



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA METROPOLITANA

UNIDAD IZTAPALAPA

**INFLUENCIA DE LAS ACTIVIDADES ANTROPOGÉNICAS EN
ECOSISTEMAS COSTEROS CARBONATADOS DE QUINTANA ROO,
MÉXICO.**

TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE

MAESTRO EN BIOLOGÍA

PRESENTA

JUAN CARLOS CRUZ TOLEDO

MÉXICO, D.F. JULIO 2011



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA METROPOLITANA

UNIDAD IZTAPALAPA

**INFLUENCIA DE LAS ACTIVIDADES ANTROPOGÉNICAS EN
ECOSISTEMAS COSTEROS CARBONATADOS DE QUINTANA ROO,
MÉXICO.**

TESIS POR:

JUAN CARLOS CRUZ TOLEDO

COMITÉ TUTORAL

DIRECTORA: DRA. MARÍA DEL ROCÍO TORRES ALVARADO

ASESORES: DRA. LAURA GEORGINA CALVA BENÍTEZ

DR. FRÉDÉRIC THALASSO SIRET

**LA MAESTRÍA EN BIOLOGÍA DE LA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA
METROPOLITANA PERTENECE AL PADRÓN DE CALIDAD DEL CONACYT.**

**SE CONTÓ CON APOYO DE UNA BECA PROPORCIONADA POR EL
CONSEJO NACIONAL DE CIENCIA Y TECNOLOGÍA, CONACYT.**

Nº de registró: 203418

EL JURADO DESIGNADO POR LA
DIVISIÓN DE CIENCIAS BIOLÓGICAS Y DE LA SALUD
DE LA UNIDAD IZTAPALAPA APROBÓ LA TESIS QUE PRESENTÓ.

CRUZ TOLEDO JUAN CARLOS

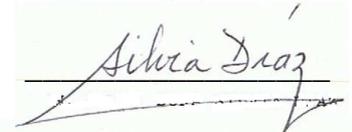
EL DÍA 14 DE JULIO DEL AÑO 2011

JURADO

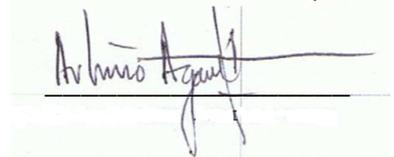
DRA. LAURA GEORGINA CALVA BENÍTEZ **PRESIDENTA**



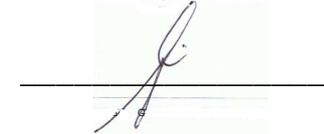
M. EN C. DORA SILVIA DÍAZ RUÍZ **SECRETARIA**



M. EN C. ARTURO AGUIRRE LEÓN **VOCAL**



M. EN C. MARÍA GUADALUPE PONCE VÉLEZ **VOCAL**



**CUANDO UN HOMBRE NO HACE NADA EN SU VIDA,
TIENE DEMASIADO TIEMPO PARA PENSAR,
Y EL PENSAR DEMASIADO LO IDIOTIZA.**

BERTOLUCCI

**NO HAY NADA BUENO PARA QUE NO LO POSEAS,
NINGUNA ALTURA QUE NO CONVIERTAS EN REALIDAD
TU PODER ES MAYOR QUE TU PENSAMIENTO,
ES ALGO QUE DEBES SENTIR DENTRO DE TI.**

**NO DEBES TEMER A NADA, TÚ PROPIO SER SABE
QUE TU ERES TU PROPIO SER INFINITO;
POR TANTO FIJA TU MENTE EN LA META MÁS ALTA,
NO EXISTE NADA QUE NO PUEDAS HACER.**

ELLA WHEELER WILCOX

**SABEMOS CUÁNDO NACIMOS,
PERO NO CUANDO VAMOS A MORIR,
SOLO NOS QUEDA DISFRUTAR AL MAXIMO
ESTE CORTO EL TIEMPO DE VIDA.**

DEDICATORIA

DEDICO ESTE TRABAJO A MIS PADRES, A MI TÍA, A MIS HERMANOS Y MIS SOBRINOS, POR SOPORTAR TODAS MIS LOCURAS Y POR ENSEÑARME QUE TODO TIENE SOLUCIÓN, CON TRABAJO Y DEDICACIÓN.

AGRADECIMIENTOS

Expresó mi agradecimiento al comité tutorial formado por la Dra. María del Rocío Torres Alvarado, la Dra. Laura Georgina Calva Benítez y el Dr. Frédéric Thalasso Siret. Por su paciencia, consejos y su tiempo de dedicación en compartir sus conocimientos para la realización de este trabajo. Cuya asesoría fue siempre profesional y objetiva.

A la M. en C. María Guadalupe Ponce Vélez, por la minuciosa revisión y acertados comentarios de la tesis. También agradezco su atención y dedicación proporcionadas durante el tiempo de revisión.

A la M. en C. Dora Silvia Díaz Ruiz, por su tiempo, atención y dedicación en la revisión de la tesis, así como sus atinados comentarios destinados a realizar una comunicación idónea de los resultados.

A la CONANP por permitirnos utilizar las instalaciones de la estación de campo de Xcalak y por el apoyo brindado para la recolección y el procesamiento de las muestras realizadas en campo. Sobre todo por darnos alojamiento, durante la realización de este estudio.

Al Capitán Marcelo y su esposa por el apoyo brindado para la recolección de las muestras.

A los compañeros del Laboratorio de Ecosistemas Costeros por sus comentarios, para la realización de esta tesis. Y sobre todo por hacer que el trabajo fuera más placentero día con día.

A la Hidrobióloga Balbina Angélica Méndez Montaña, por su apoyo en el análisis de las muestras de hidrocarburos.

Y a todos aquellos que me dieron sus opiniones para la realización de mi tesis, mil gracias.

RESUMEN

En el presente estudio se determinó la calidad del agua y la concentración de los hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) en los sedimentos de los ecosistemas arrecifales desde Mahahual a la Ensenada Xahuayxol; así como en la laguna costera Santa Rosa (Quintana Roo, México), en dos temporadas turísticas para proponer un Índice de Calidad de Agua Marina y las medidas de mitigación necesarias que permitan minimizar los niveles de contaminación. Se realizaron cuatro muestreos en la zona: junio (2006) y mayo (2008) (temporada turística baja), en febrero (2007) y julio (2008) (temporada turística alta).

En la columna de agua se evaluó: temperatura, salinidad, pH, oxígeno disuelto, nutrimentos (amonio, nitratos, nitritos y ortofosfatos), la demanda química de oxígeno (DQO), la demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5), detergentes, sólidos totales y la calidad microbiológica. En los sedimentos se analizó su textura, contenido de carbono orgánico (C.O.) y de los HAP.

En la zona arrecifal y la laguna Santa Rosa los valores registrados de temperatura, salinidad, pH, oxígeno y sólidos disueltos se encuentran dentro de lo reportado para estos sistemas. Se determinó la presencia de sustancias activas al azul de metileno (SAAM, detergentes), sin embargo, éstas no representan ningún problema para el desarrollo de la vida acuática, debido a que están por debajo del límite máximo permisible (0.1 mg/L).

En cuanto a los nutrimentos, el amonio sobrepasó el nivel máximo permisible (0.71 $\mu\text{M/L}$) por la Legislación Mexicana (NOM 001). Las cantidades determinadas de amonio y ortofosfatos fueron altas en ambos sistemas: en la zona arrecifal (5.43 $\mu\text{M/L}$ de amonio y 8.99 $\mu\text{M/L}$ de ortofosfatos) y en la laguna Santa Rosa (7.31 $\mu\text{M/L}$ de amonio y 11.41 $\mu\text{M/L}$ de ortofosfatos). Lo anterior puede ocasionar problemas de eutrofización y enfermedades en los corales como la de bandas negra y amarilla, así como también la inviabilidad de las larvas de los corales.

Se estableció la presencia de los tres indicadores microbiológicos tanto en la zona arrecifal tuvo promedios altos de coliformes totales 14149 ufc/100 ml; coliformes

fecales 12641 ufc/100 ml; estreptococos fecales 22 ufc/100 ml, como en la laguna Santa Rosa los niveles fueron altos, coliformes totales 25305 ufc/100 ml; coliformes fecales 26490 ufc/100 ml; estreptococos fecales 37 ufc/100 ml. Lo que puede generar un un gran riesgo para la salud humana, debido a la asociación de estos indicadores con patógenos nocivos. Se propone utilizar las variables de temperatura, pH, salinidad, oxígeno, nutrimentos, indicadores microbiológicos (coliformes totales, coliformes fecales y estreptococos fecales) y SAAM, para la generación de un índice de calidad de agua en ambientes costeros.

La composición granulométrica de los sedimentos en la zona arrecifal fue principalmente arenas, mientras que en la laguna Santa Rosa predominó la mezcla arenosa-arcillosa. El contenido de C.O. fue superior en la laguna Santa Rosa en comparación con la zona arrecifal, debido a la afinidad de este compuesto con las partículas finas.

Se determinó que los HAP de mayor peso molecular fueron abundantes en los sedimentos de la zona de estudio. Se registró una media mayor a los 1000 ngg⁻¹, estableciéndose que los niveles de contaminación por HAP van de moderados a altos. El origen de los HAP, según los índices utilizados, es proveniente de pirólisis. Así mismo la concentración de fluoreno representa un riesgo para estos ecosistemas.

En la zona es necesaria una adecuada regularización de las actividades turísticas, ya que están alterando la calidad del agua (principalmente en la concentración de los nutrimentos y de los indicadores microbiológicos) y generando contaminación por HAP. Lo que puede representar un riesgo importante para la salud humana y un desequilibrio ecológico en los arrecifes de coral.

Palabras claves: calidad de agua marina, hidrocarburos aromáticos policíclicos e indicadores microbiológicos.

ABSTRACT

In the present study, water quality and the concentration of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in sediments of reef ecosystems from Mahahual to Xahuayxol Ensenada, and in the coastal lagoon Santa Rosa, Quintana Roo, Mexico in two tourist season, to propose a Water Quality Index Marine and necessary mitigation measures to minimize pollution levels. Four samples in the area: June (2006) and May (2008) (low season), February (2007) and July (2008) (tourist season).

In water samples were evaluated: temperature, salinity, pH, dissolved oxygen, nutrients (ammonia, nitrates, nitrites and orthophosphates), chemical oxygen demand (COD), biochemical oxygen demand (BOD5), detergents, total solids and microbiological quality. In the sediments were analyzed texture, organic carbon content (OC) and PAHs.

In the reef and lagoon area Santa Rosa recorded values for temperature, salinity, pH, oxygen and dissolved solids are within the range reported for these systems, while the concentrations of the methylene blue active (detergent) not represent any problem for the development of aquatic life, because they are below the maximum permissible limit (0.1 mg/L).

As for nutrients, ammonia exceeded the maximum permissible level (0.71 $\mu\text{M/L}$) by Mexican law (NOM 001). The specific quantities of ammonium and orthophosphates were high in both systems: in the reef zone (5.43 $\mu\text{M/L}$ of ammonia and 8.99 $\mu\text{M/L}$ of orthophosphate) and in Lake Santa Rosa (7.31 $\mu\text{M/L}$ of ammonia and 11.41 $\mu\text{M/L}$ orthophosphate). This can lead to problems of eutrophication and disease in corals such as black and yellow bands, as well as the impracticality of coral larvae.

The microbiological quality: in the reef area had levels of total coliforms (14,149 cfu/100ml), faecal coliform (12,641 cfu/100ml), and faecal streptococci (22 cfu/100ml). In the lagoon Santa Rosa, total coliforms (25,305 cfu/100ml),

faecal coliform (26,490 cfu/100ml), and faecal streptococci (37 cfu/100ml). Assessed levels are high and show that there may be a significant risk to human health due to the association of these indicators with harmful pathogens. Intends to use the parameters: nutrients, microbiological indicators (total coliforms, fecal coliforms and fecal streptococci), SAAM, temperature, pH, salinity and oxygen, to generate an index of water quality in coastal environments.

The grain size of sediments in the reef zone was mainly sand, while in Santa Rosa lagoon dominated over sandy-clay mixture. OC content was higher in Santa Rosa lagoon in the reef zone, due to the affinity of the latter with fine particles. It was determined that higher molecular weight PAHs were abundant in the sediments of the study area. The origin of PAHs, as the indices used is from pyrolysis. Fluorene concentration poses a risk to these ecosystems. Also there was a higher average of 1000 ngg^{-1} , which established moderate to high levels of PAH contamination.

In the area there must be appropriate regulation of tourism activities, as they are altering the water quality (mainly in the concentration of nutrients and microbiological indicators) and generating PAH contamination. What may represent a significant risk to human health and ecological imbalance in the coral reefs?

Keywords: seawater quality, polycyclic aromatic hydrocarbons and microbiological indicators.

ÍNDICE GENERAL

JURADO	5
PENSAMIENTO	6
DEDICATORIA	7
AGRADECIMIENTOS	8
RESUMEN	9
ABSTRACT	11
ÍNDICE DE FIGURAS	14
ÍNDICE DE TABLAS	17
INTRODUCCIÓN	18
MARCO TEÓRICO	20
ANTECEDENTES	26
JUSTIFICACIÓN	28
OBJETIVO GENERAL	31
OBJETIVOS PARTICULARES	31
HIPÓTESIS GENERAL	32
HIPÓTESIS PARTICULARES	32
ÁREA DE ESTUDIO	33
METODOLOGÍA	41
TRABAJO DE CAMPO	41
TRABAJO DE LABORATORIO	42
ANÁLISIS EXPLORATORIO DE DATOS	45
DETERMINACIÓN DE IMPACTOS Y PROPUESTA DEL ÍNDICE DE CALIDAD DE AGUA MARINA	45
RESULTADOS	47
CALIDAD DEL AGUA	47
PROFUNDIDAD	47
TEMPERATURA	48
SALINIDAD	50
PH	53
OXIGENO	55
SÓLIDOS TOTALES	58
NUTRIMENTOS	60
FORMAS NITROGENADAS	60
FORMAS FOSFATADAS	69
CONTAMINANTES ORGÁNICOS	70
DQO Y DBO ₅	70
DETERGENTES: SUSTANCIAS ACTIVAS AL AZUL DE METILENO	73
INDICADORES MICROBIOLÓGICOS	76
PROPUESTA DEL ÍNDICE DE CALIDAD DE AGUA MARINA	82
CARACTERÍSTICAS DE LOS SEDIMENTOS	92
TEXTURA DE LOS SEDIMENTOS	92
CARBONO ORGÁNICO	95
HIDROCARBUROS AROMÁTICOS POLICÍCLICOS (HAP)	99
IMPACTOS DETERMINADOS EN EL ÁREA DE ESTUDIO Y MEDIDAS DE MITIGACIÓN	113
CONCLUSIONES	119
REFERENCIAS	121

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Localización del área de estudio, Mahahual a Ensenada de Xahuayxol y la laguna costera Santa Rosa, Q. Roo, México.	36
Figura 2. Localización de las estaciones de colecta de la zona arrecifal de Mahahual a la Ensenada de Xahuayxol, Q. Roo, México.	37
Figura 3. Localización de las estaciones de colecta en la Laguna Santa Rosa, Q. Roo, México.	38
Figura 4. Llegada de turismo internacional por cruceros y número de personas a Mahahual, Q. Roo, México.	40
Figura 5. Variación espacial de la profundidad en la zona arrecifal y en la laguna Santa Rosa, Q. Roo, México.	47
Figura 6. Variación temporal de la temperatura en la zona arrecifal y en la laguna Santa Rosa, Q. Roo, México.	48
Figura 7. Variación de la temperatura por muestreo en la zona arrecifal y la laguna Santa Rosa, Q. Roo, México. (1) junio 2006, (2) febrero 2007, (3) mayo 2008 y (4) julio 2008.	49
Figura 8. Variación espacial de la temperatura en la zona arrecifal y la laguna Santa Rosa, Q. Roo, México.	49
Figura 9. Variación temporal de la salinidad en la zona arrecifal y en la laguna Santa Rosa, Q. Roo. México.	51
Figura 10. Distribución espacial de la salinidad en la zona arrecifal y en la laguna Santa Rosa, Q. Roo. México.	51
Figura 11. Variación temporal del pH en la zona arrecifal y en la laguna Santa Rosa, Q. Roo. México.	53
Figura 12. Variación espacial del pH en la zona arrecifal y en la laguna Santa Rosa, Q. Roo. México.	54
Figura 13. Variación temporal de oxígeno disuelto la zona arrecifal y en la laguna Santa Rosa, Q. Roo. México.	55
Figura 14. Variación espacial de oxígeno disuelto la zona arrecifal y en la laguna Santa Rosa, Q. Roo. México.	56
Figura 15. Variación temporal de las formas nitrogenadas en la zona arrecifal, Q. Roo. México.	61
Figura 16. Variación temporal de las formas nitrogenadas en la laguna Santa Rosa, Q. Roo. México	62
Figura 17. Variación espacial de amonio, nitritos y nitratos en la zona arrecifal, Q. Roo. México.	63

Figura 18. Variación espacial de amonio, nitritos y nitratos en la Laguna Santa Rosa, Q. Roo. México	64
Figura 19. Variación temporal y espacial de ortofosfatos y fosforo orgánico en la zona arrecifal, Q. Roo, México.	67
Figura 20. Variación temporal y espacial de ortofosfatos y fosforo orgánico en la Laguna Santa Rosa, Q. Roo, México.	68
Figura 21. Variación temporal de la DQO en la zona arrecifal y la Laguna Santa Rosa, Q. Roo. México.	70
Figura 22. Variación espacial de la DQO en la zona arrecifal y la Laguna Santa Rosa, Q. Roo. México.	71
Figura 23. Variación temporal y espacial de DBO ₅ en la zona arrecifal y la Laguna Santa Rosa, Q. Roo. México.	72
Figura 24. Variación espacial de DBO ₅ en la zona arrecifal y la Laguna Santa Rosa, Q. Roo. México.	73
Figura 25. Variación temporal y espacial de SAAM en la Zona Arrecifal y la Laguna Santa Rosa, Q. Roo, México.	75
Figura 26. Variación temporal y espacial de CT, CF y EF en la zona arrecifal, Q. Roo, México.	77
Figura 27. Variación temporal y espacial de CT, CF y EF en la Laguna Santa Rosa, Q. Roo, México.	78
Figura 28. Variación temporal y espacial de la textura de los sedimentos en la zona arrecifal, Q. Roo, México.	93
Figura 29. Variación temporal y espacial de la textura de los sedimentos en la Laguna Santa Rosa, Q. Roo, México.	94
Figura 30. Variación temporal del porcentaje de C.O. en la zona arrecifal, Q. Roo, México.	96
Figura 31. Variación temporal y espacial del porcentaje de C.O. en la Laguna Santa Rosa.	97
Figura 32. Variación temporal y espacial de los HAP totales en la zona arrecifal, Q. Roo, México.	100
Figura 33. La distribución de los 16 HAP: (Nap) Naftaleno, (Ace) Acenaftileno, (Acef) Acefnateno, (Fl) Fluoreno, (Fen) Fenantreno, (Ant) Antraceno, (Flu) Fluoranteno, (Pir) Pireno, (BaA) Benzo[a]antraceno, (Cri) Criseno, (BbF) Benzo[b]fluoranteno, (BaF) Benzo[k]fluoranteno, (BaP) Benzo[a]pireno, (Ind) Indeno[1,2,3-cd]pireno, (BghiP) Benzo[ghi]perileno y (DahA)	102

Dibenz[a,h]antraceno y porcentaje de números de anillos bencénicos, en el sedimento de la zona arrecifal, Q. Roo, México.

Figura 34. Variación temporal y espacial de los HAP totales, en la laguna Santa Rosa, Q. Roo, México. 104

Figura 35. La distribución de los 16 HAP: (Nap) Naftaleno, (Ace) Acenaftileno, (Acef) Acefnateno, (Fl) Fluoreno, (Fen) Fenantreno, (Ant) Antraceno, (Flu) Fluoranteno, (Pir) Pireno, (BaA) Benzo[a]antraceno, (Cri) Criseno, (BbF) Benzo[b]fluoranteno, (BaF) Benzo[k]fluoranteno, (BaP) Benzo[a]pireno, (Ind) Indeno[1,2,3-cd]pireno, (BghiP) Benzo[ghi]perileno y (DahA) Dibenz[a,h]antraceno y porcentaje de números de anillos bencénicos, en el sedimento de la laguna Santa Rosa, Q. Roo, México. 106

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Parámetros del ICA dulceacuícola	23
Tabla 2. Muestreos realizados en la zona de estudio, Q. Roo. México.	41
Tabla 3. Promedios, desviación estándar e intervalos de sólidos en ambos sistemas.	58
Tabla 4. Promedios e intervalos de los indicadores microbiológicos en el área de estudio.	76
Tabla 5. Efectos de los parámetros del Índice de calidad del agua sobre los arrecifes de coral.	83
Tabla 6. Componentes principales identificados	89
Tabla 7. Intervalos de los parámetros del Índice de Calidad del Agua Marina.	90
Tabla 8. Clasificación del "ICA" propuesto por Brown	91
Tabla 9. Concentración total de HAP en ngg^{-1} , en la zona arrecifal y la Laguna Santa Rosa, Q. Roo, México.	103
Tabla 10. Índices de HAP utilizados en este estudio.	108
Tabla 11. Índices de la zona arrecifal y de la laguna Santa Rosa, Q. Roo. México.	109
Tabla 12. Comparación de las concentraciones de HAP (ngg^{-1}) en sedimento de diferentes sitios a nivel mundial.	110
Tabla 13. Impactos antropogénicos en la zona arrecifal y en la laguna Santa Rosa Q. Roo, México.	114
Tabla 14. Impactos naturales en la zona arrecifal y en la laguna Santa Rosa Q. Roo, México.	115

INTRODUCCIÓN

El Caribe mexicano es uno de los ambientes marinos más importantes del sureste de México, su zona costera incluye arrecifes coralinos, lechos de pastos marinos, lagunas costeras y manglares (Arias-González, 1998). Estos ecosistemas costeros tienen un papel básico en los ciclos biogeoquímicos a nivel mundial, ya que son zonas de transición entre el océano, el continente y la atmósfera, así como también en el curso de la materia orgánica y de contaminantes hacia el mar o de su acumulación en los sedimentos (Prahl *et al.*, 1994). Asimismo las lagunas costeras y los arrecifes son ecosistemas con una alta productividad y diversidad.

Los ecosistemas costeros están siendo afectados por las diferentes actividades antropogénicas (turismo, pesca, construcción de hoteles y las prácticas agrícolas incorrectas) (Spalding, 2004), que generan descargas de aguas residuales no tratadas o con un tratamiento mínimo, lo que contribuye al ingreso de nutrientes, microorganismos patógenos y cambios fisicoquímicos en estos ambientes (Souter & Linden, 2000; Libes, 1992). Aunado a lo anterior pueden presentarse aportes de hidrocarburos provenientes de cruceros y embarcaciones. Por tal motivo, es necesario analizar los efectos que tienen las actividades humanas en la estructura y funcionalidad de los ecosistemas marinos (Power *et al.*, 1995).

La principal actividad económica del Estado de Quintana Roo es el turismo (INEGI, 2000) y está teniendo un incremento considerable en la parte sur del

Estado, impactando directamente sobre los ecosistemas costeros (lagunas y arrecifes).

Por lo cual la finalidad de este estudio fue determinar la calidad del agua y la contaminación por hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) en los sedimentos de los ecosistemas arrecifales de Mahahual a la Ensenada Xahuayxol; así como en la laguna costera Santa Rosa, en dos temporadas turísticas (temporada alta y baja), para proponer las medidas de mitigación necesarias que permitan minimizar los niveles de contaminación. De igual manera, se pretende proponer un Índice de Calidad de Agua Marina.

MARCO TEÓRICO

Los arrecifes coralinos representan uno de los ecosistemas más complejos, debido a su gran diversidad. Los corales son animales marinos que presentan un exoesqueleto duro (coral pétreo) o flexible (coral blando). Los pólipos son la parte viva de los corales, los cuales están formados por dos capas de tejidos y entre éstas se encuentra un material gelatinoso. Dentro de los pólipos tienen células calciformes que les permiten extraer el carbonato de calcio del agua de mar y precipitarlo alrededor del pólipo y así formar el exoesqueleto. Los corales se alimentan de animales pequeños que flotan en el agua y que atrapan con sus tentáculos (Ortiz, 2005.).

Su crecimiento óptimo está determinado por diversas variables ambientales (Carricart–Ganivet & Merino, 2001), en temperaturas de 20 a 30°C, se desarrollan con una salinidad de 35 ups y una concentración de oxígeno entre 5 y 6 mg/l; con intensidad de luz máxima, ya que en las paredes de los cuerpos de los pólipos hay algas unicelulares simbióticas (zooxantelas) que requieren de la luz. El ambiente debe tener una sedimentación mínima porque las partículas de sedimento pueden quedar sobre los pólipos, causándoles la muerte al bloquear los canales alimenticios, la energía del oleaje y la concentración de nutrimentos (nitrógeno y fósforo) debe ser mínima, cuando se presenta un aumento en la concentración de estos nutrimentos en el ambiente arrecifal, se favorece el crecimiento de las algas bentónicas y del fitoplancton, generando una competencia por el carbono inorgánico, que da como resultado la disminución de

la calcificación, inhibiendo el crecimiento del arrecife coralino (Carricart–Ganivet & Merino, 2001).

Por las características ambientales que requieren para su desarrollo, los arrecifes coralinos se localizan en aguas tropicales oligotróficas (Lapointe, 1997; Marubini & Davies, 1996; Hallock, 1988; Odum & Odum, 1955). Los de mayor importancia a nivel mundial son la Gran Barrera de Arrecifes de Coral en Australia y el Cinturón de Arrecifes Mesoamericanos donde se localiza en el Mar Caribe, parte del cual abarca la península de Yucatán y Quintana Roo y se destaca por su gran abundancia y distribución de especies (Knowlton *et al.* 1992).

Las lagunas costeras, son cuencas someras inundadas por agua salobre, marina o hipersalina, están separadas del mar por una barrera litoral arenosa, su comunicación con el mar puede ser efímera a través de la boca, usualmente su eje principal es paralelo a la costa. Debido a su origen, morfología, sedimentología y dinámica, son muy variadas y reflejan su diversidad física, geológica, química y biológica, a tal grado que cada laguna constituye un ecosistema especial y único. En general se caracterizan por tener un alto contenido de nutrientes asociados a procesos de eutrofización y debido a la mezcla de aportes marinos y dulceacuícolas, presentan alta turbidez, temperaturas que varían en tiempo y espacio, al igual que la salinidad (0-35 ups); un sedimento básicamente limoso y arcilloso (Lankford, 1977).

Los arrecifes de coral y las lagunas costeras son ecosistemas muy susceptibles al impacto de las actividades antropogénicas y a los aporte de contaminantes que éstas generan (Libes, 1992). La principal ruta de entrada de xenobióticos (compuestos sintetizados por el hombre) del ambiente terrestre a las costas son los aportes dulceacuícolas, ya que actúan como un agente colector de estos compuestos, porque acarrear las descargas urbanas o domésticas, así como también los desechos industriales sin tratar o previamente tratados (Wiiit, 1995). Como resultado de los agentes contaminantes los principales efectos se observan en una zona costera es una disminución en la diversidad biológica y cambios de la calidad del agua, la cual está determinada por las características físicas y químicas que permiten el establecimiento y desarrollo de una biota acuática.

Para expresar la calidad del agua suele emplearse un Índice de Calidad del Agua (ICA). El ICA es un instrumento matemático que simplifica los parámetros fisicoquímicos y biológicos como indicadores de un deterioro en la calidad del agua y es una manera práctica de evaluar la calidad y el nivel de contaminación de los cuerpos acuáticos (Jones *et al.*, 2004). El ICA se utiliza principalmente en el caso de los ecosistemas dulceacuícolas e incluye 18 variables fisicoquímicas y microbiológicas (Tabla 1), cuya cuantificación y ponderación proporciona información del grado de contaminación o alteración del agua (Brown & McClelland *et al.* 1973).

Tabla 1. Parámetros del ICA dulceacuícola.

Oxígeno disuelto	Surfactantes aniónicos
Demanda Bioquímica de Oxígeno	Sólidos suspendidos y disueltos
Demanda Química de Oxígeno	Cloruros
Alcalinidad	Conductividad eléctrica
Coliformes totales y fecales	Color y dureza total
Nitratos y nitritos	Turbiedad
Nitrógeno amoniacal	Temperatura
Fosfatos totales	Grasas y aceites
Fenoles	pH

Aunado a lo anterior, uno de los grandes problemas ecológicos al que se enfrenta la comunidad es la contaminación por hidrocarburos fósiles, los cuales son compuestos orgánicos que contienen hidrógeno y carbono y se clasifican en dos grandes grupos: los de cadena lineal (alifáticos) como los alcanos, alquenos, entre otros. Y los que tiene una estructura compuesta por anillos bencénicos (aromáticos), en este grupo se encuentran los hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) que están formados por dos o más anillos bencénicos (Botello, 2005; Calva, 1997; Boehm, 1981).

El origen de los HAP es muy diverso, se pueden diferenciar los siguientes:

- Hidrocarburos biogénicos: la síntesis de este tipo de hidrocarburos está controlada por rutas metabólicas, lo cual da como resultado mezclas de compuestos de limitada complejidad estructural relacionada directamente con una función biológica específica (Bedair & Al Saad, 1992). Por ejemplo los pastos marinos y las marismas producen alcanos con carbonos típicos del C₃₃ (Botello *et al.* 1993). También se cree que el perileno es producido

de manera biológica a partir de hongos, insectos y organismos marinos y que tienen como posible precursor al 4-9-dihidroxiperileno-3,10-quinona bajo condiciones anaeróbicas en sedimentos subacuáticos, suelos y en nidos de termitas (Thiele & Brunner 2002; Wilcke, 2000).

- Hidrocarburos diagénicos: se refiere a la transformación microbiana o química que ocurre en los sedimentos a partir de las moléculas biogénicas precursoras como terpenos, carotenos y la cual produce a largo plazo combustibles fósiles (Hunt, 1996).
- Hidrocarburos pirolíticos: son los derivados de la combustión incompleta de la materia orgánica y de los combustibles fósiles a temperaturas elevadas (aproximadamente a 800°C) (Suess, 1976).
- Hidrocarburos petrogénicos: son aquellos que provienen del petróleo crudo, carbón, alquitrán y varios productos de refinados (Rodríguez, 2007).

Los HAP pueden ser introducidos al ambiente acuático a través del transporte atmosférico, quema de combustible fósil por embarcaciones y por precipitaciones pluviales (Calva *et al.* 2001; Valerio *et al.* 2000; Bidleman *et al.* 1990). Se encuentran pobremente disueltos en el agua, acumulados en los sedimentos o en la biota de las áreas marinas y estuarino-lagunares y como algunos de estos compuestos son tóxicos, mutagénicos y carcinogénicos (Boonyatumanond *et al.* 2007; Lee & Lee, 2004; Kauss & Hamdy, 1991; Martel *et al.* 1986) ocasionan

diversos efectos letales en los organismos (alteraciones metabólicas, interferencia celular, bloqueo de branquias) o sub-letales (formación de metabolitos tóxicos), esto repercute en cambios estructurales y funcionales de los ecosistemas (Mueller *et al.* 1999). Los HAP están sujetos a diferentes procesos físicos, químicos y biológicos, que afectan su solubilidad y volatilidad, como ejemplo, en la zona fótica de la columna de agua experimentan fotooxidación y en la interface agua-sedimentos, pueden ser degradados por microorganismos (Hartmann *et al.* 2004).

ANTECEDENTES

A la fecha no hay estudios previos sobre la calidad del agua y sobre los niveles de los HAP en los sedimentos en Mahahual, Ensenada Xahuayxol y Laguna Santa Rosa.

Existen reportes de calidad de agua en ambientes carbonatados próximos, como el de Bravo *et al.* (2000) quienes analizaron la composición química de los iones generados por la lluvia ácida en Puerto Morelos. Merino *et al.* (1992) estudiaron la eutrofización en las lagunas de Cancún. Medina *et al.* (2002), realizaron una investigación sobre la concentración de metales pesados en el coral *Montrastrea annularis* en Cancún y Mahahual, en el Caribe Mexicano.

En la Bahía de Chetumal, Noreña–Barroso *et al.* (1998) analizaron la concentración de los HAP y organoclorados en sedimentos, determinando bajas concentraciones de organoclorados, mientras que los niveles de HAP fueron altos en comparación con otras regiones de México, ocasionando que algunos de estos compuestos afecten la estructura de las comunidades bentónicas. Ortiz & Sáenz (1997) en la misma bahía, analizaron la presencia y distribución de detergentes y ortofosfatos, estableciendo que la concentración de detergentes disminuía conforme se alejaban de la costa y que la bahía presentaba condiciones idóneas para la precipitación de los ortofosfatos por sus características cársticas.

Chávez *et al.* (1985), reportaron el comportamiento de la temperatura, salinidad, concentración de oxígeno, nitratos y fosfatos para cinco arrecifes: cuatro del Banco de Campeche (Cayo Arcas, Triángulos Oeste, Cayo Arenas y Arrecife Alacranes) y Banco Chinchorro en el Mar Caribe. En el caso de Banco Chinchorro, se determinó un intervalo estrecho de la temperatura superficial del agua (27.02°C a 29.22°C) y una concentración de oxígeno disuelto de 5.9 ml/l a 6.8 ml/l. La salinidad registrada fue de 36.6 ups a 36.94 ups, en cuanto a la concentración de fosfatos y nitratos en este arrecife fue de 0.025 µg/l y 602.70 µg/l, respectivamente.

Aunado a las investigaciones ambientales, existen algunos estudios ecológicos en la zona litoral y arrecifal de Quintana Roo, como el de Suárez–Morales & Rivera, (1998) que abarcaron aspectos de distribución de zooplancton e hidrodinámica; el trabajo de Cruz-Piñón *et al.* (2003) describe el crecimiento mensual de los corales *Montastraea annularis* y *Montrastrea faveolata*. Por su parte Arias-González, (1998), propuso un modelo general de flujos de energía en el arrecife de Mahahual frente a las zonas de la pendiente coralina.

