	Inicia en la base de la colonia, línea abrupta que separa el tejido de aspecto saludable del esqueleto blanco expuesto.	Corales masivos ~4 spp.	<i>Aurantimonas coralicida</i> , <i>Sphingomonas</i>	Desconocido	Richardson y Aronson, 2000.

White pox	Parches de esqueleto blanco expuesto recientemente	<i>A. palmata</i>	<i>Serratia marcescens</i>	Tasa de cambio de la temperatura del agua	Patterson <i>et al.</i> , 2002; Muller <i>et al.</i> ; Sutherland <i>et al.</i> , 2010.
Blanqueamiento	Pérdida de zooxantelas o pigmentos	>100 spp. De escleractinios	No aplica	Temperatura, luz, susceptibilidad de las especies	Brown <i>et al.</i> , 1997; Mc Clanahan <i>et al.</i> , 2007.
Anomalías del crecimiento	Anomalías en el crecimiento del esqueleto y el tejido	Varias	Distintos microorganismos podrían estar involucrados, bacterias	Desconocido	Kaczmarek y Richardson, 2007; Chiu, 2012.
Banda Negra	Banda negra o línea que procede al esqueleto recientemente expuesto	Varias (>100), corales masivos, millepora, octocorales.	Consortio de microorganismos cianobacterias filamentosas (género <i>Roseofilum</i>)	Enriquecimiento de nutrientes	Green y Bruckner, 2000; Kuta y Richardson, 2002; Frias-Lopez, 2003; Kaczmarek <i>et al.</i> , 2005; Voss y Richardson, 2006; Boyett <i>et al.</i> , 2007; Buerger, 2016.
Banda Amarilla	Mancha o banda amarilla, a veces con un anillo blanqueado y pérdida de tejido	<i>Orbicella</i> spp. otros masivos	Consortio de vibrios	Temperatura	Cervino <i>et al.</i> , 2001; Cervino <i>et al.</i> , 2008; Jordán-Garza y Jordán-Dahlgren 2011.
Lunares oscuros	Manchas irregulares de tejido oscuro, puede presentar pérdida de tejido	Corales masivos ~8spp.	Desconocido	Temperatura	Cervino <i>et al.</i> , 2001.

Infección por coccidios	Parches de tejido blanqueado, <5 cm. de diámetro	8 especies del caribe.	Desconocido	Desconocido	Upton y Peters, 1986.
Infección por ciliados	Banda negra moteada en la interfaz entre el tejido y el esqueleto expuesto	25 spp. Acropóridos y corales masivos	<i>Halofolliculina</i> spp. ciliado, probablemente diferente al de la banda de erosión del esqueleto.	Temperatura, distancia entre los hospedadores	Croquer <i>et al.</i> , 2006; Rodríguez <i>et al.</i> , 2009.
Pérdida de tejido de coral pétreo	Pérdida aguda de tejido coralino que deja el esqueleto blanco expuesto.	Po lo menos 24 spp. de corales escleractinios en el Caribe	Bacterias de los géneros Rhodobacterales y Rhizobiales	Diversidad de especies de coral y profundidad	Aeby <i>et al.</i> , 2019; Muller <i>et al.</i> , 2020; Rosales <i>et al.</i> , 2020.

2

Lesser (2007) sugirió que los microorganismos asociados a las "enfermedades" de coral son en su mayoría oportunistas, y que el aumento en la tasa de infección se debía al estado no óptimo de salud del hospedero y por lo tanto al aumento de su susceptibilidad. Esta hipótesis es el argumento básico de un enfoque distinto del estudio de las enfermedades coralinas, que tiene por objetivo principal puntualizar los factores ambientales responsables de las distintas epizootias alrededor del mundo.

En 1960 se formuló el "Triángulo de la enfermedad", un modelo conceptual que muestra las interacciones entre el ambiente, el hospedero y un agente infeccioso, con el fin de conocer el papel de cada factor durante una epidemia. Este modelo se creó principalmente para dilucidar cómo las epidemias pueden predecirse, limitarse o controlarse (McNew, 1960). Su aplicación abarca enfermedades de cualquier especie o ambiente, siendo utilizado para estudiar la etiología de epizootias marinas desde la década de los 70's, como lo hizo Snieszko (1974), en la transmisión de enfermedades en peces.

Brown y Howard (1985) realizaron monitoreos de largo plazo de las poblaciones de corales en arrecifes y manipulación de parámetros en laboratorio, comprobando que las alteraciones de las características físicas del agua generan periodos de estrés en los corales, razón por la que disminuyen su sistema de defensa, relacionando las perturbaciones ambientales positivamente con el aumento de la tasa de mortalidad coralina.

Posteriormente, Harvell y colaboradores (1999) plantearon la hipótesis de que la mayoría de las nuevas enfermedades se producen por cambios en el hospedero y no por la aparición de nuevos microorganismos y, por tanto, el incremento del número de enfermedades y la aparición y severidad de epizootias en diversos sitios puede atribuirse al incremento de las actividades humanas.

Posteriormente, esta hipótesis fue puesta a prueba por Kaczmarek y colaboradores, (2000) en las Islas Vírgenes de Estados Unidos, quienes correlacionaron los factores ambientales con la prevalencia de signos de enfermedad de corales *in situ*. Compararon un arrecife expuesto a la alta concentración de nutrientes provocada por la descarga de aguas residuales urbanas y otro expuesto en una menor cantidad, obteniendo 10 % menos de prevalencia en el arrecife más alejado del sitio de descarga. Vega y colaboradores, (2014), también incrementaron la concentración de nitrógeno y fósforo del agua en cuatro sitios, desde 2009 hasta 2012, y registraron un aumento significativo de la prevalencia y gravedad de la enfermedad de lunares oscuros en *Siderastrea siderea* y el aumento del blanqueamiento de corales 3.5 veces más, principalmente en especies de *Agaricia*.

Otros estudios como el de Randall y van Voesik (2015), compararon datos de enfermedad de la banda blanca de 473 arrecifes del Caribe, con registros satelitales de temperatura superficial del océano y observaron que las anomalías térmicas de temperaturas altas cada vez son más severas y están relacionadas con aumentos en la severidad y prevalencia de esta enfermedad.

Lamb y colaboradores (2018) inspeccionaron la deposición de residuos plásticos en 159 arrecifes de Asia y el Pacífico, con lo que concluyeron que los corales de mayor complejidad estructural poseen una mayor posibilidad de retener estos desechos y concluyeron que en estos la probabilidad a desarrollar una enfermedad aumenta 20 veces en los organismos afectados por los residuos.

Aunque diversos estudios de caracterización de los arrecifes en el Sistema Arrecifal Lobos-Tuxpan han reportado la presencia de enfermedades coralinas, no se han realizado investigaciones con el fin de vincular la prevalencia de enfermedades con los factores ambientales predominantes.

Aguilar y Zapata (2008) observaron anomalías del crecimiento y enfermedad de la banda negra en el arrecife Tuxpan. Posteriormente Antonio-Cruz (2009), detectó las enfermedades de la banda negra y banda amarilla y destacó la presencia de blanqueamiento parcial y total en algunas colonias coralinas en el arrecife Enmedio. Más tarde, Jacovo-Montiel (2011) observó múltiples colonias blanqueadas en el arrecife Tanhuijo y un año después Takemura-Horita (2012) reportó signos de palidez y anomalías del crecimiento en el arrecife Blanquilla.

García-Ayala (2017) estimó la prevalencia de enfermedades en el SALT, reportando la mayor para el signo de lunares oscuros (alrededor de 30 %) y reportando, además de las enfermedades anteriores, infección por ciliados, lunares oscuros, mancha blanca, mancha oscura, plaga blanca y signo amarillo.

En este estudio se examinaron los sitios muestreados en 2012 por García-Ayala (2017) en los seis arrecifes del Sistema Arrecifal Lobos-Tuxpan para estimar la prevalencia actual (2018) de los principales signos de enfermedades coralinas y su dinámica. De esta forma se busca demostrar la existencia de correlaciones entre las condiciones ambientales y la ocurrencia de signos de enfermedad en los corales de estos arrecifes.

III. OBJETIVOS

3.1 Objetivo General

Describir la prevalencia de signos de enfermedades en corales constructores del Sistema Arrecifal Lobos-Tuxpan y su dinámica considerando relaciones temporales y cambios ambientales.

3.2 Objetivos Particulares

Identificar cambios en los ensamblajes coralinos respecto a los distintos arrecifes y en el tiempo.

Determinar cambios en la prevalencia de signos de enfermedades entre 2012 y 2018.

Relacionar la prevalencia de signos de enfermedades de coral con variables bióticas y ambientales.

IV. ÁREA DE ESTUDIO

El Sistema Arrecifal Lobos-Tuxpan es un área de protección de flora y fauna (APFF) ubicado en la costa norte del estado de Veracruz. Se localiza en la cercanía de los municipios de Tamiahua y Tuxpan, entre las coordenadas 20°45' y 21°18' N y 97°11' y 97°17' O. Comprende una superficie total de 30 571 hectáreas, integrada por ocho arrecifes asentados entre 1 y 30 m de profundidad. Sus arrecifes se distribuyen en dos polígonos: el Polígono Lobos, que incluye tres formaciones arrecifales denominadas Lobos, Medio y Blanquilla, con una superficie total de 12 586 hectáreas; y el Polígono Tuxpan, que incluye cinco formaciones arrecifales, conocidas como Tuxpan, Enmedio, Tanhuijo, Oro Verde y Pantepec, con una superficie de 17 984 hectáreas (González *et al.*, 2013; SEMARNAT, 2014; González, 2016).

Este sistema arrecifal se encuentra cerca del estuario del río Tuxpan y boca Corazones, razón por la que podría recibir constantemente material de origen continental y desechos poblacionales e industriales, además de encontrarse expuesto a tráfico marítimo constante (Martos, 2004; Gutiérrez-Ruiz *et al.*, 2011).

Para este estudio se consideraron los seis arrecifes señalados en la Figura 1, tres del sistema arrecifal Lobos y tres del sistema arrecifal Tuxpan, mismos que se describen a continuación.

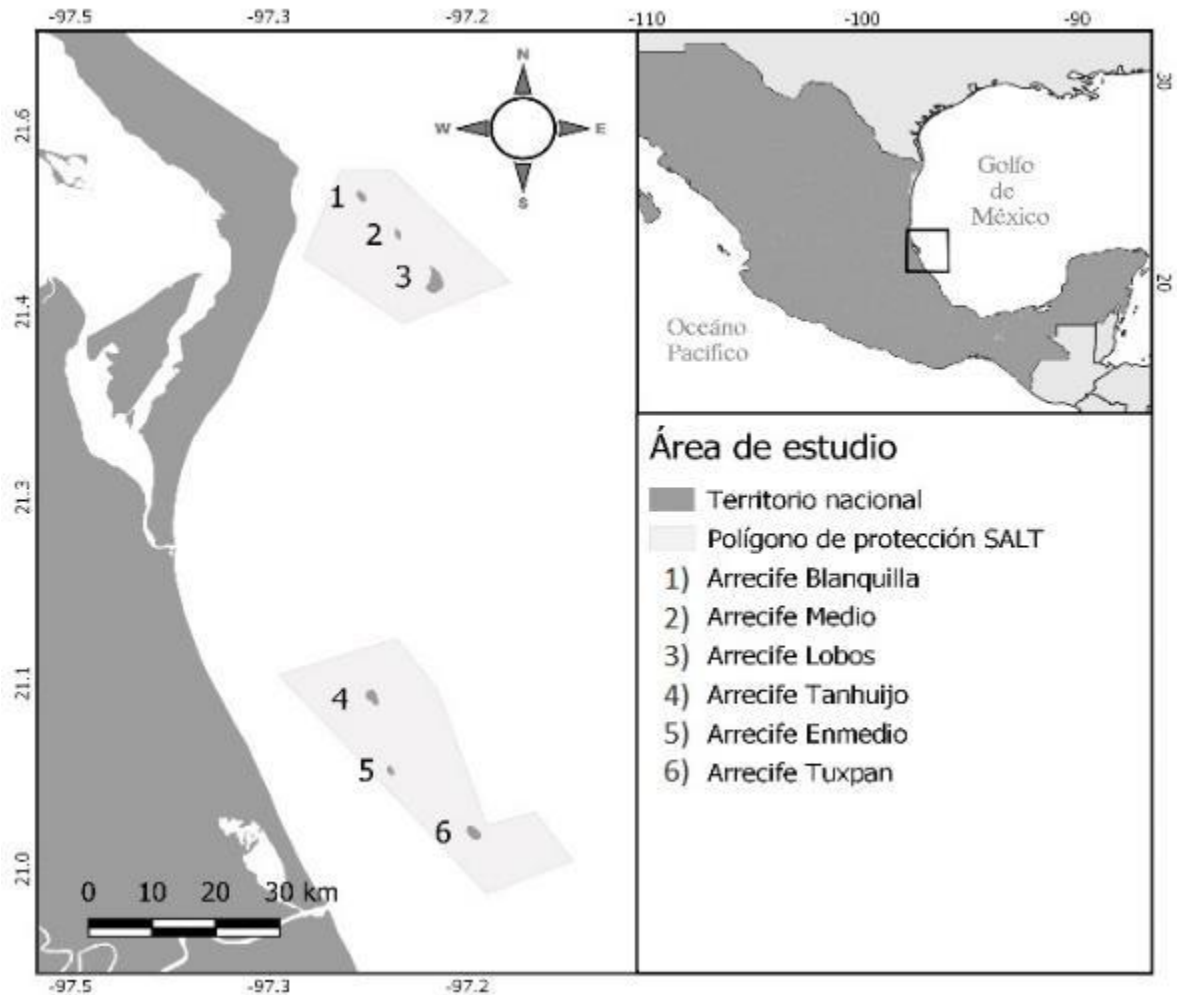


Figura 1 Localización geográfica de los arrecifes emergentes pertenecientes al Sistema Arrecifal Lobos-Tuxpan.

4.1 Arrecife Tuxpan

Se ubica a 12.3 km con rumbo 60° al noreste del estuario del río Tuxpan. Es un arrecife de tipo plataforma, que posee una longitud de 1,500 m y 800 m de ancho, y se delimita por los paralelos de $20^\circ 59' 37''$ y $21^\circ 00' 19''$ de latitud norte, y los meridianos $97^\circ 11' 16''$ y $97^\circ 12' 03''$ de longitud oeste (Martos, 2004). Es una

estructura de tipo plataforma elipsoidal, que posee un área de 1.4 km² (Argüelles *et al.*, 2013).

4.2 Arrecife Enmedio

Formación arrecifal de tipo de plataforma que se localiza a 14 km del estuario del Río Tuxpan, entre las coordenadas 21° 05' 11" y 21° 04' 45" N, y entre los 97° 15' 22" y 97° 15' 16" O. Posee una longitud de 1.06 km y una anchura de 0.48 km, con una profundidad variable en la llanura arrecifal, que alcanza hasta 2 m. Es uno de los arrecifes más pequeños del SALT (Argüelles *et al.*, 2013; González *et al.*, 2016).

4.3 Arrecife Tanhuijo

Tanhuijo se localiza a 18 km del estuario del río Tuxpan, en las coordenadas 21° 08' 38" y 21° 07' 54" N, y entre 97° 16' 26" y 97° 16' 06" O. Mide 1.85 km de longitud y 1.02 km de anchura, con aproximadamente 1200 m² de extensión. En su llanura arrecifal posee un canal natural que alcanza hasta los 11 m de profundidad y termina a corta distancia de la cresta interior, además de presentar una meseta a 9 m de profundidad (Carricart-Ganivet y Horta-Puga, 1993; GulfBase, 2009).

4.4 Arrecife Lobos

Este arrecife está localizado aproximadamente a 55.8 km del estuario del río Tuxpan y aproximadamente a 10 km del municipio de Tamiahua, entre los paralelos 21° 29' 09" y 21° 27' 53" de latitud norte y los meridianos 97° 13' 37" y 97° 13' 31" de longitud oeste. Es el arrecife de mayor tamaño del sistema, presenta una forma semilunar con una longitud de 2.25 km y 1.1 km de ancho. Es el único que cuenta con un

pequeño cayo de arena de forma también semilunar, con una longitud aproximada de 650 m y 300 m de ancho máximo (Chávez *et al.*, 1970; SEMARNAT, 2014).

4.5 Arrecife Medio

Localizado entre los 21° 32' 00" y 21° 30' 20" N, y entre los 97° 15' 03" y 97° 15' 07" O. Se encuentra aproximadamente a 9 km de las costas de Cabo Rojo, Tamiahua. Es un arrecife de forma ovalada, que posee la llanura arrecifal más pequeña con una longitud aproximada de 0.93 km y una anchura máxima de 0.39 km. Su laguna posee una profundidad variable, cubierta de roca coralina y cantos rodados de tamaño variable. Un rasgo importante es la presencia de una plataforma artificial en la parte norte del sistema (Argüelles *et al.*, 2013; SEMARNAT, 2014).

4.6 Arrecife Blanquilla

Este es el arrecife ubicado más al norte y más cercano a la zona continental; se ubica a 5.36 km de Cabo Rojo y mide 1.23 km de longitud y 0.64 km de anchura. Se localiza entre los 21° 32' 52" y 21° 32' 18" N, y entre los 97° 16' 56" y 97° 16' 43" O. Su llanura arrecifal tiene una longitud aproximada de 1 km y una anchura máxima de 0.46 km. Se encuentra orientado en dirección Noroeste (Argüelles *et al.*, 2013; SEMARNAT, 2014).

V. MÉTODOS

5.1 Estimación del esfuerzo y área de muestreo

5.1.1 Estimación del tamaño de la muestra

El tamaño de muestra para la estimación de la prevalencia de una enfermedad depende 1) del valor de la prevalencia en la población, 2) del valor del nivel de significancia (α), 3) el poder (β) y 4) de la precisión en la estimación de la prevalencia que permita ver cambios entre sitios o en el tiempo (Jovani y Tella, 2006).

En el estudio realizado por García-Ayala (2017), las prevalencias de los signos enfermedad coralina más abundantes variaron entre 10 % y 35 %, y el número promedio de colonias por cuadrante fue aproximadamente de 1000.

Para obtener el tamaño de muestra correcto y observar la dinámica de la prevalencia, se tomó en cuenta el valor de la prevalencia conocida y se ejemplificó los tamaños de muestra necesarios para distintos valores de precisión mediante el lenguaje de programación R en RStudio (versión 1.1.463, 2018).

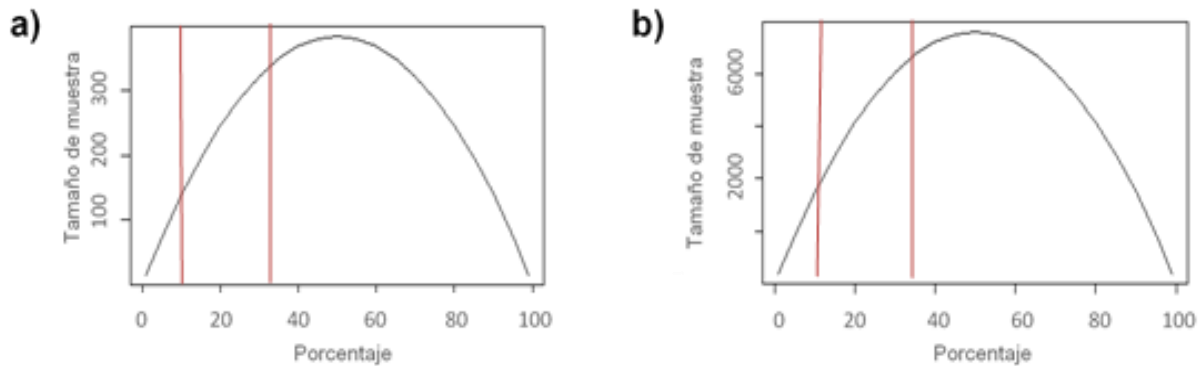


Figura 2. Representación gráfica de los tamaños de muestra requeridos para el cálculo de la prevalencia (tomando como referencia la prevalencia conocida entre 10 % y 35 %), para $\alpha = 0.05$, $\beta = 0.8$, con distintos valores de delta (precisión). La Figura **2a)** es la simulación del número de organismos requeridos para una precisión de 5 %. La figura **2b)** ejemplifica el número de organismos requeridos para una obtener precisión de 1 %.

Con esto se logró observar que el tamaño de muestra requerido con las prevalencias conocidas (10 % - 35 %) y con una precisión de 5 % varía entre 150 y 350 organismos necesarios para el análisis (Figura 2a). En cambio, al sustituir el valor de la precisión por 1%, el tamaño de la muestra requerida aumenta desmesuradamente, mostrando un escenario difícil de llevar a cabo y cuya utilidad es biológicamente cuestionable (Figura 2b). La Figura 2 muestra además que el tamaño de muestra depende del valor de la prevalencia en la población, siendo mayor cuando la prevalencia es cercana a 50% (con una precisión constante).

5.1.2 Selección de sitios

Se utilizaron los criterios que empleó Randall y colaboradores (2014) para la selección de sitios de muestreo para el desarrollo de su proyecto. En verano de 2012 se seleccionaron al azar 25 sitios de muestreo. Para ello se recabaron

imágenes satelitales de los arrecifes, a las que se superpuso líneas cada 100 m en ambos ejes, obteniendo una cuadrícula. Para ese estudio se consideró cada unidad de la cuadrícula en las imágenes con arrecife visible que se encontrara en la zona de sotavento. Estas unidades se enumeraron, para posteriormente realizar la selección al azar de 25 de éstas. Se registraron las coordenadas geográficas que delimitaban cada unidad para acudir posteriormente y colocar los cuadrantes.

Para posicionar cada cuadrante en los polígonos obtenidos tras el sorteo, se acudió al sitio con los materiales necesarios para fijar los sitios permanentes (se describen en el apartado 5.2 Toma de muestras). Estos se establecieron en el punto más cercano del centro del cuadrante que cumpliera con características como la profundidad oscilante entre 5 m y 10 m, un fondo de sustrato rocoso y la presencia de corales en el mismo. Los sitios que no satisfacían estas características fueron descartados, acudiendo al siguiente sitio de los previamente seleccionados al azar. Se continuó con este procedimiento hasta completar el tamaño de muestra determinado (Randall *et al.*, 2014; García-Ayala, 2017).

