



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE CIENCIAS MARINAS



POTENCIAL BIOEROSIVO DE *Diadema
mexicanum* (Echinodermata: Echinoidea) EN
CUATRO ARRECIFES DEL PACÍFICO
MEXICANO

TESIS

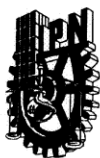
QUE PARA OBTENER EL GRADO DE
DOCTOR
EN
CIENCIAS MARINAS

PRESENTA

M. en C. TANIA HERRERA ESCALANTE

JUNIO 2011

LA PAZ, BAJA CALIFORNIA SUR



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO
ACTA DE REVISIÓN DE TESIS

SIP-14

En la Ciudad de La Paz, B.C.S., siendo las 12:00 horas del día 07 del mes de Junio del 2011 se reunieron los miembros de la Comisión Revisora de Tesis designada por el Colegio de Profesores de Estudios de Posgrado e Investigación de CICIMAR para examinar la tesis titulada:

**"POTENCIAL BIOEROSIVO DE *Diadema mexicanum* (Echinodermata: Echinoidea)
EN CUATRO ARRECIFES DEL PACÍFICO MEXICANO"**

Presentada por el alumno:

HERRERA

Apellido paterno

ESCALANTE

materno

TANIA

nombre(s)

Con registro:

B	0	7	1	2	1	8
---	---	---	---	---	---	---

Aspirante de:

DOCTORADO EN CIENCIAS MARINAS

Después de intercambiar opiniones los miembros de la Comisión manifestaron **APROBAR LA DEFENSA DE LA TESIS**, en virtud de que satisface los requisitos señalados por las disposiciones reglamentarias vigentes.

LA COMISION REVISORA

Director(a) de Tesis

DRA. MARÍA DINORAH HERRERO PÉREZ

DR. DANIEL LLUCH BELDA

DR. FEDERICO ANDRÉS GARCÍA DOMÍNGUEZ

DR. OSCAR EFRAIN HOLGUÍN QUINONES

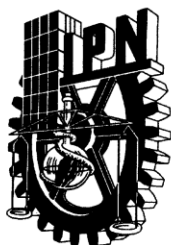
DR. RAMÓN ANDRÉS LÓPEZ PÉREZ

PRESIDENTE DEL COLEGIO DE PROFESORES

DR. RAFAEL CERVANTES DUARTE



**IPN
CICIMAR
DIRECCION**



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO

CARTA CESIÓN DE DERECHOS

En la Ciudad de La Paz, B.C.S., el día 09 del mes Junio del año 2011
el (la) que suscribe MC. TANIA HERRERA ESCALANTE alumno(a) del
Programa de DOCTORADO EN CIENCIAS MARINAS
con número de registro B071218 adscrito al CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE CIENCIAS MARINAS
manifiesta que es autor (a) intelectual del presente trabajo de tesis, bajo la dirección de:

DRA. MARÍA DINORAH HERRERO PEREZRUL

y cede los derechos del trabajo titulado:

"POTENCIAL BIOEROSIVO DE *Diadema mexicanum* (Echinodermata: Echinoidea)

EN CUATRO ARRECIFES DEL PACÍFICO MEXICANO"

al Instituto Politécnico Nacional, para su difusión con fines académicos y de investigación.

Los usuarios de la información no deben reproducir el contenido textual, gráficas o datos del trabajo sin el permiso expreso del autor y/o director del trabajo. Éste, puede ser obtenido escribiendo a la siguiente dirección: therrera@ipn.mx - dainoper@hotmail.com - phataria_unifascialis@hotmail.com

Si el permiso se otorga, el usuario deberá dar el agradecimiento correspondiente y citar la fuente del mismo.

MC. TANIA HERRERA ESCALANTE

nombre y firma

Para CAMILA NIKTE.....

AGRADECIMIENTOS

La elaboración de esta tesis no hubiese sido posible sin la participación de numerosos actores que aunque hayan jugado un papel pequeño siempre será de suma importancia.

Gracias a la participación del comité revisor: Dr. Oscar Efraín Holguín Quiñones, Dr. Federico Andrés García Domínguez, Dr. Daniel Lluch Belda, Dr. Ramón Andrés López Pérez, Dr. Enrique Hiparco Nava Sánchez y a la directora de este escrito Dra. María Dinorah Herrero Pérezrul, que sin su valiosa ayuda y aportaciones no se podría haber concluido este trabajo de tesis.

Al Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas (CICIMAR) por el apoyo logístico y las facilidades prestadas para la impresión de los ejemplares de este trabajo. A la QFI Sonia Rodríguez Astudillo por facilitar el uso de material de laboratorio para el procesamiento de las muestras, a la Dra. Janette Magalli Murillo Jiménez por proporcionar los permisos del uso de la mufla y equipo de tamizado. Al Dr Amílcar Cúpul Magaña de la Universidad de Guadalajara por el apoyo logístico y la toma de datos de campo, así como la disponibilidad de un laboratorio para el procesamiento de muestras.

Al Instituto Politécnico Nacional por la beca PIFI de los proyectos 20061524, 20091693 y 20101573, así como la Beca Tesis. Al CONACyT por la beca crédito otorgada y al Proyecto SEMARNAT-CONACYT “Vulnerabilidad de los arrecifes coralinos por efecto del cambio global y posibles consecuencias socio-ambientales” dirigido por el Dr. Luis E. Calderón Aguilera del CICESE.

Índice	Página
Glosario	i
Lista de tablas	lv
Lista de figuras	v
Resumen	viii
Abstract	ix
1. Introducción	1
2. Hipótesis	8
3. Objetivos	
3.1. Objetivo general	8
3.1.1. Objetivos particulares	8
4. Material y métodos	
4.1. Área de estudio	9
4.2. Trabajo de campo	
4.2.1. Densidad y estructura de tallas	14
4.2.2. Cobertura coralina	15
4.2.3. Bioerosión	15
4.2.4. Acreción	18
4.2.5. Relación entre los procesos de bioerosión y acreción	18
5. Resultados	
5.1 Densidad	20
5.2. Estructura de tallas	24
5.3. Cobertura coralina	29

Índice	Página
5.4. Bioerosión	37
5.5. Acreción	47
5.6. Relación entre los procesos de bioerosión y acreción	53
6. Discusión	
6.1. Densidad	58
6.2. Estructura de tallas	63
6.3. Bioerosión	66
7. Conclusión	74
8. Literatura citada	75
9. Anexos	91

Glosario

Acreción. crecimiento por adición de materia, como en los depósitos minerales o los continentes.

Arrecife: masa de material esquelético orgánico consistente en parte de organismos que han crecido *in situ*, en parte de restos orgánicos que han sido transportados hasta el lugar del arrecife, o de material precipitado químicamente. Aunque esto, por la general, posteriormente forma sólo una parte muy pequeña de la estructura. Actualmente los organismos constructores de arrecifes son los corales, aunque en la mayoría de los arrecifes las algas calcáreas están presentes en una proporción mayor de la que se cree.

Bioerosión: es la erosión debido a procesos biológicos.

Celentéreos: grupo de animales acuáticos de simetría radial constituidos por dos capas distintas de células, unidas por una capa no celular, de gelatina (la mesoglea). El nombre del phylum deriva de la cavidad interna o celenteron (coelenteron), dentro de la cual la comida pasa a una boca central, en la que tiene lugar la digestión. Un celentéreo típico presenta una alternancia, pasando de un estado planctónico, estado reproductivo (medusoide), a uno sedentario, estado vegetativo (polipoide).

Corales: son animales coloniales pertenecientes al filo Cnidaria, clase Anthozoa son celentérados marinos bentónicos, en los que domina el estado polipoide; se caracterizan por poseer un celenteron dividido por mesenterios radiales verticales. Este grupo incluye anémonas de mar y corales constructores de arrecifes. Las colonias están formadas por miles de individuos zooides y pueden alcanzar grandes dimensiones. El término coral suele usarse para designar los antozoos que generan un esqueleto calcáreo duro, especialmente los que construyen colonias ramificadas; pero también es

común denominar coral a especies con colonias compactas (coral "cerebro") e incluso con esqueleto córneo y flexible, como las gorgonias.

Deuterostomados: (gr. "segunda boca") superfilo de animales en los que la boca del adulto no deriva del blastoporo embrionario, sino que es de neoformación. Pertenecen al clado Bilateria, que incluye todos los animales con simetría bilateral.

Epifauna: grupo de organismos que viven en la superficie, ya sea adheridos al suelo o moviéndose libremente sobre él.

Equinodermos: son un filo de animales deuterostómos exclusivamente marinos y bentónicos que tienen un esqueleto o caparazón de placas calcáreas o espículas. El esqueleto se diferencia del de otros invertebrados, en que se segrega por la capa media del cuerpo, en vez de por la parte exterior, de tal forma que el caparazón está envuelto en tejido blando. Cada placa es un cristal simple de calcita. Poseen simetría pentarradial secundaria, caso único en el reino animal, y un sistema vascular acuífero característico.

Microambientes: se le llaman a sitios con condiciones particulares de fauna y flora, creadas por algunas particularidades del clima, sitios como esteros, playas, arrecifes, cañones en estos lugares se reproducen plantas y animales endémicos por esta razón algunos sitios con microclimas son protegidos, o utilizados para fines especiales.

Osículos: placa de los equinodermos compuesta de carbonato cálcico en forma de calcita con pequeñas cantidades de carbonato de magnesio. Con frecuencia presentan salientes (tubérculos, gránulos) y espinas fijas o móviles.

Ramoneadores: organismos que pacen las hojas y las puntas de las ramas de los árboles, ya sean cortadas antes o en pies tiernos de poca altura.

Simetría pentárradial: tipo de simetría exclusiva de los equinodermos consistente en la presencia de una simetría radial pentámera o pentarradial de 72 grados que les hace tener cinco partes iguales alrededor de su boca.

Sustrato calcáreo: se dice del sustrato alcalino (pH alto), con frecuencia permeable y escaso en materia orgánica.

Zooxantelas: microalgas que viven en simbiosis con los pólipos de los corales y realizan la fotosíntesis

Lista de tablas	Página
Tabla 1. Densidad promedio de <i>Diadema mexicanum</i> por mes de muestreo y general.	23
Tabla 2. Estructura de tallas del erizo <i>Diadema mexicanum</i> durante 2008.	27
Tabla 3. Cobertura coralina por género para el área de estudio.	34
Tabla 4. Bioerosión de <i>D. mexicanum</i> por clase de talla y actividad mecánica, así como la bioerosión anual por localidad.	38
Tabla 5. Crecimiento y densidad del esqueleto para los géneros de coral reportados en este trabajo.	47
Tabla 6. Tamaño de los arrecifes y el porcentaje de cobertura total de coral en cada una de las localidades de estudio	47
Tabla 7. Acreción de carbonatos de las diferentes localidades de estudio en 2008.	48
Tabla 8. Acreción de carbonatos por género de coral en las diferentes localidades de estudio en 2008.	50
Tabla 9. Balance de los procesos de bioerosión y acreción para el área de estudio en 2008. Las unidades están en kg CaCO ₃ /m ² . En el paréntesis esta el porcentaje de carbonato removido de los corales por el erizo <i>Diadema mexicanum</i> .	55

Lista de figuras	Página
Figura 1. Localización del área de estudio.	13
Figura 2. Densidad promedio ($\pm$ error típico) para <i>Diadema mexicanum</i> en el Pacífico mexicano en 2008.	20
Figura 3. Densidad promedio ($\pm$ error típico) de <i>Diadema mexicanum</i> para cada muestreo por localidad	22
Figura 3. Diámetro de la testa en las diferentes localidades de estudio para ambas temporadas. Las cajas muestran la media y las barras el error estándar.	21
Figura 4. Diámetro promedio de la testa ($\pm$ error típico) de <i>Diadema mexicanum</i> en las diferentes localidades de estudio para ambos muestreos en 2008.	25
Figura 5. Frecuencia de tallas promedio ($\pm$ error típico) de <i>Diadema mexicanum</i> por localidad en ambos muestreos para cada localidad en 2008.	28
Figura 6. Porcentaje de cobertura ($\pm$ error típico) de los diferentes géneros de coral en la zona de estudio.	30
Figura 7. Cobertura coralina promedio ($\pm$ error típico) por género en el área de estudio para ambos muestreos.	31
Figura 8. Cobertura coralina promedio ($\pm$ error típico) por localidad de muestreo durante el 2008	32
Figura 9. Cobertura coralina promedio ($\pm$ error típico) por género de coral en ambos muestreos para cada localidad.	35

Lista de figuras	Página
Figura 10. Comparación de la relación de los erizos con la cobertura (a) algal y (b) coralina.	36
Figura 11. Comparación de la bioerosión promedio anual ($\pm$ error típico) provocada por <i>Diadema mexicanum</i> dentro de las localidades en ambos muestreos	39
Figura 12. Bioerosión promedio anual ($\pm$ error típico) por tallas de <i>Diadema mexicanum</i> en las diferentes localidades	39
Figura 13. Bioerosión promedio anual ($\pm$ error típico) de las diferentes tallas de <i>Diadema mexicanum</i> por ambos mecanismos de remoción de carbonatos en el área de estudio.	40
Figura 14. Bioerosión promedio diaria por tallas de <i>Diadema mexicanum</i> en Cabo Pulmo para ambos muestreos.	41
Figura 15. Bioerosión promedio diaria ($\pm$ error típico) por tipo de remoción de carbonatos en Cabo Pulmo para ambos muestreos	42
Figura 16. Bioerosión promedio por tallas de <i>Diadema mexicanum</i> en I. Isabel para ambos muestreos.	43
Figura 17. Bioerosión promedio ($\pm$ error típico) por tipo de remoción de carbonatos en I. Isabel para ambos muestreos.	43
Figura 18. Bioerosión promedio por tallas de <i>Diadema mexicanum</i> en I. Marietas para el mes de mayo.	44
Figura 19. Bioerosión promedio por tipo de remoción de carbonatos en I. Marietas para mayo.	45

Lista de figuras	Página
Figura 20. Bioerosión promedio por tallas de <i>Diadema mexicanum</i> en La Entrega para ambos muestreos.	46
Figura 21. Bioerosión promedio ($\pm$ error típico) por tipo de remoción de carbonatos en La Entrega para ambos muestreos.	46
Figura 22. Acreción de carbonatos promedio anual ($\pm$ error típico) en las localidades de estudio en ambos muestreos.	49
Figura 23. Acreción promedio ($\pm$ error típico) por muestreo en la zona de estudio.	49
Figura 24. Acreción de carbonatos promedio ($\pm$ error típico) para cada género de coral en el área de estudio durante el muestreo 2008.	51
Figura 25. Acreción de carbonatos promedio por género de coral reportado en cada localidad por muestreo.	53
Figura 26. Porcentaje de carbonatos removido en las localidades debido al proceso de bioerosión ejercido por <i>Diadema mexicanum</i> en el área de estudio.	56
Figura 27. Comparación de los procesos de bioerosión y acreción, se observa que el primero es bajo y el efecto que este ejerce sobre la acreción de los corales es baja.	57

Resumen

La bioerosión juega un papel importante en el balance de los carbonatos en las comunidades arrecifales debido a que debilitan la estructura coralina haciéndola más susceptible a los daños provocados por factores ambientales. Cuando el coral muere es cubierto por algas, lo cual ocasiona que las poblaciones de erizos aumenten y esto incrementa el daño a los corales. El efecto de la bioerosión en las comunidades arrecifales del Pacífico mexicano ha sido poco estudiado, por lo que el objetivo de este trabajo fue determinar el nivel de bioerosión causado por *Diadema mexicanum* en Cabo Pulmo, B.C.S., Isla Isabel e Islas Marietas, Nay. y La Entrega, Oax., en el Pacífico mexicano. En cada localidad se estimó la densidad poblacional del erizo, su estructura de tallas y la cobertura coralina. La bioerosión se determinó mediante experimentos para determinar la remoción del CaCO_3 por las actividades alimenticias y mecánica de las espinas. *D. mexicanum* fue más pequeña y menos abundante en Cabo Pulmo, mientras que la mayor densidad fue registrada en La Entrega. En general, los erizos de talla mediana fueron los que removieron más CaCO_3 mediante la actividad alimenticia. La cobertura de algas y de coral fue mayor en La Entrega y menor en Isla Isabel. Los niveles de bioerosión fueron más altos en La Entrega, mientras que los más bajos se observaron en Cabo Pulmo. Los resultados de este trabajo muestran que en el Pacífico mexicano los niveles de bioerosión fueron menores a los registrados para otros países, por lo que podemos concluir que actualmente las poblaciones de esta especie no representan factor de riesgo para las comunidades coralinas, sin embargo, se recomienda un monitoreo continuo de las poblaciones.

Palabras clave: *Diadema mexicanum*, bioerosión, carbonatos, cobertura coralina, Pacífico mexicano.

Abstract

Bioerosion plays an important role in the balance of carbonates on reef communities, because it weakens the coral structure thus making it prone to damage by environmental factors. Dead coral is then covered by algae and sea urchin populations can add to the damage. This process is not well understood and it is known to be aggravated by anthropogenic activities. The objective of this paper was to determine seasonally the level of bioerosion caused by the sea urchin *Diadema mexicanum* in Cabo Pulmo, B.C.S., Isla Isabel and Islas Marietas, Nay. and La Entrega, Oax. along the Mexican Pacific. On each locality we estimated sea urchin density, size structure and coral cover. Bioerosion was determined experimentally by analyzing the carbonates removed by feeding and spine activities. *D. mexicanum* was smaller and less abundant in Cabo Pulmo, but the highest density was registered in La Entrega. Regarding size, medium-size echinoids removed more carbonates by feeding activity. Coral and algal cover were higher in La Entrega and less in Isla Isabel. Bioerosion levels were also higher in La Entrega whilst Cabo Pulmo showed the lowest values. In general, the Mexican Pacific showed low values of bioerosion caused by echinoids compared to other countries, because it acts as an algal biomass controller. We conclude that to date, *D. mexicanum* does not represent a threat to coral communities, however a continuous monitoring of sea urchin populations are recommended.

Key: *Diadema mexicanum*, bioerosion, carbonates, coral cover, Mexican Pacific.

1. Introducción

Los arrecifes de coral son considerados los ecosistemas menos resistentes del planeta pero también de los más productivos, debido a que albergan gran diversidad de especie, a pesar de que se les encuentra restringidos a latitudes tropicales (McClanahan et al., 2002).

Las comunidades arrecifales actúan además de refugio, como zonas de alimentación, crecimiento y reproducción de numerosas especies (Nybakken, 1993). Sin embargo, algunos de los organismos que contribuyen a esta diversidad de especies normalmente los debilitan haciendo que las estructuras arrecifales sean convertidas a escombros, arena y arcilla. A la actividad erosiva provocada por las especies asociadas a los arrecifes y a las algas coralinas se le denomina bioerosión, término dado por Neumann en 1966 (Glynn, 2001).

La bioerosión ha sido reconocida como un importante proceso en el desarrollo y maduración de los arrecifes por más de un siglo. La mayoría de las especies de bioerosionadores son de tallas pequeñas y secretoras de su propio hábitat. Aunque la mayoría de los bioerosionadores no están visibles en los arrecifes coralinos, se ha sugerido que su número combinado con su masa iguala o excede a la biota superficial (Glynn, 2001).

Dependiendo de su ubicación en el sustrato calcáreo los bioerosionadores pueden ser clasificados como epilíticos, casmolíticos y endolíticos. Los casmolíticos ocupan las hendiduras y aberturas de los corales y los endolíticos están presentes entre el

esqueleto donde la mayoría son excavadores que erosionan mecánica y químicamente el sustrato. Las especies epilíticas viven en superficies expuestas, en su mayoría son herbívoros que escarban y erosionan rocas arcillosas cuando se alimentan debido a su asociación con las algas (equinodermos) (Sammarco & Risk 1990; McClanahan, 1994; Glynn, 2001).

Los organismos bioerosionadores son importantes dando forma al crecimiento de los corales y en la producción de sedimentos que caracterizan los ambientes de arrecifes de coral. Además, intervienen en los procesos constructivos y destructivos para el balance de la acumulación de carbonatos de tal forma que los procesos de bioerosión favorecen a que las tasas de cobertura de coral vivo y acreción sean mayores.

Los factores que controlan la formación de los arrecifes incluyen el clima, la circulación oceánica, la disponibilidad del hábitat y la existencia de la biota formadora de arrecifes (Halfar et al., 2006). Por otro lado, la sedimentación de los carbonatos (acreción) en la plataforma es controlada por la temperatura, la salinidad, el CO₂, la profundidad del agua, los regímenes de las corrientes locales, la penetración de la luz, la duración del día, la naturaleza del sustrato y la turbidez del agua (Halfar et al., 2004).

Aunque, la temperatura y la salinidad son considerados los principales controles en la formación de los arrecifes a una escala global (Halfar et al., 2004), en algunas ocasiones se desarrollan desbalances con los procesos erosivos, cuando esto ocurre

el arrecife deja de crecer, comienza a ser destruido y finalmente muere (Peyrot-Clausade et al., 2000; Glynn, 2001).

El grupo de los equinodermos son considerados miembros importantes de los arrecifes coralinos, y entender su ecología permite en gran medida comprender la estructura y funcionamiento de las comunidades coralinas, al funcionar como consumidores primarios, secundarios, e incluso depredadores en este ecosistema, tienen enorme relevancia al estar muy ligados a los procesos de bioerosión, reclutamiento coralino y transferencia de energía (Glynn & Wellington, 1983; Birkeland, 1989; Cumming, 1999; Carlon, 2001; Carreiro-Silva & McClanahan, 2001; McClanahan et al., 2002; Bellwood et al., 2004).

En particular, dentro de la clase *Echinoidea* o erizos de mar, la familia *Diadematidae* es una de las más importantes. Su habilidad para ocupar diferentes nichos ha sido un factor determinante para explicar su éxito viviendo en arrecifes coralinos, raíces de mangle, pastos marinos y fondos arenosos, además de su dieta generalista y su eficiencia para utilizar diferentes recursos (Birkeland, 1989; Cumming, 1999; Carlon, 2001; Carreiro-Silva & McClanahan, 2001)

Se les puede encontrar en grietas y cavidades que les sirven de protección contra los depredadores, y son más abundantes en zonas con oleaje intenso. Poseen un papel importante en áreas arrecifales debido a su efecto significativo en el control de la biomasa, estructura y distribución de las algas y la geomorfología del arrecife debido a su papel como bioerosionadores (Liddell & Ohlhorst, 1986; Birkeland, 1989),

con lo cual alteran la distribución, la abundancia relativa y la composición de especies de plantas marinas, ya que al remover las algas, proveen espacio para el asentamiento de corales y la alteración mecánica del sustrato, influenciando la epifauna colonizadora (Glynn et al., 1979, Liddell & Ohlhorst ,1986).

El pastoreo ejercido por los erizos es importante sobre la biomasa, estructura y función de la comunidad de las algas bénticas, donde son de 2 a 10 veces más productivas que donde no ha habido pastoreo (Lewis & Wainwright, 1985; Williams & Carpenter, 1988). De igual forma, el ramoneo de los erizos puede tener un efecto inhibitor en el crecimiento de los arrecifes (Foster, 1987; Hughes et al., 1987), haciendo que el sustrato del coral sea más susceptible al daño ocasionado por eventos de gran energía, como las tormentas y los ciclones (Reaka-Kudla et al., 1996).

Eventos naturales, como tormentas tropicales, huracanes, la actividad de la Oscilación sureña-El Niño (ENSO) y los episodios de repentino enfriamiento afectan seriamente a los arrecifes coralinos, especialmente a los que se encuentran en latitudes altas, ocasionando el blanqueamiento de los corales (pérdida de zooxantelas y/o pigmentación), aunado a esto, cuando las comunidades arrecifales se encuentran sometidas a una elevada bioerosión el daño al que se exponen es mayor y los efectos tenderán a ser más dañinos principalmente en los arrecifes someros o expuestos a la marea, (Glynn et al., 1979; Reaka-Kudla et al., 1996; Glynn, 2001).

De los ocho géneros que conforman la familia *Diadematidae*, *Diadema* ha sido el más estudiado. Éste está compuesto por siete especies (Coppard & Campbell, 2006): *D. antillarum*, Phillipi, 1845 (Caribe y Atlántico), *D. ascensionis* (Mortensen, 1909) (islas del Atlántico Sur, Ascensión y Santa Helena), *D. mexicanum* (A. Agassiz, 1863) (Pacífico Oriental Tropical), *D. palmeri*, Baker, 1967 (Nueva Zelanda), *D. paucispinum* (A. Agassiz, 1863) (Hawái), *D. savignyi* (Michelin, 1845) (Indo-Pacífico) y *D. setosum* (Leske, 1778) (Indo-Pacífico). Son organismos principalmente litorales, ubicados en arrecifes coralinos (Mortensen, 1940), en arena, escombros o coral (Bauer, 1980). Es uno de los géneros de erizos más abundantes, de mayor dispersión y de importancia ecológica en aguas someras tropicales (Lessios et al., 2001).