JUSTIFICACIÓN

Las diversas actividades antropogénicas tienen un gran impacto en los ambientes costeros (arrecifes de coral y lagunas costeras), donde la descarga de aguas residuales sin tratamiento o escasamente tratadas, incorporan contaminantes químicos y microbiológicos, que modifican la calidad del agua y del sedimento.

Los arrecifes coralinos tienen un rol ecológico trascendental, ya que proporcionan hábitat a otros organismos y soportan una gran diversidad biológica, debido al reciclamiento de la materia orgánica disuelta a través de la actividad de mineralización de los microorganismos, ocasionando así una disponibilidad continua de nutrientes para la comunidad arrecifal (Idjadi & Edmunds, 2006).

Las lagunas costeras son un rasgo fisiográfico importante de las costas, donde se desarrollan diferentes actividades promovidas por su productividad, biodiversidad, zonas de reproducción y crianza de organismos acuáticos (Herrera-Silveira, 2006). Debido a la mezcla de agua dulceacuícola y marina, hace que las variaciones de los ciclos de nutrientes sean particularmente complejas, así como los factores que controlan la productividad primaria en la columna de agua al estar determinada por múltiples factores, así como una estrecha y compleja relación entre ellos (Contreras *et al.* 2005), por lo cual los diferentes impactos pueden generar la pérdida de estos lugares.

El Caribe Mexicano es un ecosistema susceptible a los impactos ambientales y antropogénicos, en gran parte debido a sus condiciones oligotróficas (Lapointe, 1997; Richards & Bohnsack, 1990). La degradación y destrucción de los arrecifes no sólo es causada por la contaminación, sino también influye la sedimentación y la entrada de nutrientes (Szmant, 2002), que provienen principalmente de los aportes subterráneos que descargan al mar, modificando la calidad del agua, su productividad, biodiversidad, etc. (Kleypas *et al.* 2001).

La alteración de las zonas costeras por excretas es muy común y afecta a un gran número de personas que utilizan estos lugares para actividades recreativas o cuando consumen peces y mariscos contaminados. La introducción de bacterias patógenas, se ha convertido en un serio problema de salud pública a nivel mundial, debido a las enfermedades que pueden causar (como la shigelosis, la salmonelosis o el cólera) (Munn, 2005; Torres & Calva, 2004).

Aunado a lo anterior en el área de estudio existe una actividad turística importante caracterizada por la afluencia de una gran cantidad de cruceros turísticos como “Royal Caribbean”, “Carnival” y “Princess”, paseos en acuamotos y lanchas. Además de ser una ruta de transporte para llegar a América del Norte, (Rivera–Monroy *et al.* 2004); debido a esto podría presentarse una contaminación por hidrocarburos fósiles.

Por lo expuesto anteriormente, es esencial determinar la influencia que las actividades antropogénicas y su efecto en la calidad del agua, la presencia de

HAP en arrecifes coralinos y las lagunas costeras de la Costa Maya, Quintana Roo. Esto permitirá proponer las medidas de mitigación necesarias en estas zonas y así poder mantener el adecuado funcionamiento de las propiedades de estos ecosistemas costeros (productividad y dinámica de nutrimentos), las que favorecen los servicios ambientales y que permiten hacer uso de éstos (pesquerías, recreación y turismo) (Herrera-Silveira, 2006).

Además este estudio al ser el primero es importante porque representa el “Baseline” para la zona, debido a que proporciona la comunicación idónea sobre diferentes aspectos de calidad de agua y contaminación por HAP en ecosistemas costeros de la Costa Maya, Quintana Roo, México. Y pueden ser utilizados como punto de partida para las siguientes investigaciones.

OBJETIVO GENERAL

Caracterizar los impactos resultantes de las actividades humanas sobre la calidad del agua y los sedimentos de los ecosistemas costeros carbonatados en el Estado de Quintana Roo, México en dos temporadas turísticas diferentes (alta y baja), así como proponer medidas de mitigación.

OBJETIVOS PARTICULARES

1. Determinar la calidad del agua de la zona arrecifal de Mahahual a Ensenada Xahuayxol y la laguna costera Santa Rosa.
2. Proponer las variables ambientales a evaluar en un Índice de Calidad del Agua (ICA) para zonas arrecifales y lagunas costeras carbonatadas.
3. Evaluar la contaminación por HAP en el sedimento de la zona arrecifal de Mahahual a Ensenada Xahuayxol y la laguna costera Santa Rosa.
4. Identificar los impactos generados y las actividades antropogénicas en la zona y proponer medidas de mitigación para minimizar los niveles de contaminación.

HIPÓTESIS GENERAL

La salud de un ecosistema depende de un conjunto de características fisicoquímicas necesarias para que exista un desarrollo adecuado de la biota acuática. Una alteración de dichas condiciones, como resultado de las diferentes actividades antropogénicas, tendrá un impacto en la calidad del agua y en el sedimento del ecosistema que repercute en la biodiversidad.

HIPÓTESIS PARTICULARES

1. Si las actividades antropogénicas incrementan el aporte de aguas residuales durante la temporada turística alta, entonces se determinará un aumento de nutrientes y SAAM en las zonas costeras estudiadas.
2. Si los ambientes costeros estudiados son oligotróficos entonces la concentración de nutrimentos y detergentes tendrá un mayor impacto sobre los ecosistemas.
3. Si como resultado de las actividades antropogénicas se genera materia fecal, en la temporada turística alta los niveles de los indicadores microbiológicos aumentarán.
4. Si en la temporada turística alta hay un incremento en el arribo de cruceros, el tráfico de lanchas y motos acuáticas, entonces en esta época aumentarán los niveles de los hidrocarburos aromáticos policíclicos.

ÁREA DE ESTUDIO

Se trabajaron los ecosistemas arrecifales en la zona litoral de Mahahual a la Ensenada de Xahuayxol, así como la laguna costera Santa Rosa, ubicadas en la Costa Maya al sur del Estado de Quintana Roo (Fig. 1), pertenecientes al municipio de Othón P. Blanco. El clima de acuerdo con García (1987) es de tipo *Aw2x'i*, que significa cálido subhúmedo, con régimen de lluvias en verano e invierno, la temperatura media anual es de aproximadamente 25°C y varía entre los 14°C en invierno y los 36°C en verano, la precipitación media anual es de 1249 mm. La zona litoral presenta sedimentos cársticos, compuestos por rocas calcáreas provenientes de mediados del Plioceno (Bonet, 1967). En el Estado de Quintana Roo no hay ríos superficiales, sino aportes subterráneos que desembocan al mar o las lagunas, esto genera que las influencias del continente hacia los arrecifes sean menores en comparación con otras costas (Merino *et al.* 1990).

Mahahual se localiza entre las coordenadas 18°43'00" y 18°40'51" N; 87°41'00" y 87°43'00" O, tiene aproximadamente 0.7 Km de línea de costa y es una zona con una alta energía hidráulica (Cruz-Piñón *et al.* 2003) (Fig. 2). Está situado a unos 145 km de la Carretera Federal 307 Cancún-Chetumal y su nombre procede de una familia de árboles típicos de la zona. Hasta fines del siglo XX había sido una pequeña villa de pescadores (500 habitantes) poco conocida, a ella únicamente acudían pobladores de las cercanías para aprovechar sus playas y sitios de

recreo sin explotar, desde el año 2004 han iniciado su desarrollo como centro turístico alternativo a Cancún o la Riviera Maya, sobre todo debido al muelle de cruceros, también es un importante destino para la pesca deportiva. Existen varios hoteles y cabañas a lo largo de la costa, incluyendo una instalación militar y algunos comercios (Bastida *et al.* 2000). En esta región hay un tratamiento de las aguas residuales basado principalmente en fosas sépticas, obteniéndose “agua gris” con alto contenido de nutrimentos.

El arrecife coralino está muy cercano a la costa (aproximadamente a 100 m), su laguna arrecifal es somera (1-2 m de profundidad), con lechos de pastos marinos (*Thalassia testudinum* y *Syringodium filiforme*) (Bastida *et al.* 2000). La formación arrecifal incluye especies de coral como *Montrastrea annularis*, *M. faveolata*, *M. cavernosa*, *Diploria strigosa* y *Siderastrea siderea* en orden decreciente de abundancia (Ruiz-Zarate *et al.* 2003). El antearrecife y la cresta arrecifal albergan la mayor diversidad del sitio, mientras que el arrecife frontal está poco desarrollado en comparación con otras aéreas del Caribe (Tunnell *et al.* 1993).

La Ensenada de Xahuayxol se localiza entre los 18°30'15" y 18°30'33.5" N, 87°45'32" y 87°45'52" O, se encuentra bordeada por un arrecife que está formado por seis zonas y presenta una laguna arrecifal con una longitud de 250 a 300 m y una profundidad máxima de 2.3 m, con una pradera de pastos marinos aproximadamente de 100 m de ancho formada por *Thalassia testudinum*, *Syringodium filiforme* y *Halodule wrightii*. *T. testudinum* es el que presenta mayor densidad y tamaño que el resto de los pastos (Ruiz-Zarate *et al.* 2000). El arrecife

está formado por colonias de *Mancina aerolata*, *Acropora palmata*, *Montastrea annulari* y *Porites porites* (Ruiz-Zarate *et al.* 2003). En la zona existen dos especies de gran importancia económica, el *Strombus gigas* (caracol rosado) y *Panulirus argus* (langosta), las diferentes cooperativas de Xcalak y Mahahual, son las que se dedican a la captura del caracol (mayo a noviembre) y la langosta (marzo a junio).

La laguna costera Santa Rosa se encuentra entre las coordenadas 18°24'22.4" y 18°25'14.7" N; 87°46'26.9" y 87°45'29.8" O y forma parte del Parque Nacional Arrecifes de Xcalak (Fig. 3), tiene una comunicación superficial permanente con el mar mediante el Río Huache (López *et al.* 1997), lo que implica una interacción hidrológica activa, con la consecuente importación y exportación de materia orgánica, nutrimentos y sedimentos. El fondo de la laguna se cubre con lechos de *Thalassia testidium* y *Siringodium filiforme* que quedan expuestos durante la baja mar.

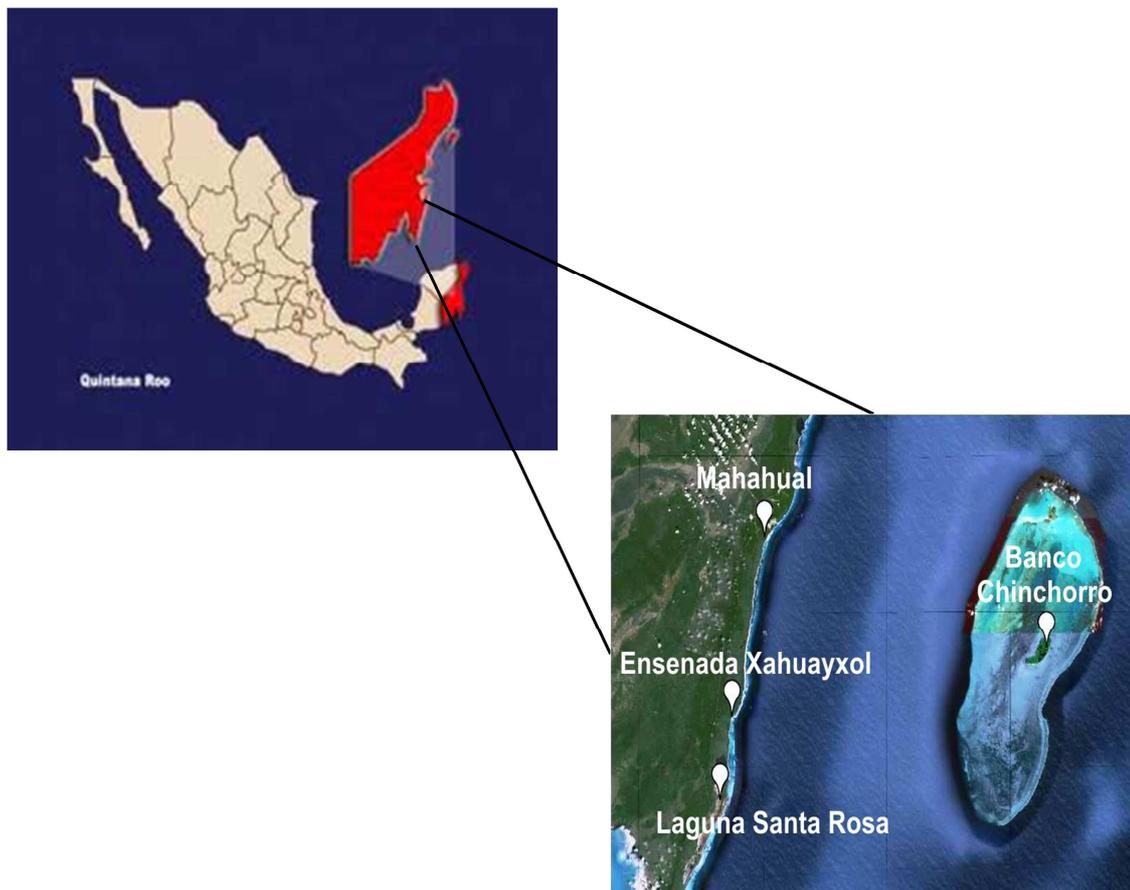
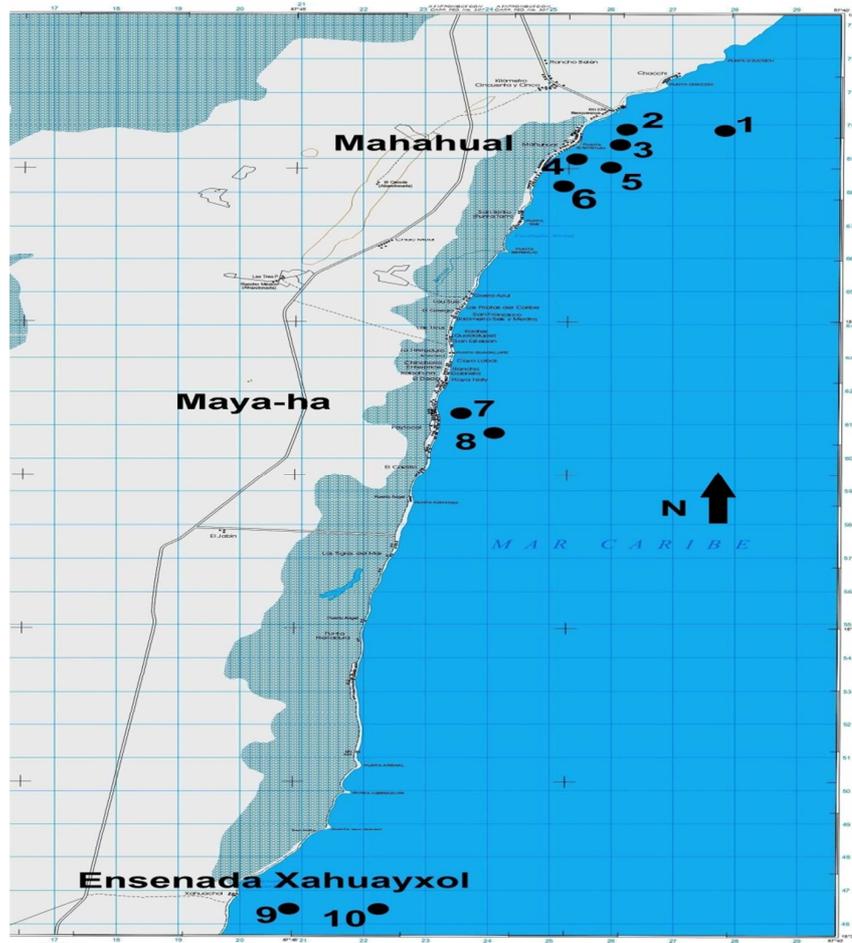


Figura 1. Localización del área de estudio, Mahahual a Ensenada de Xahuayxol y la laguna costera Santa Rosa, Q. Roo, México.



No. Estación	Ubicación	Coordenadas	
		N	O
1	Muelle de Mahahual	18°43'29.4"	87°41'06.5"
2	Playa Mahahual Norte	18°43'09.9"	87°42'14.9"
3	Playa Mahahual Centro	18°42'41.0"	87°42'19.4"
4	Muelle de Atraque de Pescadores	18°42'38"	87°42'32.7"
5	Arrecife Anterior Muelle de Atraque	18°42'35.6"	87°42'30.6"
6	Playa Mahahual Sur	18°42'12.3"	87°42'46.9"
7	Playa Maya-Ha	18°38'26.1"	87°43'39.5"
8	Playa Maya-Ha Centro	18°38'24.6"	87°43'34.7"
9	Playa Ensenada Xahuayxol	18°30'33.5"	87°45'24.5"
10	Playa Ensenada Xahuayxol Centro	18°30'33.52"	87° 45'52"

Figura 2. Localización de las estaciones de colecta de la zona arrecifal de Mahahual a la Ensenada de Xahuayxol, Q. Roo, México.



No. Estación	Ubicación	Coordenadas	
		N	O
11	Laguna Santa Rosa Sur	18°24'1.6"	87°46'36.3"
12	Entronque Dos Brazos	18°24'22.4"	87°46'26.9"
13	Laguna Santa Rosa Centro	18°24'49.6"	87°46'22.5"
14	Laguna Santa Rosa Norte	18°25'17.0"	87°46'21.2"
15	Boca de Laguna Santa Rosa	18°25'14.7"	87°45'29.8"

Figura 3. Localización de las estaciones de colecta en la Laguna Santa Rosa, Q. Roo, México.

En la zona de estudio la principal actividad económica es el turismo, con la mayor cantidad de arribos de crucero turísticos de los meses de noviembre a abril y básicamente de turismo internacional, ya que el nacional es menor y de fin de semana y vacaciones (Fig. 4). Como resultado de lo anterior, a partir del año 2003 se incrementaron las actividades de turismo náutico-recreativas, particularmente el buceo autónomo, siendo los pescadores los que en algunos casos prestan los servicios. Es importante mencionar que durante el presente estudio, del mes de septiembre (2007) a septiembre (2008), no se registraron llegadas de cruceros, debido a que el muelle estaba en reconstrucción, porque el huracán Dean, lo destruyó en agosto (2007).

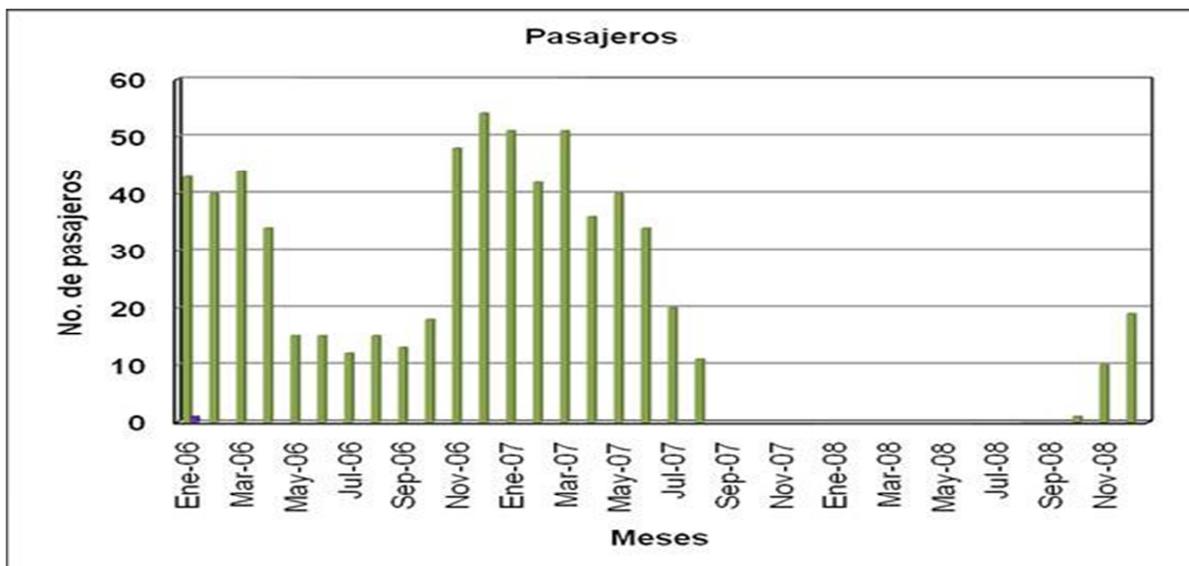
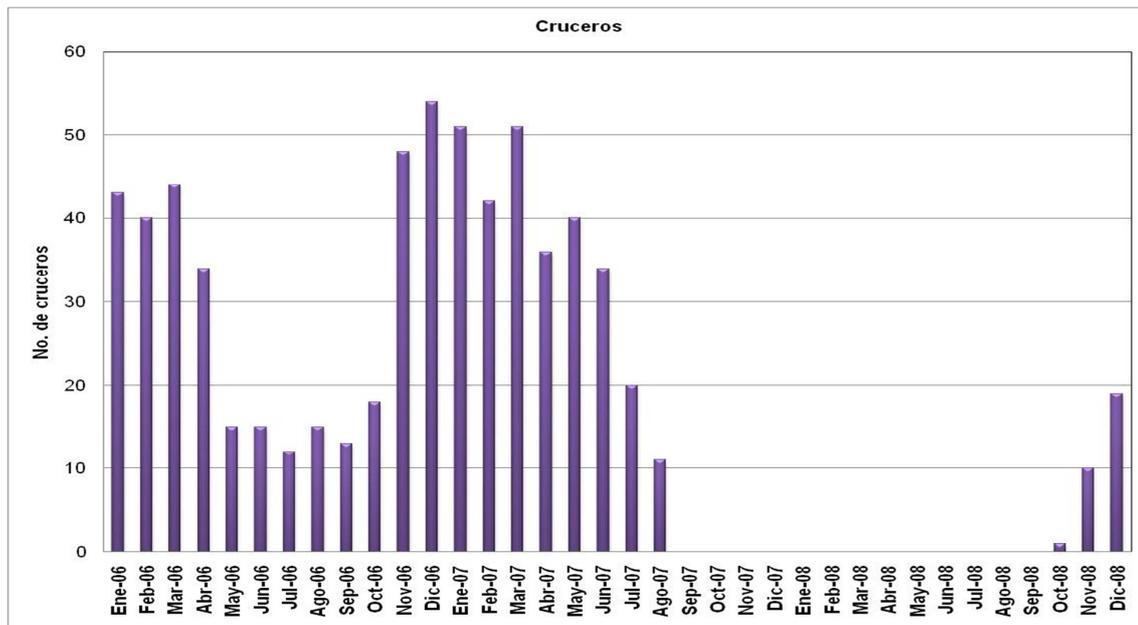


Figura 4. Turismo internacional por cruceros y número de personas a Mahahual, Q. Roo, México (SCT, 2008, 2007).

MÉTODOS

Las colectas se realizaron abarcando las épocas turísticas y las distintas épocas climáticas de la región; entre el 2006 al 2008, como se muestra en la Tabla 2. Para ello se establecieron quince localidades de muestreo: diez ubicadas en el sistema arrecifal desde Mahahual hasta Ensenada Xahuayxol (Fig. 2) y cinco en la laguna Santa Rosa (Fig. 3). Cabe señalar que en julio (2008) fue básicamente turismo nacional debido a que el muelle de crucero de Mahahual se encontraba en reconstrucción.

Muestreo	Temporada turística	Época climática
junio (2006)	Baja	Lluvias
febrero (2007)	Alta	Secas
mayo (2008)	Baja	Secas
julio (2008)	Alta	Lluvias

TRABAJO DE CAMPO

En la columna de agua se evaluaron *in situ* la temperatura con un termómetro de cubeta (-35°C – 50°C), el pH (potenciómetro Conductronic pH120) y el contenido de oxígeno disuelto (con un oxímetro marca Beakman) en la primera campaña. A partir de la segunda salida, se utilizó una sonda multiparamétrica YSI-556MPS Incorporated para las mismas variables.

Se colectaron muestras de agua superficiales con una botella Van Dorn (3L) para el análisis de nutrimentos (amonio, nitratos, nitritos y ortofosfatos), la demanda química de oxígeno (DQO), la demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅),

detergentes, sólidos totales y para la cuantificación de grasas y aceites. Así mismo se colectaron muestras con jeringas estériles de 1 ml para evaluar la calidad microbiológica *in situ*.

Las muestras de sedimento se colectaron con una draga Ekman (3L) para evaluar la textura del sedimento, carbono orgánico y los hidrocarburos aromáticos policíclicos. Las muestras se guardaron en frascos de vidrio, previamente lavados con extran, enjuagados con acetona y hexano, colocados en una estufa a 200°C por 18h. Los cuales se conservaron a baja temperatura ($\approx 4^{\circ}\text{C}$) para ser transportados y realizar posteriormente su análisis en el laboratorio.

TRABAJO DE LABORATORIO

Solo en la primera salida se tomaron muestras para determinar la salinidad con un salinómetro de inducción marca Beckman, a partir de la segunda salida se utilizó una sonda YSI-556MPS Incorporated. La alcalinidad y la concentración de nutrimentos se analizaron siguiendo las técnicas del manual de Strickland y Parsons, (1972): amonio NH_4^{+1} (técnica azul de indofenol), nitratos NO_3^{-1} (técnica de reducción en columnas de cadmio), nitritos NO_2^{-1} (método sulfanilamida) y ortofosfatos PO_4 (método del ácido ascórbico).

Para el análisis de la contaminación del agua se evaluó la DQO, DBO_5 , el contenido de sólidos totales, detergentes y grasas; así como la abundancia de bacterias coliformes totales, coliformes fecales y estreptococos fecales. Se utilizó

el método de reflujó cerrado para la DQO, con sulfato de mercurio para reducir la interferencia de la salinidad y la técnica de incubación de las botellas claras y oscuras en el caso de la DBO₅. Los detergentes se analizaron como surfactantes aniónicos activos al azul de metileno (SAAM) (APHA *et al.* 1989). La extracción de grasas y aceites se efectuó por el método de la EPA, (1999).

Los indicadores microbiológicos se cuantificaron con la técnica de filtración de membrana empleando filtros de membrana Millipore de 0.45 µm de poro y cuadrículados (APHA *et al.* 1989), los cuales se colocaron en cajas de Petri con los medios de cultivo específicos para los grupos bacterianos: medio Endo para los coliformes totales, medio M-FC para los coliformes fecales y K-FC para los estreptococos fecales. Para los coliformes totales y estreptococos fecales la temperatura de incubación fue de 35°C y para los coliformes fecales de 44°C, durante un tiempo de 24 horas. Al término de la incubación se contaron las unidades formadoras de colonias (ufc). Los métodos mencionados se encuentran reunidos en el APHA *et al.* (1989). Cabe mencionar que la cuantificación de los estreptococos fecales se llevó a cabo a partir del segundo muestreo.

En los sedimentos se efectuó el análisis granulométrico para determinar el porcentaje de arena, limos y arcillas, separando la fracción gruesa de la porción fina mediante un tamizado húmedo, esta última se realizó con el análisis de pipeteo (Folk, 1974). Para la determinación de carbono orgánico (C.O.) se utilizó el método de Gaudette *et al.* (1974), utilizando 0.5 g de sedimento seco (previamente tamizado en malla de 0.25 mm).

Para la extracción y purificación de los HAP se utilizó el método propuesto por la UNEP/IOC/IAEA, (1992). Cada 5 muestras fueron acompañadas por un blanco, se pesaron 5 g de sedimento seco por muestra, se realizó una extracción en soxhlet por 8 horas con 250 ml de hexano y diclorometano (50:50), se utilizaron estándares externos Octadeceno (200 µl) y O-terfenil (200 µl), cada seis muestras. Después con cromatografía de adsorción se purificaron y se separaron las fracciones saturadas y aromáticas utilizando como adsorbentes silica y alúmina (desactivadas al 5%) y fibra de vidrio (los cuales se purificaron previamente en una extracción de soxhlet por 4 horas con 250 ml de hexano), en columnas de vidrio de 30 cm de largo y 2 cm de diámetro interno. El procedimiento de elución se llevó a cabo en el siguiente orden: 20 ml de hexano para obtener la fracción que correspondió a los hidrocarburos saturados (F1) y luego 20 ml de hexano-diclorometano (90:10), más 20 ml de hexano-diclorometano (50:50) que contenía a la fracción de hidrocarburos aromáticos (F2). Cada una de las fracciones se rotoevaporó hasta concentrar la muestra a 2 ml, colocándolas en viales y llevándolas a sequedad.

Para la cuantificación de los hidrocarburos aromáticos policíclicos, se utilizó un cromatógrafo de gases Agilent 6890 *Plus*, equipado con un detector de ionización de flama y una columna capilar de sílice fundido HP-5MS (30 m x 0.25 mm D.I. x 0.52 µm de grosor), y se usó helio como gas acarreador. Las muestras se inyectaron en el modo de splitless a 325°C. El programa de temperatura utilizado fue el siguiente: temperatura inicial del horno de 80°C durante 1 min, calentando a

160°C aumentando 25°C min⁻¹ a continuación, a 300°C a 3°C min⁻¹ y por último a 325°C incrementándose 25°C min⁻¹ mantenida por 1 minuto. La temperatura del detector de flama fue de 325°C.

ANÁLISIS EXPLORATORIO DE LOS DATOS

Se analizó la variabilidad temporal de los factores físico-químicos y microbiológicos entre los meses de muestreo para identificar diferencias entre ellos, mediante métodos gráficos como los diagramas de caja y bigote. Para verificar la significancia de tales diferencias, se efectuaron comparaciones de los valores centrales (media y mediana) dependiendo si hubo o no *homoscedasticidad*, en el caso de varianzas desiguales se aplicó el método no paramétrico de Kruskal-Wallis, si las varianzas eran semejantes se utilizó el análisis de varianza de una vía, ocupando como factor el tiempo (mes de muestreo), el análisis de correlación múltiple y simple, esto para saber si existe alguna relación entre los parámetros evaluados (Zar, 1997).

DETERMINACIÓN DE IMPACTOS Y PROPUESTA DEL ÍNDICE DE CALIDAD DE AGUA (ICA) MARINA.

Debido a que no existe un ICA para ecosistemas costeros, se realizó una revisión de la información existente sobre cada uno de los posibles parámetros a considerar, la importancia de cada uno, así como también un valor o intervalo de ponderación.

Los valores obtenidos se utilizaron para la identificación de la importancia de los parámetros fisicoquímicos y biológicos mediante la técnica Group Average (Unweighted Pair-Group), ya que es un método que presenta la mayor relación cofenética y conserva las relaciones espaciales y es bastante independiente de los tamaños de los grupos; en este caso los datos fueron estandarizados. Para obtener las variables más importantes a considerar en el ICA, se empleó un estudio de ordenación como son los componentes principales (ACP). En cuanto a lo reportado se ocuparon como guía para identificar los intervalos de las mismas.

Con la finalidad de determinar el impacto de las actividades antropogénicas en la zona costera, se revisó bibliográficamente los efectos que ocasionan los cambios en las condiciones fisicoquímicas del agua y del sedimento en los arrecifes coralinos y en las lagunas costeras tropicales. Con base en los diferentes impactos determinados, se propusieron las medidas de mitigación correspondientes para minimizar la contaminación.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

CALIDAD DEL AGUA

PROFUNDIDAD

La profundidad en la zona arrecifal presentó una variación de 0.80 a 4.40m, cabe mencionar que en el Muelle de Mahahual (E1) se registró la profundidad máxima de 12m, debido que en está es donde atracan los cruceros turísticos que arriban a Mahahual (Fig. 5). En la laguna Santa Rosa fue de 0.48 a 2.85m, observando un incremento en la profundidad conforme nos acercábamos a la boca de la laguna. Cabe mencionar que en la mayoría de las estaciones el disco de secchi dio lecturas igual a la profundidad, lo que indica que la transparencia de la columna de agua era total (Fig. 5).

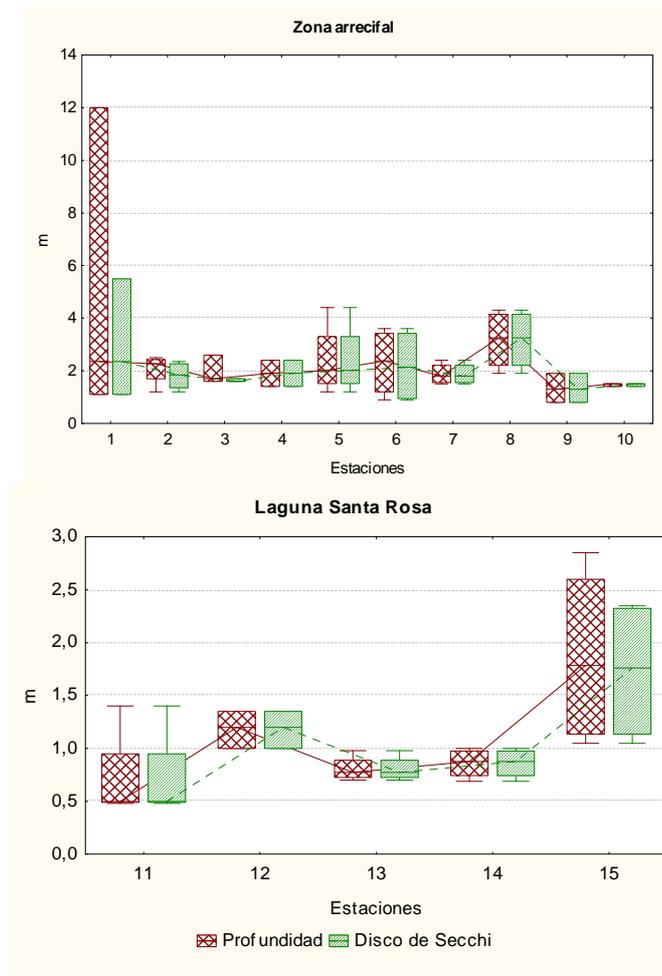


Figura 5. Variación espacial de la profundidad en la zona arrecifal y en la laguna Santa Rosa, Q. Roo, México.

