



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

Facultad de Ciencias

ESTRUCTURA COMUNITARIA DE LA FAUNA ASOCIADA A ALGAS
SUBMAREALES EN TRES SITIOS CONTRASTANTES EN
ZIHUATANEJO, GUERRERO.

TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE

MAESTRA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS
(BIOLOGÍA AMBIENTAL)

P R E S E N T A

MARGARITA GARCÍA MARTÍNEZ

DIRECTORA DE TESIS: DRA. DENÍ CLAUDIA RODRÍGUEZ VARGAS

MÉXICO, D.F.

FEBRERO, 2009



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

AGRADECIMIENTOS

Al Posgrado en Ciencias Biológicas de la UNAM

A los miembros del comité tutorial:

Dr. Zenón Cano Santana

Dr. Juan José Luis Carballo Cenizo

Dra. Dení Claudia Rodríguez Vargas

Dr. Francisco Alonso Solís Marín

Dr. Julio Alberto Vázquez Castro

Agradezco a las siguientes instituciones el apoyo económico para la realización de esta tesis.

Proyecto DGAPA:

"Efecto del disturbio por sedimentos sobre la estructura de los ensambles bentónicos marinos". IX 239504-DGAPA

Proyecto DGAPA:

"Efecto del sedimento retenido en los céspedes algales submareales sobre la estructura de los ensambles y su biomasa". IN214906-DGAPA

A DGEP UNAM por la beca otorgada

A CONACYT por la beca otorgada

Dedico esta tesis a mi amada familia...

Sergio

Gris

Moni

Sergio Jr.

Fernanda

Yamilé

Ismael

Claudia

Abraham

A mis padres por estar siempre conmigo y apoyarme siempre en todas mis decisiones, por aguantar mis estados de neurosis al realizar esta tesis, consentirme, amarme y alentarme para seguir adelante... los amo.

A mis hermanos por la convivencia, los ratos de juegos, de pláticas porque se que cuento con ustedes siempre y los amo...

A mis niñas por existir, por regalarme sus sonrisas, su ternura y amor.

A mis cuñis por estar en mi familia, gracias Isma por los consejos por escucharme siempre, gracias Claus por tu apoyo en todo momento y los buenos momentos compartidos.

A mi pechocho, gracias por aparecer en mi vida, por echarme porras siempre y no dejar que me rinda, por tu apoyo en mis decisiones, tu ternura, tus palabras de aliento y por amarme tanto.

A la Dra. Dení Rodríguez por sus enseñanzas, paciencia, amistad, consejos y por guiarme de la mejor manera y estar conmigo en el transcurso de la maestría.

Al Dr. Zenón Cano por sus consejos, sus comentarios y enseñanzas, por apoyarme en todo momento y por toda la atención brindada para aprender un poquito más de estadística.

Al Dr. José Luis Carballo por aceptar ser uno de mis tutores a pesar del tiempo transcurrido y la distancia. Gracias por sus comentarios valiosos por las recomendaciones y observaciones que hicieron mejorar mucho mi trabajo.

Al Dr. Julio Vásquez, por todo el apoyo brindado y aportar ideas que enriquecieron esta tesis, por permitirme estar en su grupo de trabajo y laboratorio durante un mes en su Universidad... muchas gracias.

Al Dr. Francisco Solís por permitirme trabajar en su laboratorio, ayudarme en la identificación de las muestras y aceptar revisar mi trabajo final. Gracias por los comentarios.

- Dra. Norma López, por las enseñanzas, por su apoyo en campo y laboratorio.
- Biol. Mauricio Valdez de Anda en el trabajo de campo, laboratorio y en la identificación de las muestras biológicas.
- Biol. Brian Urbano Alonso en el trabajo de campo, laboratorio y en la identificación de las muestras biológicas.
- M. en C. Carlos Candelaria por todo el apoyo en el trabajo de campo.
- M. en C. Edith Ponce por las facilidades otorgadas para el trabajo de laboratorio en el taller de Protista y Algas de la Facultad de Ciencias, UNAM.
- Dr. Gerardo Rivas por su apoyo en la revisión del manuscrito, comentarios y enseñanzas sobre estadística.
- Técnico Juan Torres por el apoyo en la identificación de las muestras biológicas.
- Al personal del laboratorio y la colección de Ficología de la Facultad de Ciencias UNAM.
- Dra. Laura San Vicente por su atención y por enseñarme un poquito más de estadística multivariada.

Al personal de Carlo SCUBA Zihuatanejo, por todo el apoyo brindado. A su propietario Jean Claude y Thierry. A Chilolo, Javier e hijo por acompañarnos, guiarnos y cuidarnos en las aguas.

A mi picnoamigo, el araquimolusucosum y soberano de todos los crustáceos (de Zihuatanejo)...por las horas de determinación taxonómica en el laboratorio, pero sobre todo por las vivencias que enriquecieron mi vida; por todas las payasadas que se nos ocurrían para desestresarnos mientras trabajamos, porque gracias a ti disfrute tremendamente esta maestría, por tu apoyo en campo que fue lo más divertido del mundo, aunque casi muera atrapado en el espigón!!, por escucharme siempre y aconsejarme y porque eres un amigo excepcional mil gracias no sabes cuanto te quiero mi mau...

Cheti, muchas gracias por todo tu apoyo, por nuestra amistad, por estar conmigo tanto en los buenos como en los malos momentos. Porque esta maestría no hubiera sido lo mismo sin tu ayuda, sin tus consejos sin tus netas para decirme las cosas y porque nuestra amistad ha sido intensa...de las mejores e invaluable. Gracias por haber compartido esta etapa de mi vida y lo que nos falta!!!, por las horas de talacha en mi proyecto, por la chamba en campo (aunque te pierdas) y las desveladas fijando muestras, por las horas en la colección escuchando buenas cumbias y salsitas y en general buena música y por el tiempo en mi casa haciendo estadística, por los buenísimos momentos en el cine, en las fiestas, en la fac., en mi casa... gracias te quiero urbano...

Krispo por la ayuda en campo y por los momentos gratos compartidos, ahh y por que me ayudaste a separar "una muestra" valoro tu esfuerzo jaja!!. Paco por tu ayuda y divertidos comentarios en campo!! gracias rock!!. A Edgardo y Lizeth por hacer los momentos más gratos mientras chambeábamos, ah! porque me ayudaron a separar mis frasquitos jaja, Gardo gracias por el apoyo moral y por ser mi cuate. A Laura por sus comentarios y ayuda para resolver muchas dudas. David por todo el apoyo brindado en la sala de cómputo. Héctor por que estuviste ahí y me ayudaste con la tesis y en muchas cosas!. Nelson por tu invaluable ayuda y disposición para corregir y mejorar la tesis...por los gratos y divertidos momentos y por tu amistad incondicional. Bety por la chamba con los Poliquetos, mil gracias!!! A mis profes de la maestría por transmitirme parte de su conocimiento: Margarito, Ligia, Hector A., Lalo Morales, Luis Eguiarte, Juan Nuñez. A los cuates con los que compartí clases: Cecy, Elios, Rafa, Cristina, Aravid, Kimesha, Marieta, Travis, Manuel y Norma. A mis cuates de Chile: C-Lo, Carola, Panchito, Horacio, Alonso, Ursula, Paola, Alejandro. A mis súper amigos que adoro y quiero porque son parte fundamental en mi vida; por compartir su tiempo conmigo durante esta etapa: Alejandra B, Brian, Tere S., C. Robinson, Mau, Moni socia, Gardo, Elena y Gustavo, Kristian, Gerardo R., Arturo, China, Karina, Ccy, negrito Penie, Pedro Luis, Gaby, Xóchitl, Mimi, Magda, Zádóc, Ericka C., Fabian, Odin, Erick, Ragnar y Nelson.

A mis amigos y compañeros de la chamba que estuvieron en la etapa final de este proceso y ahora están en una nueva etapa de mi vida: Tere, Melissa, Mariana, Yeya, Christiane, Myriam, Paty, Roger, Lizardo y en especial a Alex, Fher y Lalo ...gracias.

Muy en especial: A mi universidad porque fue un honor estudiar aquí y ser parte de ella, porque fue, es y seguirá siendo mi casa...**La Universidad Nacional Autónoma de México, UNAM!!!**

ÍNDICE

		<i>Pág.</i>
1	INTRODUCCIÓN.	1
2	ANTECEDENTES.	2
3	MARCO TEÓRICO.	7
3.1	Sedimento.	7
3.2	Sedimentación.	7
3.3	Efecto de la Sedimentación.	9
3.4	Fauna asociada a algas submareales.	10
4	PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA Y JUSTIFICACIÓN.	11
5	OBJETIVOS E HIPÓTESIS.	13
6	ÁREA DE ESTUDIO.	14
6.1	Situación actual de Puerto Mío.	17
7	MÉTODO.	19
7.1	Análisis de datos.	25
8	RESULTADOS.	28
8.1	Sedimento.	28
8.2	Factores abióticos.	35
8.2.1	Correlaciones.	36
8.2.2	Precipitación pluvial, velocidad del viento y temperatura.	37
8.3	Fauna asociada a algas submareales.	38
8.4	Densidad por phylum.	40
8.5	Abundancia Relativa por phylum.	48

8.6	Taxa exclusivos y compartidos en las tres localidades.	50
8.7	Composición de taxa y familias	50
8.8	Riqueza	53
8.9	Diversidad, Dominancia y Equitatividad por familias	54
8.10	Similitud entre localidades (análisis multivariado)	56
9	DISCUSIÓN	58
9.1	Sedimentación y factores abióticos	58
9.2	Comunidades de Invertebrados	63
10	CONCLUSIONES	69
11	LITERATURA CITADA	71
12	APÉNDICES	83
	Apéndice I. Resumen de resultados de factores abióticos obtenidos para las tres localidades y cuatro estaciones en Zihuatanejo	83
	Apéndice II. Resumen de resultados de factores bióticos obtenidos para las tres localidades y cuatro estaciones en Zihuatanejo	84
	Apéndice III. Prueba de Tukey HSD para detectar diferencias entre las estaciones por las tasas de deposición de sedimento en Zihuatanejo Gro.	86
	Apéndice IV. Valores de la prueba de t para comparar H' entre localidades para cada muestreo	87

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla No.		Pág.
1	Efecto de la sedimentación sobre organismos de costas rocosas: Estudios de campo y laboratorio.	4
2	Muestreos realizados en Zihuatanejo, así como parámetros ambientales considerados.	24
3	Promedio de la tasa diaria ($\text{gps m}^{-2} \text{d}^{-1}$) de la deposición de sedimento.	28
4	ANOVA de dos vías para determinar el efecto de la estación y la localidad sobre la cantidad total de sedimento.	31
5	ANOVA de dos vías para determinar el efecto de la estación y la localidad sobre la cantidad de sedimento grueso.	32
6	ANOVA de dos vías para determinar el efecto de la estación y la localidad sobre la cantidad de sedimento fino.	33
7	ANOVA de dos vías para determinar el efecto de la estación y la localidad sobre la cantidad de sedimento muy fino.	34
8	Taxa de macrofauna identificados en Zihuatanejo.	38
9	Taxa reconocidos en las muestras algales en Zihuatanejo.	39
10	Índice de Similitud de Sorensen.	51
11	Índices de Diversidad, Dominancia y Equitatividad.	54

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura No.		Pág.
1	Playa Las Gatas, Zihuatanejo, Guerrero.	16
2	Puerto Mío, a) lado interno y b) lado externo, Zihuatanejo, Gro.	17
3	Localización geográfica del área de estudio.	18
4	Esquema del sistema de Trampas colectoras de sedimento.	20
5	Sistema de trampas para colecta de sedimento.	21
6	Esquema de la colecta de muestras biológicas.	23
7	Colecta de muestras biológicas.	24
8	Patrones de Heterogeneidad espacial y temporal de la distribución de los sedimentos.	29
9	Variación en la cantidad de sedimento total en tres localidades y tres estaciones de Zihuatanejo, Gro.	31
10	Variación en la cantidad de sedimento grueso en tres localidades y tres estaciones de Zihuatanejo, Gro.	32
11	Variación en la cantidad de sedimento fino en tres localidades y tres estaciones de Zihuatanejo, Gro.	33
12	Variación en la cantidad de sedimento muy fino en tres localidades y tres estaciones de Zihuatanejo, Gro.	34
13	Porcentaje de desgaste de las esferas de escayola por localidad y estación.	35
14	Cantidad de irradiancia (lum/m^2) por localidad y estación	36
15	Precipitación pluvial (mm) y velocidad del viento (Km/h) registrada en la Bahía de Zihuatanejo, Gro.	37
16	Temperatura diurna ($^{\circ}\text{C}$) registrada en campo en cada localidad y Estación.	38
17	Densidad ($\text{ind}/0.1 \text{ m}^2$) del phylum Annelida.	41

18	Especies del phylum Annelida encontradas en las muestras.	41
19	Densidad (ind/0.1 m ²) del phylum Mollusca.	42
20	Especies del phylum Mollusca encontradas en las muestras.	42
21	Densidad (ind/0.1 m ²) del phylum Arthropoda.	44
22	Especies del phylum Arthropoda encontradas en las muestras.	44
23	Densidad (ind/0.1 m ²) del phylum Echinodermata.	45
24	Especies del phylum Echinodermata encontradas en las muestras.	45
25	Densidad (ind/0.1 m ²) del phylum Sipuncula.	46
26	Especies del phylum Sipuncula encontradas en las muestras.	46
27	Densidad (ind/0.1 m ²) del phylum Platyhelminthes.	47
28	Especies del phylum Platyhelminthes encontradas en las muestras.	47
29	Abundancia relativa de los seis phyla en las tres localidades y cuatro estaciones en Zihuatanejo, Gro.	49
30	Composición de Taxa reconocidos.	52
31	Riqueza de taxa reconocidos y familias en las localidades y estaciones de muestreo.	53
32	Índices de Diversidad, Dominancia y Equitatividad.	55
33	Análisis de agrupación Cluster y ordenación nMDS para los datos de abundancia de la macrofauna.	57

RESUMEN

La construcción de estructuras costeras afectan la circulación del agua cambiando la dinámica y propiciando la sedimentación-resuspensión. La turbidez y la carga de sedimento es una fuente de estrés y de perturbación para las comunidades de las costas rocosas. No obstante, existe evidencia de que los sedimentos promueven la diversidad de especies sobre las costas rocosas, al incrementarse el número de parches y la heterogeneidad del hábitat.

El objetivo de este estudio fue determinar las diferencias en la estructura de las comunidades de macroinvertebrados asociados a algas en tres localidades contrastantes de Zihuatanejo: Interno y Externo del espigón en Puerto Mío y Playa Las Gatas.

En un año, se realizaron cuatro muestreos en campo, se utilizó el método de trampas recolectoras de sedimento y se registraron otras variables abióticas; se obtuvieron 192 muestras de algas y de éstas se obtuvo la macrofauna correspondiente a seis phyla. Se calculó la tasa diaria de sedimentación-resuspensión y de las muestras biológicas se obtuvo la densidad y abundancia relativa así como la diversidad, equitatividad y dominancia. La mayor diversidad, equitatividad y baja dominancia, se observó consistentemente en el Externo, cuatro phyla presentaron las mayores densidades y se encontraron los valores intermedios de sedimentación-resuspensión y mayor hidrodinámica. En el Interno se observó la diversidad y equitatividad más baja y alta dominancia principalmente para familias de moluscos y el phylum Annelida, valores más altos de sedimentación e intermedios para la hidrodinámica. Las Gatas mostró valores intermedios de diversidad, equitatividad y dominancia así como alta abundancia del phylum Arthropoda, la sedimentación siempre fue la más baja así como la hidrodinámica.

La dinámica general observada para los sedimentos fue el incremento progresivo desde la primavera, verano y otoño para caer abruptamente en invierno. El análisis de varianza ANOVA de 2-vías mostró diferencias significativas en la cantidad total de sedimento entre estaciones y localidades ($p < 0.05$); sin embargo, la interacción estación vs localidad no tuvo un efecto significativo, no obstante, aunque los datos no son concluyentes sugieren que existen diferencias reales entre las localidades que, junto con las diferencias observadas estacionalmente y el efecto de otros factores abióticos, alteran la estructura comunitaria en las localidades como indicaron los resultados obtenidos de los análisis de la macrofauna. Los análisis multivariados cluster y nMDS mostraron la formación de dos grupos, en el primero se separa el Interno, en el segundo el Externo y las Gatas.

En este estudio se esperaba que el Interno contara con la menor riqueza, diversidad, equitatividad y alta dominancia de taxa sedimento tolerantes, lo que fue confirmado en los resultados. Este efecto fue restringido a esta localidad, lo cual demuestra una comunidad fuertemente perturbada asociada a la construcción del espigón. Asimismo, tasas moderadas de sedimentación-resuspensión seguramente promovieron la diversidad previniendo la monopolización de espacio por taxa competitivamente dominantes y manteniendo la aparición de nuevos parches, lo cual ocurrió para el Externo al presentar valores intermedios de sedimentación-resuspensión y alta hidrodinámica.