Se considera que el género *Diadema* es depredador indirecto de varias especies de coral, actividad comúnmente asociada al herbivorismo, aunque también se les ha considerado como coralívoros, detritívoros y ocasionalmente carnívoros (Bak & Eys, 1975; Lessios, 1995). El pastoreo de los erizos sobre los corales vivos ha sido registrado para el Caribe, donde se alimentan de los corales hermatípicos, limitando su crecimiento (Glynn et al., 1979).

Por lo tanto, la estructura coralina se ve influenciada en sus primeras etapas de sucesión, así como en la diversidad, la abundancia, el crecimiento, la sobrevivencia y el éxito competitivo de los corales, trayendo consigo una mayor susceptibilidad a los disturbios biológicos (Sammarco, 1980) y a la bioerosión provocada por los erizos (Hughes et al., 1987).

Además del proceso de alimentación de *Diadema* está también la abrasión mecánica de las espinas debido a que alcanzan una longitud hasta del doble de su cuerpo (Caso, 1978; 1987), con lo cual se remueve relativamente poco carbonato, pero ataca la base de las colonias coralinas consideradas estructuras críticas de soporte, ocasionando una importante erosión del arrecife (Glynn et al., 1979; Sammarco, 1980).

Por otra parte, las cavidades producidas por los bioerosionadores incrementan la complejidad del hábitat y con ello la variedad y biomasa de los organismos asociados a los arrecifes. Dichas cavidades tienden a acumular sedimentos que son producidos localmente o son transportados al arrecife de fuentes más lejanas. Los microambientes generados en las cavidades promueven la cementación interna y el endurecimiento del sustrato arrecifal (Hughes et al., 1987; Glynn, 2001).

Diadema mexicanum es una de las ocho especies de erizos asociados a las comunidades coralinas en el Pacífico mexicano, su presencia varía respecto a la latitud, presentando mayores abundancias hacia el norte en las zonas de Colima, Jalisco y Oaxaca, mientras que al sur en la península de Baja California Sur su presencia es menor (Espino-Barr et al., 1996; Glynn & Leyte-Morales, 1997; Herrera-Escalante et al., 2005; Zamorano & Leyte-Morales, 2005; Benítez-Villalobos et al., 2008; Ríos-Jara et al., 2008; Benítez-Villalobos et al., 2009); de tal forma que el impacto de esta especie de erizo en las comunidades coralinas de la costa mexicana estará en función con la densidad del erizo.

Aunque los erizos del género *Diadema* han sido estudiados como bioerosionadores, poco se conoce acerca del efecto de *Diadema mexicanum* en las comunidades coralinas mexicanas, por lo cual se pretende cuantificar la densidad de erizos y el porcentaje de bioerosión debido a esta especie en cuatro comunidades arrecifales en el Pacífico mexicano. Tomando en consideración que la bioerosión provocada por los erizos puede ser una de las causas del cambio en la estructura de las comunidades coralinas, la relevancia de este trabajo radica en evaluar el efecto que los erizos provocan en las zonas coralinas estudiadas.

2. Hipótesis

La tasa de bioerosión sobre las comunidades coralinas será mayor en las localidades del norte que en las del sur de nuestra área de estudio, debido a que la densidad de erizos es un factor determinante en la remoción de los carbonatos en los corales.

3. Objetivo

3.1 Objetivo general.

Cuantificar la remoción de carbonato de calcio debido al proceso de bioerosión provocada por el erizo *Diadema mexicanum* en cuatro arrecifes del Pacífico mexicano.

3.2. Objetivos particulares.

Determinar la densidad de erizos en las localidades.

Determinar la estructura de tallas de los erizos.

Estimar la cobertura coralina.

Estimar la producción de carbonato de calcio de los arrecifes a estudiar.

Estimar el porcentaje de bioerosión provocada por los erizos.

Estimar el balance entre los procesos de construcción (acreción) y destrucción (bioerosión) para determinar cuál es la más importante.

4. Material y métodos

4.1. Área de estudio

Este trabajo se realizó en Cabo Pulmo, Baja California Sur; Islas Marietas e Isla Isabel, Nayarit y La Entrega, Oaxaca (Fig. 1), estas localidades fueron seleccionadas por poseer comunidades coralinas importantes en el Pacífico mexicano y son Áreas Naturales Protegidas (ANP's).

4.1.1. Baja California Sur

El Parque Nacional Cabo Pulmo presenta una superficie de 7,111 ha, posee el arrecife coralino más norteño del Pacífico en la entrada del Golfo de California, se encuentra en una zona de transición entre el Pacífico templado y el tropical, la superficie arrecifal es de 61,600 m² (CONANP, 2006). Este arrecife está dividido en tres secciones: 1) Norte, caracterizada por fondo arenoso, baja cobertura coralina y una fuerte influencia estacional de agua dulce durante el verano y el otoño, 2) Central, con grandes áreas de sustrato duro (granito, arcillas y conglomerados) sosteniendo una alta cobertura coralina y 3) Sur, donde el movimiento del agua es bajo debido a la protección que ofrece la bahía de Los Frailes (Reyes-Bonilla & Calderón-Aguilera, 1999; Álvarez-Filip et al., 2006).

Se encuentra influenciado por agua fría y de baja salinidad (34.6) en invierno por la corriente de California y agua cálida y alta salinidad (> 34.9) en el verano por la corriente Nor-ecuatorial y del Golfo de California, presenta una concentración de oxígeno de 1 ml/l durante los primeros 100 m y menor de 0.5 ml/l a los 150 m

(Reyes-Bonilla & Calderón-Aguilera, 1999; Mateo-Cid et al., 2000; Álvarez-Filip et al., 2006).

4.1.2. Nayarit

La plataforma continental de este estado es angosta debido a su cercanía con la Trinchera Mesoamericana, el fondo oceánico está cubierto por arenas con parches de limo. La circulación oceánica es variable debido a que cerca de ahí convergen tres sistemas de corrientes: la Corriente de California que es fría y de baja salinidad y fluye en dirección sur; la Corriente Costera de Costa Rica que es cálida y fluye hacia el norte y el agua del Golfo de California que es cálida y densa y fluye al sur. Las surgencias ocasionan que la termoclina aparezca a profundidades entre 40 y 60 m, haciendo que la capa de mezcla se sitúe a los 30 m. La transparencia del agua es alta, debido a que la materia orgánica particulada no excede niveles de 1 mg/l en la superficie, mientras que los sólidos totales en suspensión llegan a ser de 10 a 14 mg/l en otoño, aumento generado por la precipitación pluvial y las descargas fluviales de la zona costera (Carriquiry & Reyes-Bonilla, 1997).

El Parque Nacional Isla Isabel, cuenta con una superficie de 194.17 ha, de la cual 115,800 m² pertenecen a la zona arrecifal (CONANP, 2005). Presenta cuatro caras delimitadas por su fisiografía y tipos de fondo: 1) Norte, presenta fondos de arenas gruesas, formaciones rocosas con paredes de 25 m de profundidad y es una zona dinámica, 2) Este, se caracteriza por dos formaciones rocosas que sobresalen del lecho marino y están rodeadas en el fondo por canto rodado, rocas, arenas y formaciones coralinas dispersas, 3) Oeste, es una zona de planicies compuesta de

roca volcánica que forman canales, huecos y hoyos en el fondo marino, presenta las condiciones más extremas y de mayor dinámica y 4) Sur, caracterizada por tener gran variedad de hábitats como arrecifes polimorfos compuestos de roca volcánica y las condiciones más estables en cuanto al oleaje y corrientes (Rios-Jara et al., 2008).

Las variables de temperatura superficial y de fondo, así como la salinidad varían dependiendo de la zona, en la zona norte y noreste las temperaturas van de 29 a 30°C en superficie y de 26 a 27°C de fondo, con salinidades de 33 y 35 ups y en la parte suroeste la temperatura superficial va de 29 a 30°C y la de fondo de 23 a 26°C, se presenta una salinidad de 35 y 36 ups. En general, son aguas oligotróficas (con disponibilidad de O₂ en toda la columna de agua), con valores de concentración superficial promedio de 5.5 a 6 mg/l, aunque presentan una zonificación de la concentración promedio en el fondo. El pH fluctúa entre 7.4 y 8.9, caracterizándose como aguas alcalinas, acentuándose en la parte norte de la isla con un pH de 9.9 (CONANP, 2005).

El Parque Nacional Islas Marietas, tiene una superficie de 1,383.95 ha, de la cual 13,830 m² pertenecen a la zona arrecifal. El conjunto consiste de dos islas (Larga y Redonda), dos islotes, rocas superficiales circundantes y varios bajos rocoso-arenoso, por lo que se le considera un archipiélago (CONANP, 2007). Las islas están delimitadas por la isobata de los 10 m (CONANP, 2007). La isla Redonda presenta un escalón a los seis metros de profundidad, donde la pendiente aumenta hasta los 30 m con un fondo principalmente arenoso. La temperatura superficial del agua presenta un rango de 22.2 a 34.4 °C de abril a agosto, la salinidad es variable

dependiendo de la temporada y se mantiene entre los 30.2 y 36 ups, el pH del agua se mantiene prácticamente constante durante todo el año (CONANP, 2007)

4.1.3. Oaxaca

El Parque Nacional Huatulco, se encuentra en la costa oaxaqueña tiene una superficie de 11,890.98 ha, de las cuales 5,516 ha pertenecen a la zona marina e incluye nueve Bahías, estas bahías se caracterizan por poseer las comunidades coralinas más representativas de la región. La distribución y comportamiento de los parámetros físico-químicos dependen de las características regionales, como la Corriente de Costa Rica que trae agua cálida (Fiedler, 1992) y los llamados “vientos tehuanos” que son más intensos durante el invierno causando eventos de surgencias que traen consigo agua fría (Lluch-Cota et al., 1997). El clima es cálido subhúmedo con lluvias en verano, el promedio anual de precipitación es de 817.7 mm, la temperatura superficial del agua de mar fluctúa entre los 26 °C y 28 °C, con una oscilación térmica de 3 a 4 °C y una salinidad de 35 ups.

El arrecife de La Entrega se encuentra dentro de la bahía de Santa Cruz y está delimitada al SE por el río Copalita (Glynn & Leyte-Morales, 1997; CONANP, 2003) y cubre una superficie de 75,492 m² (Leyte-Morales, 2001). El arrecife presenta una profundidad promedio de 8.4 m, se caracteriza por presentar dos zonas definidas: 1) Somera (0-6 m), compuesta de coral muerto cubierto de algas y 2) Profunda (6-12 m), donde la cobertura coralina es coral vivo (López-Pérez & Hernández-Ballesteros, 2004).

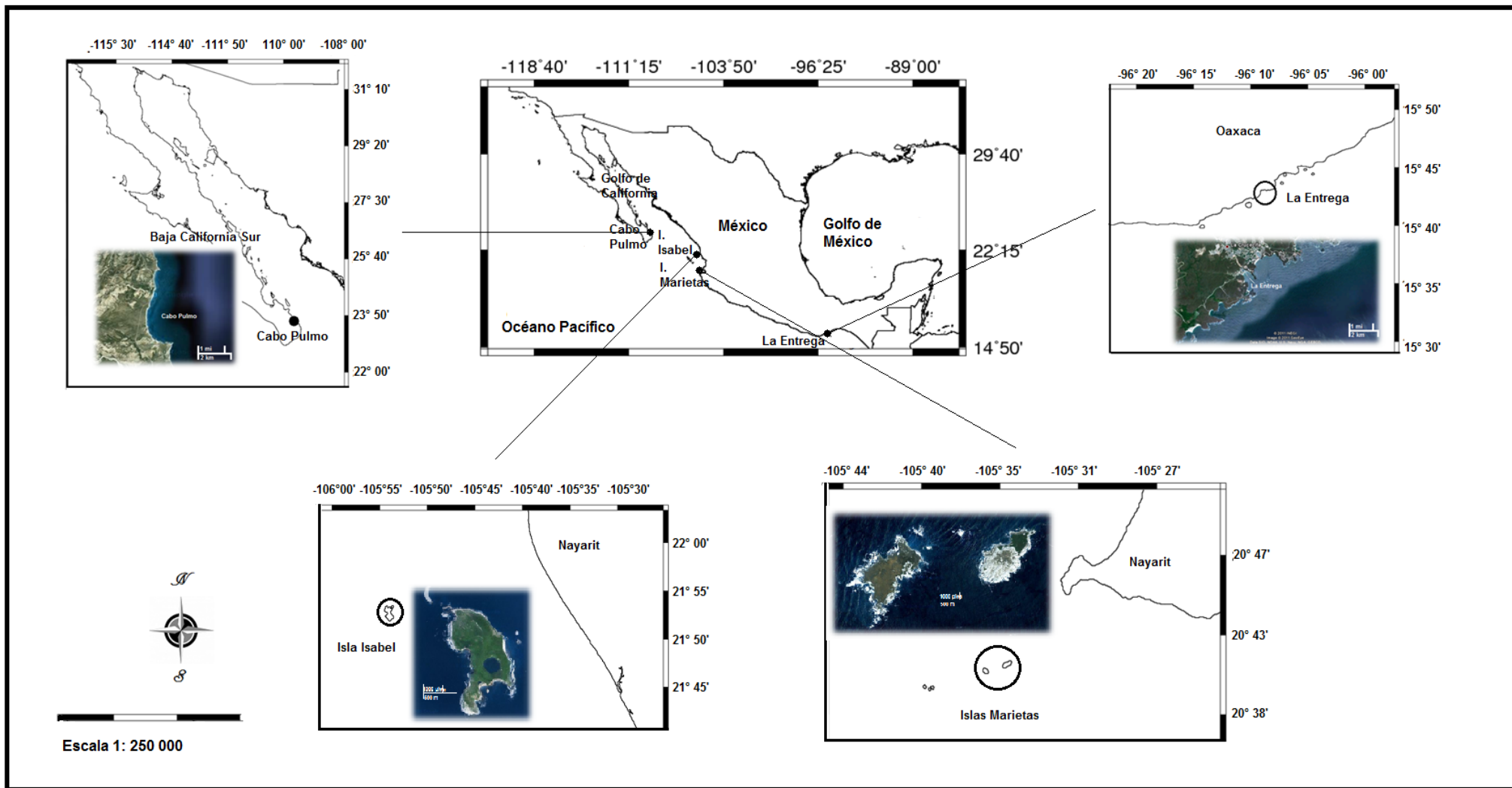


Figura 1. Localización del área de estudio.

4.2. Trabajo de campo

4.2.1. Densidad y estructura de tallas

Se hicieron dos muestreos en cada localidad en los meses de mayo y noviembre de 2008. Para estimar la abundancia y densidad de *Diadema mexicanum*, se escogieron cinco sitios dentro de cada localidad y en cada sitio se colocaron cuatro transectos de banda de 25 m x 2 m ubicados perpendicularmente a la costa, con lo cual se analizó un total de 1,000 m² por localidad en cada temporada. La estimación del número promedio de erizos por localidad se realizó utilizando la ecuación de Krebs (1985):

$$D = (\text{No. Total de individuos contados}) / (\text{m}^2 \text{ muestreados} \times \text{no. meses})$$

D= Densidad.

El tamaño de la población de erizos se estimó considerando la densidad promedio de los individuos y el área total del arrecife de cada localidad. La extensión de las comunidades coralinas se tomó de la literatura consultada.

Se midió el diámetro de la testa (dt) de 354 erizos en la zona de estudio utilizando un calibrador vernier (precisión 0.1 cm). La estructura de tallas (diámetro de la testa) se calculó con histogramas de frecuencia (Zar, 1999) para todas las localidades. Debido a que el nivel de bioerosión se ve influenciado por el tamaño de los organismos (Carpenter, 1981), se utilizaron tres clases de talla; la talla I de 0 a 3 cm, talla II de 3 a 5 cm, y la talla III de 5 a 8 cm obtenidos por Herrera-Escalante et al.

(2005), las clases de talla representan las modas de mayor importancia para *D. mexicanum*.

4.2.2. Cobertura coralina

La cobertura de coral se obtuvo utilizando el método de punto de intercepción (PIT), utilizado para el monitoreo del Sistema Arrecifal Mesoamericano (Almadavillela et al., 2003). Este método consiste en identificar el tipo de sustrato cada 25 cm en un transecto de banda de 25 m x 2 m colocado perpendicular a la costa. El registrar cada 25 cm nos dio un rendimiento de 200 registros por transecto, con lo cual se calculó el porcentaje de cobertura de cada tipo de sustrato, utilizando la siguiente ecuación:

$$\text{Cobertura} = (\text{número de registros} / 200) \times 100$$

Se identificaron cinco tipos de sustrato (algas, tipo de coral (vivo y muerto), arena y rocas).

4.2.3. Bioerosión

Para la estimación del nivel de bioerosión se llevaron a cabo dos experimentos por localidad: el primero con el fin de determinar el consumo de CaCO_3 , para lo cual se obtuvo todo el material ingerido por 10 individuos de *D. mexicanum* colectados al amanecer, ya que son nocturnos (Lawrence, 1987). Cada individuo se colocó en un recipiente de plástico individual de 5 l de capacidad. Para estimar la remoción de CaCO_3 ocasionada por el movimiento de las espinas, se realizó un segundo experimento con los mismos individuos, pero se colocó adicionalmente una cabeza

de coral (*Pocillopora* spp) de aproximadamente 10 cm de diámetro dentro del recipiente. Para ambos casos se utilizaron recipientes control, sin erizo y sin coral.

El material ingerido se excretó en un periodo de 24 horas, lo cual equivale al consumo de coral por los erizos en el mismo periodo (Glynn et al., 1979; Bak, 1994). Posteriormente la materia fecal se removió de los recipientes y fue filtrada con un tamiz de 0.5 mm de luz de malla. El material obtenido se lavó con agua dulce y se colocó en charolas de aluminio.

Una vez en el laboratorio, la materia fecal y los residuos producidos por las espinas se colocaron en charolas de aluminio que se secaron a 60 °C en una estufa por un periodo de 24 horas y se pesaron, después se pasaron a una mufla a 550 °C por 6 horas para eliminar la materia orgánica y obtener el CaCO_3 removido. Después de cada procedimiento las muestras fueron pesadas. Se les agregó ácido clorhídrico (HCl) al 10 % para eliminar el carbonato (Griffin et al., 2003) y finalmente se volvieron a pesar con la finalidad de ver la diferencia de peso y obtener la cantidad de CaCO_3 removido en ambos experimentos. La materia sobrante se consideró como la porción inorgánica sin carbonato de calcio, como espículas de sílice o granos de cuarzo (Brown-Saracino et al., 2007).

La remoción de CaCO_3 por clase de talla se estimó considerando el valor del peso seco promedio en gramos de CaCO_3 /ind/día y el porcentaje de erizos de cada talla por sitio por metro cuadrado. Los datos se extrapolaron a un año para calcular el

porcentaje de la bioerosión anual ($\text{CaCO}_3/\text{m}^2/\text{año}$). Para el análisis de la bioerosión se utilizaron las siguientes ecuaciones:

Bioerosión total por localidad:

$$B_{\text{total}} = \text{Biot}(a1) + \text{Biot}(a2) + \text{Biot}(a3)$$

Bioerosión anual por clase de talla por localidad:

$$\text{Biot}(a) = (\% \text{ talla } a) \times (\text{Bio(ct)} \text{ talla } a) \times (\text{m}^2 \text{ ocupados por la talla } a) \times 365$$

Donde:

Biot= Bioerosión por talla.

Bio(ct)= Bioerosión promedio por clase de talla.

(a)= Clase de talla.

Adicionalmente se utilizó el factor de corrección asignado para *Diadema antillarum*, que considera que los erizos no aprovechan el total del material carbonatado que ingieren, y que cerca del 50 % del sedimento carbonatado es regresado al medio (Mallela & Perry, 2007). Este factor nos permitió calcular la tasa de bioerosión final de la siguiente manera:

$$((Dt \times Sp)/100) \times (100 \times FC)$$

Donde:

Sp = Tasa de bioerosión.

Dt = Diámetro de la testa.

FC= Factor de corrección.

4.2.4. Acreción

La acreción está considerada como la acumulación de sedimentos carbonatados que ayudan a la cementación del esqueleto coralino (Hughes et al., 1987). La estimación de la acreción de CaCO_3 en las localidades se obtuvo utilizando el producto de la densidad del esqueleto de las especies de coral, multiplicado por la tasa de crecimiento y el porcentaje de la cobertura de coral vivo estimada para cada especie ($\text{kg CaCO}_3/\text{m}^2/\text{año}$) (Calderón-Aguilera, 2010). Se utilizó la fórmula siguiente:

$$A = (Dc \times Cc \times \% Cv)$$

Donde:

A= Acreción coralina

Dc= densidad del esqueleto coralino

Cc= tasa de crecimiento del coral

Cv= cobertura de coral vivo

4.2.5. Relación entre los procesos de bioerosión y acreción

Para determinar la relación entre los procesos de bioerosión y acreción (Herrera-Escalante et al., 2005), se ponderó el valor más alto de ambas fuerzas lo cual nos da conocimiento de si el primer proceso tendrá un efecto positivo o negativo sobre la acreción.

Se estimaron las medidas de tendencia central y dispersión para todos los datos obtenidos para los erizos (diámetro, peso, densidad y bioerosión) y los corales (acrección y cobertura). Al finalizar los análisis con las pruebas de normalidad de Kolmogorov-Smirnov y de homocedasticidad de Levene, se encontró que los datos

de densidad, bioerosión y acreción no cumplieron con los supuestos de normalidad, por lo cual fueron analizados con la prueba de Kruskal-Wallis, para determinar el origen de las diferencias entre las localidades y los meses de estudio se utilizó la prueba *a posteriori* de Tukey, excepto para los análisis de bioerosión que fueron analizados con la prueba de Nemenyi (Zar, 1999). Debido a que los resultados obtenidos por localidad nos dieron valores extremos, los datos se convirtieron a logaritmo base 10 para su representación gráfica.

5. Resultados

5.1. Densidad

Se contó un total de 2924 erizos en ambos muestreos, con una media de 731 ± 355.69 erizos por localidad y un máximo de 979 y un mínimo de 13 erizos. En la figura 2 se observa que la localidad de La Entrega presentó la densidad más elevada respecto al resto de las localidades que tienen menos de un individuo por metro cuadrado, siendo Cabo Pulmo donde se reportó el menor número de individuos en este estudio. Aunque se puede observar una alta variabilidad entre la densidad encontrada en cada localidad no se encontraron diferencias estadísticas en espacio y tiempo ($H_{(3,8)} = 6$ $p = 0.112$ y $H_{(1,7)} = 0.125$, $p = 0.724$, respectivamente).

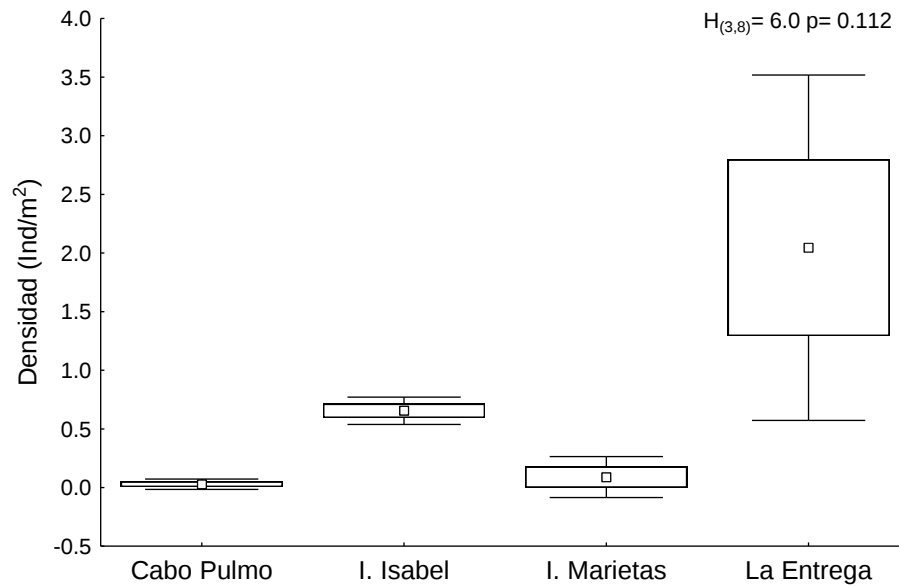


Figura 2. Densidad promedio ($\pm$ error típico) para *Diadema mexicanum* en el Pacífico mexicano en 2008. La Entrega presenta la mayor densidad de organismos del estudio.