TEMPERATURA

La temperatura promedio de la zona arrecifal en la temporada turística baja y alta fue de 29.62°C y 29.16°C, respectivamente. En el caso de la laguna costera Santa Rosa fue de 29.72°C en la temporada baja y de 29.06°C en la alta; sin embargo, el análisis de varianza Kruskal-Wallis no mostró diferencias significativas ($p>0.05$) entre las temporadas turísticas (Fig. 6).

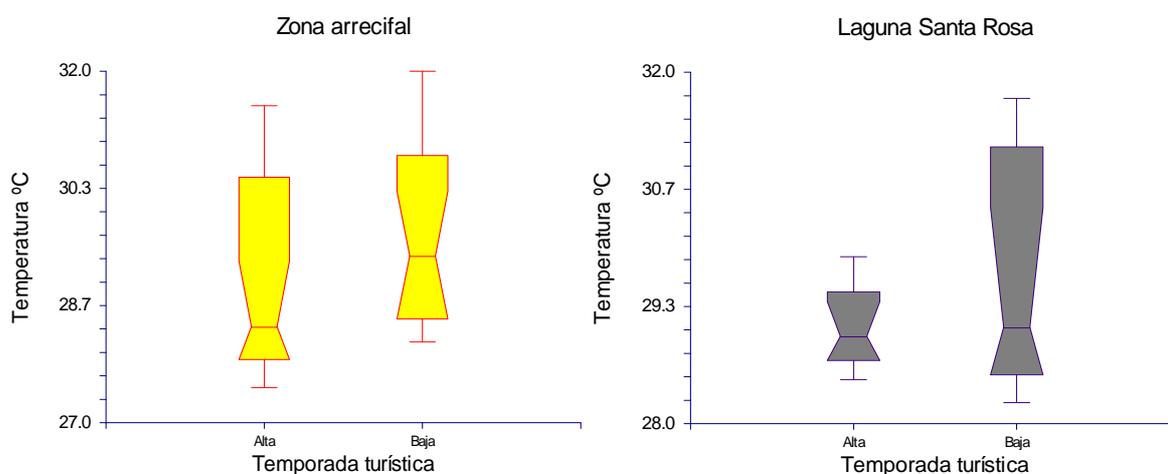


Figura 6. Variación temporal de la temperatura en la zona arrecifal y en la laguna Santa Rosa, Q. Roo, México.

En ambos ecosistemas se registró un descenso en la temperatura en la zona arrecifal en el mes de febrero 2007 (temporada alta) (Fig. 7) debido a la “presencia de nortes”, que se caracterizan por tormentas y fuertes vientos provenientes del norte de Estados Unidos y Canadá de noviembre a febrero (Herrera-Silveira, 1994), lo anterior también fue reportado por Winter *et al.* (1998).

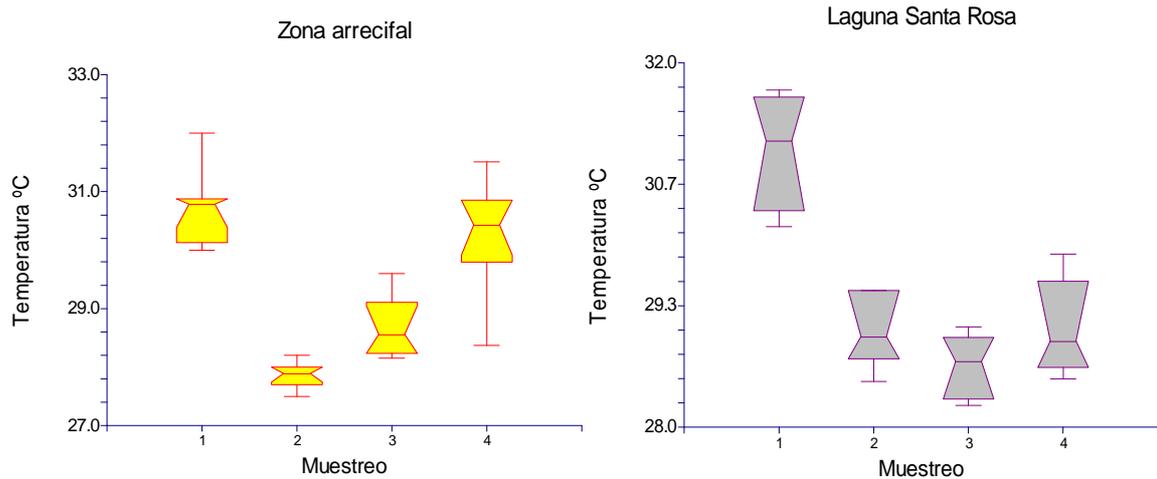


Figura 7. Variación de la temperatura por muestreo en la zona arrecifal y la laguna Santa Rosa, Q. Roo, México. (1) junio 2006, (2) febrero 2007, (3) mayo 2008 y (4) julio 2008.

La zona arrecifal presentó una mayor variación espacial de la temperatura (27.5°C a 32°C), en comparación con la laguna Santa Rosa (28.24°C a 31.7°C), por tratarse de un ambiente de mayor profundidad y con un intercambio constante con el mar abierto. En ambos sistemas el análisis de varianza Kruskal-Wallis no mostró diferencias significativas ($p > 0.05$) entre las estaciones (Fig. 8).

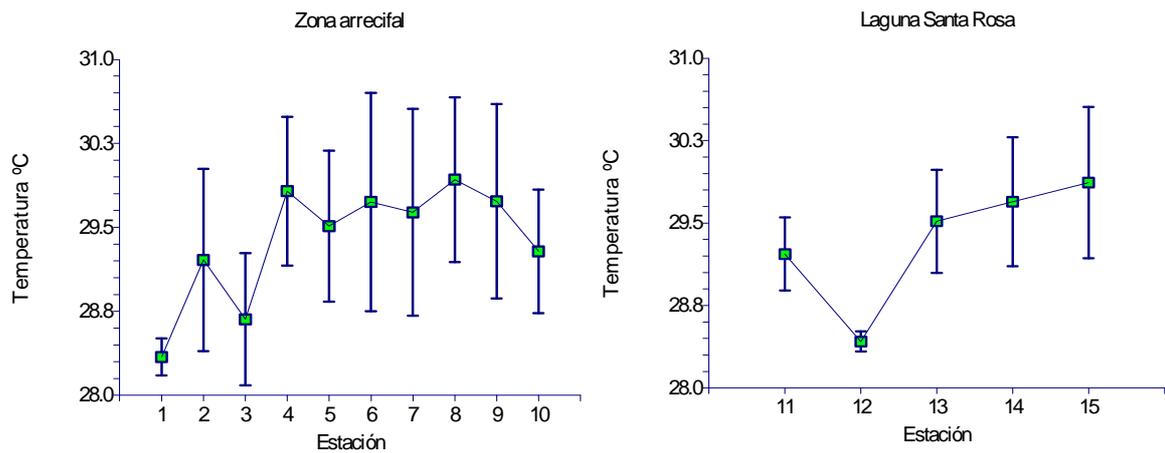


Figura 8. Variación espacial de la temperatura en la zona arrecifal y la laguna Santa Rosa, Q. Roo, México.

Las temperaturas obtenidas para ambos ecosistemas corresponden a lo reportado para ambientes marinos ubicados en latitudes tropicales (Millero, 1996).

SALINIDAD

La salinidad promedio en la zona arrecifal fue de 34.54 ups en la temporada baja y de 33.20 ups en la alta. En la laguna Santa Rosa se registró en la temporada baja una salinidad de 34.13 ups y en la temporada alta de 28.38 ups. Únicamente en la Laguna Santa Rosa, se determinaron diferencias significativas ($p < 0.05$) entre las temporadas (Fig. 9).

Las salinidades más altas se presentaron en la temporada turística baja, correspondiente a los meses de secas (mayo-junio) asociados a una mayor insolación y por lo tanto a un incremento en la evaporación que se traduce en una salinidad superior. Por el contrario en los meses asociados a la presencia de lluvias (febrero-julio) la salinidad disminuyó por la entrada de agua dulce. El análisis de correlación de Spearman, mostró una relación significativa e inversamente proporcional ($r = -0.61$ y $p < 0.05$) entre la temperatura y la salinidad, en la zona arrecifal.

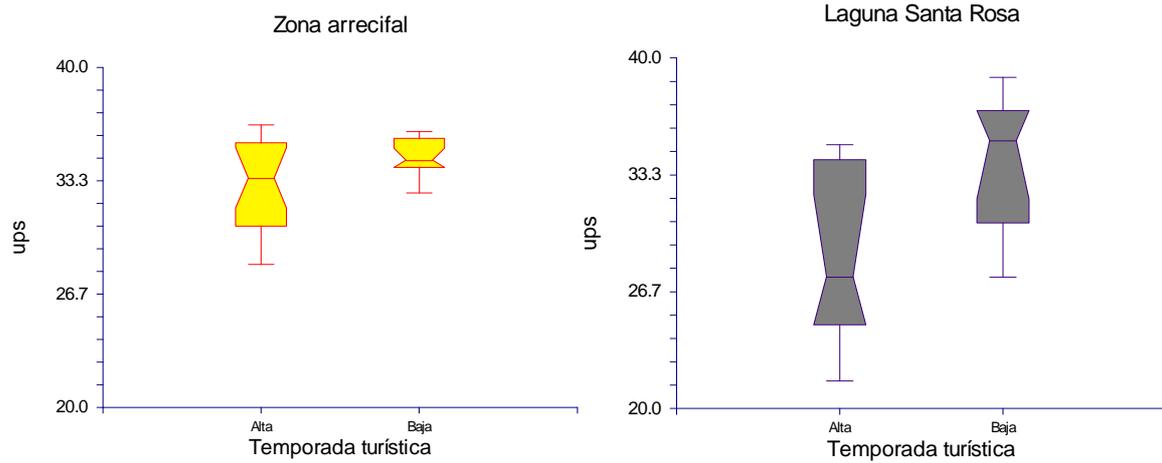


Figura 9. Variación temporal de la salinidad en la zona arrecifal y en la laguna Santa Rosa, Q. Roo. México.

Espacialmente hubo una mayor variación en la salinidad en la laguna en comparación con la zona arrecifal, registrándose un intervalo de 21.57 a 38.89 ups y 28.42 a 36.61 ups, respectivamente (Fig. 10). El análisis de varianza de Kruskal-Wallis no mostró diferencias espaciales significativas ($p > 0.05$).

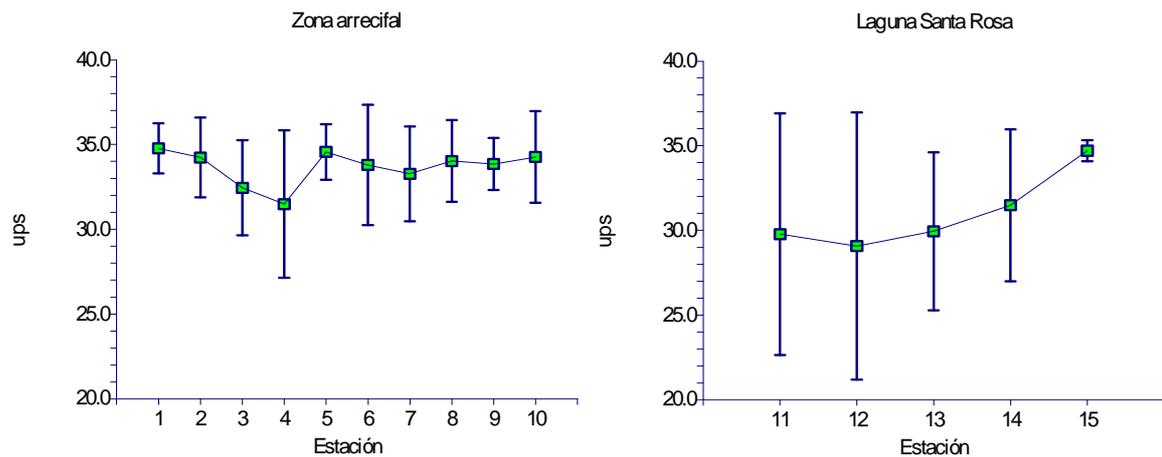


Figura 10. Distribución espacial de la salinidad en la zona arrecifal y en la laguna Santa Rosa, Q. Roo. México.

Las salinidades determinadas en la zona arrecifal son características de estos ambientes, ya que se debe a un constante intercambio con el medio oceánico, generando una importante y continua renovación de sus aguas (Merino y Otero, 1991).

La laguna Santa Rosa presentó la menor salinidad en la parte sur y la mayor en la boca, esto indicó que en las estaciones laguna Santa Rosa sur (11) y Entronque Dos Brazos (12), posiblemente existen aportes dulceacuícolas subterráneos, ya que la entrada de agua dulce es el principal factor que controla la salinidad en las lagunas costeras (Contreras y Warner, 2004). Con base en la salinidad, la laguna se puede catalogar como estuarina en la parte central y sur (11-29 ups) y euhalina en la parte norte donde se localiza la boca de comunicación con el mar (30-40 ups).

pH

El pH promedio fue de 8.64 (temporada baja) y 8.34 (temporada alta) en la zona arrecifal. En la laguna Santa Rosa se obtuvo una media de 8.75 en la temporada baja y 8.21 en la alta. Existieron diferencias significativas ($p < 0.05$) entre las temporadas para ambos sistemas (Fig. 11).

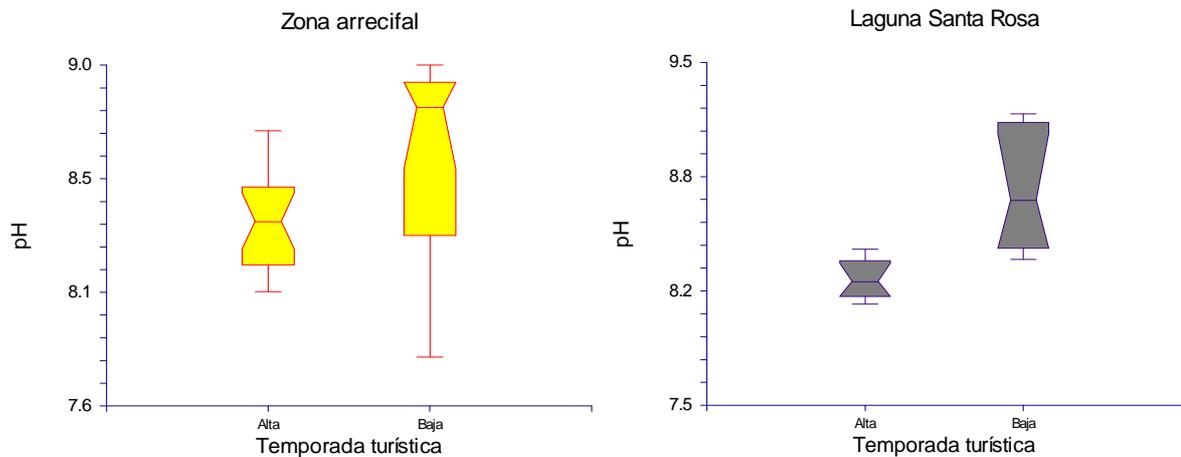


Figura 11. Variación temporal del pH en la zona arrecifal y en la laguna Santa Rosa, Q. Roo. México.

En cuanto a la distribución espacial, el pH en la zona arrecifal presentó un intervalo de de 7.8 a 9.03, mientras que en la laguna Santa Rosa fue de 7.61 a 8.62, incrementándose el pH en dirección a la boca de comunicación con el mar (Fig.12), no se obtuvieron diferencias significativas ($p > 0.05$) entre las estaciones.

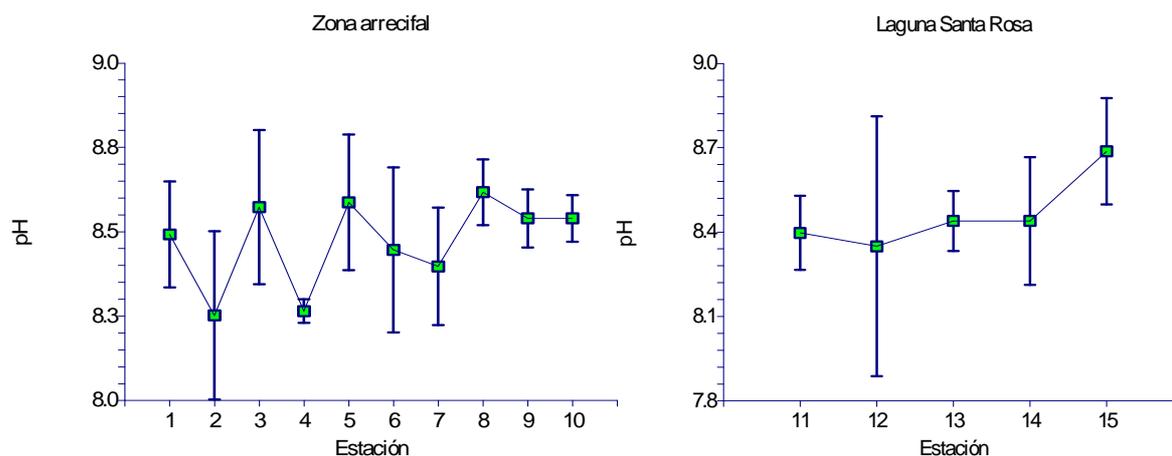


Figura 12. Variación espacial del pH en la zona arrecifal y en la laguna Santa Rosa, Q. Roo. México.

En ambos sistemas, los valores de pH evaluados en el presente estudio fueron superiores a lo reportado para ambientes netamente marinos (7.5–8.4), indicando esto el exceso de carbonatos en la zona y coincidiendo con lo reportado por Caldeira y Wickett, (2003). El pH es un indicador importante en los ecosistemas arrecifales, ya que influye en la secreción de carbonatos por el coral y la formación de su esqueleto calcáreo (Olsen *et al.* 2006). Se ha determinado que el pH se modifica en función de la temperatura, la salinidad, la presión o profundidad y de la actividad metabólica de los organismos marinos (fotosíntesis) (Libes, 1992). Chi *et al.* (2002), reportaron que el efecto del viento y el oleaje, aunado al incremento en la resuspensión de sedimentos que contienen materia orgánica, susceptible de ser degradada, producen dióxido de carbono y disminuyen el pH del agua. La entrada de agua dulce y residual tiene una gran influencia en la salinidad y pH de esta zona, causando el decremento en estos parámetros.

OXÍGENO DISUELTO

En la zona arrecifal el oxígeno disuelto promedio fue de 7.39 mgO₂/l, con un porcentaje de saturación de 117.50 % en la temporada baja, mientras que en la temporada alta fue de 6.32 mgO₂/l y 98.55 %, respectivamente. En la laguna Santa Rosa se determinó en la temporada baja 6.4 mg/l y 101.9 %, mientras que en la alta se cuantificaron 6.74 mg/l y 98.55 % (Fig. 13). El análisis de varianza de Kruskal-Wallis mostró diferencias significativas ($p < 0.05$) en la concentración de oxígeno entre las temporadas. La concentración de oxígeno fue significativamente mayor en el mes de febrero, esto se debió principalmente al efecto de la temperatura y la salinidad, ya que la solubilidad del gas aumenta con la disminución de la temperatura y la salinidad, y viceversa (Millero, 1996).

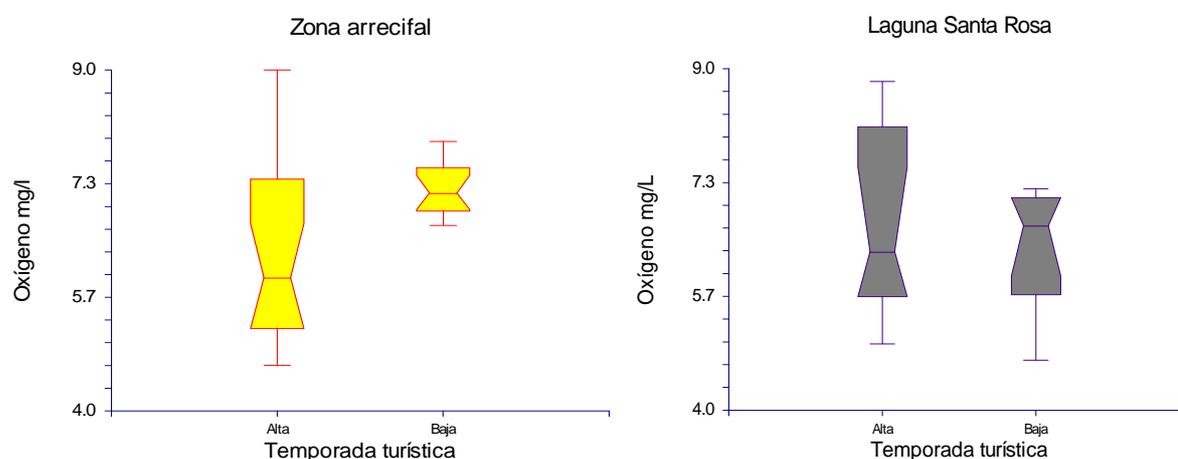


Figura 13. Variación temporal de oxígeno disuelto la zona arrecifal y en la laguna Santa Rosa, Q. Roo. México.

Especialmente en la zona arrecifal se registró una concentración de 4.67 a 9 mgO₂/l y un porcentaje de saturación entre 85.5 a 141.57 %. En la laguna Santa

Rosa el intervalo fue 4.73 a 8.81 mgO₂/l y 68.5 a 137.75 % de saturación (Fig. 14). El análisis de varianza de Kruskal-Wallis no mostró diferencias espaciales significativas (p<0.05) en la concentración de oxígeno.

En términos generales los valores más altos de oxígeno disuelto se registraron en zonas asociadas a la presencia de lechos de pastos marinos (*Thalassia sp*, *Syringodium sp* y *Halodule sp*), debido a que estos son productores primarios, y por medio de la fotosíntesis producen oxígeno y fijan carbono. La presencia de vegetación sumergida se registró en la zona arrecifal en el Muelle de atraque de pescadores (E 4) y en la playa Maya-ha (E 7); mientras que en la laguna Santa Rosa se obtuvo en la en la boca (E 15) las mayores concentraciones de oxígeno disuelto. El oleaje también fue un factor relacionado con la sobresaturación porque induce un proceso de aireación de la columna de agua, por lo anterior se determinó la importancia del oleaje en la concentración de oxígeno. La fotosíntesis y el oleaje son las principales fuentes de oxígeno para las aguas superficiales (Libes, 1992).

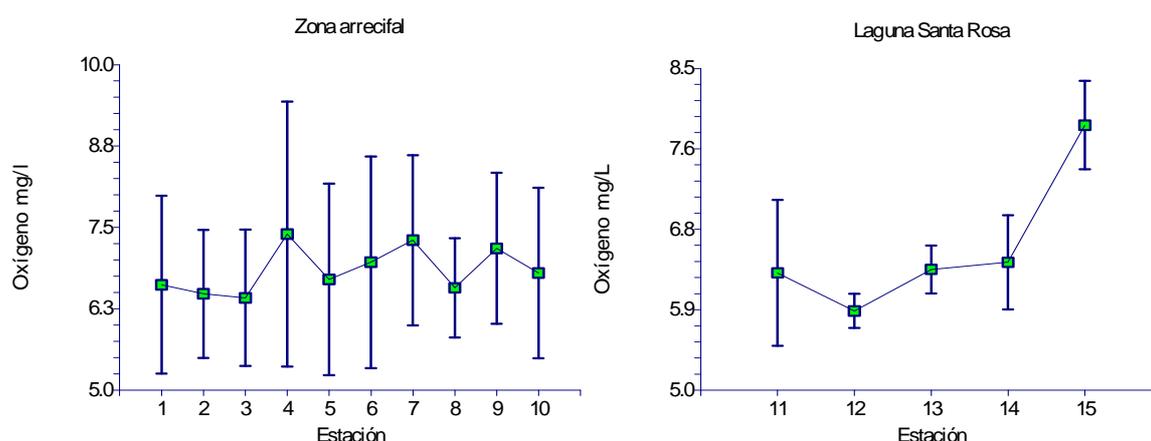


Figura 14. Variación espacial de oxígeno disuelto la zona arrecifal y en la laguna Santa Rosa, Q. Roo. México.

Los valores de oxígeno cuantificados indican una buena calidad de agua ya que están por arriba del límite mínimo permisible para ambientes estuarinos y litorales (5.0 mg/L), establecidos para la protección de la vida acuática (NOM 059). El porcentaje de saturación de oxígeno mostro que los sistemas están bien oxigenados, ya que el porcentaje de saturación de oxígeno se encuentra en un nivel medio de 111.47 %, lo que indica una sobresaturación del gas en los sistemas y que la producción de oxígeno (a partir de la fotosíntesis) predomina sobre el consumo del mismo, es decir la respiración de los organismos fotosintéticos en la noche o por la descomposición bacteriana de la materia orgánica (Chi *et al.* 2002).

SÓLIDOS TOTALES

En la Tabla 3, se presentan el promedio, la desviación estándar y los intervalos de los sólidos determinados en ambos sistemas. En términos generales la cantidad de sólidos totales, sólidos totales fijos y los sólidos volátiles fijos, fue mayor en la temporada turística baja (secas) para ambos sistemas. Aunque el análisis de varianza de Kruskall-Wallis solo reveló diferencias significativas ($p < 0.05$) en la concentración de los sólidos totales y sólidos totales fijos para la zona arrecifal.

Tabla 3. Promedios, desviación estándar e intervalos de sólidos en ambos sistemas.					
		Temporadas turísticas alta		Temporada turística baja	
		Zona arrecifal	Laguna Sta. Rosa	Zona arrecifal	Laguna Sta. Rosa
Sólidos totales (mg/L)	Prom.	30.8	35.8	37.1	37.06
	D.E.	4.88	8.3	8.76	9.9
	Inter.	20-37.8	27.6-50.9	19.4-58.1	18.1-47.4
Sólidos totales fijos (mg/L)	Prom.	27.2	27.8	31.2	31.08
	D.E.	5	2.9	4.6	8
	Inter.	13.4-34.2	23.8-32.2	18.8-36.4	15.2-40.6
Sólidos volátiles fijos (mg/L)	Prom.	3.6	8.1	5.9	6
	D.E.	3.3	7.5	6.4	3.5
	Inter.	0.5-14.2	1-24	0.6-23.5	1.2-2.8

Prom.= promedio, D.E.= desviación estándar e Inter.= Intervalo

En la laguna costera Santa Rosa se registró un incremento en la variación de estos parámetros. Aunque el análisis de varianza de Kruskall-Wallis no presento diferencias significativas ($p > 0.05$), para ninguno de los sistemas.

Para los dos sistemas la mayor proporción de la concentración de sólidos totales, correspondió a la fracción fija, relacionándose básicamente con las sales disueltas; ya que los valores obtenidos fueron muy cercanos a la salinidad de los sistemas. Se determinaron las menores concentraciones en los sólidos volátiles

fijos, lo que indicó que la materia orgánica existente en la columna de agua fue mínima. Los niveles registrados de los sólidos no influyeron en la disminución de la zona fótica, ya que abarcó toda la columna de agua, pero un incremento en la carga de éstos podría ocasionar turbidez y una disminución de la transparencia de la columna de agua afectaría el desarrollo de los arrecifes coralinos, ya que éstos prosperan en aguas claras.

NUTRIMENTOS

FORMAS NITROGENADAS

La forma nitrogenada más abundante registrada en este estudio fue el amonio, evaluándose su mayor concentración en la temporada turística baja, tanto en la zona arrecifal como en la laguna Santa Rosa (Figs. 15-16). La siguiente forma fueron los nitratos, con su máximo nivel en la temporada turística alta para ambos sistemas. En cuanto los nitritos fue la forma que presentó la menor cantidad, determinándose la concentración máxima en la temporada baja, para la zona arrecifal y la laguna Santa Rosa (Figs. 15-16).

El análisis de varianza Kruskal-Wallis, mostró diferencias significativas ($p < 0.05$) de amonio entre las temporadas en la zona arrecifal (Fig.15), mientras que en la laguna Santa Rosa, las diferencias fueron tanto en amonio como en nitritos (Fig. 16).

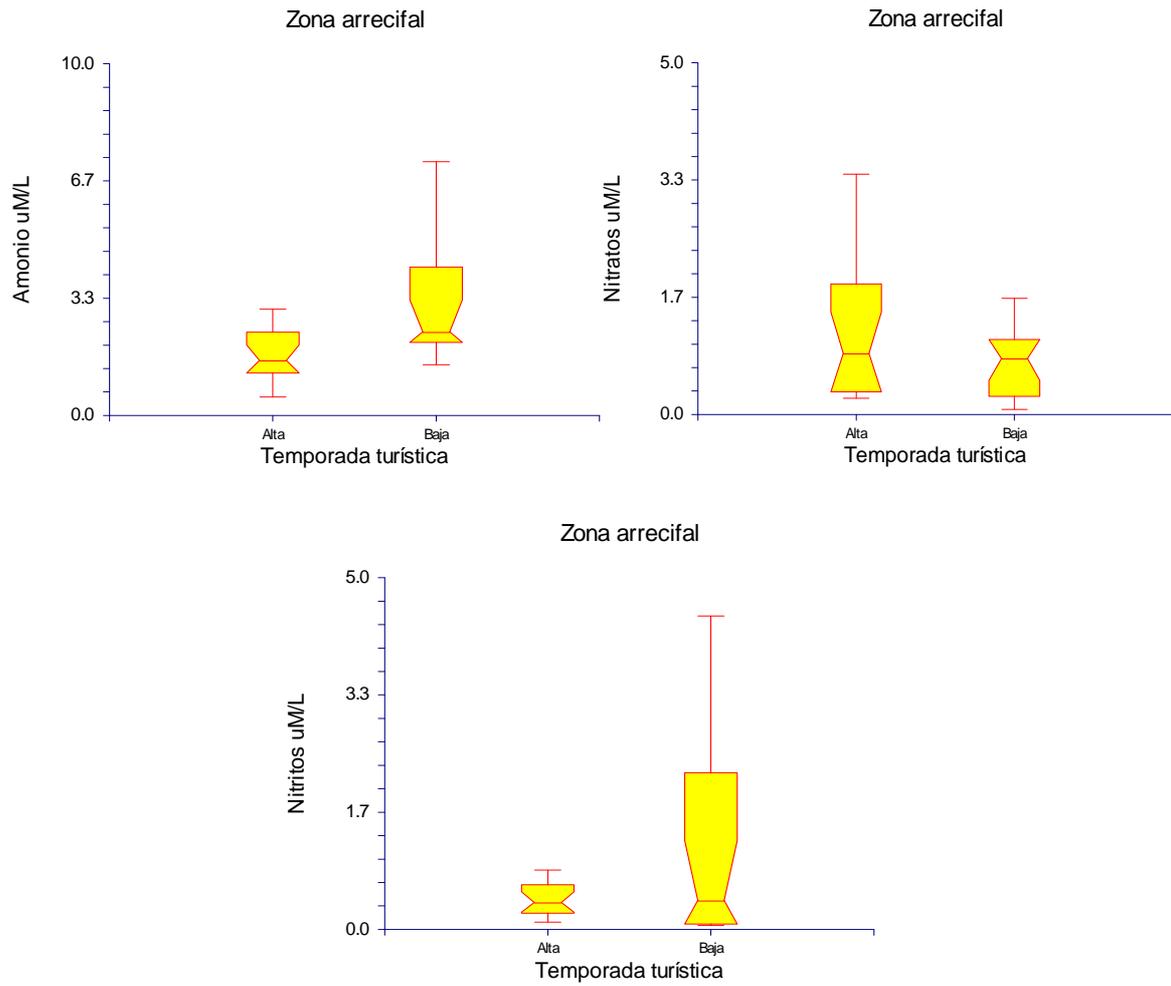


Figura 15. Variación temporal de las formas nitrogenadas en la zona arrecifal, Q. Roo.

México.

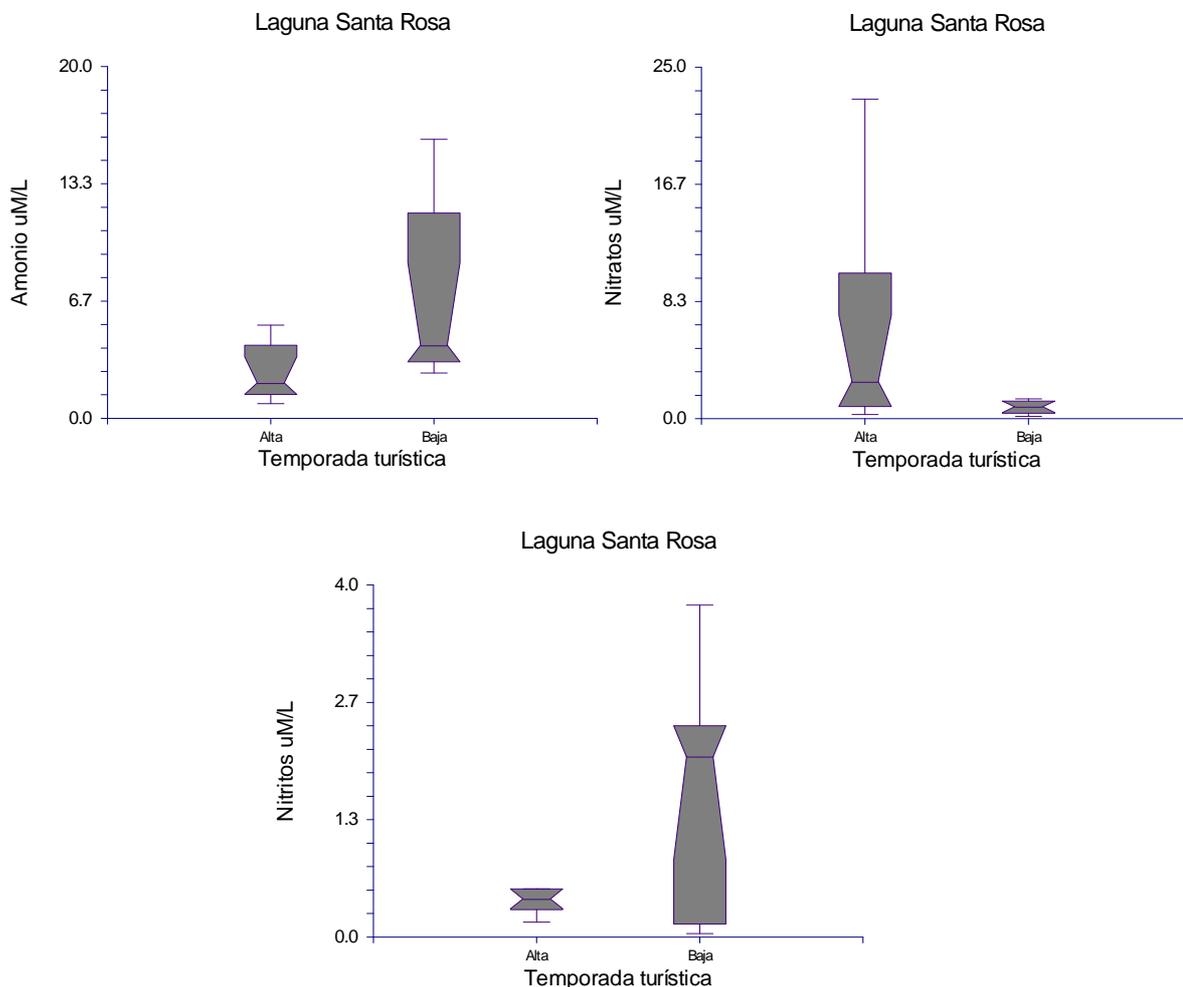


Figura 16. Variación temporal de las formas nitrogenadas en la laguna Santa Rosa, Q.