Se realizó una base de datos con las posiciones geográficas de cada sitio permanente establecido (ANEXO I). En el presente estudio se tomaron muestras de video (método de videotransecto) en las coordenadas geográficas de cada sitio elegido mediante el procedimiento antes descrito (Hill y Wilkinson, 2004; Borges, 2011).

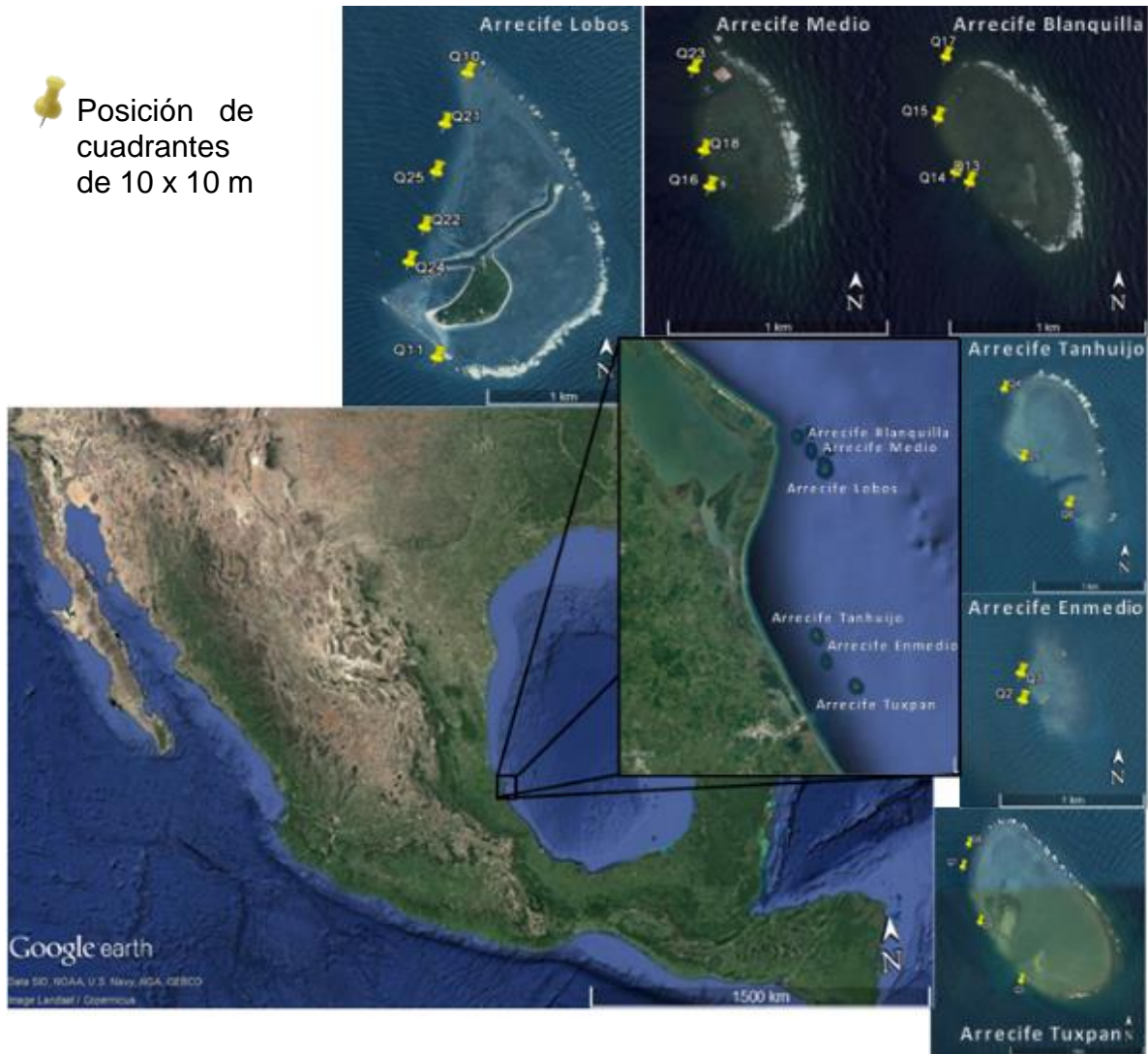


Figura 3 Área de estudio y sitios de muestreo en el Sistema Arrecifal Lobos-Tuxpan Veracruz.

5.2 Toma de muestras

Se utilizó una cámara sumergible GoPro Hero5 para obtener videos de alta definición. Se delimitó cada unidad de muestra con cuatro líneas guía de 10 m, sujetas durante la captura de datos, a cuatro estacas de metal clavadas en roca coralina formando un cuadrado. Se ataron a estas líneas cabos situados a un metro

uno de otro. Estos cabos fungieron como márgenes interiores de referencia para la captura de los videos. Todas las líneas al finalizar la grabación se retiraron para colocarlas en el siguiente sitio, a diferencia de las estacas que instalaron en el sitio de forma permanente. De esta forma se grabaron los 100 m cuadrados de fondo arrecifal que comprende cada parcela (Figura 4).

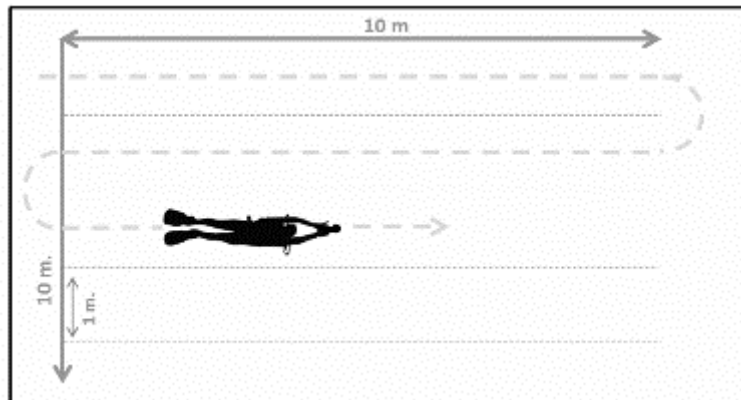


Figura 4. Procedimiento de toma de datos con el método de videotransecto.

5.3 Análisis de muestras

5.3.1 Composición de especies

De cada video transecto de 10 m por 1 m de fondo arrecifal se extrajeron 50 fotografías con el programa FreeStudio. Éstas se utilizaron para determinar las especies y los signos de enfermedad de los corales presentes.

Las especies de coral se determinaron utilizando la “Field Guide to Western Atlantic Stony Corals” (Bruckner, 2010), la guía de “Picture guide to common stony corals of

Flower Garden Banks National Marine Sanctuary” (Bright *et al.*, 2013) y la guía del libro “Corals of the World” (Veron, 2000).

Los datos de especie obtenidos del análisis de estas muestras se registraron en una base de datos de Excel, identificando a cada organismo con el nombre del arrecife, número de cuadrante y número de transecto correspondiente.

Mediante un Análisis de Componentes Principales (ACP) se compararon las muestras para observar el nivel de similitud entre años y arrecifes. Para ello, se emplearon los resultados obtenidos de composición y abundancia de las especies en los distintos ensambles. Se tomó como unidad de muestra más pequeña el transecto. Se realizó un también un análisis de similitudes (ANOSIM) para probar si las diferencias entre años y arrecifes eran significativas y un análisis de similitudes porcentuales (SIMPER) para determinar las especies que más contribuyeron a las diferencias. Todas las pruebas anteriores fueron realizadas en el software estadístico PAST 3.24 (2019).

5.3.2 Determinación de prevalencia de signos de enfermedad

Los signos de enfermedades fueron determinados por sus características visuales, utilizando como apoyo la “Field guide to Western Atlantic coral diseases and other causes of coral mortality” (Bruckner, 2009) y el “Manual for Coral Disease Research” (Aeby, 2017). Las categorías generales y organización de los signos según sus características fueron tomados de las “Underwater Cards for Assessing Coral Health on Caribbean Reefs” (Weil y Hooten, 2008) y el “Coral Disease Handbook” (Raymundo *et al.*, 2008).

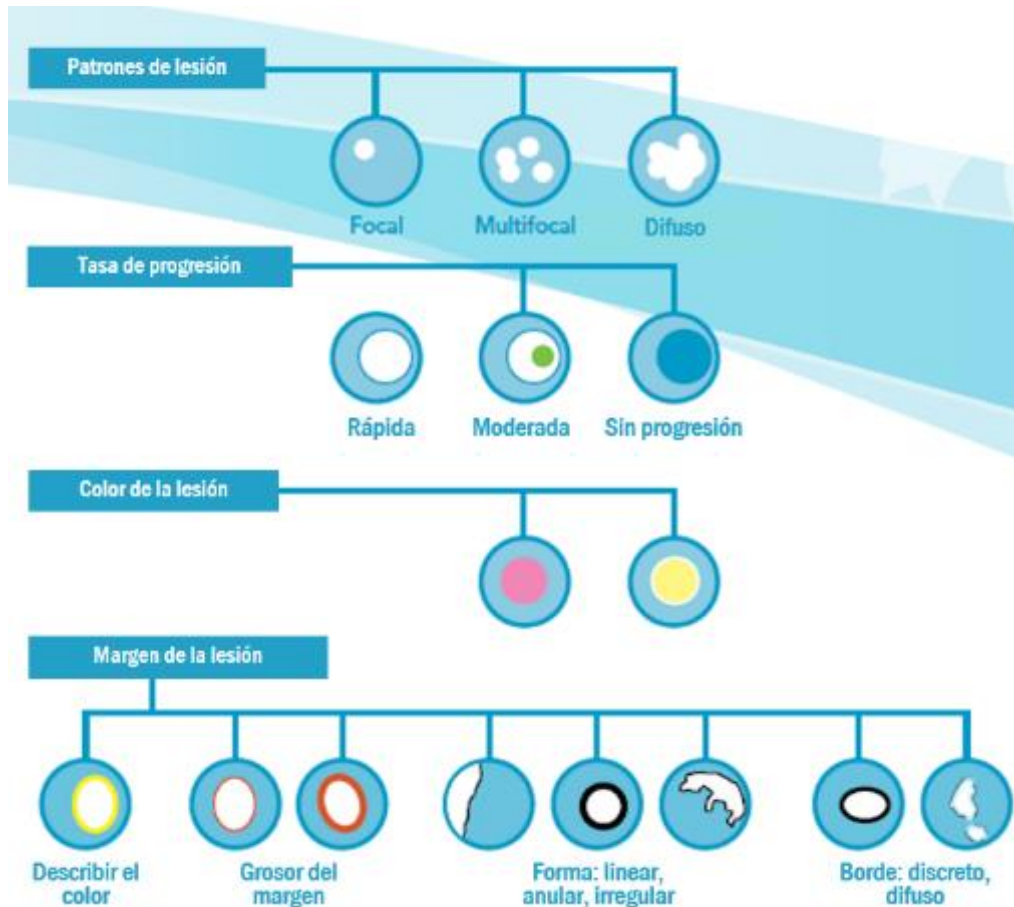


Figura 5. Árbol de decisión para la categorización de las características de las lesiones encontradas. Tomada de Raymundo *et al.*, 2008.

Los datos de la presencia de signos de enfermedad en cada coral fueron registrados al mismo tiempo que se registró la especie de cada organismo durante la inspección de los videos. La descripción del estado del organismo se basó en sus características de color, integridad del tejido, patrones de crecimiento anómalos y material suprayacente del tejido (Figura 5).

Se debe mencionar que la principal característica para determinar el signo de infección por ciliados (IC) es la presencia de microorganismos que generan una apariencia similar a la pimienta sobre el tejido del coral. Debido al método de muestreo utilizado (videotransecto) no fue posible diferenciarlo de un signo blanco (categoría en la que se incluye el conteo de colonias con IC ya que también presenta zonas de esqueleto expuesto) pues la resolución del video no permite observar los microorganismos. Se incluye este signo de enfermedad dentro del catálogo, ya que durante el trabajo de campo se observó y documentó fotográficamente su presencia dentro de los cuadrantes en dos especies (*Orbicella annularis* y *Pseudodiploria strigosa*).

Mediante un análisis de escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) se compararon los datos de las distintas muestras para observar el nivel de similitud entre sus valores de prevalencia. Se realizaron además análisis de tipo SIMPER y ANOSIM de los cuáles se obtuvieron los porcentajes de disimilitud y los niveles de significancia. Todas las pruebas anteriores se realizaron en el software estadístico PAST 3.24 (2019).

5.4 Correlaciones ambientales

Se utilizaron distintas técnicas de análisis de datos para comprobar la posible correlación de las variables ambientales con los resultados de prevalencia de signos de enfermedad obtenidos del muestreo realizado en 2012 por García-Ayala (2017) y los del presente estudio.

Se consideró para la elaboración de las correlaciones aquellas especies con mayor abundancia en las muestras de ambos estudios y que además presentaran signos de enfermedad. Las especies que presentaron una prevalencia de signos de enfermedad muy baja en todos los sitios y a lo largo del tiempo se descartaron por la baja representación que poseen en este estudio y para simplificar la base de datos y la interpretación de los resultados.

Los signos de enfermedad con muy baja prevalencia en todos los arrecifes se descartaron para simplificar los resultados. Aquellos que no eran observables claramente debido al método de muestreo, fueron adicionados a otras categorías con las que compartiesen características generales. De esa forma se procuró no dejar fuera el recuento de estos datos.

5.4.1. Obtención de datos de variables ambientales

5.4.1.1 Variables a escala de transecto

Estudios sugieren que la densidad y el tamaño de los hospederos, así como la cobertura coralina desempeñan un papel importante como umbral de la aparición y

severidad de los brotes de enfermedades coralinas (Bruno *et al.*, 2007; Caldwell, 2020).

Para observar la naturaleza de los datos recabados a escala de transecto se realizaron histogramas comparando la prevalencia de los dos principales signos de enfermedad con cada variable biótica de las antes mencionadas.

5.4.1.1.1 Densidad de los hospederos

El dato de densidad coralina se calculó a partir del número de colonias descritas en cada transecto entre el número de metros que compone a cada transecto (10 m²). El resultado que nos arrojó representa el número de colonias por metro cuadrado.

5.4.1.1.2 Tamaño promedio

Durante las observaciones de los videos se registró el tamaño de cada colonia. Para esto se utilizó la cinta métrica graduada que fungió como margen para la delimitación de los transectos durante la toma de los videos. Para obtener el tamaño promedio por transecto, se sumó el tamaño de las colonias muestreadas en él y se dividió entre el número de colonias que lo componen.

5.4.1.1.3 Cobertura coralina

Se consideró al tamaño promedio de las colonias en cada transecto como diámetro, que fue dividido entre dos para obtener el radio. Este dato se utilizó para calcular el área promedio de coral mediante la fórmula $\pi \cdot r^2$. El resultado se multiplicó por el

dato de densidad coralina (número de organismos/m²) dando como resultado la cobertura de coral (cm²) /m² para cada transecto. Al final este resultado fue transformado a porcentaje debido a que es la unidad más común para expresar la cobertura coralina. De esta forma se buscó incluir un dato que incluye de forma conjunta los datos de densidad y el tamaño.

5.4.1.2 Variables a escala de cuadrante

5.4.1.2.1 Distancia a los aportes dulceacuícolas más cercanos

Existe una correlación positiva entre la cercanía de los arrecifes y las descargas de aguas ricas en nutrientes y el aumento en la prevalencia de enfermedades coralinas (Kaczmarzsky *et al.*, 2005; Abaya *et al.*, 2018; Aeby *et al.*, 2020; Dougan *et al.*, 2020). Por esta razón, se incluyeron los datos de la distancia de los tres sistemas de descarga de agua dulce que se encuentran más cercanos al SALT.

Se reportó la distancia al estuario del río Tuxpan (20°58'13.6"N 97°18'15.0"W) así como a la abertura permanente de la laguna de Tamiahua (Boca Corazones) (21°15'35.4"N 97°25'10.7"W), ya que son los dos aportes estables de agua dulce más cercanos al Sistema Arrecifal Lobos-Tuxpan, que además poseen poblaciones en crecimiento continuo (Tamiahua: 23,984 habitantes, Tuxpan: 161,829 habitantes) (INEGI, 2015). Se consideró también la distancia a una zona de abertura temporal de la barra de la laguna de Tamiahua (21°05'53.6"N 97°21'55.3"O) perteneciente a la comunidad de Barra Galindo cuya población consta de 66 personas con un alto grado de marginación (SEDESOL, 2010).

Estos datos de distancia se recabaron utilizando la herramienta “Regla” de Google Earth Pro (versión 7.1.5.1557), tomando la medida de cada punto de descarga de agua al centro de cada cuadrante. Se utilizó para esta escala únicamente los datos recabados durante el presente estudio.

Mediante un histograma se observó que los datos no se comportaron de forma normal, sino que se encontraban divididos en dos grupos debido a la cercanía entre el río Tuxpan y Barra Galindo, y la lejanía que ambos presentaban respecto a la laguna de Tamiahua. Por ello se utilizó la prueba estadística no paramétrica Mann-Whitney para comprobar el nivel de significancia entre estos dos grupos respecto a la prevalencia propia de cada sitio de muestreo. Se registró en un cuadro el resultado de las pruebas estadísticas para mostrar los resultados de cada una y señalar aquellas con diferencias significativas comprobables ($p < .05$). Se presentaron además figuras de dispersión de aquellas variables para las que se demostró la existencia de diferencias significativas.

5.4.1.3 Variables a escala de arrecife

Se consideró para este estudio a la temperatura y la clorofila-a como variables que podrían poseer correlaciones con la dinámica de la prevalencia de signos de enfermedades coralinas.

Para comprobar si existe algún tipo de correlación entre las variables ambientales locales y la prevalencia de signos de enfermedad en los diferentes arrecifes se descargó la serie de datos histórica de temperatura superficial del mar y concentración de clorofila-a. Se utilizaron los datos satelitales disponibles para descarga pública en la página My Nasa Data > Earth System Data Explorer > Data set > Hydrosphere (<https://mynasadata.larc.nasa.gov/EarthSystemLAS/UI.vm>). La escala con datos exclusivos a escala arrecifal se debió a la máxima resolución en estos datos satelitales.

Posteriormente se comprobó que los datos no cumplían con los supuestos de normalidad, por lo que se empleó la prueba estadística no paramétrica de correlación de Spearman. Para ello se elaboró una matriz de correlaciones múltiples con cada variable de las descritas a continuación respecto a la prevalencia de los dos signos con la prevalencia más alta (lunares oscuros y signos blancos) para cada arrecife. Los valores de aquellas variables para las que se encontraron diferencias significativas ($p < 0.05$) se plasmaron en un cuadro para observar sus patrones de dispersión mediante un diagrama de dispersión.

5.4.1.3.1 Temperatura superficial del mar

Existe una correlación positiva entre la temperatura superficial del mar (amplitud del rango de temperatura máxima, aumento en el número de anomalías térmicas) y la aparición o agravamiento de los brotes de diferentes enfermedades coralinas (Miller y Richardson, 2015; Randall y van Woosik, 2015; Aeby *et al.*, 2020). Debido a esto

se decidió considerar diferentes variables que se describen a continuación, calculadas a partir de la serie histórica de datos de temperatura superficial del mar.

5.4.1.3.1.1 Temperatura promedio

De la página antes mencionada se extrajeron datos históricos del promedio diario de temperatura por parcela. Para obtener los datos de temperatura se utilizaron las coordenadas de cada diferente arrecife, datos mencionadas en el “Área de estudio”. Se obtuvieron a partir de estas referencias los datos pertenecientes a los pixeles en los que se encuentran de forma independiente los arrecifes Blanquilla y Lobos del polígono norte y Tanhuijo y Tuxpan del polígono sur. Debido a la resolución máxima del satélite no se obtuvo un dato independiente de los arrecifes que se posicionan entre los antes mencionados en cada polígono. Para obtener los datos de la serie de tiempo de temperatura en los arrecifes Medio y Enmedio se tomaron en cuenta los datos térmicos de los arrecifes entre los que se encontraban estos en cada polígono (promedio de los datos del arrecife Blanquilla y Lobos para obtener serie de tiempo del arrecife Medio y promedio de los datos del arrecife Tanhuijo y Tuxpan para obtener la serie de tiempo del arrecife Enmedio).

Utilizando las series de tiempo de temperatura diaria de los distintos arrecifes, se calcularon, con la paquetería Excel, el promedio del año anterior al muestreo y el promedio del año en que este fue llevado a cabo.

5.4.1.3.1.2 Anomalías térmicas

Anomalías positivas

Se expresa como anomalía positiva el promedio de temperatura de un día que excede en más de un grado la media climatológica de temperatura máxima anual.

El primer paso para realizar este cálculo es establecer la media climatológica positiva. Para esto se utilizó la serie de datos histórica. En ella se calculó el promedio de temperatura de los diferentes meses de cada año, posteriormente se seleccionó el promedio del mes más caluroso (septiembre) para establecer un promedio de temperatura máxima (media climatológica positiva).

Después se comparó la media climatológica positiva con cada promedio diario de temperatura de los años de interés para contar el número de días con promedios superiores a ésta por más de un grado. El cálculo de anomalías térmicas positivas se realizó tanto para el año antes del muestreo como para el año en que este fue llevado a cabo.

Negativas

Se expresa como anomalía negativa el promedio de temperatura de un día que excede en más de un grado la media climatológica de temperatura mínima anual.

El primer paso para realizar este cálculo es establecer la media climatológica negativa. Para esto se calculó el promedio de temperatura de los diferentes meses de cada año, posteriormente se seleccionó el promedio del mes más frío (febrero) para establecer un promedio de temperatura mínima (media climatológica negativa).

Después se comparó la media climatológica negativa con cada promedio diario de temperatura de los años de interés para contar el número de días con promedios inferiores a ésta por más de un grado. El cálculo de anomalías térmicas negativas se realizó tanto para el año antes del muestreo como para el año en que este fue llevado a cabo.