En Cabo Pulmo se calculó una densidad promedio para la zona de 0.03 ind/m², mientras que durante los censos se observó que en esta localidad la presencia de *D. mexicanum* era muy baja, lo cual se ve reflejado en el cálculo de la densidad mensual donde noviembre fue menor que mayo, pero no se encontró alguna diferencia estadística en el tiempo ($H_{(1,103)} = 1.95$, $p = 0.16$) (Tabla 1, Fig. 3).

En Isla Isabel se calculó una densidad poblacional promedio de 0.65 ind/m². Esta localidad fue la segunda más importante respecto al número de individuos registrados, siendo el mes de mayo donde se registró la densidad más elevada, aunque no se encontró diferencia en el tiempo ($H_{(1,41)} = 0.61$, $p = 0.43$) (Tabla 1, Fig. 3).

En Isla Marietas por problemas logísticos no se pudo realizar el muestreo de noviembre, de tal forma que solo se presentan los datos de mayo, con lo cual se estimó una densidad de 0.18 ind/m² (Tabla 1, Fig. 3).

Finalmente, en La Entrega se estimó una densidad poblacional promedio de 3.26 ind/m²; esta localidad fue la más importante en cuanto al número de individuos registrados por mes, pero al igual que el resto de las localidades fue en el mes de mayo donde se estimó la densidad más alta, aunque nuevamente no hubo diferencias en el tiempo ($H_{(1,10)} = 1.14$, $p = 0.31$) (Tabla 1, Fig. 3).

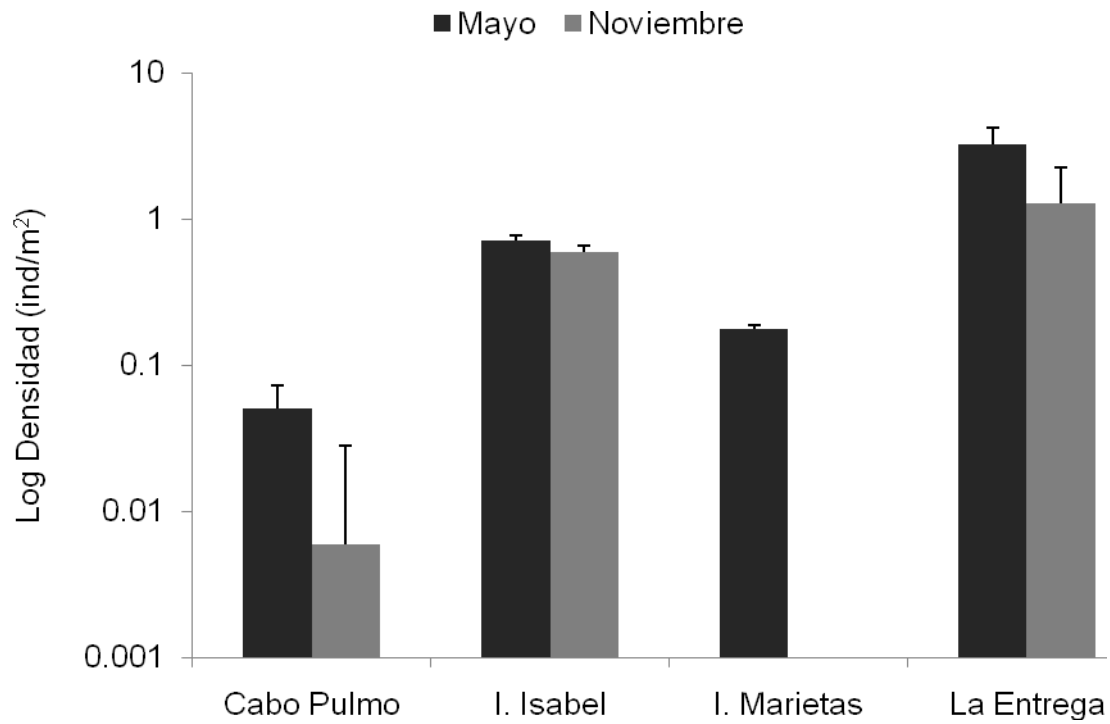


Figura 3. Densidad promedio ($\pm$ error típico) de *Diadema mexicanum* para cada muestreo por localidad. Durante mayo se presentan las densidades más altas del estudio.

Tabla 1. Densidad promedio de *Diadema mexicanum* por mes de muestreo y general.

Localidad	Organismos		Máximo	Mínimo	Densidad por muestreo $\pm$ error		Densidad promedio $\pm$ error
	muestreados				típico (ind/m ²)		típico (ind/m ²)
	Mayo	Noviembre			Mayo	Noviembre	
Cabo Pulmo	143	13	56	1	0.05 $\pm$ 0.02	0.005 $\pm$ 0.02	0.03 $\pm$ 0.02
I. Isabel	595	607	97	1	0.71 $\pm$ 0.05	0.595 $\pm$ 0.06	0.65 $\pm$ 0.06
I. Marietas	134	--	48	1	0.18 $\pm$ 3.134	--	0.18 $\pm$ 3.134
La Entrega	979	453	229	1	3.26 $\pm$ 0.98	1.29 $\pm$ 0.98	3.26 $\pm$ 0.98
Área total	2924		979	13			0.314 $\pm$ 0.20

5.2. Estructura de tallas

A partir de los datos del diámetro de la testa se establecieron tres clases de talla, la talla I de 0 hasta 3 cm de diámetro de testa (dt), talla II mayores de 3 cm hasta 5 cm dt y la talla III mayores de 5 cm hasta 8 cm dt.

Se analizó un total de 354 individuos con una media de 88.5 erizos para el área de estudio en ambos muestreos, con una talla promedio de 4.32 cm dt, donde la talla máxima y mínima fue de 7.78 y 0.68 cm dt respectivamente y una moda de 5 cm dt. Al finalizar el estudio se observó que en el mes de noviembre se registró la talla más grande así como el organismo de menor talla; se encontró diferencias estadísticas para las tallas entre las localidades ($H_{(3,354)} = 55.666$ $p = 0.0001$) (Tabla 2, Fig. 4), el análisis de Tukey mostró que la localidad de Cabo Pulmo es responsable de dichas diferencias.

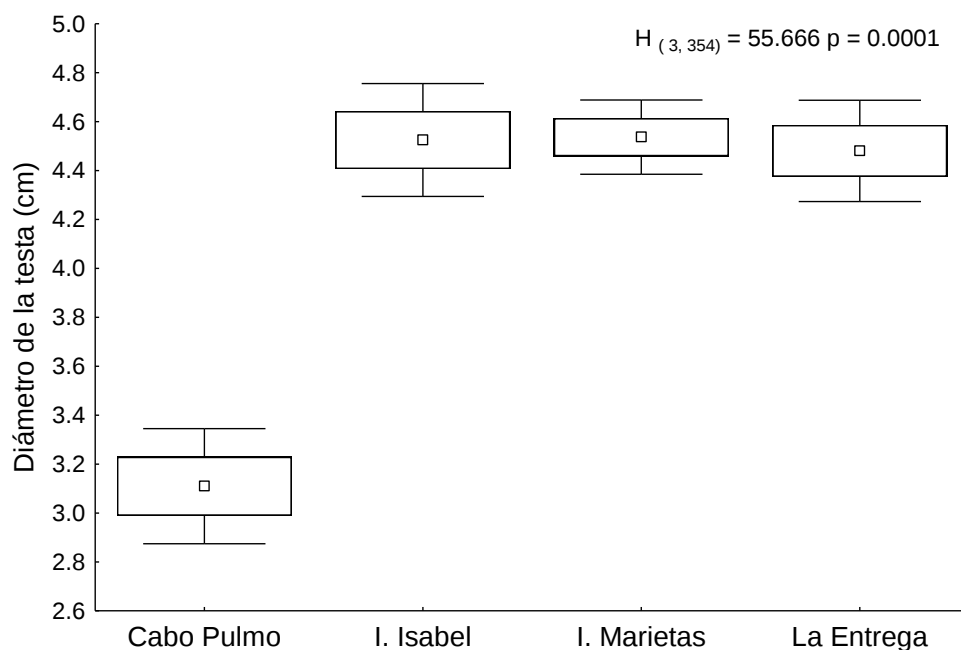


Figura 4. Diámetro promedio de la testa ($\pm$ error típico) de *Diadema mexicanum* en las diferentes localidades de estudio para ambos muestreos en 2008. Los organismos de Cabo Pulmo fueron los de menor talla.

En Cabo Pulmo (Fig. 5) se midieron 46 individuos en ambos muestreos y se observó que la talla de los organismos es similar, pero la talla modal fue mayor en noviembre que en mayo (3.41 y 2.6 cm dt, respectivamente), además fue el mes de noviembre en donde se registró a los individuos de mayor y menor tamaño. La talla promedio para la localidad fue de 3.1 cm dt; pero no se observaron diferencias estadísticas entre las tallas en el tiempo ($H_{(1, 44)} = 0.097$, $p = 0.76$) (Tabla 2).

En Isla Isabel (Fig. 5) se registraron 111 erizos para ambos muestreos, la talla promedio de la localidad fue de 4.8 cm dt, en esta localidad se registró el organismo de mayor talla del área de estudio durante mayo, la talla promedio en ambos

muestreos fue similar entre sí y no se encontraron diferencias estadísticas en el tiempo ($H_{(1,109)} = 2.237$, $p = 0.13$) (Tabla 2).

En Islas Marietas (Fig. 5) se midieron 37 erizos en el mes de mayo, lo cual resultó en una talla promedio de 4.1 cm dt (Tabla 2).

Finalmente, en La Entrega (Fig. 5) se recolectó un total de 160 erizos, la talla promedio para la localidad fue de 4.24 cm dt, la talla por mes fue mayor en noviembre, esta fue la única localidad donde se encontraron diferencias estadísticas en el tiempo ($H_{(1,106)} = 69.10$, $p = 0.0001$) (Tabla 2).

Tabla 2. Estructura de tallas del erizo *Diadema mexicanum* durante 2008.

Localidad	Organismos					Diámetro de la testa promedio por muestreo $\pm$ error típico (cm)		Diámetro de la testa promedio $\pm$ error típico (cm)
	medidos (cm)		Máximo	Mínimo	Moda			
	Mayo	Noviembre				Mayo	Noviembre	
Cabo Pulmo	10	36	3.6	0.68	2.6	3 ± 0.143	2.96 ± 0.148	3.1 ± 0.15
I. Isabel	59	52	7.78	2.41	5	4.64 ± 0.116	4.26 ± 0.091	4.8 ± 0.12
I. Marietas	37	--	5.9	3.2	5	4.1 ± 0.12	--	4.1 ± 0.12
La Entrega	50	110	5.11	2.02	5	3.1 ± 0.098	4.89 ± 0.106	4.24 ± 0.105
Área total	354		7.78	0.68	5	3.93 ± 0.085	4.31 ± 0.086	4.32 ± 0.062

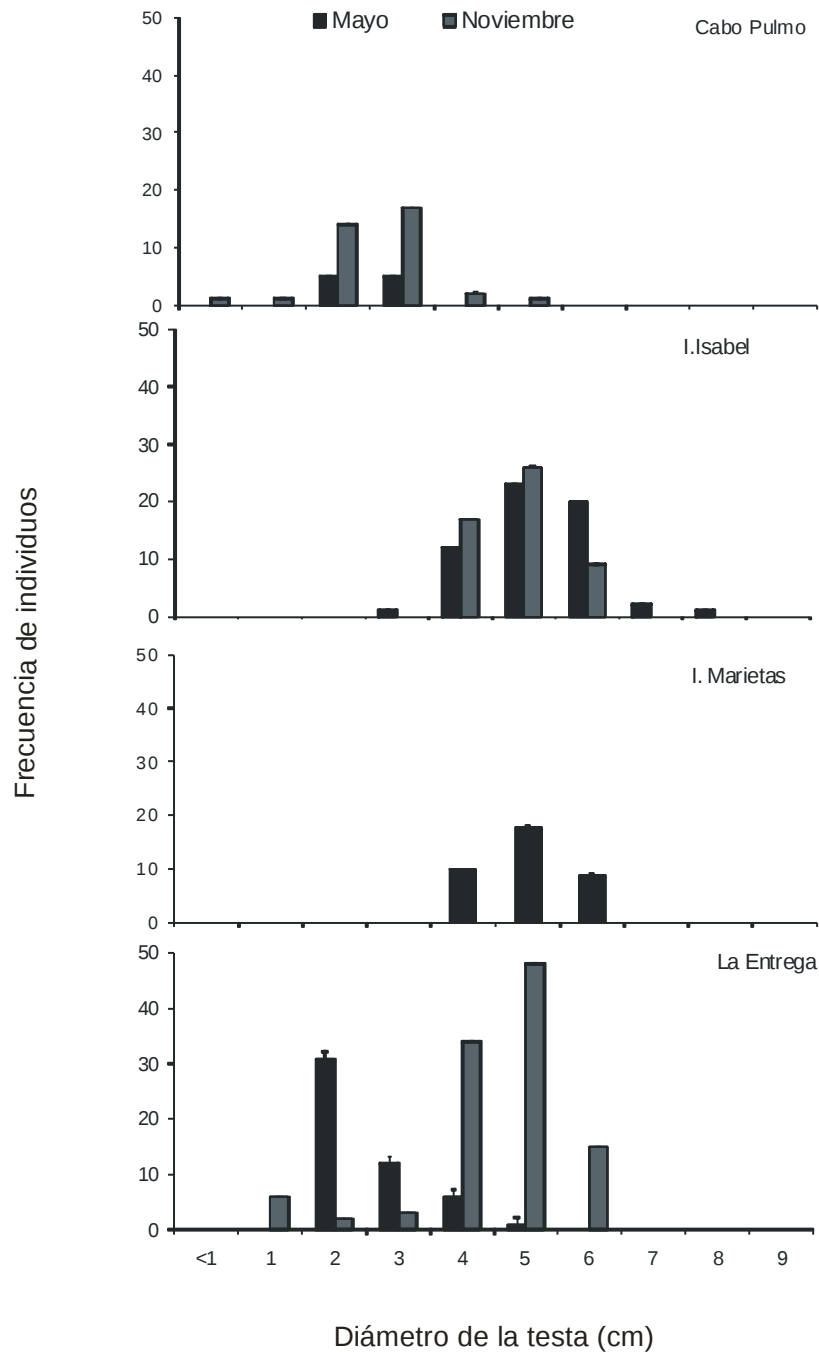


Figura 5. Frecuencia de tallas promedio ($\pm$ error típico) de *Diadema mexicanum* por localidad en ambos muestreos para cada localidad en 2008. Se observa en Cabo Pulmo y La Entrega la existencia de dos cohortes de erizos.

5.3. Cobertura coralina

En el área de estudio se registró la presencia de cuatro géneros de corales pétreos y un coral gorgónido, entre los más representativos se contó a *Pavona*, *Pocillopora*, *Porites* y *Psammocora*, siendo el género *Pocillopora* el más abundante (Fig. 6). Se observó que en Cabo Pulmo, I. Isabel y La Entrega el coral del género *Pocillopora* fue el que presentó la mayor cobertura, mientras que en I. Marietas fue el género *Pavona*, a pesar de lo anterior no se encontraron diferencias estadísticas entre géneros de coral ($H_{(3,16)} = 0.733$, $p = 0.865$) (Fig. 7).

El análisis de las localidades evidenció que en La Entrega se registró la cobertura coralina más elevada de la zona de estudio, mientras que en isla Marietas se encontró el menor valor de cobertura, a pesar de lo anterior no se hallaron diferencias estadísticas en espacio y tiempo ($H_{(3,14)} = 0.931$ y $p = 0.452$, $H_{(1,22)} = 3.13$, $p = 0.076$, respectivamente) (Tabla 3, Fig. 8).

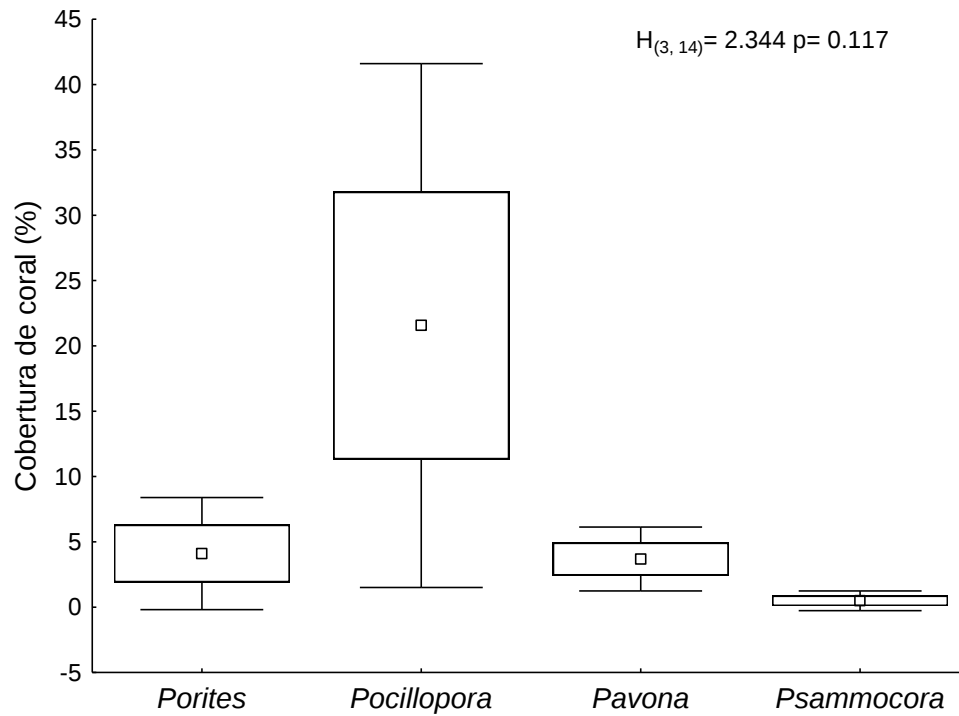


Figura 6. Porcentaje de cobertura ($\pm$ error típico) de los diferentes géneros de coral.

El género *Pocillopora* presentó la mayor cobertura en la zona de estudio.

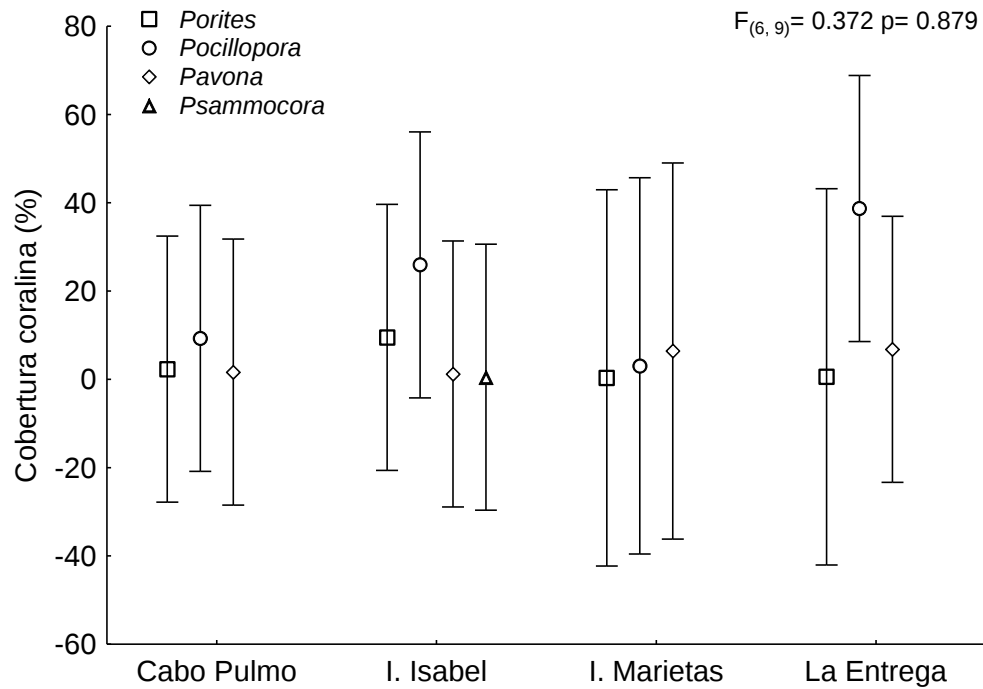


Figura 7. Cobertura coralina promedio ($\pm$ error típico) por género en el área de estudio para ambos muestreos. Se observó la importancia de la presencia de *Pocillopora* en el área de estudio.

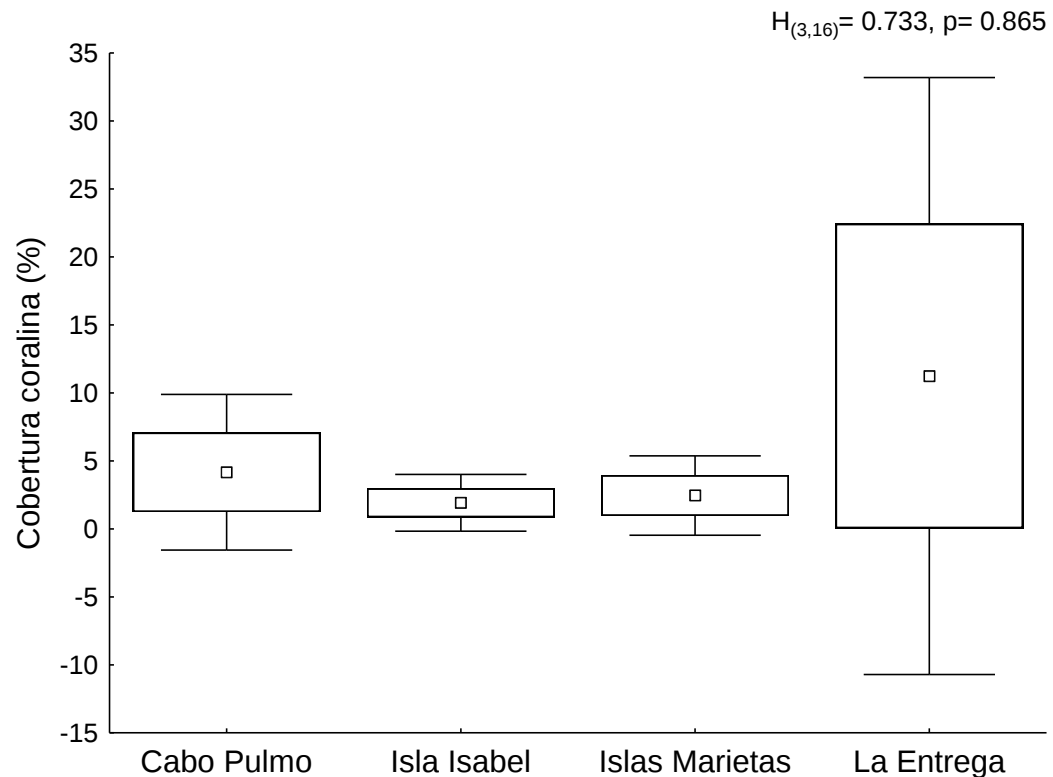


Figura 8. Cobertura coralina promedio ($\pm$ error típico) por localidad de muestreo durante el 2008.

La cobertura calculada por localidad (Fig. 9) en Cabo Pulmo fue de 26.55 %. Se encontró que el género de coral *Pocillopora* predominó en ambos meses y no hubo reportes de la presencia del género *Psammocora*, no obstante, no se encontró diferencias estadísticas entre los géneros de coral y el tiempo ($H_{(3,8)} = 6.24, p = 0.10$ y $H_{(1,6)} = 0.097, p = 0.766$, respectivamente) (Tabla 3).

En isla Isabel se calculó una cobertura de 74.30 %, además de que fue la única localidad donde se tuvo registro del género *Psammocora*. Durante el mes de mayo se cuantificó la cobertura más alta para *Porites*, mientras que durante noviembre el

género *Pocillopora* tuvo la mayor cobertura, por otro lado, el género *Psammocora* tuvo la menor cobertura en ambas temporadas, a pesar de ello no se encontraron diferencias estadísticas en la cobertura coralina, ni en el tiempo ($H_{(3,8)} = 5.5$, $p = 0.139$ y $H_{(1,6)} = 5.34$, $p = 0.060$, respectivamente) (Tabla 3, Fig. 9).

En islas Marietas los datos de mayo mostraron que la cobertura fue de 9.82 %, y el género *Pavona* presentó la mayor cobertura y *Porites* la menor, no se detectaron diferencias estadísticas entre los géneros ($H_{(3,4)} = 3$, $p = 0.39$) (Tabla 3, Fig. 9).

Finalmente, en La Entrega la cobertura fue de 91.65 %. Se encontró que durante mayo el género *Pocillopora* presentó la cobertura más alta y el género *Porites* la menor, mientras que en noviembre solo se reportó la presencia de *Pocillopora* y *Pavona*, siendo el primero el de mayor cobertura; cabe mencionar que en esta localidad la cobertura de coral muerto en ambos muestreos estuvo elevada (61.69 ± 13.19 y 4.96 ± 5.36 % mayo y noviembre, respectivamente), no se encontraron diferencias estadísticas en la cobertura coralina, ni en el tiempo ($H_{(3,8)} = 5.95$, $p = 0.114$ y $H_{(1,8)} = 0.087$, $p = 0.767$, respectivamente) (Tabla 3, Fig. 9).