Roo. México.

A nivel espacial la concentración de amonio promedio en la zona arrecifal fue 1.92 $\mu\text{M/L}$, con un intervalo de 0.53–3.35 $\mu\text{M/L}$, de nitritos se obtuvo un promedio de 0.35 $\mu\text{M/L}$, y una variación de 0.05-1.03 $\mu\text{M/L}$; el promedio de nitratos fue 0.91 $\mu\text{M/L}$ con un intervalo de 0.07-2.54 $\mu\text{M/L}$ (Fig. 17).

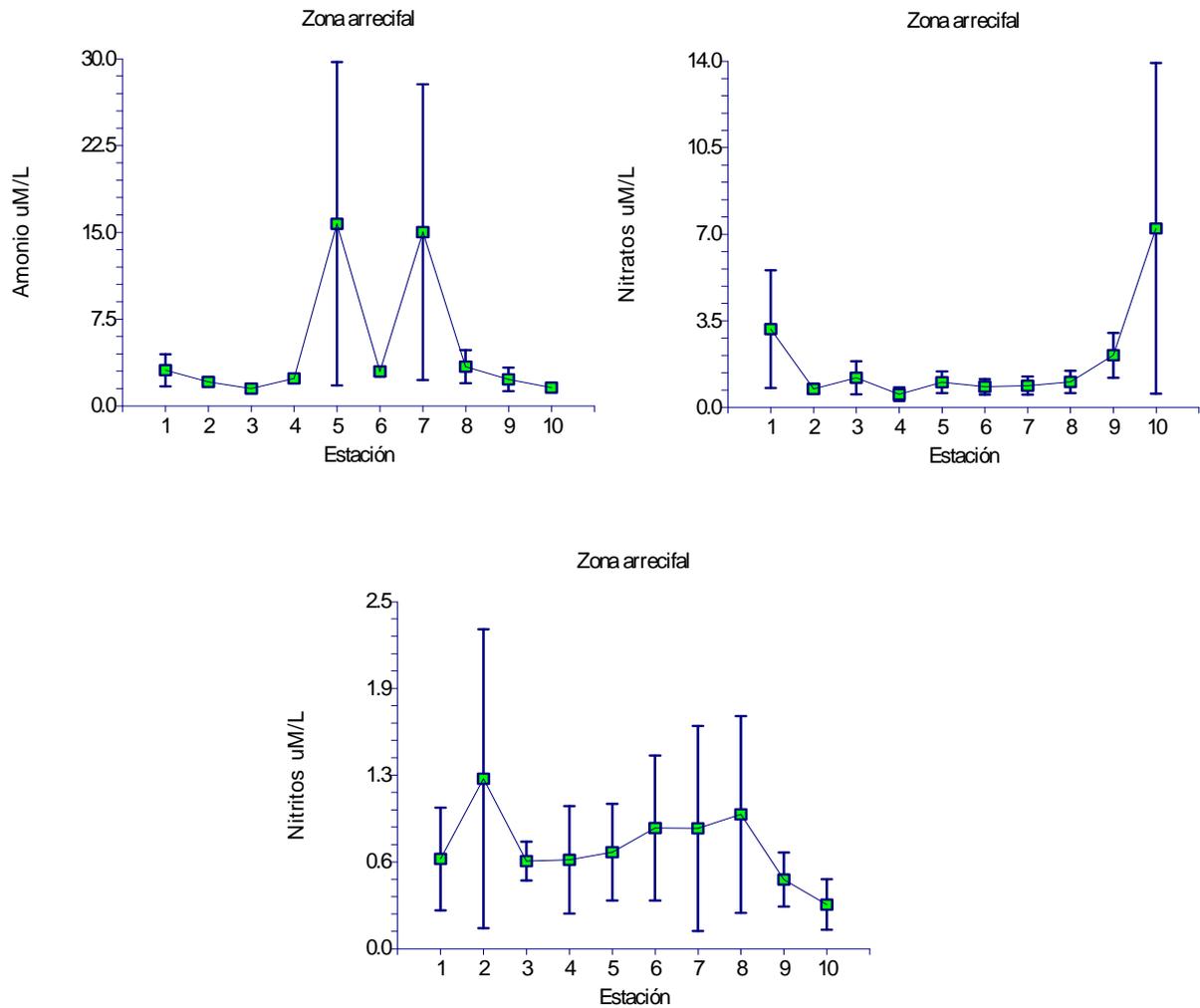


Figura 17. Variaci3n espacial de las formas nitrogenadas en la zona arrecifal, Q. Roo. Mэxico.

En la laguna Santa Rosa el promedio de amonio fue 7.31 $\mu\text{M/L}$ con una variaci3n de 0.83-15.87 $\mu\text{M/L}$, nitritos de 0.93 $\mu\text{M/L}$, con un intervalo de 0.03-3.76 $\mu\text{M/L}$ y un promedio de nitratos de 3.80 $\mu\text{M/L}$ con una variaci3n de 0.14-22.72 $\mu\text{M/L}$ (Fig. 18). En el interior de la laguna se registraron las mayores concentraciones de las formas nitrogenadas y la menor en la boca del sistema. En ambos sistemas

los nitritos presentaron la menor concentración debido a que éstos son un compuesto intermediario relativamente fugaz entre el amonio y el nitrato en el medio marino (Capone, 2000; Millero, 1996).

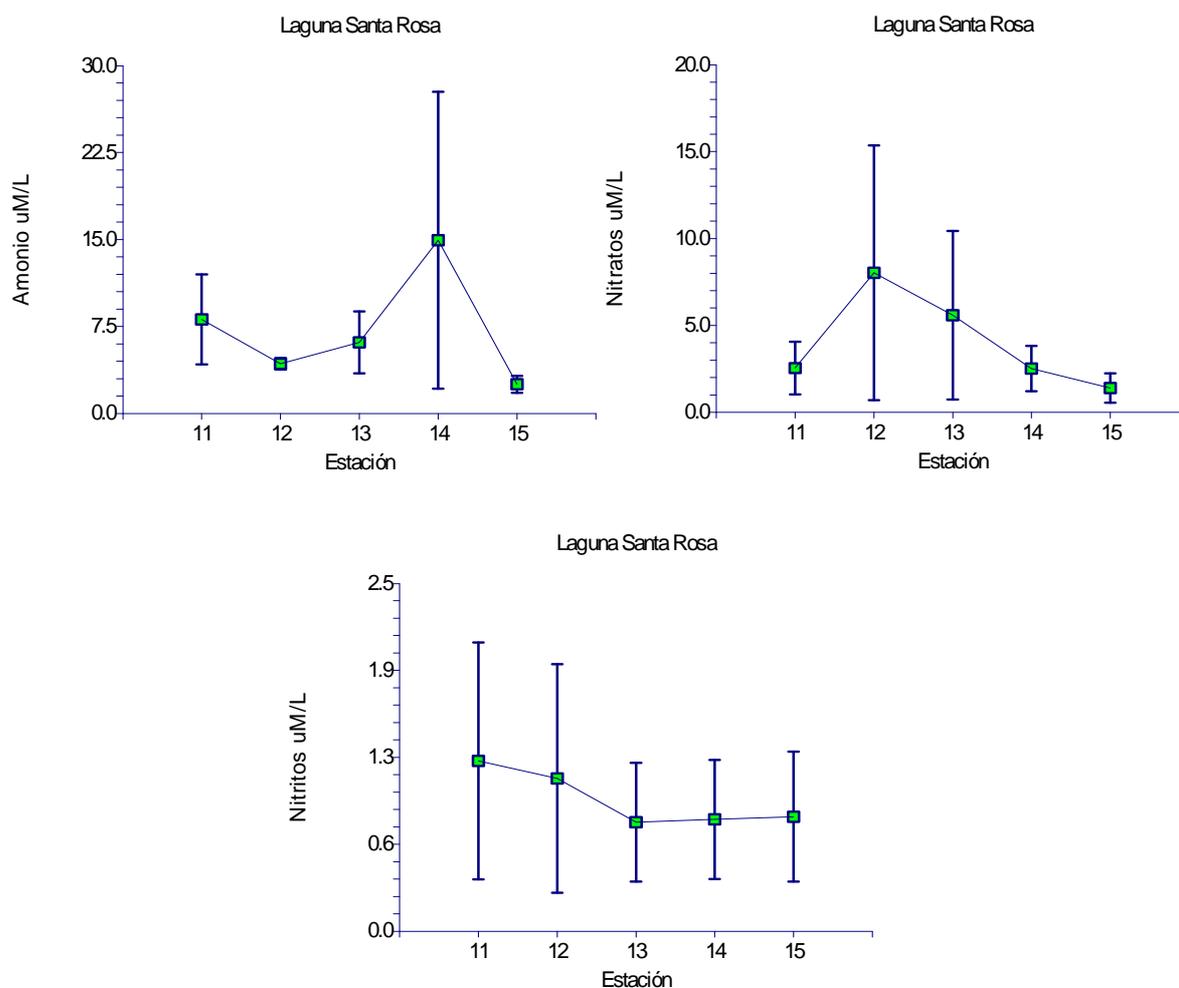


Figura 18. Variación espacial de las formas nitrogenadas en la Laguna Santa Rosa, Q. Roo. México.

En la zona arrecifal se obtuvo un correlación significativa ($r=0.34$, $p<0.05$) entre la concentración de nitratos y de oxígeno, siendo directamente proporcional. Valdés & Real (1999) y Contreras *et al.* (1997), indican que los nitratos y nitritos, se encuentran asociados a sistemas en donde las cantidades de oxígeno son

elevadas, espacial o temporalmente. Esto es debido a la nitrificación, ya que es un proceso aerobio, donde el amonio es oxidado a nitritos y nitratos por bacterias *Nitrosomas* y *Nitrobacter*, respectivamente; este metabolismo puede estar limitado por la concentración de oxígeno en el sistema (Risgaard-Petersen, 2004). El incremento en la concentración de nutrimentos puede ocasionar un aumento en la productividad primaria, ya que se ha comprobado que el microfitoplancton utiliza formas nitrogenadas (nitratos) (Middelburg & Nieuwenhuize, 2000; Contreras *et al.* 1996).

En la Laguna Santa Rosa, se determinó una correlación inversamente proporcional ($r=-0.60$, $p<0.05$) entre el amonio y el oxígeno, Knox *et al.* (1981) mencionan que esta forma nitrogenada es considerada como un indicativo de nitrógeno reciclado y procedente de procesos de mineralización, por lo cual éste genera un descenso en la concentración de oxígeno. Se ha propuesto que los mecanismos biogeoquímicos microbianos pueden satisfacer hasta un 50% de la demanda de nutrimentos que necesita el fitoplancton (Ferguson *et al.* 2004).

En general los valores registrados de las formas nitrogenadas en este estudio son superiores a lo reportado para estos ambientes (Voss & Richardson, 2006; Schaffelke *et al.* 2003; Jompa & McCook, 2002). Sin embargo, en lo que respecta al amonio, éste sobrepasó el nivel máximo permisible ($0.71 \mu\text{M/L}$) por la Legislación Mexicana (NOM 001) en las diferentes temporadas, lo que podría ocasionar problemas de eutrofización, ya que éste es la forma nitrogenada preferida por el fitoplancton (nanofitoplancton) (Millero, 1996).

Debido a que, los arrecifes coralinos se desarrollan en aguas oligotróficas, un aumento en la concentración de nutrientes traería como consecuencias un crecimiento masivo de macroalgas, un aumento de la herbivoría en el arrecife; efectos negativos en la reproducción del coral, ya que desciende la producción de larvas al aumentar la concentración de amonio (Larned, 1998). Un exceso de amonio puede propiciar también la aparición de diferentes enfermedades como la de bandas negras, que es originada por cianobacterias (Voss & Richardson, 2006; Jompa & McCook, 2002). Lo anteriormente expuesto ocasiona la muerte del coral y la pérdida de diversidad en estos ecosistemas (Bruno *et al.* 2003).

FORMAS FOSFATADAS

En la zona arrecifal se obtuvieron las concentraciones promedio en la temporada turística alta de 8.99 $\mu\text{M/L}$ de ortofosfatos y 7.57 $\mu\text{M/L}$ de fósforo orgánico, en la baja el promedio fue de 9.64 $\mu\text{M/L}$ para ortofosfatos y 0.36 $\mu\text{M/L}$ de fósforo orgánico (Fig. 19). En la laguna Santa Rosa para la temporada turística alta se cuantificó un promedio de ortofosfatos de 11.44 $\mu\text{M/L}$ y fósforo orgánico de 9.45 $\mu\text{M/L}$. En la temporada baja los promedios fueron de 9.71 $\mu\text{M/L}$ de ortofosfatos y 1.06 $\mu\text{M/L}$ de fósforo orgánico (Fig. 19). En general en la temporada turística alta las formas fosfatadas registraron niveles superiores en comparación con la temporada turística baja; sin embargo, el análisis de varianza de Kruskal-Wallis únicamente mostró diferencias significativas ($p < 0.05$) entre las temporadas, pero solo para fósforo orgánico, para ambos sistemas.

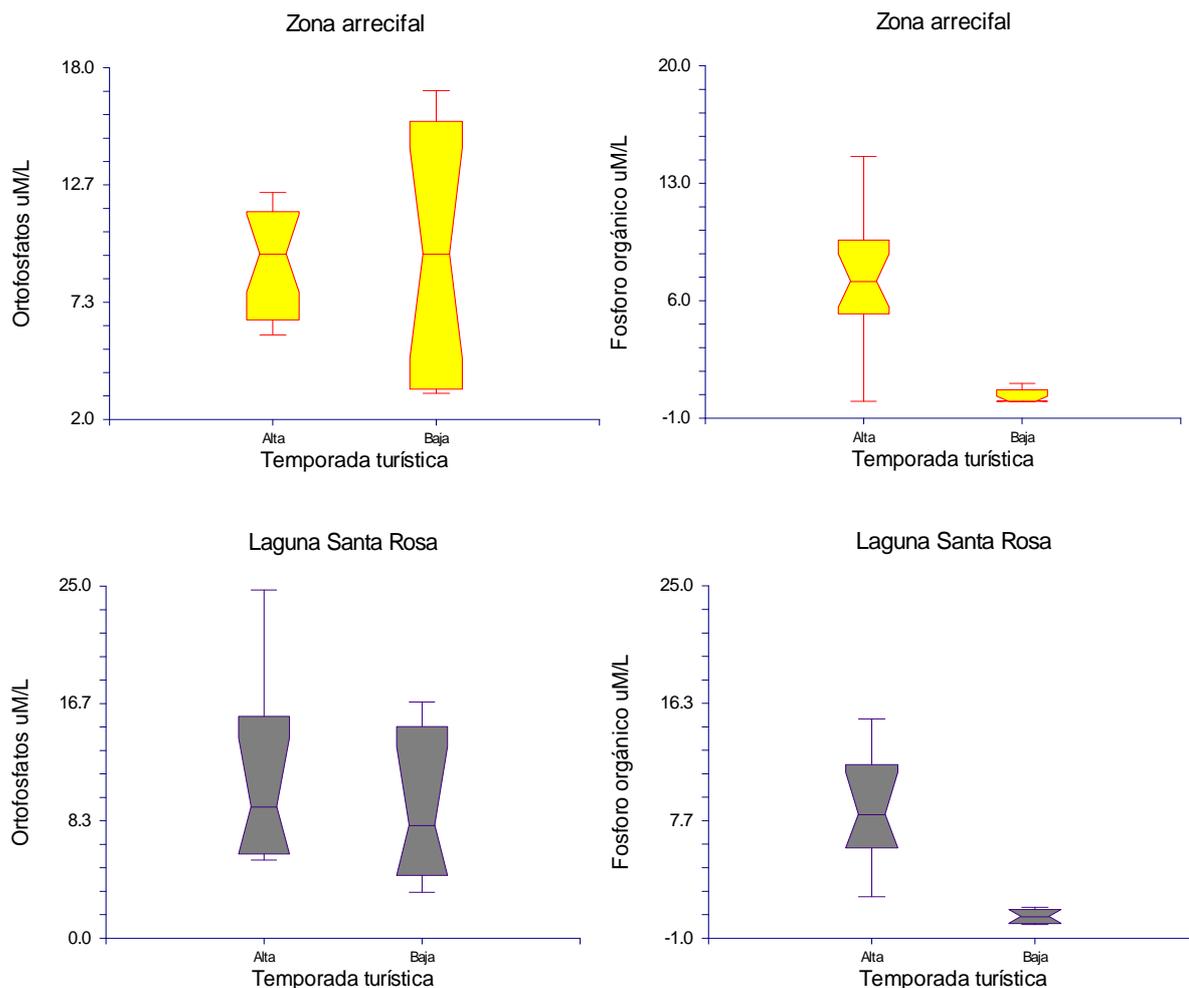


Figura 19. Variación temporal de ortofosfatos y fosforo orgánico en la zona arrecifal y la laguna Santa Rosa Q. Roo, México.

Espacialmente en la zona arrecifal el intervalo de variación fue de 3.18 a 16.94 $\mu\text{M/L}$ de ortofosfatos y 0.07 a 16.83 $\mu\text{M/L}$ de fósforo orgánico (Fig. 20). En la laguna Santa Rosa se determinó una mayor variación tanto de ortofosfatos (3.25 a 24.73 $\mu\text{M/L}$), como de fósforo orgánico (0.14 a 22.59 $\mu\text{M/L}$). El análisis de varianza de Kruskal-Wallis no presentó diferencias significativas ($p > 0.05$) espaciales para ningún sistema.

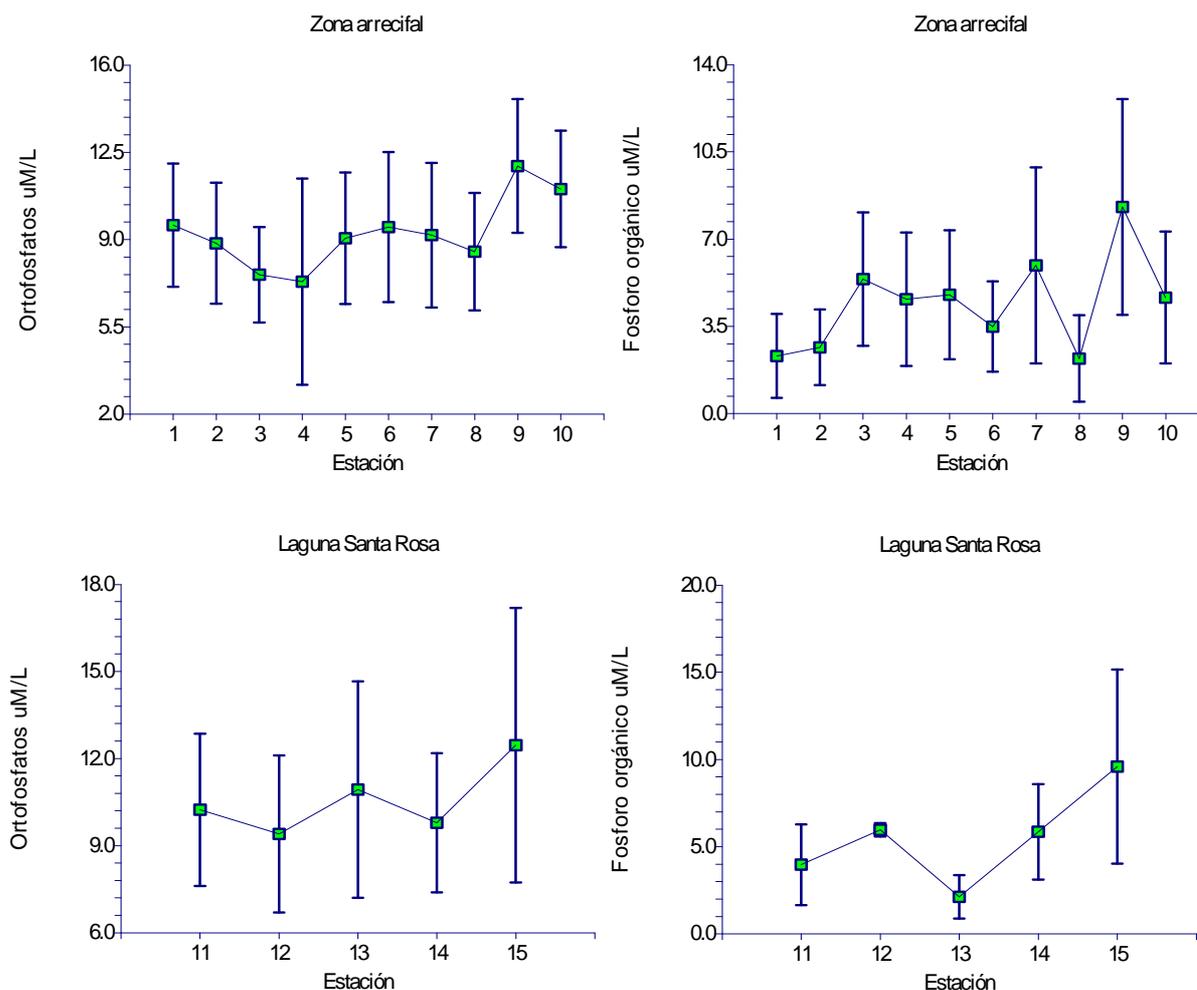


Figura 20. Variación espacial de ortofosfatos y fosforo orgánico en la zona arrecifal y la laguna Santa Rosa, Q. Roo, México.

Los niveles de ortofosfatos superaron el valor promedio propuesto para este tipo de ecosistemas reportado por Contreras *et al.* (1996) que es de 4.85 μM . Debido a que en las zonas cársticas, este nutrimento tiende a precipitarse por procesos geoquímicos de adsorción con los sedimentos y, suele presentarse en bajas concentraciones ($<0.1 \mu\text{M}$) (Cox *et al.* 2005; Philips *et al.* 2002); por lo cual, los resultados obtenidos sugieren que existen fuentes exógenas de fosfatos, que pueden proceder principalmente de escurrimientos, los cuales erosionan las

tierras adyacentes y transportan este ión hasta los sistemas lagunares y marinos, de igual manera la descomposición de la materia orgánica vegetal acuática y circundante participan dentro del ciclo de los nutrimentos, enriqueciendo la producción de la zona costera y pudiendo generar problemas de eutrofización (Burton & Liss, 1976).

Comparando con los resultados reportados por Cruz-Piñón *et al.* (2003) de nitrógeno total y fósforo total para Mahahual (5.76 μM y 4.73 μM , respectivamente), se determinó que existe un incremento de estos compuestos en dicho lugar. En este trabajo se cuantificó un valor promedio de nitrógeno total de 8.22 μM y de fósforo total de 12.30 μM . Cabe mencionar que el nitrógeno total se calculó, de las tres formas nitrogenadas inorgánicas en ambos estudios.

CONTAMINANTES ORGÁNICOS

DQO Y DBO₅

La DQO, entendida como el conjunto de materiales orgánicos biodegradables o no, fue menor en la temporada baja que en comparación con la temporada alta para ambos tipos de ecosistemas costeros, debido al aumento a las actividades turísticas que generaron un aumento en la descarga de aguas residuales. El promedio de DQO en la zona arrecifal en la temporada turística baja fue de 1170 mgO₂/L y en la alta de 3046.3 mgO₂/L. En la laguna Santa Rosa se determinó en la temporada baja 1493.3 mgO₂/L y en la alta 3068 mgO₂/L (Fig. 21). No obstante, lo anterior por medio del análisis de varianza de Kruskal-Wallis no se determinaron diferencias significativas ($p > 0.05$), entre las temporadas turísticas en ambos sistemas.

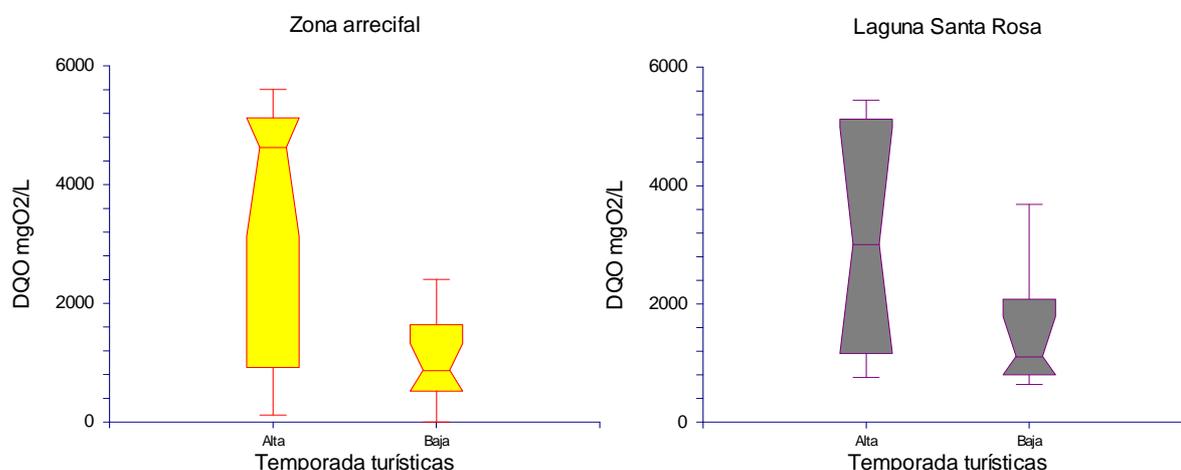


Figura 21. Variación temporal de la DQO en la zona arrecifal y la Laguna Santa Rosa, Q. Roo. México.

Especialmente en la zona arrecifal se registró un intervalo de 0 a 5600 mgO₂/L y en la laguna Santa Rosa de 640 a 5440 mgO₂/L (Fig. 22). El análisis de varianza

de Kruskal-Wallis, no mostró diferencias significativas ($p > 0.05$), para ningún sistema.

Los valores cuantificados de la DQO fueron elevados y una causa podrían ser las limitaciones de la técnica empleada (Baohui *et al.* 2004). Ya que la interferencia más importante es debido a la presencia de cloruros, ya que en altas concentraciones ocasiona un error en la medición de DQO. Esto se trato de eliminar añadiendo sulfato de mercurio a la muestra antes de realizar el procedimiento pero aún así se pierde precisión, cuando la concentración de cloruros supera los 2000 mg/L (Kayaalp *et al.* 2010).

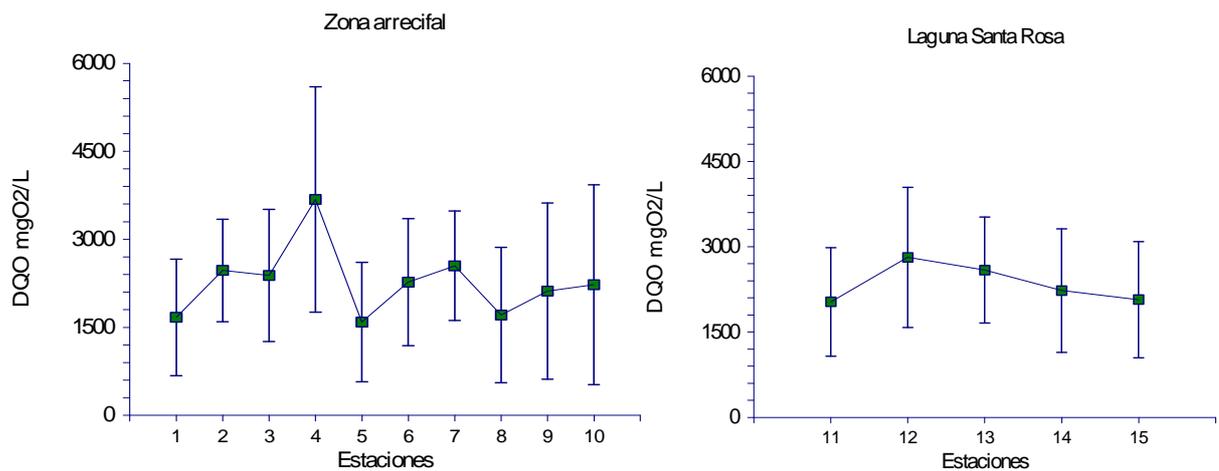


Figura 22. Variación espacial de la DQO en la zona arrecifal y la Laguna Santa Rosa, Q. Roo. México.

La DBO₅ se caracterizó por un patrón estacional inverso entre ambos ecosistemas. En la zona arrecifal presentó una media superior en la temporada turística baja de 4.40 mgO₂/L y en la temporada alta 2.77 mgO₂/L. Por el contrario en la laguna Santa Rosa en la temporada turística baja el promedio fue menor

(3.14 mgO₂/L), en comparación con la temporada alta (3.44 mgO₂/L) (Fig. 23). El análisis de varianza de Kruskal-Wallis, mostró diferencias significativas ($p < 0.05$), entre las temporadas turísticas, pero solo para la zona arrecifal.

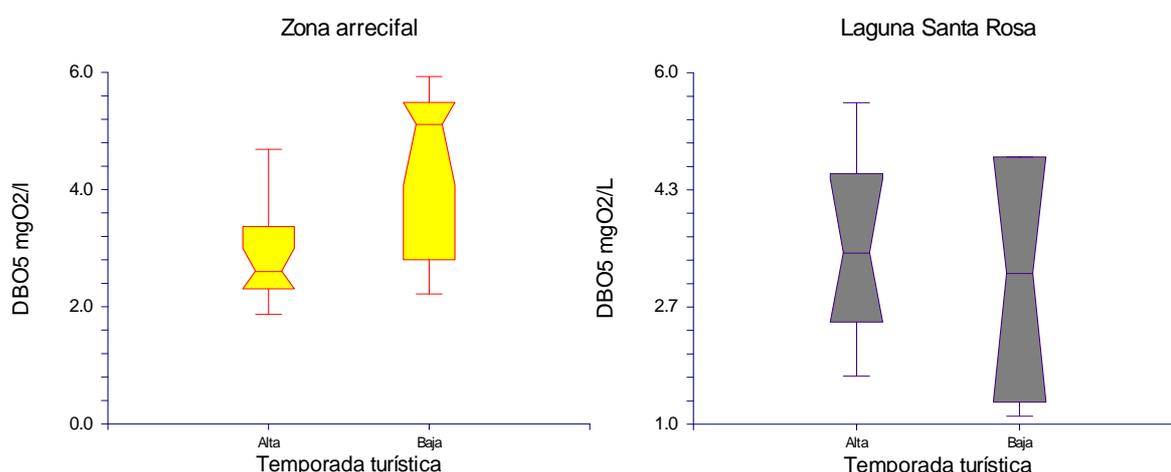


Figura 23. Variación temporal y espacial de DBO₅ en la zona arrecifal y la Laguna Santa Rosa, Q. Roo. México.

En cuanto a la distribución espacial, en la zona arrecifal presentó una variación de 0.30 a 5.93 mgO₂/L. En la laguna Santa Rosa se cuantificaron concentraciones de 1.11 a 5.57 mgO₂/L (Fig. 24). El análisis de varianza de Kruskal-Wallis, no reveló diferencias significativas ($p < 0.05$), espacialmente. Los valores registrados fueron menores al límite máximo permisible (75 mgO₂/L) de acuerdo a la NOM 001, (1996), lo que manifiesta un bajo contenido de materiales orgánicos degradables o un alto consumo por organismos heterótrofos y también una alta tasa de remineralización. Los niveles de DBO₅ determinados, no representan ningún riesgo para el desarrollo de los organismos, debido a que el consumo de oxígeno no sobrepasa el aporte en los sistemas.

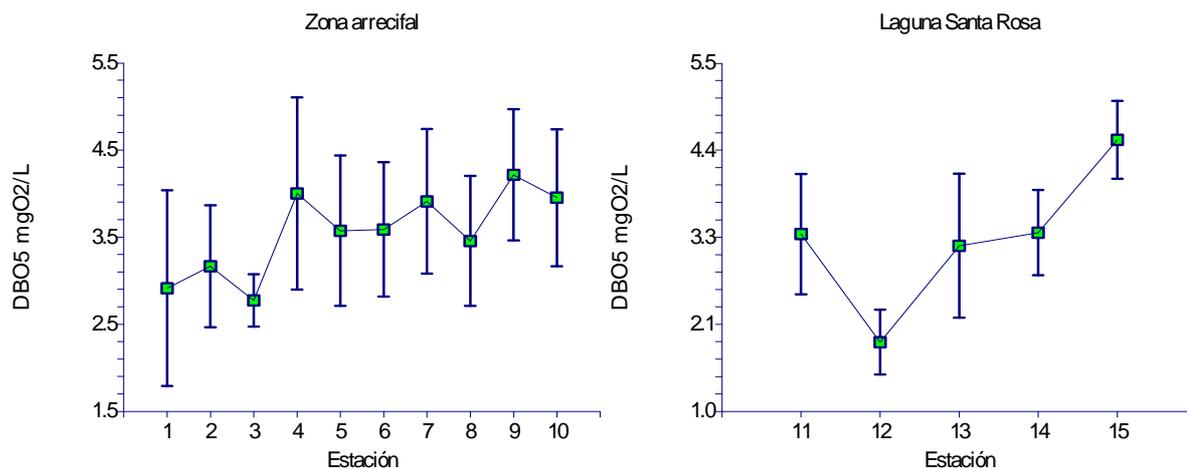


Figura 24. Variación espacial de DBO₅ en la zona arrecifal y la Laguna Santa Rosa, Q. Roo. México.