Los datos generados en este estudio son de gran importancia para futuros estudios ambientales, no sólo para Zihuatanejo, sino para otras zonas con este tipo de construcciones, debido a la cantidad de información registrada.

ABSTRACT

Construction of coastal structures affects movement of water changing the dynamics promoting sedimentation-resuspension. Turbidity and sediment loads are sources of stress and disturbance to communities of rocky shores. However, there is evidence that sediments promote diversity of species on rocky shores, by increasing the number of patches and heterogeneity of habitats.

The aim of this study was to determine differences in community structure of macroinvertebrates associated with algae in three contrasting locations of Zihuatanejo, Mexico: "Interno and Externo" from breakwater in Puerto Mío and "Playa Las Gatas". Along the year, four samples in the field, sediment traps were used to collect samples while abiotic variables were recorded, 192 samples of algae were collected and the macrofauna for six phyla were recorded. The daily rate of sedimentation-resuspension was recorded and biological samples were obtained by the density and relative abundance, diversity, evenness and dominance. The highest diversity, evenness and low dominance, were observed consistently in the "Externo", four phyla had the highest densities and intermediate values were found for sedimentation-resuspension and higher-hydrodynamics. "Interno" had the lowest diversity and evenness, high dominance for families of mollusks and the phylum Annelida, and the higher values for sedimentation and intermediate hydrodynamics. "Las Gatas" presented intermediate values of diversity, evenness and dominance as well as high abundance of phylum Arthropoda, sedimentation was always the lowest as well as hydrodynamics.

General dynamics were observed for sediments, increasing gradually from spring, summer and autumn to fall sharply in the winter. The analysis of variance of 2-way showed significant differences in the total amount of sediment between seasons and locations ($p < 0.05$), but the interaction station vs location showed no significant effect, however, although the data are not conclusive it suggest that real differences may exist between the locations, and with the seasonal differences and the effect of other abiotic factors, this affects the community structure in locations as indicated by the results of the analysis of the macrofauna.

The multivariate analysis cluster and nMDS, showed the creation of two groups, the first one separate only the Interno and the second the Externo and Las Gatas. In this study it was expected that the Interno had the lowest richness, diversity, evenness and high dominance of sediment-tolerant taxa, which was confirmed in the results. This effect was restricted to this locality, which shows a highly disturbed community associated with the construction of the breakwater. Also, moderate rates of sedimentation-resuspension will promote diversity by preventing the monopolization of space by competitively dominant taxa and maintaining the appearance of new patches, which happened for Externo which had intermediate values of sedimentation- resuspension and high hydrodynamics.

Data generated in this study are important for future environmental studies, not only in Zihuatanejo, but for other areas with this type of construction, due to all recorded information.

1. INTRODUCCIÓN

En los últimos años las actividades antropogénicas tales como la construcción de estructuras costeras (muelles, espigones y barreras, entre otros) han afectado la circulación del agua de zonas que estaban expuestas al oleaje, cambiando su dinámica y propiciando el depósito de sedimento, incluyendo el efecto de la resuspensión de material sólido (partículas de sedimento que han sido depositadas previamente) (Airoldi, 2003; Carballo, 2006). Esto influye en gran medida en el cambio de la composición de los ensambles algales y en la fauna asociada a éstos (Airoldi, 2003), y representa un factor potencialmente importante en el funcionamiento de los ecosistemas costeros (McClanahan, 1990; Muricy, 1991; Santos, 1993; Naranjo *et al.*, 1996; Saiz-Salinas y Urkiaga-Alberdi, 1999; Gibbs, 2001; Carballo y Naranjo, 2002); siendo una de las causas más comunes en la degradación de estos ecosistemas (Moore, 1977; Airoldi *et al.*, 1996). La opinión prevaleciente es que altos niveles de depósito de sedimento son perjudiciales para la diversidad total de los organismos, a través de la inhibición del reclutamiento y la mortalidad de las especies menos tolerantes y/o de la dominancia espacial y abundancia relativa de las especies tolerantes (Devinny y Volse, 1978; Airoldi *et al.*, 1995; Falace y Bressan, 1995; Birje *et al.*, 1996; Naranjo *et al.*, 1996; Kim *et al.*, 1998; Saiz-Salinas y Urkiaga-Alberdi, 1999; Smith y Witman, 1999).

Asimismo, el incremento de la turbidez del agua y la carga de sedimento constituyen una fuente de estrés y de perturbación para las comunidades de las costas rocosas (Daly y Mathieson, 1977; Seapy y Littler, 1982; Lumb, 1990; Shaffer y Parks, 1994). Los sedimentos pueden causar enterramiento, desgaste por abrasión y otras modificaciones profundas de las características de la superficie del fondo marino e interactuar con otros procesos físicos y biológicos importantes (Airoldi, 2003). El recubrimiento provoca una reducción en la disponibilidad de luz, variaciones en la temperatura y en las concentraciones de nutrientes y un déficit de sustrato firme para el asentamiento y reclutamiento de invertebrados (Daly y Mathieson, 1977; Devinny y Volse, 1978). El impacto del depósito de sedimentos y la resuspensión sobre las comunidades bentónicas varía y depende de las características del

sedimento, la profundidad del agua, la hidrografía del área de depósito, la temporada del año, los tipos de organismos que ahí se establecen y la turbidez, entre otros factores (Windom, 1976).

Por lo anterior, existe una creciente preocupación por la degradación de los hábitats costeros a causa del incremento de la carga de sedimentos, resultado de actividades antropogénicas, que se ve reflejada en la cantidad de investigaciones que han sido dirigidas en años recientes a estos problemas en regiones templadas y tropicales (Airoldi, 2003). En consonancia con lo antes expuesto, este estudio se propone contribuir con información sobre los cambios en la estructura de la comunidad de la fauna asociada a ensambles algales bentónicos, por la construcción de un espigón (enrocamiento previo a la construcción de un muelle) en la parte proximal de la bocana de la Bahía de Zihuatanejo y la consecuente alteración de los regímenes de sedimentación-resuspensión, contrastados con datos obtenidos en un ambiente no perturbado por construcciones costeras en la misma bahía.

2. ANTECEDENTES

En estudios realizados durante los últimos 20 años se ha discutido el efecto de la sedimentación sobre diferentes hábitats, incluyendo los arrecifes de coral (Dodge y Szmant-Froelich, 1985; McClanahan, 1990; Rogers, 1990; Richmond, 1993), manglares (Ellison, 1998), pastos marinos (Vermaat *et al.*, 1997), sistemas de agua dulce (Barko *et al.*, 1991; Henley *et al.*, 2000) y estuarios (Ryan, 1991).

El incremento en la sedimentación-resuspensión como consecuencia de actividades antropogénicas ha propiciado el interés de los científicos para evaluar el impacto que tienen éstas sobre los organismos de costas rocosas). De hecho en las últimas dos décadas las evaluaciones cuantitativas sobre las respuestas de las especies a la sedimentación han sido relativamente más frecuentes. Cerca del 35% de los estudios de este tipo reportaron cambios en la abundancia de los organismos de costas rocosas y fue atribuido a variaciones en el régimen de sedimentación (Airoldi, 2003).

En la tabla 1 se incluye una síntesis de los estudios más relevantes de los efectos de la sedimentación-resuspensión sobre organismos y comunidades de costas rocosas. Todos ellos sugieren que los sedimentos afectan significativamente la abundancia y distribución de los organismos de sustrato duro, limitando la abundancia de algunas especies y favoreciendo el desarrollo de otras. No obstante, algunos autores han proporcionado datos contrastantes, que en algunos casos soportan la hipótesis de que la presencia de sedimentos puede promover la diversidad de especies sobre las costas rocosas, al incrementar el número de parches y la heterogeneidad del hábitat, previniendo la monopolización del espacio por especies competitivamente dominantes, controlando el balance entre las especies tolerantes a la arena y las especies intolerantes y proveyendo de nuevos hábitat para especies de fauna típicas de los fondos suaves (Foster, 1975; Robles, 1982; Taylor y Littler, 1982; Littler *et al.*, 1983; Gibbons, 1988; Jorgensen y Gulliksen, 2001).

Así, mientras un moderado régimen de disturbio por sedimentos puede promover la diversidad de especies, el disturbio excesivo podría resultar en descensos significativos en la diversidad (Seapy y Littler, 1982). Por consiguiente, el monitoreo

de la variación temporal en las tasas de depósito de sedimento es un paso importante para entender los patrones de distribución y abundancia de las comunidades bentónicas en muchos tipos de hábitat (Carballo, 2006).

Tabla 1. Efectos de la sedimentación sobre organismos de costas rocosas: Síntesis de estudios de campo (C) y laboratorio (L).

Referencia	Especie o taxa (objeto de estudio)	Diseño experimental y tipo de estudio (campo C y laboratorio L)	Resultados
D' Antonio (1986).	<i>Neorhodomela larix</i> y sus epifitas: <i>Ulva</i> sp. Coralinas costrosas.	(L) Las algas se colocaron bajo una capa de arena fina durante 3 meses los organismos sobrevivientes fueron comparados con muestras control. Las observaciones continuaron después de remover la arena de las algas.	Inhibición de crecimiento de las algas. Las epifitas desaparecieron después de 6 semanas, reducción en el tamaño de las coralinas costrosas. Mortalidad de <i>Ulva</i> sp.
Marshall y McQuaid (1989).	<i>Patella granularis</i> <i>Siphonaria capensis</i> .	(L) Se probaron los efectos del enterramiento por arena y la reducción de O ₂ en la supervivencia de las lapas.	<i>S. capensis</i> sobrevivió más tiempo que <i>P. granularis</i> por efecto del enterramiento por arena y reducción de O ₂ . Los resultados podrían explicar la distribución de las dos especies sobre las costas rocosas inundadas por arena.
Arakawa y Matsuike (1990:1, 1992:2).	<i>Ecklonia cava</i> <i>Undaria pinnatifida</i> .	(L) 1. Plantas expuestas al incremento de concentración de partículas suspendidas y 2. con partículas sedimentadas.	1. La velocidad de establecimiento de las zoosporas fue afectado por las partículas suspendidas. 2. Disminuyó la germinación, supervivencia y maduración de los gametofitos.
Mengue et al. (1994).	<i>Mytilus californianus</i> (mejillones), balanos y otros invertebrados.	(L) Registros cuantitativos a diferentes tiempos y grados de enterramiento.	Se redujo la supervivencia de los mejillones; <i>M. californianus</i> no pudo sobrevivir en respuesta al enterramiento total por más de dos meses.
Slattery y Bockus (1997).	<i>Alcyonium paessleri</i> .	(L) Especímenes de <i>A. paessleri</i> de hábitat rocosos y de fondos suaves fueron expuestos a cargas de sedimentos (100 g) suministrados cada 4 h por 24 o 96 h, durante 4 semanas.	<i>A. paessleri</i> sufrió una mortalidad significativa como consecuencia de adionar sedimentos. La mortalidad incrementó en el tiempo hasta el 70%. La abrasión causó muerte de los tejidos aunque los pólipos de coral fueron capaces de empaquetar partículas de sedimento en un moco que producen.

Airoldi y Cinelli (1997).	Ensamblados dominados por tapetes algales sobre costas rocosas.	(C) Experimentos para probar si la estructura y diversidad de los ensamblados sujetos a diferentes niveles de sedimentación (disminución de la sedimentación) difería de otros no manipulados. La cobertura y biomasa de especies dominantes fue cuantificada al año.	La reducción de la sedimentación influyó la estructura de los ensamblados algales. La cobertura del tapete algal no se vio afectada por los sedimentos mientras que la biomasa aumentó al reducir la sedimentación.
Airoldi y Virgilio (1998).	Ensamblados dominados por tapetes algales sobre costas rocosas.	(C) Fueron analizadas las respuestas de los tapetes algales a variaciones en la deposición de sedimentos a diferentes escalas espaciales.	El sedimento afectó negativamente la biomasa de los tapetes algales. La cobertura del tapete no se vio afectada en ninguna escala espacial.
Harvey et al. (1998).	Comunidades de macroinvertebrados.	(C) Fueron estudiados los cambios temporales en la composición y abundancia de los macroinvertebrados en zonas sujetas a alta sedimentación por la descarga de material dragado. El impacto fue estudiado a nivel de comunidad.	La estructura de la comunidad bentónica cambió drásticamente después de la deposición de material dragado. La respuesta de la fauna se caracterizó por el decremento en la densidad de las familias menos oportunistas y el incremento de las familias con el mayor estilo de vida oportunista. El enterramiento por la descarga del sedimento en grandes cantidades explica el cambio en las densidades de organismos.
Maughan (2001).	Algas incrustantes e invertebrados.	(C) Se analizó el efecto de la luz y la sedimentación sobre las algas y los invertebrados. Cuatro diferentes combinaciones de sedimentación y luz se manejaron con ayuda de paneles: 1) Luz (+L) pero no sedimentación (-S), 2) +L y +S, 3) -L y -S y 4) paneles colocados hacia abajo. El desarrollo del ensamble se siguió durante 13 meses.	El tratamiento 4 registró el mayor número de especies y el porcentaje total de cobertura, seguido de los paneles del tratamiento 3 (no luz y no sedimentación), luego el 1 y finalmente el 2. Coberturas de algunas especies fueron afectadas por el sedimentación mientras que otras no fueron afectadas.
Chapman y Fletcher (2002).	<i>Fucus serratus</i> .	(L) Zigotos de esta alga fueron expuestos a diferentes combinaciones de tipos de sedimentación y sin sedimentación (control), se midió la supervivencia y el crecimiento de los embriones después de 5 días.	La presencia del sulfato de hidrógeno tuvo impactos negativos sobre el crecimiento y supervivencia de <i>F. serratus</i> independientemente del tipo de sedimentación. Altos niveles de sedimentación fina y materia orgánica redujeron significativamente la supervivencia de los embriones.

Irving y Connell
(2002a).
Ensamblados de epibiota.

(C) Los efectos de la luz y la sedimentación fue medida para ver la prevalencia de las algas y los invertebrados. Este experimento se llevó a cabo sobre paneles manipulando los niveles de luz y sedimentación. Los efectos en porcentaje de cobertura de la epibiota fue evaluada después de 65 días.

La cobertura algal fue mayor en los paneles colocados hacia arriba y fue mantenida principalmente por la intensidad de la luz y los invertebrados dominaron en las superficies colocadas hacia abajo (luz reducida). La sedimentación actuó como un disturbio sobre la abundancia de las algas y la supervivencia de los invertebrados. Los efectos fueron muy evidentes en condiciones sombreadas lo que sugiere un efecto interactivo entre la luz y la sedimentación. Las formas erectas resistieron mejor la sedimentación que las postradas.

Irving y Connell
(2002b).
Tapetes algales
(*Feldmannia spp.*).

(C) Fueron analizados los efectos de microtopografía y deposición de sedimento sobre tapetes algales utilizando paneles en dos tratamientos: sedimento removido manualmente cada 2-3 días y el control (no manipulado) y dos microtopografías (superficies lisas y rugosas). La cobertura y biomasa de los tapetes fue cuantificada después de 50 días.

La reducida sedimentación aumentó la cobertura de los tapetes algales independientemente del tipo de sustrato. La biomasa también aumentó al reducirse la sedimentación en superficies más complejas, mientras que no se observaron diferencias entre las superficies lisas y rugosas en las tasas de deposición de sedimentos.

Carballo (2006).
Comunidades de
esponjas.

(C) Se determinó el efecto de la sedimentación natural sobre la estructura de los ensamblados de esponjas. Se estudió el ciclo anual de la deposición de sedimentos sobre las esponjas, se utilizó un sistema de trampas para recolectar sedimentos. Se consideró la dirección del viento como el principal factor que influyó los regímenes de sedimentación.

La diversidad de las esponjas fue mayor durante los meses previos al cambio en la dirección de los vientos dominantes y más bajos después del cambio, a su vez se relacionaron con la cantidad de sedimento (cantidad y tamaño de grano). Se observaron cambios en diversidad. Hubo recambio de especies en el tiempo y en la morfología de las especies dominantes. En algunas especies hubo disminución en su cobertura y densidad aunque luego aumentaron, sin embargo otras más desaparecieron.

3. MARCO TEÓRICO

Considerando los antecedentes expuestos, resulta necesario mencionar algunos elementos teórico-conceptuales relacionados con los procesos de sedimentación-resuspensión y las alteraciones de factores abióticos como hidrodinámica, luz, temperatura, entre otros que influyen de manera importante en la dinámica de los ensambles de especies bentónicas, incluyendo algas y fauna asociada, a manera de referente de análisis en el desarrollo del presente trabajo de tesis.