Tabla 3. Cobertura coralina por género para el área de estudio.

Localidad	Géneros de coral	Cobertura % ($\pm$ error típico)		
		Mayo	Noviembre	General
Cabo Pulmo		12.94 $\pm$ 2.20	13.613 $\pm$ 1.91	26.55 $\pm$ 0.34
	<i>Pavona</i>	2.30 $\pm$ 0.86	1 $\pm$ 0.90	
	<i>Pocillopora</i>	8.88 $\pm$ 1.76	9.71 $\pm$ 3.36	
	<i>Porites</i>	2.43 $\pm$ 0.54	2.24 $\pm$ 1.22	
	<i>Psammocora</i>	ND		
	Algas	4.71 $\pm$ 2.22	0.18 $\pm$ 0.34	
I. Isabel		7.67 $\pm$ 1.04	66.625 $\pm$ 6.82	74.29 $\pm$ 29.48
	<i>Pavona</i>	0.19 $\pm$ 0.18	2.25 $\pm$ 1.44	
	<i>Pocillopora</i>	2.96 $\pm$ 0.49	48.88 $\pm$ 10.33	
	<i>Porites</i>	4.42 $\pm$ 0.79	14.63 $\pm$ 5.47	
	<i>Psammocora</i>	0.101 $\pm$ 0.07	0.875 $\pm$ 0.72	
	Algas	ND	4.625	
I. Marietas		9.82 $\pm$ 2.50	ND	9.82 $\pm$ 2.50
	<i>Pavona</i>	6.42 $\pm$ 2.82	ND	
	<i>Pocillopora</i>	3.06 $\pm$ 0.72	ND	
	<i>Porites</i>	0.34 $\pm$ 0.07	ND	
	<i>Psammocora</i>	ND	ND	
	Algas	ND	ND	
La Entrega		11.22 $\pm$ 4.84	80.42 $\pm$ 5.58	91.65 $\pm$ 3.64
	<i>Pavona</i>	4.11 $\pm$ 2.01	9.54 $\pm$ 5.61	
	<i>Pocillopora</i>	6.54 $\pm$ 2.54	70.88 $\pm$ 6.19	
	<i>Porites</i>	0.58 $\pm$ 0.30	ND	
	<i>Psammocora</i>	ND	ND	
	Algas	12.87 $\pm$ 7.81	ND	

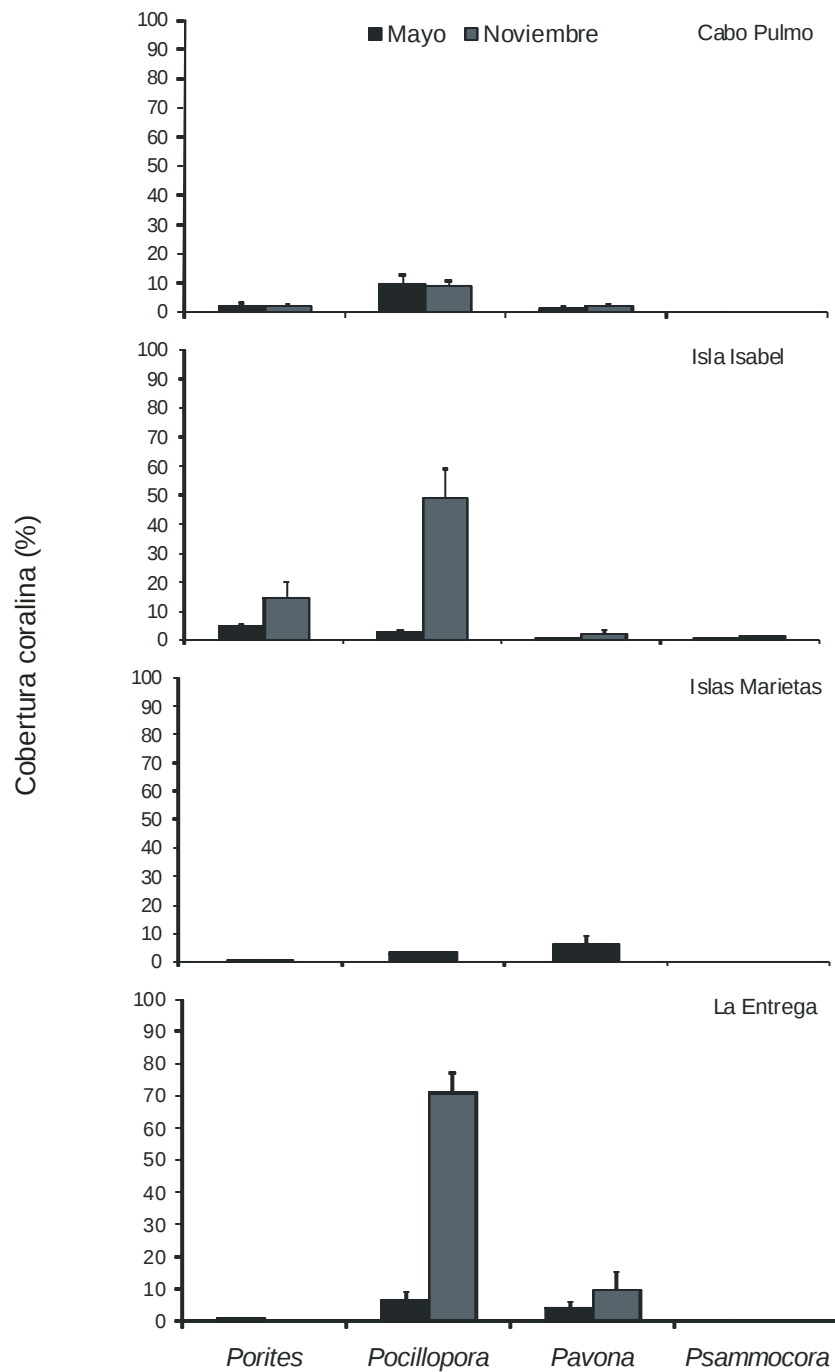


Figura 9. Cobertura coralina promedio ($\pm$ error típico) por género de coral en ambos muestreos para cada localidad.

Se busco identificar con qué tipo de sustrato se asociaron mejor los erizos si coral o algas, para lo cual relacionamos las coberturas con la densidad de los erizos y observamos con cuál de estos sustratos hubo mayor afinidad y se encontró que hay una mejor asociación con la cobertura algal que la coralina ($r^2=0.9$, $p=0.19$ y $r^2=0.7$, $p=0.16$, respectivamente) (Fig. 10).

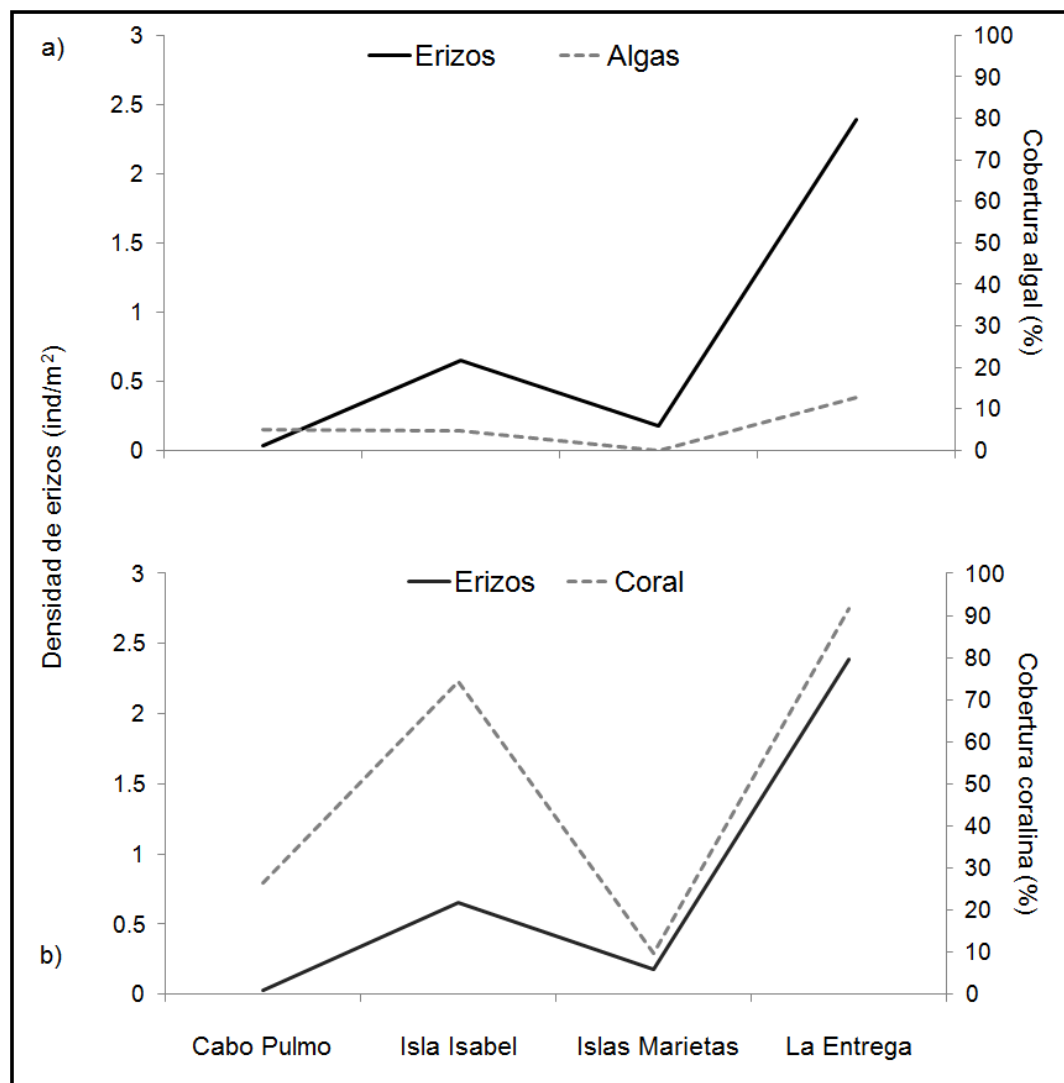


Figura 10. Comparación de la relación de los erizos con la cobertura (a) algal y (b) coralina.

5.4. Bioerosión

En el análisis entre localidades se tomó en cuenta el total de metros cuadrados muestreados, así como el número total de individuos en ambos meses. Se encontró que La Entrega es la localidad que presentó el mayor grado de bioerosión, mientras que en Cabo Pulmo se registró la bioerosión más baja del estudio, no obstante, no se encontraron diferencias estadísticas en espacio y tiempo ($H_{(3,4)} = 3$, $p = 0.39$ y $H_{(1,5)} = 0.637$, $p = 0.46$, respectivamente) (Tabla 4, Fig. 11).

En lo referente a la bioerosión calculada para las clases de talla y las actividades mecánicas de remoción, encontramos que fueron los organismos la talla II y la actividad alimenticia los que ejercieron el mayor efecto bioerosivo en las comunidades coralinas estudiadas, no obstante, en ambos casos no se encontraron diferencias estadísticas en espacio ($H_{(3,12)} = 6.282$, $p = 0.099$ y $H_{(2,30)} = 0.097$, $p = 0.908$) (Tabla 4, Figs. 12 y 13).

Tabla 4. Bioerosión de *D. mexicanum* por clase de talla y actividad mecánica, así como la bioerosión anual por localidad.

	Clase de talla (cm)	Bioerosión promedio (g CaCO ₃ /m ²)		Bioerosión por actividad (g CaCO ₃ /m ²)				Bioerosión anual (g CaCO ₃ /m ² /año)
				Consumo		Espinas		
		Mayo	Noviembre	Mayo	Noviembre	Mayo	Noviembre	
Cabo Pulmo		0.430 ± 0.015	0.088 ± 0.079					0.954 ± 0.042
	Talla I	0.022 ± 0.016	0.010 ± 0.004	0.0004 ± 0.020	2.949 E-05 ± 0.002	0.0002 ± 0.010	2.563 E-05 ± 0.005	
	Talla II	0.0005 ±	0.04 ± 0.002	0.0005 ± 0.025	93.523 ± 0.015	0.0001 ± 0.008	73.378 ± 0.008	
	Talla III	ND	0.019 ± 0.001	ND	3.757 E-05 ± 0.020	ND	2.948 E-05 ± 0.006	
Isla Isabel		177.437 ± 0.130	90.706 ± 0.133					211.227 ± 0.096
	Talla I	0.80 ± 0.014	ND	0.002 ± 0.001	ND	0.0005 ± 0.0001	ND	
	Talla II	81.45 ±	84.03 ± 0.499	0.137 ± 0.047	0.316 ± 0.209	0.086 ± 0.022	0.145 ± 0.210	
	Talla III	149.32 ±	12.86 ± 0.328	0.447 ± 0.026	0.056 ± 0.056	0.026 ± 0.044	0.015 ± 0.049	
Islas Marietas		9.213 ± 0.092	ND					9.213 ± 0.092
	Talla I	ND	ND	ND	ND	ND	ND	
	Talla II	5.92 ± 0.115	ND	0.016 ± 0.023	ND	0.0003 ± 0.011	ND	
	Talla III	3.58 ± 0.005	ND	0.008 ± 0.030	ND	0.002 ± 0.030	ND	
La Entrega		970.093 ± 2.657	1127.256 ± 5.746					8103.23 ± 0.393
	Talla I	282.63 ± 0.065	36.447 ± 0.099	0.718 ± 0.585	0.046 ± 0.045	0.056 ± 0.082	0.054 ± 0.053	
	Talla II	56.22 ± 0.235	233.161 ± 0.833	0.507 ± 0.198	0.715 ± 0.715	0.353 ± 0.127	0.536 ± 0.535	
	Talla III	4.31 ± 0.503	1121.001 ± 3.205	0.054 ± 0.263	1.152 ± 1.151	0.042 ± 0.278	0.451 ± 0.450	

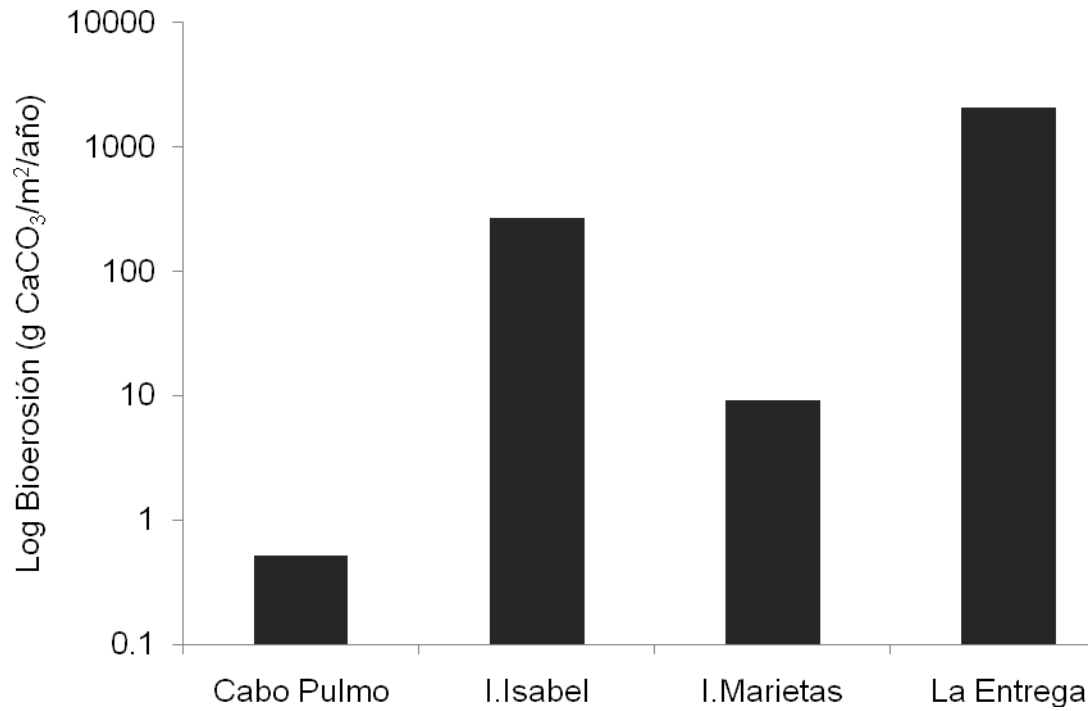


Figura 11. Comparación de la bioerosión promedio anual ($\pm$ error típico) provocada por *Diadema mexicanum* dentro de las localidades en ambos muestreos.

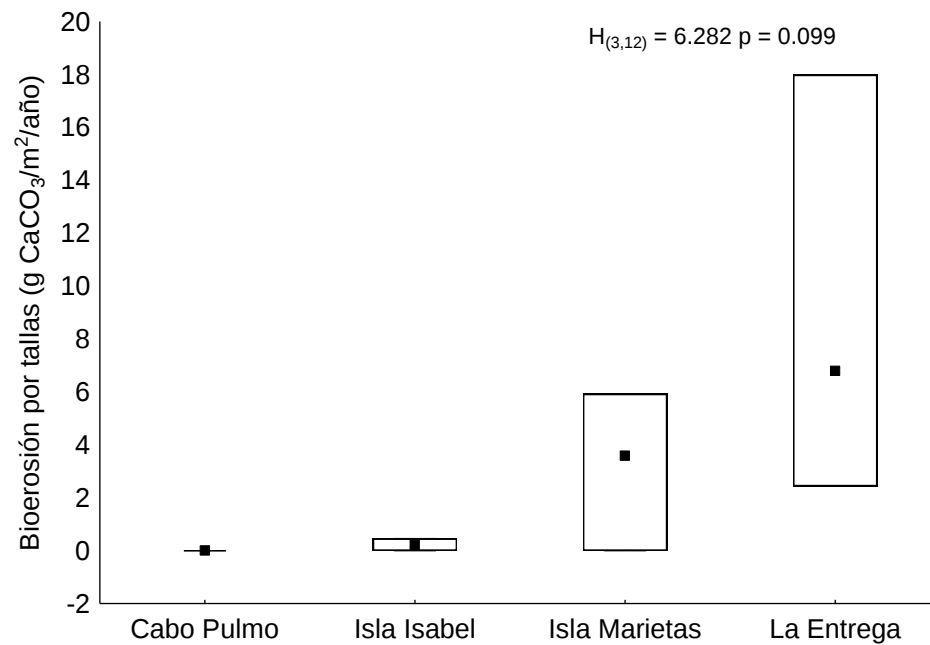


Figura 12. Bioerosión promedio anual ($\pm$ error típico) por tallas de *Diadema mexicanum* en las diferentes localidades.

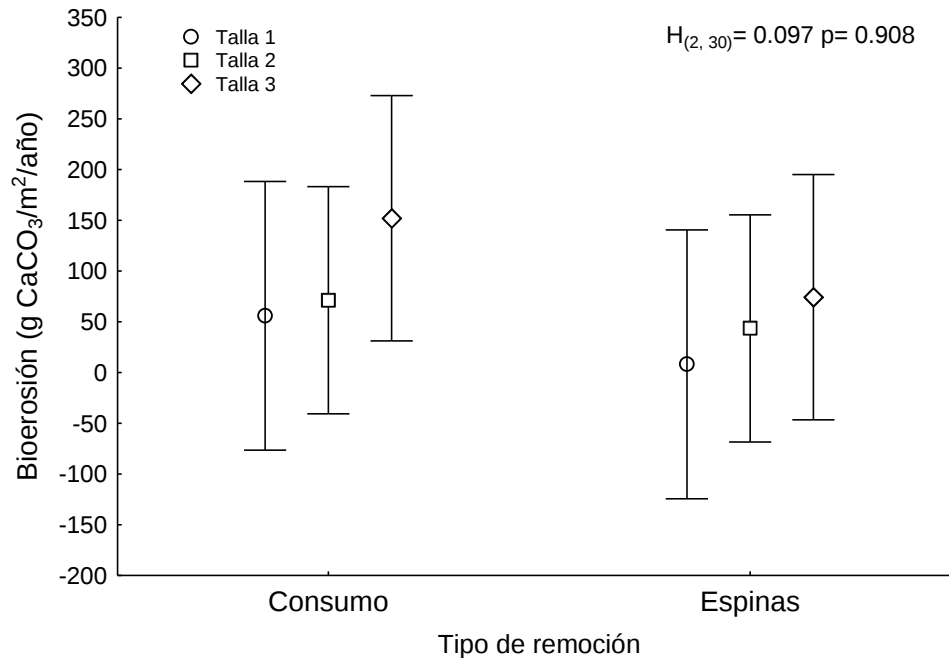


Figura 13. Bioerosión promedio anual ($\pm$ error típico) de las diferentes tallas de *Diadema mexicanum* por ambos mecanismos de remoción de carbonatos en el área de estudio.

El análisis de bioerosión por localidad mostró cuales fueron las tallas y el tipo de actividad abrasiva (consumo y acción mecánica de las espinas) que ejercieron mayor efecto sobre la remoción de carbonato de los corales.

En Cabo Pulmo se cuantificó una tasa de bioerosión de 9.54 g CaCO₃/m²/año. Durante el mes de mayo se registró que la bioerosión fue más elevada que en noviembre, además los organismos de la talla I fueron los que removieron mayor cantidad de carbonatos (Fig. 14), pero no se encontraron diferencias estadísticas en la clase de tallas ni en el tiempo ($H_{(2,4)} = 2.4$, $p = 0.121$ y $H_{(1,4)} = 0.6$, $p = 0.438$, respectivamente). Se observó que la actividad alimenticia o consumo fue la que

ejerció mayor impacto en ambos meses (Fig. 15), tampoco se encontraron diferencias estadísticas por tipo de actividad ($H_{(1,4)} = 2.4$, $p = 0.121$) (Tabla 4).

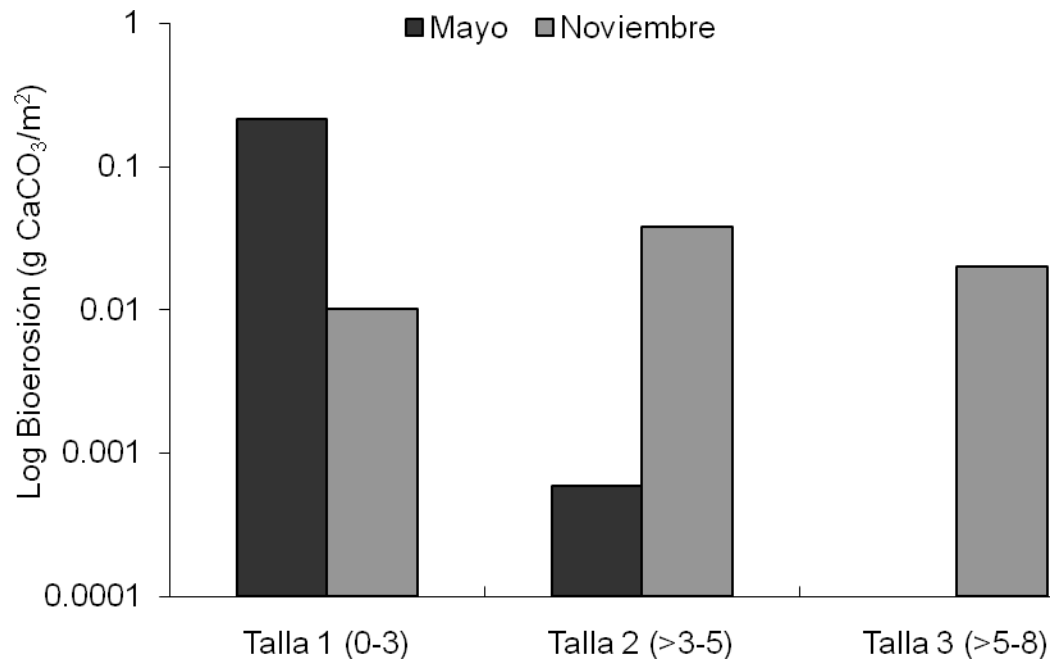


Figura 14. Bioerosión promedio diaria por tallas de *Diadema mexicanum* en Cabo Pulmo para ambos muestreos.