DETERGENTES: SUSTANCIAS ACTIVAS AL AZUL DE METILENO (SAAM)

Las SAAM tuvieron una concentración promedio de 0.038 $\mu\text{g/L}$, con un intervalo de 0.038-0.039 $\mu\text{g/L}$, tanto para el sistema arrecifal como para la laguna Santa Rosa (Fig. 25). En la temporada baja se registraron los valores más altos, aparentemente debido a un proceso de concentración, ya que dicha temporada corresponde a la época climática de secas. En la temporada turística alta debido al aporte pluvial la concentración de los SAAM se diluyó. El análisis de varianza Kruskal-Wallis mostró diferencias significativas ($p < 0.05$) entre las temporadas únicamente para la zona arrecifal (Fig. 25).

Espacialmente se observó, que la distribución de las SAAM fue homogénea en la zona arrecifal, debido a las corrientes que existen en el sistema, registrándose la mayor concentración en la estación playa Mahahual norte (E2, 0.039 $\mu\text{g/L}$) y las menores cerca del arrecife playa Maya-Ha centro (E8, 0.035 $\mu\text{g/L}$). En cuanto a la laguna Santa Rosa, se registraron las máximas concentraciones en la parte

central (E13) y norte (E14) de la laguna con un valor de 0.039 $\mu\text{g/L}$, con la menor cantidad en la boca (E15 0.035 $\mu\text{g/L}$) (Fig. 25).

Las concentraciones determinadas en los dos ecosistemas fueron menores de 0.1 mg/L, que es el límite máximo permisible para la protección a la vida acuática (CNA, 2003). Lo que nos indicó que las concentraciones de SAAM no representan ningún riesgo para el desarrollo de ella.

El uso de detergentes es cada vez mayor tanto a nivel industrial como doméstico y su concentración aumenta día con día en los sistemas acuáticos (González-Mazo *et al.* 1999). En sistemas lagunares y estuarinos el daño de dicha contaminación radica en la adición de compuestos fosfatados, que ocasiona eutrofización (Gutiérrez, 1994); asimismo, la adición de los surfactantes, que son agentes tensoactivos, provocan problemas de toxicidad para los organismos porque alteran las membranas celulares por su interacción con los componentes lipídicos y reaccionan con las proteínas esenciales para el funcionamiento de la célula (Iturbe *et al.* 2003). Barbieri *et al.* (2002), mencionan que el consumo de oxígeno en los organismos aumenta con el aumento de la concentración del sulfonato de alquilbenceno lineal, con 12 átomos de carbono (LAS-12) y un aumento en la salinidad.

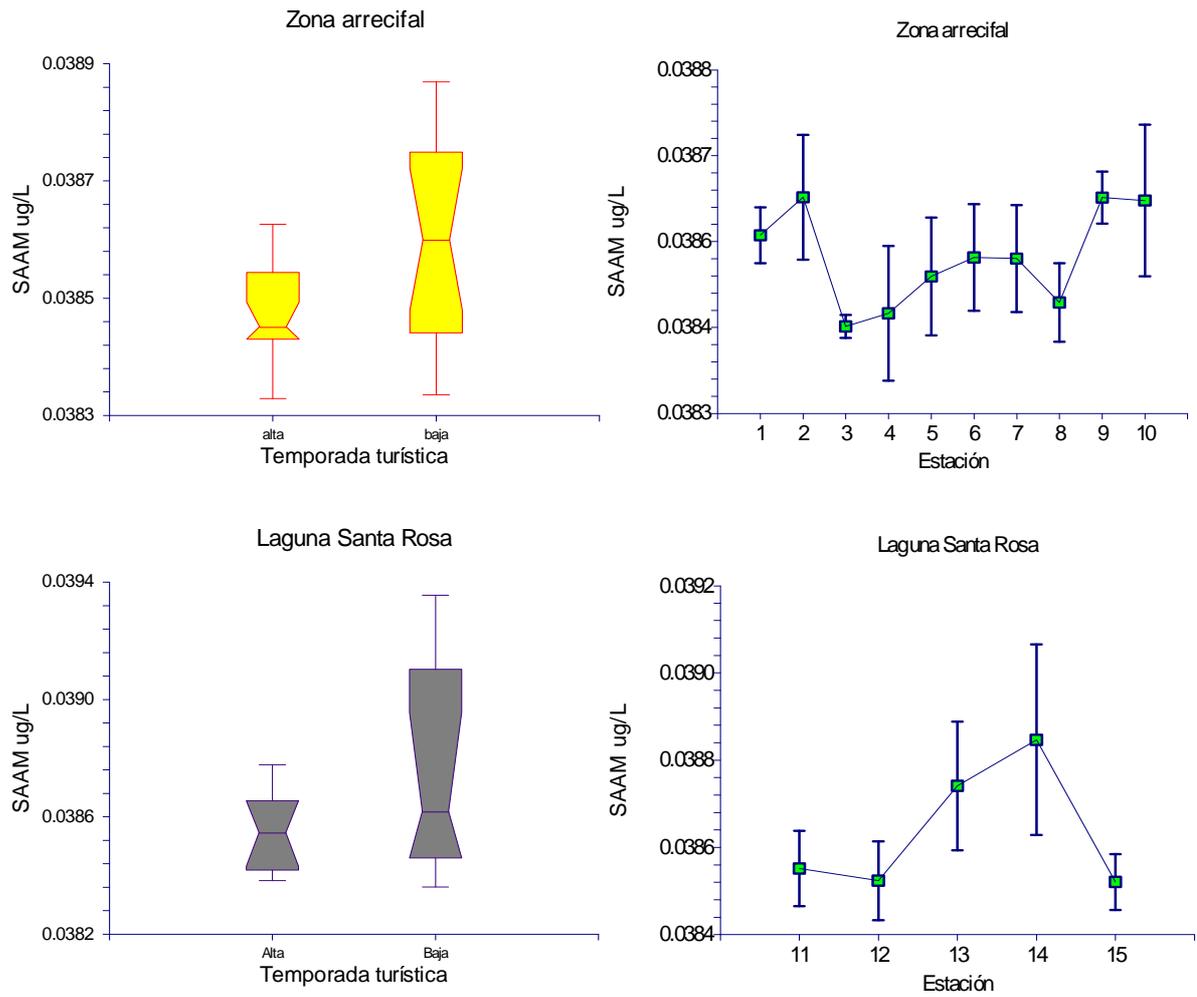


Figura 25. Variación temporal y espacial de SAAM en la Zona Arrecifal y la Laguna Santa Rosa, Q. Roo, México.

INDICADORES MICROBIOLÓGICOS

Se determinó la presencia de bacterias coliformes totales (CT), coliformes fecales (CF) y estreptococos fecales (EF) en los dos sistemas, a largo del estudio. Los resultados se presentan en la Tabla 4.

Tabla 4. Promedios e intervalos de los indicadores microbiológicos en el área de estudio.

Área de estudio	Temporadas turísticas	CT (ufc/100 ml)		CF (ufc/100 ml)		EF (ufc/100 ml)	
		Promedio	Intervalo	Promedio	Intervalo	Promedio	Intervalo
Zona arrecifal	Alta	21984	85-79278	9891	37-55148	31	0-112
	Baja	5826	28-21705	16028	3-49260	1	0-2
Laguna Santa Rosa	Alta	39639	38-83742	24169	287-74198	31	0-80
	Baja	10972	33-24630	29102	7-65270	48	28-70

En la zona arrecifal se determinaron que las CT y los EF fueron más abundantes en la temporada alta, por el contrario, las CF abundaron en la temporada baja. En la laguna Santa Rosa la mayor abundancia de CT fue en la temporada alta, mientras que las CF y los EF incrementaron sus niveles en la temporada baja.

En lo que respecta a la distribución espacial, en la zona arrecifal las estaciones que mostraron mayor abundancia de los indicadores, se localizaron en la zona de Mahahual, (estaciones de la 1 a la 6) (Fig. 26), que es donde se presenta una gran afluencia turística. En la laguna Santa Rosa las abundancias de los tres indicadores fue mayor en la estación 12 (entronque dos brazos), en este sitio se determinó la menor salinidad del sistema, lo que indica algún aporte dulceacuícola (Fig. 27).

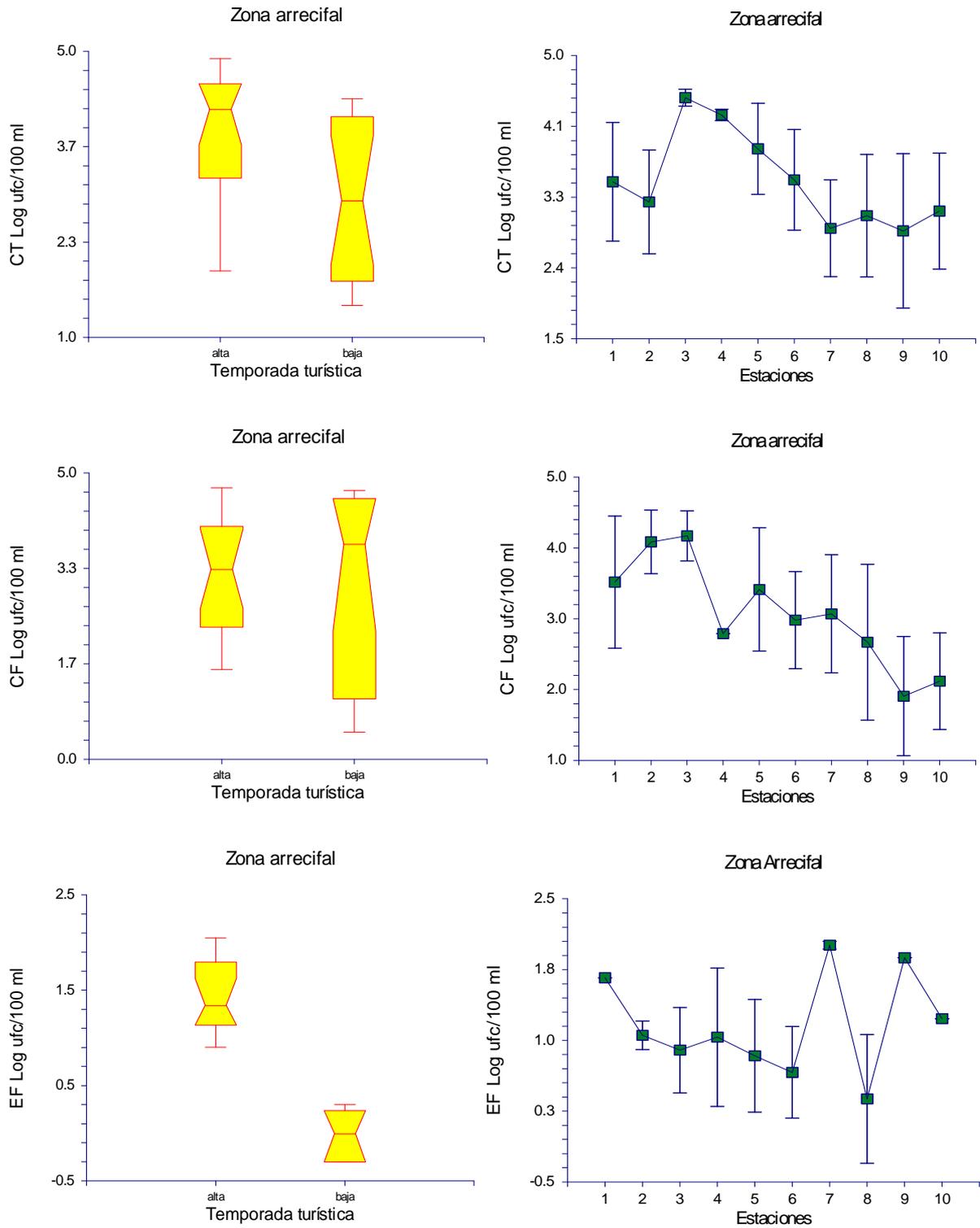


Figura 26. Variación temporal y espacial de CT, CF y EF en la zona arrecifal, Q. Roo, México.

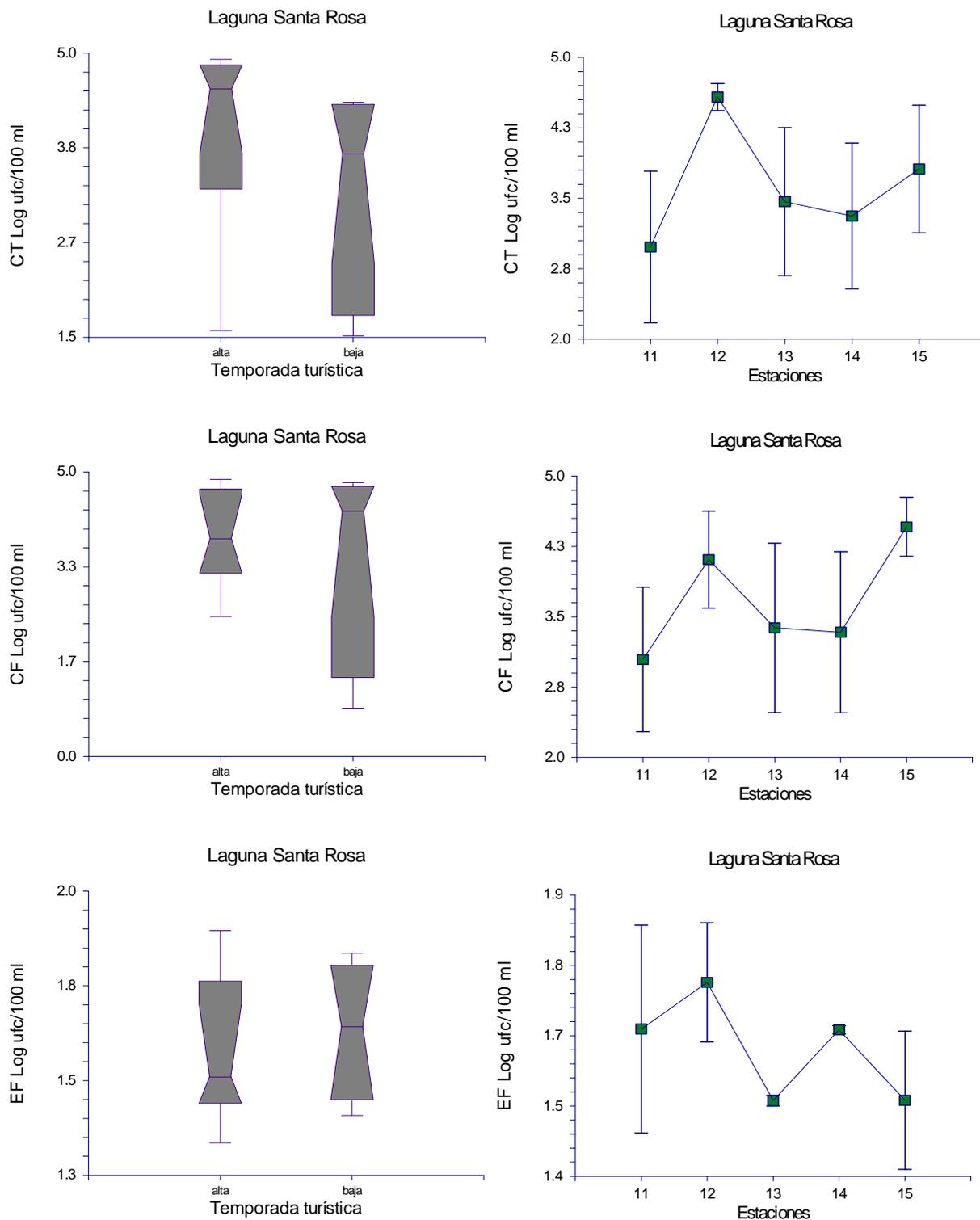


Figura 27. Variación temporal y espacial de CT, CF y EF en la Laguna Santa Rosa, Q.

Roo, México.

El análisis de Kruskal-Wallis, solo mostró diferencias significativas ($p < 0.05$) entre las temporadas para las CT y EF exclusivamente en la zona arrecifal. La mayor abundancia de los tres grupos microbianos en la temporada alta indica la influencia turística en la zona de estudio.

En la zona arrecifal, se obtuvieron correlaciones directas significativas entre los indicadores microbiológicos y los nutrientes. Particularmente entre las CT y los nitritos ($r = 0.54$ y $p < 0.05$), CF y nitritos ($r = 0.68$ y $p < 0.05$) y EF con los ortofosfatos ($r = 0.42$ y $p < 0.05$). Aunado a lo anterior se determinaron correlaciones inversamente proporcionales entre CT y el pH ($r = -0.42$ y $p < 0.05$), CF con la temperatura ($r = -0.045$ y $p < 0.05$) y el pH ($r = 0.37$ y $p < 0.05$) y de los EF con la salinidad ($r = -0.38$ y $p < 0.05$).

Las distintas clases de bacterias coliformes tienen diferentes intervalos de supervivencia y éstos varían de acuerdo a los factores ambientales como la temperatura, la salinidad, el pH, la concentración de nutrientes, la depredación, la radiación solar y la presencia o ausencia de toxinas (Rosenfeld *et al.* 2006).

En el agua marina, los microorganismos se encuentran a temperaturas más bajas que su temperatura óptima de crecimiento en los intestinos de los animales de sangre caliente (alrededor de $37\text{ }^{\circ}\text{C}$). Sin embargo, las temperaturas óptimas para la supervivencia varían entre los 5 a $30\text{ }^{\circ}\text{C}$, las temperaturas más altas probablemente aumentarán la inactivación bacteriana en el mar, acelerando el metabolismo en un ambiente pobre de nutrientes. En aguas marinas con algún

grado de protección de la luz solar (por ejemplo, alta turbidez), o durante los períodos de un día a otro, las variaciones de temperatura probablemente tengan un efecto relativamente pequeño sobre la persistencia general de las bacterias entéricas (Leclerc *et al.* 2001).

Las bacterias entéricas, cuando se liberan en el mar están sujetas a un aumento inmediato de la presión osmótica (Jones, 1971). Estudios de laboratorio han demostrado que las células bacterianas se esfuerzan para evitar la deshidratación por el acceso o la síntesis de moléculas específicas (osmoregulatorias) que actúan como agentes osmóticos de equilibrio (Csonka & Epstein, 1996). Sinton *et al.* (2002) demostraron que el aumento en la salinidad inactiva a las bacterias coliformes y enterococos, tanto en las aguas residuales como los efluentes, pero este efecto es más marcado cuando se exponen a la luz solar.

En lo que respecta al pH, Soli'c & Krstulovi'c, (1992) encontraron que para las bacterias coliformes fecales, el pH óptimo para su desarrollo se sitúa entre 6 y 7, con una rápida disminución en la supervivencia por encima y por debajo de este rango. En general un pH alrededor de 8, como el cuantificado en este estudio, contribuye a la inactivación de las bacterias entéricas (Sinton, 2005).

En los intestinos, las bacterias entéricas tienen altas concentraciones de nutrientes. Lebaron *et al.* (1999) mostraron que las condiciones variables de nutrientes en el agua de mar afecta a las comunidades bacterianas directa o

indirectamente, ya que la adición de nutrimentos promueve un mayor crecimiento y productividad de estos indicadores microbiológicos.

Por otra parte, la floculación, la adsorción sobre las partículas y la sedimentación son factores que contribuyen al decremento de la contaminación de los indicadores microbiológicos en la zona costera (Pommepuy *et al.* 2005). En los sistemas naturales, el tiempo de residencia de las bacterias introducidas puede ser mucho más largo a 24 horas, proporcionando así una oportunidad de cambios genéticos a través de la adecuación o mutación de los plásmidos, para así poder sobrevivir a las presiones selectivas del hábitat (Li-Ming *et al.* 2007; Loewee *et al.* 2003).

La presencia de los indicadores microbiológicos, especialmente de estreptococos en los dos sistemas, puede generar un gran riesgo para la salud humana, debido a que estas bacterias suelen estar asociadas a patógenos nocivos como la *Salmonella spp.*, *Vibrio spp.*, *Listeria spp.* y al ser incorporados en la cadena trófica, por medio de los organismos filtradores, detritófagos, causan varias enfermedades a quienes consuman organismos que los presenten (Tallon *et al.* 2005).

PROPUESTA DEL ÍNDICE DE CALIDAD DEL AGUA MARINA

La calidad del agua puede definirse desde dos puntos de vista diferentes, uno con base en el uso que se le dará y el segundo es considerar las características físicas y químicas que permiten el establecimiento y desarrollo de una biota acuática.

Actualmente existe un índice de calidad de agua (ICA) bien establecido, para sistemas dulceacuícolas, en el cual se incluyen 18 variables fisicoquímicas y microbiológicas (Tabla 1) cuya cuantificación y ponderación proporciona información del grado de contaminación o alteración del agua.

En el caso de los ecosistemas costeros, la generación de un ICA es difícil, ya que hay que tomar en cuenta la mezcla de agua dulce con agua marina y la dinámica de las variables físicas y químicas que resultan de dicha mezcla, así como los efectos que pueden tener éstas en la diversidad biológica.

En el presente estudio los parámetros que se incluyeron para proponer un ICA marino fueron seleccionados con base en los efectos que pueden ocasionar en los arrecifes coralinos, los cuales están considerados entre los ecosistemas más vulnerables a los impactos antropogénicos y al calentamiento global, siendo también los de mayor diversidad biológica, una fuente potencial de servicios ambientales y de compuestos bioactivos (Wilkinson & Buddemeier, 1994). En las últimas dos décadas, las comunidades de arrecifes de coral han venido experimentando condiciones cada vez más estresantes, debido a una

combinación de factores naturales y antropogénicos perjudiciales (Wilkinson, 2000). Las variables seleccionadas para el ICA fueron: nutrientes (nitratos, nitritos, amonio y ortofosfatos), indicadores microbiológicos (coliformes totales, fecales y estreptococos), oxígeno disuelto, pH, sustancias activas al azul de metileno (SAAM), temperatura y salinidad.

A continuación se justifica la inclusión de cada una de las variables fisicoquímicas y microbiológicas en el índice de calidad de agua marina y los impactos que podrían tener en el ecosistema (Tabla 5).

Tabla 5. Efectos de los parámetros del Índice de calidad del agua sobre los arrecifes de coral.	
Parámetros	Efectos
Nutrientos	Aumento de macroalgas y fitoplancton (Eutrofización), que compiten con las zooxantelas. Enfermedades en los corales: enfermedad de bandas negras y amarillas. Inhibe la tasa de reproducción de los corales.
Indicadores microbiológicos	Enfermedades por patógenos a los corales y los humanos.
Oxígeno	Disminuye la abundancia y diversidad en el ecosistema.
pH	Altera la precipitación de carbonatos.
SAAM	Aumento de la concentración de nutrientes y de los surfactantes que pueden disminuir la diversidad marina.
Temperatura °C	Fotoinhibición, desecación rápida y estrés oxidativo.
Salinidad ups	Alteración de los patrones de distribución de los corales.

Nutrientes

Los nutrientes son compuestos inorgánicos de nitrógeno y fósforo utilizados principalmente por los productores primarios para la elaboración de biomasa durante la fotosíntesis. El nitrógeno en el ambiente acuático se presenta en forma de nitratos (NO_3^-), nitritos (NO_2^-) y amonio (NH_4^+), el fósforo se encuentra básicamente como ortofosfatos (PO_4^{3-}). Los sistemas acuáticos donde hay baja concentración de nutrientes se denominan oligotróficos, y se caracterizan por una mínima producción primaria fitoplanctónica, tal como es el caso de los ecosistemas de arrecife de coral. En el otro extremo se encuentran los sistemas eutróficos, con alto contenido de nutrientes y en donde la generación continua de biomasa vegetal propicia severos problemas de eutrofización (Contreras *et al.* 1996; Nixon, 1995)

Un aumento en la concentración de nutrientes puede reducir la tasa de calcificación de los corales hasta inhibirla, provoca cambios en la tasa de fertilización generando que las larvas no sean viables (Kuta & Richardson, 2002; Marubini & Davies 1996). A su vez generan un aumento en las comunidades algales que compiten por la captación de nutrientes con las zooxantelas y debido a la simbiosis que existe con los corales, si éstas disminuyen provocaría la muerte de coral (Lapointe, 1997). Asimismo se puede afectar la dinámica de la comunidad coralina por la aparición de diversas enfermedades como la de bandas negras y amarillas (Kim & Harvell, 2002).

La concentración de los nutrientes en el ambiente acuático, depende en gran medida de los aportes naturales (mineralización de la materia orgánica) y antropogénicos (aguas residuales, tratadas y escurrimientos de zonas agrícolas) (Hallock, 1990).

Indicadores microbiológicos

Las bacterias coliformes fecales y los estreptococos fecales, se encuentran en el tracto intestinal de los animales de sangre caliente y se utilizan como indicadores microbiológicos de contaminación por materia fecal. Por su amplia diversidad el grupo coliforme ha sido dividido en: coliformes totales (comprende la totalidad del grupo) y fecales (aquellos de origen intestinal, principalmente *Escherichia coli*) (Silva *et al.* 2004). La microbiota coliforme que ingresa a la columna de agua se puede dispersar por medio de las corrientes o ser incorporada por organismos planctónicos, también puede depositarse en los sedimentos debido a su adsorción con las partículas arcillosas; cuando estos microorganismos están en los sedimentos son incorporadas por los organismos detritófagos como los moluscos (Rivera *et al.* 1999).

Los estreptococos fecales, son más persistentes en ambientes acuáticos y en suelos contaminados que *E. coli*. Son importantes en situaciones donde se sabe que hay contaminación fecal y no se detectan coliformes, como sucede cuando hay descargas de aguas contaminadas intermitentes o más antiguas, de modo que mueren los coliformes fecales y *E. coli*, permaneciendo los estreptococos (Godfree *et al.* 1997).

En las zonas costeras las bacterias patógenas están fuera de su hábitat normal y por lo tanto, están sujetas a los efectos de diversos factores ambientales como la temperatura, radiación solar, sedimentación, depredación y a la presencia de compuestos tóxicos, los cuales aumentan su tasa de muerte, pero de igual forma pueden encontrar las condiciones necesarias para poder sobrevivir, debido a esto la relación que existe entre la presencia de los indicadores microbiológicos y de patógenos, es posible que los organismos presenten enfermedades por estos patógenos (Leclerc *et al.* 2001).

Oxígeno disuelto

La concentración de oxígeno en los cuerpos de agua es muy importante para mantener la riqueza de las comunidades biológicas que viven en estos lugares. El oxígeno se encuentra presente en el ambiente acuático formando parte de la molécula del agua y en disolución con aniones como carbonatos, nitratos y fosfatos. La mayor entrada de elemento es a través de la interfase agua-aire y su concentración puede variar por la temperatura, salinidad, la presión atmosférica, la fotosíntesis, respiración y la descomposición de materia orgánica (Libes, 1992).

pH

El agua marina es ligeramente alcalina, con un valor promedio de pH de 8.4, el cual varía en función de la temperatura, si ésta aumenta, el pH disminuye y tiende a la acidez; también puede variar en función de la salinidad, de la presión o profundidad y de la actividad de los organismos marinos (fotosíntesis y respiración) (Libes, 1992). El pH es un indicador importante en los ecosistemas

arrecifales, ya que influye en la secreción de carbonatos por el coral y la formación de su esqueleto calcáreo (Olsen *et al.* 2006).

SAAM

Los detergentes son sustancias químicas formadas por un surfactante que es una molécula anfipática (hidrofílica e hidrofóbica). La porción hidrofílica es soluble en el agua, mientras que la fracción hidrofóbica es insoluble en agua y presenta un radical de cadena larga carbonada de carácter lipófilo como un carbón alifático o aromático (Prousek, 1993). Aunado al surfactante presentan coadyuvantes como polifosfatos, enzimas y blanqueadores. Estos compuestos se pueden dispersar en los sistemas acuáticos, dependiendo de la fuerza y dirección de las corrientes, así como del efecto de las mareas, existiendo una gran heterogeneidad en la distribución de los detergentes en el mar (González Mazo *et al.* 1999); también pueden ser adsorbidos por partículas de sedimento en suspensión, principalmente por las arcillas en estado coloidal (Peres, 1980). Causan diferentes efectos en el medio marino, los más comunes son la formación de espumas, la eutrofización y diversos efectos letales y subletales en los organismos que los incorporan (Hand *et al.* 1990).

Temperatura

En las últimas dos décadas, se ha incrementado la mortandad de los corales, a causa del blanqueamiento provocado por el incremento en la temperatura del agua de mar (Hughes *et al.* 2003; Hoegh-Guldberg, 1999; Brown, 1997; Glynn, 1993), ya que ésto genera la pérdida de la simbiosis entre el coral y las

zooxantelas, ocasionando la expulsión de ellas y posteriormente la muerte del coral (Gates, 1990).

Aunque el blanqueamiento no es la primera respuesta a una tensión externa, pueden ser otras respuestas específicas a un pre-estrés fisiológico. Por ejemplo, la estimulación por la alta temperatura y la radiación solar, puede provocar alguna o una combinación de las siguientes respuestas antes que el blanqueamiento sea inducido: respuesta de fotoprotectores y fotoinhibición (Brown *et al.* 1999a); enfriamiento fotoquímico de fluorescencia de la clorofila (NPQ), esto disipa el exceso de luz en forma de calor (Brown *et al.* 1999b; Warner *et al.* 1996), aumento de la producción de pigmentos fluorescentes que pueden actuar como filtro solar (Salih *et al.* 2000), el aumento de la producción de proteínas de choque térmico que reparan los daños en otras proteínas (Downs *et al.* 2000) e incremento de enzimas de oxidación que secuestran los radicales de oxígeno (Downs *et al.* 2002). Dependiendo de la capacidad de los organismos para mantener el estrés fisiológico interno, por debajo de un umbral para el blanqueado, el blanqueamiento puede ser iniciado en los niveles intermedios de su expresión, o una vez que se superen los límites máximos.

Salinidad

La salinidad es más variable en las regiones costeras, debido a la influencia de los ríos, aportes subterráneos y las descargas de aguas residuales, pero también las variaciones latitudinales en la insolación solar da lugar a variaciones en la salinidad (Libes, 1992). Básicamente la salinidad es otro factor que afecta el

crecimiento arrecifal. Se cree que los corales hermatípicos requieren de la salinidad del mar abierto y toleran una variación de 30 a 38 ups. Las salinidades muy altas pueden limitar el crecimiento del coral (Obura, 2009; Goreau, 1964).

Con la finalidad de determinar el orden de importancia para los parámetros mencionados anteriormente se utilizó un análisis de componentes principales (ACP). Obteniéndose como resultado tres principales componentes identificados por ACP, que explican el 69% de la varianza total (Tabla 6). El primer componente representó la mayoría de la varianza total con el 35.53%. La ordenación que el ACP designó fue la siguiente: nutrientes (particularmente amonio y ortofosfatos), indicadores microbiológicos (CT, CF y EF), SAAM, temperatura, pH, salinidad y oxígeno.

Tabla 6. Componentes principales identificados			
Variables	C1	C2	C3
Temperatura	0.453	0.286	0.002
Salinidad	0.073	0.485	0.216
pH	0.386	0.089	0.126
Oxígeno	0.002	0.747	0.031
Amonio	0.648	0.120	0.219
Nitritos	0.246	0.126	0.114
Nitratos	0.004	0.088	0.105
Ortofosfatos	0.659	0.125	0.090
Fosforo orgánico	0.447	0.142	0.382
SAAM	0.492	0.049	0.200
CT	0.191	0.075	0.095
CF	0.319	0.086	0.106
EF	0.698	0.086	0.173

Adicionalmente se realizó una investigación bibliográfica para establecer los intervalos de las variables propuestas para el ICA marino (Tabla 7). Comparando los resultados obtenidos en este estudio, se determinó que los valores de

temperatura, salinidad, pH y oxígeno, concuerdan con lo reportado para estos sistemas. Sin embargo, la concentración de los nutrimentos y la abundancia de los indicadores microbiológicos presentaron niveles superiores a los reportados en otros estudios.

Tabla 7. Intervalos de los parámetros considerados para el Índice de Calidad del Agua Marina.