5.4.1.3.3 Concentración de clorofila

De acuerdo a diferentes estudios existe una correlación positiva entre el enriquecimiento de nutrientes en los arrecifes y el aumento de la prevalencia o la severidad de los brotes de enfermedades coralinas (Kaczmarzsky *et al.*, 2005; Vega *et al.*, 2014; Abaya *et al.*, 2020; Muller *et al.*, 2020). La falta de comprensión de la etiología de cada enfermedad coralina dificulta establecer un mecanismo potencial por el cual las variaciones de la concentración de Cl-a afectan los niveles de prevalencia de las distintas enfermedades de corales. Por ello se plantean cinco escenarios posibles para esta relación de causalidad: 1) un efecto sobre la fisiología del hospedador, 2) un efecto sobre sus algas u otros simbiontes microbianos a través de cambios en la abundancia, fisiología o identidad taxonómica, 3) infección por un patógeno putativo, 4) competencia con otros miembros de la comunidad bentónica como las algas, o 5) el efecto combinado de más de uno de estos mecanismos (Vega *et al.*, 2014). Un indicador del enriquecimiento de nutrientes es el aumento en la concentración de fitoplancton y por tanto de clorofila-a (Cl-a) en la capa superficial del mar. Esta variable es medida continuamente por distintos

satélites y sus datos son utilizados con fines de manejo e investigación (Kabbara *et al.*, 2008; Devlin *et al.*, 2015).

Se consideró esta variable en este estudio con el fin de comprobar la existencia de correlaciones entre las concentraciones de Cl-a superficial y la dinámica de la prevalencia de signos de enfermedades coralinas. Para ello se calculó el promedio histórico anual de concentración de Cl-a con unidades de mg/m³ para cada distinto arrecife del SALT.

VI. RESULTADOS

6.1 Composición de los ensambles

6.1.1 Especies registradas

Respecto al tamaño de muestra antes descrito se debe mencionar que, debido a las condiciones climáticas temporales, la logística del muestreo de 2018 se vio afectada, por lo que solo se remuestrearon 22 de los 25 sitios esperados.

Se analizó cada cuadrante de 10 x 10 m distribuido en los seis arrecifes del Sistema Arrecifal Lobos-Tuxpan. En ellos se registró un total de 19,082 colonias de coral pertenecientes a 21 especies (Cuadro 2). Entre ellas se encontró una especie de hidrozoario (orden: Anthoathecata, *Millepora alcicornis*) y 20 especies de antozoarios pertenecientes a 14 géneros y 10 familias (orden: Scleractinia). Del total de organismos registrados en este estudio, no fue posible determinar la especie de ocho colonias coralinas debido a la resolución de los videos.

Cuadro 2. Listado sistemático de las especies de coral registradas en este estudio para el Sistema Arrecifal Lobos-Tuxpan.

Cnidaria

Anthozoa

Hexacorallia

Scleractinia

Acroporidae

Acropora

Acropora cervicornis (Lamarck, 1816)

Acropora palmata (Lamarck, 1816)

Agariciidae

Agaricia

Agaricia agaricites (Linnaeus, 1758)
Agaricia fragilis (Dana, 1846)

Astrocoeniidae
Madracis
Madracis decactis (Lyman, 1859)
Stephanocoenia
Stephanocoenia intersepta (Lamarck, 1816)

Faviidae
Colpophyllia
Colpophyllia natans (Houttuyn, 1772)
Montastraea
Montastraea cavernosa (Linnaeus, 1767)
Orbicella
Orbicella annularis (Ellis y Solander, 1786)
Orbicella faveolata (Ellis y Solander, 1786)
Orbicella franksi (Gregory, 1895)
Pseudodiploria
Pseudodiploria clivosa (Ellis y Solander, 1786)
Pseudodiploria strigosa (Dana, 1846)

Mussidae
Mycetophyllia
Mycetophyllia lamarckiana (Milne Edwards, 1848)
Mussa
Mussa angulosa (Pallas, 1766)

Oculinidae
Oculina
Oculina diffusa (Lamarck, 1816)

Poritidae
Porites
Porites astreoides (Lamarck, 1816)
Porites furcata (Lamarck, 1816)

Siderastreidae
Siderastrea
Siderastrea radians (Pallas, 1766)
Siderastrea siderea (Ellis y Solander, 1786)

Hydrozoa
 Hydroidolina
 Anthoathecata
 Milleporidae
Millepora
Millepora alcicornis (Linnaeus, 1758)

6.1.2 Comparación de ensamblajes

6.1.2.1 Por arrecife y año

Se observó que las especies más dominantes del Sistema Arrecifal Lobos-Tuxpan son *Orbicella annularis*, *Colpophyllia natans* y *Porites astreoides*, representando éstas tres cerca del 80 % del total de organismos registrados. Las 18 especies restantes componen el otro 20 % de la abundancia (Cuadro 3).

Cuadro 3. Especies con mayor abundancia en los ensamblajes coralinos. Los valores en columnas ordenados de forma descendente representan porcentajes por arrecife. La columna de nombre SALT hace referencia a la abundancia promedio de cada especie en el conjunto de arrecifes muestreados.

Especie	Blanquilla	Medio	Lobos	Tanhuijo	Enmedio	Tuxpan	SALT
<i>Orbicella annularis</i>	12.58	10.51	34.38	74.89	33.03	59.32	39.69
<i>Colpophyllia natans</i>	43.23	34.27	25.62	12.96	37.33	18.03	27.07
<i>Porites astreoides</i>	16.79	19.66	16.08	5.80	14.98	7.90	13.03
<i>Pseudodiploria strigosa</i>	16.64	19.96	7.06	1.93	6.66	4.41	8.81
<i>Montastraea cavernosa</i>	5.43	8.50	4.43	2.32	3.01	2.99	4.30
<i>Siderastrea siderea</i>	2.81	5.68	9.47	0.53	2.69	1.94	4.08
<i>Millepora alcicornis</i>	1.56	0.73	0.57	0.67	0.00	2.31	1.13
<i>Orbicella faveolata</i>	0.22	0.00	0.14	0.88	0.97	2.60	0.92
<i>Mycetophyllia lamarckiana</i>	0.16	0.26	1.67	0.04	0.11	0.00	0.45
<i>Stephanocoenia intersepta</i>	0.00	0.00	0.47	0.26	0.00	0.02	0.15

Con el fin de observar las diferencias en la composición de especies de los ensamblajes coralinos del muestreo realizado en 2012 por García-Ayala (2017) y las del presente estudio, se realizó un análisis de componentes principales (PCA) para el conjunto de arrecifes del SALT (Figura 6).

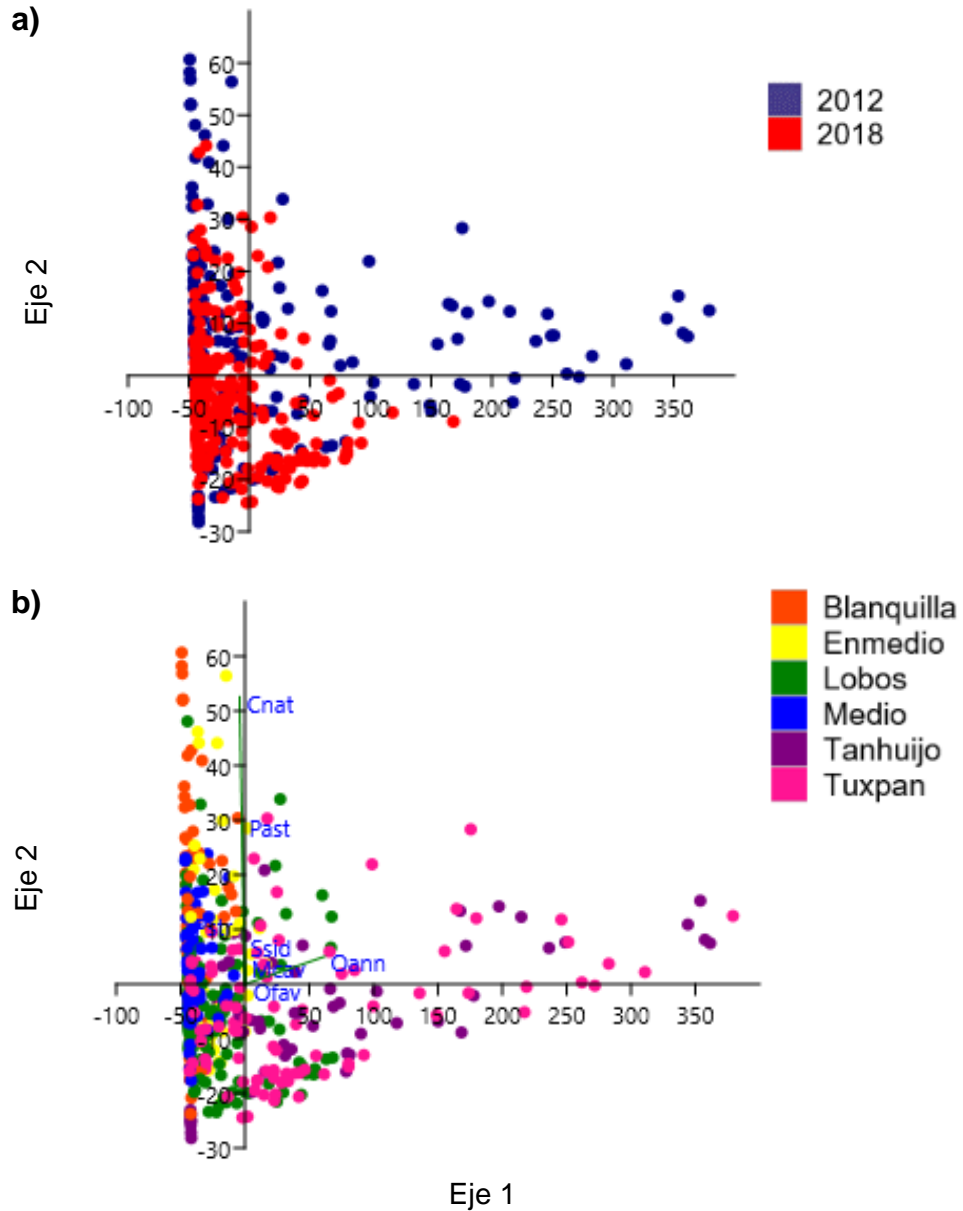


Figura 6. Análisis de componentes principales de riqueza y abundancia de especies coralinas muestreadas en 2012 y en 2018. Figura **5a)** Comparación de datos entre los distintos años de muestreo. Figura **5b)** Comparación entre arrecifes del conjunto de datos de ambos años de muestreo.

Se observa que el 93 % de los datos de los diferentes arrecifes en ambos años de muestreo se encuentran agrupados cerca del eje 1 y solo el 4 % en el eje 2.

De acuerdo con el año de muestreo, se observa una mayor dispersión de los datos pertenecientes al muestreo de 2012 que de 2018. Respecto a los diferentes arrecifes muestreados, Tanhuijo y Tuxpan son los que poseen la mayor dispersión de datos. Se observa a *O. annularis* como la especie más alejada del eje 1 hacia el lado derecho de la figura, probablemente debido a que los ensambles que poseen las mayores poblaciones de esta especie se encuentran dispersas en el eje 2 hacia el mismo lado. *C. natans* y *P. astreoides* se posicionan como las más abundantes respectivamente en el eje 2.

Las diferencias entre los arrecifes respecto a la composición de especies para ambos años del muestreo fueron estadísticamente significativas mediante una prueba de ANOSIM ($R=0.723$ $p=0.0002$ para 2012 y $R=0.582$ $p=0.0001$ para 2018). El análisis SIMPER, detectó que el arrecife Tanhuijo fue el principal causante de estas diferencias en las relaciones Tanhuijo-Enmedio ($R=0.575$, $p=0.0015$) y Tanhuijo-Blanquilla ($R=0.552$, $p=0.0015$), y que las especies causantes del mayor porcentaje de disimilitudes entre las muestras fueron *O. annularis* (34.17 %) y *C. natans* (26.72 %).

Mediante la prueba de ANOSIM de una vía se comprobó que las diferencias son estadísticamente significativas entre los dos años de muestreo ($R=0.145$, $p=$

0.0001). Una prueba SIMPER señaló que la especie causante de la mayoría de la disimilitud entre años es *O. annularis* (24.97 % de contribución a la disimilitud).

6.1.3 Comparación de la densidad coralina por año

Se realizó la comparación de la densidad de las distintas especies coralinas de los ensambles arrecifales con los datos obtenidos en el presente estudio y en el realizado por García-Ayala (2017).

Se puede observar la disminución de la densidad de colonias de coral para cada arrecife con la excepción del arrecife Enmedio (Figura 7).

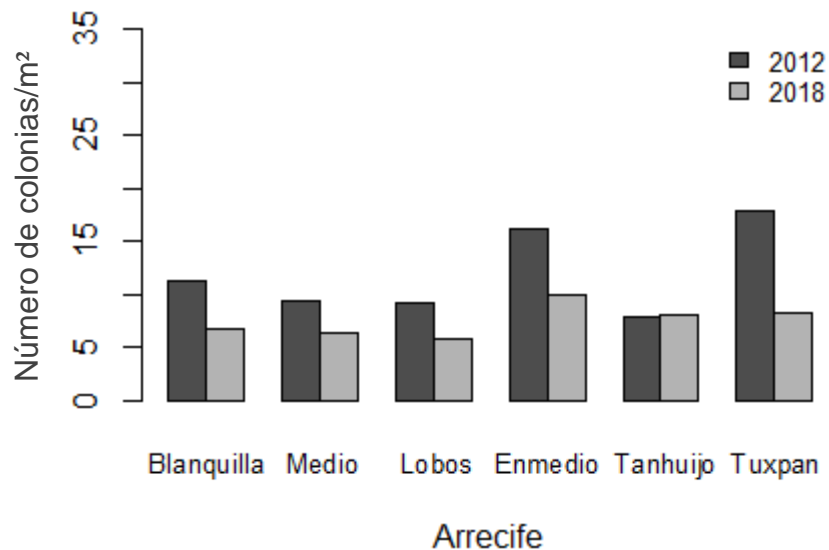


Figura 7. Comparación del promedio de densidad coralina en los seis arrecifes del Sistema Arrecifal Lobos Tuxpan en los años 2012 y 2018.

Para comprobar que los cambios observados no se debieron a la técnica de conteo de colonias de *O. annularis*, se analizaron los cambios para esa especie únicamente (Figura 8) y también para el ensamble con el resto de especies (Figura 9).

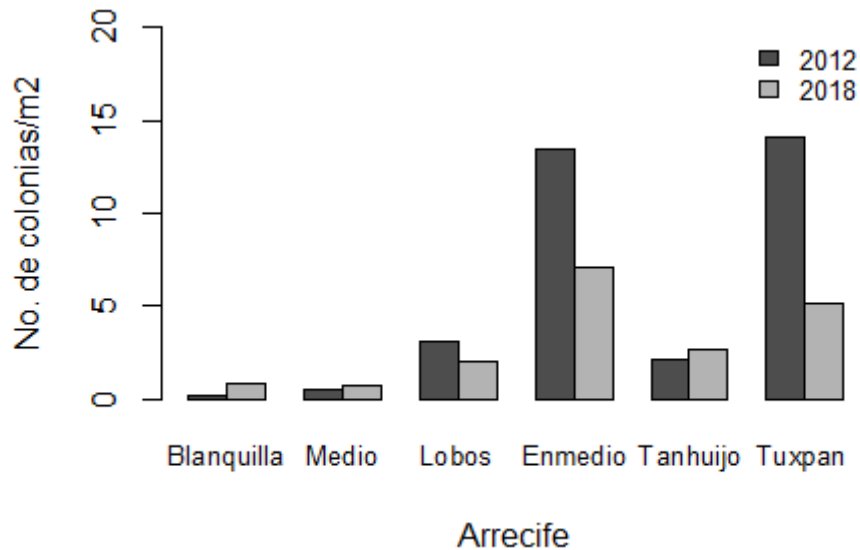


Figura 8. Comparación del promedio de densidad de colonias de *O. annularis* en los seis arrecifes del Sistema Arrecifal Lobos Tuxpan en los años 2012 y 2018.

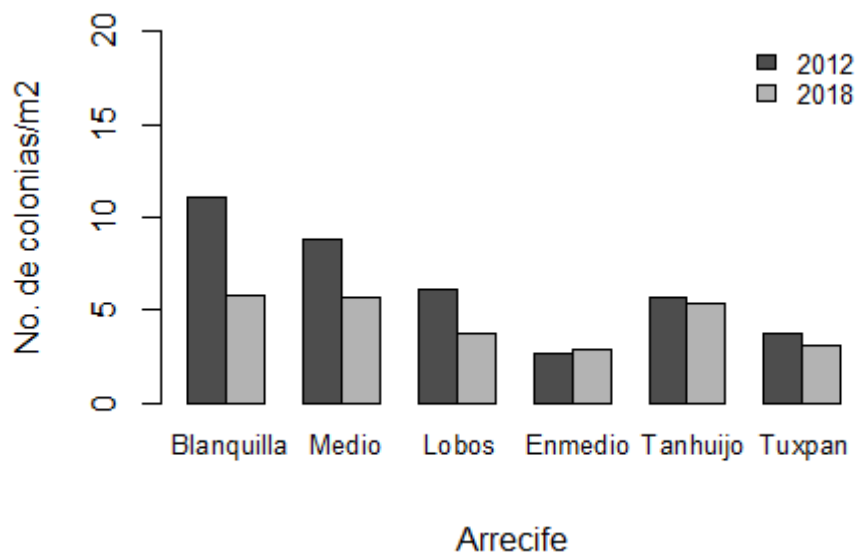


Figura 9. Comparación de la densidad de colonias excluyendo *O. annularis* de los datos recabados de los seis arrecifes del Sistema Arrecifal Lobos Tuxpan en los años 2012 y 2018.

En general se observa que la reducción de la densidad coralina es un patrón que predomina en la mayoría de arrecifes en las tres figuras mostradas (Figura 7, 8 y 9). Se observa también que la reducción en la densidad es más notable que el aumento de la misma en los arrecifes en que se da el caso.

6.2 Signos de enfermedad

Se registraron un total de ocho signos distintos de enfermedad o salud comprometida en los seis arrecifes del Sistema Arrecifal Lobos-Tuxpan (cuadro 4): 1. anomalías del crecimiento (AC), 2. banda negra (BN), 3. lunares oscuros (LO), 4. manchas blancas (MB), 5. palidez (Pa), 6. signo amarillo (SA), 7. signo blanco (SB) y 8. infección por ciliados (IC). Para una descripción completa de los signos ver catálogo de signos en el apartado “ANEXOS”.

Cuadro 4. Descripción macroscópica de los signos de enfermedad encontrados en el Sistema Arrecifal Lobos Tuxpan.

Signo de enfermedad	Descripción del signo
Anomalías del crecimiento	Crecimiento anómalo en el tejido coralino, generalmente adelgazado; se asocian formaciones anormales de esqueleto y pérdida o degeneración de pólipos.
Banda negra	Banda negra o roja oscura de 5 a 30 mm de ancho, dispuesta junto al tejido en apariencia sano y esqueleto recientemente expuesto.
Lunares oscuros	Manchas de color más oscuro que el resto del tejido que crecen a través del tiempo. La zona de mortalidad generalmente está cubierta por algas, debido a su lenta progresión.
Mancha blanca	Porción focal (puntos), multifocal o difusa (sin forma) de tejido coralino con reducida pigmentación o hasta blanqueado.

Palidez	Totalidad o porción de la colonia cuyo tejido presenta pérdida de pigmentación o hasta blanqueamiento.
Signo Amarillo	Tejido de color amarillo generalmente en una banda delgada o como una mancha en medio del tejido sano.
Infección por ciliados	Banda focal con borde difuso gris de apariencia moteada de “sal y pimienta” causada por la presencia de ciliados, que separa el tejido sano del esqueleto desnudo. Los parches pueden estar asociados con la colonización de algas en el esqueleto desnudo.

De las 21 especies encontradas en este estudio, 11 de ellas presentaron algún signo de enfermedad. Si bien, algunas de éstas fueron afectadas por un reducido número de enfermedades, como lo fue el hidrocoral *Millepora alcicornis*, se pudo observar que algunas otras especies fueron afectadas por gran cantidad de signos de enfermedades coralinas (Cuadro 5).

Cuadro 5. Especies que presentan algún signo de enfermedad ordenadas de mayor a menor según la cantidad de signos que presentaron. Los signos se mencionan por sus acrónimos: anomalías del crecimiento (AC), banda negra (BN), lunares oscuros (LO), mancha blanca (MB), palidez (Pa), signo amarillo (SA), signo blanco (SB) e infección por ciliados (IC). En la columna total se muestra la cantidad de signos de enfermedad que presentó cada especie.

	AC	BN	LO	MB	Pa	SA	SB	IC	Total
<i>Colpophyllia natans</i>	X		X	X	X	X	X	X	7
<i>Orbicella annularis</i>	X		X	X	X	X	X	X	7
<i>Pseudodiploria strigosa</i>	X	X	X	X	X		X	X	7
<i>Montastraea cavernosa</i>	X		X	X	X	X	X		6
<i>Orbicella faveolata</i>		X	X	X		X	X	X	6
<i>Siderastrea siderea</i>			X	X	X		X		4
<i>Porites astreoides</i>			X	X			X		3
<i>Millepora alcicornis</i>					X				1
<i>Oculina diffusa</i>							X		1
<i>Orbicella franksi</i>			X						1
<i>Stephanocoenia intersepta</i>							X		1

6.2.1 Prevalencias de signos de enfermedad

Se encontraron diferencias entre los valores de prevalencia de los distintos signos de enfermedad (Cuadro 6), siendo el signo de lunares oscuros el que posee la mayor prevalencia en el conjunto de arrecifes y que es responsable del 20.33 % de la prevalencia total.

Cuadro 6. Promedio de prevalencia de signos de enfermedades coralinas en el conjunto de arrecifes del SALT ordenados según su prevalencia de mayor a menor.