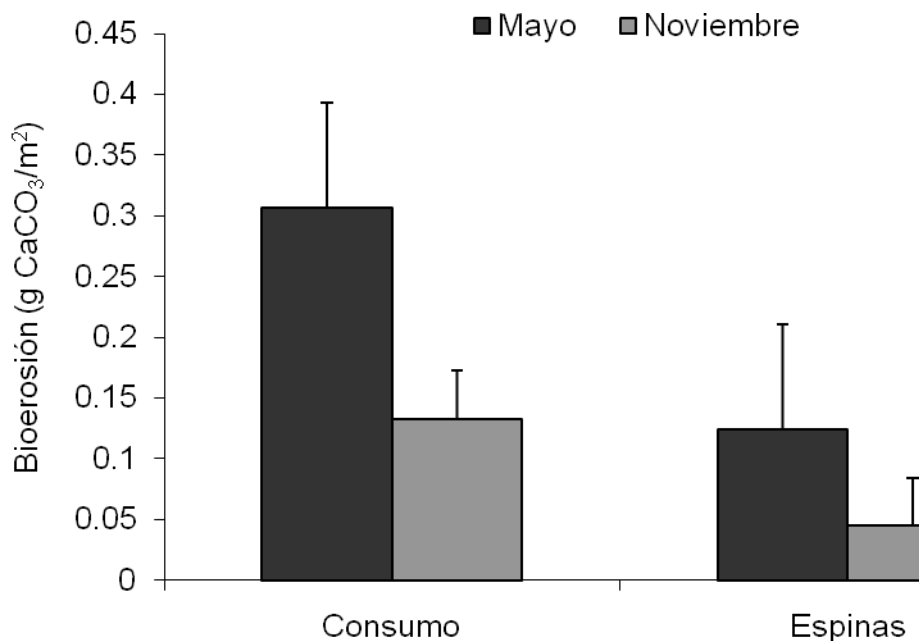


Figura 15. Bioerosión promedio diaria ($\pm$ error típico) por tipo de remoción de carbonatos en Cabo Pulmo para ambos muestreos.

En Isla Isabel se cuantificó una tasa de bioerosión de 211.23 g CaCO₃/m²/año. Durante el mes de mayo se calculó la mayor bioerosión y fue atribuida a los erizos de la talla III, debido a que removieron mayor cantidad de carbonatos, aún así no se encontraron diferencias estadísticas por clase de talla, ni en el tiempo ($H_{(2,6)} = 3.429$, $p = 0.18$ y $H_{(1,4)} = 0.0001$, $p = 1$, respectivamente) (Fig. 16): nuevamente se encontró que la actividad alimenticia fue la más importante, pero no se hallaron diferencias estadísticas en el tiempo ($H_{(1,12)} = 2.4$, $p = 0.121$) (Tabla 4, Fig. 17).

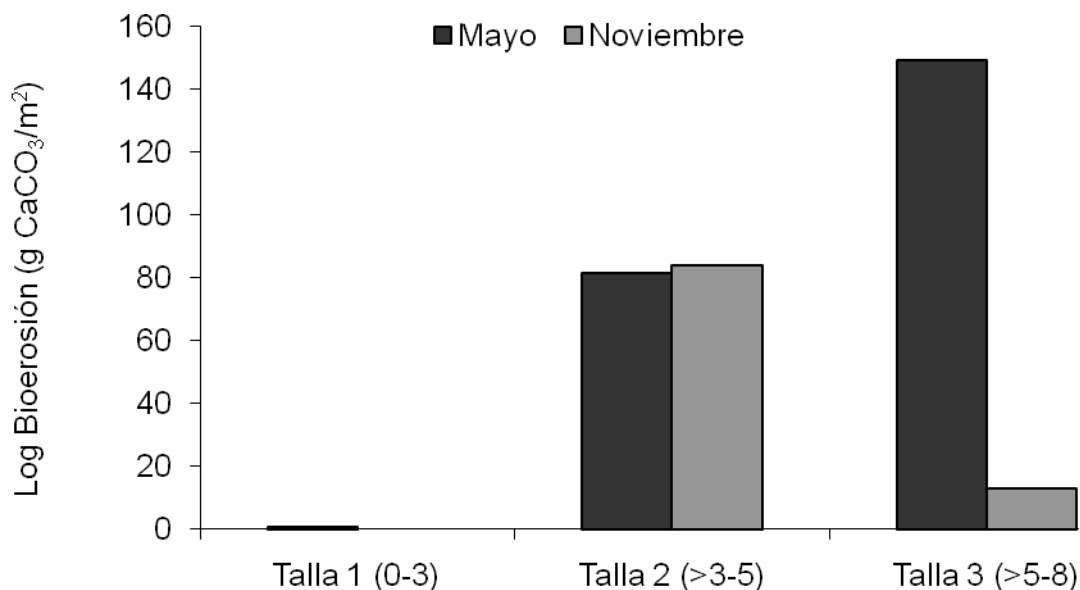


Figura 16. Bioerosión promedio por tallas de *Diadema mexicanum* en I. Isabel para ambos muestreos.

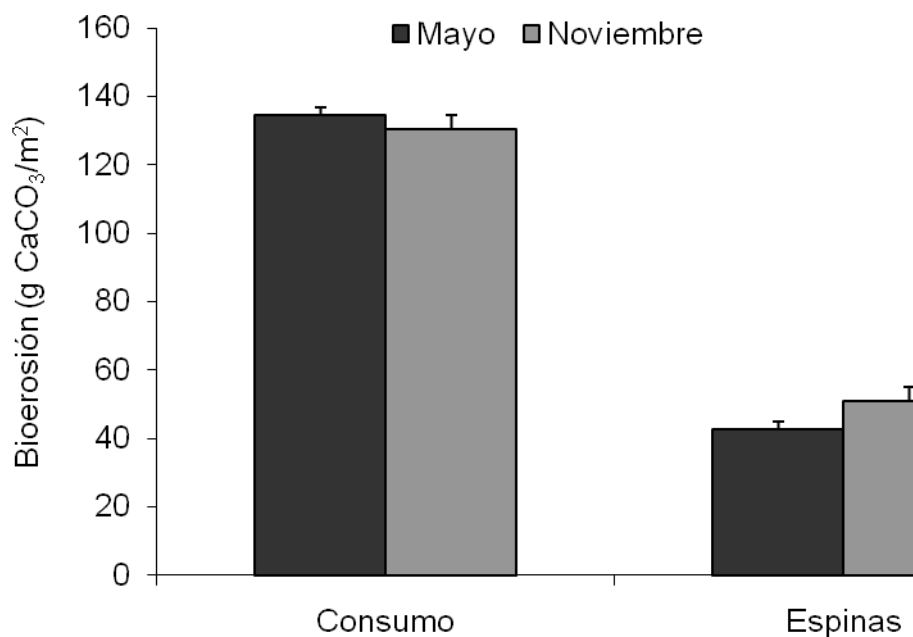


Figura 17. Bioerosión promedio ($\pm$ error típico) por tipo de remoción de carbonatos en I. Isabel para ambos muestreos.

En el caso de Islas Marietas se cuantificó una tasa de bioerosión de 9.21 g $\text{CaCO}_3/\text{m}^2/\text{año}$ para el mes de mayo. Se observó que los erizos de la talla II fueron los de mayor importancia (Tabla 4, Fig. 17) en la remoción de carbonatos y la actividad alimenticia fue la que más influyó (Tabla 4, Fig. 18), en esta localidad no se encontraron organismos de la talla I por lo que no se calculó la remoción de los mismos, aún así no se encontraron diferencias estadísticas ($H_{(2,6)} = 3.529$, $p = 0.171$).

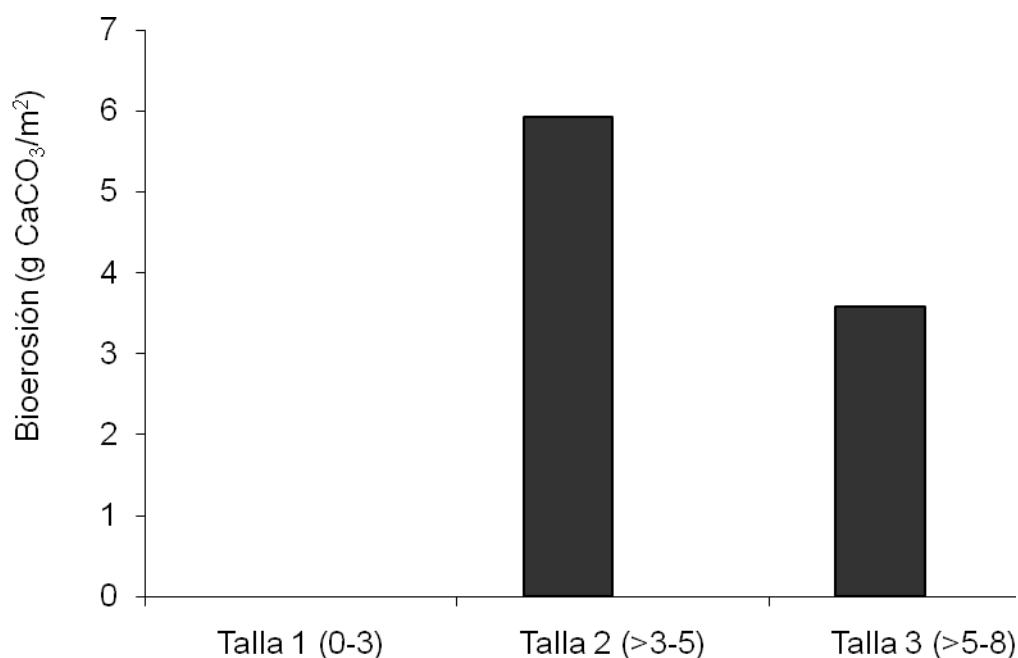


Figura 18. Bioerosión promedio por tallas de *Diadema mexicanum* en I. Marietas para el mes de mayo.

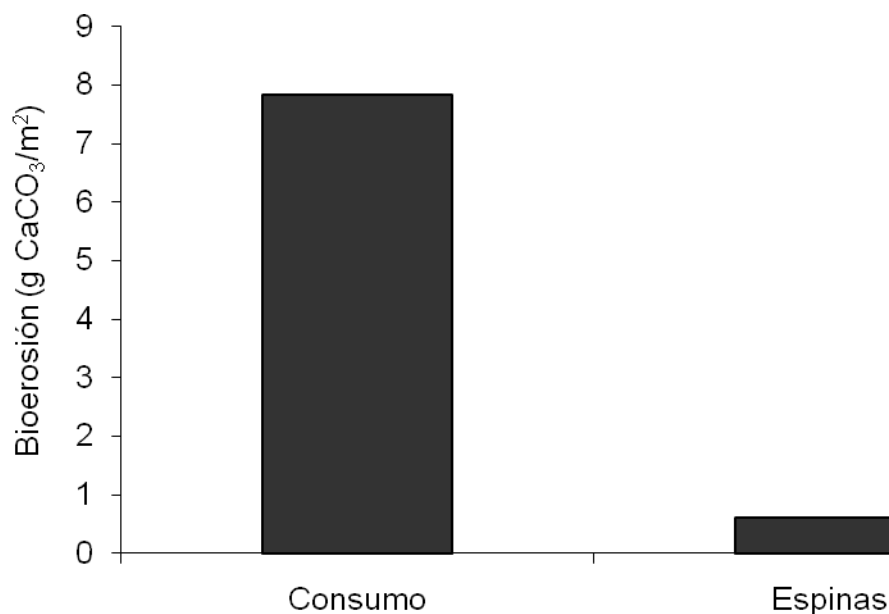


Figura 19. Bioerosión promedio por tipo de remoción de carbonatos en I. Marietas para mayo.

Finalmente, en La Entrega se cuantificó una tasa de bioerosión de 8103.23 g CaCO₃/m²/año. En el mes de noviembre se registró la bioerosión más elevada de la localidad y observamos que los responsables de ello fueron los organismos de la talla III (Tabla 4, Fig. 20), pero no se encontró diferencias estadísticas entre las tallas y el tiempo ($H_{(2,12)} = 0.808$, $p = 0.668$ y $H_{(1,4)} = 0.6$, $p = 0.438$, respectivamente). En ambas temporadas la actividad alimenticia fue la más importante (Tabla 4, Fig. 21) y nuevamente no se encontraron diferencias estadísticas por el tipo de actividad mecánica ($H_{(1,4)} = 2.4$, $p = 0.121$).

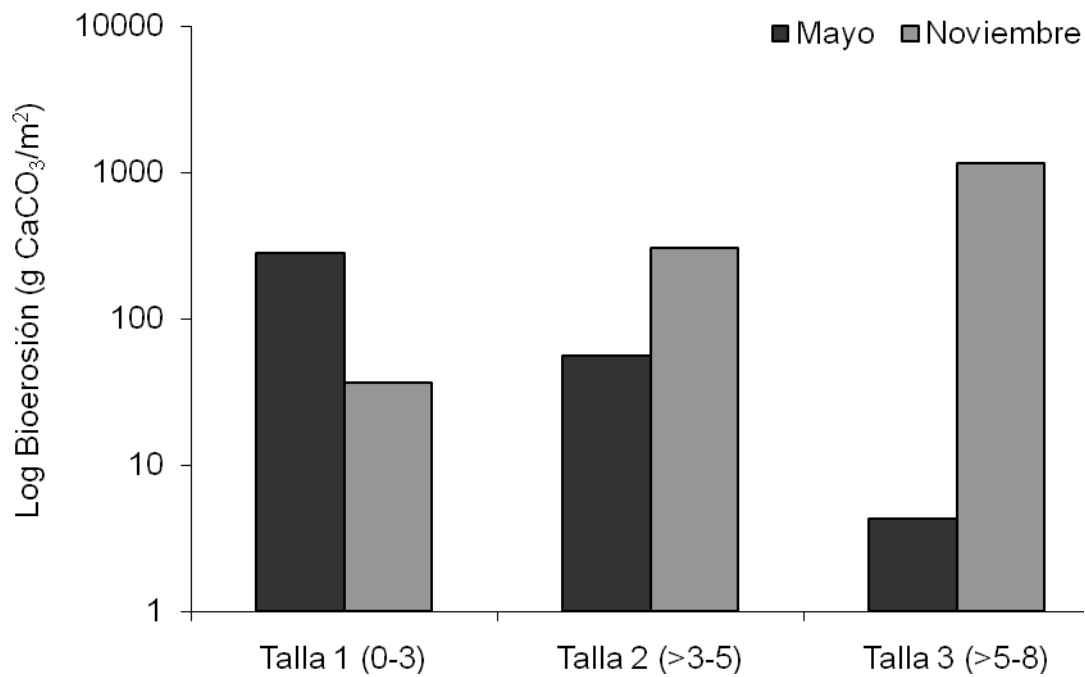


Figura 20. Bioerosión promedio por tallas de *Diadema mexicanum* en La Entrega para ambos muestreos.

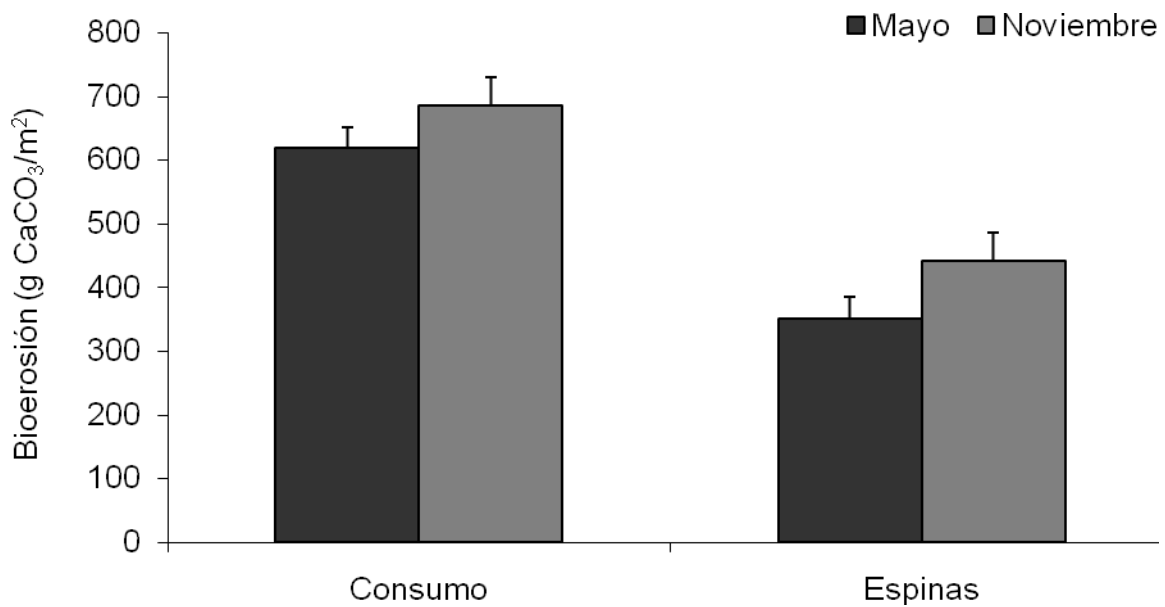


Figura 21. Bioerosión promedio ($\pm$ error típico) por tipo de remoción de carbonatos en La Entrega para ambos muestreos.

5.5. Acreción

Los datos de crecimiento, densidad del esqueleto, la cobertura de coral y tamaño del arrecife son dados en las tablas I y II. Con estos datos se calculó la acreción de los géneros de coral encontrados en el área de estudio y se realizó una comparación dentro y entre las localidades. Los datos de crecimiento y densidad del esqueleto de los corales se obtuvieron del proyecto “Vulnerabilidad de los arrecifes coralinos de las costas mexicanas por efecto del cambio global y posibles consecuencias socioambientales”. SEMARNAT-CONACYT 2006-01.

Tabla 5. Crecimiento y densidad del esqueleto para los géneros de coral reportados en este trabajo.

Género de coral	Crecimiento (cm/año)	Densidad esqueleto (g/cm ³)
<i>Porites</i>	0.7	1.5
<i>Pocillopora</i>	1.7	1
<i>Pavona</i>	0.2	1.8
<i>Psammocora</i>	0.4	1

Tabla 6. Tamaño de los arrecifes y el porcentaje de cobertura total de coral en cada una de las localidades de estudio.

Localidad	Tamaño arrecife (m ²)	Cobertura (%)
Cabo Pulmo	61,600	26.55
Isla Isabel	115,800	74.296
Isla Marietas	13,830	9.82
La Entrega	75,492	91.65

El cálculo de la acreción en el área de estudio mostró que isla Isabel tuvo el valor más elevado mientras que en islas Marietas se registró el valor más bajo, a pesar de la variabilidad en la acumulación de carbonatos no se encontraron diferencias estadísticas en espacio y tiempo ($H_{(3,4)} = 3$, $p = 0.392$ y $H_{(1,5)} = 4.5$, $p = 0.086$, respectivamente) (Tabla 7, Figs. 22 y 23).

Tabla 7. Acreción de carbonatos de las diferentes localidades de estudio en 2008.

Localidad	Acreción mensual ($\pm$ error típico) (kg CaCO ₃ /m ²)		Acreción anual ($\pm$ error típico) (kg CaCO ₃ /m ² /año)
	Mayo	Noviembre	
Cabo Pulmo	11.83 $\pm$ 0.051	11.39 $\pm$ 0.045	23.218 $\pm$ 0.075
Isla Isabel	11.33 $\pm$ 0.014	115.34 $\pm$ 0.219	126.674 $\pm$ 0.208
Islas Marietas	1.09 $\pm$ 0.014	ND	1.088 $\pm$ 0.012
La Entrega	9.96 $\pm$ 0.034	93.56 $\pm$ 0.485	103.521 $\pm$ 0.325

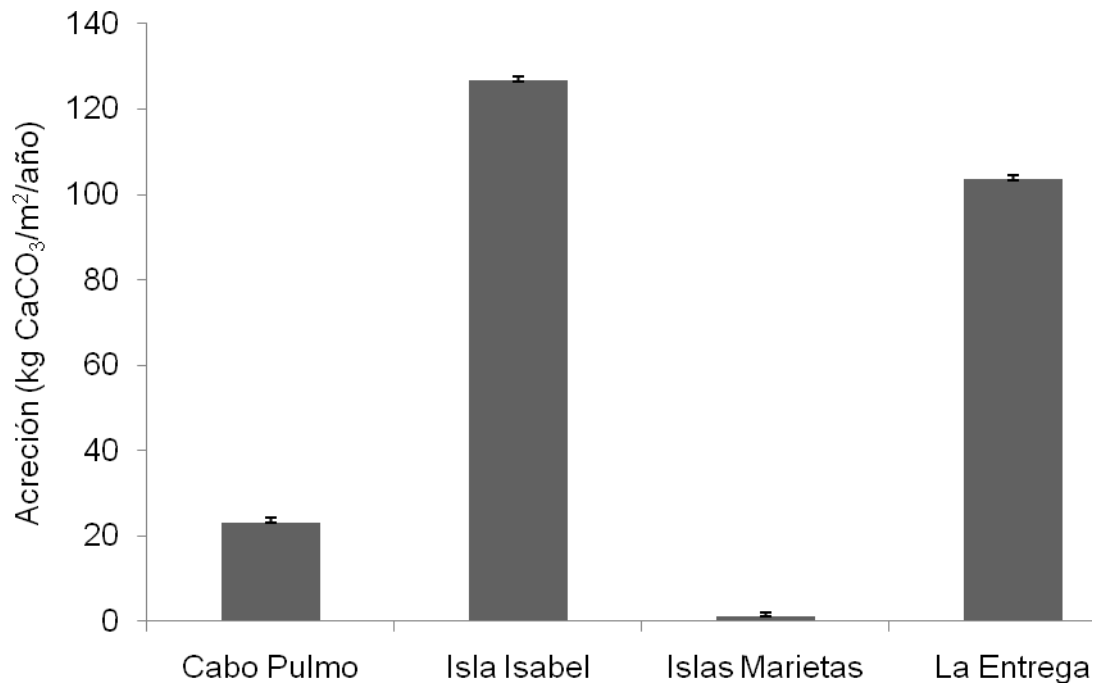


Figura 22. Acreción de carbonatos promedio anual ($\pm$ error típico) en las localidades de estudio en ambos muestreos.

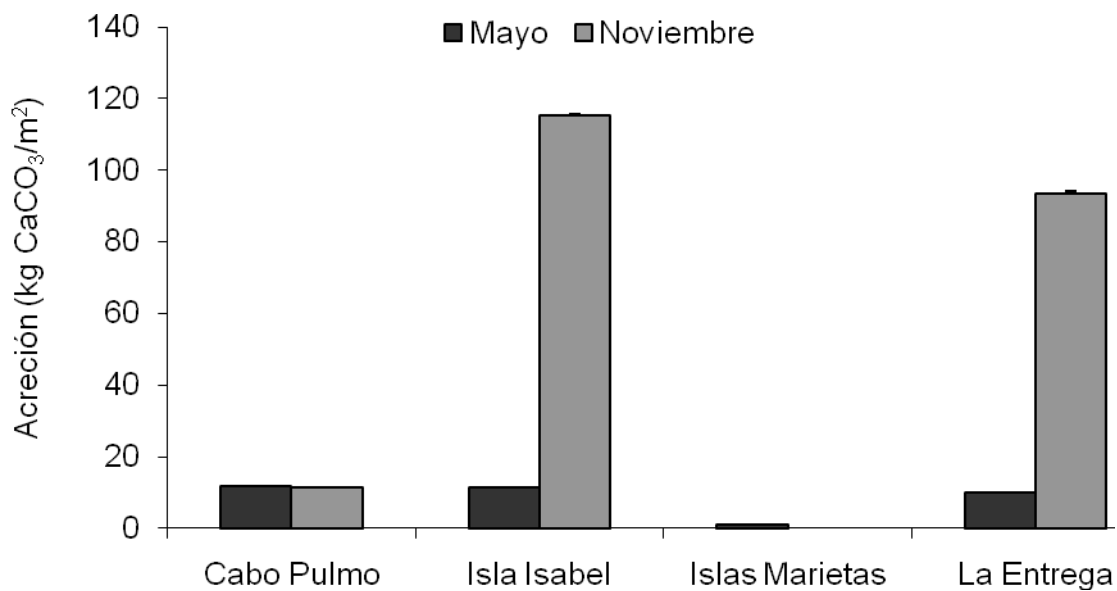


Figura 23. Acreción promedio ($\pm$ error típico) por muestreo en la zona de estudio.

En el estudio se encontró que el género de coral con la mayor tasa de acreción fue *Pocillopora* mientras que el género *Psammocora* presentó la menor, pero no se encontraron diferencias estadísticas ($H_{(3,22)} = 7.091$, $p = 0.069$) (Tabla 8, Fig. 24).

Tabla 8. Acreción de carbonatos por género de coral en las diferentes localidades de estudio en 2008.