Parámetros	Intervalo	Cita
Nutrimentos	0.18-0.25 µM	Larned, 1998
	0.1-10 µM	Jompa & McCook, 2002
	Amonio	Voss & Richardson, 2006
	0.18 -2.49 µM	Este estudio
	0.53-3.35 µM	Voss & Richardson, 2006
	Nitritos	Este estudio
	0.03-0.15 µM	Larned, 1998
	0.05-1.03 µM	Schaffelke <i>et al.</i> 2000
	0.19-0.28 µM	Furnas <i>et al.</i> 1997
	0.4 µM	Voss & Richardson, 2006
	Nitratos	Este estudio
	0.06-0.4 µM	Larned, 1998
0.28-1.36 µM	Jompa & McCook, 2002	
0.07-2.54 µM	Furnas <i>et al.</i> 1997	
0.08-1 µM	Schaffelke <i>et al.</i> 2000	
Ortofosfato	Este estudio	
0.08-0.12 µM	Larned, 1998	
0.03-0.1 µM	Jompa & McCook, 2002	
0.01-0.25	Furnas <i>et al.</i> 1997	
3.18-16.94 µM	Schaffelke <i>et al.</i> 2000	
Coliformes fecales	Este estudio	
>2 x 10 ⁴ org/100 ml	Ortiz & Sáenz, 1999	
2 - >16000 NMP/100 ml	Toledo <i>et al.</i> 2005	
3 - 55417 ufc/100 ml	Este estudio	
Oxígeno	Torruco <i>et al.</i> 2003	
5.5-7 ml/L	Este estudio	
4.6-9 mg/L	Jones <i>et al.</i> 2004	
pH	Olsen <i>et al.</i> 2006	
7.25-8.75	Este estudio	
7.4-9.7	Torruco <i>et al.</i> 2003	
7.8-9.03	Este estudio	
Salinidad	Gates, 1990.	
28-37 ups	Torruco <i>et al.</i> 2003	
28.4-36.6 ups	Este estudio	
26.5-29.5 °C	Brown <i>et al.</i> 2002	
24-30 °C	Reyes <i>et al.</i> 2002	
27-34 °C	Winter <i>et al.</i> 1998	
Temperatura	Beltrán-Torres <i>et al.</i> 2003	
26-32 °C	Este estudio	
>30 °C		
27.4 °C		
27.5-32 °C		

Brown & McClelland *et al.* (1973) realizaron una evaluación numérica del ICA en ambientes dulceacuícolas utilizando técnicas multiplicativas y ponderadas con la asignación de pesos específicos a los diferentes parámetros. Teniendo en cuenta que los pesos específicos (W) asignados a cada parámetro, serán ponderados entre 0 y 1, de tal forma que la sumatoria sea igual a uno. La calidad del parámetro (Q), está en función de su concentración y cuya calificación oscila entre 0 y 100. Entonces se aplicaría la siguiente ecuación:

$$ICA_{marina} = \prod_{i=1}^{12} [Q^W]$$

El "ICA" adopta para condiciones óptimas un valor máximo determinado de 100, que va disminuyendo con el aumento de la contaminación en los sistemas. Posteriormente al cálculo del índice de calidad de agua marina, en "General" se clasifica la calidad del agua con base a la siguiente tabla;

Tabla 8. Clasificación del "ICA" propuesto por Brown	
CALIDAD DE AGUA	VALOR
Excelente	91 a 100
Buena	71 a 90
Regular	51 a 70
Mala	26 a 50
Pésima	0 a 25

Debido a que en la asignación de pesos específicos, se corre el riesgo de introducir cierto grado de subjetividad en la evaluación, es importante una asignación racional y unificada de dichos pesos de acuerdo al uso del agua y al ecosistema, y de la importancia de los parámetros en relación al riesgo que implique el aumento o disminución de su concentración. Con base en lo anterior en este estudio solo se llegó a establecer los parámetros a considerar en el ICA marino, ya que se necesita un panel de expertos para proceder a la generación de los pesos específicos.

CARACTERÍSTICAS DE LOS SEDIMENTOS

TEXTURA DE LOS SEDIMENTOS

ZONA ARRECIFAL

El tipo de sedimento predominante en la zona arrecifal fue la arena 81.36% (5.97% a 100%), con un porcentaje menor de arcillas 14.43% (0% a 65.21%) y limos 4.20% (0% a 31.18%) (Fig. 28), lo que coincide con lo reportado por Renner, (1997). Pese a que se registró un mayor porcentaje de arenas en la temporada baja. El análisis de varianza no mostró diferencias significativas ($p > 0.05$) entre las temporadas, ni entre las estaciones, únicamente para la comparación entre antes y después del huracán Deán y solamente en lo referente a la disminución de las arcillas, debido a los fuertes vientos y el oleaje que resuspendió el sedimento y evitó la sedimentación de las arcillas.

Las estación 6 (Playa Mahahual sur) y 9 (Playa Ensenada Xahuayxol), fue donde se obtuvieron los mayores porcentajes de arcillas y limos, indicando que en este lugar existía un disminución de la corriente, ya que estos sedimentos se encuentran comúnmente en zonas de baja energía (Flemming, 2000), esto se pudo deber a las comunidades de pastos marinos presentes en la zona, ya que una de sus funciones es disminuir la velocidad de las corrientes y permitir la sedimentación.

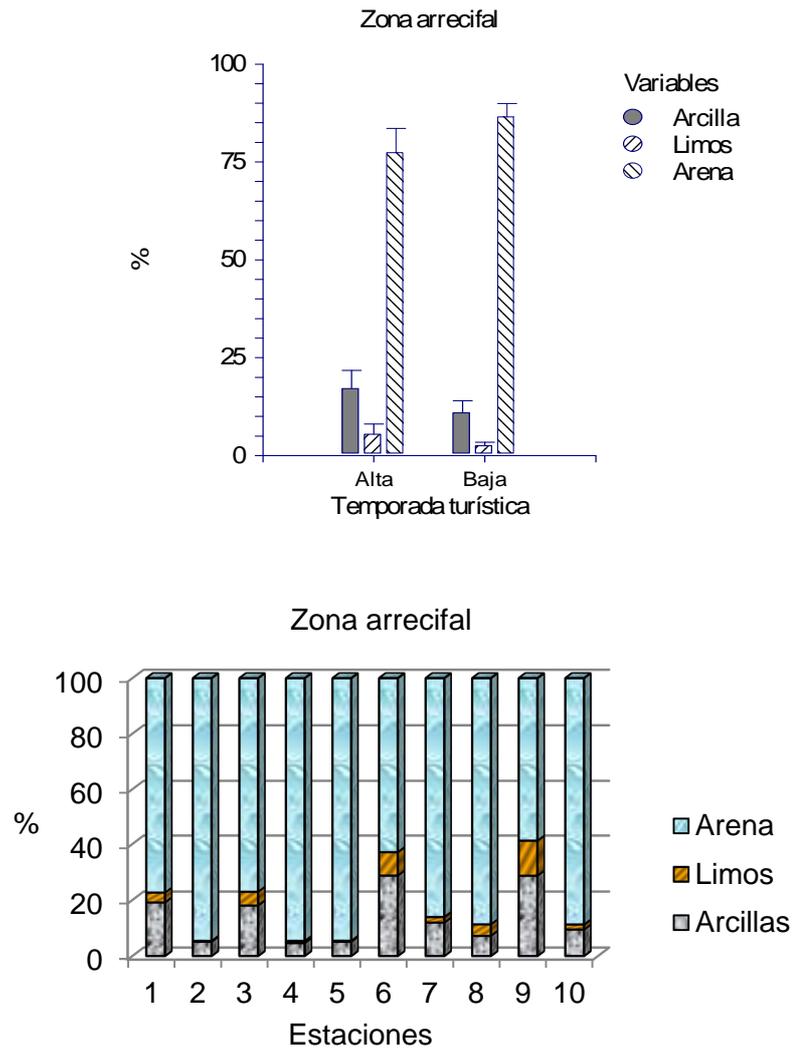


Figura 28. Variación temporal y espacial de la textura de los sedimentos en la zona arrecifal, Q. Roo, México.

LAGUNA SANTA ROSA

El tipo de sedimento promedio que predominó en la laguna Santa Rosa durante este estudio, fue de arenas 52.39 % (6.81% a 100%), arcillas 41.01 % (0% a 90.61%) y limos 6.39% (0% a 21.26%). Mientras en la temporada turística alta la textura fue de 51.12% de arenas, 42.37% de arcillas y 6.49% de limos, en la

temporada baja de arenas (54.21%), arcillas (39.49%) y limos (6.29%), la fracción de arenas (se determinó desde arenas finas hasta gruesas, con restos de conchas y coral) (Fig. 29). El tipo de sedimento que predominó en la laguna Santa Rosa es arenosa-arcillosa. El análisis de varianza no mostró diferencias significativas ($p > 0.05$) entre las temporadas, ni espacialmente.

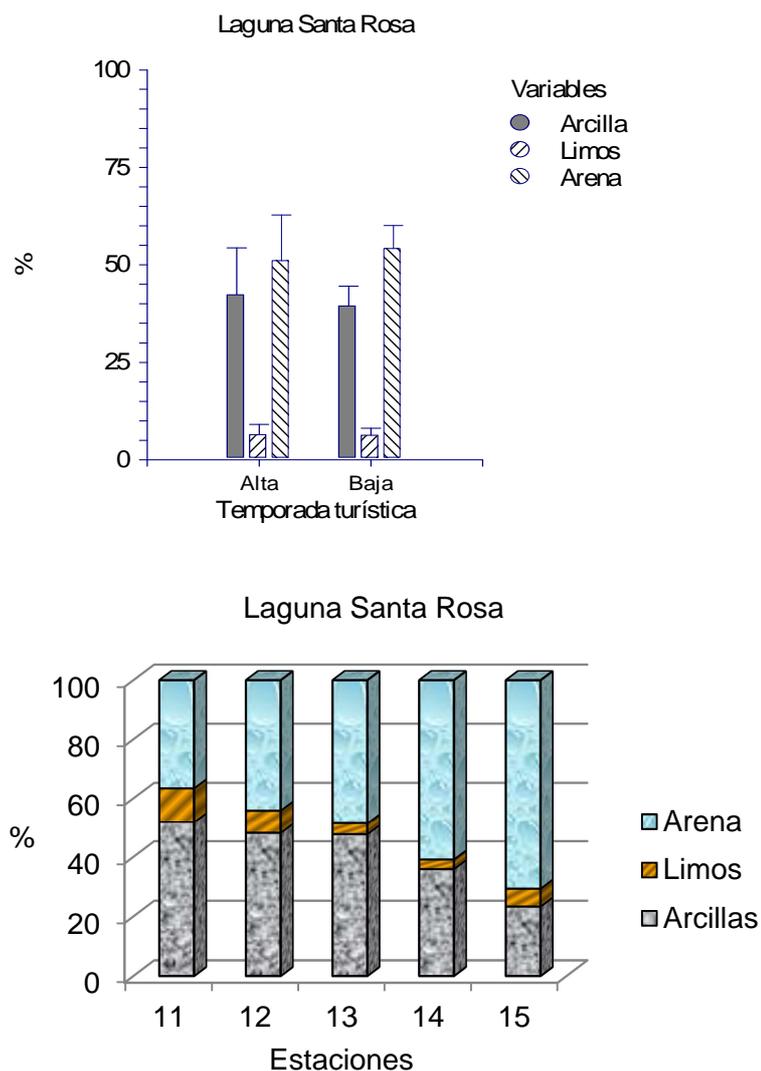


Figura 29. Variación temporal y espacial de la textura de los sedimentos en la Laguna Santa Rosa, Q. Roo, México.

Espacialmente el tipo de sedimento determinado en la laguna Santa Rosa varió desde arcillas hasta arenas, cuantificándose un mayor porcentaje promedio de arcillas (51.83%) en la zona sur y centro del sistema; un porcentaje considerable de arenas de 70.76% en la parte norte, debido a que esta zona tiene influencia marina, ya que se encuentra cercana a la boca, además el análisis de correlación de Pearson mostró una correlación significativa e inversamente proporcional entre las arcillas y las arenas ($r=-0.95$ y $p<0.05$). Coincidiendo con lo reportado por (Flemming, 2000; Renner, 1997), ya que ellos indican que los sedimentos arenosos se depositan bajo condiciones de alta energía y los limos y arcillas en situaciones de baja energía. El análisis de varianza no mostró diferencias significativas ($p>0.05$) entre las estaciones (Fig. 29).

CARBONO ORGÁNICO (C.O.)

ZONA ARRECIFAL

Durante el estudio el contenido de C.O. promedio en la zona arrecifal fue de 1.30% (0.35% a 5.74%), obteniéndose el mayor porcentaje en la temporada turística alta (1.56%). El análisis de varianza mostró que no existieron diferencias significativas ($p>0.05$) entre las temporadas y las estaciones (Fig. 30), se registró un aumento en los contenidos de C.O. después del huracán Dean, posiblemente esto se debió al acarreo de materia orgánica proveniente del continente a la zona arrecifal.

En la zona arrecifal la estación con mayor porcentaje de C.O. fue la playa Ensenada de Xahuayxol (E9, 2.54%), la playa Mahahual norte (E2, 2.25%) y la menor fue el muelle de atraque de cruceros (E1, 0.43%).

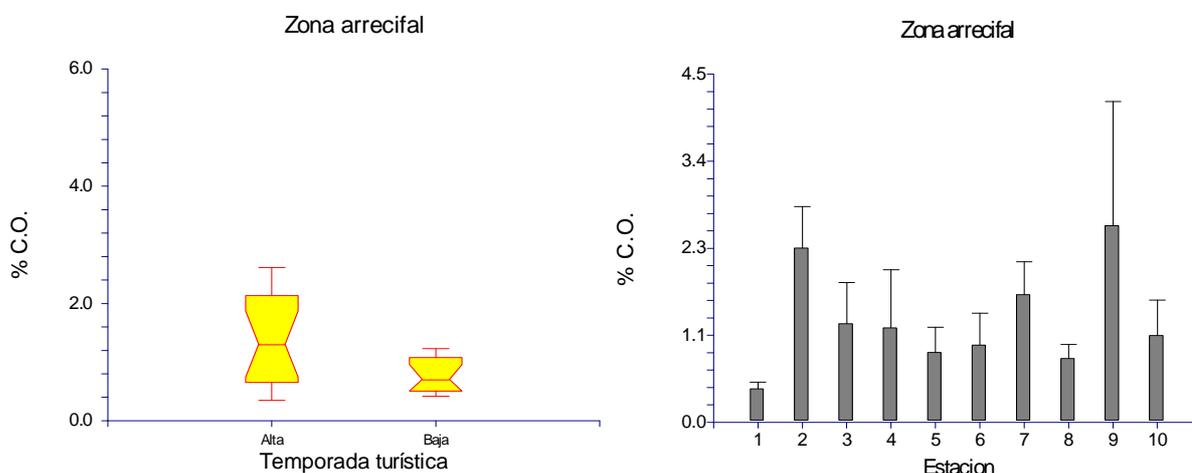


Figura 30. Variación temporal y espacial del porcentaje de C.O. en la zona arrecifal, Q. Roo, México.

LAGUNA SANTA ROSA

La laguna Santa Rosa tuvo un promedio de C.O. de 3.50% con (1.40% a 5.51%), el análisis de varianza mostró que no hubo diferencias significativas ($p > 0.05$) entre las temporadas (Fig. 31). En cuanto a la distribución espacial en el sistema, disminuyó en su concentración conforme se acercaba a la boca de la laguna (E15), teniendo el menor valor con 2.33%. Al interior de la laguna se encontraron los mayores porcentajes promedios de C.O. siendo en la estación 13 (Centro 4.38%), porque estos lugares presentaron sedimento arenoso-arcillosos, ya que el C.O. tiene afinidad por los granos finos (Salazar *et al.* 2003), el análisis de varianza reveló que no existieron diferencias significativas ($p > 0.05$) entre las estaciones de la laguna (Fig. 31).

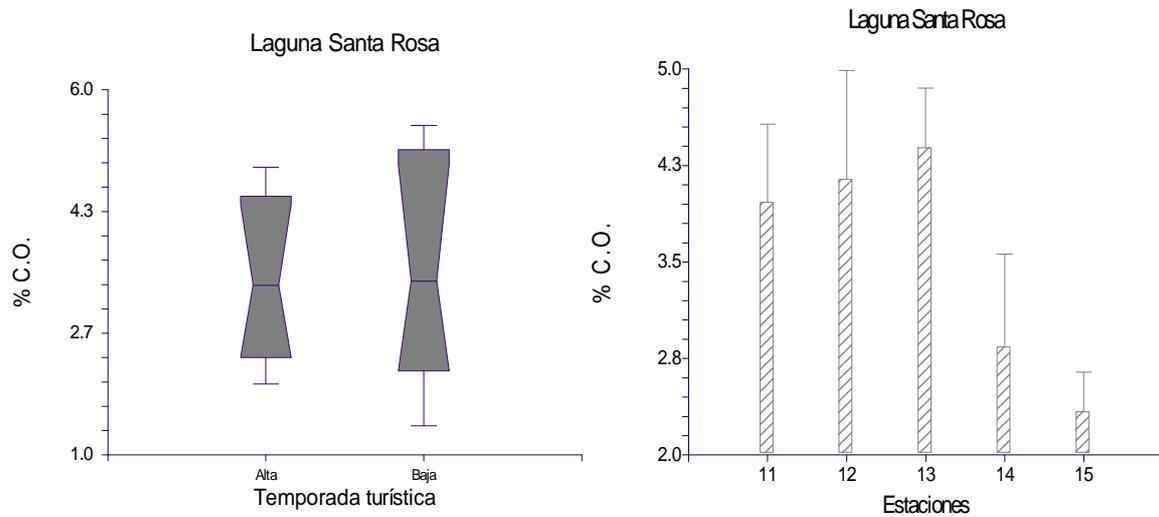


Figura 31. Variación temporal y espacial del porcentaje de C.O. en la Laguna Santa Rosa, Q. Roo, México.

El análisis de correlación de Pearson, solo mostró relaciones significativas ($p < 0.05$) entre el C.O. y las arcillas ($r = -0.41$) siendo esta inversa y directamente proporcional con el C.O. y arenas ($r = 0.37$), únicamente en la zona arrecifal. A pesar que la materia orgánica tienen una gran afinidad por la fracción fina (arcillas y limos) de los sedimentos acuáticos, incrementando su concentración con el decremento del tamaño de grano de los sedimento (Birch & Taylor, 2000; Canfield, 1994; Bubb *et al.* 1990) y además el aporte de materia orgánica es mayor en las áreas costeras que en los océanos (Suess, 1976). Esto se pudo deber a que en los dos sistemas se registró un mayor porcentaje de arenas y posiblemente por la velocidad de las corrientes que impedían que se sedimentaran los limos y arcillas.

Aunado a lo anterior el C.O. es aportado a las zonas costeras principalmente por la materia vegetal ya sea autóctona, como raíces y hojas de pastos marinos; o por la vegetación alóctona que está adyacente al sistema, entre ellas los manglares (Seitzinger & Sanders, 1997).

Lo que confirma la importancia del acarreo por medio de ríos y lo significativo de las lluvias al transportar la materia orgánica a los sistemas lagunares, aunque en la zona de estudio no existen ríos superficiales, sino posiblemente aportes subterráneos, los cuales se determinaron por los cambios en la salinidad. También, se observó una gran abundancia de macroalgas (rodófitas) y de acuerdo a Pusceddu *et al.* (1999), es uno de los principales factores que influyen en la distribución y composición de los componentes orgánicos primordiales. La presencia de dicha vegetación en las lagunas costeras incluso en los ecosistemas tropicales las algas bentónicas y las plantas vasculares son la principal fuente de C.O. (Pollard & Kogure, 1993).

HIDROCARBUROS AROMÁTICOS POLICÍCLICOS (HAP)

ZONA ARRECIFAL

La concentración total promedio de los HAP en la zona arrecifal fue de 1284.9 ngg^{-1} (310.5 a 4447.7 ngg^{-1}), obteniéndose la mayor cantidad en la temporada turística alta (1385 ngg^{-1}). Sin embargo, el análisis de varianza de Kruskal-Wallis evidenció que no existieron diferencias significativas ($p>0.05$) entre las temporadas (Fig. 32).

Espacialmente el contenido más alto de HAP totales fue registrado en la zona de Mahahual y en la estación Mahahual Norte (E2, 2529.6 ngg^{-1}), presentó la máxima y la menor la estación Playa Ensenada Xahuayxol (E9, 532.9 ngg^{-1}). Esto se debió a que en la E2 existía un muelle de atraque para embarcaciones y en general en Mahahual es donde se registraron la mayor cantidad de actividades turísticas (paseos en motos acuáticas, pesca deportiva, buceo, etc.), así como también el arribo de cruceros turísticos. El análisis de varianza de Kruskal-Wallis mostró que no existieron diferencias significativas ($p>0.05$) entre las estaciones (Fig. 32).

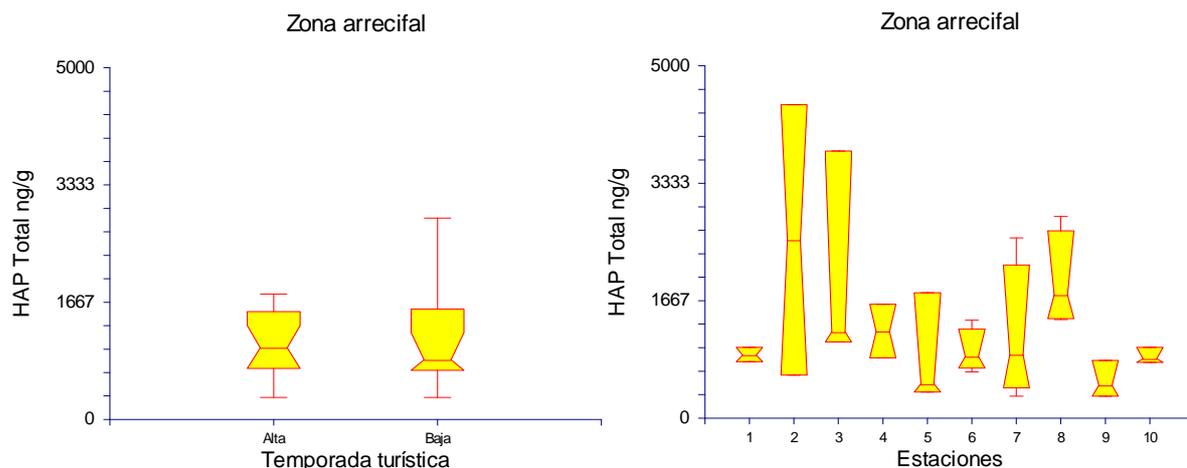
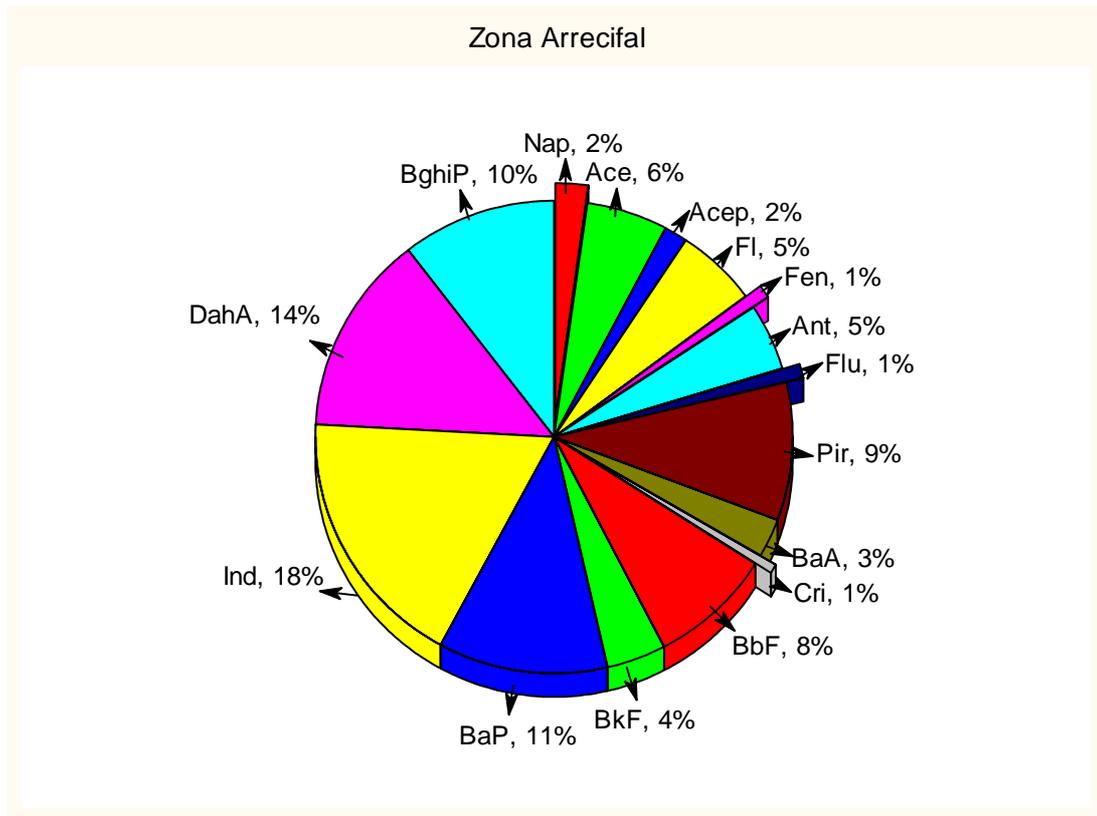


Figura 32. Variación temporal y espacial de los HAP totales, en la zona arrecifal Q. Roo, México.

Se ha demostrado que la naturaleza de los sedimentos influye en la distribución y concentración de HAP. La concentración de HAP en los sedimentos suele estar afectada por la concentración de C.O. y contenido de arcilla (Birch & Taylor, 2000; Kim *et al.* 1999; Canfield, 1994; Bubb *et al.* 1990). Los sedimentos con alto contenido de C.O. se caracterizan por valores altos de HAP (Yang, 2000). Sin embargo, en la zona arrecifal no se encontraron correlaciones significativas entre las concentraciones de HAP, de carbono orgánico y en la composición de los sedimentos. Tam *et al.* (2001) sugirieron que la falta de afinidad entre el C.O. y los HAP, indica que la distribución y concentración de HAP en los sedimentos sería determinado más por la aportación directa, en lugar que por el tipo de sedimento. Simpson *et al.* (1996) mostraron que la relación entre HAP totales y C.O. es significativa sólo para lugares de alta contaminación, donde la concentración total de HAP es mayor de 2000 ngg^{-1} . En la zona arrecifal en la mayoría de las estaciones se determinó menor concentración total de HAP.

La distribución individual de los 16 HAP en el sedimento de la zona arrecifal, así como también el porcentaje de los números de anillos bencénicos que los conforman se muestra en la figura 33, en la Tabla 9 se presentan las concentraciones de cada HAP. La distribución de cada uno de los HAP, muestra las diferentes propiedades físicas, donde los compuestos de bajo peso molecular tienen una mayor presión de vapor y solubilidad en agua y por lo tanto, son más volátiles y se degradan más rápido. Los HAP de peso molecular mayor son más fácilmente absorbidos en la fase particulada y por lo cual se sedimentan más sencillamente (Basheer *et al.* 2003), En este estudio se registró la prevalencia de HAP de peso molecular mayor (79.5%) en el sedimento, para la zona arrecifal. La presencia de estos compuestos de alto peso molecular en los sedimentos costeros está relacionada a las actividades humanas y por procesos de pirólisis. En esta área solamente existen actividades turísticas como son, buceo, pesca deportiva, tráfico de cruceros turísticos, motos acuáticas, pero también se registraron incendios provocados por los habitantes, durante el estudio en el mes de mayo (2008). La presencia de algunos de estos, como el Benzo(a)pireno, representa un riesgo para los organismos (Bernard *et al.* 1996; Sherblom *et al.* 1995).



Distribución de números de anillos bencénicos de los HAP, en la zona arrecifal

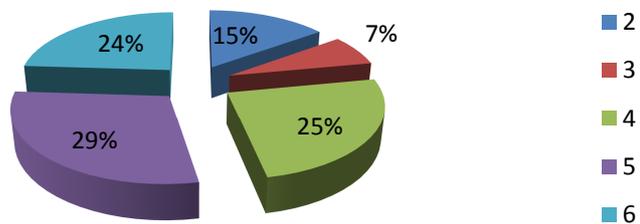


Figura 33. La distribución de los 16 HAP: (Naf) Naftaleno, (Ace) Acenaftileno, (Acef) Acefnateno, (Fl) Fluoreno, (Fen) Fenantreno, (Ant) Antraceno, (Flu) Fluoranteno, (Pir) Pireno, (BaA) Benzo[a]antraceno, (Cri) Criseno, (BbF) Benzo[b]fluoranteno, (BkF) Benzo[k]fluoranteno, (BaP) Benzo[a]pireno, (Ind) Indeno[1,2,3-cd]pireno, (BghiP) Benzo[ghi]perileno y (DahA) Dibenz[a,h]antraceno y porcentaje de números de anillos bencénicos, en el sedimento de la zona arrecifal, Q. Roo, México.

Tabla 9. Concentración total de HAP en ngg^{-1} , en la zona arrecifal y la Laguna Santa Rosa, Q. Roo, México.

HAP	Abreviatura	Zona arrecifal	Laguna Santa Rosa
Naftaleno	Naf	529	196
Acenaftileno	Ace	1977	1577
Acefnateno	Acef	292	317
Fluoreno	Fl	2177	562
Fenantreno	Fen	295	194
Antraceno	Ant	1689	1462
Fluoranteno	Flu	303	707
Pireno	Pir	3761	1101
Benzo[a]antraceno	BaA	1024	1240
Criseno	Cri	215	10258
Benzo[b]fluoranteno	BbF	3327	1935
Benzo[k]fluoranteno	BkF	1611	2126
Benzo[a]pireno	BaP	4565	9618
Indeno[1,2,3-cd]pireno	Ind	7148	8545
Benzo[ghi]perileno	BghiP	5457	8031
Dibenz[a,h]antraceno	DahA	4175	3905

LAGUNA SANTA ROSA

La concentración total promedio de los HAP en la laguna Santa Rosa fue de 2876.2 ngg^{-1} con una variación de 403.7 a 10329.5 ngg^{-1} , obteniéndose la mayor cantidad en la temporada turística baja (4036.2 ngg^{-1}) en esta zona. El análisis de varianza de Kruskal-Wallis mostró diferencias significativas ($p < 0.05$) entre las temporadas turísticas (Fig. 34). Esto se pudo deber posiblemente al huracán Dean, que llegó a la zona en agosto (2007) y a los incendios registrados en el mes de mayo (2008). Debido a que los huracanes tienen la capacidad de impactar sustancialmente la dinámica costera de los sedimentos. Ya que pueden generar grandes olas, así como fuertes corrientes, las cuales tienden a dispersar y resuspender grandes cantidades de sedimentos (Dail *et al.* 2007; Ogston *et al.* 2000).

En la laguna Santa Rosa, la E15 (La Boca) tuvo la máxima cantidad de HAP (4417.8 ngg^{-1}) y la mínima fue en la E14 (Norte) con 1963.8 ngg^{-1} (Fig. 34). El análisis de varianza de Kruskal-Wallis no expuso diferencias significativas ($p > 0.05$), entre las estaciones. Esto se puede deber a que en la periferia de la laguna existen cabañas dedicadas al ecoturismo y en la boca de la laguna se encuentran varias casas de pescadores, además del tráfico de lanchas en la laguna debido a la pesca de picuda (*Sphyraena sp.*) para consumo local y venta en los restaurantes y la quema de basura.

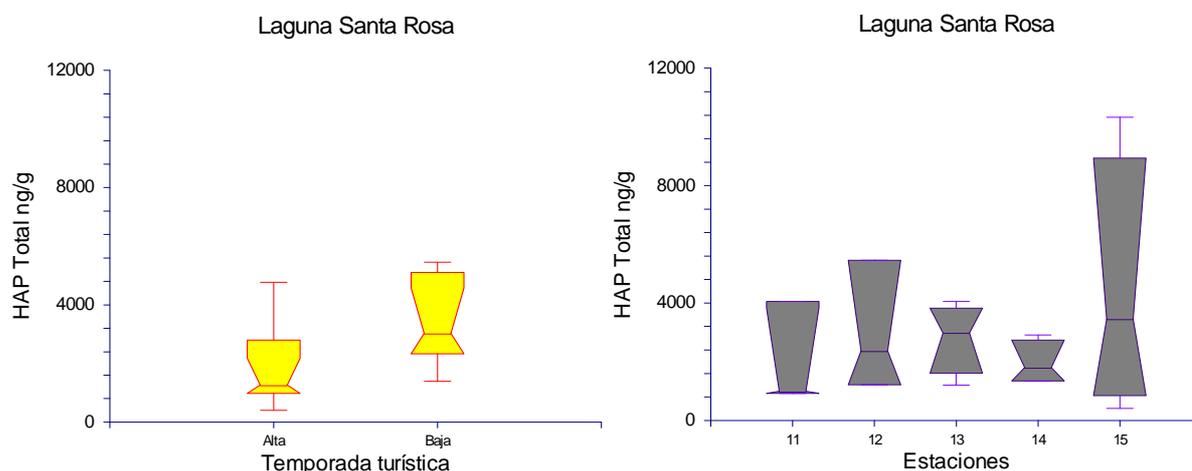
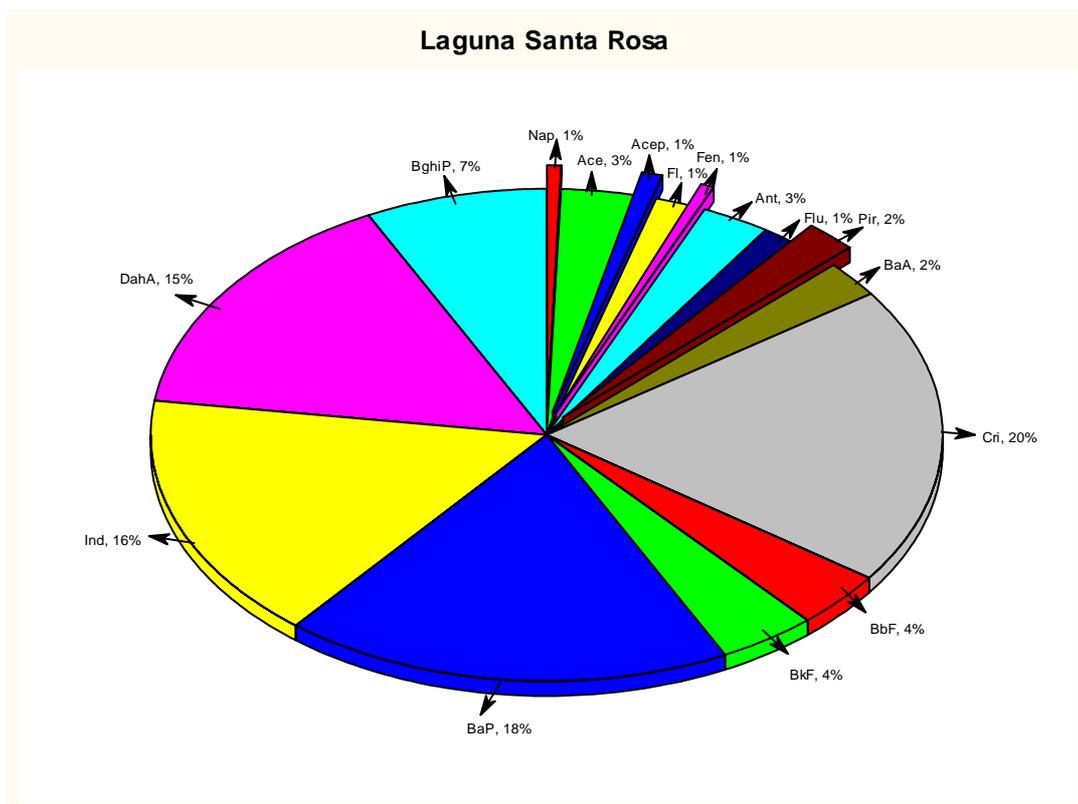


Figura 34. Variación temporal y espacial de los HAP totales, en la laguna Santa Rosa Q. Roo, México.