Signo de enfermedad	Prevalencia (%)
1 Lunares oscuros	20.33
2 Signo blanco	5.07
3 Mancha blanca	3.12
4 Anomalías del crecimiento	0.43
5 Signo amarillo	0.24
6 Palidez	0.18
7 Banda negra	0.02
Todos los signos	29.39

Se observaron diferencias significativas en las prevalencias de cinco de los siete signos de enfermedad reportados en este estudio (Figura 10). El signo de lunares oscuros posee las prevalencias más elevadas en ambos años de estudio, así como diferencias significativas respecto al resto de signos de enfermedad.

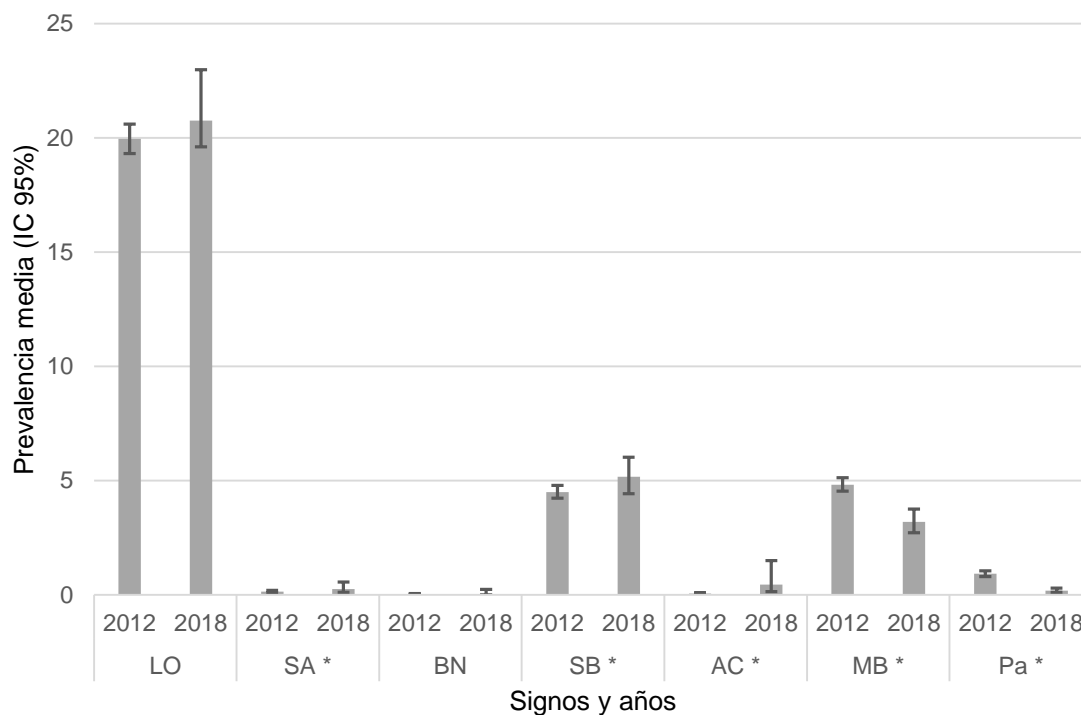


Figura 10. Prevalencia (media \pm intervalos de confianza) de los signos de enfermedad coralina presentes en el conjunto de arrecifes del SALT en los años 2012 y 2018. Los asteriscos indican cambios significativos entre años.

6.2.2.1 Por arrecife

El arrecife con mayor prevalencia de signos de enfermedad en el 2018 fue el arrecife Tanhujio, con más de 60 % del total de sus colonias con algún signo (Cuadro 7). El arrecife con la menor prevalencia de signos de enfermedad fue el arrecife Medio (10 %). En general todos los arrecifes del polígono sur del SALT poseen prevalencias más altas que cualquier arrecife del polígono del norte en los datos del presente estudio.

Cuadro 7. Prevalencia general de signos de enfermedad dada para cada arrecife. “Promedio SALT” hace referencia a la prevalencia promedio del conjunto de arrecifes.

Arrecife	Prevalencia de signos %
Blanquilla	16.35
Medio	10.60
Lobos	25.05
Tanhuijo	61.43
Enmedio	27.93
Tuxpan	32.80
Promedio SALT	29.39

Con los datos de García-Ayala (2017) el NMDS muestra la formación de dos grupos de arrecifes, por un lado, el arrecife Blanquilla y Medio, y por otro lado los arrecifes Enmedio, Tuxpan, Lobos y Tanhuijo, siendo este último el único más distante de este segundo grupo y con mayor dispersión entre sus muestras (Figura 11).

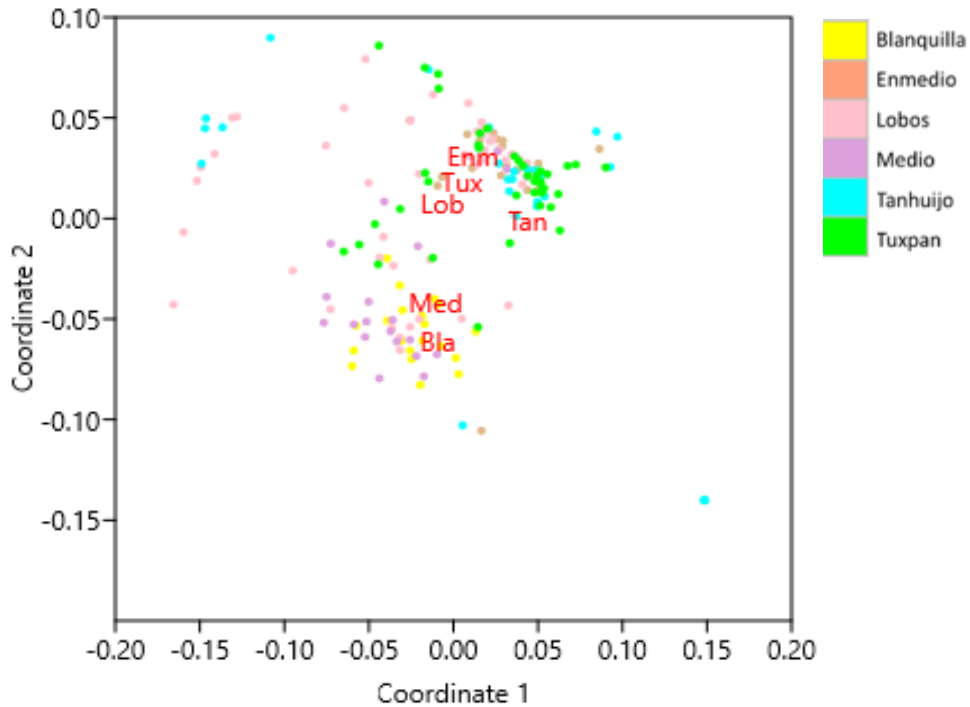


Figura 11. Análisis NMDS del conjunto de arrecifes del SALT con datos obtenidos del estudio de García-Ayala (2017). En la sección derecha se encuentra el color que representa cada arrecife. Nivel de estrés= 0.178.

Con estos datos se comprobó también que existen diferencias significativas entre los arrecifes ($p=0.0001$, $R=0.13$), pero el valor de R sugiere una alta sobreposición de las muestras entre los dos años.

Un análisis NMDS de los datos de 2018 únicamente, muestra la formación de dos grupos, uno conformado por los arrecifes Medio, Blanquilla y Lobos; y otro conformado por los arrecifes Tuxpan, Enmedio y Tanhuido (Figura 12).

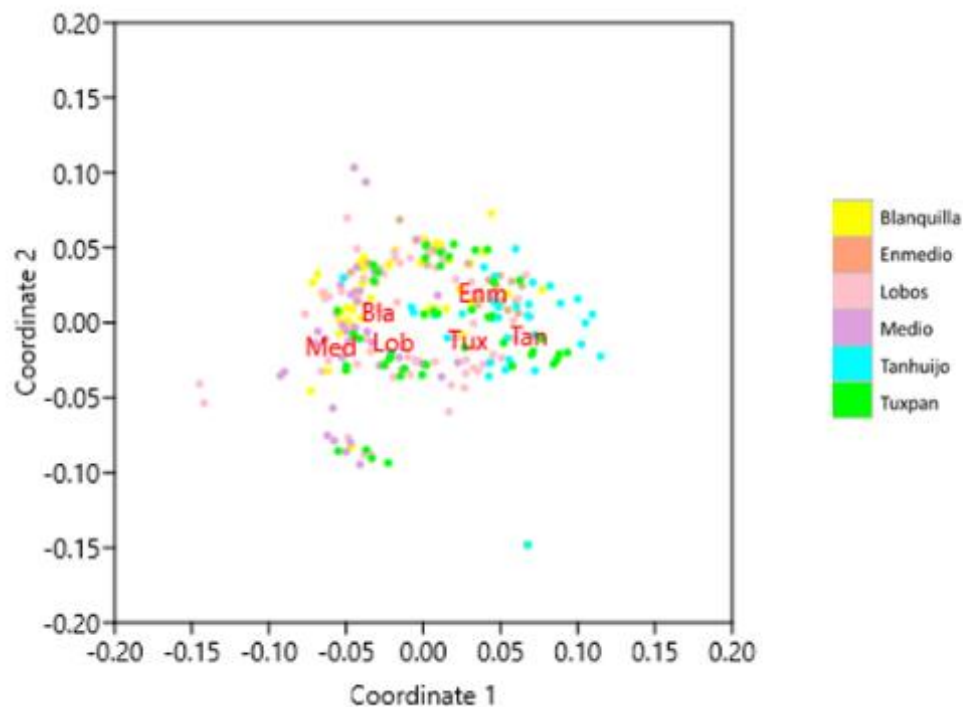


Figura 12. Análisis NMDS de los arrecifes del SALT. En la sección derecha se puede observar el color que representa cada arrecife. Nivel de estrés= 0.228.

Mediante una prueba ANOSIM de una vía se observó que las diferencias entre los arrecifes son significativas, aunque con gran superposición de los datos ($R=0.18$, $p=0.0001$), datos en los que la mayoría de estas disimilitudes son causadas por el arrecife Tanhuido respecto al arrecife Medio ($R=0.7184$, $p=0.0015$), Lobos ($R=0.644$, $p=0.0015$) y Blanquilla ($R=0.562$, $p=0.0015$).

6.2.2.2 Comparación de resultados 2012-2018

Se empleó un análisis NMDS para observar las proximidades entre el conjunto de datos ordenados respecto al año (Figura 13).

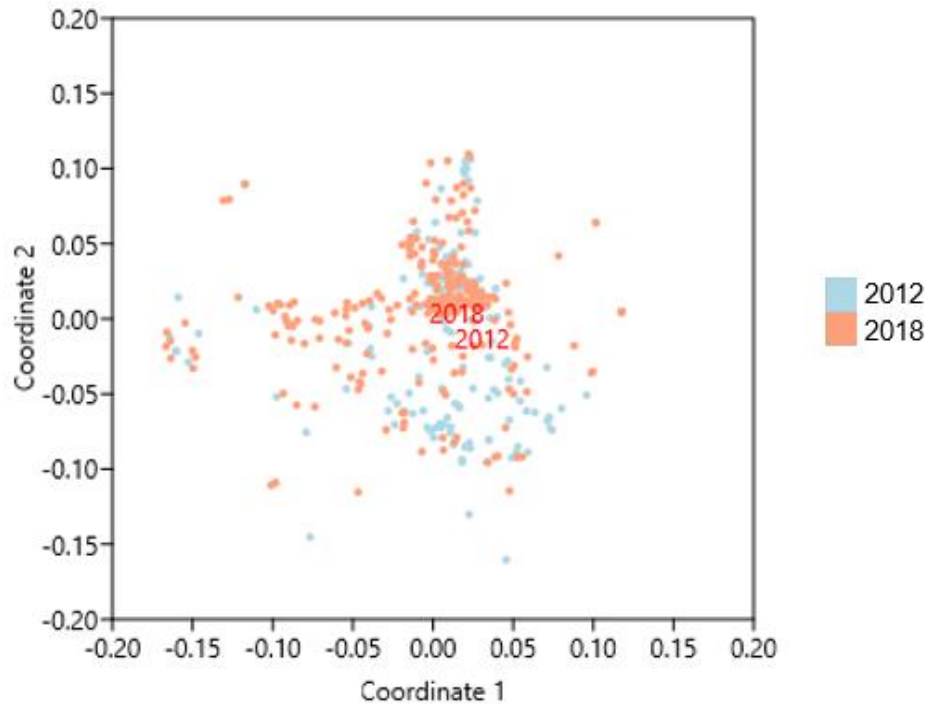


Figura 13 Análisis NMDS con datos de prevalencia del presente estudio y datos de García-Ayala (2017). Nivel de estrés= 1.09.

En la Figura 13 se puede observar que los datos pertenecientes a los distintos años de muestreo poseen formas y distribuciones similares. No se observa la formación de grupos separados.

Una prueba de ANOSIM sugiere que existen diferencias significativas entre estos años ($R=0.14$, $p=0.0001$), aunque nuevamente el valor de R es demasiado bajo para considerar correcto el valor de p .

6.3 Correlaciones ambientales

En el cuadro 8 se observa el listado de las especies de corales resultantes del análisis de las muestras de video. De las 21 especies resultantes, siete cumplen con los requisitos establecidos en el apartado métodos para comprobar la correlación con las variables ambientales.

Cuadro 8. Listado de especies ordenado de mayor a menor según su porcentaje de abundancia en el SALT. Las especies marcadas con un asterisco representan las consideradas para las pruebas estadísticas de correlaciones.

Espece	Abundancia (%)	Prevalencia de signos (%)
* <i>Orbicella annularis</i>	39.69	60.25
* <i>Colpophyllia natans</i>	27.07	9.22
* <i>Porites astreoides</i>	13.03	0.40
* <i>Pseudodiploria strigosa</i>	8.81	8.27
* <i>Montastraea cavernosa</i>	4.30	7.44
* <i>Siderastrea siderea</i>	4.08	37.74
<i>Millepora alcicornis</i>	1.13	0.46
* <i>Orbicella faveolata</i>	0.92	34.29
<i>Mycetophyllia lamarckiana</i>	0.45	0.00
<i>Stephanocoenia intersepta</i>	0.15	6.90
<i>Orbicella franksi</i>	0.08	6.25
<i>Pseudodiploria clivosa</i>	0.07	0.00
<i>Acropora palmata</i>	0.06	0.00
<i>Agaricia agaricites</i>	0.04	0.00
<i>Porites furcata</i>	0.02	0.00
<i>Siderastrea radians</i>	0.02	0.00
<i>Mussa angulosa</i>	0.01	0.00
<i>Oculina diffusa</i>	0.01	0.00
<i>Acropora cervicornis</i>	0.01	0.00
<i>Agaricia fragilis</i>	0.01	0.00
<i>Madracis decactis</i>	0.01	0.00

Se dejó fuera de las pruebas de correlación a *Millepora alcicornis* ya que ésta presentó una prevalencia de signos de enfermedad muy pequeña.

Cuadro 9. Signos considerados para las pruebas estadísticas y prevalencia respecto al total de la población coralina en el SALT en el muestreo de 2018.

Signo de enfermedad	Prevalencia (%)
Lunares oscuros	20.33
Signo blanco	5.07
Mancha blanca	3.12
Anomalías del crecimiento	0.43
Signo amarillo	0.24
Palidez	0.18
Banda negra	0.02

El signo reportado como infección por ciliados no se consideró para las pruebas estadísticas debido a que no se tienen datos precisos sobre su prevalencia. Este fue únicamente descrito en el catálogo de signos de enfermedad.

6.3.1 Escala transecto

6.3.1.1 Resultados de variables ambientales

6.3.1.1.1 Densidad de los hospederos

Se observa que la densidad promedio coralina varió entre los arrecifes, siendo el arrecife Tuxpan el que presentó una mayor densidad coralina en 2012 y Tanhuijo en 2018 (Figura 14). En ambos estudios, casi todos los arrecifes del polígono sur poseen una densidad mayor que cualquier arrecife perteneciente al polígono norte.

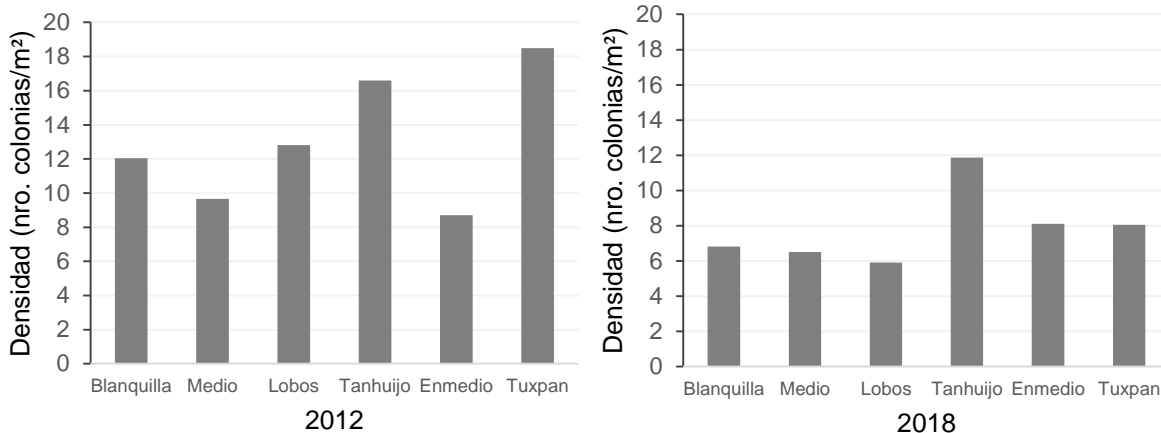


Figura 14. Promedio de densidad de los hospederos por arrecife expresado como número promedio de colonias/m².

6.3.1.1.2 Tamaño promedio coralino

El arrecife Enmedio posee el mayor promedio de tamaño coralino para ambos años de muestreo (Figura 15), pero a diferencia de la densidad no son claras las diferencias en el tamaño entre los polígonos norte y sur del SALT.

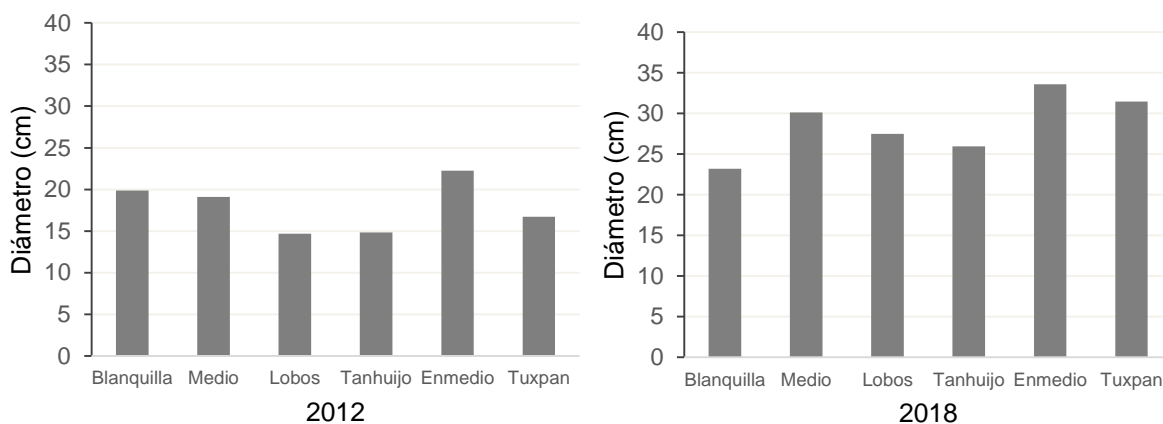


Figura 15. Tamaño coralino promedio por arrecife para ambos años de estudio.

6.3.1.1.3 Cobertura estimada

Se observa que existe gran variabilidad de cobertura para los resultados de cada muestreo (Figura 16). En el caso de 2012 es el arrecife Blanquilla quien posee la mayor densidad coralina, a diferencia del muestreo de 2018, donde es el arrecife Enmedio quien posee los valores más altos. En general para el muestreo de 2018 todos los arrecifes del polígono sur del SALT poseen una mayor cobertura coralina estimada que los del norte.

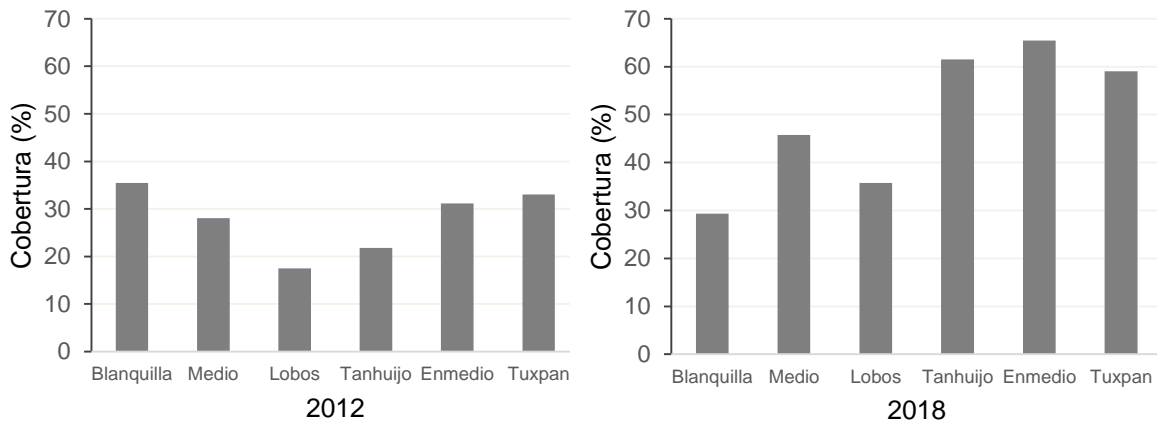


Figura 16. Cobertura coralina calculada expresada en porcentaje por arrecife

6.3.1.2 Resultados de correlaciones ambientales

Se observa un mayor número de organismos coralinos por metro cuadrado para los datos del trabajo de García-Ayala (2017) (Figura 17). Respecto a la prevalencia tanto de lunares oscuros como de signos blancos se puede observar que los datos de 2018 poseen cifras más elevadas.