Localidad	Género de coral	Acreción ($\pm$ error típico) (kg CaCO ₃ /m ²)	
		Mayo	Noviembre
Cabo Pulmo			
	<i>Porites</i>	1.446 $\pm$ 0.006	1.574 $\pm$ 0.005
	<i>Pocillopora</i>	10.164 $\pm$ 0.021	9.304 $\pm$ 0.018
	<i>Pavona</i>	0.222 $\pm$ 0.004	0.509 $\pm$ 0.008
	<i>Psammocora</i>	ND	ND
I. Isabel			
	<i>Porites</i>	5.372 $\pm$ 0.008	17.783 $\pm$ 0.055
	<i>Pocillopora</i>	5.836 $\pm$ 0.490	96.215 $\pm$ 0.100
	<i>Pavona</i>	0.078 $\pm$ 0.18	0.938 $\pm$ 0.001
	<i>Psammocora</i>	0.047 $\pm$ 0.067	0.405 $\pm$ 0.007
I. Marietas			
	<i>Porites</i>	0.049 $\pm$ 0.003	ND
	<i>Pocillopora</i>	0.720 $\pm$ 0.722	ND
	<i>Pavona</i>	0.319 $\pm$ 2.815	ND
	<i>Psammocora</i>	ND	ND
La Entrega			
	<i>Porites</i>	0.458 $\pm$ 0.002	ND
	<i>Pocillopora</i>	8.387 $\pm$ 2.535	90.966 $\pm$ 0.062
	<i>Pavona</i>	1.117 $\pm$ 2.01	2.593 $\pm$ 0.056
	<i>Psammocora</i>	ND	ND

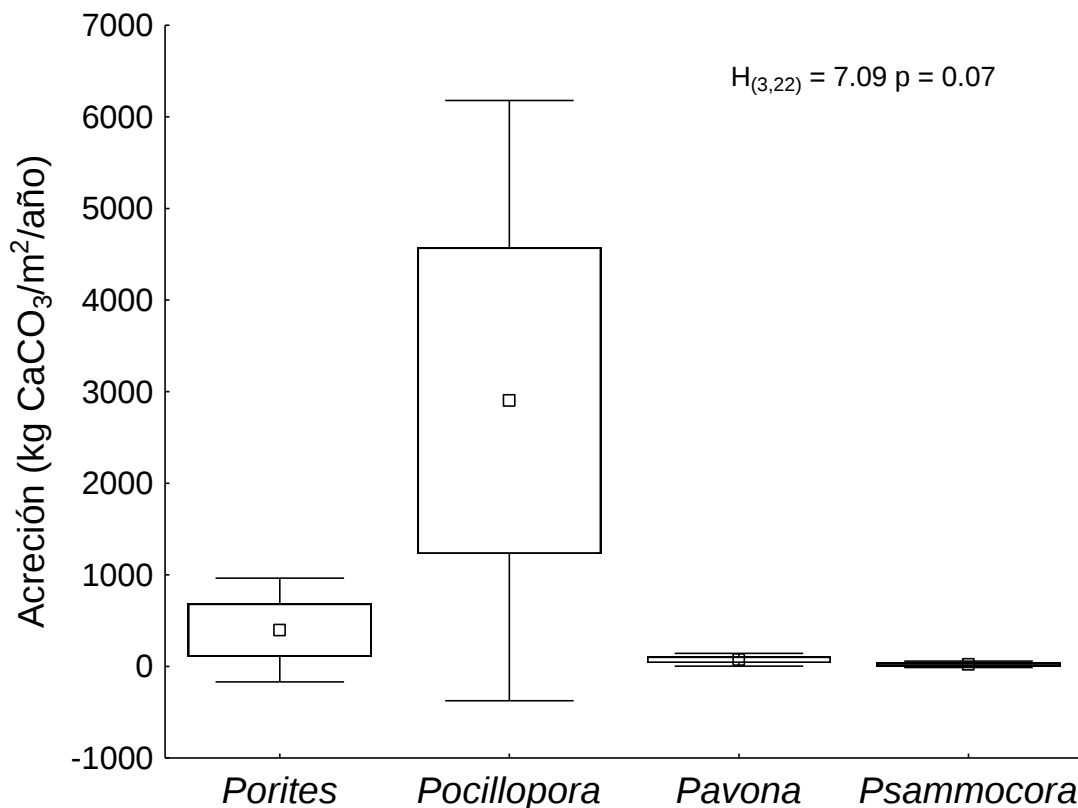


Figura 24. Acreción de carbonatos promedio ($\pm$ error típico) para cada género de coral en el área de estudio durante el muestreo 2008.

En Cabo Pulmo se calculó una acreción de 23.218 kg CaCO₃/m²/año. En ambos meses la acreción registrada fue similar, pero observamos que el género *Pocillopora* presentó la mayor acumulación de carbonatos en ambos meses y *Pavona* la menor, no encontramos diferencias estadísticas en la acreción y en el tiempo ($H_{(3,8)} = 6.747$, $p = 0.804$ y $H_{(1,6)} = 0.049$, $p = 0.83$, respectivamente) (Tablas 7 y 8, Fig. 25).

En Isla Isabel se calculó una acreción de 126.67 kg CaCO₃/m²/año. Encontramos que en noviembre la acreción fue mayor que en mayo y nuevamente fue el género

Pocillopora el de mayor acreción en ambos meses, es importante recalcar que el género *Psammocora* se registró únicamente en esta localidad y tuvo la acreción más baja, aún así no se encontraron diferencias estadísticas en la acreción y en el tiempo ($H_{(3,8)} = 5.667$, $p = 0.129$ y $H_{(1,8)} = 1.333$, $p = 0.248$) (Tablas 7 y 8, Fig. 25).

En Islas Marietas se calculó una acreción de $1.09 \text{ kg CaCO}_3/\text{m}^2/\text{año}$ para el mes de mayo y fue el género *Pocillopora* el más importante, mientras que el género *Porites* presentó el menor valor, no se encontraron diferencias estadísticas en la acreción ($H_{(3,4)} = 0.698$, $p = 0.56$) (Tablas 7 y 8, Fig. 25).

Finalmente, en La Entrega se calculó una acreción de $103.52 \text{ kg CaCO}_3/\text{m}^2/\text{año}$. Durante el mes de noviembre fue cuando se registró la acreción más elevada de esta localidad y en el mes de mayo fue el género *Pocillopora* quien nuevamente tuvo los valores más elevados de acreción y el género *Porites* los más bajos, no obstante, no se encontraron diferencias estadísticas en la acreción ($H_{(3,8)} = 6.475$, $p = 0.09$), pero si en el tiempo ($H_{(1,6)} = 7.417$, $p = 0.034$) (Tablas 7 y 8, Fig. 25).

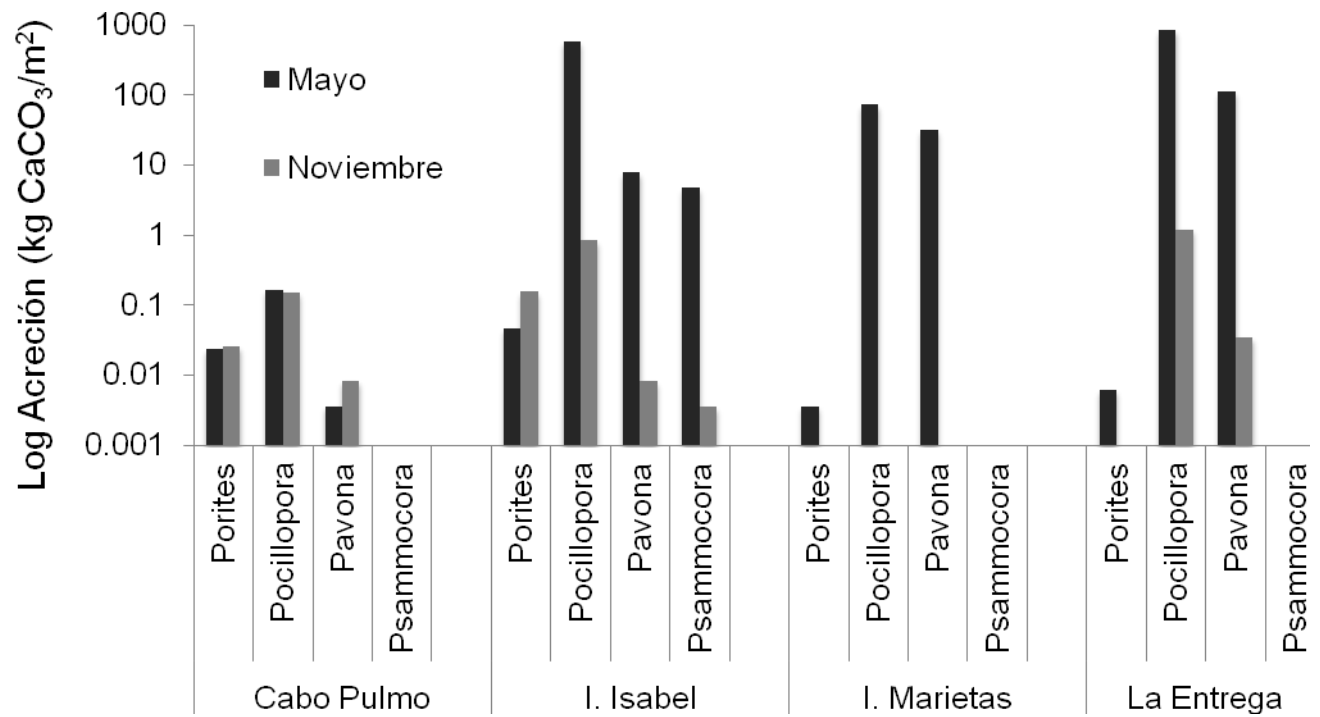


Figura 25. Acreeción de carbonatos promedio por género de coral reportado en cada localidad por muestreo.

5.6. Relación entre los procesos de bioerosión y acreción

De acuerdo a los resultados obtenidos en este trabajo, se encontró que la bioerosión provocada por el erizo *Diadema mexicanum* fue menor a la acreción coralina en las localidades estudiadas. Se observó que durante el mes de mayo la bioerosión es mayor que en noviembre, pero no se encontraron diferencias estadísticas en el tiempo ($H_{(1,8)} = 2.083$, $p = 0.149$). Se registró que La Entrega fue la localidad con el mayor porcentaje de remoción de carbonatos y en Cabo Pulmo el menor, nuevamente no se encontraron diferencias estadísticas en espacio ($H_{(3,8)} = 4.5$, $p = 0.212$) (Tabla 9, Fig. 26).

Tabla 9. Balance de los procesos de bioerosión y acreción para el área de estudio en 2008. Las unidades están en kg CaCO₃/m². En el paréntesis esta el porcentaje de carbonato removido de los corales por el erizo *Diadema mexicanum*.

Localidad	Mayo		Noviembre		Bioerosión anual (%)	Acreción anual	Balance de fuerzas
	Bioerosión	Acreción	Bioerosión	Acreción			
	(%)		(%)				
Cabo Pulmo	0.0004 (0.003)	11.832	8.861E-05 (7.025E-04)	11.387	0.0009 (0.004)	23.218	23.217
I. Isabel	0.177 (1.562)	11.333	0.091 (0.079)	115.341	0.211 (0.167)	126.674	126.463
I. Marietas	0.009 (0.827)	1.088	ND	ND	0.009 (0.827)	1.088	1.079
La Entrega	0.970 (9.737)	9.962	1.127 (1.205)	93.560	8.103 (7.827)	103.521	95.418

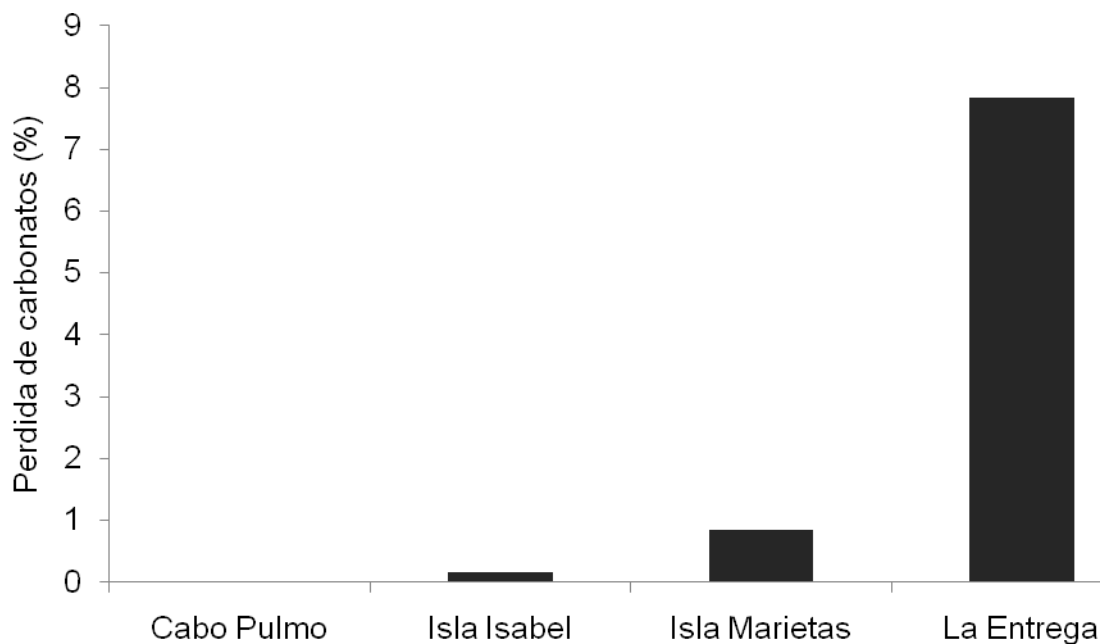


Figura 26. Porcentaje de carbonatos removido en las localidades debido al proceso de bioerosión ejercido por *Diadema mexicanum* en el área de estudio.

Una vez obtenidos los valores de bioerosión y acreción de cada localidad, se estableció el porcentaje de carbonato de calcio removido por *D. mexicanum* de las comunidades coralinas y observamos que en general la remoción se incremento de norte a sur, siendo Cabo Pulmo donde se registró la menor remoción y La Entrega la mayor. También es importante mencionar que en todas las localidades la remoción fue más elevada en el mes de mayo (Tabla 9, Fig. 27).

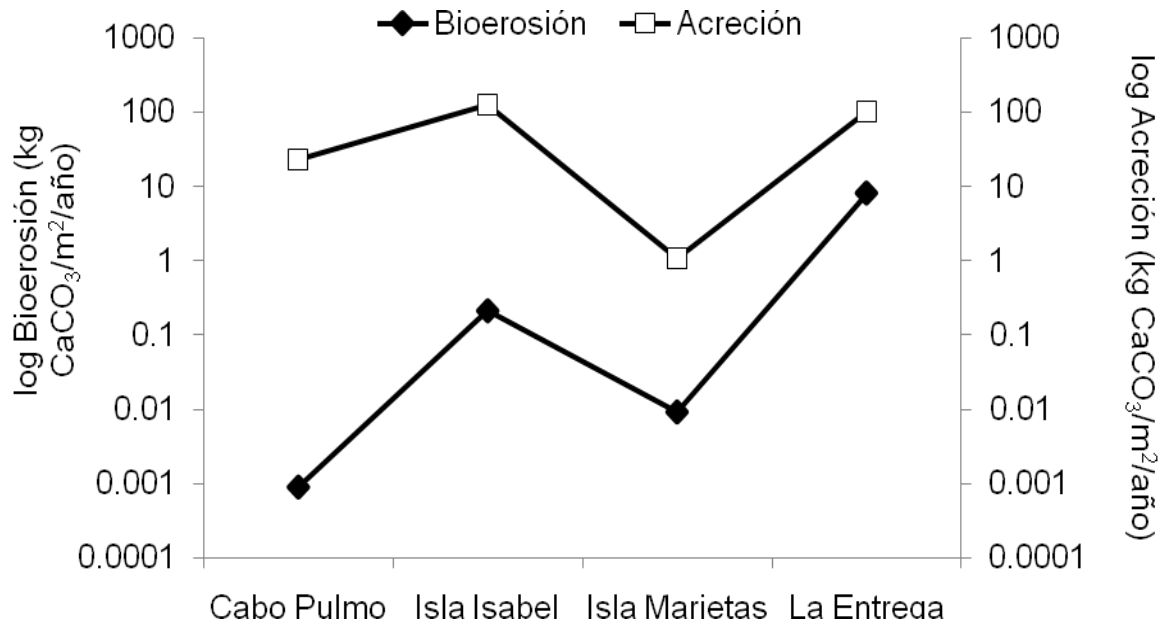


Figura 27. Comparación de los procesos de bioerosión y acreción. La bioerosión es menor a la acreción, por lo cual el efecto bioerosivo en los corales es bajo.

6. Discusión

6.1. Densidad

En los arrecifes rocosos, el efecto de pequeños cambios en la densidad local de los erizos es poco entendida. Se ha descrito las consecuencias en el comportamiento de los erizos asociados a los cambios naturales en la densidad o en la disponibilidad del alimento, con lo cual dichos cambios llevan a la destrucción o recolonización de las comunidades (Andrew & Underwood, 1993).

Durante el estudio se observó que de norte a sur la densidad promedio de *Diadema mexicanum* aumentó gradualmente, siendo similar en la mayoría de las localidades, con excepción de La Entrega (Fig. 2) donde la densidad es casi cuatro veces más elevada. La densidad estimada en este trabajo para el Pacífico mexicano (Tabla 1) es similar a la reportada para Costa Rica (0.04 a 6.1 ind/m²), Colombia (0.49 a 3.1 ind/m²) y Ecuador (0.008 a 0.73 ind/m²) para la misma especie (Alvarado & Chiriboga, 2008; Guzmán, 1988; Guzmán & Cortés, 1992; 1993; 2007; Lessios et al., 1996), con excepción de Panamá donde la densidad es la más elevada del Pacífico oriental tropical (POT) (150 ind/m²) (Glynn, 1988).

La variación de la densidad a lo largo del POT, tiene que ver con factores ambientales (mareas rojas, enfermedades, tormentas tropicales, huracanes y El Niño) (Eakin, 1988; Glynn, 1988; Guzmán, 1988; Levitan, 1989; Carpenter, 1990), oceanográficos (afluentes, corrientes, surgencias) (Carriquiry & Reyes-Bonilla, 1997) y humanos (sobrepesca, aporte de nutrientes, dragados, construcciones y la

contaminación) (Foster, 1987; McClanahan & Muthiga, 1988; 1989; Grigg & Dollar, 1990) que se presentan en cada comunidad coralina.

En el caso de nuestra área de estudio estas condiciones varían de forma importante, lo cual hace suponer que la cantidad de alimento y espacio son factores que están influyendo. Debido a que cuando la disponibilidad de alimento es limitada se ve reflejado en la actividad metabólica y reproductiva de los erizos (Levitan, 1988; Muthiga & Jaccarini, 2005).

Por ejemplo, en Cabo Pulmo la extensión arrecifal es de 61 600 m², con una cobertura coralina estimada de 16.7 %, mientras que en la localidad de La Entrega la extensión del arrecife es de 75 492 m² con una cobertura promedio de 44.9 %. Con la diferencia en la extensión y la cobertura de los diferentes sistemas coralinos, es de suponer que en La Entrega se cuente con mayor disponibilidad de recursos alimenticios y espacio, lo cual explicaría porque es la localidad con la densidad de erizos más elevada del área de estudio, mientras que lo contrario sucede en Cabo Pulmo donde el tamaño de la comunidad coralina es menor.

Uno de los factores ambientales de importancia es el evento de El Niño, porque puede provocar la muerte masiva de coral y la proliferación de las algas filamentosas y coralinas (Reyes-Bonilla & Calderón-Aguilera, 1999), como sucedió en 1982-1983 en América central, ocasionando la muerte masiva de los corales entre el 50 y 97 % y el aumento en la cobertura de algas, mermando los mecanismos de defensa de los

corales y causando un cambio en las poblaciones de los coralívoros y de sus depredadores (Glynn, 1988; Guzmán, 1988; Eakin, 1996).

El efecto de esta clase de eventos naturales en el área de estudio fue reportado para La Entrega durante El Niño de 1987-1988 y como resultado afectó la cobertura coralina, lo que provocó la muerte del coral y el aumento en la densidad de erizos en la parte profunda del arrecife (Glynn & Leyte-Morales, 1997). En el resto de las localidades este evento no fue tan marcado, como el evento de El Niño de 1997-1998 que causó blanqueamientos y muerte coralina en Cabo Pulmo lo cual disminuyó la cobertura coralina en un 18 %, mientras que en Nayarit hubo un blanqueamiento de poco menos del 20% de las comunidades coralinas (Reyes-Bonilla et al., 2002; Pérez-Vivar et al., 2006).

El hecho de que los eventos de El Niño no han impactado en el Pacífico mexicano como ocurrió en América central (Reyes-Bonilla, 2003), no significa que la densidad de *D. mexicanum* en el área de estudio haya permanecido sin cambios, es más la falta de un continuo monitoreo lo que dificulta hacer la comparación en tiempo con los datos aquí presentados.

La Entrega comparada con el resto de las localidades aquí estudiadas, es una localidad donde existe información acerca de la densidad de *Diadema mexicanum* en un periodo de alrededor de dos décadas, durante las cuales se han reportado densidades relativamente constantes desde 1990 hasta mayo de 2009 (Herrera-Escalante et al., 2005; Zamorano & Leyte-Morales, 2005a; Benítez-Villalobos et al.,

2009). La fluctuación de la densidad de los erizos hasta mayo de 2009 ha sido atribuida a los cambios en la temperatura y la muerte masiva de corales en la parte somera del arrecife, lo cual incrementó la densidad de estos organismos (Guzmán & Cortés, 1989; Zamorano & Leyte-Morales, 2005b).

Sin embargo, en mayo de 2009 después del monitoreo del presente trabajo, Benítez-Villalobos et al. (2009) mencionan que *D. mexicanum* sufrió una mortalidad en masa en La Entrega y encontraron como única prueba las espinas; estos autores mencionan que la causa de muerte de los erizos pudo ser debida a un patógeno similar al que afectó a *D. antillarum* en el Atlántico (Carpenter, 1999).

En el caso de las localidades de Cabo Pulmo y las islas Isabel y Marietas durante el muestreo del mes de mayo se observó que hubo gran cantidad de materia sedimentaria presente, hecho que pudo contribuir en la presencia del erizo, debido a que la sedimentación afecta a la comunidad béntica, al reducir el espacio disponible para el forrajeo y el movimiento, y afectar el crecimiento de los corales al alterando la topografía del sustrato y la estructura de la comunidad arrecifal (Rogers, 1990; Wittenberg & Hunte, 1992; Leyte-Morales, 2001; Granja-Fernández & López-Pérez, 2008).

En el caso de La Entrega la sedimentación está relacionada a la precipitación pluvial debido a que es una bahía protegida del oleaje directo. Mientras que es posible que la carga sedimentaria de Cabo Pulmo y las Islas se deba particularmente a las condiciones hidrodinámicas imperantes que facilitan la resuspensión (oleaje) y

el transporte (corrientes) de sedimento de otras fuentes (Carriquiry & Reyes-Bonilla, 1997; Granja-Fernández & López-Pérez, 2008).

Aunque es posible que esto haya contribuido a los valores de densidad aquí reportados, solo se cuenta con información del aporte de sedimentos para La Entrega ($14.33 \text{ kg m}^2 \text{ año}^{-1}$) (Granja-Fernández & López-Pérez 2008), lo anterior hace suponer que las localidades están expuestas a cambios importantes en la transparencia del agua en nuestra zona de estudio, pero no tenemos datos que nos ayuden a corroborar lo anterior.

Otro factor importante en el área de estudio es que a pesar de que son Áreas Naturales Protegidas, se han visto afectadas por la creciente actividad turística y el establecimiento de complejos hoteleros cercanos a las comunidades coralinas. En el caso de La Entrega existe evidencia de que coincidente con la construcción del complejo turístico desaparecieron arrecifes de una porción importante de esta localidad (Glynn & Leyte-Morales, 1997; Leyte-Morales, 2000; López-Pérez et al., 2002), sin que a la fecha existan signos de recuperación. Este caso podría repetirse si se realiza la construcción de un complejo turístico adyacente al polígono del Parque de Cabo Pulmo. El hecho de la falta de una mejor regularización del establecimiento de este tipo de complejos es que no solo afecta a los corales, sino a toda la comunidad arrecifal.

El resultado obtenido en el presente estudio mostró que la densidad de *D. mexicanum*, se puede considerar baja en Cabo Pulmo y las islas e intermedia en La

Entrega, esto de acuerdo a Edmunds & Carpenter (2001) quienes mencionan que para *Diadema antillarum* una densidad media es de 4 ind/m², tomando esta información para *D. mexicanum* podemos considerar que la población de nuestra especie es considerada propicia para elevar el reclutamiento y la sobrevivencia de los corales juveniles, de acuerdo a lo encontrado por estos autores.

Hay que considerar que la densidad de estos organismos juega un papel importante en las comunidades coralinas, debido a que cuando se presentan casos extremos (alta y baja densidad de erizos) la sobrevivencia y reclutamiento de los corales juveniles cae, causando el sobrecrecimiento de macroalgas o la acumulación de sedimentos o ambos simultáneamente (Sammarco, 1980; Birkeland et al., 1981; Miller & Hay, 1996).