De igual manera en la laguna Santa Rosa, no se determinaron correlaciones significativas entre la concentración total de HAP, el contenido de C.O. y en la composición del sedimento. A pesar de que el promedio de los HAP fue mayor a lo reportado por Simpson *et al.* (1996), que es de 2000 ngg^{-1} . Esto es porque los procesos que controlan el nivel de HAP en los sedimentos son complejos. Entre los factores importantes son las propiedades químicas de los compuestos (especialmente su solubilidad en el agua), la composición de los sedimentos, tales

como C.O. y el contenido de arcilla, y los patrones de sedimentación (Yang *et al.* 1998).

La distribución individual de los 16 HAP en el sedimento de la laguna Santa Rosa, así como también el porcentaje de los números de anillos bencénicos que los conforman se muestra en la figura 35, en la Tabla 9 se presentan las concentraciones promedio de cada HAP. Al igual que la zona arrecifal en la laguna Santa Rosa se determinó, la prevalencia de HAP de peso molecular mayor (87%). Sólo que el Criseno fue el que presentó el máximo porcentaje, debido a que éste es el HAP más abundante y es un compuesto derivado principalmente de origen natural de ceras de plantas terrestres a través del proceso de degradación microbiana (Basheer *et al.* 2003; Wakeham *et al.* 1980). Existen varios estudios que han determinado altas concentraciones de los HAP de peso molecular mayor como el de Witt, (1995) que registró predominancia de estos en el mar Báltico, Yang *et al.* (2000) también mostraron que los HAP del sur del mar de China eran dominados por compuestos formados de cuatro a cinco anillos bencénicos. La abundancia de HAP de mayor peso molecular se encuentra típicamente en partículas atmosféricas y aerosoles urbanos (Valerio & Pala, 1991; Sicre *et al.* 1987) y es característico de origen pirolítico (Wise *et al.* 1988).



Distribución de anillos bencénicos de los HAP, en la laguna Santa Rosa.

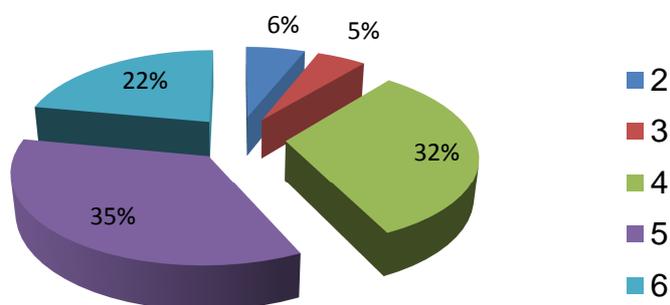


Figura 35. La distribución de los 16 HAP: (Naf) Naftaleno, (Ace) Acenaftileno, (Acef) Acefnateno, (Fl) Fluoreno, (Fen) Fenantreno, (Ant) Antraceno, (Flu) Fluoranteno, (Pir) Pireno, (BaA) Benzo[a]antraceno, (Cri) Criseno, (BbF) Benzo[b]fluoranteno, (BkF) Benzo[k]fluoranteno, (BaP) Benzo[a]pireno, (Ind) Indeno[1,2,3-cd]pireno, (BghiP) Benzo[ghi]perileno y (DahA) Dibenz[a,h]antraceno y porcentaje de anillos bencénicos, en el sedimento de la laguna Santa Rosa, Q. Roo, México.

IDENTIFICACIÓN DEL ORIGEN DE LOS HAP

Los HAP son contaminantes generados por procesos naturales (como la descomposición de plantas) y debido a las actividades humanas (industrial y rural) (Peters *et al.* 1995; Lockhart *et al.* 1992). En el sedimento marino se encuentran asociados con varias partículas, por ejemplo el pireno es típico en partículas generadas hidrotermalmente, el benzo(a)pireno es específicamente a la presencia de petróleo (Chernova *et al.* 2001)

Basándose en las características de los HAP y patrón de distribución, usualmente existen algunas relaciones de los HAP específicas que sirven como indicadores del origen, debido a los procesos de combustión y su relación con los productos derivados del petróleo, en la Tabla 10 se muestran los diferentes índices para determinar el origen de los HAP, en este estudio.

Tabla 10. Índices de HAP utilizados en este estudio.

Índice	Referencia
Fluoranteno/Fluoranteno+Pireno (Flu/Flu+Pir)	Buchelli <i>et al.</i> 2004
Indeno(1,2,3-cd)perileno/Indeno(1,2,3-cd)perileno+Benzo(ghi)perileno (Ind/Ind+BghiP)	Wei Guo <i>et al.</i> 2009
Indeno(1,2,3-cd)perileno/Benzo(ghi)perileno (Ind/BghiP)	Brandli <i>et al.</i> 2007; Yunker <i>et al.</i> 2002
Benzo(a)antraceno/Benzo(a)antraceno+Criseno (BaA/BaA+Cri)	Yunker <i>et al.</i> 2002
Fenantreno/Antraceno (F/A)	Gui Peng, 2000; Peña-Méndez <i>et al.</i> 2001
Fluoranteno/Pireno (Flu/Pir)	Soclo <i>et al.</i> 2000
Antraceno/Antraceno+Fenantreno (Ant/Ant+Fen)	Yunker <i>et al.</i> 2002
Bajo peso molecular (LHW)/Alto peso molecular (HWM)	Magi <i>et al.</i> 2002; Soclo <i>et al.</i> 2000

Los valores obtenidos de los diferentes índices en la zona arrecifal y en la laguna Santa Rosa se exponen en la tabla siguiente:

Tabla 11. Índices de la zona arrecifal y de la laguna Santa Rosa, Q. Roo México.								
Índices								
	Flu/Flu+Pir	Ind/Ind+BghiP	Ind/BghiP	BaA/BaA+Cri	F/A	Flu/Pir	Ant/Ant+Fen	LWM/HWM
Zona arrecifal								
Promedio	0.24	0.58	1.49	0.83	0.18	0.37	0.86	0.30
Origen	Petrogénico	Pirolítico	Pirolítico	Pirolítico	Pirolítico	Petrogénico	Petrogénico	Pirolítico
Laguna Santa Rosa								
Promedio	0.39	0.51	1.08	0.31	0.22	0.75	0.82	0.12
Origen	Petrogénico	Pirolítico	Pirolítico	Pirolítico	Pirolítico	Petrogénico	Petrogénico	Pirolítico

Se estableció que el origen de los HAP es de dos tipos, petrogénico y pirolítico, y predominó el origen pirolítico. Lo que indicó que gran parte de estos compuestos son derivados de la combustión incompleta de la materia orgánica (madera) y de combustibles fósiles (gasolina, gas natural y carbón). Ésto se debe a las actividades turísticas que se realizan, como el buceo, pesca deportiva, tráfico de cruceros turísticos, motos acuáticas, principalmente en Mahahual y en la Laguna Santa Rosa a los asentamientos humanos que se encuentran alrededor de la laguna, quema de basura, tráfico de lanchas y a los incendios provocados por los pobladores para generar áreas de cultivo.

En la Tabla 12 se muestra la comparación de las concentraciones de HAP obtenidas en este estudio, con lo reportado por otros investigadores. Lo que indicó que la zona presenta una contaminación moderada de HAP. Ya que es de

amplio consenso que los valores de HAP en sedimentos menores a 10 ngg^{-1} corresponden a un nivel de distribución basal o background de los ecosistemas (Baumard *et al.* 1998). Estos valores son hallados en lugares prístinos y muy alejados de poblaciones. Las concentraciones que se ubican entre 10 y 100 ngg^{-1} corresponden a baja contaminación (Baumard *et al.* 1998). Por otro lado, los niveles de los HAP en el intervalo de 100 a 1000 ngg^{-1} identifican zonas con moderado impacto antrópico; estos valores son hallados en general en zonas portuarias y costeras urbanizadas alrededor del mundo. En esta investigación la concentración promedio registrada en los dos sistemas fue mayor a los 1000 ngg^{-1} lo que indica niveles de moderados a altos de contaminación y probables procesos de introducción crónica de estos contaminantes en los sistemas (Long *et al.* 1995).

Tabla 12. Comparación de las concentraciones de HAP (ngg^{-1}) en sedimentos de diferentes sitios a nivel mundial.

Sitios	Promedio	Rango	Referencia
Bahía Blanca, Argentina	527	103-2000	Arias <i>et al.</i> 2010
Bahía de Chetumal, México	13834	2790-40520	Norreña-Barroso <i>et al.</i> 1998
Bahía de Todos los Santos, México	96	76-813	Macias-Zamora <i>et al.</i> 2002
Isla de Guadalupe, Caribe	502	103-1657	Bernard <i>et al.</i> 1996
Laguna Venecia, Italia		1.3-4800	La Rocca <i>et al.</i> 1996
Río de la Plata, Argentina	642	4-4900	Colombo <i>et al.</i> 2005
Sedimentos en manglares de Puerto Rico	1820	500-6000	Klekowski <i>et al.</i> 1994
Sedimentos marinos al sur del mar de China	146	25-275	Yang <i>et al.</i> 2000
Sedimentos marinos en Hong Kong	553	7-4420	Zheng & Richardson 1999
Sedimentos costeros, Pacífico Mexicano	6.9		García-Ruelas <i>et al.</i> 2004
Laguna de Sontecomapan, México	11700	<10-41520	Calva <i>et al.</i> 2002
Laguna la Mancha, México	6700	3800-11300	Botello <i>et al.</i> 2001
Laguna el Llano, México	5000	600-8100	Botello <i>et al.</i> 2001
Laguna Madre, México		2600-692000	Sharma <i>et al.</i> 1997
Laguna Tampamachoco, México	4500	700-9400	Botello & Calva 1998
Laguna Tamiahua, México	3400	600-8100	Botello & Calva 1998
Zona arrecifal de Mahahual a Ensenada Xahuayxol, México	1285	311-4448	Este estudio
Laguna Santa Rosa, México	2876	403-10330	Este estudio

Para evaluar los posibles impactos ambientales de HAP en los sedimentos, de acuerdo a los niveles de HAP obtenidos se compararon con los valores de referencia basados en efectos como el efecto de rango bajo (ERL, 4022 ngg^{-1}), el efecto de rango medio (ERM, 45000 ngg^{-1}), desarrollados por los EE.UU. Administración Nacional del Océano y la Atmosfera (NOAA) (Long et al. 1995). La concentración total de los HAP en la zona arrecifal fue inferior a lo establecido para el ERL y ERM. Mientras tanto en la laguna Santa Rosa se determinó que la boca (E15, 4417.8 ngg^{-1}) fue la que registró valor mayor al ERL, pero menor al ERM.

Aunado a lo anterior Long *et al.* 1995, sugirieron un límite para el benzo(a)antraceno de 260 ngg^{-1} y para el fluoreno de 20 ngg^{-1} , en este estudio se obtuvo un valor de 40 ngg^{-1} en la zona arrecifal y 70 ngg^{-1} en la laguna Santa Rosa de benzo(a)antraceno. Para el fluoreno fue de 70 ngg^{-1} en la zona arrecifal y 30 ngg^{-1} en la laguna. Por lo tanto, se puede concluir que los HAP pueden causar efectos tóxicos a los diferentes organismos bentónicos (como los corales, pastos marinos, esponjas, estrellas de mar, pepinos de mar, etc.) que habitan en estos ecosistemas, debido a la concentración alta de fluoreno.

Estudios previos sobre el crecimiento del coral en respuesta a contaminación por petróleo (Guzmán *et al.* 1991, 1994; Eakin *et al.* 1993), demostraron que la presencia de HAP puede generar cambios en la comunidad coralina, inhibiendo su sistema reproductivo, decreciendo la viabilidad de la larva del coral y ocasionando modificaciones en las propiedades físicas del arrecife, por la interferencia en la colonización de las larvas de coral (Poulsen *et al.* 2006). Lo que

puede generar cambio en la estructura de la comunidad, ocasionar diversos efectos letales en los organismos (alteraciones metabólicas, interferencia celular, bloqueo de branquias) o sub-letales (formación de metabolitos tóxicos), ésto repercute en cambios estructurales y funcionales de los ecosistemas debido a largos periodos de exposición (efecto crónico), (Mueller *et al.* 1999; Loya & Rinkevich, 1980), lo cual representa una amenaza potencial para la salud humana, debido a que algunos compuestos tienen propiedades carcinogénicas y mutagénicas (Kauss & Hamdy, 1991; Martel *et al.* 1986).

IMPACTOS DETERMINADOS EN EL ÁREA DE ESTUDIO Y MEDIDAS DE MITIGACIÓN.

Existen dos tipos de disturbios principales en las áreas costeras, los impactos antropogénicos, que tienen un efecto crónico sobre los ecosistemas y los naturales, con un efecto menor (Davenport & Davenport, 2006).

A continuación se presentan los diferentes impactos antropogénicos y naturales, detectados en la zona de estudio, así como también sus diferentes efectos (Tabla 13 y 14). Es importante mencionar que en el área de estudio la principal actividad económica es el turismo, que resulta en un incremento en el arribo de cruceros turísticos durante los meses de noviembre a abril, siendo básicamente turismo internacional, ya que el turismo nacional es menor y principalmente se presenta los fines de semana, semana Santa y en julio y agosto de cada año.

Tabla 13. Impactos antropogénicos en la zona arrecifal y en la laguna Santa Rosa Q. Roo, México.

	Impactos	Acciones	Efectos	Cita
Antropogénicos	Turismo	Descarga de aguas residuales y basura	Aumento de los niveles de nutrientes e indicadores microbiológicos. Incremento de lixiviados	Rivera-Arriaga & Villalobos, 2001.
	Pesca	Comercialización de especies	Extracción de especies claves. HAP generados por el uso de combustibles de las embarcaciones pesqueras.	Callum, 1995.
	Puertos y marinas	Tráfico de lanchas, yates y cruceros	Descarga de HAP y de agua de lastre.	Rivera-Arriaga & Villalobos, 2001.
	Urbanización	Construcción de hoteles y carreteras.	Aumento de la tasa de erosión (incremento de sólidos). HAP generados por maquinaria de construcción y automóviles. Fragmentación de hábitats.	Spurgeon, 1992.
	Actividades recreativas	Buceo, pesca deportiva	Aporte de HAP por el transporte en embarcaciones. Muerte accidental del coral por toma de fotografías.	Hawkins <i>et al.</i> 1999

Tabla 14. Impactos naturales en la zona arrecifal y en la laguna Santa Rosa Q. Roo, México.

	Impactos	Efectos	Cita
Naturales	Huracanes y tormentas tropicales	Destrucción de la fauna y flora. Resuspensión de los sedimentos. Genera pérdidas materiales y económicas.	Beltrán-Torres <i>et al.</i> 2003.
	Incendios*	Destrucción de la flora y fauna. Generación de hidrocarburos fósiles por pirólisis.	

*Algunas veces los incendios son provocados para crear zonas agrícolas.

Durante la realización de esta investigación, se registró el huracán Dean en el mes de agosto 2007, que ocasionó fuertes lluvias y pérdidas materiales, sobre todo en Mahahual ya que se tuvo que reconstruir el muelle de cruceros. Así mismo se presentaron dos incendios en el mes de mayo 2008.

Los impactos generados en el área de estudio obedecen en gran medida a que no se cuenta con una adecuada regularización de las actividades que se realizan. Por consiguiente se sugieren las siguientes medidas para disminuir los efectos negativos de las actividades antropogénicas:

- Tener un espacio adecuado para el almacenamiento de la basura, ya que el basurero está al aire libre generando lixiviados principalmente en la época de lluvias, los cuales por la permeabilidad del suelo fácilmente son acarreados hacia la zona costera.

- Tratamiento de las aguas residuales, ya sea mediante procesos aerobios o anaerobios. Los reactores anaerobios se caracterizan por una alta capacidad de remoción de materia orgánica en bajos valores de tiempo, el proceso es técnicamente simple y fácil de operar.
- La creación de humedales artificiales, ya que son sistemas de tratamiento que pueden ser muy útiles en los países en desarrollo, de tecnología simple y de bajo costo operativo. La mayoría de las veces, los humedales pueden ser construidos con materiales locales lo que disminuye el costo de construcción de manera significativa. Además, estos sistemas de tratamiento son buenos para eliminar no sólo indicadores microbiológicos y nutrientes, sino también metales tóxicos y contaminantes orgánicos (Belmont *et al.* 2006).

Los humedales artificiales se clasifican generalmente en dos tipos principales: en el flujo superficial y flujo subsuperficial, que a su vez se subdivide en flujo horizontal y flujo vertical humedales artificiales, dependiendo de la dirección del flujo de agua a través del medio poroso (suelo o tierra batida) (Langergraber & Haberl, 2001). Algunos autores mencionan que para un mayor control en las descargas de patógenos se puede utilizar, la inactivación por luz ultravioleta o la cloración que remueven el 99% de los indicadores microbiológicos (Koivunena *et al.* 2003).

- Una regularización adecuada a todas las actividades turísticas, de pesca y de transporte.
- También es necesario implementar la realización de estudios fisicoquímicos, de indicadores microbiológicos y de hidrocarburos aromáticos policíclicos, en diferentes épocas del año.

El turismo actualmente es una de las principales actividades económicas a nivel mundial. Los efectos del transporte de ocio y turismo en el ambiente costero son considerables, han aumentado (y en la actualidad siguen aumentando), de manera no lineal, y son extremadamente difíciles de manejar o limitar. El turismo costero se ha desarrollado de manera exponencial y mantiene un complejo con las industrias manufactureras y de servicios, que van desde el sector aeroespacial, hasta los vendedores de alimentos. Los intereses creados en una continúa expansión y desarrollo de este tipo de turismo y con una infraestructura extremadamente poderosa comercial y políticamente, es difícil de resistir. Subsidios a los costos directos e indirectos para la industria a nivel mundial sustancialmente y ambientalmente generalmente ignorado, y nunca plenamente reconocido. Muchos de los problemas ecológicos relacionados con el turismo y el transporte de ocio, es el número excesivo de participantes junto con el acceso abierto. Esta situación ha sido creada por el aumento en las percepciones de los derechos de acceso, a las zonas costeras y terrestres (Davenport & Davenport, 2006).

La zona costera de México enfrenta una serie de amenazas actuales y potenciales que sólo puede ser detenida y mitigada a través de los métodos de gestión adecuados y mediante el desarrollo de políticas, de leyes y regulaciones adecuadas para la protección de la biodiversidad y los ecosistemas o la ordenación del territorio. En un futuro cercano se debe tener una mayor coordinación y armonización de políticas para integrar a los diferentes niveles de gobierno, diversos sectores, dependencias federales, los usos y usuarios de los ecosistemas y los recursos, y para encontrar mejores mecanismos para la solución del conflicto (Rivera & Villalobos, 2001).

Davenport & Davenport (2006), mencionan que lamentablemente, el conflicto inherente entre la sostenibilidad biológica (es decir, el mantenimiento de una situación que conserve la biodiversidad y el funcionamiento de los ecosistemas como los humedales costeros y dunas) y la sostenibilidad económica (es decir, a la entrega constante de empleo y la salud económica) casi nunca se resuelve a favor de la primera. Tendría que ser una prioridad de México y a nivel mundial, ya que el relacionar las diferentes actividades turísticas y de infraestructura, con una sustentabilidad biológica, que a su vez disminuiría el deterioro ambiental y la pérdida de la función de los ecosistemas costeros, en relación al cambio climático que está afectando a nivel mundial.

CONCLUSIONES

La calidad de agua determinada en la zona arrecifal de Mahahual a Ensenada Xahuayxol y en la laguna Santa Rosa, presentó variación entre las diferentes épocas turísticas, determinándose que los intervalos cuantificados en el presente estudio para algunos parámetros se encuentran dentro de lo reportados para estos ambientes costeros como son la temperatura, salinidad, pH, oxígeno y sólidos disueltos.

En cuanto a los nutrimentos, se registraron niveles superiores a los reportados para estos ambientes, principalmente de amonio y ortofosfatos. Lo que puede ocasionar problemas de eutrofización y el deterioro del arrecife coralino. Se determinó la presencia de bacterias coliformes totales, coliformes fecales y estreptococos fecales en números elevados, básicamente en la temporada alta, lo que reveló la influencia turística en la zona de estudio. Las abundancias registradas indican que puede existir un gran riesgo para la salud humana y el arrecife.

Los parámetros propuestos para un índice de calidad de agua marina, fueron en orden de importancia: nutrimentos (particularmente amonio y ortofosfatos), indicadores microbiológicos (CT, CF y EF), SAAM, temperatura, pH, salinidad y oxígeno.

Los sedimentos, en la zona arrecifal están conformados por arenas (81.36%), mientras que en la laguna Santa Rosa por la fracción arcillo-arenosa. La

concentración de carbono orgánico fue mayor en la laguna Santa Rosa (3.50%) que en la zona arrecifal (1.30%), ya que éste es aportado a las zonas costeras principalmente por materia vegetal autóctona y alóctona.

Respecto a los HAP se pudo caracterizar el grado de contaminación, estableciendo niveles de moderados a altos ($>1000 \text{ ngg}^{-1}$) con posible existencia de procesos de introducción crónica de éstos. A su vez se determinó una prevalencia de los compuestos de mayor peso molecular (Benzo(b)fluoranteno, Benzo(k)fluoranteno, Benzo(a)pireno, Indeno(1,2,3-cd)pireno, Benzo(ghi)perileno y Dibenzo(a,h)antraceno. La presencia de éstos en los sedimentos en el lugar de la investigación está relacionada a procesos de pirólisis. Lo cual se corroboró con los diferentes índices utilizados que dieron un origen pirolítico como resultado de las actividades turísticas y de los incendios provocados en la zona.

En Mahahual, Xahuayxol y la laguna Santa Rosa, se tienen problemas por las actividades que se realizan, ya que están modificando la calidad del agua y generando contaminación por HAP, por lo cual tendría que ser una prioridad regularizar las diferentes actividades turísticas y de infraestructura y relacionarlas con una sustentabilidad biológica, para evitar el deterioro ambiental y la pérdida de la función de los ecosistemas costeros, en relación al cambio climático que está afectando a nivel mundial. Por último, es necesario implementar la realización de estudios fisicoquímicos, de indicadores microbiológicos y de HAP, en diferentes épocas climáticas y por lo menos cada seis meses.

REFERENCIAS

- APHA, AWWA, WPCF (American Public Health Association, American Water Works Association and Water Pollution Control Federation APHA, AWWA and WPCF), (Eds). 1989. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. Washington, D. C. United States. 957 p.
- Arias, H. A., Marcovecchio, J.E., Freije, R. H., Ponce-Vélez, G. y Vázquez-Botello, A. 2010. Análisis de fuentes y toxicidad equivalente de sedimentos contaminados con PAHs en el estuario de Bahía Blanca, Argentina. *Hidrobiológica* 20: 41-56.
- Arias-González, J. E. 1998. Trophic models of protected and unprotected coral reef ecosystems in the south of the Mexican Caribbean. *Journal Fishes Biology*. 53: 236-255.
- Baohui, J., Ying, H., Jincan, S., Zhixia, Z., Xiaoru, W. y Frank, S. C. L. 2004. Measurement of chemical oxygen demand (COD) in natural water samples by flow injection ozonation chemiluminescence (FI-CL) technique. *Journal of Environmental Monitoring* 6: 673–678.
- Barbieri, E., Idili, R. O. y Serralheiro, P. C. S. 2002. The use of metabolism to evaluate the toxicity of dodecyl benzen sodium sulfonate (LAS-C12) on the *Mugil platanus* (mullet) according to the temperature and salinity. *Journal of Experimental Marine Biology & Ecology* 277: 109–127.
- Basheer, C., Lee, H. K. y Obbard, J. P. 2003. Persistent organic pollutants in Singapore's coastal marine environment, Part 1: seawater. *Water, Air, & Soil Pollution*. 149: 305-323.
- Bastida-Zavala, J. R., Beltrán, T. A. U., Gutiérrez, A. M. A. y Fuente, B. G. 2000. Evaluación rápida de los arrecifes parche de Mahahual, Quintana Roo, México. *Revista de Biología Tropical* 48(1):137-143.
- Baumard, P., Budzinski, H., Michon, Q., Carrigues, T., Burgeot, T. y Bellocq, J. 1998. Origin and Bioavailability of PAHs in the Mediterranean Sea from mussel and sediment records. *Estuarine Coastal & Shelf Science* 47: 77-90.
- Bedair, H. M. y Al Saad, H. T. 1992. Dissolved and particulate adsorbed hydrocarbons in water of Shatt Al-Arab River, Iraq. *Water, Air, & Soil Pollution* 61: 397-408.
- Belmont, M. A., Ikononou, M. y Metcalfe, C. D. 2006. Presence of nonylphenol ethoxylate surfactants in a watershed in central Mexico and removal from domestic sewage in a treatment wetland. *Environmental Toxicology & Chemistry* 25: 29–35.

Beltrán-Torres, A., Muñoz-Sánchez, L., Carricart-Ganivet, J. P. 2003. Effects of hurricane Keith at a patch reef on Chinchorro Bank, Mexican Caribbean. *Bulletin of Marine Science* 73: 187-196.

Bernard D., Pascaline, H. y Jeremie, J. J. 1996. Distribution and origin of hydrocarbons in sediments from lagoons with fringing mangrove communities. *Marine Pollution Bulletin* 32: 734-739.

Bidleman, T. F., Castleberry, A. A., Foreman, W., Zaranski, W. T. y Wall, D. W. 1990. Petroleum hydrocarbons in the surface water of two estuaries in the southeastern United States. *Estuarine, Coastal & Shelf Science*. 30:91-104.

Birch, G. F. y Taylor, S. E. 2000. The use of size-normalised procedures in the analysis of organic contaminants in estuarine sediments. *Hydrobiologia*. 431: 129-133.

Boehm, P. D. 1981. *Petroleum in the marine environment physical/chemical methods.–Background Paper–* Submitted to: Ocean Science Board National Research Council Natural Academy of Science. Cambridge, Massachusetts. 152p.

Bonet, F. 1967. Biogeología superficial de arrecife Alacranes, Yucatán. *Boletín del Instituto Geología Universidad Autónoma de México*. 80:1-192.

Boonyatumanond, R., Murakami, M., Wayyatakorn, G., Togo, A., Takada, H. 2007. Sources of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in street dust in a tropical Asian mega-city, Bangkok, Thailand. *Science of the Total Environment* 384: 420–432.

Botello, A. V. 2005. Características, composición y propiedades fisicoquímicas del petróleo. In: Botello, A. V., Rendón-von, O. J., Gold-Bouchot, G. y Agraz-Hernández, C. (Eds.). *Golfo de México Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnostico y Tendencias. 2da. Edición*. Universidad Autónoma de Campeche, Universidad Nacional Autónoma de México e Instituto Nacional de Ecología. México. p. 261-268.

Botello, A. V., Calva, B. L. G. y Ponce, V. G. 2001. Polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments from coastal lagoons of Veracruz state, Gulf of Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination & Toxicology* 67:889-897.

Botello, A. V. y Calva B. L. G. 1998. Polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments from Pueblo Viejo, Tamihahua, and Tampamachoco Lagoons in southern of Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination & Toxicology* 60:96-103.

Botello, A. V., Ponce, G. V. y Díaz, G. G. 1993. Hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAH's) en áreas costeras del Golfo de México. *Hidrobiologica* 3: 1-15.

Brandli, M., Bucheli, T. D., Kupper, T., Mayer, J., Stadelman, F. X. y Taradellas, J. 2007. Fate of PCBs, PAHs and their source characteristic ratios during composting and digestion of source-separated organic waste in full-scale plants. *Environmental Pollution* 148: 520–528.

Bravo, H. A., Saavedra, M. I. R., Sánchez, P. A., Torres, R. J. y Granada, L. M. M. 2000. Chemical composition of precipitation in a Mexican Maya region. *Atmosphere Environment* 34(8):1197-1204.

Brown, B. E., Downs, C. A., Dunne, R. P. y Gibb, S. W. 2002. Exploring the basis of thermotolerance in the reef coral *Goniastrea aspera*. *Marine Ecology Progress Series* 242: 119-129.

Brown, B. E., Ambarsari, I., Warner, M. E., Fitt, W. K., Dunne, R. P., Gibb, S. W. y Cummings, D. G. 1999a. Diurnal changes in photochemical efficiency and xanthophyll concentrations in shallow water reef corals: evidence for photoinhibition and photoprotection. *Coral Reefs* 18: 99–105.

Brown, B. E., Dunne, R. P., Ambarsari, I., Le Tissier, M. D. A. y Satapoomin, U., 1999b. Seasonal fluctuations in environmental factors and variations in symbiotic algae and chlorophyll pigments in four Indo-Pacific coral species. *Marine Ecology Progress Series* 191: 53–69.

Brown, R. y McClelland, N. 1973. "Water Quality Index. Application in the Kansas River Basin". 46th Conference, Water Pollution. Cleveland, Ohio.

Brown, B. E. 1997. Coral bleaching: causes and consequences. *Coral Reefs* 16: 129–138.

Bruno, J. F., Petes, L. E., Drew, C. H. y Hettinger A. 2003. Nutrient enrichment can increase the severity of coral diseases. *Ecology Letters* 6: 1056-1061.

Bubb, J. M., Rudd, T., y Lester, J. N. 1990. Distribution of heavy metals in the River Yare and its associated broads. III. Lead and Zinc. *Science of the Total Environment* 102:189-208.

Bucheli T. D., F., Blum, Desaulles, A. y Gustafsson, Ö. 2004. Polycyclic aromatic hydrocarbons, black carbon and molecular markers in soils of Switzerland. *Chemosphere* 56: 1061-1076.

Burton, J. D. y Liss, P. S. 1976. *Estuarine Chemistry*. Academia Press Inc. London. Inglaterra. 229 p.

Caldeira, K. y Wickett, M. E. 2003. Anthropogenic carbon and ocean pH. *Nature* 425: 365.

Callum, M. R. 1995. Effects of fishing on the ecosystem structures of coral reefs. *Conservation Biology* 9: 988-995.

Calva, B. L. G., Botello, A. V. y Wong-Chang, I. 2002. Sedimentary record of PAH in a tropical coastal lagoon from the Gulf of Mexico. *Hidrobiologica* 12:137-146.

Calva, L. G., Torres, A. R. y Botello, A. V. 2001. Transporte atmosférico de hidrocarburos fósiles. Caso: Laguna Sontecomapan, Veracruz. *ContactoS* 39: 9-21.

Calva, B. L. G. 1997. Contaminación por hidrocarburos fósiles en lagunas costeras. *ContactoS* 3a. Época 21: 16-22.

Canfield, D. E. 1994. Factors influencing organic carbon preservation in marine sediments. *Chemical Geology* 114:315-329.

Capone, D. G. 2000. The marine microbial nitrogen cycle. In: D. L. Kirchman (ed.). *Microbial ecology of the oceans*. New York, Wiley-Liss, Inc. E. U. A. 455-493 pp.

Carricart-Gavinet, J. P. y Merino, M. 2001. Growth responses of the reef-building coral *Montastrea annularis* along a gradient of continental influence in the southern Gulf of Mexico. *Bulletin Marine Science* 68: 133-146.

Chavez, E. A., Hidalgo, E., y Izaguirre, M. A. 1985. A Comparative Analysis of Yucatán Coral Reefs. *Fifth International Coral Reef Congreso, Tahiti* 6: 355-361.

Chernova, T. G., Rao, P. S., Pikovskii, Yu. I., Alekseeva, T. A., Nagender B. N., Ramalingeswara B. R. y Rao, Ch. M. 2001. The composition and the source of hydrocarbons in sediments taken from the tectonically active Andaman Backarc Basin, Indian Ocean. *Marine Chemistry* 75: 1-15.

Chi, T. K., Valdes, D., Euan, J., Real, E. y Gil, E. 2002. Status of water quality at Holbox island Quintana Roo State, Mexico. *Aquatic Ecosystem Health & Management* 5: 173-189.

Colombo, J. C., Barreda, A., Bilos, C., Cappelletti, N., Migoya, M. C. y Skorupka, C. 2005. Oil spill in the Río de la Plata estuary, Argentina: 2-hydrocarbon disappearance rates in sediments and soils. *Environmental Pollution* 134:267-276.

Comisión Nacional del Agua (CNA), 2003. Ley federal de derechos y normas aplicables en materia de aguas nacionales y sus bienes públicos inherentes. *Diario Oficial de la Federación, México*. Enero 2:173-191.

Contreras, E. F. y Warner, B. G. 2004. Ecosystem characteristics and management considerations for coastal wetlands in Mexico. *Hydrobiologia* 511: 233-245.

Contreras, E. F., Castañeda, O. L., Torres, R. A. y Gutiérrez. F. M. 1996. Nutrientes en 39 lagunas costeras mexicanas. *Revista Biológica Tropical* 44:421-429.

Contreras, E. F., Castañeda, O. L., Torres, R. A. y Gutiérrez. F. M. 1997. Hidrología, nutrientes y productividad primaria en las lagunas costeras del estado de Oaxaca, México. *Hidrobiológica* 7:9-17.