Los diagramas que se crean en los distintos ejemplos poseen gran dispersión de datos (Figura 17). A pesar de ello se observan patrones que indican la posibilidad de una relación lineal entre la prevalencia de signos (lunares oscuros y de signos blancos) y la densidad coralina en ambos años de muestreo.

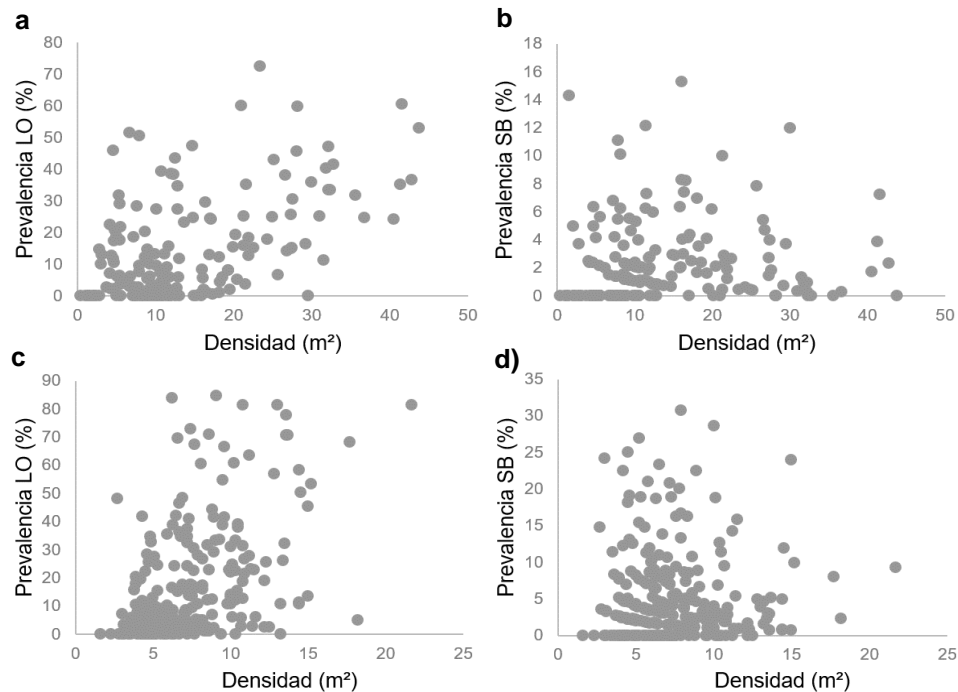


Figura 17 Prevalencia de signos respecto a la densidad de colonias coralinas por metro cuadrado para el conjunto de arrecifes del SALT en 2012 y 2018 para lunares oscuros (LO) y signos blancos (SB). Las figuras a) y b) fueron creadas a partir de los datos del muestreo de 2012. Las figuras c) y d) representan los datos del 2018.

En la Figura 18 se muestran los diagramas de dispersión para los datos de tamaño de los organismos coralinos. No se observan relaciones lineales para ningún año de muestreo ni para los signos de enfermedad. Sin embargo, se puede observar en las cuatro figuras un patrón en los datos a aumentar la prevalencia conforme aumenta el tamaño y luego comenzar a disminuir, aunque el tamaño sigue

umentando. Se observa también que los datos de tamaño recabados en el presente estudio son mayores respecto a los datos de García-Ayala (2017).

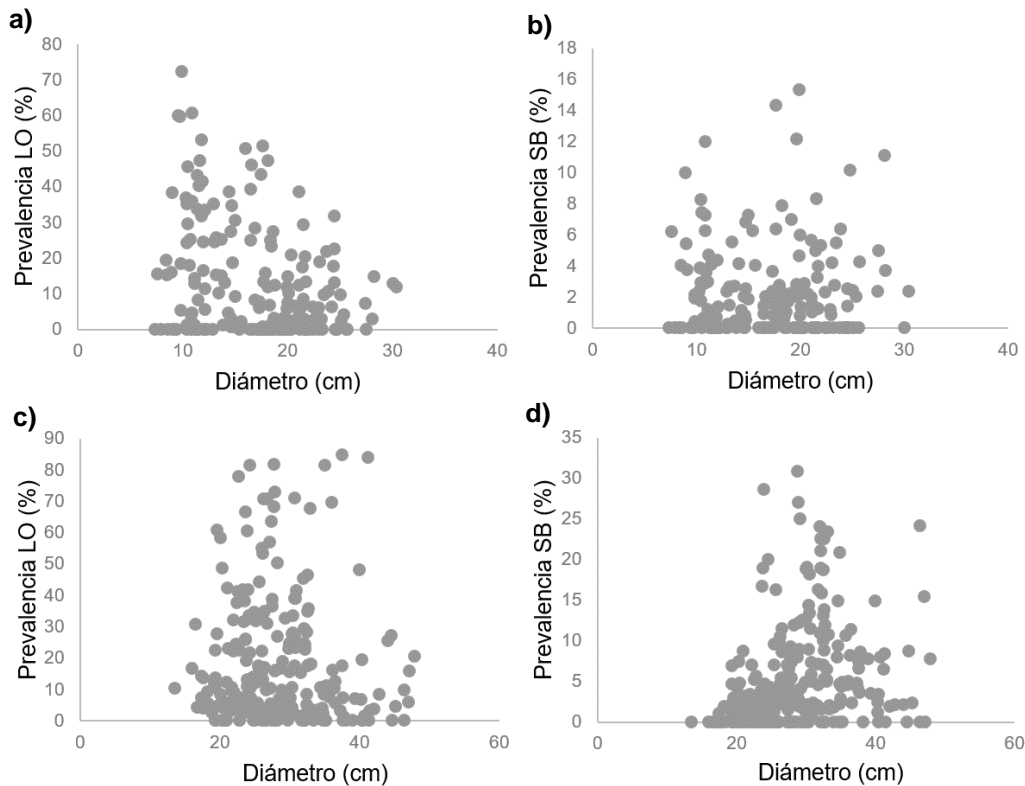


Figura 18 Diagrama de dispersión de tamaño promedio de los organismos para el conjunto de arrecifes del SALT en 2012 y 2018 para lunares oscuros (LO) y signos blancos (SB). Las figuras a) y b) fueron creadas a partir de los datos del muestreo de 2012. Las figuras c) y d) representan los datos recabados en 2018.

La cobertura coralina estimada a partir del dato de densidad coralina y del tamaño promedio de los corales está representada en la Figura 19. Si bien se observa para los datos de 2018 un tenue patrón de aumento en la prevalencia al aumentar la cobertura, no se observa una clara relación lineal debido a la gran dispersión de los datos en todas las figuras.

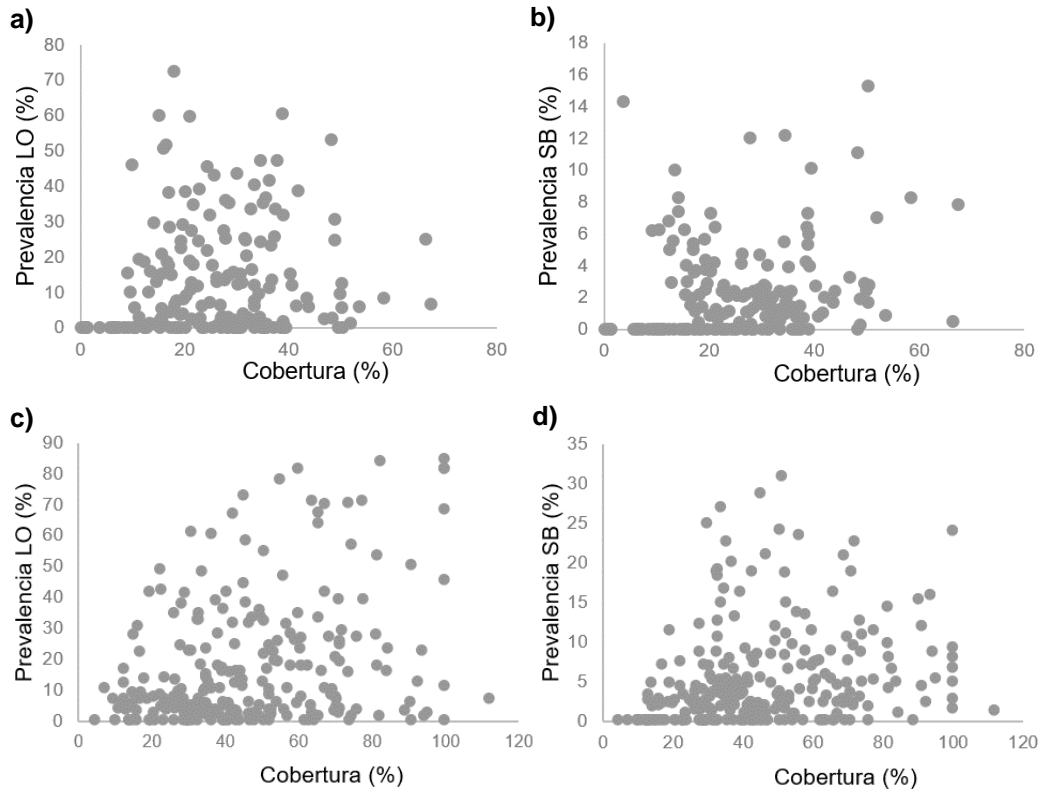


Figura 19 Diagrama de dispersión de porcentaje de cobertura coralina para el conjunto de arrecifes del SALT en 2012 y 2018 para lunares oscuros (LO) y signos blancos (SB). Las figuras a) y b) fueron creadas a partir de los datos del muestreo de 2012. Las figuras c) y d) representan los datos recabados en 2018.

6.3.2 Escala de cuadrante

6.3.2.1 Resultados de variables ambientales

6.3.1.2.1 Distancia a los aportes dulceacuícolas más cercanos

Se observa en las distancias entre los sitios y los afluentes más cercanos que los sitios Q1-Q10 son los más cercanos al río Tuxpan y la abertura temporal de Barra Galindo (Cuadro 10). Respecto a la abertura de la laguna de Tamiahua (boca

Corazones) no se observa un patrón tan evidente de cercanía a los sitios de un polígono del SALT en específico.

Cuadro 10. Distancia en metros de cada cuadrante de muestreo a los tres aportes de agua dulce más cercanos.

Cuadrante	Estuario río Tuxpan	Abertura Barra Galindo	Abertura laguna Tamiahua
Q1	13000	11099	25547
Q2	12818	11135	25701
Q3	12274	19170	34600
Q4	18966	10298	19468
Q5	18384	10172	20000
Q6	18041	10388	20589
Q7	12271	18461	33747
Q8	12391	18445	33666
Q9	12191	18728	34108
Q10	12274	45100	31739
Q11	55050	43012	29963
Q12	56167	44067	30797
Q13	62986	49799	34139
Q14	63038	49841	34159
Q15	63333	50120	34399
Q16	59675	46999	32418
Q17	63688	50477	34745
Q18	59867	47182	32571
Q19	57370	45229	31772
Q20	57044	44932	31555
Q21	56796	44691	31350
Q22	56009	43913	30662
Q23	60300	47595	32922
Q24	55736	43632	30394
Q25	56429	44330	31030

6.3.2.2 Resultado de correlaciones a escala de cuadrante

Se encontró que los datos no presentaban distribución normal, sino que se encontraban divididos en dos grupos. Mediante el uso de la prueba estadística no paramétrica Mann Whitney se obtuvieron los resultados del nivel de significancia que se observan en el Cuadro 11. Estos resultados indican la existencia de correlaciones significativas comprobables en tres de las 12 pruebas realizadas.

Cuadro 11. Valor de p de las comparaciones entre la distancia de los cuadrantes y los afluentes más cercanos en 2012 y 2018 para los signos con mayor prevalencia. Se señalan los valores de $p < 0.05$.

Año	Sitio	Signos blancos	Lunares oscuros
2012	Río Tuxpan	0.56	0.69
2012	Barra Galindo	0.56	0.69
2012	Tamiahua	0.65	0.72
2018	Río Tuxpan	0.049992	0.11
2018	Barra Galindo	0.049992	0.11
2018	Tamiahua	0.12	0.03

Se observa en el Cuadro 11 la existencia de diferencias significativas en la prevalencia de signos blancos entre los cuadrantes más cercanos y los más lejanos al río Tuxpan y Barra Galindo. También se puede observar diferencias significativas entre los sitios respecto a la distancia a la laguna de Tamiahua con la prevalencia del signo de lunares oscuros.

Es notorio que los datos con mayor prevalencia de signos coinciden con los valores más grandes de distancia al estuario del río Tuxpan y Barra Galindo, a pesar de que

los valores de distancia a la desembocadura de Barra Galindo son menores (Figura 20).

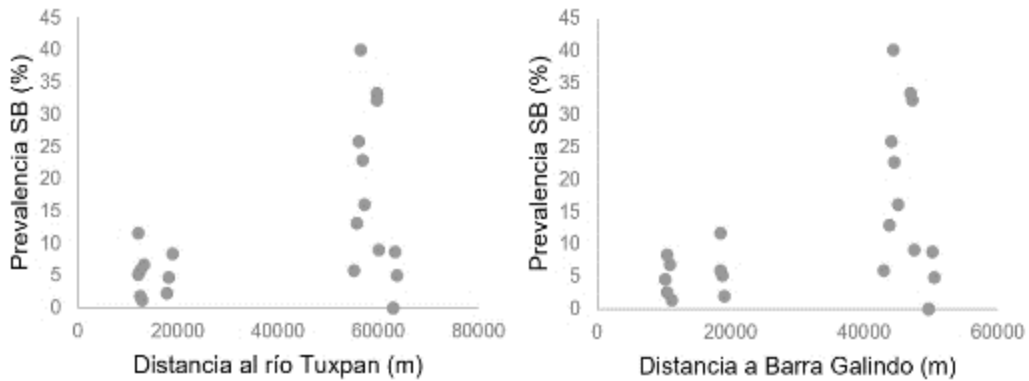


Figura 20. Gráfica de dispersión de la prevalencia de signos con diferencias significativas comprobadas respecto a la variable distancia. Prevalencia SB se refiere al porcentaje de prevalencia de signos blancos.

Respecto al signo de lunares oscuros se puede observar en la Figura 21 que los cuadrantes más cercanos a la laguna de Tamiahua (20,000-30,000 m) poseen solo valores altos de prevalencia (30-80 %). Al aumentar más la distancia se observa valores cuya prevalencia oscila entre 0 y 80 %.

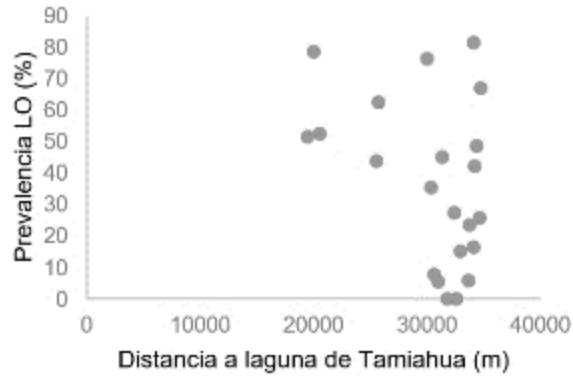


Figura 21. Figura de dispersión de datos de prevalencia de signos con diferencias significativas comprobadas respecto a la variable distancia. Prevalencia LO se refiere al porcentaje de prevalencia de lunares oscuros.

6.3.3 Escala arrecife

6.3.3.1 Resultados de variables ambientales

6.3.3.1.1 Temperatura promedio

Se observó que las temperaturas del año anterior al muestreo de 2018 son las más altas de las obtenidas. En cambio, las temperaturas del año anterior al muestreo de 2012 son las más bajas obtenidas en este criterio (Cuadro 12).

Cuadro 12. Listado de temperaturas superficiales del mar en cada arrecife para el año anterior del muestreo y en el año en que se llevó a cabo.

Arrecife	Año	Temperatura superficial del mar un año antes del muestreo (°C)	Temperatura superficial del mar, año del muestreo (°C)
Blanquilla	2012	26.14	26.62
Enmedio	2012	26.13	26.66
Lobos	2012	26.30	26.85
Medio	2012	26.22	26.74
Tanhuijo	2012	26.05	26.56
Tuxpan	2012	26.21	26.77
Blanquilla	2018	27.03	26.33
Enmedio	2018	27.10	26.45
Lobos	2018	27.20	26.72
Medio	2018	27.12	26.52

Tanhuijo	2018	27.02	26.28
Tuxpan	2018	27.17	26.61

6.3.3.1.2 Anomalías térmicas

En general se presentó un mayor número de anomalías térmicas negativas y positivas para un año antes del muestreo de 2012 respectivamente. En cambio, no se encontraron anomalías positivas ni negativas para el año del muestreo de 2012 (Cuadro 13). Respecto al muestreo de 2018 se observa un mayor número de anomalías térmicas negativas que positivas para los datos del año del muestreo y cero anomalías para los años anteriores al muestreo.

Cuadro 13. Anomalías térmicas positivas y negativas para el año anterior al muestreo (2011 y 2017) y el año de muestreo (2012 y 2018).

Arrecife	Año	Anomalías térmicas positivas un año antes del muestreo	Anomalías térmicas positivas año del muestreo	Anomalías térmicas negativas un año antes del muestreo	Anomalías térmicas negativas año del muestreo
Blanquilla	2012	5	0	8	0
Enmedio	2012	5	0	9	0
Lobos	2012	4	0	9	0
Medio	2012	4	0	8	0
Tanhuijo	2012	6	0	9	0
Tuxpan	2012	4	0	9	0
Blanquilla	2018	0	2	0	6
Enmedio	2018	0	0	0	4
Lobos	2018	0	2	0	2
Medio	2018	0	2	0	3
Tanhuijo	2018	0	2	0	5
Tuxpan	2018	0	2	0	2

6.3.3.1.3 Clorofila promedio

Se obtuvo de la media anual histórica de concentración de clorofila-a que los arrecifes que poseen mayores valores de concentración de este pigmento fotosintético son los arrecifes Tanhuijo y Enmedio y que los valores menores los poseen los arrecifes Lobos, Medio y Tuxpan (Figura 22).

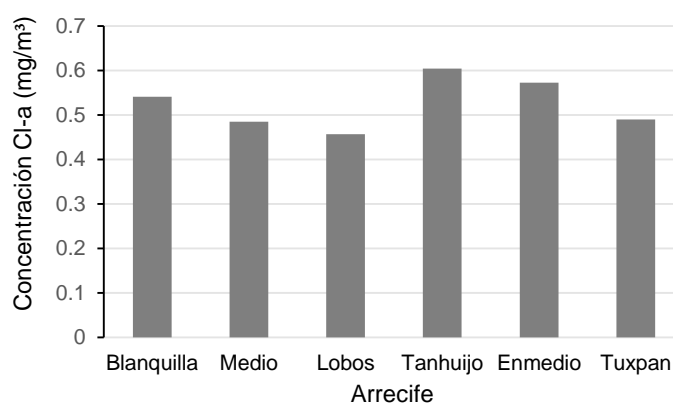


Figura 22. Promedio anual histórico de concentración de clorofila-a para cada arrecife de los muestreados en el SALT.

6.3.1.3.4 Resultado de correlaciones a escala de arrecife

A partir de la matriz de correlaciones múltiples con datos del promedio anual de temperatura superficial del mar, anomalías térmicas tanto positivas como negativas y promedio histórico anual de concentración de clorofila-a, cinco variables mostraron correlaciones significativas ($p < 0.05$) (Cuadro 14).

Cuadro 14. Valores de correlación significativas ($p < 0.05$) para variables ambientales a escala de arrecife respecto a la prevalencia de signos de enfermedades coralinas.

Relaciones	Spearman Rho	Valor de p
Prevalencia general 2018 y Anomalías positivas 2011	0.9	0.008
Prevalencia LO 2018 y Anomalías positivas 2011	0.9	0.008
Prevalencia general 2018 y TSM 2011	-0.8	0.04
Prevalencia LO 2018 y TSM 2011	-0.9	0.02
Prevalencia LO 2018 y CI-a	0.9	0.02

Para los resultados cuyo valor de p muestra correlaciones significativas entre los arrecifes. Se observan valores de correlación excelentes (0.9-1) y buenos (0.8-0.89) tanto negativos como positivos (Martínez-Ortega *et al.*, 2009).

Se observan dos tipos diferentes de correlación, en el primer caso (Figura 23a y Figura 23b) se observa una correlación positiva excelente (Cuadro 14) entre la prevalencia del muestreo de 2018 (general y del signo de lunares oscuros) y el aumento del número de anomalías térmicas positivas pertenecientes al año 2011. En el segundo caso (Figura 23c y Figura 23d) se observa una correlación negativa buena entre la prevalencia del muestreo de 2018 (general y del signo de lunares oscuros) y el promedio anual de temperatura superficial del mar del año 2011.