6.2 Estructura de tallas

Entre las causas a las que se atribuye la diferencia de tallas de *D. mexicanum* en la zona de estudio están la disponibilidad del recurso alimenticio, la densidad de erizos, la depredación y la complejidad topográfica de los arrecifes, que en conjunto juegan un papel importante en la distribución espacial de los erizos (Lessios et al., 1984; Lewis & Wainwright, 1985; Morrison, 1988; Levitan, 1988; 1989; Carpenter, 1990; Espino-Barr et al., 1996; Muthiga & Jaccarini, 2005).

En este trabajo se observó que los organismos de la talla II predominaron en casi todas las localidades con excepción de Cabo Pulmo en donde son poco frecuentes; lo que nos hace suponer que esta población cuenta con una mayor presencia de

juveniles y/o reclutas (<3 cm dt), mientras que en el resto de las localidades hay una predominancia de organismos adultos (Siikavuopio et al., 2006).

Aunque la talla de los erizos no necesariamente provee evidencia de la dinámica poblacional, es posible que la presencia de organismos de tallas pequeñas como en el caso de Cabo Pulmo sea un reflejo del número de reclutas en ese sitio, mientras que la predominancia de organismos de tallas medias reflejen más bien una población adulta (Bechtel et al., 2006; Siikavuopio et al., 2006).

Levitan (1988) reportó que la talla de la testa y la tasa de crecimiento de *D. antillarum* están relacionadas a la disponibilidad del recurso y es inversamente proporcional a la densidad de organismos, tomando en cuenta este resultado, esperaríamos que en Cabo Pulmo al tener la densidad más baja del estudio los organismos presentaran la talla más grande, hecho que no ocurrió, de tal forma que atribuimos la estructura de tallas de este organismos a la disponibilidad del recurso, la cual fue baja (Tabla 3, Fig. 4).

Otra causa plausible de la alta frecuencia de organismos de tallas pequeñas en Cabo Pulmo es el efecto de la depredación, esta localidad es considerada de las más importantes en el Pacífico mexicano debido a su alta riqueza ictiológica (Villareal-Cavazos et al., 2000; Álvarez-Filip et al., 2006; Ayala-Bocos & Reyes-Bonilla, 2008). Además de que la actividad pesquera se ha eliminado, lo que ha ayudado a que este ecosistema se recupere casi en su totalidad (CONANP, 2007).

En contraste, en el resto de las localidades aún se practica la pesca artesanal, a pesar de que son Áreas Naturales Protegidas (CONANP, 2003; CONANP, 2005; CONANP, 2006), lo que ha llevado a la sobreexplotación del recurso íctico y por ende a la disminución de los depredadores y competidores del sustrato de *D. mexicanum* originando que los erizos tengan mayor cantidad de alimento y sean de mayor tamaño.

Por otro lado, en La Entrega se esperaría la presencia de organismos pequeños por la alta densidad reportada, sin embargo, esto no sucede y la estructura de tallas es de organismos medianos (Tabla 2), lo cual se atribuye a que la disponibilidad de alimento es importante, además de que el área arrecifal es de mayor tamaño que en Cabo Pulmo. De tal forma, que de acuerdo con Levitan (1989) para *D. antillarum* existe una relación inversa a la disponibilidad del espacio y el alimento, hecho que fue observado en Saint Croix (Carpenter, 1981) y en Barbados (Hunte et al., 1986).

Aunque en muchas ocasiones organismos de tallas pequeñas son difíciles de observar, en este estudio se registraron y se les encontró en agregaciones de organismos de tallas mayores, lo cual les proporciona seguridad contra la depredación (Hunte & Younglao, 1988; Freeman, 2003; Bechtel et al., 2006), también se vieron individuos grandes en las bases de los corales ya sea como organismos unitarios o en conglomerados, comportamiento que ha sido considerado como de tipo hogareño debido a que les provee refugio (Carpenter, 1984; Foster, 1987; Hunte & Younglao, 1988).

En el caso de las localidades de Cabo Pulmo y La Entrega al ser zonas que están protegidas por su forma de bahía, la distribución en parches o conglomerados está ligado a la protección de juveniles contra los depredadores, a la preferencia por el tipo de sustrato, y posiblemente a alcanzar un mayor éxito reproductivo (Muthiga & Jaccarini, 2005; Siikavuopio et al., 2006; Dumas et al., 2007; Fenberg & Roy, 2008).

Mientras que en las islas la distribución en parches fue más marcada, lo cual se puede atribuir a que además de brindar protección contra la depredación, a que los organismos al encontrarse en un área tan dinámica, donde la energía del oleaje y las corrientes son fuertes, necesiten de protección contra la hidrodinámica del área y así mantener la energía necesaria para llevar a cabo los procesos metabólicos (Nishizaki & Ackerman, 2007).

6.3. Bioerosión

La tasa de bioerosión registrada para la zona de estudio (Tabla 4) fue menor a la reportada en otras partes del Pacífico oriental tropical (POT), como Panamá y Oaxaca (Anexo 2) (J.J. Alvarado datos inéditos; Eakin, 1992; Glynn, 1988; Herrera-Escalante et al., 2005; Benítez-Villalobos et al., 2008). La diferencia a lo largo del POT se debe a la dinámica poblacional del erizo, la morfología de las comunidades coralinas y al efecto de los fenómenos naturales y la presión antropogénica ejercida en cada localidad (Carpenter, 1990; Edmunds & Carpenter, 2001; Lessios et al., 2001; Macintyre et al., 2005; Steiner & Williams, 2006), haciendo que la bioerosión provocada por los erizos sea mayor o menor de acuerdo a la respuesta de cada comunidad, por ejemplo, en Oaxaca se menciona que la bioerosión no afecta a las

comunidades coralinas (Herrera-Escalante et al., 2005; Benítez-Villalobos et al., 2008), mientras que en el Caribe se ha reportado la destrucción masiva de algunas comunidades arrecifales debido al elevado nivel de bioerosión al que han estado sometidas (Sammarco, 1980; Kamura & Choonhabandit, 1986; Bak, 1990).

Dentro de los procesos de bioerosión aquí evaluados, encontramos que la actividad alimenticia de *D. mexicanum* fue mayor a la actividad mecánica de las espinas (Tabla 4, Fig. 13), lo cual concuerda con lo reportado por Bak (1994), quien afirma que el comportamiento alimenticio es el que produce mayor bioerosión; no obstante las espinas tienen un papel importante porque favorecen la formación de cavidades en las colonias coralinas y el debilitamiento de la base de las colonias de coral (Woodley, 1999; Bak, 1994), de tal forma que la suma de ambas a largo plazo daña o ayuda al mantenimiento de las mismas, ya sea que al remover el carbonato provoca la pérdida del coral o ayudando a la cementación mediante la sedimentación de los carbonatos reincorporados al medio.

En el área de estudio no se observó a los erizos alimentándose directamente de los corales, como reportaron Glynn et al. (1979) en Islas Galápagos para *Eucidaris thouarsii* y Herrera-Escalante et al. (2005) en La Entrega para *Diadema mexicanum*, sin embargo, los vimos entre la base de los corales del género *Pocillopora*, el cual coincidentemente tuvo la cobertura más elevada en el área de estudio (Fig. 6 y 7). El que los organismos se encuentren en la base de los corales es un comportamiento de tipo hogareño o de fidelidad el cual les provee de refugio contra los depredadores durante el día (Tuya et al., 2004).

De acuerdo con Glynn & Leyte-Morales (1997) y Leyte-Morales (2001), el género *Pocillopora* es el más impactado por *D. mexicanum*, la preferencia por este género puede atribuirse a que confiere mayor protección a los erizos por su estructura ramificada, haciendo posible que estos organismos puedan establecerse en las bases de las colonias coralinas.

El efecto que tiene este tipo de comportamiento sobre las colonias de coral es que con el tiempo la erosión debido al roce de las espinas les confiere una forma de hongo, debilitándolas y haciéndolas susceptibles a eventos de alta energía, lo que provoca el desprendimiento de las mismas. Hasta el momento no se ha reportado que la bioerosión de *D. mexicanum* tenga este efecto en las comunidades coralinas del POT, como ocurrió en Hong Kong donde se reportó este efecto en el Parque marino de Hoi Ha Wan debido al erizo *Diadema setosum* (Lam et al., 2007).

El cálculo de la tasa de bioerosión para *D. mexicanum* en nuestra área de estudio reflejó un gradiente latitudinal, donde las comunidades norteñas presentan la tasa más baja y va en aumento conforme más al sur nos dirigimos, esta progresiva elevación de la tasa de bioerosión puede ser consecuencia del aumento en la densidad de organismos y que las comunidades coralinas están sometidas a diferentes factores naturales y humanos.

En este caso el arrecife de Cabo Pulmo constituye una de las áreas arrecifales mejor desarrolladas en el Golfo de California además de ser considerada como un ecotono, resultado de la confluencia de especies provenientes de las provincias

biogeográficas Panámica, Californiana, e Indo-Pacífico (Kerstitch, 1989). No obstante, Cabo Pulmo no presenta una estructura de barras coralinas independientes, sino que es una sola unidad que se intercomunica (Reyes-Bonilla et al., 2005).

Los datos de bioerosión y densidad obtenidos para *D. mexicanum* en esta localidad fueron más bajos (Fig. 2 y 11) que los reportados por Reyes-Bonilla & Calderón-Aguilera (1999) para otros coralívoros, como el erizo *Eucidaris thouarsii* (1.83 ± 0.14 g CaCO_3 d^{-1} y 0.17 ± 0.03 ind/ m^2 respectivamente). El nivel de bioerosión provocado por el erizo se atribuye a su baja densidad como posible consecuencia de que se encuentra cerca de su límite de distribución (Lessios et al., 2001), lo que hace más difícil que la población de estos organismos se desarrolle plenamente. Aunque el rango de distribución de *D. mexicanum* pueda ser una de las causas del bajo nivel bioerosivo hay que tomar en cuenta que la acreción de los corales de esta área es alto (Tabla 9), lo cual evita que este erizo sea considerado como responsable principal de la bioerosión de esta comunidad coralina.

En contraste con Cabo Pulmo está la localidad de La Entrega, Oaxaca (Herrera-Escalante et al., 2005) donde se presentó la densidad y la tasa de bioerosión más elevadas (Fig. 2 y 11) de las zonas trabajadas, por lo cual esta localidad fue considerada como una comunidad afectada, debido a que solo en la parte media podemos encontrar corales sanos, mientras que en la profunda los corales están muertos y en la parte somera está dominada por algas filamentosas (López-Pérez & Hernández-Ballesteros, 2004), de ahí que haya las condiciones propicias para la

presencia de *D. mexicanum* en altas densidades y por ende una alta tasa de bioerosión.

Dentro de las causas que han contribuido a la degradación de la comunidad coralina en esta localidad está la frecuencia de las variaciones ambientales (López-Perez et al., 2002), como fue el caso del ENSO de 1987 (Glynn & Leyte-Morales, 1997), la creciente actividad turística desde principio de 1990 (Leyte-Morales, 2000) y la alta sedimentación a partir de la construcción del complejo turístico (Granja-Fernández & López-Pérez, 2008) trayendo como consecuencia eventos de mortandad de los corales y con ello las condiciones propicias para el establecimiento de erizos. Anterior a este trabajo se reportó que la bioerosión causada en esta localidad por este erizo no era suficiente para afectar las colonias coralinas, contrario a lo ocurrido en América central después de El Niño de 1982-1983 (Glynn, 1988; Guzmán, 1988), donde la densidad aumentó de 60 a 150 ind/m², con lo cual se consideró a los erizos como responsables de la bioerosión del arrecife.

En el caso de las localidades de Isla Isabel e Islas Marietas, son localidades intermedias y similares entre sí, con una alta riqueza coralina (Carriquiry & Reyes-Bonilla, 1997). En esta área la bioerosión provocada por *D. mexicanum* fue intermedia entre La Entrega y Cabo Pulmo (Fig. 11), en este caso no solo la densidad de erizos fue la que presentó el papel más importante, también influyó la estructura de tallas.

Además de los erizos otra de las causas a considerar en la bioerosión de la zona es la conformación de las comunidades coralinas, ya que son corales someros que tienen la influencia de las surgencias y los ríos trayendo consigo el acarreo de sedimentos que afectan estas colonias (Carriquiry & Reyes-Bonilla, 1997) dando paso al aumento de la biomasa algal y con ello creando las condiciones idóneas para el establecimiento de erizos.

A pesar de que el proceso de bioerosión es importante, no se obtuvo evidencia de que el nivel ejercido por *D. mexicanum* sea suficiente para influenciar negativamente la estructura coralina de las diferentes zonas de estudio, además de que los valores de acreción en todas las comunidades fue significativamente más elevado que la bioerosión (Tabla 9). Hecho que concuerda con Reyes-Bonilla (2003) quien menciona que al haber una baja abundancia de coralívoros y una alta cobertura de las comunidades coralinas mexicanas hacen que la acreción sea mayor a la bioerosión, dando como resultado un crecimiento neto positivo de los arrecifes. Sin embargo, hay que tomar en cuenta que lo anterior puede cambiar si la cobertura coralina disminuye y las abundancias de las especies consumidoras y erosivas se mantienen (Álvarez-Filip & Reyes-Bonilla, 2006).

En un contexto general se puede decir que el área de estudio no está siendo perjudicada por el proceso de bioerosión como en otras localidades del POT, donde hay evidencia de que algunos de los arrecifes de coral están perdiendo su integridad y que el balance se está desplazando a favor de las fuerzas destructivas (Glynn, 1994). Por lo que se concluyó que este erizo no afecta negativamente a los corales

del Pacífico mexicano estudiados, como ha sucedido en Panamá, Costa Rica y Galápagos donde los erizos han sido los responsables de la mayor erosión de los arrecifes (Glynn, 1994; Eakin, 1996; 2001; Cortés & Jiménez, 2003).

No obstante, es necesario considerar otros aspectos que también contribuyen a la pérdida de carbonatos de los corales además de la bioerosión por *Diadema*, como la presencia de otros coralívoros, la temperatura y química del agua los cuales juegan un papel importante en el desarrollo de los organismos carbonatados, con lo cual las poblaciones de este erizo pueden presentar un efecto diferente a lo largo de su distribución en el Pacífico.

Actualmente eventos como el de El Niño son más frecuentes o intensos, huracanes de mayor magnitud, ondas cálidas o frías más pronunciadas son algunas de las formas en como la atmósfera manifiesta estas alteraciones (Magaña-Rueda, 2004). Así mismo, se ha visto que las poblaciones de erizos aumentaron en aquellos arrecifes en donde el fenómeno de El Niño causó altas mortalidades de corales (Glynn, 1988; Guzmán & Cortés, 1992; 2007; Eakin, 2001), por lo que se podrían considerar amenazas al destruir de manera más acelerada los arrecifes (Guzmán & Cortés, 1993).

Además de los cambios que se observan en las condiciones climáticas, está el efecto en las tasas de calcificación de los organismos marinos (Kleypas et al., 2006), así como en la biota asociada a los arrecifes. La evidencia obtenida hasta el momento indica que las tasas de calcificación de los corales constructores de

arrecifes tropicales se han reducido cerca del 20 al 60 % después de la Revolución Industrial, una reducción en la calcificación de esta magnitud puede alterar fundamentalmente la estructura y función de los ecosistemas de arrecifes coralinos y hacer que las tasas de bioerosión se eleven rápidamente (Guinotte & Fabry, 2008).

Por lo cual es necesario considerar que el cambio climático genera no solo la descalcificación de los corales, sino también los eventos de blanqueamiento, los cuales se cree puede aumentar con mayor frecuencia (Schuttenberg & Marshall, 2005). Por lo anterior, es importante entender el grado en el cual la acidificación influencia los procesos fisiológicos en los corales como son la respiración, fotosíntesis y la dinámica de los nutrientes que son los procesos que llevan a la calcificación, la estructura comunitaria, biodiversidad y finalmente a la salud de los ecosistemas (Guinotte & Fabry, 2008).

De tal forma y conforme los resultados encontrados en este trabajo se recomienda el seguimiento de las poblaciones de *Diadema mexicanum* en las comunidades coralinas del Pacífico mexicano, así como la realización de estudios referentes al tipo de alimentación de este erizo y su interacción con otras especies de herbívoros y coralívoros de las diferentes comunidades. Así como también el seguimiento del estado de las comunidades coralinas estudiadas.

7. Conclusiones

- La Entrega fue la localidad que presentó la mayor densidad de organismos con respecto al resto de las localidades.
- Los organismos de la talla II son los más abundantes de la zona de estudio y los de mayor importancia en los procesos de bioerosión.
- El coral del género *Pocillopora* fue el que presentó la mayor cobertura de la zona de estudio, mientras que el género *Psammocora* presentó la menor cobertura.
- En la localidad de La Entrega se registró la mayor bioerosión del estudio, mientras que fue Cabo Pulmo quien presentó la bioerosión más baja.
- De forma general la remoción de carbonatos por la actividad alimenticia fue la más importante en el área de estudio comparada con la actividad mecánica de las espinas.
- El balance entre la acreción y la bioerosión muestra que esta última no tiene un efecto negativo en la zona de estudio, debido a que presenta porcentajes menores en la remoción de carbonatos comparados con la ganancia de los mismos en el sistema.

8. Literatura citada

- Almada-Villelas, P.C., P.F. Sale, G. Gold-Bouchot & B. Kjerfve. 2003. Manual de métodos para el programa de monitoreo sinóptico del SAM. Sistema Arrecifal Mesoamericano. Belice. 149 p.
- Alvarado, J.J & A. Chiriboga. 2008. Distribución y abundancia de equinodermos en las aguas someras de la Isla de Coco, Costa Rica (Pacífico Oriental). *Rev. Biol. Trop.* 56 (Suppl, 2): 99-111.
- Álvarez-Filip, L & H. Reyes-Bonilla. 2006. Community structure of fishes in Cabo Pulmo reef, Gulf of California. *Mar. Ecol.* 27: 253-262.
- Andrew, N.L & A.J. Underwood. 1993. Density-dependent foraging in the sea urchin. *Centrostephanus rodgersii* on shallow subtidal reefs in New South Wales, Australia *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 99: 89-98.
- Ayala-Bocos, A & H. Reyes-Bonilla. 2008. Analysis of reef fish abundance in the Gulf of California, and projection of changes by global warming. *Proc. 11th Int. Coral Reef Symp.* 25: 1276-1280.
- Bak, R.P.M. 1990. Patterns of echinoid bioerosion in two pacific coral reef lagoons. *Mar. Ecol.* 66: 267-272.
- Bak, R.P.M. 1994. Sea urchin bioerosion on coral reefs: place in the carbonate budget and relevant variables. *Coral Reefs.* 13: 99-103.
- Bak, R.P.M & G.V. Eys. 1975. Predation of sea urchin *Diadema antillarum* Philippi on living coral. *Oecología.* 20: 111-115.
- Bauer, J.C. 1980. Observations on geographical variations in population density of the echinoid *Diadema antillarum* within the western North Atlantic. *Bull. Mar. Sci* 30: 509-515.

- Bechtel, J.D., P. Gayle & L. Kaufman. 2006. The return of *Diadema antillarum*. To Discovery Bay: Patterns of distribution and abundance. *Proc. 10th Int. Coral Reef Symp.* 367-375.
- Bellwood, D.R., T.P. Hughes, C. Folke & M. Niström. 2004. Confronting the coral reef crisis. *Nature*. 429: 827-833.
- Benítez-Villalobos, F., J.P. Díaz-Martínez & M. Martínez-García. 2009. Mass mortality of the sea urchin *Diadema mexicanum* in La Entrega at Bahías de Huatulco, western Mexico. *Coral Reefs*. 28: 1017.
- Benítez-Villalobos, F., M.T. Domínguez-Gómez & R.A. López-Pérez. 2008. Temporal variation of the sea urchin *Diadema mexicanum* population density at Bahías de Huatulco, Western Mexico. *Rev. Biol. Trop.* 56 (Suppl. 3): 255-263.
- Birkeland, C. 1989. The influence of echinoderms on coral-reef communities, En: Jangoux, M. & J.M Lawrence (Ed.) *Echinoderm Studies* 3. Rotterdam: A. A. Balkema. 1-79 pp.
- Birkeland, C., D. Rowley & R.H. Randall. 1981. Coral-seaweed-grazer-nutrient interactions on temperate reefs. *Proc. 4th Int. Coral reef Symp.* 2: 339-344.
- Brown-Saracino, J., P. Peckol, H.A. Curran & M.L. Robbart. 2007. Spatial variation in sea urchins, fish predators, and bioerosión rates on coral reefs of Belize. *Coral Reefs*. 26:71-78.
- Calderón-Aguilera, L.E. 2010. *Vulnerabilidad de los arrecifes coralinos de las costas Mexicanas por efecto del cambio global y posibles consecuencias socioambientales*. Informe final del proyecto SEMARNAT-CONACyT (clave 23390). 76 p.

- Carlson, D.B. 2001. Depth-related patterns coral recruitment and cryptic suspension-feeding invertebrates on Guana Island, British Virgin Islands. *Bull. Mar. Sci.* 68: 525-541.
- Carpenter, R.C. 1981. Grazing by *Diadema antillarum* (Philippi) and its effect on the benthic algal community. *J. Mar. Res.* 39: 749-765.
- Carpenter, R.C. 1984. Predator and population density control of homing behavior in the Caribbean echinoid *Diadema antillarum*. *Mar. Biol.* 82: 101-108.
- Carpenter, R.C. 1990. Mass mortality of *Diadema antillarum*: I. Long-term effects on sea urchin population-dynamics and coral reef algal communities. *Mar. Biol.* 104: 67-77.
- Carpenter, R.C. 1995. Sea urchin mass-mortality: effects on reef algal abundance, species composition, and metabolism and other coral reef herbivores. *Proc. 5th Int. Coral Reef Cong.* 4: 53-60.
- Carreiro-Silva, M & T.R. McClanahan. 2001. Echinoid bioerosion and herbivory on Kenyan coral reefs: the role of protection from fishing. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 262: 133-153.
- Carriquiry, J.D & H. Reyes-Bonilla. 1997. Estructura de la comunidad y distribución geográfica de los arrecifes coralinos de Nayarit, Pacífico de México. *Ciencias Marinas*. 23 (2): 227-248.
- Caso, M.E. 1978. Los equinoideos del Pacífico de México. Primera parte: órdenes Cidaroidea y Aulodonta. *Inst. Cienc. Mar y Limnol.* 1: 1-104.
- Caso, M.E. 1987. Los equinodermos Asteroideos, Ofiuroideos y Equinoideos de la bahía de Mazatlán, Sinaloa. *Inst. Cienc. Mar y Limnol.* 11: 1-214.

- CONANP. 2005. *Programa de conservación y manejo del Parque nacional Isla Isabel*. CONANP-SEMARNAT, México DF, México. 164 p.
- CONANP. 2003. *Programa de manejo Parque Nacional Huatulco*. CONANP-SEMARNAT, México DF, México. 205 p.
- CONANP. 2006. *Programa de manejo Parque Nacional Cabo Pulmo*. CONANP-SEMARNAT, México DF, México. 160 p.
- CONANP. 2007. *Programa de conservación y manejo del Parque nacional Islas Marietas*. CONANP-SEMARNAT, México DF, México. 155 p.
- Coppard, S.E & A.C. Campbell. 2006. Taxonomic significance of test morphology in the echinoid genera *Diadema* Gray, 1825 and *Echinothrix* Peters, 1853 (Echinodermata). *Zoosystema*. 28: 93-112.
- Cortés, J & C. Jiménez. 2003. Corals and Coral Reefs of the Pacific of Costa Rica: history, research and status, p. 361-385. En: Cortés, J. (Ed.). *Latin American Coral Reefs*. Elsevier, Amsterdam
- Cumming, R.L. 1999. Predation on reef-building corals: multiscale variation in the density of three corallivorous gastropods, *Drupella* spp. *Coral Reefs* 18: 147-157.
- Dumas, P., M. Kulbicki, S. Chifflet, R. Fichez & J. Ferraris. 2007. Environmental factors influencing urchin spatial distributions on disturbed coral reefs (New Caledonia, South Pacific). *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 344: 88-100.
- Eakin, C.M. 1988. Avoidance of damselfish lawns by the sea urchin *Diadema mexicanum* at Uva Island, Panama. *Proc. 6th Int. Coral Reef Sym.* Australia. 22: 21-26.
- Eakin, C.M. 1992. Post-El Niño Panamanian reefs: less accretion, more erosion and damselfish protection. *Proc. 7th Int. Coral Reef Symp.* Guam. 387-396.