3.1. Sedimento

El sedimento es el conjunto de partículas de diferente origen orgánico e inorgánico que pueden ser encontradas sobre el fondo del océano. Este sedimento puede ser producido por el intemperismo (la descomposición química y mecánica) de las rocas en partículas, que son movidas por el agua o estar formado por la acumulación de conchas u organismos muertos (Pinet, 2003).

El sedimento puede ser clasificado de acuerdo al tamaño de las partículas. El tamaño de las partículas producido por la conminutación de la roca fluctúa entre la grava (del tipo de cantos rodados, con un tamaño mayor a los 256 mm) a diminutos granos de arcilla (con un tamaño que va de 0.0002 mm a 0.0039 mm) o incluso partículas más finas llamadas coloide (tamaño inferior a 0.0002) y los dos factores más importantes que determinan la naturaleza de un depósito de sedimento son la distribución del tamaño de la partícula y las condiciones de energía de las corrientes en el sitio del depósito (Pinet, 2003).

3.2. Sedimentación

La sedimentación es el depósito de partículas sólidas en el fondo marino (Pinet 2003); la energía para erosionar y transportar granos de sedimento es proporcionada por las mareas, las olas y las corrientes. El movimiento del agua en el fondo es inducido por

las olas (estas son formadas por el viento y crecen en tamaño y adquieren más energía tanto como la velocidad del viento se intensifica). Las olas levantan las partículas de sedimento del fondo momentáneamente (resuspensión). Una vez en suspensión, las partículas son movidas por otras corrientes. Los volúmenes más grandes de arena son movidos durante la actividad de las tormentas. Bajo estas condiciones las corrientes de mareas y oleaje generadas actúan juntas, causando una gran acumulación de arena y grava a lo largo del fondo marino; estos factores pueden influir en la fluctuación temporal en la composición y flujo de la materia sedimentada en las zonas costeras (Anderson y Meyer, 1986; Lund-Hansen, 1991). Bajo condiciones de alta energía, el agua se mueve rápidamente y es turbulenta, manteniendo al sedimento en suspensión y resuspendiendo aquellas partículas finas que momentáneamente estaban establecidas en el fondo marino. En los medios de baja energía, donde las corrientes son débiles y el agua es tranquila casi no hay resuspensión de sedimentos (Pinet, 2003).

Las partículas de sedimento se pueden acumular localmente o ser resuspendidas y transportadas por encima del sustrato, dependiendo de la hidrodinámica local y condiciones topográficas. Mas aún, altas tasas de sedimentación son generalmente acompañadas por altos niveles de turbidez de sedimento suspendido y puede a menudo, ser asociado con grandes aportaciones de nutrimentos o niveles más bajos de salinidad (Airoldi, 2003).

Las partículas pequeñas se depositan más lentamente que aquellas de grano más grueso y por lo tanto son mantenidas en suspensión más tiempo y son fácilmente movidas hacia donde las corrientes son débiles (Moore, 1972; Capuzzo *et al.*, 1985; Bach *et al.*, 1993; Pinet, 2003). Los patrones de asentamiento y movimiento de sedimentos puede ser variable sobre el espacio y tiempo (Airoldi y Cinelli, 1996).

3.3. Efecto de la sedimentación

No todas las especies y ensamblajes bióticos son igualmente afectadas por la sedimentación-resuspensión y la respuesta varía en espacio y tiempo, dependiendo de las características del medio de depósito, historia de vida de las especies y el estado de desarrollo de los individuos y ensamblajes.

El tipo y la cantidad de sedimento en el fondo sugieren cómo son las proporciones relativas de la flora y fauna (Lalli y Parsons, 1997). Así, la sedimentación-resuspensión es probablemente uno de los factores físicos que más influyen en la estructura de las comunidades del fondo marino (Moore, 1972, 1977; Mills, 1975; Smetacek, 1984).

En los ensamblajes algales cespitosos, por ejemplo, el sedimento queda retenido y se acumula en los espacios que hay entre los talos algales que conforman los céspedes (especies filamentosas o de estructuras más complejas), y en menor cantidad en ensamblajes donde la complejidad estructural es simple (por ejemplo, láminas o costras) (D. Rodríguez, com. pers.) así, las cantidades de sedimento acumuladas están determinadas por la complejidad estructural del alga y por las condiciones del medio: la hidrodinámica, la intensidad de la luz y la topografía del fondo.

El predominio de los tapetes algales en muchas comunidades rocosas marinas ha sido atribuido, entre otros factores, a su habilidad para retener sedimentos (Sousa et al., 1981; Seapy y Littler, 1982; Stewart, 1989); de hecho, el sedimento es un constituyente estructural de los tapetes algales (Scoffin, 1970; Stewart, 1982; Kendrick, 1991). La prevalencia de éstos se relaciona con las habilidades de las algas (o los tapetes) para resistir una variedad de retos físicos y biológicos (Airoldi, 1998, 2000).

3.4. Fauna asociada a algas submareales

Algunas especies de la fauna asociada a algas del bentos muestran diferentes preferencias de hábitat (Hicks, 1977a; Dean y Connell, 1987); sin embargo la mayoría se distribuye sobre un amplio espectro de tipos de algas (Sarma y Ganapati, 1972; Hicks, 1977b, 1982; Beckley y McLachlan, 1980; Lewis, 1987).

Los taxa que frecuentemente se asocian a estos ambientes y son componentes de la macrofauna: Polychaeta, Decapoda, Tanaidacea, Amphipoda, Isopoda, Ophiuroidea, Holothuroidea, Gastropoda y Bivalvia, entre otros (Gray, 1981; Gee y Warwick, 1994; Lalli y Parsons, 1997; Netto *et al.*, 1999). La definición de macrofauna hace referencia al tamaño de la fauna y algunos autores consideran que está integrada por invertebrados que se encuentran por sobre 1 mm de tamaño (Gray, 1981), o que son retenidos en una malla de 0.5 o 1 mm (Bilyard, 1987; Warwick *et al.*, 1998). Este tipo de fauna constituye el objeto de estudio de la presente investigación.

La diversidad de las comunidades está relacionada con la complejidad estructural de las algas, es decir, existe una fuerte relación entre la forma, tamaño y estructura de las algas y la fauna asociada (Gibbons, 1991).

Los disturbios en zonas costeras rocosas relacionados con la acción del oleaje y la abrasión por sedimentos, pueden remover parcial o completamente los tapetes algales (Airoldi, 1998, 2000) y la fauna asociada a ésta (Airoldi, 2003). Más aún, las variaciones en el depósito de sedimento representan un factor de estrés y disturbio lo cual puede reducir la tasa de crecimiento de los tapetes algales perjudicando por consiguiente la diversidad de la fauna que ahí se establece (Airoldi, 1998, 2003). Por lo tanto, información cuantitativa de las características del régimen de perturbación por sedimentos es necesaria para entender mejor las relaciones entre la sedimentación-resuspensión y la diversidad de especies sobre costas rocosas.

4. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA Y JUSTIFICACIÓN

La Bahía de Zihuatanejo en la Costa Grande de Guerrero es relativamente pequeña, con dimensiones aproximadas de 1.5 x 0.8 km y está sujeta a perturbación permanente por diferentes factores de riesgo, producidos por el desarrollo urbano circundante y la alta densidad de afluencia turística. Es una bahía cuyo margen litoral es una mezcla de porciones de playa arenosa y porciones rocosas en las que se desarrollan comunidades litorales de ambientes someros (no más de 10 m de profundidad). Estudios previos muestran que los ensambles algales se caracterizan por su crecimiento en forma de césped pequeño (2-4 cm de alto) distribuidos en el fondo rocoso (López, 1993, 1996, 2001). Estos céspedes como la mayoría de los reportados en la literatura retienen sedimento en toda la bahía, y en términos de su composición específica son relativamente homogéneos.

No obstante la aparente homogeneidad, a partir de la construcción de un espigón (enrocamiento semejante a una escollera) destinado a soportar un muelle para cruceros turísticos internacionales, ubicado al noroeste de la bahía (Puerto Mío) y derivado de observaciones preliminares en este estudio, se produjo un cambio notable en esa porción del litoral, cambiando la arquitectura de la bocana que modificó la hidrodinámica local. Por una parte, la zona al noreste del espigón quedó semicerrada formando una especie de ensenada artificial de baja energía por la disminución del oleaje y probablemente, un cambio en la circulación de las corrientes. En la porción externa, en contraste, el espigón se ve azotado por un oleaje de alto impacto y un incremento en el nivel del agua. Observaciones en campo han permitido reconocer ensambles algales cespitosos aparentemente similares en ambas zonas, en los que a simple vista, se apreciaron diferencias en la cantidad de sedimento, sugiriendo también un diferencial en cuanto a la calidad del mismo.

El monitoreo de la variación espacial y temporal de la fluctuación de movimiento y depósito del sedimento es fundamental para entender los patrones de diversidad y abundancia de las poblaciones que constituyen las comunidades bentónicas (Airoldi,

1998). Por lo tanto, conocer la estructura de la fauna presente en los ensamblajes algales y cómo varía de acuerdo a los diferentes regímenes de sedimentación-resuspensión nos permitirá no sólo conocer la dinámica de la comunidad, sino también conocer su fragilidad a estos cambios y, en su caso, proponer posibles vías de solución a los problemas detectados.

La fauna bentónica constituye un buen indicador de impacto, ya que las especies son sensibles a diferentes fuentes y magnitudes de disturbio. Esta sensibilidad varía y las comunidades bentónicas sufren dramáticos cambios en su composición y estructura, lo que a menudo induce mortalidad de las especies más sensibles y provoca también cambios en su reclutamiento, crecimiento, fecundidad y procesos fisiológicos (Bilyard, 1987). Así, el análisis de la macrofauna bentónica es indispensable y muy utilizado para realizar evaluaciones cuantitativas que permitan medir la magnitud del impacto.

Por lo anterior, en el presente estudio se analiza la macrofauna considerando diferentes niveles taxonómicos (phylum, familia, taxa) y se hace uso de la estadística descriptiva y multivariada. La identificación de la fauna a niveles taxonómicos más altos que el de especie ha sido usado desde hace dos décadas en estudios para analizar datos sobre los cambios en los ensamblajes macrobentónicos debido a impactos antropogénicos en los ambientes marinos (Ellis, 1985; Chapman, 1998; Warwick, 1988a, b; Ferraro y Cole, 1990; Vanderklift, *et al.*, 1996; Harvey *et al.*, 1998; Olsgard *et al.*, 1998) y se ha observado que utilizar niveles más amplios de resolución taxonómica muestra patrones similares de diferencias entre ensamblajes que a niveles más finos de resolución (Chapman, 1998) y solucionan el problema de determinaciones taxonómicas a especie siempre complicadas en muchos grupos de invertebrados marinos.

Las localidades de estudio son la parte interna o protegida y la parte externa del espigón de Puerto Mío. Como localidad de referencia se incluye Playa Las Gatas a la que se considera una localidad no perturbada por construcciones de este tipo.

5. OBJETIVOS E HIPÓTESIS

El objetivo general de esta tesis es determinar las diferencias en la estructura de las comunidades de macroinvertebrados asociados a algas en tres localidades contrastantes de Zihuatanejo, Guerrero.

Los objetivos particulares derivados del anterior, son los siguientes:

- Determinar los regímenes de sedimentación-resuspensión en las tres localidades de estudio, incluyendo sus tasas y la intensidad del movimiento de agua.
- Determinar la estructura de la comunidad en términos de riqueza, composición y abundancia relativa de los taxa reconocidos, de la macrofauna asociada a algas submareales en tres condiciones ambientales: una natural y dos perturbadas en la Bahía de Zihuatanejo.
- Determinar la variación estacional en un ciclo anual de la riqueza, composición y abundancia relativa de taxa reconocidos, de la fauna asociada a algas submareales.
- Determinar la relación que tienen las variables físicas (sedimentación, movimiento de agua y luz) sobre la riqueza, composición y abundancia de invertebrados asociados a algas.

Se espera que el incremento de la tasa de sedimentación-resuspensión provoque disminución de la riqueza de taxa, pero aumento en abundancia de aquellas poblaciones que son tolerantes a altas proporciones de sedimento. Por lo tanto, el lado interno del espigón contará con la menor riqueza, la menor diversidad, la menor equitatividad y alta dominancia de taxones sedimento-tolerantes.

6. ÁREA DE ESTUDIO

La descripción del área de estudio que a continuación se incluye, se basa en los trabajos realizados por Candelaria (1985) y López-Gómez (1993).

La zona de estudio queda comprendida en el litoral del Estado de Guerrero. La Bahía de Zihuatanejo se encuentra localizada a los 99° 30' y 100° Norte y los 16° 30' y 17° Oeste (Fig. 3). Es de tipo cerrado, con un litoral de 3 km y delimitada por Punta San Esteban y Punta Garrobo. Presenta playas arenosas sólo en su parte interna, separadas por puntas rocosas. La fisiografía costera es heterogénea, alternando formaciones rocosas escarpadas con playas de sustrato arenoso, grava, guijarros o cantos rodados, con pendientes variables. Las geoformas más notables son puntas rocosas, bahías, caletas, islas, islotes, esteros y una laguna costera.

Los tipos de sustrato predominantes son los siguientes. En la porción superior hacia el NW predominan los afloramientos rocosos (70%), donde se intercalan distintos tipos de playas. Por su parte, en la mitad inferior (SE) el porcentaje de sustrato arenoso (80%) es mucho mayor. La bahía de Zihuatanejo recibe la descarga de pequeños arroyos que forman esteros en su parte alta.

El clima del área es cálido subhúmedo (García, 1973) con dos períodos de lluvia separados por sequías intraestivales, con lluvias abundantes en verano y escasas lluvias invernales (menos del 5 % del total anual), las temperaturas máximas se presentan durante junio y agosto (meses canícula), mientras que las temperaturas mínimas se registran en los meses de febrero y marzo, la temperatura media es de 26.3 °C (Urbano, 2004). La precipitación anual acumulada es de 1103 mm (Tovar y Sánchez, 1974).

En las aguas superficiales de la región de Zihuatanejo se han reportado, valores máximos de temperatura que oscilan entre 30 y 32 °C en verano y mínimos entre 20 y 24.4 °C en primavera, así como salinidades máximas entre 33.5 y 36 ppm en otoño y

mínimas entre 31.3 y 32 ppm en verano o en otoño e invierno (Tovar y Sánchez, 1974; Baqueiro, 1975; Briones y Lozano, 1977).

Los vientos en la época de lluvias son predominantes del sureste y durante la época de la sequía predominan los del noreste (Yáñez-Arancibia, 1978). Esto provoca un cambio en la corriente litoral debida al oleaje, dominando al noreste de abril a septiembre y al sureste de octubre a marzo (Briones y Lozano, 1977).

El litoral de Zihuatanejo, al igual que todo el estado de Guerrero, se ve influenciado de manera general por un doble sistema de corrientes que se alternan estacionalmente: la Corriente Costanera de Costa Rica y la Corriente de California. La primera de ellas es un ramal ascendente de la Contracorriente Ecuatorial que transporta aguas de origen tropical, caracterizadas por sus temperaturas superficiales elevadas, alta salinidad y escasa concentración de oxígeno. La Corriente de California tiene por su parte, una circulación descendente derivada de la Corriente del Pacífico Norte, acarreado aguas de origen subártico, caracterizadas por sus bajas temperaturas, baja salinidad y alto contenido de oxígeno (Hubbs y Roden, 1964).

Durante mayo, se desarrolla un pequeño ramal de la Corriente Costanera de Costa Rica que se propaga hacia el NW, bañando directamente las costas de Guerrero. De junio a agosto se alcanza el máximo desarrollo de esta corriente. En septiembre no es muy claro el patrón de circulación cercano al litoral, pero aparentemente se mantiene un flujo ascendente. Esta pauta se comienza a modificar a partir de octubre, cuando se inicia un movimiento descendente, el cual pudiera no estar relacionado de manera directa con la Corriente de California sino más bien con circulaciones locales. Posteriormente, la influencia de la Corriente de California se mantiene de noviembre a abril (Wyrski, 1965).

La acción del oleaje es variable dependiendo de la configuración del litoral y de la época del año. La dirección sigue una tendencia general S-N, durante la época de lluvias y en huracanes se incrementa su intensidad.

La playa "Las Gatas" está localizada al sur de la bahía de Zihuatanejo, ($17^{\circ} 37' 17''$ N y los $101^{\circ} 33' 10''$ O). De extremo a extremo y en línea recta tiene una extensión de 350 m (López-Gómez, 1993). En esta región el sustrato predominante es el rocoso con una complejidad topográfica alta, ya que presenta macizos rocosos de diversos tamaños, desde fragmentos de 20 cm hasta grandes cantos rodados de 2 m (Urbano-Alonso, 2004) los cuales se encuentran apilados de forma muy irregular. Asimismo, se encuentran colonias de corales escleractínios principalmente del género *Pocillopora*; las colonias son de diversos tamaños que se encuentran dispersos entre rocas y en las zonas de acumulación de arena localizadas en las partes más profundas.