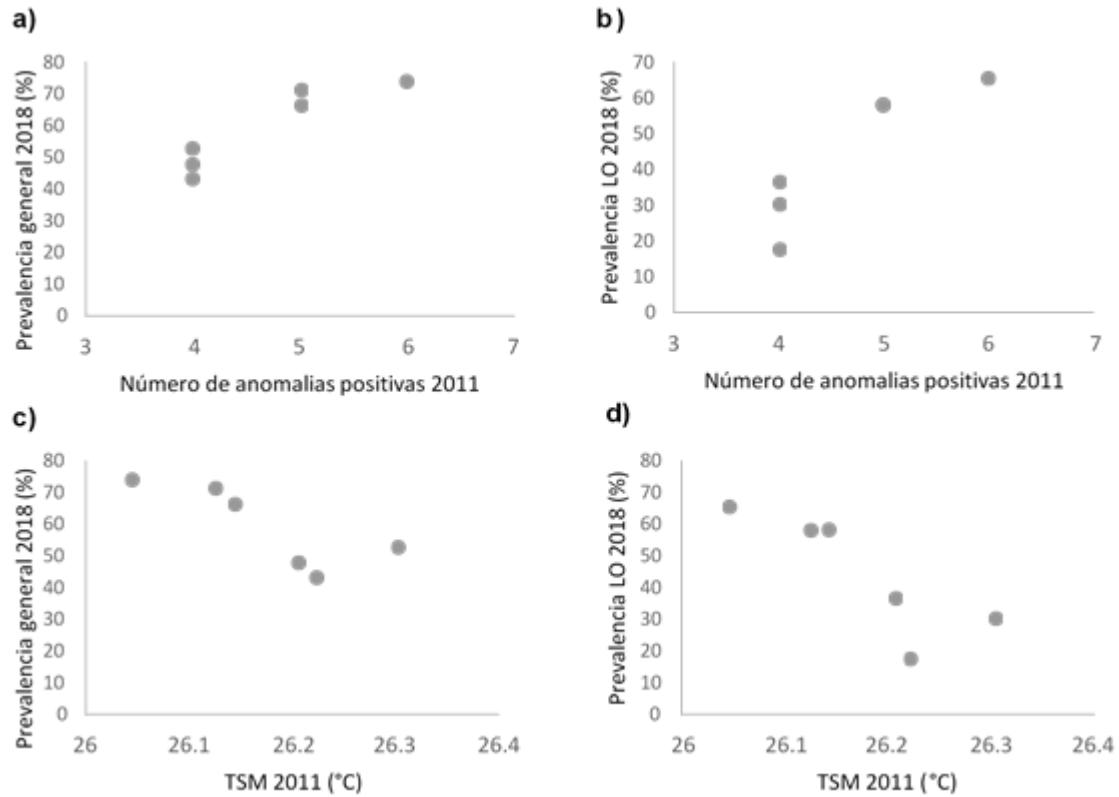


Figura 23. Correlaciones significativas pertenecientes a las variables ambientales de temperatura. “Prevalencia general” se refiere a la suma de la prevalencia de los diferentes signos. “Prevalencia LO” se refiere a la prevalencia del signo de lunares oscuros dada para cada arrecife. “TSM” se refiere al promedio anual de temperatura superficial del mar dado para cada distinto arrecife.

En la figura que muestra la correlación entre los datos de concentración de Cl-a y la prevalencia de signos (Figura 24) se observa una excelente correlación positiva (Cuadro 14) entre la variable prevalencia de signo de lunares oscuros en el muestreo de 2018 y el promedio anual histórico de concentración de clorofila-a superficial del mar.

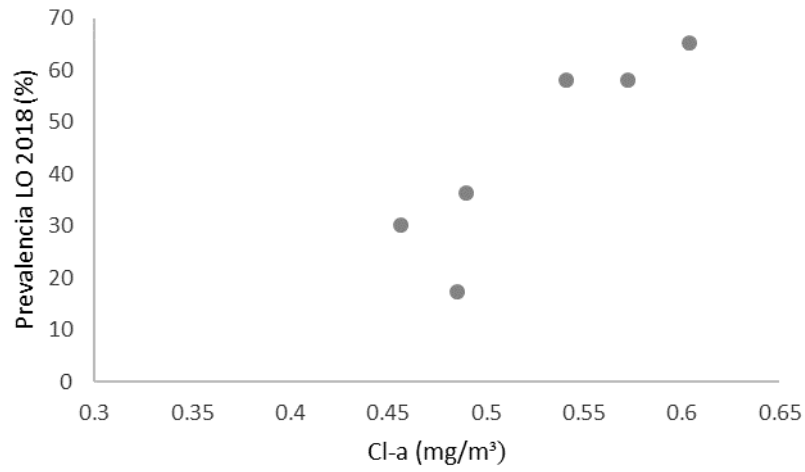


Figura 24. Correlación significativa entre prevalencia del signo de lunares oscuros del muestreo de 2018 y la concentración de Cl-a superficial del mar.

VII. DISCUSIÓN

7.1 Ensamblajes y poblaciones coralinas

El cálculo del tamaño de muestra requerido para observar cambios en la prevalencia de los principales signos de enfermedad coralina, indica que se cumplió con las características necesarias para considerar representativo este estudio. Sin embargo, es claro que a nivel de transecto los análisis de datos presentaron problemas por tener un número de colonias reducido (Jordán-Dhalgren *et al.*, 2018). Se recomienda en su lugar realizar comparaciones utilizando como escala más pequeña al cuadrante y corroborar que los sitios cumplan con los requisitos.

No se observaron cambios significativos en los ensamblajes en general entre los datos de 2012 y 2018. Las especies reportadas en este estudio corresponden a las anteriormente reportadas para el SALT (Escobar-Vázquez y Chávez 2012; Ortiz-Lozano *et al.*, 2013; De la Cruz-Francisco y Bandala-Pérez 2016). De las 21 especies reportadas en el presente trabajo, *Agaricia fragilis* y *Madracis decactis* no fueron registradas por García-Ayala (2017). Es probable que, al poseer cámaras con mayor resolución en el muestreo de 2018, incrementase la facilidad de determinar especies.

La posición de cada punto de color en el análisis PCA (Figura 6) está dada por las características de los ensamblajes coralinos en cada unidad de muestra, demostrando espacialmente que las comunidades coralinas poseen variabilidad en la composición y abundancia de especies entre los arrecifes. Si bien se obtuvo

valores significativos en los análisis de similitud ($p < 0.05$) de cada año de muestreo, los valores de R sugieren que no hay cambios notables (Clarke y Warwick, 2001).

La especie más abundante fue *Orbicella annularis* (40 % del total de organismos) seguida por *Colpophyllia natans* (27 % del total de organismos), como lo reportó también García-Ayala (2017) en general para el conjunto de arrecifes del SALT y González-Gándara (2019) para el arrecife Tuxpan.

Se observaron notorios cambios de la densidad coralina general entre el muestreo de 2012 (García-Ayala, 2017) y 2018, principalmente para los arrecifes Tuxpan y Tanhuijo (Figura 7). Se infiere al observar la Figura 8 que la abrupta reducción de la densidad en estos arrecifes se debe principalmente al decremento de las poblaciones de la especie *O. annularis*. A pesar de ello no se puede afirmar que existan diferencias significativas en la reducción de la densidad coralina que debido a que existen diferencias en el método de registro de organismos de esta especie. Se observó también que existen cambios en la densidad de organismos en el análisis que excluye a *O. annularis*, cambios que son más evidentes en los tres arrecifes del norte que en los del sur (Figura 9).

7.2 Signos de enfermedad

Las inconsistencias en el procedimiento para el registro de las enfermedades coralinas y las dificultades en el acceso y distribución de la información han ocasionado gran confusión en el número real de distintas enfermedades, así como las características particulares de cada una (Mohamed, 2018; Montilla *et al.*, 2019). En la actualidad, aún se pueden encontrar inconsistencias en el número de enfermedades en las diferentes regiones, así como el procedimiento para determinar con precisión la etiología de las mismas. Este problema puede tener efecto en el impacto esperado de los brotes emergentes. Es por ello que se realizó un esfuerzo para documentar la morfología de los distintos signos de enfermedades coralinas considerados para la realización de este trabajo (Ver ANEXO II).

En el presente estudio se registró la presencia de ocho signos de enfermedad antes reportados para el SALT por distintos trabajos de investigación no específicos de enfermedades coralinas (Aguilar y Zapata, 2008; Antonio-Cruz, 2009; Jacovo-Montiel, 2011; Takemura-Horita, 2012) y el trabajo de signos de enfermedad realizado por García-Ayala (2017).

Entre los signos de enfermedad aquí encontrados, la palidez y las manchas blancas son en realidad indicadores de salud comprometida en los corales, más no se conoce concretamente su efecto en las colonias y en las poblaciones de las distintas especies. A diferencia de esto se conoce el efecto negativo que tiene sobre los ensamblajes coralinos el signo amarillo, la banda negra y las anomalías en el

crecimiento, sin embargo, en este estudio se registró para estos signos prevalencias muy bajas (0.43-0.2 %).

Se reportó al signo de lunares oscuros como el signo de enfermedad con la mayor prevalencia, así como también lo hizo García-Ayala (2017). Se encontraron diferencias significativas en la prevalencia del signo de lunares oscuros respecto a la prevalencia de todos los demás signos de enfermedad encontrados en ambos años, más no entre años. Se encontró también diferencias significativas en las prevalencias entre años para los signos blancos, el signo amarillo, las anomalías del crecimiento, mancha blanca y palidez.

Las especies con mayor abundancia y con mayor prevalencia de signos de enfermedades fueron *O. annularis* y *C. natans*. Esto podría deberse a su alta representatividad en el ensamble o a susceptibilidad para contraer enfermedades. Esto podría presentar un problema mayor ya que son estas especies las principales constructoras de este sistema arrecifal y el daño a las poblaciones de éstas podría generar cambios drásticos en la estructura de los arrecifes (Jordán-Dahlgren y Rodríguez-Martínez, 2003; Dueñas, 2010). En las especies con poca abundancia el cálculo de la prevalencia podría ser no representativo de la población, debido a que los tamaños de muestra necesarios para monitorearlos varían respecto a su abundancia, entre otros datos (Jovani y Tella, 2006).

Es imperativo seguir monitoreando estos sitios para conocer el avance de las prevalencias de todos los signos de enfermedad encontradas en el presente

estudio. Aquellos cuya prevalencia es baja actualmente, han demostrado gran capacidad de diezmar las poblaciones en un plazo corto en epizootias en todo el mundo. Es necesario también monitorear aquellas enfermedades crónicas que actualmente poseen prevalencias elevadas en la mayoría de los arrecifes. Los muestreos periódicos arrojarán información más certera sobre la dinámica de la prevalencia de éstas.

7.3 Correlaciones ambientales

Los datos del muestreo del presente estudio presentaron densidades mucho menores que los obtenidos de la investigación de García-Ayala. Esto podría deberse al número de años que transcurrieron entre cada muestreo o a las diferencias en la técnica de análisis de muestras.

Respecto a la densidad coralina se observó mucha dispersión en los datos (Figura 17) con patrones que podrían indicar correlaciones positivas entre densidad de organismos y prevalencia de signo de lunares oscuros y correlaciones negativas entre la densidad y los signos blancos. Se debe realizar análisis específicos para comprobar estas correlaciones como lo han hecho Gil-Agudelo y *et al.* (2001) y Bruno *et al.* (2007).

Respecto a la variable “tamaño” no se observó un patrón que indique relaciones lineales, en su lugar los datos formaron un patrón similar al de una campana (Figura 18). Esto podría indicar un rango de tamaño en el que los corales son más

susceptibles a contraer algún signo de enfermedad, o una susceptibilidad y/o mortandad en los rangos de tamaño menores que la media y mayores que la misma, como lo han sugerido los estudios de Nugues (2002), Montano *et al.* (2015) y Caldwell *et al.* (2020). Se sugiere realizar esta misma correlación con los datos de las diferentes especies encontradas para observar cómo esta variable afecta a cada una de forma independiente, así como utilizar los métodos estándar para el cálculo del tamaño de los organismos coralinos (Lang *et al.*, 2015).

En cuanto a la cobertura coralina se observó también gran dispersión en los datos (Figura 19), y no se logró observar algún tipo de relación lineal entre las variables y la prevalencia de signos de enfermedad, a diferencia de lo observado en otros estudios como el de Bruno *et al.* (2007) y Greene *et al.* (2020). Los datos de cobertura calculada no corresponden a los obtenidos en otros estudios por González *et al.* (2016), Vásquez (2018) y González-Gándara y Salas-Pérez (2019) debido a que el método utilizado fue distinto.

A escala de cuadrante con datos de prevalencia de signos blancos se encontraron diferencias significativas entre los sitios respecto a la distancia al río Tuxpan y a Barra Galindo. En la Figura 20 se observa que los valores de prevalencia aumentaron conforme el valor de distancia aumenta también, es decir, a mayor distancia de las desembocaduras del sur, mayor prevalencia de signos blancos se registra.

Para el signo de lunares oscuros se encontraron diferencias significativas entre los sitios de acuerdo con la cercanía a la desembocadura de Boca corazones (Figura 21). En este caso se observó que las mayores prevalencias de este signo poseen las distancias más pequeñas a este afluente. Distintos autores han encontrado una correlación positiva entre la proximidad de los arrecifes a fuentes de nutrientes y la prevalencia de signos de enfermedad coralina (Abaya *et al.*, 2018; Aeby *et al.*, 2020; Dougan *et al.*, 2020). En este caso se podría estar en presencia de un fenómeno similar, influenciado por las corrientes costeras que al final de otoño tienen dirección al sureste y que continúan así por invierno y primavera (Sánchez Díaz y Salas-Pérez, 2011; Salas-Pérez, 2012; Salas-Pérez *et al.*, 2018). Esta hipótesis está apoyada también por los resultados del promedio anual de concentración de Cl-a, cuyas diferencias significativas entre arrecifes fueron comprobadas además de encontrar una correlación positiva entre los valores de concentración y la prevalencia de signo de lunares oscuros y que los arrecifes con valores de concentración más altos son los arrecifes Tanhuijo y Medio.

Se encontraron diferencias significativas, así como correlaciones positivas entre el número de anomalías térmicas positivas de 2011 y la prevalencia del signo de lunares oscuros y de enfermedad en general. Se obtuvo además una correlación negativa entre el promedio de la temperatura superficial del mar de 2011 con las prevalencias antes mencionadas. Se deduce que, al aumentar gradualmente el promedio de la temperatura superficial del mar, el número de anomalías térmicas positivas se ve reducido, pues el número de éstas depende de la media climatológica histórica. Se deduce también que los signos de lunares oscuros por

caracterizarse por ser una enfermedad crónica se ven influenciados por eventos pasados de cambios drásticos en variables como la temperatura. Esto ha sido estudiado por Selig *et al.* (2006) y Randall *et al.* (2014), que encontraron una correlación positiva entre la frecuencia de las anomalías térmicas históricas y prevalencia de los signos blancos.

Es necesario el monitoreo permanente de las variables para las que se ha encontrado una correlación positiva con la prevalencia en este y otros estudios. Se debe poner especial atención a aquellas que presentaron correlaciones positivas con la prevalencia en los arrecifes de este estudio.

VIII. CONCLUSIONES

No se observaron cambios significativos en los ensambles en general entre los datos de 2012 y de 2018.

Las especies con mayor abundancia y con mayor prevalencia de signos de enfermedades fueron *O. annularis* y *C. natans* consecutivamente.

Se reportó al signo de lunares oscuros como el signo de enfermedad con la mayor prevalencia.

Se encontraron diferencias significativas en la prevalencia del signo de lunares oscuros respecto a la prevalencia de todos los demás signos de enfermedad de ambos años de estudio.

No se encontraron diferencias significativas en la prevalencia del signo de lunares oscuros entre años.

Se encontraron aumentos significativos en las prevalencias entre años para los signos blancos, el signo amarillo, las anomalías del crecimiento, mancha blanca y palidez.

Con la prevalencia de signos blancos se encontraron diferencias significativas entre los sitios respecto a su distancia al río Tuxpan y a Barra Galindo.

Para el signo de lunares oscuros se encontraron diferencias significativas entre los sitios respecto a la cercanía de la desembocadura de Boca corazones. Las mayores prevalencias del signo de lunares oscuros poseen las distancias más pequeñas a este afluente.

Se encontró una correlación positiva entre los valores de concentración de Cl-a y la prevalencia de signo de lunares oscuros.

Se encontraron diferencias significativas entre arrecifes para los resultados del promedio anual de concentración de Cl-a.

Los arrecifes con mayor concentración de Cl-a son el Tanhuijo y Medio respectivamente.

Se encontraron correlaciones positivas entre el número de anomalías térmicas positivas de 2011 y la prevalencia del signo de lunares oscuros y de enfermedad en general.

VIII. APLICACIÓN PRÁCTICA

Este trabajo estimó la prevalencia de distintos signos de enfermedades coralinas en el Sistema Arrecifal Lobos-Tuxpan en el año 2018, y evidencia un aumento significativo desde el año 2012 (García-Ayala, 2017).

Debido a la rapidez con la que las actividades humanas están produciendo impactos en los sistemas naturales se justifica la necesidad del uso de bioindicadores para monitorear el funcionamiento de los ecosistemas, que aporten información puntual, confiable y actualizada sobre el estado de su diversidad biológica y sus tendencias de cambio (Catalá, 2011; Edmunds y Riegl, 2020).

Estos signos, que advierten perturbación en la fisiología normal de los corales, pueden ser utilizados como indicadores que evidencien la exposición de los ecosistemas coralinos a variables ambientales de riesgo, relación que se ha comprobado en algunas investigaciones específicas sobre el daño que causa el decremento de la calidad del agua a los ecosistemas coralinos (Heron, 2012; Duprey *et al.*, 2016) y, cuya correlación estadística se estableció con los datos recabados en el presente trabajo.

El decremento de la calidad del agua en las costas a causa de la presión urbana hace necesaria la implementación de acciones que mitiguen los efectos negativos del desarrollo demográfico e industrial actual y futuro, tal como lo estipula la Ley General de Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente, específicamente en

el artículo 89, que otorga el beneficio a la federación de la regulación de obras y actividades que comprometan los ecosistemas costeros.

Aunado a lo anterior, para fines de manejo a largo plazo es importante considerar el monitoreo continuo de los parámetros ambientales, cuya correlación con el aumento de la prevalencia de signos de enfermedad ha sido comprobada en otros estudios y de esta forma se tomen decisiones acertadas para el control de éstas.

Los sitios de estudio del presente trabajo se encuentran dentro de un Área de Protección de Flora y Fauna declarada por la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP) de México desde el año 2009. Este órgano, apoyado en el artículo 51 de la Ley General de Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente declara áreas para la conservación de ecosistemas indispensables para el desarrollo humano. Si bien a sugerencia de la Iniciativa Latinoamericana para el Desarrollo Sostenible se considera que la proporción del territorio cubierto por áreas terrestres y marinas protegidas refleja directamente el esfuerzo gubernamental encaminado a salvaguardar la riqueza biológica y los servicios ambientales que brindan los ecosistemas naturales del país, este indicador no evalúa la conservación de las funciones ecosistémicas en éstas.

Sin duda, para evaluar el éxito de las acciones emprendidas para la conservación de las Áreas Naturales Protegidas (ANPs), es necesario adoptar indicadores que aporten información veraz sobre el estado del sistema basándose en los cambios que ocurran en los organismos que lo conforman. Lo ideal es que un indicador

puntual, cuyo método de obtención sea viable, permita estimar la condición en la que se encuentra un ecosistema o parte de éste y nos dé una idea de los cambios que pueden esperarse a futuro.

El conjunto de datos obtenidos en este trabajo permite hacer una evaluación del estado del ecosistema, y a través de simulaciones se puede evidenciar los cambios que ocurrirán en éstos por efecto de las enfermedades. Es particularmente preocupante la alta prevalencia de la enfermedad de lunares oscuros que afecta a uno de los principales constructores arrecifales del SALT. Aunque esta enfermedad es de avance lento, es también crónica y su efecto en las poblaciones a mediano y largo plazo puede ser muy alto.

El ANP donde se ha desarrollado la presente investigación cuenta con un plan de manejo que tiene como fin regular las actividades que se pueden llevar a cabo en los polígonos de conservación. Por las características de este ecosistema, se ha permitido únicamente el desarrollo de actividades de bajo impacto en los arrecifes, como lo es el turismo. Sin embargo, hace falta implementar proyectos de monitoreo que evalúen realmente cómo pueden estas actividades consideradas de bajo impacto, causar daños al sistema, en particular en términos de prevalencia y mortalidad de corales enfermos. Dicho esto, es conveniente que se adopten medidas de control, siendo necesario para ello, registrara la cantidad de turistas por sitio, así como las actividades que desarrollan y su nivel de experiencia. Esta información permitirá estimar la presión que se ejerce de manera diferenciada sobre las distintas zonas de cada arrecife.

Por otra parte, así como la composición de especies o cobertura coralina es distinta para cada zona de los arrecifes, también lo es la presión que éstas son capaces de tolerar. Por tanto, una recomendación más es realizar una zonación de los arrecifes según las características que éstos presentan, tanto ecosistémicas como por signos de perturbación, para definir las actividades que pueden desarrollarse en cada sitio sin representar un problema para los organismos de esa área en concreto, distribuir de la forma más equitativa las presiones generadas por los turistas, así como localizar las zonas que actualmente se encuentran dañadas y permitir la recuperación natural de las mismas.

La Red Global de Monitoreo de Arrecifes de Coral (GCRMN por sus siglas en inglés) es la principal red de datos de arrecifes de coral del mundo, que reúne a una variedad de socios gubernamentales y no gubernamentales en el seguimiento del estado y las tendencias de los arrecifes de coral del mundo. Ésta ha propuesto un manual para el Monitoreo de las ANPs de Arrecifes de Coral (Wilkinson *et al.*, 2003), donde establece como una de las bases principales el monitoreo del desarrollo de las poblaciones aledañas a los ecosistemas y las actividades principales que en ellas se realizan. Por lo tanto, se considera relevante tomar en cuenta esta información para la consolidación de un plan de monitoreo permanente del área natural que tenga como propósito un manejo integral de la zona y que beneficie también a las poblaciones adyacentes.

La supervivencia de los distintos ecosistemas adyacentes a la zona costera en las siguientes generaciones depende de las formas de aprovechamiento y los impactos a los que se ha visto y se vea sometido en el futuro inmediato. Para garantizar el correcto funcionamiento de los ecosistemas y las funciones ecosistémicas que este cumple para las poblaciones humanas y con los demás ecosistemas con los que tiene conexión, es importante tomar en cuenta los aportes científicos que se han realizado con distintas investigaciones hasta la actualidad y apoyar en ellos la creación de nuevos planes de aprovechamiento.