- Eakin, C.M. 1996. Where have all the carbonates gone? A model comparison of calcium carbonate budgets before and after the 1982-1983 El Niño at Uva Island in the eastern Pacific. *Coral Reefs*. 15: 109-119.
- Eakin, C.M. 2001. A tale of two ENSO events: carbonate budgets and the influence of two warming disturbances and intervening variability, Uva Island, Panama. *Bull. Mar. Sci.* 69: 171-186.
- Edmunds, P.J & R.C. Carpenter. 2001. Recovery of *Diadema antillarum* reduces macroalgal cover and increases abundance of juvenile coral on Caribbean reefs. *PNAS*. 98 (9): 5067-5071.
- Espino-Barr, E., R. Cibrán & A. García. 1996. Estructura y densidad de la población del erizo tinta *Diadema mexicanum* en el litoral rocoso del estado de Colima. INP. SEMARNAP. *Cienc. Pesq.* 12: 60-67.
- Fenberg, P.B & K. Roy. 2008. Ecological and evolutionary consequences of size-selective harvesting: how much do we know? *Mol. Ecol.* 17: 209-220.
- Fiedler, P.C. 1992. Seasonal climatologies and variability of eastern tropical Pacific surface waters. NOAA. Tech. Report. 109: 1-65.
- Foster, S.A. 1987. The relative impacts grazing by Caribbean coral reef fishes and *Diadema*: effects of habitat and surge. *J. Exp. Mar. Biol. Exp.* 105: 1-20.
- Freeman, S.M. 2003. Size-dependent distribution, abundance and diurnal rhythmicity patterns in the short-spine sea urchin *Anthocidaris crassipina*. *Estuarine Coastal Shelf Sci.* 58: 703-713.
- Glynn, P.W & G.M. Wellington. 1983. *Corals and coral reef of the Galapagos Islands*. Berkeley: University of California Press. 330 p.

- Glynn, P.W. 1988. El Niño warming, coral mortality and reef framework destruction by echinoid bioerosión in the eastern Pacific. *Galaxea*. 7: 129-160.
- Glynn, P.W. 2001. Bioerosion and coral-reef growth: A dynamic balance. pp. 68-95. En: Birkeland, C. (ed). *Life and Death of coral reefs*. Kluwer Academic Publisher. London.
- Glynn, P.W & I.G. McIntyre. 1977. Grow rate and age of coral reefs on the Pacific coast of Panama. *Proc. 3er. Int. Coral. Reef. Symp.* Miami. 2: 251-259.
- Glynn, P.W & G.E. Leyte-Morales. 1997. Coral reefs of Huatulco, west Mexico: reef development in upwelling Gulf of Tehuantepec. *Rev. Biol. Trop.* 45 (3): 1033-1047.
- Glynn, P.W., G.M. Wellington & C., Birkeland. 1979. Coral reef growth in the Galapagos: Limitation by sea urchins. *Science*. 203: 47-49.
- Glynn, P.W. 1994. State of coral reefs in the Galápagos Islands: natural versus anthropogenic impacts. *Mar. Pollut. Bull.* 29: 131-140.
- González-Medina, F.J., O.E. Holguín-Quñones & De la Cruz-Agüero. 2006. Variación espaciotemporal de algunos macroinvertebrados (Gasteropoda, Bivalvia y Echinodermata) de fondos someros del archipiélago Espíritu santo, Baja California Sur, México. *Ciencias Marinas*. 32 (1): 33-44.
- Granja-Fernández, M.R & R.A. López-Pérez. 2008. Sedimentación en comunidades arrecifales de Bahías de Huatulco, Oaxaca, México. *Rev. Biol. Trop.* 56 (3): 1179-1187.
- Griffin, S.P., R.P. García & E. Weil. 2003. Bioerosion in coral reef communities in southwest Puerto Rico by the sea urchin *Echinometra viridis*. *Mar. Biol.* 143: 79-84.
- Grigg, R.W & S.J. Dollar. 1990. Natural and anthropogenic disturbance on coral reefs. En: Dubinsky, Z. (Ed.) *Coral Reefs*. ELSEVIERE, Amsterdam. 439-452 pp.

- González-Azcárraga, A. 2006. *Estructura de las asociaciones de erizos de mar (Echinoidea: Regularia) en arrecifes rocosos del oeste del Golfo de California, México*. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma de Baja California Sur, México. 58 p.
- Guinotte, J.M & V.J. Fabry. 2008. Ocean acidification and its potential effects on marine ecosystems. *Ann. N.Y. Acad. Sci.* 1134: 320-342.
- Guzmán, H.M. 1988. Distribución y abundancia de organismos coralívoros en los arrecifes coralinos de la Isla del Caño, Costa Rica. *Rev. Biol. Trop.* 36 (2A): 191-207.
- Guzmán, H.M & J. Cortés. 2007. Reef recovery 20 years after the 1982-1983 El Niño massive mortality. *Mar. Biol.* 151: 401-411.
- Guzmán, H.M & J. Cortés. 1993. Arrecifes coralinos del Pacífico Oriental Tropical: revisión y perspectivas. *Rev. Biol. Trop.* 41: 535-557.
- Guzmán, H.M & J. Cortés. 1992. Cocos Island (Pacific of Costa Rica) coral reefs after the 1982-83 El Niño disturbance. *Rev. Biol. Trop.* 40: 309-324.
- Guzmán, H.M & J. Cortés. 1989. Coral reef community structure at Caño Island, Pacific (Costa Rica). *Bull. Mar. Sci.* 44: 1186-1194.
- Halfar, J., L. Godonez-Orta, M. Matti, J.E. Valdez-Holguín & J.M. Borges. 2004. Nutrient and temperature controls on modern carbonate production: An example from the Gulf of California, Mexico. *Geology*. 32(3): 213-216.
- Halfar, J., M. Strasser, B. Riegl & L. Godonez-Orta. 2006. Oceanography, sedimentology and acoustic mapping of a bryomol carbonate factory in the northern Gulf of California, Mexico. 255: 199-217. En Pedley H.M & G. Carannante

- (Eds). *Cool waters carbonates: Depositional systems and palaeoenvironmental control*. Geological Society of London. Special publications.
- Hernández-Ramírez, H & G.E. Leyte-Morales. 2006. Características morfológicas y relación biogeográfica de las comunidades arrecifales de Ixtapa-Zihuatanejo, Guerrero. *Resúmenes del III Congreso mexicano de arrecifes de coral*. Cancún. 2006.
- Herrera-Escalante, T., R.A. López-Pérez & G.E. Leyte-Morales. 2005. Bioerosion caused by the sea urchin *Diadema mexicanum* (Echinodermata: Echinoidea) at Bahías de Huatulco, Western Mexico. *Rev. Biol. Trop.* 53 (3): 263-273.
- Holguín-Quñones, O., H. Wright-López & F. Solís-Marín 2000. Asteroidea, Echinoidea y Holothuroidea en fondos someros de la Bahía de Loreto, Baja California Sur, México. *Rev. Biol. Trop.* 48 (4): 749-757.
- Hughes, T.P., D.C. Reed & M. Boyle. 1987. Herbivory on corals reefs: community structure following mass mortalities of sea urchins. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 113: 39-59.
- Hunte, W., I. Cote & T. Tomascik. 1986. On the dynamics of the mass mortality of *Diadema antillarum* in Barbados. *Coral Reefs*. 4:135-139
- Hunte, W & D. Younglao. 1988. Recruitment and population recovery of *Diadema antillarum* (Echinometra; Echinoidea) in Barbados. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 45: 109-119.
- Kamura, S & S. Choonhabandit. 1986. Algal communities within the territories of the damselfish *Stegastes apicalis* and the effects of grazing by sea urchin *Diadema* sp. in the Gulf of Thailand. *Galaxea*. 5: 175-193.

- Kerstitch, A. 1989. *Sea of Cortez Marine Invertebrates*. Sea Challengers. Monterey, California. USA. 113 p.
- Kleypas, J.A., R.A. Feely, V.J. Fabry, C. Langdon, C.L. Sabine & L.L. Robins. 2006. Impacts of ocean acidification on coral reefs and other marine calcifiers. A guide for future research. *Report for NSF, NOAA and USGS*. 89 p.
- Krebs, C.J. 1985. *Ecología: Estudio de la distribución y la abundancia*. 2da. Edición. HARLA. México. 753 p.
- Lam, K., P.K.S. Shin & P. Hodgson. 2007. Severe bioerosion caused by an outbreak of corallivorous *Drupella* and *Diadema* at Hoi Ha Wan Marine Park, Hong Kong. *Coral Reefs*.
- Lawrence, J. 1987. A functional biology of echinoderms. Croom-Helm. London. 340 p.
- Lessios, H.A. 1995. *Diadema antillarum* 10 years after mass mortality: still rare, despite help from a competitor. *Proc. R. Soc. Lond. B*. 259: 331-337.
- Lessios, H.A., B.D. Kessing & J.S. Pearse. 2001. Population structure and speciation in tropical seas: global phylogeography of the sea urchin *Diadema*. *Evolution* 55: 955-975.
- Lessios, H.A., B.D. Kessing, G.M. Wellington & A. Graybeal. 1996. Indo-Pacific echinoids in the tropical eastern Pacific. *Coral Reefs*. 15: 133-142.
- Lessios, H.A., J.D. Cubitt, D.R. Roberston, M.J. Shulman, M.R. Parker, S.D. Garrity & S.C. Levings. 1984. Mass mortality of *Diadema antillarum* on the Caribbean coast of Panama. *Coral Reefs*. 3: 173-182.
- Levitan, D.R. 1988. Density-dependent size regulation and negative growth in the sea urchin *Diadema antillarum* Philippi. *Oecologia* 76: 627-629.

- Levitan, D.R. 1989. Density-dependent size regulation in *Diadema antillarum*: effects on fecundity and survivorship. *Ecology*. 70 (5): 1414-1424.
- Levitan, D.R. 1991. Influence of body size and population density on fertilization success and reproductive output in a free-spawning invertebrate. *Biol. Bull.* 181: 261-268.
- Lewis, S.M & P.C. Wainwrith. 1985. Herbivore abundance and grazing intensity on a Caribbean coral reef. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 87: 215-228.
- Leyte-Morales, G.E. 2000. Perturbaciones naturales y antropogénicas en las comunidades coralinas de Oaxaca (1977-1998). *Resumen. XII Congreso Nacional de Oceanografía. Huatulco, Oaxaca.* 5 pp.
- Leyte-Morales, G.E. 2001. *Estructura de la comunidad de corales y características geomorfológicas de los arrecifes coralinos de Bahías de Huatulco, Oaxaca, México.* Tesis de Maestría. Universidad del Mar. 94 p.
- Leyte-Morales, G.E., L.M. Hernández Ballesteros, R.A. López Pérez, H. Reyes-Bonilla & L.E. Calderón-Aguilera. 2006. Arrecifes coralinos en las costas de Guerrero: Ixtapa-Zihuatanejo. *Resúmenes del III. Congreso mexicano de arrecifes de coral.* Cancún. 2006.
- Liddell, W.D & S.L. Olhorst. 1986. Changes in benthic community composition following the mass mortality of *Diadema* at Jamaica. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 95: 271-278.
- Lluch-Cota, S.E., S. Alvarez-Borrego, E. Satamaría-del Angel, F.E. Muller-Karger & S. Hernández-Vázquez. 1997. The Gulf of Tehuantepec and adjacent areas: spatial and temporal variation of satellite-derived photosynthetic pigments. *Cienc. Mar.* 23: 329-340.

- López-Pérez, R.A., L.M. Hernández-Ballesteros & T. Herrera-Escalante. 2002. Cambio en la dominancia de la comunidad arrecifal en Chachacual, Bahías de Huatulco, Oaxaca. *Ciencia y Mar*. 16: 33–38.
- López-Pérez, R.A & L.M. Hernández-Ballesteros. 2004. Coral community structure and dynamics en the Huatulco area, western Mexico. *Bull. Mar. Sci.* 75 (3): 453-472.
- Macintyre, I.G., P.W. Glynn & F. Hinds. 2005. Evidence of the role of *Diadema antillarum* in the promotion of coral settlement and survivorship. *Coral Reefs*. 24: 273.
- Magaña-Rueda, V.O. 2004. El cambio climático global: comprender el problema. pp. 17-28. En Martínez, J & A. Fernández-Bremauntz (Eds). *Cambio climático una visión desde México*. INE-SEMARNAT. México.
- Mallela, J & C.T. Perry. 2007 Calcium carbonate budgets for two coral reefs affected by different terrestrial runoff regimes, Rio Bueno, Jamaica. *Coral Reefs*. 26: 129-145.
- Mateo-Cid, L.E., A.C. Mendoza-González, C. Galicia-García & L. Huerta-Múzquiz. 2000. Contribución al estudio de las algas marinas bentónicas de Punta Arena y Cabo Pulmo, Baja California Sur, México. *Act. Bot. Mex.* 52: 55-73
- McClanahan, T.R & N.A. Muthiga. 1988. Changes in Kenyan coral reef community structure and function due to exploitation. *Hydrobiol.* 166: 269-276.
- McClanahan, T.R & N.A. Muthiga. 1989. Patterns of predation on a sea urchin, *Echinometra mathaei* (de Blainville), on Kenyan coral reefs. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 126: 77-94.

- McClanahan, T.R. 1994. Coral-eating snail *Drupella cornus* population increases in Kenyan coral reef lagoons. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 115: 131-137.
- McClanahan, T.R., A.T. Kamukuru, N.A. Muthiga, M.G. Yebio & D. Obura. 1996. Effect of sea urchin reduction on algae, coral and fish population. *Conserv. Biol.* 10 (1): 136-154.
- McClanahan, T.R., N. Polunin & T. Done. 2002. Ecological states and the resilience of coral reefs. *Cons. Ecol.* 6 (2): 18-44.
- Medina-Rosas, P & A. Cupul-Magaña. 31 de enero 2005. Impacto natural y antropogénico en los arrecifes de isla Isabel en el Pacífico mexicano. Jornada. Supl. *La jornada ecológica*. UNAM.
- Miller, M.W & M.E. Hay. 1996. Coral recruitment patterns at Guam. *Ecol. Monog.* 66 (3): 323-344.
- Mokady, O., B. Lazar & Y. Loya. 1996. Echinoid bioerosion as a mayor structuring force of red sea coral reefs. *Biol. Bull.* 190: 367-372.
- Morrison, D. 1988. Comparing fish and urchin grazing in shallow and deeper coral reef algal communities. *Ecology.* 69(5): 1367-1382.
- Mortensen, T. 1940. *A monograph of the Echinoidea*. Volume III. 1, Aulodonta. C.A. Copenhagen: Reitzel. 370 p.
- Muthiga, N.A & V. Jaccarini. 2005. Effects of seasonality and population density on the reproduction of the Indo-Pacific echinoid *Echinometra mathaei* in Kenyan coral reef lagoons. *Mar. Biol.* 146: 446-453.
- Neyra-González, L & L. Durand-Smith. 1998. Biodiversidad. pp. 61-102. En: CONABIO (ed.). *La diversidad biológica de México: Estudio del País*, 1998. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México. 341 p.

- Nishizaki, M.T. & J.D. Ackerman. 2007. Juvenile-adult associations in sea urchins (*Strongylocentrotus franciscanus* and *S. droebachiensis*): protection from predation and hydrodynamics in *S. franciscanus*. *Mar. Biol.* 151: 135-145.
- Nybakken, J.W. 1993. *Marine biology: an ecological approach*. Harper Collins. New York. 462 p.
- Ochoa-López, E., H. Reyes-Bonilla & J. Ketchum-Mejía. 1998. Daños por sedimentación a las comunidades coralinas del sur de la Isla Socorro, Archipiélago de Revillagigedo, México. *Cien. Mar.* 24: 233-240.
- Pérez-Vivar, T.L., H. Reyes-Bonilla & C. Padilla. 2006. Corales pétreos (Scleractinia) de las Islas Marías, Pacífico de México. *Ciencias Marinas*. 32 (2): 259-270.
- Peyrot-Clausade, M., P. Chabanet, C. Conand, M.F. Fontaine, Y. Letourneur & Harmelin-Vivien. 2000. Sea urchin and fish bioerosion on La Réunion and Moorea reefs. *Bull. Mar. Sci.* 66 (2): 477-485.
- Reaka-Kudla, M.L., J.S. Feingold & P.W. Glynn. 1996. Experimental studies of rapid bioerosion of coral reef in the Galapagos Islands. *Coral Reefs*. 15: 101-107.
- Reyes-Bonilla, H. 2003. Coral reefs of the Pacific coast of México. En: Cortés, J. (Ed.) *Latin American Coral Reefs*. Amsterdam: Elsevier. 331-349 pp.
- Reyes-Bonilla, H & L.E. Calderón-Aguilera. 1999. Population density, distribution and consumption rates of three corallivores at Cabo Pulmo reef, Gulf of California, Mexico. *Mar. Ecol.* 20 (3-4): 347-357.
- Reyes-Bonilla, H. 1993. Biogeografía y ecología de los corales hermatípicos del Pacífico de México. En: Salazar-Vallejo S.I & N.E. González (Eds.) *Biodiversidad marina y costera de México*. CONABIO/CIQRO. Chetumal. 202-227 pp.

- Reyes-Bonilla, H. 1997. Cabo Pulmo reef: a new marine reserve in the Gulf of California. *Conserv. Biol.* 11: 827.
- Reyes-Bonilla, H & R.A. López-Pérez. 1998. Biogeografía de los corales pétreos (*Scleractinia*) del Pacífico de México. *Ciencias Marinas*. 24(2): 211-224.
- Reyes-Bonilla, H., J.D. Carriquiry, G.E. Leyte-Morales & A.L. Cupul-Magaña. 2002. Effects of the El Niño-Southern oscillation and the anti-El Niño event (1997-1999) on coral reefs of the western coast of México. *Coral Reefs*. 21: 368-372.
- Reyes-Bonilla, H., L.E. Calderón-Aguilera, G. Cruz-Piñon, P. Medina-Rosas, R.A. López-Pérez, M.D. Herrero-Pérezrul, G.E. Leyte-Morales, A.L. Cupul-Magaña & J. D. Carraquiry-Beltrán. 2005. *Atlas de los corales pétreos (Scleractinia) del Pacífico mexicano*. CICESE/CONABIO/CONACYT/Universidad de Guadalajara/Universidad del Mar. 124 p.
- Ríos-Jara, E., C.M. Galván-Villa & F.A. Solís-Marín. 2008. Equinodermos del Parque Nacional Isla Isabel, Nayarit, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 79: 131-141.
- Rogers, S.C. 1990. Responses of coral reefs and reef organisms to sedimentation. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 62: 185-202.
- Sammarco, P.W. 1980. *Diadema* and its relationship to coral spat mortality: grazing, competition and biological disturbance. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 45: 245-272.
- Sammarco, P.W & M.J. Risk. 1990. Large-scale pattern in internal bioerosion of *Porites*: Cross continental shelf trends on the Great Barrier Reef. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 59: 145-156.
- Schuttenberg, H & P. Marshall. 2005. Managing for mass coral bleaching: Strategies for supporting socio-ecological resilience. En: Wilkinson, C & D. Souter. *Status of*

- Caribbean coral reefs after bleaching and hurricanes in 2005*. Global Coral reef Monitoring Network. Australia, 115-127 pp.
- Siikavuopio, S.I., J.S. Christiansen & T. Dale. 2006. Effects of temperature and season on gonad growth and feed intake in the green sea urchin (*Strongylocentrotus droebachiensis*). *Aquaculture*. 255: 389–394.
- Steiner, S.C & S.M. Williams. 2006. The density and size distribution of *Diadema antillarum* in Dominica (Lesser Antilles): 2001-2004. *Mar. Biol.* 149: 1071-1078.
- Tuya, F., J.A. Martin & A. Luque. 2004. Patterns of nocturnal movement of the long-spined sea urchin *Diadema antillarum* (Philippi) in Gran Canaria. (the Canary Islands, central East Atlantic Ocean). *Helgol. Mar. Res.* 58: 26-31.
- Villareal-Cavazos, A., H. Reyes-Bonilla, B. Bermúdez-Almada & O. Arizpo-Covarrubias. 2000. Los peces del arrecife de Cabo Pulmo, Golfo de California, México: Lista sistemática y aspectos de abundancia y biogeografía. *Rev. Biol. Trop.* 48 (2-3): 413-424.
- Williams, S.L & R.C. Carpenter. 1988. Nitrogen-limited primary productivity of coral reef algal turfs: potential contribution of ammonium excreted by *Diadema antillarum*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 47: 145-152.
- Wittenberg, M & W. Hunte. 1992. Effects of eutrophication and sedimentation on juvenile corals. II. Settlement. *Mar. Biol.* 114: 625-631.
- Woodley, J.D. 1999. Sea urchins exert top-down control of macroalgae on Jamaican coral reefs. *Coral Reefs*. 18: 192-193.
- Zamorano, P & G.E. Leyte-Morales. 2005a. Densidad Poblacional de cuatro especies de erizo (Echinodermata: Echinoidea) en el arrecife de La Entrega, Oaxaca. *Oceánides*. 20 (1,2): 65-72.

Zamorano, P & G.E. Leyte-Morales. 2005b. Cambios en la diversidad de equinodermos asociados al arrecife coralino en La Entrega, Oaxaca, México.

Ciencia y Mar. IX (27): 19-28.

Zar, J. H. 1999. *Biostatistical analysis*. Prentice Hall, New Jersey. 663 p.

9. Anexos

Anexo 1. Densidades y tallas para *Diadema mexicanum* en diferentes localidades del Pacífico oriental tropical.

Localidad	Año	Densidad (ind/m ²)	Talla (cm)	Referencia
Isla San Benedicto, Archipiélago de Revillagigedo, México	1995	30	-	Reyes-Bonilla 1995
Archipiélago de Revillagigedo, México	2006	10.98	-	Bedolla-Guzmán 2007
Santa Rosalia, Golfo de California, México	2004-2005	0.003	-	González-Azcárraga 2006
Bahía de Loreto, Golfo de California, México	1997-1998	0.023	-	Holguín-Quiñones et al. 2000
Isla Espíritu Santo, Golfo de California, México	2001-2002	0.02	-	González-Medina et al. 2006
Colima, México	1994-1995	1.5	1.5-8.5	Espino-Barr et al. 1996

La Entrega, Oaxaca, México	2002-2003	5.96	-	Zamorano & Leyte-Morales 2005
Bahías de Huatulco, Oaxaca, México	2000-2001	1.0-6.8	2.9-4.0	Herrera-Escalante et al. 2005
Bahías de Huatulco, Oaxaca, México	2006-2007	0.26-4.17	4.41-4.72	Benítez-Villalobos et al. 2008
Parque Nacional Marino Ballena, Costa Rica	2004	0.04-1.03	-	Alvarado y Fernández 2005
Isla del Caño, Costa Rica	1984-1985	0.35-3.9		Guzmán 1988, Guzmán & Cortés 1993
Isla del Coco, Costa Rica	1987	14.5	-	Guzmán & Cortés 1992
Isla del Coco, Costa Rica	1990	1.0-6.1	-	Lessios et al. 1996
Isla del Coco, Costa Rica	2002	0.84	-	Guzmán & Cortés 2007
Isla del Coco, Costa Rica	2006	1.06	-	Alvarado & Chiriboga 2008
Isla Uva, Golfo de Chiriquí, Panamá	1987	50-150	1.8-3.1	Glynn 1988
Isla Uva, Golfo de Chiriquí, Panamá	1974-2000	3-60	-	Eakin 2001
Golfo de Panamá	2002	-	1.8	Glynn 2004

Ensenda de Utría, Colombia	1996-1998	0.49	-	Vargas-Angel 2003
Isla Gorgona, Colombia	1996-1998	2.27	-	Vargas-Angel 2003
Isla Malpelo, Colombia	2006-2007	2.9-3.1	-	Cohen-Rengifo 2008
Punta los Frailes, Parque Nacional Machalilla, Ecuador	1994-1996	0.35-0.73	-	Sonnenholzer & Lawrence 2002
Islas Galápagos, Ecuador	2000-2001	0.1	-	Shepherd et al. 2003
Islas Galápagos, Ecuador	2000-2001	0.1-0.4	6.95±0.14	Brandt & Guarderas 2002
Isla Santa Cruz, Islas Galápagos, Ecuador	2002	0.008-0.5	-	Lawrence & Sonnenholzer 2004

Anexo 2. Tasas de bioerosión para *Diadema mexicanum* en el Pacífico oriental tropical.

Especie	Sitio	Tasa de bioerosión (kg/m ² /año)	Referencia
<i>Diadema mexicanum</i>	Panamá	17.26-38.36	Eakin 1992
	Panamá	9.5-28.5	Glynn 1988
	Isla del Coco	2.32	(J.J. Alvarado, unpublished observation)
	México	0.17-3.28	Herrera-Escalante et al 2005
	México	0.25-4	Benítez-Villalobos et al. 2008