Figura 1. Playa las Gatas, Zihuatanejo Guerrero

Puerto Mío, por su parte, se localiza a los $17^{\circ} 37' 53''$ N y los $101^{\circ} 33' 24''$ O en la parte externa y $17^{\circ} 37' 54''$ N y los $101^{\circ} 33' 25''$ O en la interna. En ambas partes el sustrato predominante es el rocoso al igual que en playa "Las Gatas". La parte externa del espigón presenta una complejidad topográfica mayor al de "Las Gatas" y a la parte interna, ya que hay algunos macizos rocosos que sobrepasan los 3 m en donde hay afloramientos rocosos de forma alargada y presenta declives bruscos, por lo que se observan también pendientes diferentes en la localidad. No se registran corales escleractínios pero sí algunos corales blandos de diversos colores. En la parte interna la visibilidad es muy limitada por la turbidez del agua, en tanto que la parte externa generalmente hay mucha mayor visibilidad.

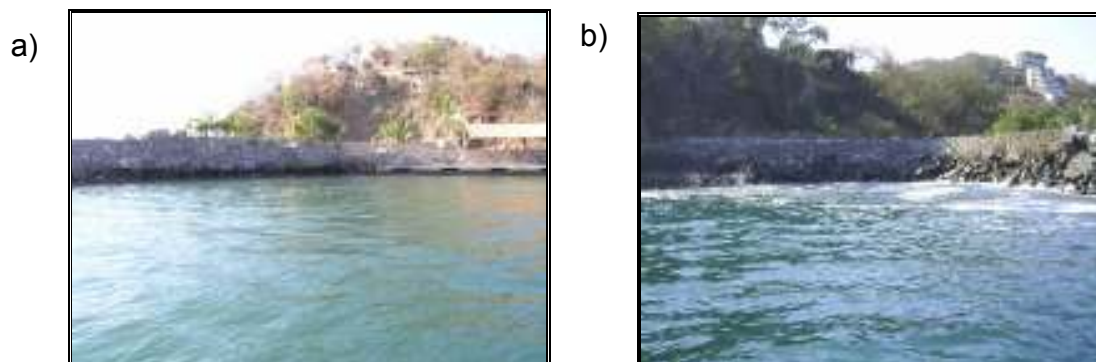


Figura 2. Puerto Mío, a) lado interno y b) lado externo, Zihuatanejo Guerrero.

6.1. Situación actual de Puerto Mío.

En la década de 1980 la Inmobiliaria Punta del Mar, S.A de C.V. compró terrenos a FIBAZI (Fideicomiso Bahía de Zihuatanejo) para la construcción de la Marina "Puerto Mío" en la bahía de Zihuatanejo. En este sitio se vertieron toneladas de escombros y tierra para la construcción del espigón de roca de La Marina, para la construcción de un muelle de cruceros.

A más de 20 años de iniciada la construcción de la terminal para cruceros, los daños ocasionados a la Bahía son: destrucción de la Playa del Almacén, pérdida de la superficie de la bahía por relleno (con tierra, escombros y material de construcción), cambio en la configuración de la bahía por la construcción de un espigón o enrocamiento dentro del cuerpo de agua, acumulación de sedimentos en el fondo marino debido a que el espigón no permite que las corrientes marinas y la arena sigan su curso normal, provocando también el estancamiento de las aguas residuales provenientes del drenaje municipal.

La Inmobiliaria Punta del Mar, S.A. de C.V. tiene autorizado en materia de impacto ambiental el desarrollo náutico de la Marina Puerto Mío, únicamente en una superficie de 5.58 hectáreas (Oficio DGNA 2833 del 14 de abril de 1994, resolución 147 de la SEMARNAT), no obstante actualmente este desarrollo inmobiliario ocupa una superficie mayor a la autorizada.



Fig. 3 Localización geográfica del área de estudio. Imágenes tomadas de Google Earth © 2008 Tele Atlas © 2008 DMapas.

7. MÉTODO

El presente estudio se llevó a cabo en las tres localidades antes descritas que resultan contrastantes principalmente por su fisiografía e hidrodinámica y en consecuencia por sus regímenes de sedimentación. De aquí en adelante las localidades serán denominadas como **Gatas, Interno y Externo**.

El trabajo de campo se llevó a cabo durante un año, conformando un total de cuatro muestreos: abril, septiembre y noviembre de 2005 y enero de 2006. Éstos se llevaron a cabo utilizando un equipo de buceo autónomo (SCUBA, por sus siglas en inglés).

La tasa de sedimentación-resuspensión se obtuvo a partir de la cuantificación del sedimento depositado en un tiempo determinado (tasa diaria) y el régimen de sedimentación-resuspensión se obtuvo considerando la variación de la tasa diaria de sedimentación en cada una de las estaciones de muestreo en un año. El método más común para cuantificar la sedimentación-resuspensión es el uso de trampas recolectoras de sedimento con un volumen conocido (Ver p. ej: Moore, 1972; Gulliksen, 1982; Deysher y Dean, 1986; Bavestrello *et al.*, 1991, 1995; Kendrick, 1991; Schroeter *et al.*, 1993; Airoidi *et al.*, 1996; Airoidi y Virgilio, 1998; Maughan, 2001) y aunque varían en tamaños y formas, éstas se han usado con éxito en los últimos 30 años, sobre diferentes tipos de substrato (Honjo, 1980; Deuser *et al.*, 1981; Fellows *et al.*, 1981; Fowler y Knauer, 1986; Carballo, 2006), incluidos aquellos de las zonas costeras de fondo suave (Stephens *et al.*, 1967; Moore, 1972; Gulliksen, 1982; Peinert *et al.*, 1982; Wassmann, 1985; Deysher y Dean, 1986; Bhosle *et al.*, 1989; Hopcroft *et al.*, 1990; Bavestrello *et al.*, 1991, 1995; Posedel y Faganeli, 1991; Kendrick, 1991; Puskaric *et al.*, 1992; Schroeter *et al.*, 1993; Airoidi *et al.*, 1996; Airoidi y Virgilio, 1998; Vásquez, 2000; Maughan, 2001; Ramírez, 2005).

Experimentos *in situ* como en laboratorio, han demostrado que cilindros estables, lisos, verticalmente suspendidos y con un diámetro interior mayor a 45 mm, dan resultados confiables (Blomqvist y Hakanson, 1981; Butman *et al.*, 1986). Para este

estudio se construyeron sistemas de trampas con cajas de plástico usadas en el transporte de bebidas comerciales, que cuentan con un enrejado en la parte posterior que sirve de base para soportar los tubos recolectores (trampas); este sistema mide 40 x 50 cm con una altura de 15 cm; en cada uno de los vértices del rectángulo va colocada una trampa, de manera equidistante. Las trampas fueron construidas con tubos de PVC con una longitud de 33 cm y un diámetro de 7 cm (Fig. 4 y 5).

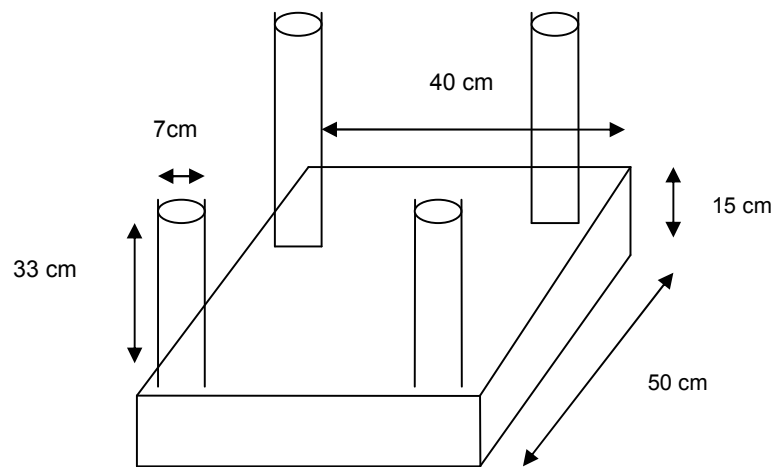


Fig. 4. Esquema del sistema de trampas colectoras de sedimento.

Se colocaron dos sistemas con cuatro trampas en cada una de las tres localidades, es decir, seis sistemas con 24 trampas por cada muestreo, que permanecieron en cada localidad hasta el siguiente muestreo, posteriormente se retiraron y se colocaron nuevas trampas en cada sistema, dando un total de 96 trampas en un ciclo anual (cuatro estaciones).

Una vez en el laboratorio, se realizó un análisis gravimétrico; el contenido de cuatro trampas de cada localidad se dejó reposar durante tres días, en seguida el agua superficial fue retirada y sustituida por agua destilada para eliminar las sales. El contenido se secó a 105 °C y fue pesado cada 24 h hasta obtener un constante. Posteriormente, el material fue separado utilizando tres tamices con tamaños de mallas diferentes para determinar la proporción de tres tipos de grano de sedimento

correspondientes a arenas (>250 μm), arenas finas (<250 μm) y sedimento tipo limo inferior a 53 μm . Una vez separados fueron pesados para conocer la proporción de cada tipo de sedimento.

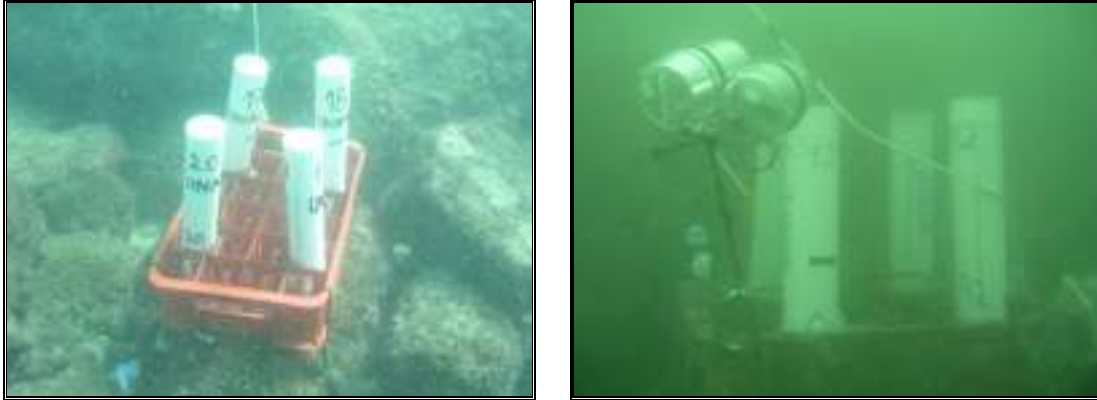


Fig.5. Sistema de trampas para colecta de sedimento.

A partir del promedio del peso seco del sedimento obtenido de cuatro tubos de PVC y el tiempo de permanencia en el mar, se calculó la tasa de sedimentación-resuspensión. Finalmente, el resultado se extrapola a un área de 1 m^2 para obtener gramos de peso seco de sedimento (gps) por metro cuadrado por día ($\text{gps m}^{-2} \text{d}^{-1}$) de cada tipo de grano, así como de sedimento total. En cada localidad se registraron los valores de temperatura, luz (irradiancia) y movimiento de agua.

La temperatura fue medida con un termómetro de mercurio de rango amplio. La luz se determinó diariamente colocando dos sensores modelo HOBO- LI (C) 1993 ONSET Computer, durante tres días entre las 10:00 y las 13:00 en las tres localidades, durante tres estaciones (abril, septiembre y noviembre de 2005) registrando la variación de la irradiancia cada 15 s en cada sistema de trampas. Para el análisis, se eligió un grupo de datos equivalente a la medición de dos horas y se obtuvo la media de esta serie de valores registrados. No se registraron datos para ninguna localidad en enero de 2006.

El movimiento de agua se midió utilizando el método de las esferas de escayola. Este método ha sido utilizado anteriormente en el estudio de comunidades

bentónicas (Gambi *et al.*, 1989; Carballo *et al.*, 1996; Naranjo *et al.*, 1996). Las esferas se prepararon previamente en el laboratorio usando una mezcla de yeso piedra “super dent” tipo alfa, se dejaron secar a 60 °C durante 24 h, se codificaron y pesaron. Posteriormente, se sujetaron dos esferas en cada uno de los sistemas de trampas. Después de dejarlas expuestas por un período de 24 h se llevaron al laboratorio y tras secarlas nuevamente, se registró el peso final. La pérdida de peso de las esferas debido a su capacidad de disolución en agua a una temperatura dada, ha sido previamente estimada (Nava, 2004; Carballo *et al.*, 2004). Dicha pérdida de peso debido a la disolución es restada del peso original de la esfera, para obtener el desgaste neto causado por el movimiento de agua. Este valor de desgaste (expresado como porcentaje), representa de forma indirecta el movimiento del agua en las áreas de muestreo (Bautista, 2006). Adicionalmente, se tuvo especial cuidado en descartar la pérdida de masa de las esferas debido a su capacidad de disolución en agua a una temperatura dada.

Para esto se calibró el desgaste a diferentes temperaturas y en ausencia de corriente, mediante un experimento en el que se sumergieron en agua de mar las esferas durante 24 h a temperaturas constantes de 21, 25 y 30 °C (Carballo, no publicados), de manera que se pudo construir la siguiente ecuación:

$$M_t = 0.0178(T^\circ) + 3.7337$$

donde:

M_t es la pérdida de masa de las esferas debido a su disolución.

T° es la temperatura del medio donde fueron expuestas.

Posteriormente, en cada esfera se restó el valor de M_t a la pérdida de su masa, y de esta manera, se obtuvo el desgaste neto causado por el movimiento de agua. Este desgaste fue transformado a porcentaje, considerando el peso inicial de la esfera como el 100%. Sin embargo el desgaste producido en la esfera no considera el efecto de abrasión, producto del sedimento en suspensión.

Asimismo, se obtuvieron datos complementarios de precipitación pluvial y velocidad del viento, éstos fueron los registrados por la estación meteorológica 767584 (MMZH) de Ixtapa-Zihuatanejo durante un año (de enero de 2005 a enero de 2006).

Se llevó a cabo la recolecta de algas en cada localidad, que consistió en ocho muestras obtenidas a partir de un cuadro de metal de 10 x 10 cm, siendo ésta una unidad muestral estándar utilizada en otros trabajos para la obtención de ensambles algales cespitosos (López, 1993, 1996, 2001) recolectándose dos muestras por cada lado del sistema teniendo un total de ocho muestras por sistema y 16 muestras por localidad (por los dos sistemas). A su vez éstas mantuvieron una distancia entre sí de 3 m (Figs. 6 y 7). En total se obtuvieron: 192 muestras (8 muestras x 2 sistemas x 3 localidades x 4 muestreos).

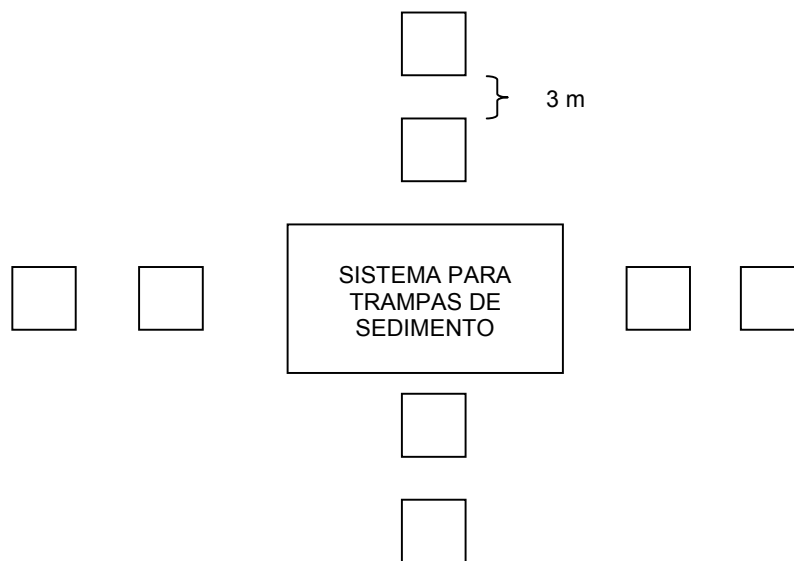


Fig. 6. Esquema de la colecta de muestras biológicas.



Fig. 7. Colecta de muestras biológicas

Tabla 2. Muestreos realizados en Zihuatanejo, así como parámetros ambientales considerados.