IX. BIBLIOGRAFÍA

- Aeby, G. S., Ushijima, B., Campbell, J. E., Jones, S., Williams, G. J., Meyer, J. L. 2019. Pathogenesis of a tissue loss disease affecting multiple species of corals along the Florida reef tract. *Front. Mar. Sci.*, 6(1):678.
- Aeby, G., Raj, K., Gilbert, M., Patterson, E. 2017. Manual for coral disease research. Suganthi Devadason Marine Research Institute (SDMRI). Special research publication, 14(1):53.
- Akaike, H. 1974. A new look at the statistical model identification. *IEEE transactions on automatic control*, 19(6):716-723.
- Akmal, K. F. y Shahbudin, S. 2020. Baseline assessment of coral health and disease in Tioman Island Marine Park, Malaysia. *Community Ecology*, 21(3):285-301.
- Antonio-Cruz, A. 2009. Evaluación del estado de condición de la comunidad coralina del Arrecife Enmedio, Veracruz. Tesis de Licenciatura. Universidad Veracruzana, Tuxpan, Veracruz, México.
- Antonius, A. 1973. New observations on coral destruction in reefs. In: Tenth Meeting of the Association of Island Marine Laboratories of the Caribbean. University of Puerto Rico, Mayaguez. 3 pp.
- Argimon-Pallas, J. M., Jiménez-Villa J. 2012. Métodos de investigación clínica y epidemiológica. Madrid.
- Argüelles, J., González-Gándara, C., Arias, J. E. 2013. Biodiversidad y funcionamiento de los arrecifes del SALT, México. Área Natural Protegida

- Sistema Arrecifal Lobos-Tuxpan, Veracruz, México. Editorial Académica Española. 91 pp.
- Aronson, R. B., Precht, W. F. 2001. White-band disease and the changing face of Caribbean coral reefs. In *The ecology and etiology of newly emerging marine diseases*. Springer, Dordrecht, 25-38 pp.
- Bellwood, D. 2004. Facing the coral reef crisis. *Nature*, 429:827-833.
- Ben-Haim, Y., Zicherman-Keren, M., Rosenberg, E. 2003. Temperature-regulated bleaching and lysis of the coral *Pocillopora damicornis* by the novel pathogen *Vibrio coralliilyticus*. *Applied and Environmental Microbiology*, 69(7):236-242.
- Berkelmans, R., Death, G., Kininmonth, S., Skirving, W. J. 2004. A comparison of the coral bleaching events of 1998 and 2002 in the Great Barrier Reef: spatial correlation, patterns and predictions. *Coral reefs*, 23(1):74-83.
- Borges-Souza, J. M. 2011. Patrones estructurales de la comunidad bentónica arrecifal de banco chinchorro, México. Tesis de doctorado, Instituto Politécnico Nacional. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas. 78 pp.
- Bosscher, H., Schlager, W. 1993. Rates of accumulation of carbonate platforms. *The Journal of Geology*, 101(3):345-355.
- Boyett, H. V., Bourne, D. G., Willis, B. L. 2007. Elevated temperature and light enhance progression and spread of black band disease on staghorn corals of the Great Barrier Reef. *Marine Biology*, 151:1711-1720.
- Brown, B. E. 1997. Coral bleaching: causes and consequences. *Coral reefs*, 16:129-138.
- Brown, B., Howard, L. 1985. Assessing the effects of "stress" on reef corals. In *Advances in marine biology*, 22:1-63.

- Bruckner, A. 2009. Field guide to Western Atlantic to coral diseases. Foundation Living Oceans. Woods Lithographics. Arizona USA. 22 p.
- Bruckner, A. 2010. Field guide to Western Atlantic stony corals. Fundación Living Oceans. Woods Lithographics. Arizona USA. 12 p.
- Bruckner, A. W. 2001. Tracking the trade in ornamental coral reef organisms: the importance of CITES and its limitations. *Aquarium Sciences and Conservation*, 3(1):79-94.
- Bruno, J. F. 2015. Marine biology: The coral disease triangle. *Nature Climate Change*, 5(4):302.
- Bruno, J., Selig, E., Casey, K., Page, C., Willis, B., Harvell, C. 2007. Thermal stress and coral cover as drivers of outbreaks of coral diseases. *PLoS Biology*, 5(6):124.
- Buddemeier, R., Kleypas, J., Aronson, R. 2004. Coral Reefs and Global Climate Change: Potential Contributions of Climate Change to Stresses on Coral Reef Ecosystems. Pew Centre on Global Climate Change, Arlington, Virginia, USA.
- Buerger, P., Alvarez-Roa, C., Weynberg, K., Baekelandt, S., Vvan-Oppen, M. 2016. Genetic, morphological and growth characterisation of a new Roseofilum strain (Oscillatoriales, Cyanobacteria) associated with coral black band disease. *PeerJ*, 4:19.
- Burke, L., Maidens, J. 2004. Reefs at Risk in the Caribbean. World Resources Institute, Washington DC. 80 pp.
- Caldwell, J. M., Aeby, G., Heron, S. F., & Donahue, M. J. 2020. Case-control design identifies ecological drivers of endemic coral diseases. *Scientific reports*, 10(1):1-11.

- Catalá, E. I. 2011. Los conceptos de especies indicadoras, paraguas, banderas y claves: su uso y abuso en ecología de la conservación. *Interciencia*, 36(1):31-38.
- Cayuela, L. 2015. Modelos lineales generalizados (GLM) Universidad Rey Juan Carlos. Madrid España. 31 pp.
- Cervino, J. M., Thompson, F. L., Gomez-Gil, B., Lorence, E. A., Goreau, T. J., Hayes, R. L., Winiarski-Cervino, K. B., Smith, G. W., Hughen, K., Bartels, E. 2008. The *Vibrio* core group induces yellow band disease in Caribbean and Indo-Pacific reef-building corals. *J Appl Microbiol*, 105:1658-1671.
- Cervino, J., Goreau, T. J., Nagelkerken, I., Smith, G. W., Hayes, R. 2001. Yellow band and dark spot syndromes in Caribbean corals: distribution, rate of spread, cytology, and effects on abundance and division rate of zooxanthellae. *Hydrobiologica*, 460:53-63.
- Chávez, E. A., Hidalgo, E. 1988. 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, E. A., Hidalgo, E. 2009. Conectividad de los arrecifes coralinos del Golfo de México y Caribe Mexicano. Tesis Doctoral. Instituto Politécnico Nacional. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas. México.
- Chiu, J. M., Li, S., Li, A., Po, B., Zhang, R., Shin, P. K., Qiu, J. W. 2012. Bacteria associated with skeletal tissue growth anomalies in the coral *Platygyra carnosus*. *FEMS microbiology ecology*, 792(1):380-391.
- Crabbe, M. J. C., Smith, D. J. 2005. Sediment impacts on growth rates of *Acropora* and *Porites* corals from fringing reefs of Sulawesi, Indonesia. *Coral Reefs* 24(1):437-441.

- Cróquer, A., Bastidas, C., Lipscomp, D., Rodríguez-Martínez, R. E., Jordan-Dahlgren, E., Guzmán, H. M. 2006. First report of folliculinid ciliates affecting Caribbean scleractinian corals. *Coral Reefs* 252:187-191.
- Cumming, G., Fidler, F. y Vaux, D. L. 2007. Error bars in experimental biology. *The Journal of cell biology*, 177(1):7-11.
- De la Cruz-Francisco, V., González-González, M., Morales-Quijano, I. 2010. Faunística y distribución de Demospongiae: Porífera del arrecife Enmedio, Sistema Arrecifal Lobos-Tuxpan, México. *CICIMAR Oceánides*, 31(1):7-16.
- Denner, E. B. M., Smith, G. W., Busse, H. J., Schumann, P., Narzt, T., Polson, S. W., Lubitz, W., Richardson, L. L. 2003. *Aurantimonas coralicida* gen nov, sp nov, the causative agent of white plague type II on Caribbean scleractinian corals. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*, 53:1115-1122.
- Devlin, M. J., Petus, C., Da Silva, E., Tracey, D., Wolff, N. H., Waterhouse, J. y Brodie, J. 2015. Water quality and river plume monitoring in the Great Barrier Reef: an overview of methods based on ocean colour satellite data. *Remote Sensing*, 7(10):12909-12941.
- Diaz, S., Cabido, M. 1997. Plant functional types and ecosystem function in relation to global change. *Journal of Vegetation Science*, 8:463-474.
- Doyle, E. y O'Sullivan, C. 2019. Stony coral tissue loss disease. Template monitoring and response action plan for Caribbean marine natural resource managers. Gulf and Caribbean Fisheries Institute.
- Duprey, N. N., Yasuhara, M., Baker, D. M. 2016. Reefs of tomorrow: eutrophication reduces coral biodiversity in an urbanized seascape. *Global change biology*, 22(11):3550-3565.

- Dustan, P. 1977. Vitality of reef coral population off Key Largo, Florida: recruitment and mortality. *Environ. Geol.*, 2:51-58.
- Edinger, E. N., Limmon, G. V., Jompa, J., Widjatmoko, W., Heikoop, J. M., Risk, M. J. 2000. Normal coral growth rates on dying reefs: are coral growth rates good indicators of reef health? *Marine Pollution Bulletin*, 40(5):404-425.
- Edmunds, P. J. y Riegl, B. 2020. Urgent need for coral demography in a world where corals are disappearing. *Marine Ecology Progress Series*, 635:233-242.
- Fernández, P., Díaz, P., Cañedo, V. 2004. Medidas de frecuencia de enfermedad. *Cuadernos de atención primaria*. 11:101-105.
- Frias-Lopez, J., Bonheyo, G. T., Jin, Q., Fouke, B. W. 2003. Cyanobacteria associated with coral black band disease in Caribbean and Indo-Pacific reefs. *Applied and environmental microbiology* 694:2409-2413.
- García-Ayala, G. 2017. Prevalencia de signos de enfermedades y ensambles coralinos en arrecifes del Sistema Arrecifal Lobos-Tuxpan. Tesis de licenciatura. Universidad Veracruzana. Veracruz, México.
- Gardner, T. A., Côté, I. M., Gill, J. A., Grant, A., Watkinson, A. R. 2003. Long-term region-wide declines in Caribbean corals. *Science*, 301:958-960.
- Garrett, P. y Ducklow, H. 1975. Coral diseases in Bermuda. *Nature* 253:349- 350.
- Geiser, D. M., Taylor, J. W., Ritchie, K. B., Smith, G. W. 1998. Cause of sea fan death in the West Indies. *Nature*, 394:137-138.
- Gignoux-Wolfsohn, S. A., Marks, C. J., Vollmer, S. V. 2012. White Band Disease transmission in the threatened coral, *Acropora cervicornis*. *Scientific reports*, 2:1-3.

- Gil-Agudelo, D. L., Smith, G. W., Weil, E. 2006. The white band disease type II pathogen in Puerto Rico. *Revista de Biología Tropical*, 54:59-67.
- Gil-Agudelo, Diego Luis, and Jaime Garzón-Ferreira. "Spatial and seasonal variation of dark spots disease in coral communities of the Santa Marta area (Colombian Caribbean)." *Bulletin of Marine Science*, 69(2):619-629.
- Gladfelter, W. B. 1982. White-band disease in *Acropora palmata*: implications for the structure and growth of shallow reefs. *Bull. Mar. Sci.* 32(2):639-643.
- González, M. G., de la Cruz Francisco, V., Quijano, I. M. y Medrano, R. E. O. 2016. Diversidad y cobertura de la comunidad bentónica del arrecife Enmedio, Sistema Arrecifal Lobos-Tuxpan, México. *Revista Ciencias Marinas y Costeras*, 8(2): 47-65.
- González, M. G., De la Cruz-Francisco, V., Quijano, I. M., Medrano, R. E. O. 2016. Diversidad y cobertura de la comunidad bentónica del arrecife Enmedio, Sistema Arrecifal Lobos-Tuxpan, México. *Revista Ciencias Marinas y Costeras*, 8(2):47-65.
- González-Gándara, C. y Salas-Pérez, J. D. J. 2019. Caracterización del sustrato bentónico del arrecife Tuxpan, Veracruz, México, con énfasis en la comunidad de corales escleractinios. *Revista de biología marina y oceanografía*, 54(3): 259-271.
- González-Gándara, C., Lozano-Vilano, M. D. L., De la Cruz-Francisco, V., Domínguez-Barradas, C. 2013. Peces del sistema arrecifal Lobos-Tuxpan, Veracruz, México. *Universidad y ciencia*, 29(2):191-208.
- Goreau, T., McClanahan, T., Hayes, R., Strong, A. 2000. Conservación de los arrecifes de coral después del evento global de decoloración de 1998. *Conserv. Biol.*, 1(1):5-15.

- Graham, N., Nash, K. 2013. The importance of structural complexity in coral reef ecosystems. *Coral Reefs*, 32:315-326.
- Granados, J. T. 1995. Medidas de prevalencia y relación incidencia-prevalencia. *Med Clin. Barcelona*, 105:216-218.
- Green, E. P., Bruckner, A. W. 2000. The significance of coral disease epizootiology for coral reef conservation. *Biological Conservation*, 96(3):347-361.
- Gutiérrez-Ruiz, C. V., Román-Vives, M. A., Vergara, C. H., Badano, E. I. 2011. Impact of anthropogenic disturbances on the diversity of shallow stony corals in the Veracruz Reef System National Park. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 82(1):249-260.
- Harvell, C. D., Aronson, R., Baron, N., Connell, J., Dobson, A., Ellner, S., Gerber, L., Kim, K., Kuris, A., McCallum, H., Lafferty, K., McKay, B., Porter, J., Pascual, M., Smith, G., Sutherland, K., Ward, J. 2004. The rising tide of ocean diseases: Unsolved problems and research priorities. *Frontiers in Ecology*, 2(7):375–382.
- Harvell, C. D., Kim, K., Burkholder, J., Coldwell, R. R., Epstein, P. R., Grimes, D. J., Hoffman, E. E., Lipp, E. K., Osterhaus, A., Overstreet, R. M., Porter, J., Smith, G. W., Vasta, G. R. 1999. Emerging marine diseases: Climate links and anthropogenic factors. *Science*, 285(1):505–1,510.
- Harvell, D., Jordán-Dahlgren, E., Merkel, S., Rosenberg, E., Raymundo, L., Smith, G., Weil, E., Willis, B. 2007. Coral Disease, Environmental drivers and the balance between coral and microbial associates. *The oceanography society, Oceanography*, 20:172-195.

- Hawkins, J. P., Roberts C. M., Van'T-Hof, T., De Meyer, K., Tratalos, J. y Aldam, C. 1999. Effects of recreational scuba diving on Caribbean coral and fish communities. *Conservation biology*, 13(4):888-897.
- Heron, S. 2012. Developments in understanding relationships between environmental conditions and coral disease. *Proceedings of the 12th International Coral Reef Symposium*. Cairns, Australia. 9-13 pp.
- Hill, J., Wilkinson, C. 2004. *Methods for ecological monitoring of coral reefs*. Australian Institute of Marine Science, Townsville. Australia. 117 pp.
- Hoegh-Guldberg, O. 1999. Climate change, coral bleaching and the future of the world's coral reefs. *Marine*, 50:839-866.
- Hoegh-Guldberg, O., Mumby, P. J., Hooten, A. J., Steneck, R. S., Greenfield, P., Gómez, E., Edwards, A. J. 2007. Coral Reefs Under Rapid Climate Change and Ocean Acidification. *Science*, 318:1737-1742.
- Jacovo-Montiel, Y. A. 2011. *Corales pétreos del Arrecife Tanhuijo, Tuxpan, Veracruz, México*. Tesis de Licenciatura. Universidad Veracruzana, Tuxpan, Veracruz, México.
- Jordán, G. 2013. *Coral assemblages and diseases in the Yucatan and Gulf of Mexico: spatial patterns and potential drivers of disease prevalence*. Doctoral thesis. Melbourne, Florida.
- Jordán-Dahlgren, E., Jordán-Garza, A. G. y Rodríguez-Martínez, R. E. 2018. Coral disease prevalence estimation and sampling design. *PeerJ*, 6, e6006.
- Jordán-Garza, A. G., Muller, E. M., Burman, S. G., van Woesik, R. 2011. Susceptibility of coral-disease models. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 10820:110-111.

- Jovani, R., Tella, J. L. 2006. Parasite prevalence and sample size: misconceptions and solutions. *Trends in parasitology*, 22(5):214-218.
- Kabbara, N., Benkhelil, J., Awad, M. y Barale, V. 2008. Monitoring water quality in the coastal area of Tripoli (Lebanon) using high-resolution satellite data. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 63(5):488-495.
- Kaczmarsky, L. T., Draud, M., Williams, E. H. 2005. Is there a relationship between proximity to sewage effluent and the prevalence of coral disease? *Caribbean Journal of Science*, 41:124-137.
- Kaczmarsky, L. T., Richardson, L. L. 2007. Transmission of growth anomalies between Indo-Pacific Porites corals. *Journal of invertebrate pathology*, 943:218-221.
- Kleypas, J. A., Yates, K. K. 2009. Coral reefs and ocean acidification. *Oceanography*, 22(4):108-117.
- Koch, R. 1876. The etiology of anthrax, based on the life history of *Bacillus anthracis*. *Beiträge zur Biologie der Pflanzen*, 2(2):277-310.
- Kushmaro, A., Rosenberg, E., Fine, M., Loya, Y. 1997. Bleaching of the coral *Oculina patagonica* by *Vibrio* AK-1. *Marine Ecology Progress Series*, 147:159-165.
- Kuta, K., Richardson, L. 2002. Ecological aspects of black band disease of corals: relationships between disease incidence and environmental factors. *Coral Reefs*, 214:393-398.
- Lafferty, K. D., Hofmann, E. E. 2016. Marine disease impacts, diagnosis, forecasting, management and policy. *Philosophical transactions of the Royal Society of London, Biological sciences*, 371:1689.

- Lamb, J. B., True, J. D., Piromvaragorn, S. y Willis B. L. 2014. Scuba diving damage and intensity of tourist activities increases coral disease prevalence. *Biological Conservation*, 178:88-96.
- Lamb, J. B., Willis, B. L., Fiorenza, E. A., Couch, C. S., Howard, R., Rader, D. N., Harvell, C. D. 2018. Plastic waste associated with disease on coral reefs. *Science*, 359(6374):460-462.
- Lang, J. C., Marks, K. W., Kramer, P. R. y Ginsburg, R. N. 2015. Atlantic & Gulf Rapid Reef Assessment (AGRRA). 60 pp.
- Lesser, M. P., Bythell, J. C., Gates, R. D., Johnstone, R. W., Hoegh-Guldberg, O. 2007. Are infectious diseases really killing corals? Alternative interpretations of the experimental and ecological data. *Journal of experimental marine biology and ecology*, 346(2):36-44.
- Lieske, E., Myers, R. 1998. Coral reef fish. New Jersey. Princeton University Press. Barcelona, España. 398 pp.
- Louise, S. L., Lydia, C. L., Rashid, U., William, C. 2015. Time Discounting and the Overexploitation of Coral Reefs. *Environmental and Resource Economics* 61:91-114.
- Martínez Ortega, R. M., Tuya Pendás, L. C., Martínez Ortega, M., Pérez Abreu, A. y Cánovas, A. M. 2009. El coeficiente de correlación de los rangos de Spearman caracterización. *Revista Habanera de Ciencias Médicas*, 8(2).
- Martos, F. J. 2004. "Medidas para el control de los Impactos Ambientales Antropogénicos en el Arrecife Tuxpam, Veracruz, México". Tesis de Especialidad. Fac. de Ciencias Químicas, Universidad Veracruzana. Poza Rica, Veracruz. 56 pp.

- McClanahan, T., Atweberhan, M., Muhando, C. A., Maina, J., Mohammed, M. S. 2007. Effects of climate and seawater temperature variation on coral bleaching and mortality. *Ecological Monographs*, 77(4):503-525.
- McNew, G. L. 1960. The nature, origin, and evolution of parasitism. In *Plant Pathology: An Advanced Treatise*. Eds Horsfall, J. G. & Dimond, A. E. Academic Press, New York. 19–69 pp.
- Miller, A. W. y Richardson, L. L. 2015. Emerging coral diseases: a temperature-driven process? *Marine Ecology*, 36(3):278-291.
- Miller, J., Muller, E., Rogers, C., Waara, R., Atkinson, A., Whelan, K. R. T., Witcher, B. 2009. Coral disease following massive bleaching in 2005 causes 60% decline in coral cover on reefs in the US Virgin Islands. *Coral Reefs*, 28(4):925.
- Miller, J., Rogers, C., Waara, R. 2003. Monitoring the coral disease, plague type II, on coral reefs in St. John, US Virgin Islands. *Revista de Biología Tropical*, 51(4):47-55.
- Moberg, Fredrik, Folke, C. 1999. "Ecological goods and services of coral reef ecosystems." *Ecological economics* 29(2):215-233.
- Montano, S., Strona, G., Seveso, D., Maggioni, D., & Galli, P. 2016. Widespread occurrence of coral diseases in the central Maldives. *Marine and Freshwater Research*, 67(8):1253-1262.
- Muller, E. M., Rogers, C. S., Spitzack, A. S., van Woesik, R. 2008. Bleaching increases likelihood of disease on *Acropora palmata* (Lamarck) in Hawksnest Bay, St John, US Virgin Islands. *Coral Reefs*, 27:191-195.

- Muller, E. M., Sartor, C., Alcaraz, N. I. y van Woesik, R. 2020. Spatial epidemiology of the stony-coral-tissue-loss disease in Florida. *Frontiers in Marine Science*, 7(1):163.
- Muller, E. M., van Woesik, R. 2009. Shading reduces coral-disease progression. *Coral reefs*, 283:757-760.
- Nagelkerken, I., Buchan, K., Smith, G. W., Bonair, K., Bush, P., Garzón-Ferreira, J. 1997. Widespread disease in the Caribbean Sea fans. II. Patterns of infection and tissue loss. *Marine Ecology Progress Series*, 160:255–263.
- Nugues, M. M. 2002. Impact of a coral disease outbreak on coral communities in St. Lucia: What and how much has been lost? *Marine Ecology Progress Series*, 229:61-71.
- Nugues, M. M., Smith, G. W., Hooidonk, R. J., Seabra, M. I., Bak, R. P. 2004. Algal contact as a trigger for coral disease. *Ecology letters*, 710:919-923.
- Odum, H. T., Odum, E. P. 1955. Trophic structure and productivity of a windward coral reef community on Eniwetok Atoll. *Ecological monographs* 25(3):291-320.
- Organización Mundial de la Salud. 2006. Constitución de la Organización Mundial de la Salud. Ginebra. 45-20 pp.
- Pandolfi, J. M., Bradbury, R. H., Sala, E., Hughes, T.P., Bjorndal, K. A., Cooke, R. G., McArdle, D., McClenachan, L., Newman, M. J. H., Paredes, G., Warner, R. R., Jackson, J. B. C. 2003. Global trajectories of the long-term decline of coral reef ecosystems. *Science*, 301:955–958.
- Pantos, O., Cooney, R. P., Le Tissier, M. D., Barer, M. R., O'Donnell, A. G., Bythell, J. C. 2003. The bacterial ecology of a plague-like disease affecting the Caribbean coral *Montastraea annularis*. *Environmental Microbiology*, 55(1):370-382.