Contreras, E.F., Rivera, N. E. G. y Segura A. R. 2005. Nutrientes y productividad primaria fitoplanctónica en una laguna costera tropical intermitente (la Mancha, Ver.) del Golfo de México. *Hidrobiológica* 15: 299-310.

Cox, M. E., Moss, A. y Smyth, G. K. 2005. Water quality condition and trend in North Queensland waterways. *Marine Pollution Bulletin* 51:81-98.

Cruz-Piñon, G., Carricart, J. P. G. y Espinoza, J. A. 2003. Monthly skeletal extension rates of the hermatypic corals *Montastraea annularis* and *Monstratraea foveolata*: biological and environmental controls. *Marine Biology* 143:491-500.

Csonka, L. N., & Epstein, W. 1996. Osmoregulation. In F.C. Neidhardt, R. Curtiss, J.L. Ingraham, E.C.C. Lin, K.B. Low, B. Magasanik, W.S. Rezniko, M. Riley, M. Schaechter, and H.E. Umbarger (eds), *Escherichia coli and Salmonella: Cellular and Molecular Biology*. ASM Press. Washington. DC. E. U. A. vol. 1, pp. 1210–1223.

Dail, M. B., Corbert, D. R. y Walsh, J. P. 2007. Assessing the importance of tropical cyclones on continental margin sedimentation in the Mississippi Delta region. *Continental Shelf Research* 27:1857-1874.

Davenport, J. y Davenport J. L. 2006. The impact of tourism and personal leisure transport on coastal environments: A review. *Estuarine, Coastal & Shelf Science* 67: 280-292.

Downs, C. A., Fauth, J., Halas, J., Dustan, P., Bemiss, J. y Woodley, C. 2002. Oxidative stress and seasonal coral bleaching. *Free Radical Biology & Medicine* 33: 533–543.

Downs, C. A., Mueller, E., Philipps, S., Fauth, J. E. y Woodley, C. M. 2000. A molecular biomarker system for assessing the health of coral (*Montastraea faveolata*) during heat stress. *Marine Biotechnology* 2: 533–544.

Eakin, C. M., Feinglof, J. S. y Glynn, P. W. 1993. Oil refinery impacts on coral reef communities in Aruba, N.A. In: Ginsburg, R.N. (ed.), *Proceedings of colloquium on global aspects of coral reefs: health, hazards and history*. Rosenstiel School of Marine and Atmospheric Science. University of Miami. E.U.A. pp.39-145.

EPA (Environmental Protection Agency). 1999. Revision A: N-Hexane Extractable Material (HEM; Oil and Grease) and Silica Gel Treated N-Hexane Extractable

Material (SGT-HEM); Non-polar Material by Extraction and Gravimetry. Method 1664.

Ferguson, A., Eyre, B. y Gay, J. 2004. Nutrient cycling in the sub-tropical Brunswick Estuary, Australia. *Estuaries* 27:1-17.

Flemming, B. W. 2000. A revised textural classification of gravel-free muddy sediments on the basis of ternary diagrams. *Continental Shelf Research* 20:1125-1137.

Folk, R. L. 1974. *Petrology of Sedimentary Rocks*. Hemphill Publishing Company. Austin Texas. 182 p.

Furnas, M., Mitchell, A. y Skuza, M. 1997, Shelf scale nitrogen and phosphorus budgets for the central Great Barrier Reef (16–19°S), In: Lessios, H. A. y Macintyre, I. G. (Eds.). *In Proceedings of the 8th International Coral Reef Symposium, Panama. June 24–29 1996*, Smithsonian Tropical Research Institute. Balboa. República de Panamá. pp. 809–815.

García, E. 1987. *Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köpen*. Instituto Nacional de Geografía. UNAM. México. 217 p.

García-Ruelas, C., Botello, A. V., Ponce-Vélez, G., Díaz-González, G. 2004. Polycyclic aromatic hydrocarbons in coastal sediments from the subtropical Mexican Pacific. *Marine Pollution Bulletin* 49:514-524.

Gates, R., 1990. Seawater temperature and sublethal coral bleaching in Jamaica. *Coral Reefs* 8: 193–197.

Gaudette, H., Flight, W., Toner, L. y Folker, D. 1974. An inexpensive titration method for determination of organic carbon in recent sediments. *Journal of Sedimentology Petrology* 44: 249-253.

Glynn, P. W., 1993. Coral reef bleaching: ecological perspectives. *Coral Reefs* 12: 1–17.

Godfree, A., Kay, D. y Wyer, M. 1997. Fecal streptococci as indicator of fecal contamination in water. *Journal of Applied microbiology* 83: 110-119.

González–Mazo, E., Forja, J. M., y Gómez-Parra, A. 1999. Fate and distribution of linear alkylbenzene sulfonates in the littoral environment. *Environmental Science & Technology* 32(6): 1636-1641.

Goreau, T. F. 1964. Mass expulsion of zooxanthellae from Jamaican reef communities after hurricane flora. *Science* 145: 383–386.

Gui Peng, Y. 2000. Polycyclic aromatic hydrocarbons in the sediments of the South China Sea. *Environmental Pollution* 108: 163-171.

Gutiérrez, C. T. 1994. Detergentes y Contaminación Ambiental. In: Martínez-Tabche, L. (Ed.). 3er. *Curso de internacional de toxicología acuática*. ENCB, IPN, México. pp. 323-345.

Guzman, H.M., Jackson, J. B. C. y Weil, E. 1991. Short-term ecological consequences of major oil spill on Panamanian subtidal reef corals. *Coral Reefs* 10: 1-12.

Hallock, P. 1988. The role of nutrient availability in bioerosion: consequences to carbonate buildups. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 63: 275-291.

Hallock, P. 1990. Coastal pollution and coral communities. *Bulletin of the American Littoral Society* 19: 15-18.

Hand, V. C., Rapaport, R. A. y Pittinger, C. A. 1990. First validation of a model for the adsorption of linear alkylbenzenesulfonate (LAS) to sediment and comparison to chronic effects data. *Chemistry* 21: 741-750.

Hartmann, P. C., Quinn, J. G., Cairns, R. W y King, J. W. 2004. The distribution and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons in Narragansett Bay surface sediments. *Marine Pollution Bulletin* 48: 351-358.

Hawkins, J. P., Callum, M. R., 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: 888-897.

Herrera-Silveira, J. A. 1994. Nutrients from underground water discharges in a coastal lagoon (Celestún, Yucatán, México). *Verhandlungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewante Limnologie* 25: 1398-1401.

Herrera-Silveira, J. A. 2006. Lagunas costeras de Yucatán (se, México): investigación, diagnóstico y manejo. *Ecotropicos* 19: 94-108.

Hoegh-Guldberg, O. 1999. Climate change, coral bleaching and the future of the world's coral reefs. *Marine & Freshwater Research* 50: 839-866.

Hughes, T. P., Baird, A. H., Bellwood, D. R., Card, M., Connolly, S R., Folke, C., Grosberg, R., Hoegh-Guldberg, O., Jackson, J. B., Kleypas, J., Lough, J. M., Marshall, P., Nyström, M., Palumbi, S.R., Pandolfi, J. M., Rosen, B. y Roughgarden, J. 2003. Climate change, human impacts, and the resilience of coral reefs. *Science* 301: 929-933.

Hunt, M. J. 1996. Petroleum geochemistry and geology. Second Edition. W. H. Freeman and Company. E. U. A. 617 p.

Idjadi, J. A. y P. J., Edmunds. 2006. Scleractinian corals as facilitators for other invertebrates on a Caribbean reef. *Marine Ecology Progress Series 319*: 117-127.

INEGI. 2000. *Sistemas de cuencas nacionales de México*. Producto interno bruto por entidad federativa, 1993-1999. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática. México. 522 p.

Iturbe R, Flores R. M, Flores, C. y Torres L. G. 2003. TPH-contaminated Mexican-refinery soil: health risk assessments and the first year of change. *Environmental Monitoring and Assessment 91*: 237–55.

Jompa, J. y McCook, L. J. 2002. The effects of nutrients and herbivory on competition between a hard coral (*Porites cylindrica*) and a brown alga (*Lobophora variegata*). *Limnology & Oceanography 47*: 527–534.

Jones A., Carruthers, T., Pantus, F., Thomas, J., Saxby, T. y Dennison, W. 2004. *A water quality assessment of the Maryland Coastal Bays including nitrogen source identification using stable isotopes*. Marine Ecoservices. Australia. 60 p.

Jones, G. E. 1971. The fate of freshwater bacteria in the sea. *Developments in Industrial Microbiology 12*: 141–151.

Kauss, P. y Hamdy, Y. 1991. Polycyclic aromatic hydrocarbons in surficial sediments and caged mussels of the St. Marys River. 1985. *Hydrobiologia 219*: 37-62.

Kayaalp, N., Ersahin, M. E., Ozgun, H., Koyuncu, I. y Kinaci. C. 2010. A new approach for chemical oxygen demand (COD) measurement at high salinity and low organic matter samples. *Environmental Science and Pollution Research 17*: 1547–1552.

Kim, K. y Harvell, C. D. 2002. Aspergillois in sea fan corals: disease dynamics in the Florida Keys. In J. W. Porter & K. G. Porter (eds.). *The Everglades, Florida Bay, and Coral Reefs of the Florida Keys: An Ecosystem Sourcebook*. CRC Press. Boca Raton. Florida. U.S.A. 813-824 p.

Kim, G. B., Maruya, K. A., Lee, R. F., Lee, J. H., Kohn, C. H. y Tanabe, S. 1999. Distribution and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments from Kyeonggi Bay, Korea. *Marine Pollution Bulletin 38*: 7-15.

Kleykowski, Jr., Corredor, E. J., Morell, E. J. y DelCastello, C. A. 1994. Petroleum pollution and mutation in mangroves. *Marine Pollution Bulletin 28*: 166-169.

Kleypas, J. 2001. An experiment for all seasons. *Science 293*: 624-627.

Knowlton, N., F., Weil, L. A., Weight, y H. M., Guzmán. 1992. Sibling species in *Montrastrea annularis*, coral bleaching, and the coral climate record. *Science 255*: 330-333.

Knox, S., D. R., Turner, A. G., Dickson, M. I., Liddicoat, M., Whitfield y E. I., Butler. 1981. A statical analysis of stuarine profiles: Application to manganese and ammonium in the Tamar estuary. *Estuary Coastal & Shelf Science* 13: 357-371.

Koivunena, J., Siitonenb, A. y Heinonen-Tanski, H. 2003. Elimination of enteric bacteria in biological–chemical wastewater treatment and tertiary filtration units. *Water Research* 37: 690–698.

Kuta, K. G. y Richardson, L. L. 2002. Ecological aspects of black band disease of corals: relationship between disease incidence and environment. *Coral Reefs* 21: 393-398.

La Rocca, C., Conti, L., Crebelli, R., Crochi, B., Iacovella, N, Rodriguez, F., Turrio-Baldassarri, L. y Di Domenico, A. 1996. PAH content and mutagenicity of marine sediments from the Venice Lagoon. *Ecotoxicology & Environmental Safety* 33: 236-245.

Langergraber, G. y Haberl, R. 2001. Constructed wetlands for water treatment. *Minerva Biotecnologica* 13: 123–34.

Lankford, R. R. 1977. Coastal lagoons of Mexico: Their origin and classification. En M. Wiley (ed.), *Estuarine Processes*. Academic. New York. E.U. A. pp. 182-215.

Lapointe, B. E. 1997. Nutrient thresholds for bottom–up control of macroalgal blooms on coral reefs in Jamaica and southeast Florida. *Limnology & Oceanography* 42: 1119-1131.

Larned, S. T. 1998. Nitrogen-versus phosphorus-limited growth and sources of nutrients for coral reef macroalgae. *Marine Biology* 132: 409-421.

Lebaron, P., Servais, P., Troussellier, M., Courties c., Vives-Rego, J., Muyzer, G. Baernard, L., Guindulian, T., Schafer, H., Stack-ebrant, E. 1999. Changes in bacterial community structure in seawater mesocosms differing in their nutrient stratus. *Aquatic Microbial Ecology* 19: 255-267.

Leclerc, H. Mossel, D. A., Edberg, S. C. y Struijk, C. B. 2001. Advances in the bacteriology of coliform group: Their suitability as markers of microbial water safety. *Annual Reviews in Microbiology* 55: 201-234.

Lee, B. K. y Lee, C. B. 2004. Development of an improved dry and wet deposition collector and the atmospheric deposition of PAHs onto Ulsan Bay, Korea. *Atmospheric Environment* 38: 863–871.

Libes, S. M. 1992. *An Introduction to Marine Biogeochemistry*, John Wiley and Sons, Inc. New York, E. U. A. 734 p.

Li-Ming, H., Jun, L. y Weiyong, S. 2007. Variability of fecal indicator bacteria in flowing and ponded waters in southern California: Implications for bacterial TMDL development and implementation. *Water Research* 41: 3132-3140.

Lockhart, W. L, Wagemann, R., Tracey, B., Sutherland, D. y Thomas, D. J. 1992. Presence and implications of chemical contaminants in the freshwaters of the Canadian Arctic. *Science of the Total Environment*. 122: 165-243.

Loewee, L., Textor, V. Scherer, S. 2003. High deleterious genomic mutation rate in stationary phase of *Scherichia coli*. *Science* 302: 1558-1559.

Long, E. R., MacDonald, D. D., Smith, S. L. y Calder, F. D. 1995. Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. *Environmental Manage* 19: 81-97.

López, C., J., Mccann, C., Molina, y P., Rubinoff. 1997. *Estrategia Comunitaria para el Manejo de la Zona de Xcalak, Quintana Roo, México*. Comité Comunitario para la Protección y Manejo de los Recursos Costeros de Xcalak, Amigos de Sian Ka'an A.C., Centro de Recursos Costeros de la Universidad de Rhode Island. Mérida. México. 24 p.

Loya, Y. y Rinkevich, B. 1980. Effects of oil pollution on coral reef communities. *Marine Ecology Progress Series* 3: 167-180.

Macias-Zamora, J. V., Mendoza-Vega, E. y Villaescusa-Celaya, J. A. 2002. PAHs composition of surface marine sediments: a comparison to potential local sources in Todos Santos Bay, B.C., Mexico. *Chemosphere* 46: 459-468.

Magi, E., Bianco, R., Ianni, C. y Di Carro, M. 2002. Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in the sediments of the Adriatic Sea. *Environmental Pollution* 119: 91-98.

Martel, L., Gagmon, J., Masse, R., Leclerc, A. y Tempblay, L. 1986. Polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments from the Saguenay fjord, Canada. *Bulletin of Environmental Contamination & Toxicology* 37: 133-140.

Marubini, F. y Davies, P. S. 1996. Nitrate increases zooxanthellae population density and reduces skeletogenesis in corals. *Marine Biology* 127: 319-328.

Medina-Elizalde, M., Gold-Boucht, G., y Ceja-Moreno, V. 2002. Lead contamination in the Mexican Caribbean recorded by the coral *Montastraea annularis* (Ellis and Solander). *Marine Pollution Bulletin* 44: 421-423.

Merino, M. y L. Otero. 1991. *Atlas ambiental costero de Puerto Morelos, Quintana Roo*. Centro de Investigaciones de Quintana Roo. 80 p.

Merino, M., Czitrom, S., Jordán, E., Martín, E., Thome, P. y O., Moreno. 1990. Hydrology and rain flushing of the Nichupté lagoon system, Cancun, Mexico. *Estuary Coastal & Shelf Science* 30: 223-237.

Merino, M., González, A., Reyes, E., Gallegos, M. E. y Czitrom, S. 1992. Eutrophication in the lagoons of Cancun, Mexico. In *Marine Coastal Eutrophication*. Science of the Total Environment Supplement: 861-870.

Middelburg, J. J. y Nieuwenhuize, J. 2000. Nitrogen uptake by heterotrophic bacteria and phytoplankton in the nitrate-rich Thames estuary, *Marine Ecology Progress Series* 203: 13-21.

Millero, F. J. 1996. *Chemical Oceanography*. CRC Press. E.U.A. 469p.

Mueller, D. C., Bonnerr, J. S., McDonald, S. J. y Autenrieth, R. L. 1999. Acute toxicity of estuarine wetland sediments contaminated by petroleum. *Environmental Technology* 20: 875-882.

Munn, C. B. 2005. Pathogens in the Sea: An Overview. In Beñkin, S. y Colwell, R. R. (Eds.), *Oceans and Health: Pathogens in the Marine Environment*. Springer. New York. E.U.A. pp. 1-28.

Nixon, S. W. 1995. Coastal marine eutrophication: A definition, social causes and future concerns. *Ophelia* 41: 199-219.

Noreña-Barrosos, E., Zapata, O. P., Ceja, V. M. y Gold, G. B. 1998. Hydrocarbon and organochlorine residue concentrations in sediments from bay Chetumal, Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination & Toxicology* 61:80-87.

Norma Oficial Mexicana NOM-001-ECOL-1996, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales.

Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2001, que determina las especies y subespecies de flora y fauna silvestre terrestre y acuática en peligro de extinción, amenazados, raros y las sujetas a protección especial, y que establece especificaciones para su protección.

Obura, D. O. 2009. Reef corals bleach to resist stress. *Marine Pollution Bulletin* 58: 206-212.

Odum, H. T. y Odum, E. P. 1955. Trophic structure and productivity of windward coral reef community on Eniwetok Atoll. *Ecological Monographs* 25: 291-320.

Ogston, A. S., Cacchione, D. A., Sternberg, R. W. y Kineke, G. C. 2000. Observations of storm and river flood-driven sediment transport on the northern California continental shelf. *Continental Shelf Research* 20: 2141-2162.

- Olsen L. M., Öztürk, M., Sakshaug, E. y Johnsen, G. 2006. Photosynthesis-induced phosphate precipitation in seawater: ecological implications for phytoplankton. *Marine Ecology Progress Series* 319: 103-110.
- Ortiz, A. S. 2005. Los arrecifes de coral. Universidad de Puerto Rico Sea Grant. Puerto Rico. 63 p.
- Ortiz, M. C. y Sáenz, J. R., 1997. Detergents and orthophosphates inputs from urban discharges to Chetumal bay, Quintana Roo, Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination & Toxicology* 59: 486-491.
- Ortiz, M. C. y Sáenz, R. M. 1999. Effects of organic material and distribution of fecal coliforms in Chetumal Bay, Quintana Roo, México. *Environmental Monitoring & Assessment* 55: 423-434.
- Peña-Méndez, E. Ma., Astorga-España, Ma. S. y García Montelongo, F. J. 2001. Chemical fingerprinting applied to the evaluation of marine oil pollution in the coasts of Canary Islands (Spain). *Environmental Pollution* 111: 177-187.
- Peres, J. M. 1980. Polución en zonas costeras y en alta mar. Vías de acceso – Zonas de dilución– Dispersión. *In: Peres, J. M.; Bellan, G.; Ramade, F.; Ancellin, J.; Lourd, Le.; Michel, P.; Gauthier, M.; Soudan, F. y Bellan Santini, D. (eds). La Polución de las Aguas Marinas. Omega, S.A. Barcelona. España. 13-33 p.*
- Peters, A. J., Gregor, D. J., Teixeira, C. F., Jones, N. P. y Spencer, C. 1995. The recent depositional trend of polycyclic aromatic hydrocarbons and elemental carbon to the Agassiz Ice Cap, Ellesmere Island, Canada. *Science of the Total Environment*. 161: 167-179.
- Philps, E. J., Badylak, S., Youn, S. y Kelley, K. 2002. Factors affecting the abundance of phytoplankton in a restricted subtropical lagoon, the Indian River lagoon, Florida, USA. *Estuarine Coastal & shelf Science* 55: 385-402.
- Pollard, P.C. y Kogure, K. 1993. Bacterial decomposition of detritus in a tropical seagrass (*Syringododium isoetifolium*) ecosystem, measured with [Methyl-³H]thymidine. *Australian Journal of Freshwater Research* 44: 155-172.
- Pommepuy, M., Hervio-Heath, D., Caprais, M. P., Gourmelon, M., Le Saux, J. C. y Le Guyader, F. 2005. Fecal contamination in coastal areas: An engineering approach. *In: Belkin, S. y Colwell, R. R. (Eds.). Oceans & Health: Pathogens in the Marine Environment. Springer Science y Business Media, Inc., New York, E. U. A. 331-359 p.*
- Poulsen, A., Burns, K., Lough., J., Brinkman, D. y Delean, S. 2006. Trace analysis of hydrocarbons in coral cores from Saudi Arabia. *Organic Geochemistry* 37: 1913-1930.

Power, M. R., Sun, A., Parker, G., Dietrich, W. E. y Wootton, J. T. 1995. Hydraulic food-chain models. An approach to the study of food-web dynamics in large rivers. *BioScience* 45: 159-167.

Prahl, F. G., Ertel, J. R., Goñi, M. A., Sparrow, M. A. y Eversmeyer, B. 1994. Terrestrial organic carbon contributions to sediments on the Washington margin. *Geochimistry, Cosmochimica Acta* 58: 3035-3048.

Prousek, J. 1993. Organic substances in waters. In: TÄolgyessy, J. Eds *Chemistry and biology of water, air and soil. Environmental Aspects*. Elsevier. Checoslovaquia. 144-148.

Pusceddu, A., Sara, G., Armeni, M., Fabiano, M. y Mazzola A. 1999. Seasonal and spatial changes in the sediment organic matter of a semi-enclosed marine system (W-Mediterranean Sea). *Hydrobiologia* 397: 59-70.

Renner, R. 1997. Proposed sediment contamination guidelines to look at chemical mixtures. *Environmental Science & Technology* 31: 80A-81A.

Reyes-Bonilla, H., Carriquiry, J. D., Leyte-Morales, G. E., Cupul-Magaña, A. L. 2002. Effects of the Niño-Southern Oscillation and the anti-Niño event (1997-1999) on coral reefs of the western coast of Mexico. *Coral Reefs* 21: 368-372.

Richards, W. J. y Bohnsack, J. A. 1990. The Caribbean Sea: A large marine ecosystem in crisis. In: Sherman, K., Alexander, L. M. y Gold, B. D. (Eds.). *Large Marine Ecosystems: Patterns, Processes & Yields*. Washington (DC): American Association for the Advancement of Science. E. U. A. 44-53 p.

Risgaard-Petersen, N. 2004. Denitrification. In: Nielsen, S., Banta, G. y Pedersen M. (Eds.) *Estuarine Nutrient Cycling: The Influence of Primary Producers..* Kluwer Academic Publisher. Holanda. 263-280 p.

Rivera, A., K., Santiago, J., Torres, M. P., Sastre y F. F., Rivera. 1999. Bacteria associated with hermolymph in the crab *Callinectes bocourti* in Puerto Rico. *Bulletin of Marine Science*. 64: 543-548.

Rivera-Arraiga, E., Villalobos, G. 2001. The coast of Mexico: approaches for its management. *Ocean & Coastal Management* 44: 729-756.

Rivera-Monroy, V. H.; Twilley, R. R., Bone, D., Childers, D. L., Coronado-Molina, C., Feller, I. C., Herrera-Silveira, J., Jaffe, R., Mancera, E., Rejmankova, E., Salisbury, J. E. y Weil, E. 2004. A conceptual framework to develop long-term ecological research and management objectives in the wider Caribbean region. *BioScience* 54: 843-856.

Rodríguez, A. 2007. Presencia de hidrocarburos del petróleo disueltos y dispersos en el área de Monteverde, noviembre del 2006. *Acta Oceanográfica del Pacífico* 14: 229-232.

Rosenfeld, L. K., McGee, C. D., Robertson, G. L., Noble, M. A. y Jones, B. H. 2006. Temporal and spatial variability of fecal indicator bacteria in the surf zone off Huntington Beach, CA. *Marine Environmental Research* 61: 471-493.

Ruiz-Zarate, M. A., Espinoza-Avalos, J., Carricart-Gavinet, J. P. y Fragoso, D. 2000. Relationships between *Mancina aereolata* (Cnidaria: Scleractinia), *Thalassia testudinum* (Anthophyta) and *Neogoniolithon* sp. (Rhodophyta). *Marine Ecology Progress Series* 206: 135-146.

Ruiz-Zarate, M. A., Hernández-Landa, R. C., González-Salas, C., Núñez-Lara, E. y Arias-González, E. 2003. Condition of coral reef ecosystems in central-southern Quintana Roo, México (Part 1: Stony corals and algae). *Journal Atoll Research Bulletin* 496: 318-337.

Salazar, J. C., Jesús, A., Rosas, C. y Rodríguez J. C. R. 2003. Condiciones sedimentológicas de la laguna la Restinga, Isla de Margarita, Venezuela. *Interciencia* 28: 44-50.

Salih, A., Larkum, A., Cox, G., Kuhl, M. y Hoegh-Guldberg, O. 2000. Fluorescent pigments in corals are photoprotective. *Nature* 408: 850-853.

Schaffelke, B., Uthicke, S., Klumpp, D. W. 2003 Water quality, sediment and biological parameters at four nearshore reef flats in the Herbert river region, Central GBR. GBRMPA Research Publication No. 82, Great Barrier Reef Marine Park Authority, Townsville. 64 p.

Secretaría de comunicaciones y transportes (SCT). 2007. e-mar.sct.gob.mx/fileadmin/estadísticas/2007/enero2007.pdf

Secretaría de comunicaciones y transportes (SCT). 2008. www.sct.gob.mx/fileadmin/CGPMM/estadísticas/anuarios/2008/02_golfo/26_qroo/MAJAHUAL%2008.pdf

Seitzinger, S. P. y Sanders, R. W. 1997. Contribution of dissolved organic nitrogen from rivers to estuarine eutrophication. *Marine Ecology Progress Series* 159: 1-12.

Sharma, K. V., Rhudy, K., Brooks, R., Hollyfied, S. y Vazquez, G. F. 1997. Petroleum hydrocarbons in sediments of upper Laguna Madre. *Marine Pollution Bulletin* 34: 229-234.

Sherblom, M. P., Kelly, D. y Pierce, R. H., 1995. Baseline survey of pesticide and PAH concentrations from Sarasota Bay, Florida USA. *Marine Pollution Bulletin* 30: 568-573.

Sicre, M. A., Marty, J. C., Saliot, A., Aparicio, X., Grimalt, J. y Albaiges, J. 1987. Aliphatic and aromatic hydrocarbons in different sized aerosols over the

Mediterranean Sea: occurrence and origin. *Atmospheric Environment* 21: 2247-2259.

Silva J., Ramírez, L., Alfieri, A., Rivas, G. y Sánchez, M. 2004 Determinación de microorganismos indicadores de calidad sanitaria. Coliformes totales, coliformes fecales y aerobios mesófilos en agua potable envasada y distribuida en San Diego, estado Carabobo, Venezuela. *Revista de la Sociedad Venezolana de Microbiología* 24:46-49.

Simpson, C. D., Mosi, A. A., Cullen, W. R. y Reimer, K. J. 1996. Composition and distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in surficial marine sediments from Kitimat Harbour, Canada. *The Science of the Total Environment* 181: 265-278.

Sinton, L. W. 2005. Biotic and Abiotic Effects. In: Belkin, S. y Colwell, R. R. (Eds.). *Oceans and Health: Pathogens in the Marine Environment*. Springer Science y Business Media, Inc., New York, E. U. A. 69-92 p.

Sinton, L. W., Hall, C. H., Lynch, P. A. y Davies-Colley, R. J. 2002. Sunlight inactivation of fecal indicator bacteria and bacteriophages from waste stabilization pond effluent in fresh and saline waters. *Applied & Environmental Microbiology* 68: 1122-1131.

Soclo, H. H., Garrigues, P. H. y Ewald, M. 2000. Origin of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in coastal marine sediments: case studies in Cotonou (Benin) and Aquitaine (France). *Marine Pollution Bulletin* 40: 387-396.

Solić, M. y Krstulović, N. 1992. Separate and combined effects of solar radiation, temperature, salinity, and pH on the survival of faecal coliforms in seawater. *Marine Pollution Bulletin* 24: 411-416.

Souter, D. y Linden, O. 2000. The Health and Future of Coral Reef Systems. *Ocean & Coastal Management* 43: 657-688.

Spalding, M. D. 2004. *Guide to the Coral Reefs of the Caribbean*. University of California Press. E. U. A. 256 p.

Spurgeon, J. 1992. The Economic Valuation of Coral Reefs. *Marine Pollution Bulletin* 24: 529-536.

Strickland, J. D. H. y Parsons, T. R. 1972. *A practical handbook of seawater analysis*. The Alger Press Ltd. Canada. 310 p.

Suarez-Morales, E. y Rivera, E. A. 1998. Zooplancton e hidrodinámica en zonas litorales y arrecifales de Quintana Roo, México. *Hidrobiologica* 18: 19-32.

Suess, M. J. 1976. The environmental load and cycle of polycyclic aromatic hydrocarbons. *Science Environmental* 6: 239-250.

Szmant, A. M. 2002. Nutrient enrichment on coral reefs: Is it a major cause of coral reef decline? *Estuaries* 25: 743-766.

Tallon, P., Magajna, B., Lofranco, C. y Leung., K. T. 2005. Microbial indicators of faecal contamination in water: a current perspective. *Water, Air & Soil Pollution* 166: 139–166.

Tam, N. F. Y., Ke, L., Wang, X. H. y Wong, Y. S. 2001. Contamination of polycyclic aromatic hydrocarbons in surface sediments of mangrove swamps. *Environmental Pollution* 114: 225-263.

Thiele, S. y Brunner, G. W. 2002. Bioformation of polycyclic aromatic hydrocarbons in soil under oxygen deficient conditions. *Soil Biology Biochemistry* 34: 733-735.

Toledo, H., Hernández, C., Rodríguez, C., Bittner, V., Ferreira, L. y Orellana, F. 2005. Estudio de la contaminación fecal mensual y estacional en la zona costera adyacente al emisario submarino en la Bahía de Puerto Montt. *Gayana* 69: 104-112.

Torres, A. R. y Calva, L. G. B. 2004. Contaminación bacteriológica: problemas en las zonas costeras. *ContactoS* 51: 57-68.

Torruco, D., González, A. y Ordaz, J. 2003. The role of environmental factors in the lagoon coral community structure of Banco Chinchorro, Mexico. *Bulletin of Marine Science* 73: 23-36.

Tunnell, J. W. A., Rodríguez, A., Lehman, R. y Beaver, C. 1993. *An ecological characterization of the southern Quintana Roo coral reef system*. Texas A&M University. Texas. E. U. A. 36 p.

UNEP/IOC/IAEA. 1992. *Determination of petroleum hydrocarbons in sediments*. References Methods for Marine Pollution Studies No. 20, 75 p.

Valdes, D. y E. Real. 1999. Variation of nitrification rates in Chelem coastal lagoon, Yucatan, México. *Indian Journal of Marine Sciences* 28: 424-428

Valerio, F. y Pala, M. 1991. Effects of temperature on concentration of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) adsorbed onto airborne particulates. *Fresenius' Journal of Analytical Chemistry* 339: 777-779.

Valerio, F., Picardo, M. T. y Grasso, E. 2000. Precision of benzo(a)pyrene (BaP) analysis in mussel tissue. *Marine Pollution Bulletin* 40: 551-554.

Voos, J. D. y Richardson, L. L. 2006. Nutrient enrichment enhances black band disease progression in corals. *Coral Reefs* 25: 569-576.

Wakeham, S. G., Schaffner, C. y Giger, W. 1980. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in surface sediments of Santander Bay, Northern Spain. *Chemosphere* 48: 157-165.

Warner, M. E., Fitt, W. K. y Schmidt, G. W. 1996. The effects of elevated temperature on the photosynthetic efficiency of zooxanthellae in hospite from four species of reef coral: a novel approach. *Plant, Cell & Environment* 19: 291–299.

Wei Guo, M., He Chunye Lin, Z. Y. y Bing Men, X. Q. 2009. Distribution, partitioning and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons in Dalio River water system in dry season, China. *Journal of Hazardous Materials* 164: 1379-1385.

Wilcke, W. 2002. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in soil- a Review. *Journal Plant Nutrition Soil science* 163: 229-248.

Wilkinson, C. R. 2000. *Status of Coral Reefs of the World: 2000*. Australian Institute of Marine Science. Australia. 363 p.

Wilkinson, C. R. y Buddemeier, R. W. 1994. Global climate change and coral reefs: implications for people and reefs. In: Report of the UNEP-IOC-ASPEI-IUCN Global Task Team on the Implications of Climate Change on Coral Reefs. IUCN. Gland. Switzerland. 124 p.

Winter, A., Appeldoorn, R. S., Bruckner, A., Williams, E. H. y Goenaga, C. 1998. Sea surface temperatures and coral reef bleaching off La Parguera, Puerto Rico (northeastern Caribbean Sea). *Coral Reefs* 17: 377-382.

Wise, S. A., Benner, B. A., Byrd, G. D., Chesler, S. N., Rebbert, R. E. y Shantz, M. M. 1988. Determination of polycyclic aromatic hydrocarbons in a coal tar standard reference material. *Analytic Chemistry* 60: 887-894.

Witt, G. 1995. Polycyclic aromatic hydrocarbons in water and sediment of the Baltic Sea. *Marine Pollution Bulletin* 31: 237-248.

Yang, G. P. 2000. Polycyclic aromatic hydrocarbons in the sediments of the South China Sea. *Environmental Pollution* 108: 163-171.

Yang, G. P., Liu, X. L., zhang, J. W. 1998. Distribution of dibenzothiophene in the sediments of the South China Sea. *Environmental Pollution* 101: 405-414.

Yunker, M. B., Macdonald, R. W., Vingarzan, R., Mitchell, R. H., Goyette, D. y Sylvestre, S. 2002. PAHs in the Fraser River Basin: a critical appraisal of PAH ratios as indicators of PAH source and composition. *Organic Geochemistry* 33: 489–515.

Zar, J. H. 1997. *Biostatistical Analysis*. Prentice-Hall, U. S. A. 718 p.

Zheng, G. J. y Richardson, B. J., 1999. Petroleum hydrocarbons and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in Hong Kong marine sediments. *Chemosphere* 38: 2625-2632.