	11-15 abril 2005	15-19 sept 2005	27 nov- 1dic 2005	18-22 enero 2006
Colocación de sistemas con trampas	○			
Cambio de trampas		○	○	○
Recolecta de algas	○	○	○	○
Medición de luz con sensores	○	○	○	
Medición de temperatura	○	○	○	○
Medición de movimiento de agua.	○	○	○	○

Las muestras fueron trasladadas al laboratorio en bolsas de plástico dentro de una hielera. De cada muestra de algas se procedió a separar la fauna asociada por medio de lavados sucesivos de las algas para, posteriormente fijarlos en formol con agua de mar al 5% y luego preservarlos en alcohol al 80%. En las muestras de macrofauna analizadas se registraron seis phyla. La determinación taxonómica se hizo a diferentes categorías (taxa reconocidos) debido a las dificultades taxonómicas de cada phylum. Sin embargo, para obtener los resultados sobre la estructura comunitaria, estos fueron divididos en dos partes primero se realizó un análisis global tomando en cuenta a los taxa reconocidos así como el nivel de phylum y

posteriormente en un análisis más detallado, se utilizó el nivel de familia como la categoría más baja, aunque en algunos casos, se identificaron niveles taxonómicos más bajos como sucedió con la mayor parte de los moluscos determinados a nivel de género y especie (clase Gastropoda y Pelecipoda) (Keen, 1971; Urbano, 2004) y del Orden Decapoda (Subphylum Crustacea) (Hendrickx, 1993; Valdés de Anda, 2006).

7.1. Análisis de datos

Para el análisis de los sedimentos, la hidrodinámica y la luz, las pruebas estadísticas fueron realizadas con el paquete SPSS (12.0) y STATISTICA (6.0). Los análisis se llevaron a cabo considerando la cantidad total de sedimento así como por fracciones. Los datos fueron analizados por localidad para reconocer diferencias entre ellas y por estación (cuatro muestreos) para detectar cambios estacionales. Previo a los análisis estadísticos se verificó la normalidad y homocedasticidad de los datos, en el caso que estos no cumplieran estos supuestos los datos fueron transformados a \log_{10} (Zar, 1999). Finalmente, se llevó a cabo un análisis de correlación de Pearson entre las variables abióticas para ver la relación lineal entre dos variables cuantitativas.

Para los análisis estadísticos univariados y multivariados de todos los datos obtenidos en campo de la macrofauna, se utilizaron paquetes estadísticos como el SPSS (Ver.12.0), PRIMER (Ver.5) y STATISTICA (Ver.6). Los datos obtenidos fueron analizados por localidad y estación, se compararon los datos de las tres localidades para una misma estación, para reconocer las diferencias entre ellas y posteriormente entre las cuatro para detectar cambios estacionales. Previo a los análisis estadísticos se verificó la normalidad y homocedasticidad de los datos.

La densidad y la abundancia relativa de los seis phyla fueron calculadas, en el caso de la densidad los datos fueron transformados a raíz cuadrada del valor de $x + 0.5$ (Zar 1999).

Para la obtención de los índices de diversidad se consideró el nivel taxonómico de familia; para la riqueza se consideró el número de taxa y de familias. Los índices de similitud, diversidad, dominancia y equitatividad, fueron calculados en Excel.

Para el análisis de la composición de taxa y familias por localidad, es decir los taxa y familias exclusivos y los que se comparten en cada localidad en las cuatro estaciones, se utilizó el *índice de similitud de Sørensen*:

$$Cs: 2j / (a+b)$$

Donde: j es el número de especies (taxa) compartidas, a es el número de taxa en el sitio A y b es el número de taxa en el sitio B (Southwood, 1978).

El índice de diversidad de Shannon-Wiener se calculó como sigue (Pielou, 1977; Magurran, 1988):

$$H' = -\sum_{i=1}^s p_i \ln p_i$$

El índice de dominancia de Simpson se calculó de la siguiente forma (Simpson, 1949; Magurran, 1988):

$$D = \sum_{i=1}^s p_i^2$$

Para ambas ecuaciones s es el número total de grupos (familias) presentes en la muestra, p_i es la fracción de la familia i respecto al total de individuos de todas las familias. Los valores de H' fueron comparados con una prueba de t (Zar, 1999) para reconocer diferencias significativas de los valores de H' entre las localidades y estaciones.

La equidad o uniformidad (E) de cada localidad se calculó con la siguiente ecuación (Pielou, 1969):

$$E = H' / \ln S$$

Para identificar los cambios estructurales en gradientes espaciales y temporales de la macrofauna asociada a algas se realizó un análisis de clasificación CLUSTER y de ordenación nMDS, utilizando datos de abundancia transformados a raíz cuarta (reduciendo así la dominancia numérica de los grupos más abundantes y evitando el sesgo en el grupo de datos) (Field *et al.*, 1982; Warwick, 1988a; Clarke y Warwick, 1994). Asimismo, este análisis fue realizado utilizando diferentes categorías taxonómicas: familia (de tres phyla: Arthropoda, Mollusca y Echinodermata), phylum (seis phyla identificados) y taxa reconocidos.

Los análisis de similitud entre cada par de muestras incluyen el cálculo del índice de Bray-Curtis (Bray y Curtis 1957) y el método de Sneath y Sokal (1973) del algoritmo UPGMA (unweighted pair-group), como estrategia de agrupamiento. Estos índices o coeficientes resumen las relaciones biológicas a través del grado de similitud/disimilitud entre la composición de especies de diferentes estaciones (Clarke y Green, 1988; Clarke, 1993). El proceso de clasificación entrega una composición de taxa similares, las cuales son agrupadas en conjuntos, proceso que culmina en una estructura tipo árbol o dendrograma. En cuanto al proceso de ordenación, estos despliegan los patrones biológicos o comunitarios en un espacio multidimensional, en donde las dimensiones del espacio son ejes y las proyecciones de las similitudes sobre los ejes son valores (Carrasco y Gallardo 1989).

El análisis de ordenación nMDS entrega un nivel de stress que representa el grado de asociación de la comunidad. Un nivel de stress menor a 0.05 en el gráfico nMDS corresponde a una excelente representación de la comunidad, de la cual se pueden generar conclusiones potentes al momento de realizar estudios de impacto ambiental. Un stress menor a 0.2 corresponden a una buena representación, mientras que los niveles mayores a 2, implican una mala representación de los resultados los que pueden llevar a conclusiones erróneas (Clarke, 1993).

8. RESULTADOS

8.1. Sedimento

Una vez realizado el análisis gravimétrico para cada localidad en las cuatro estaciones de muestreo, se obtuvo el promedio de las tasas diarias de deposición de sedimento considerando tanto la cantidad total del sedimento como cada una de las fracciones, las cuales, a manera de resumen se muestran a continuación en la Tabla 3.

Tabla 3. Promedio de la tasa diaria ($\text{gps m}^{-2} \text{d}^{-1}$) $n=4$ de la deposición de sedimento, por tamaño de grano, localidad y muestreo: int: Interno, ext: Externo, gatas: Gatas en Zihuatanejo.

Tamaño de grano (μm)	abril			septiembre			noviembre			enero		
	int	ext	gatas	int	ext	gatas	int	ext	gatas	int	ext	gatas
>250	387.2	161.2	120.7	309.9	230.9	230.9	445.5	430.5	450.1	114.0	87.9	45.1
<250	82.0	84.9	27.9	127.1	150.1	150.1	236.6	246.0	201.0	74.9	42.2	41.5
<53	36.8	43.9	9.4	63.4	32.8	32.8	119.3	78.5	40.9	56.0	32.5	15.0
total	506.6	290.0	158.0	500.4	413.8	413.8	801.4	755.0	692.1	245.0	162.8	101.8

En todos los casos (localidades y estaciones) se observa una relación proporcional semejante entre las tasas diarias de sedimentación de los tres tipos de partículas (Fig. 8), es decir, una mayor proporción de sedimento en la fracción gruesa variando entre 45.1 y 450.1 $\text{gps m}^{-2} \text{d}^{-1}$ (Fig. 8b), la siguiente es la proporción de la fracción fina variando entre 27.9 y 246 $\text{gps m}^{-2} \text{d}^{-1}$ (Fig. 8c), y en último lugar la fracción más fina (<53) con un intervalo de 9.4 a 119.3 $\text{gps m}^{-2} \text{d}^{-1}$ (Fig. 8d).

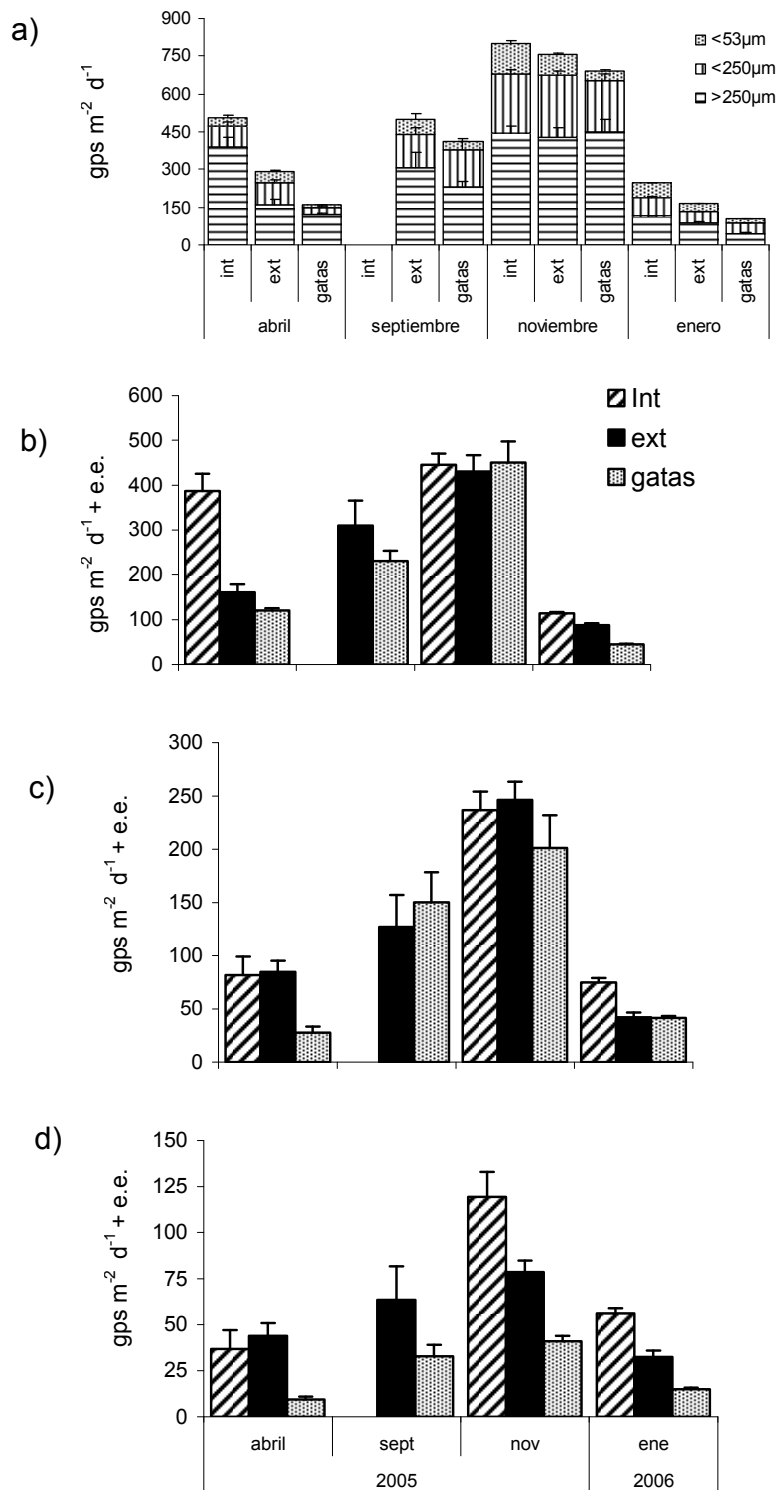


Fig. 8. Patrones de heterogeneidad espacial y temporal de la distribución de los sedimentos en el Interno (int) y Externo (ext) de Puerto Mío, así como en las Gatas (gatas). Los datos representan el promedio de la tasa de deposición de sedimento (gms m⁻² d⁻¹) n=4 + e.e.; a) datos acumulados de la cantidad total de sedimento, incluidas las tres fracciones por localidad en los cuatro muestreos, b) sedimento de la fracción gruesa >250μm, c) sedimento de la fracción fina <250μm y d) sedimento de la fracción <53μm.

Las tasas de sedimentación presentan un incremento progresivo desde la primavera (abril), verano (septiembre) y el otoño (noviembre), para caer abruptamente en el invierno (enero). A pesar de la ausencia del dato de septiembre para la parte interna del espigón, por las características de la curva podría inferirse que en esta localidad el comportamiento no sería la excepción (Figs. 8a y Fig. 9).

Considerando las tres fracciones, se observa que las menores tasas de sedimentación se presentan consistentemente en las Gatas (Tabla 3), seguida de la parte externa del espigón y que en la parte interna o protegida del espigón se presentan las mayores tasas en las tres estaciones para las que hay datos (abril, noviembre y enero). Sin embargo, pese a lo anterior, el análisis de varianza ANOVA de 2 vías, en el que se consideraron sólo tres estaciones (abril, noviembre de 2005 y enero de 2006, se eliminó la estación de septiembre para balancear el modelo) y se incorporaron tanto datos de la cantidad total de sedimento así como los de cada fracción; mostró que hubo un efecto significativo de la estación y la localidad. No obstante, la interacción estación vs localidad no fue significativa (Tabla 4, Fig. 9). Esto sugiere que no hay diferencias entre las localidades a lo largo del tiempo lo que es confirmado en la Fig. 9 en donde se observa que las barras de dispersión entre las localidades se “traslapan” en casi todos los muestreos, excepto para el mes de abril (Interno y Gatas).

Esta falta de interacción implica que prácticamente no hay diferencias significativas entre las localidades (la diferencia es mínima) $p=0.049$ y prácticamente pudiera ser resultado de la diferencia observada en abril. No obstante, lo que es importante destacar es que si hubo un efecto significativo de la estación siendo las tres estaciones diferentes entre sí (Tukey, $p<0.05$) (Tabla 4, Apéndice III a). Las tasas de deposición de sedimento variaron de $509.6 \text{ gps m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ de sedimento en enero a $2248.5 \text{ gps m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ en noviembre.

Tabla 4. Análisis de varianza de dos vías para determinar el efecto de la estación y la localidad sobre la cantidad total de sedimento. Factores: localidad (3 niveles: Interno, Externo y Gatas) y estación (3 niveles: abril y noviembre de 2005 y enero de 2006). MS suma de cuadrados; df grados de libertad; F índice de Fisher, *p* probabilidad significativo (*p* < 0.05) marcado en negritas.

Fuente de variación	MS	d. f	F	p
estación	98514.6	2	29.808	<0.0001
localidad	11156.5	2	3.376	0.049
estación * localidad	3309.3	4	1.001	0.424
error	3305.0	27		

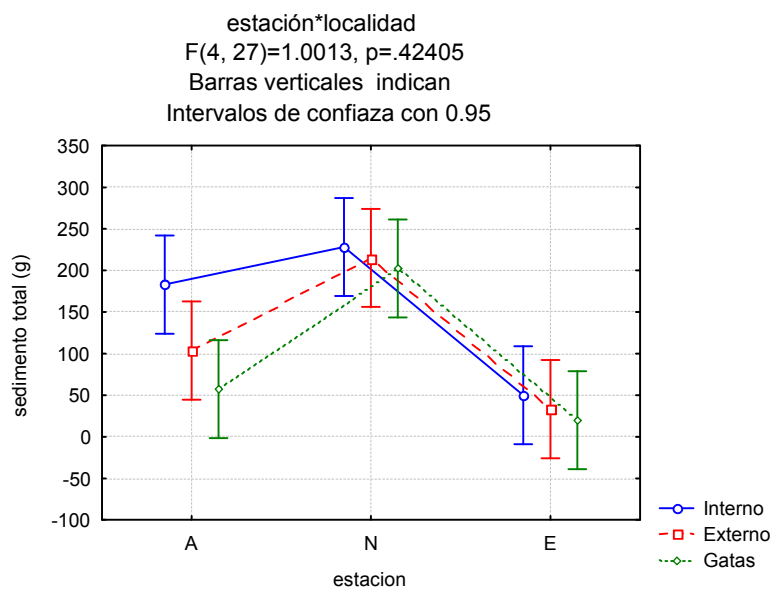


Fig. 9. Variación en la cantidad de sedimento total (g) en tres localidades de Zihuatanejo, Gro.y en tres estaciones (A= abril, N= noviembre de 2005 y E=enero de 2006); N=4, F= índice de Fisher, p= probabilidad.

Al analizar la cantidad de sedimento para la fracción gruesa (mayor a 250 μm), se observa que en abril y enero la tasa diaria es mayor en el lado interno y en noviembre en las Gatas. Considerando la tasa diaria se observó el mismo patrón general, es decir, menor cantidad de sedimento en abril para incrementarse en noviembre y disminuir en enero. El análisis de varianza ANOVA de 2 vías, mostró que hubo un efecto significativo de la estación, siendo diferente la estación enero de abril y noviembre (Tukey, $p < 0.05$) (Tabla 5, Apéndice III b). Las tasas de deposición de sedimento variaron de 247 $\text{gps m}^{-2} \text{d}^{-1}$ de sedimento en enero a 1326.1 gps m^{-2}

d⁻¹ en noviembre. No hubo un efecto significativo de la localidad, la interacción estación vs localidad tampoco fue significativa (Tabla 5, Fig. 10).