- Patterson, K. L., Porter, J. W., Ritchie, K. B. 2002. The etiology of white pox, a lethal disease of the Caribbean elkhorn coral, *Acropora palmate*. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, 13:8725–8730.
- Pollock, F. J., Morris, P. J., Willis, B. L. y Bourne, D. G. 2011. The urgent need for robust coral disease diagnostics. *PLoS Pathog*, 7(10):e1002183.
- Precht, W., Bruckner, A., Aronson, R., Bruckner, R. 2002. Endangered acroporid corals of the Caribbean. *Coral Reefs* 21:41-42.
- Rajasabapathy, R., Ghadi, S. C., Manikandan, B., Mohandass, C., Surendran, A., Dastager, S. G. y James, R. A. 2020. Antimicrobial profiling of coral reef and sponge associated bacteria from southeast coast of India. *Microbial Pathogenesis*, 141:103972.
- Randall, C. J., Jordán-Garza, A. G., Muller, E. M., Van Woesik, R. 2014. Relationships between the history of thermal stress and the relative risk of diseases of Caribbean corals. *Ecology*, 95(7):1981-1994.
- Randall, C. J., Van Woesik, R. 2015. Contemporary white-band disease in Caribbean corals driven by climate change. *Nature Climate Change*, 5(4):375.
- Raymundo, L. J., Couch, C. S., Harvell, C. D., Raymundo, J., Bruckner, A. W., Work, T. M., Sato, Y. 2008. *Manual of Coral Diseases Guidelines for Evaluation, Monitoring and Management*. Printed by Currie Communications, Melbourne, Australia. 124 pp.
- Richardson, L. L. 1998. Coral diseases: what is really known? *Trends in Ecology & Evolution.*, 13(11):438-443.
- Richardson, L. L., Goldberg, W. M., Carlton, R. G., Halas, J. C. 1998. Coral disease outbreak in the Florida Keys: plague type II. *Rev. Biol. Trop.* 46(5):187-198.

- Richardson, L. L., Goldberg, W. M., Kuta, K. G., Aronson, R. B., Smith, G. W., Ritchie, K. B. 1998. Florida's mystery coral-killer identified. *Nature*, 392:557–558.
- Richardson, L. L., Kuta, K. G., Schnell, S., Carlton, R. G. 1997. Ecology of the black band disease microbial consortium. *Proc. 8th Internat. Coral Reef Symp.*, 1:597-600.
- Richmond, R. H. 1993. Coral Reefs: Present Problems and Future Concerns. *Am. Zool.*, 1:524-536.
- Ritchie, K. B., Smith, G. W. 1998. Type II white band disease. *Revista de Biología Tropical*, 46:199–203.
- Rodríguez, S., Croquer, A., Guzmán, H. M., Bastidas, C. 2009. A mechanism of transmission and factors affecting coral susceptibility to *Halofolliculina* sp infection. *Coral reefs*, 281:67-77.
- Rogers, C. S., Miller, J., Muller, E. M., Edmunds, P., Nemeth, R. S., Beets, J. P., Menza, C. 2008. Ecology of coral reefs in the US Virgin Islands. In *Coral Reefs of the USA*. Springer Netherlands, 303-373.
- Rosales, S. M., Clark, A. S., Huebner L. K., Ruzicka, R. R. y Muller E. M. 2020. "Rhodobacterales and Rhizobiales are associated with Stony Coral Tissue Loss Disease and its suspected sources of transmission." *Frontiers in Microbiology*, 11(1):681.
- RStudio Team. 2018. RStudio: Integrated Development for R. RStudio, Inc., Boston, Massachusetts. URL <http://www.rstudio.com/>.
- Salas-Pérez, J. J., Jordán-Garza, A. G., Salas-Monreal, D., González-Gándara, C. y Domínguez-Barradas, C. 2018. Features and circulation of water masses in the

- reef corridor of the southwestern gulf of México. Oceanography of the reef corridor of the Southwestern Gulf of México. Nova science publishers Inc. 39-66 pp.
- Salas-Pérez., J. J., Salas-Monreal, D., Monreal-Gómez, M. A., Riveron-Enzastiga, M. L., & Llasat, C. 2012. Seasonal absolute acoustic intensity, atmospheric forcing and currents in a tropical coral reef system. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 100:102-112.
- Sánchez-Díaz, D. y Salas-Pérez, J. D. J. 2011. Circulación estacional (2008-2011) en la plataforma continental del norte del estado de Veracruz (golfo de México occidental) mediante percepción remota. Congreso nacional de ciencia y tecnología del mar.
- SEMARNAT. 2014. Programa de Manejo Área de Protección de Flora. México.
- Smith, G. W., Harvell, C. D., Kim, K. 1998. Response of sea fans to infection with *Aspergillus* sp. (fungi). *Revista Biología Tropical*, 46:205–208.
- Snieszko, S. F. 1974. The effects of environmental stress on outbreaks of infectious diseases of fishes. *Journal of Fish Biology*, 6(2):197-208.
- Soffer, N., Brandt, M. E., Correa, A. M., Smith, T. B., Thurber, R. V. 2013. Potential role of viruses in white plague coral disease. *The ISME journal online*.
- Spalding, M. D., Ravilious, C., Green, E. P. 2001. *World Atlas of Coral Reefs*. Prepared at the UNEP World Conservation Monitoring Centre. University of California Press, Berkeley, USA.
- Sunagawa, S., DeSantis, T. Z., Piceno, Y. M., Brodie, E. L., DeSalvo, M. K., Voolstra, C. R., Weil, E., Andersen, G. L., Medina, M. 2009. Bacterial diversity and White Plague Disease-associated community changes in the Caribbean coral *Montastraea faveolata*. *The ISME Journal*, 3:512-521.

- Sutherland, K. P., Porter, J. W., Turner, J. W., Thomas, B. J., Looney, E. E., Luna, T. P., Meyers, M. K., Futch, J. C., Lipp, E. K. 2010. Human sewage identified as likely source of white pox disease of the threatened Caribbean elkhorn coral, *Acropora palmata*. *Environmental microbiology*, 12:1122-1131.
- Suzuki, A., Kawahata, H. 2004. Reef Water CO₂ System and Carbon Production of Coral Reefs: Topographic Control of System-Level Performance. *Global Environmental Change in the Ocean and on Land*, 229-248.
- Takemura-Horita, K. H. 2012. Caracterización de la Comunidad de Corales Pétreos del Arrecife Blanquilla, Sistema Arrecifal Lobos-Tuxpan. Tesis de Licenciatura. Universidad Veracruzana, Tuxpan, Veracruz, México.
- UNEP-WCMC. 2006. In the front line: shoreline protection and other ecosystem services from mangroves and coral reefs. UNEP-WCMC, Cambridge, UK. 33 pp.
- Upton, S. J., Peters, E. C. 1986. A new and unusual species of coccidium (Apicomplexa: Agamococcidiorida) from Caribbean scleractinian corals. *Journal of Invertebrate pathology*, 47(2):184-193.
- Vásquez, C. E. 2018. Estructura de la comunidad coralina del arrecife de isla Lobos, Veracruz, México. Tesis de Maestría. 90 pp.
- Vega-Thurber, R. L., Burkepile, D. E., Fuchs, C., Shantz, A. A., McMinds, R., Zaneveld, J. R. 2014. Chronic nutrient enrichment increases the prevalence and severity of disease and coral bleaching. *Biology of global change*, 20(2):544-554.
- Veron, J. E. N., Stafford-Smith, M. 2000. *Corals of the World*. Volumes 1-3. Australian Institute of Marine Science, Townsville, Australia.
- Vollmer, S. V., Kline, D. I. 2008. Natural disease resistance in threatened staghorn corals. *PLoS One*, 3(11):3718.

- Voss, J. D., Richardson, L. L. 2006. Nutrient enrichment enhances black band disease progression in corals. *Coral Reefs*, 25:569-576.
- Voss, J. D., Richardson, L. L. 2006. Nutrient enrichment enhances black band disease progression in corals. *Coral Reefs*, 25(4):569-576.
- Weil, E. 2004. Coral reef diseases in the wider Caribbean. *Coral health and disease*. Springer, Berlin, Heidelberg. 35-68 pp.
- Weil, E., Hooten, A. 2008. Underwater cards to evaluate health coral reefs of the Caribbean. *Coral Reef Targeted Research and Capacity Building for Management Program*. Editorial Currie Communications. Melbourne, Australia. 28 pp.
- Weil, E., Rogers, C. S. 2011. Coral reef diseases in the Atlantic-Caribbean. *Coral reefs: an ecosystem in transition*. Springer, Dordrecht. 465-491 pp.
- Wilkinson, C. R., Green, A., Almany, J. y Dionne, S. 2003. Monitoring coral reef marine protected areas: a practical guide on how monitoring can support effective management of MPAs.
- Wobeser, G. A. 2013. *Essentials of disease in wild animals*. John Wiley y Sons.

X. ANEXOS

ANEXO I

Cuadro 15. Coordenadas geográficas de los sitios de muestreo.

Arrecife	Punto	Latitud	Longitud
Enmedio	1	21.083014°	-97.258460°
	2	21.081224°	-97.258420°
Tuxpan	3	21.024916°	-97.196828°
Tanhuijo	4	21.142380°	-97.277060°
	5	21.135120°	-97.273080°
	6	21.138450°	-97.277215°
Tuxpan	7	21.031690°	-97.201060°
	8	21.033050°	-97.200610°
	9	21.028370°	-97.199810°
Lobos	10	21.484800°	-97.228600°
	11	21.465160°	-97.229080°
Blanquilla	13	21.541160°	-97.282860°
	14	21.541648°	-97.283539°
	15	21.544333°	-97.284329°
Medio	16	21.509760°	-97.254570°
Blanquilla	17	21.547510°	-97.283740°
Medio	18	21.511520°	-97.254830°
Lobos	21	21.481000°	-97.228560°
	22	21.474000°	-97.229850°
Medio	23	21.515470°	-97.255280°
Lobos	24	21.471632°	-97.230834°
	25	21.477730°	-97.229120°

ANEXO II

Figura 25. Catálogo de signos de enfermedades coralinas consideradas en el presente estudio.

Signos blancos

Descripción macroscópica: Pérdida de tejido abrupta que deja el esqueleto sin daño aparente al descubierto.

Color de lesión: Blanco (esqueleto expuesto) debido a la pérdida de tejido.

Patrón de lesión: Focal, multifocal o difuso.

Tasa de progresión: Rápida (no se observa crecimiento de algas sobre el esqueleto expuesto).

Borde del margen de lesión: Difuso.

Color del margen de lesión: Sin banda pigmentada distintiva en la interfaz.

Forma del margen de lesión: Lineal, anular o irregular.

Posición de la lesión en la colonia: Cualquier zona de la colonia.

***Enfermedades coralinas que incluye:** Plaga blanca tipo I, II y III, enfermedad de pérdida de tejido de coral duro.

Impacto: Muerte abrupta parcial o total de la colonia.



Infección por ciliados

Descripción macroscópica: Banda difusa de apariencia moteada (similar a sal y pimienta) causada por la presencia de ciliados.

Color de lesión: Banda de pérdida de tejido con una porción de esqueleto blanco expuesto seguida por una banda moteada gris.

Patrón de lesión: Focal.

Tasa de progresión: Moderada (posterior a la lesión se puede observar una porción de esqueleto expuesto antecedido por algas).

Borde del margen de lesión: Difuso (1-4 cm)

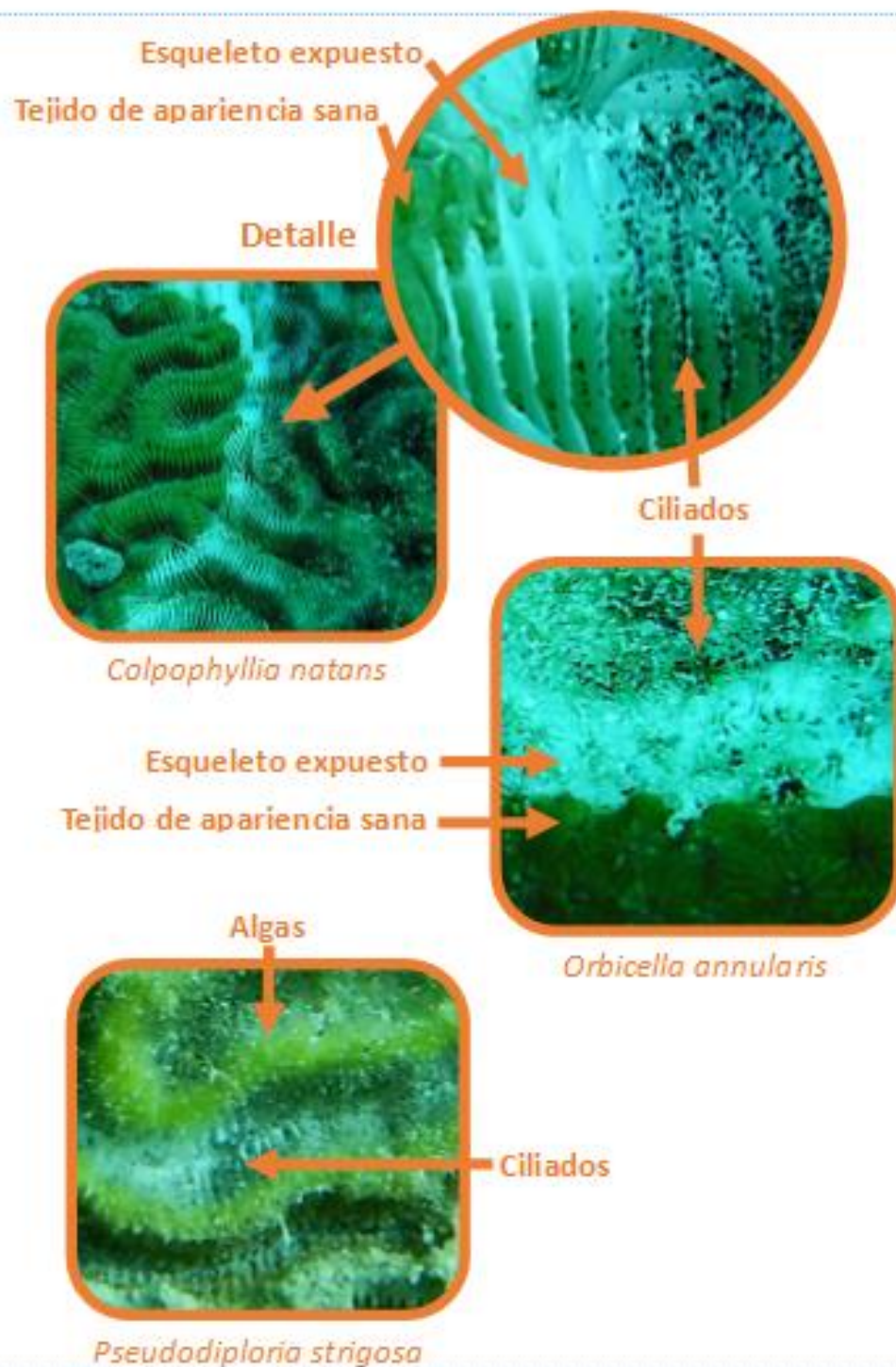
Color del margen de lesión: Gris.

Forma del margen de lesión: Lineal.

Posición de la lesión en la colonia: La banda se irradia hacia afuera desde el margen de la colonia o el tejido sano.

Comúnmente confundido con: Banda negra y signo blanco (los organismos filamentosos característicos de la enfermedad pueden abandonar la colonia y dejar el esqueleto blanco expuesto).

Impacto: Muerte parcial o total de la colonia.



Enfermedad de la banda negra

Descripción macroscópica: Banda compuesta por un consorcio de organismos de color negro que divide tejido de apariencia sana y coral muerto.

Color de lesión: Puede observarse pérdida de tejido con una porción de esqueleto blanco expuesto o solo una zona cubierta por algas.

Patrón de lesión: Focal.

Tasa de progresión: Moderada (posterior a la lesión se puede observar una porción de esqueleto expuesto antecedido por algas).

Borde del margen de lesión: Discreto (1-2 cm)

Color del margen de lesión: Negro.

Forma del margen de lesión: Lineal, irregular.

Posición de la lesión en la colonia: La banda se irradia desde el margen de la colonia o el tejido sano.

Comúnmente confundido con: Infección por cilios y signo blanco (los organismos característicos de la enfermedad pueden abandonar la colonia y dejar el esqueleto blanco expuesto).

Impacto: Muerte parcial o total de la colonia.



Colpophyllia natans



Orbicella faveolata



Pseudodiploria strigosa

Palidez

Descripción macroscópica: Secciones difusas de pérdida de color con tonos desde pálidos hasta blancos (mostrando el color blanco del esqueleto debajo), debido a la pérdida o reducción del número de algas endosimbióticas (zooxantelas) del tejido coralino.

Color de lesión: Desde más claro que el tono habitual de cada especie hasta blanco, también púrpura en *Siderastrea siderea*.

Patrón de lesión: Difuso.

Tasa de progresión: Se desconoce.

Borde del margen de lesión: Difuso.

Color del margen de lesión: Sin banda pigmentada distintiva en la interfaz.

Forma del margen de lesión: No aplica.

Posición de la lesión en la colonia: Cualquier zona de la colonia. Generalmente afecta toda o gran parte de la colonia.

Comúnmente confundido con: Mancha blanca, signos blancos.

Impacto: El tejido puede recuperarse completamente, esto depende de la severidad y la duración del signo.



Manchas blancas

Descripción macroscópica: Parches de pérdida de pigmentación del tejido coralino. Manchas de color más claro que el resto del tejido por la disminución del número de algas endosimbiontes.

Color de lesión: Desde más claro que el tono habitual de cada especie hasta blanco por la transparencia del tejido.

Patrón de lesión: Focal, multifocal, difuso

Tasa de progresión: No se conoce la tasa de progresión.

Borde del margen de lesión: Difuso o discreto.

Color del margen de lesión: Sin banda pigmentada distintiva en la interfaz.

Forma del margen de lesión: Anular, irregular.

Posición de la lesión en la colonia: Cualquier zona de la colonia.

Comúnmente confundido con: Palidez, signos blancos.

Impacto: Se desconoce.

Detalle



Detalle



Signo de lunares oscuros

Descripción macroscópica: Tejido de apariencia sana con manchas de color más oscuro que el del resto de la colonia.

Color de lesión: Marrón en especies del género *Colpophyllia*, *Montastrea* y *Pseudodiploria*. Tonos de marrón a púrpura en *Siderastrea siderea*. Tonos de marrón a amarillo pálido en la especie *Orbicella annularis*.

Patrón de lesión: Focal, multifocal, difuso.

Tasa de progresión: Progresión lenta. Las zonas muertas del coral se observan cubiertas por algas, en ocasiones con una ligera depresión.

Borde del margen de lesión: Difuso en la mayoría de especies. Discreto en *Orbicella annularis*.

Color del margen de lesión: En *Orbicella annularis* puede presentarse un color más oscuro que el del resto de la lesión. El resto de especies no presentan un margen de lesión característico.

Forma del margen de lesión: Anular, irregular

Posición de la lesión en la colonia: Se observa en cualquier parte de la colonia.

Comúnmente confundido con: No aplica.

Impacto: Enfermedad crónica, muerte parcial o total de la colonia en escalas temporales amplias.



Signo amarillo

Descripción macroscópica: Lesiones con márgenes de color amarillo pálido, bordeados por tejido sano. Se encontró de forma rara.

Color de lesión: El tejido previamente afectado se oscurece gradualmente antes de la pérdida total de éste.

Patrón de lesión: Focal.

Tasa de progresión: Lenta, el tejido se pierde lentamente hasta dejar una zona muerta colonizada por algas.

Borde del margen de lesión: Difuso.

Color del margen de lesión: Amarillo pálido.

Forma del margen de lesión: Anular, irregular.

Posición de la lesión en la colonia: No se determinó un patrón de posición.

Comúnmente confundido con: Pali-dez.

Impacto: Muerte parcial o total de la colonia.

Montastraea cavernosa

Detalle

Tejido con coloración regular

Tejido con tonalidad irregular

Orbicella faveolata

Detalle

Tejido con coloración regular

Tejido con tonalidad irregular

Anomalías del crecimiento

Descripción macroscópica: Elementos esqueléticos anormalmente dispuestos (coralitos, crestas, valles), que son visiblemente más grandes o más pequeños que los de la zona sana adyacente.

Incluye condiciones denominadas gigantismo, crecimiento acelerado, tumores y desarrollo de pólipos caóticos. Generalmente estas formaciones sobresalen de la superficie de la colonia.

Color de lesión: La pigmentación puede ser igual que la del resto de la colonia o más clara (lo que sugiere la pérdida de zooxantelas).

Patrón de lesión: Focal, multifocal, difuso.

Tasa de progresión: Se desconoce.

Borde del margen de lesión: Sin banda pigmentada distintiva en la interfaz.

Color del margen de lesión: No aplica.

Forma del margen de lesión: Anular, irregular

Posición de la lesión en la colonia: Se observa en cualquier sitio de la colonia.

Comúnmente confundido con: No aplica.

Impacto: No asociado a mortalidad coralina.