Tabla 5. Análisis de varianza de dos vías para determinar el efecto de la estación y la localidad sobre la cantidad de sedimento grueso. Factores: localidad (3 niveles: Interno, Externo y Gatas) y estación (3 niveles: abril y noviembre de 2005 y enero de 2006). MS suma de cuadrados; df grados de libertad; F índice de Fisher, p probabilidad significativo ($p < 0.05$) marcado en negritas.

Fuente de variación	MS	d. f	F	p
estación	36826.8	2	13.6124	0.000
localidad	4421.1	2	1.6342	0.214
estación * localidad	3361.9	4	0.6768	0.614
error	2705.4	27		

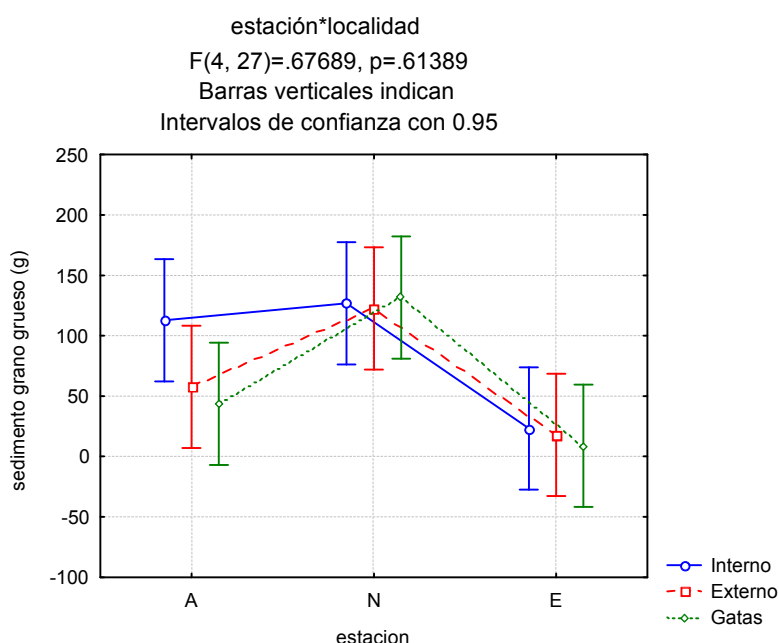


Fig. 10. Variación en la cantidad de sedimento grueso (g) en tres localidades de Zihuatanejo, Gro.y en tres estaciones (A= abril, N= noviembre de 2005 y E=enero de 2006); N=4, F= índice de Fisher, p= probabilidad.

La fracción fina, (menor a 250 μm) presenta la mayor cantidad de sedimento en el lado externo en abril y noviembre, para el lado interno es en enero (Tabla 3). El análisis de varianza ANOVA de 2 vías, mostró que hubo un efecto significativo de la estación, siendo diferente la estación noviembre de abril y enero (Tukey, $p < 0.05$) (Tabla 6, Apéndice III c); las tasas de deposición de sedimento variaron de 158.6

gps m⁻² d⁻¹ en enero a 683.6 gps m⁻² d⁻¹ en noviembre. No hubo un efecto significativo de la localidad, la interacción estación vs localidad tampoco fue significativa (Tabla 6, Fig. 11). Esto sugiere que hay diferencias estacionales, independientemente del sitio de muestreo.

Tabla 6. Análisis de varianza de dos vías para determinar el efecto de la estación y la localidad sobre la cantidad de sedimento fino. Factores: localidad (3 niveles: Interno, Externo y Gatas) y estación (3 niveles: abril y noviembre de 2005 y enero de 2006). MS suma de cuadrados; df grados de libertad; F índice de Fisher, *p* probabilidad significativo (*p* < 0.05) marcado en negritas.

Fuente de variación	MS	d. f	F	<i>p</i>
estación	9846.09	2	10.95369	<0.001
localidad	506.94	2	0.56396	0.576
estación * localidad	112.95	4	0.12566	0.972
error	898.88	27		

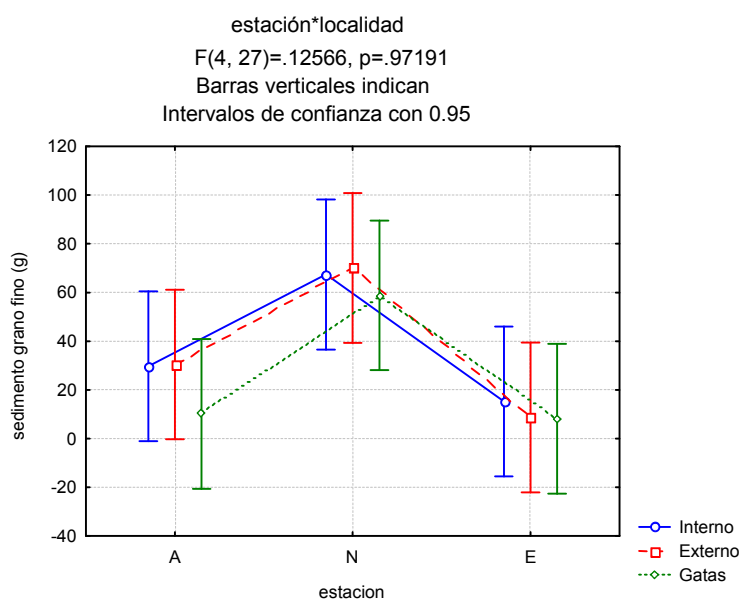


Fig. 11. Variación en la cantidad de sedimento fino (g) en tres localidades de Zihuatanejo, Gro. y en tres estaciones (A= abril, N= noviembre de 2005 y E=enero de 2006); N=4, F= índice de Fisher, *p*= probabilidad.

Para la fracción menor a 53 µm, se observa que en noviembre y enero la tasa diaria es mayor en el lado interno; en abril es en el lado externo del espigón (Tabla 3). El análisis de varianza ANOVA de 2 vías, mostró que hubo un efecto significativo de la estación siendo diferentes las estaciones noviembre y enero (Tukey, *p*<0.05)

(Tabla 6, Apéndice III d). Las tasas de deposición de sedimento variaron de 90.1 $\text{gms m}^{-2} \text{d}^{-1}$ en abril a 238.7 $\text{gms m}^{-2} \text{d}^{-1}$ en noviembre. No hubo un efecto significativo de la localidad, la interacción estación vs localidad tampoco fue significativa (Tabla 7, Fig. 12).

Tabla 7. Análisis de varianza de dos vías para determinar el efecto de la estación y la localidad sobre la cantidad de sedimento muy fino. Factores: localidad (3 niveles: Interno, Externo y Gatas) y estación (3 niveles: abril y noviembre de 2005 y enero de 2006). MS suma de cuadrados; df grados de libertad; F índice de Fisher, p probabilidad significativo ($p < 0.05$) marcado en negritas.

Fuente de variación	MS	d. f	F	p
estación	811.153	2	4.40937	0.022
localidad	561.765	2	3.05371	0.064
estación * localidad	83.304	4	0.45283	0.769
error	183.961	27		

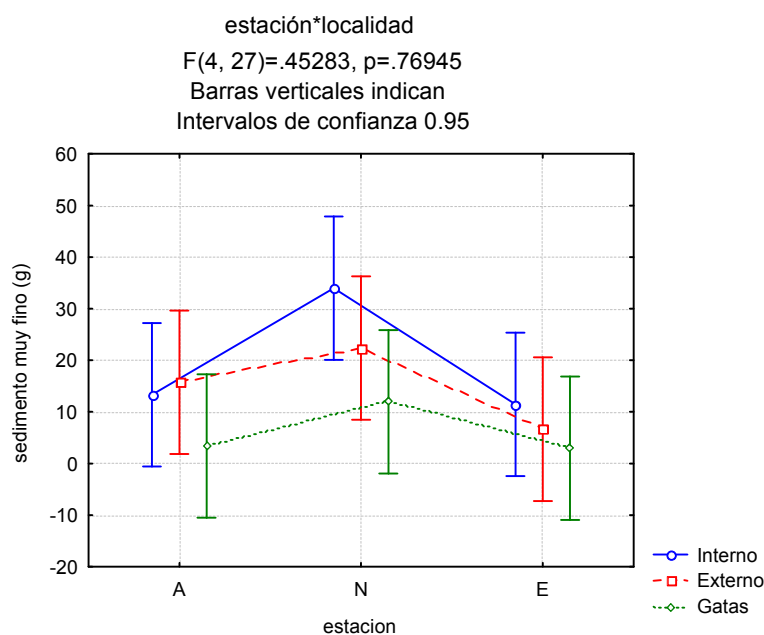


Fig. 12. Variación en la cantidad de sedimento muy fino (g) en tres localidades de Zihuatanejo, Gro.y en tres estaciones (A= abril, N= noviembre de 2005 y E=enero de 2006); N=4, F= índice de Fisher, p= probabilidad.

La fracción gruesa covarió positivamente con la fracción fina ($r = 0.846, p < 0.01$), así como con la fracción muy fina ($r = 0.604, p < 0.05$), es decir, cuando el sedimento de grano grueso aumenta, el sedimento de grano fino y muy fino también se incrementan.

8.2. Factores abióticos

La hidrodinámica presentó poca variación entre las localidades y temporadas. El mayor desgaste de las esferas se observó en el Externo en tres estaciones (abril: 34%, septiembre: 32% y enero: 24%), seguido del Interno en abril (27%), septiembre (29%) y enero (14%) y al final (con menor movimiento de agua) las Gatas en abril (13%), septiembre (20%) y enero (13%). En noviembre hubo mayor desgaste de las esferas en el Interno (45%), seguido del Externo (36%) y con el menor desgaste las Gatas (30%); sin embargo, no hubo diferencias significativas entre localidades ($H=3.05$, $g.l.=2$, $p>0.05$), ni entre estaciones ($H=6.28$, $g.l.=3$, $p>0.05$) (Fig. 13).

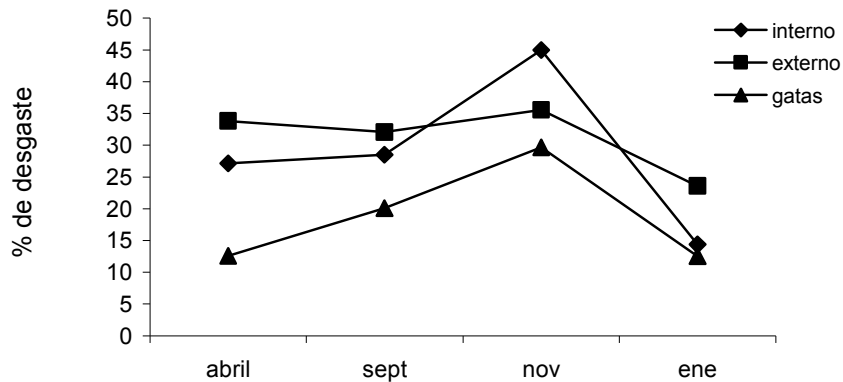


Fig. 13. Porcentaje de desgaste de las esferas de escayola por localidad y estación.

Los valores de irradiancia no presentaron mucha variación entre las localidades con excepción del valor encontrado en septiembre, en particular para el Interno que presenta el valor de irradiancia más bajo de las tres estaciones consideradas (36.25 lum/m^2) (Fig. 14).

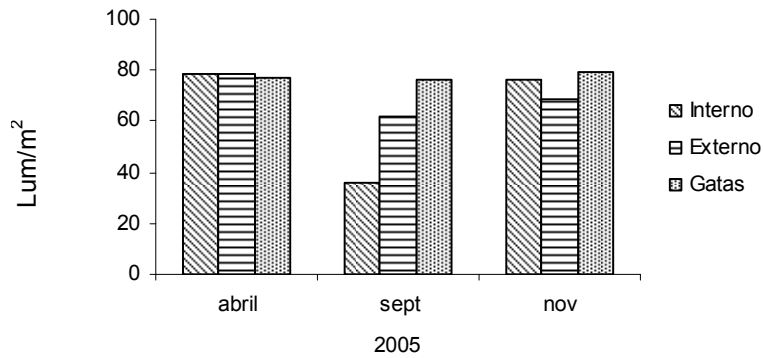


Fig. 14. Cantidad de irradiancia (lum/m^2) por localidad y estación.

En abril se observó mayor cantidad luz en el Interno, seguido del Externo y con menos luz las Gatas; en septiembre fue de manera inversa, es decir, menor cantidad de luz en el Interno y con más luz en las Gatas y en noviembre también se observó un valor de irradiancia mayor en las Gatas, que fue el más alto de todas las temporadas $79.22 \text{ lum}/\text{m}^2$, seguido del lado interno y al final el lado externo; el análisis de varianza mostró que no existen diferencias significativas entre localidades ($H= 1.68$, $g.l.= 2$, $p>0.05$), tampoco entre estaciones ($H= 3.82$, $g.l.= 2$, $p>0.05$) (Fig. 14).

8.2.1. Correlaciones

El movimiento de agua del sistema covarió positiva y significativamente con la sedimentación total y para los tres tipos de grano (cantidad total de sedimento: $r= 0.791$, $p<0.01$; fracción gruesa: $r= 0.714$, $p<0.05$; fracción fina: $r= 0.756$, $p<0.01$; fracción muy fina: $r= 0.813$, $p<0.01$). La luz covarió negativamente con la sedimentación y la hidrodinámica, aunque no hubo un efecto significativo ($p>0.05$).

8.2.2. Precipitación pluvial, velocidad del viento, mareas y temperatura

Fueron registrados datos complementarios por la estación meteorológica 767584 (MMZH) de Ixtapa-Zihuatanejo durante un año (enero de 2005 a enero de 2006), estos mostraron que en ese año solo llovió en los meses de marzo, julio, agosto y septiembre. Por otra parte la media anual de la velocidad del viento fue de 8.93 Km/h y los únicos meses que estuvieron por encima de la media fueron marzo, abril, mayo y junio siendo en este último donde se observó la mayor velocidad del viento (11.9 Km/h) (Fig. 15).

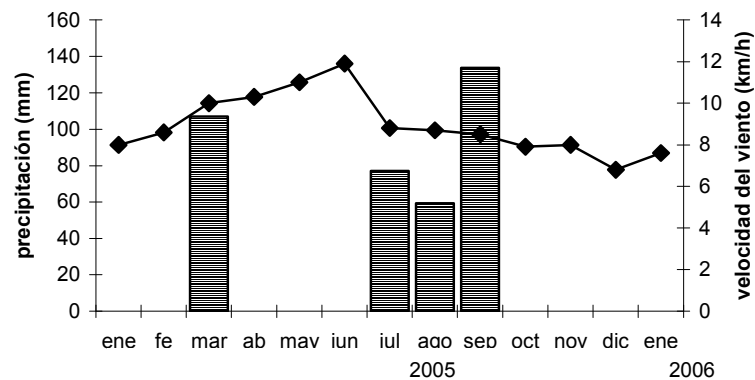


Fig. 15. Precipitación pluvial (mm) (en barras) y velocidad del viento (km/h) (línea) registrados en la bahía de Zihuatanejo, Gro.

Asimismo, el ciclo de mareas registró en enero de 2005 la marea más alta (0.62 m) y en septiembre y octubre más baja (-0.05); sin embargo, aunque es menos alta hay una mayor fluctuación y amplitud a partir de agosto hasta el final del año; el máximo de amplitud con la marca de sicigias en Zihuatanejo es de 0.6 m. En los meses de marzo a junio la oscilación fue baja. En la bahía de Zihuatanejo la marca tiene una amplitud promedio de 0.51 m y en el ciclo anual analizado el promedio de amplitud esta por debajo de la media.

Según los datos tomados en campo durante el desarrollo del trabajo se observó que la temperatura varió estacionalmente entre los 29 °C (la menor en noviembre) y 32 °C (mayor en septiembre) de manera similar en las tres localidades, a excepción de

un leve descenso (28 °C) en el mes de noviembre en ambos lados del espigón (Fig. 16).

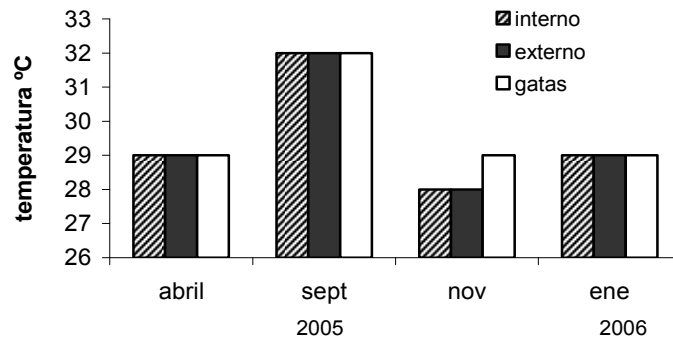


Fig 16. Temperatura diurna (°C) registrada en campo en cada localidad y estación.

8.3. Fauna asociada a algas submareales

En las muestras de macrofauna analizadas se encontraron seis phyla. La identificación de diversas categorías taxonómicas se realizó principalmente en los phyla Arthropoda, Mollusca y Echinodermata y en sólo dos phyla (Sipuncula y Platyhelminthes) no se pudo identificar a la fauna en niveles taxonómicos inferiores a estos (Tabla 8).

Tabla 8. Taxa identificados en las muestras de macrofauna en las tres localidades y cuatro estaciones de Zihuatanejo. A= Annelida, Ar= Arthropoda, M= Mollusca, E= Echinodermata, S= Sipuncula, P= Platyhelminthes.

Categoría Taxonomica	A	Ar	M	E	S	P
Especies		15	50	11		
Géneros		9	13	4		
Familias		12	41	9		
Ordenes		4	1			
Clases	2	1	1			
Phylum					1	1

En la tabla 9 se muestran todos los taxa reconocidos obtenidos de las muestras algales recolectadas en las tres localidades y cuatro estaciones de Zihuatanejo. Para los análisis numéricos se consideró a partir del nivel taxonómico de familia y superiores (no fueron considerados géneros ni especies), siendo un total de 73 taxa que son: dos clases del phylum Annelida, 12 familias, cuatro órdenes y una clase del phylum Arthropoda, 41 familias, un orden y una clase del phylum Mollusca, nueve familias del phylum Echinodermata, y los phyla Sipuncula y Platyhelminthes.

Tabla 9. Taxa reconocidos en las muestras algales de Zihuatanejo, Guerrero.

Phylum Annelida	Fam. Pilumnidae	<i>Mithrax denticulatus</i>	<i>Pachycheles biocellatus</i>
Clase Polychaeta	<i>Pilumnus townsendi</i>	<i>Tyche lamelifrons</i>	<i>Pachycheles</i> sp.
Clase Oligochaeta	<i>Pilumnus</i> sp.	Fam. Calappidae	<i>Petrolisthes haigae</i>
	Fam. Trapeziidae	<i>Calappa convexa</i>	<i>Petrolisthes hians</i>
Phylum Arthropoda	<i>Trapezia digitalis</i>	Fam. Palaemonidae	<i>Petrolisthes</i> sp.
Superfamilia Xanthoidea	Super familia Majoidea	Fam. Epialtidae	<i>Megalobranchium</i> sp.
<i>Xanthodius stimpsoni</i>	Fam. Inachidae	<i>Epialtus</i> sp.	Fam. Alpheidae
Fam. Mennipidae	<i>Podochela</i> sp.	Fam. Pinnotheridae	Orden Tanaidacea
<i>Eryphia squamata</i>	<i>Podochela vestita</i>	<i>Parapinixia</i> sp.	Orden Isópoda
<i>Eryphia</i> sp.	Fam. Mithracidae	Super familia Galattheoidea	Orden Amphipoda
<i>Microcassiope xanthusii</i>	<i>Teleophris cristulipes</i>	Fam. Porcellanidae	Orden Estomatópoda
<i>Gonopanope nitida</i>	<i>Microphrys</i> sp.	<i>Pachycheles panamensis</i>	Clase Pycnogonida
Phylum Mollusca	Fam. Columbelloidae	Fam. Cerithiidae	<i>Chama frondosa</i>
Clase Polyplacophora	<i>Nassarina melanosticta</i>	<i>Cerithiopsis montezumai</i>	<i>Chama</i> sp.
Clase Gastropoda	<i>Anachis pigmaea</i>	<i>Cerithium maculosum</i>	<i>Pseudochama inermis</i>
Fam. Acmaeidae	<i>Anachis hilli</i>	<i>Cerithium</i> sp.	<i>Pseudochama janus</i>
Fam. Fissurellidae	<i>Anachis scalarina</i>	<i>Triphora hunnai</i>	<i>Pseudochama</i> sp.
<i>Diodora digueti</i>	<i>Columbella major</i>	Fam. Muricidae	Fam. Mytilidae
Fam. Patellidae	Fam. Buccinidae	<i>Homalocantha oxyacantha</i>	<i>Modiolus pseudotulipus</i>
Fam. Marginellidae	<i>Cantharus gemmatus</i>	<i>Muricopsis zeteki</i>	<i>Modiolus</i> sp.
<i>Persicula phrygia</i>	<i>Cantharus sanguinolentus</i>	Fam. Nerithidae	<i>Lithophaga aristata</i>
Fam. Nassaridae	<i>Engina tabogaensis</i>	<i>Nerita</i> sp.	<i>Lithophaga</i> sp.
Fam. Calyptraeidae	<i>Engina jugosa</i>	Fam. Vermetidae	Fam. Carditidae
<i>Crepidula aculeata</i>	Fam. Naticidae	<i>Petalocochnus Innumerabilis</i>	<i>Cardita affinis.</i>
<i>Crepidula onyx</i>	<i>Natica lunaris</i>	Fam. Rissoidae	<i>Cardita</i> sp.
<i>Crepidula lessonii</i>	<i>Natica</i> sp.	<i>Alvinia galapaguensis</i>	Fam. Bernardinidae
<i>Crepidula incurva</i>	Fam. Conidae	Fam. Rissoinidae	<i>Halodakra subtrigona</i>
<i>Crepidula</i> sp.	<i>Conus gladiator</i>	<i>Rissonia stricta</i>	Fam. Lucinidae
<i>Crucibulum spinosum</i>	<i>Conus nux</i>	Fam. Eulimidae	<i>Lucina mazatlanica</i>
<i>Crucibulum</i>	<i>Conus</i> sp.	Fam. Epitoniidae	Fam. Isognomonidae

concameratum

<i>Crucibulum serratum</i>	Fam. Volutidae	Fam. Turritellidae	<i>Isognomon</i> sp.
<i>Crucibulum scutellatum</i>	Fam. Pleurobranchidae	Fam. Turridae	Fam. Myidae
<i>Crucibulum</i> sp.	<i>Pleurobranchus areolatus</i>	Fam. Coralliophilidae	<i>Sphenia fragilis</i>
Fam. Hipponicidae	Fam. Thaididae	Fam. Planaxidae	Fam. Arcidae
<i>Hipponix pilosus</i>	<i>Thais triangularis</i>	Subclase Opisthobranchia	Fam. Pteriidae
<i>Hipponix panamensis</i>	<i>Thais speciosa</i>	Orden Nudibranchia	Fam. Ostreidae
<i>Hipponix grayanus</i>	<i>Thais</i> sp.	Clase Pelecipoda	Fam. Solenidae
<i>Hipponix planatus</i>	Fam. Fasciariidae	Fam. Chamidae	Fam. Solecurtidae
Fam. Mitridae	<i>Leucozonia cerata</i>	<i>Chama venosa</i>	Fam. Pssamobiidae
<i>Mitra tristis</i>	<i>Opeatostoma pseudodon</i>	<i>Chama echinata</i>	

Phylum Echinodermata	<i>Ophiothela mirabilis</i>	<i>Ophiocoma</i> sp.	<i>Holothuria imitans</i>
Clase Ophiuroidea	Fam. Amphiuroidae	Clase Holothuroidea	Fam. Psolidae
Fam. Ophiactidae	<i>Amphiura seminuda</i>	Fam. Sclerodactylidae	<i>Psolidium dorsipes</i>
<i>Ophiactis savignyi</i>	<i>Amphiura</i> sp.	<i>Neothyone gibber</i>	
<i>Ophiactis simplex</i>	<i>Ophiophragmus marginatus</i>	<i>Neothyone gibbosa</i>	
<i>Ophiactis</i> sp.	Fam. Ophiacanthidae	Fam. Phyllophoridae	Phylum Sipuncula
Fam. Ophiotrichidae	<i>Ophiacantha</i> sp.	<i>Pentamera chierchia</i>	
<i>Ophiotrix spiculata</i>	Fam. Ophiocomidae	Fam. Holothuridae	Phylum Platyhelminthes

8.4. Densidad por phylum

En el caso de Annelida (Fig. 18), la densidad más alta entre las tres localidades y las cuatro estaciones fue de 485.6 ind/0.1 m² en el Externo en enero y la menor densidad fue de 150 ind/0.1 m² en las Gatas en septiembre. En la comparación de las densidades entre localidades para el Interno, se observa una densidad media en abril, septiembre y enero y más baja en noviembre, aunque fue la estación con mayor cantidad de anélidos (325 ind/0.1 m²) en esta localidad. En el Externo, se observaron las densidades más altas durante las cuatro estaciones con su máximo en enero de 2006 (485.6 ind/0.1 m²) y la menor en abril de 2005 (306.2 ind/0.1 m²) que resultó ser la densidad mayor de la estación. En las Gatas se observaron las menores densidades en tres estaciones (abril, septiembre y enero) y densidad media en noviembre equivalente a la del Interno (Fig. 17a). El análisis de varianza ANOVA de 2 vías, mostró que no hubo un efecto significativo de la estación ($F_{3,180} = 1.74$, $p = 0.15$) ni de la interacción estación por localidad ($F_{6,180} = 0.97$, $p = 0.442$), pero sí de la localidad ($F_{2,180} = 6.97$, $p = 0.001$) sobre la densidad de anélidos; el Externo fue

significativamente diferente con el Interno y las Gatas (Tukey, $p < 0.05$) observándose que las densidades variaron de 932.5 ind/0.1 m² en las Gatas a 1500.62 ind/0.1 m² en el Externo (Fig. 17b).

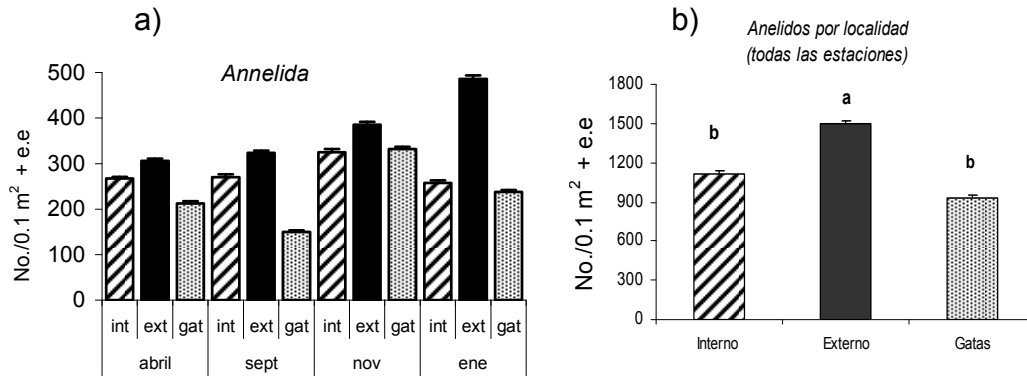


Fig. 17. a) Densidad (No. / 0.1 m² + e. e, $n=16$) del phylum Annelida por localidad y estación de muestreo (abril, septiembre, noviembre de 2005 y enero de 2006) y b) Densidad total (No. / 0.1 m² + e. e, $n=4$) del phylum Annelida por localidad en Zihuatanejo, Guerrero. Letras diferentes denotan diferencias significativas con < 0.05 , prueba de Tukey.



Fig. 18. Especies del phylum Annelida encontradas en las muestras.

En el caso de Mollusca (Figs. 19 y 20) la densidad más alta entre las tres localidades y las cuatro estaciones fue de 393.1 ind/0.1 m² en las Gatas en enero y la menor densidad fue de 45 ind/0.1 m² también en las Gatas en abril. Entre localidades, se observa que este phylum tuvo las densidades más altas en el Interno en tres estaciones (abril, septiembre y noviembre de 2005) y la más baja en enero de 2006; asimismo la estación con la mayor cantidad de moluscos para esta localidad fue noviembre (242.5 ind/0.1 m²) y con menor número abril (153.1 ind/0.1 m²). En el lado

externo se encuentran las densidades intermedias también en tres estaciones (abril, septiembre y enero) con su mínimo en noviembre (108.7 ind/0.1 m²) y su máximo en enero (302.5 ind/0.1 m²). En las Gatas la densidad tiene un aumento progresivo desde abril (45 ind/0.1 m²) que es la más baja, hasta enero (393.1 ind/0.1 m²) (Fig. 19). El análisis de varianza ANOVA de 2 vías mostró que no hubo un efecto significativo de la localidad ($F_{2,180}= 1.46, p= 0.234$), pero sí de la estación ($F_{3,180}= 9.14, p<0.01$) sobre la densidad de moluscos. Estas diferencias fueron observadas entre enero con el resto de las estaciones, asimismo, abril mostró diferencias significativas con noviembre (Tukey, $p<0.05$), observándose que las densidades variaron de 334.37 ind/0.1 m² en abril a 907.5 ind/0.1 m² en enero. La interacción estación vs localidad también mostró diferencias significativas ($F_{6,180}= 2.34, p= 0.033$), entre abril-gatas con septiembre-interno, noviembre-interno, enero-externo y enero-gatas (Tukey, $p<0.05$) (Fig. 19).

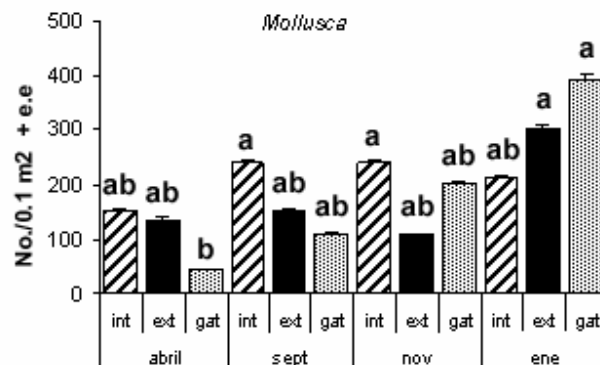


Fig. 19. Densidad (No. de ind/0.1 m² + e. e, $n=16$) del phylum Mollusca por localidad y estación de muestreo (abril, septiembre y noviembre de 2005 y enero de 2006). Letras diferentes denotan diferencias significativas con $p<0.05$, prueba de Tukey.



Fig. 20. Especies del phylum Mollusca encontradas en las muestras.

El phylum Arthropoda (Figs. 21 y 22) mostró los valores de densidad más altos y los valores más extremos entre todos los phyla con su máximo en las Gatas en abril con 1691 ind/0.1 m² y su mínimo en el Interno en enero con 55 ind/0.1 m² (Fig. 21). Entre localidades se observa que en el Interno se presentan los valores más bajos en las cuatro estaciones, con su densidad más alta en abril (129.4 ind/0.1 m²) y la más baja en enero (55 ind/0.1 m²); en el Externo se presentan los valores intermedios para tres estaciones (abril, noviembre y enero) y con el valor más alto en septiembre (313.7 ind/0.1 m²); entre estaciones se observa que en esta localidad, abril presenta la mayor cantidad de individuos (485 ind/0.1 m²) y la menor en enero (301.25 ind/0.1 m²). En las Gatas se observaron los valores más altos de densidad para tres estaciones (abril, noviembre y enero) y en septiembre con una densidad media; entre estaciones abril tuvo la mayor densidad (1691 ind/0.1 m²) y septiembre la menor (226.2 ind/0.1 m²). Las tres localidades presentaron los valores máximos de densidad en abril, aunque el valor de las Gatas resulta excepcional, es importante mencionar que estas grandes diferencias se deben principalmente a la presencia de dos órdenes, Amphipoda y Tanaidacea.

El análisis de varianza ANOVA de 2 vías mostró que hubo un efecto significativo de la localidad ($F_{2,180}= 57.49$, $p<0.01$), de la estación ($F_{3,180}= 8.76$, $p<0.01$) y de la interacción estación vs localidad ($F_{6,180}= 5.99$, $p<0.01$) sobre la densidad de artrópodos. A nivel localidad, éstas fueron significativamente diferentes entre sí (Tukey, $p<0.05$), observándose que las densidades variaron de 355 ind/0.1 m² en el interno a 3791.87 ind/0.1 m² en las Gatas. Abril mostró diferencias significativas con septiembre y enero (Tukey, $p<0.05$), las densidades variaron de 636.25 ind/0.1 m² en septiembre a 2305.62 ind/0.1 m² en abril; las diferencias significativas para la interacción estación vs localidad se muestran con letras diferentes en la figura 21.

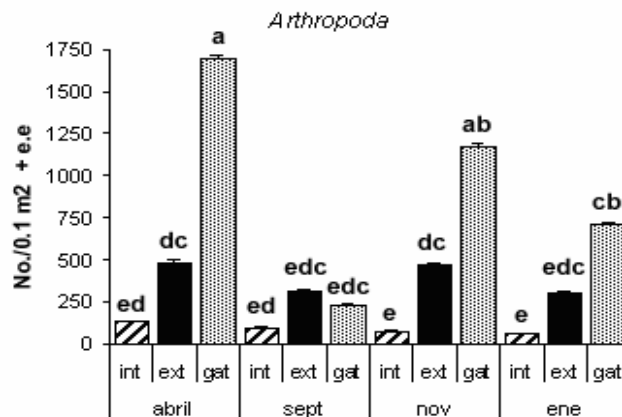


Fig. 21 Densidad (No./0.1 m² + e. e, n=16) del phylum Arthropoda por localidad y estación de muestreo (abril, septiembre y noviembre de 2005 y enero de 2006). Letras diferentes denotan diferencias significativas con $p < 0.05$, prueba de Tukey.



Fig. 22. Especies del phylum Arthropoda encontradas en las muestras.

El phylum Echinodermata (Fig. 24) tuvo su máxima densidad en el Externo en enero con 270.6 ind/0.1 m², y la mínima en el Interno con 13.7 ind/0.1 m² (Fig. 23a). El Interno mantuvo los valores de densidad más bajos en las cuatro estaciones, con su máximo en septiembre (63.7 ind/0.1 m²) y su mínimo en enero (13.7 ind/0.1 m²). En el Externo se presentaron los valores más altos en tres estaciones, excepto para septiembre donde la densidad fue media con su máximo en enero (270.6 ind/0.1 m²) y su mínimo en noviembre (73.7 ind/0.1 m²). En las Gatas tuvo su densidad más alta en septiembre (92.1 ind/0.1 m²) y fue la más alta de la estación, no obstante en las otras estaciones se redujo el valor dando como resultado una densidad media

respecto a las otras localidades, con su valor más bajo en enero (38.8 ind/0.1 m²). El análisis de varianza ANOVA de 2 vías, mostró que no hubo un efecto significativo de la estación ($F_{3,180} = 0.617$, $p = 0.604$) ni de la interacción estación por localidad ($F_{6,180} = 0.895$, $p = 0.499$), pero sí de la localidad ($F_{2,180} = 6.309$, $p < 0.01$) sobre la densidad de equinodermos; el Interno fue significativamente diferente con el Externo (Tukey, $p < 0.05$) observándose que las densidades variaron de 134.37 ind/0.1 m² en el Interno a 529.37 ind/0.1 m² en el Externo (Fig. 23b).

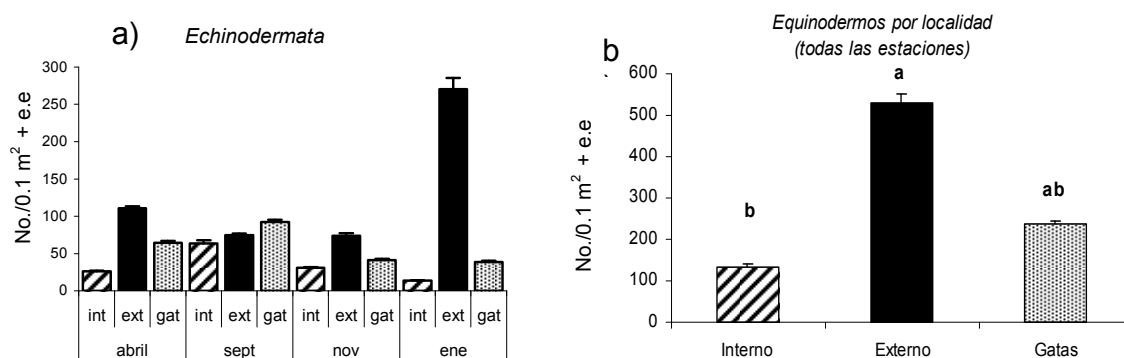


Fig. 23. a) Densidad (No./0.1 m² + e.e, $n=16$) del phylum Echinodermata por localidad y estación de muestreo (abril, septiembre y noviembre de 2005 y enero de 2006). b) Densidad (No./0.1 m² + e.e, $n=4$) del phylum Echinodermata por localidad en Zihuatanejo Guerrero. Letras diferentes denotan diferencias significativas con $p < 0.05$, prueba de Tukey.



Fig. 24. Especies del phylum Echinodermata encontradas en las muestras.

Para Sipuncula (Fig. 26) se encontraron valores de densidad muy bajos, nunca mayores a 30 ind/0.1 m² y con una densidad mínima de 2.5 ind/0.1 m² (Fig. 25). En el caso del Interno se observaron las densidades menores en septiembre y enero (3.7 ind/0.1 m²) con su máximo densidad en noviembre (5.6 ind/0.1 m²) y su mínimo

en abril (3.1 ind/0.1 m²), tanto al compararlo con las otras localidades como estacionalmente. El Externo tuvo las mayores densidades en tres estaciones (excepto en noviembre donde fue media), en enero se observó la densidad más alta con 27.5 ind/0.1 m² y la menor en noviembre con 5 ind/0.1 m². Las Gatas tuvo las menores densidades en abril y noviembre (2.5 ind/0.1 m² y 4.4 ind/0.1 m²) respectivamente y una densidad media en septiembre y enero (6.2 ind/ 0.1 m² y 13.1 ind/0.1 m²) respectivamente. El análisis de varianza ANOVA de 2 vías, mostró que hubo un efecto significativo de la estación ($F_{3,180}= 3.805$, $p= 0.011$) y de la localidad ($F_{2,180}= 11.24$, $p<0.01$) pero no de la interacción estación por localidad ($F_{6,180}= 1.95$, $p= 0.07$) sobre la densidad de sipunculidos; el Externo fue significativamente diferente al Interno y las Gatas (Tukey, $p<0.05$) observándose que las densidades variaron de 16.24 ind/0.1 m² en el Interno a 62.45 ind/0.1 m² en el Externo. Enero fue significativamente diferente a abril y noviembre (Tukey, $p<0.05$), observándose que las densidades variaron de 14.37 ind/0.1 m² en abril a 44.35 ind/0.1 m² en enero.

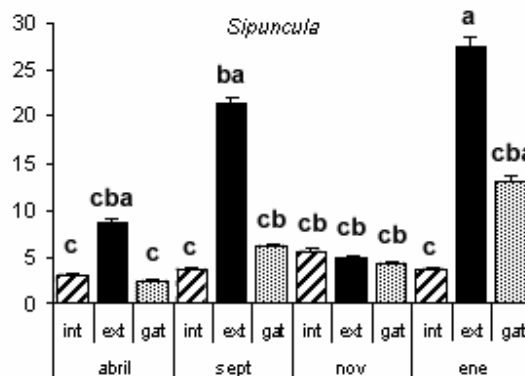


Fig. 25. Densidad (No./0.1 m² + e.e, $n=16$) del phylum Sipuncula por localidad y estación de muestreo (abril, septiembre y noviembre de 2005 y enero de 2006). Letras diferentes denotan diferencias significativas con $p<0.05$, prueba de Tukey.



Fig. 26. Especies del phylum Sipuncula encontradas en las muestras.

En el caso del phylum Platyhelminthes (Fig. 28) la densidad fue inferior a 10 ind/0.1 m² en todas las localidades y estaciones del año (Fig. 27). El Interno mostró los valores de densidad más bajos en tres estaciones (septiembre, noviembre y enero) y una densidad media en abril. En el Externo las densidades más altas se registraron en tres estaciones (abril, noviembre y enero) y con densidad media en septiembre. La mayor cantidad de individuos se registró en noviembre (8.7 ind/0.1 m²). En las Gatas la densidad más alta fue de 5.6 ind/0.1 m² en noviembre. El análisis de varianza ANOVA de 2 vías no mostró un efecto significativo de la localidad ($F_{2,180}= 1.53$, $p= 0.21$) ni tampoco de la estación ($F_{3,180}= 1.08$, $p= 0.35$); en la interacción estación vs localidad tampoco se observaron diferencias significativas ($F_{6,180}= 0.47$, $p= 0.82$).

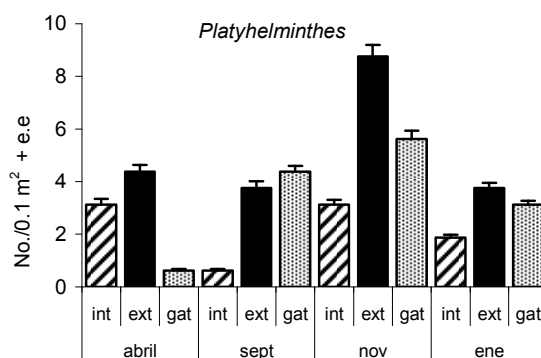


Fig. 27 Densidad (No./0.1 m² + e.e, $n=16$) del phylum Platyhelminthes por localidad y estación de muestreo (abril, septiembre y noviembre de 2005 y enero de 2006).

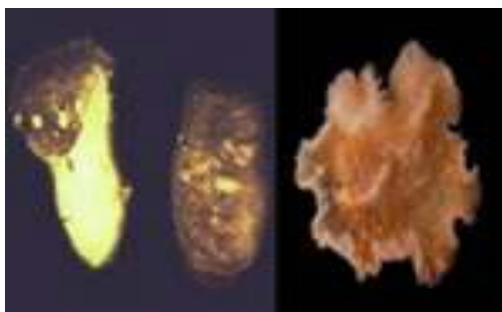


Fig. 28. Especies del phylum Platyhelminthes encontradas en las muestras.

En resumen, la mayor densidad (No./0.1 m²) fue observada en el **Externo** del espigón para el phylum Annelida en cuatro estaciones y para Sipuncula, Echinodermata y Platyhelminthes en tres estaciones. Para las **Gatas**, la mayor densidad fue registrada en el phylum Arthropoda en tres estaciones. Y para el **Interno**, el phylum Mollusca tuvo la mayor densidad en tres estaciones.

8.5. Abundancia Relativa por phylum

El Interno presentó una clara dominancia del phylum Annelida, la abundancia relativa de este phylum mostró los valores porcentuales más altos en el año (del 40 al 48%), seguido del Phylum Mollusca (del 28 al 39%), siendo los phyla que aportaron casi el 100% de la abundancia relativa en esta localidad. En el Externo dominaron los phyla Arthropoda (del 21 al 46%) y Annelida (del 29 al 36%), aportando casi el 100% de la abundancia relativa en esta localidad. En las Gatas se observó claramente la dominancia del phylum Arthropoda (del 51% al 84%) durante todo el año) (Fig. 29).

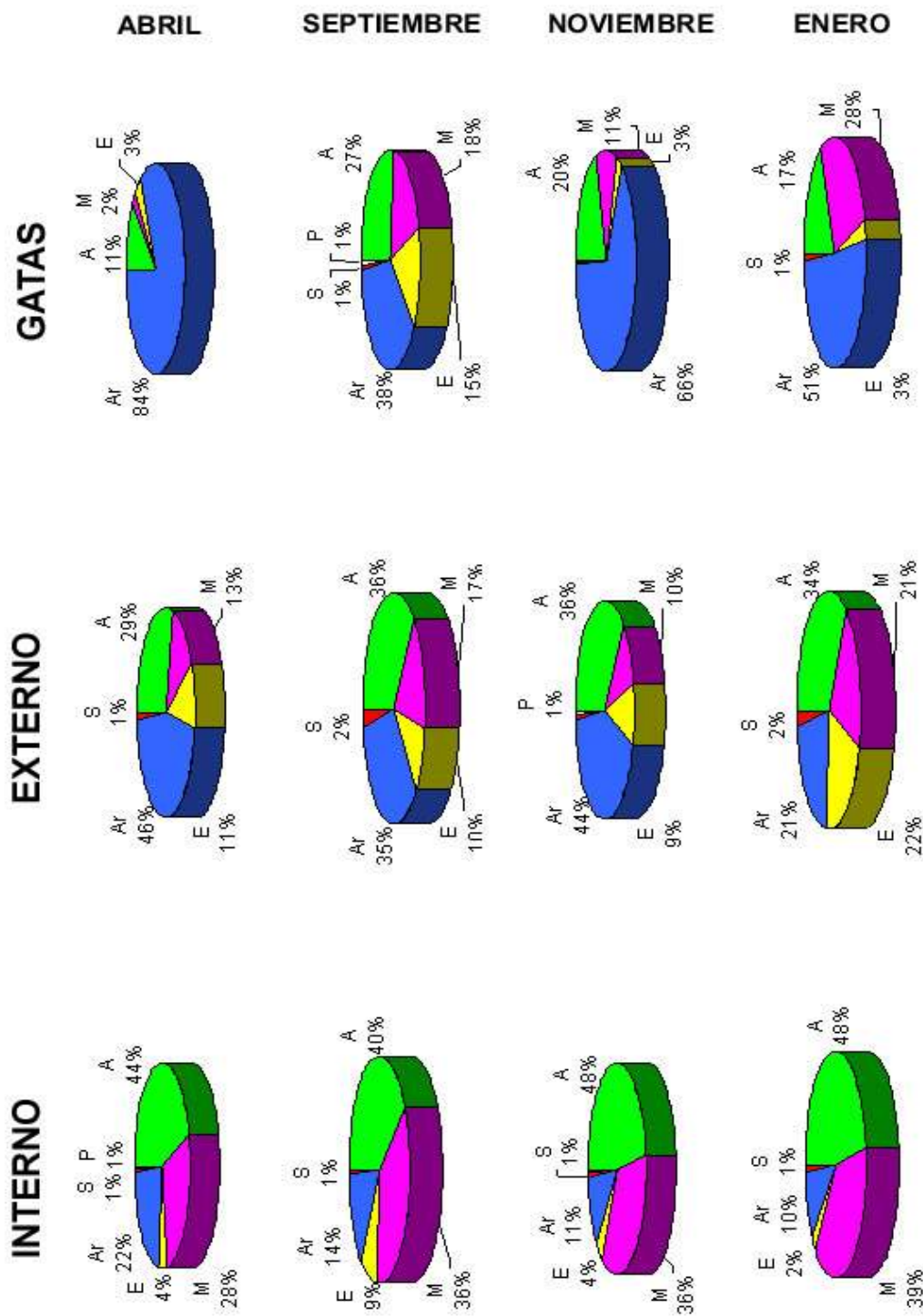


Fig. 29. Abundancia relativa (porcentaje) de los seis phyla en las tres localidades y cuatro estaciones en Zihuatanejo, Gro. A= Annelida, M= Mollusca, E= Echinodermata, Ar= Artrópoda, S=Sipuncula y P= Platyhelminthes.

8.6. Taxa exclusivos y compartidos en las tres localidades

Sólo tres familias fueron exclusivas en el Interno: Calappidae (Arthropoda), Ostreidae (Mollusca) y Holothuridae (Echinodermata). Las familias compartidas en las localidades Interno y Gatas fueron Epitoniidae, Nassaridae y Myidae (Mollusca) y Majidae (Arthropoda). Las que se compartieron en las localidades Interno y Externo fueron Pinnotheridae (Arthropoda), Thaididae, Arcidae, Solecurtidae y Bernardinidae (Mollusca).

Los taxa exclusivos en el Externo fueron más que los del Interno con 11 familias: 10 fueron de Mollusca y una de Echinodermata (Psolidae). Las que se compartieron entre el Externo y las Gatas fueron seis familias de Mollusca (Turritellidae, Marginellidae, Mitridae, Conidae, Cerithiidae, Rissoinidae) (Fig. 30).

Por su parte, en las Gatas siete familias fueron exclusivas: Epialtidae y Trapeziidae (Arthropoda), Patellidae, Eulimidae y Rissoidae (Mollusca), Ophiacanthidae y Ophiocomidae (Echinodermata). Asimismo, 18 taxa estuvieron presentes en las tres localidades en todo el año (durante las cuatro estaciones) y 20 taxa no tuvieron ninguna preferencia por localidad o estación en específico, es decir, estuvieron en alguna estación y en alguna localidad y a la siguiente estación en una localidad diferente o en dos localidades o en las tres o en ninguna en cierta estación (taxa reconocidos fuera de los círculos) (Fig. 30).

8.7. Composición de taxa y familias

A nivel de taxa hubo mayor similitud entre el Interno y las Gatas en tres estaciones (abril, septiembre y enero), en tanto que en noviembre la mayor similitud se observó entre el Externo y las Gatas, a nivel de familia los resultados fueron muy similares (Tabla 10).

Tabla 10. Índice de similitud de Sørensen para comparar la composición entre las localidades y los cuatro muestreos (los valores más altos se señalan en negritas). Sitios: int: Interno, ext: Externo, gat: las Gatas.

<i>localidad</i>	<i>abril</i>		<i>sept</i>		<i>nov</i>		<i>ene</i>	
	<i>taxa</i>	<i>familia</i>	<i>taxa</i>	<i>familia</i>	<i>taxa</i>	<i>familia</i>	<i>taxa</i>	<i>familia</i>
int-gatas	0.76	0.71	0.75	0.68	0.74	0.69	0.80	0.75
int-ext	0.68	0.62	0.74	0.68	0.79	0.73	0.71	0.64
ext-gat	0.74	0.67	0.73	0.66	0.81	0.81	0.68	0.65

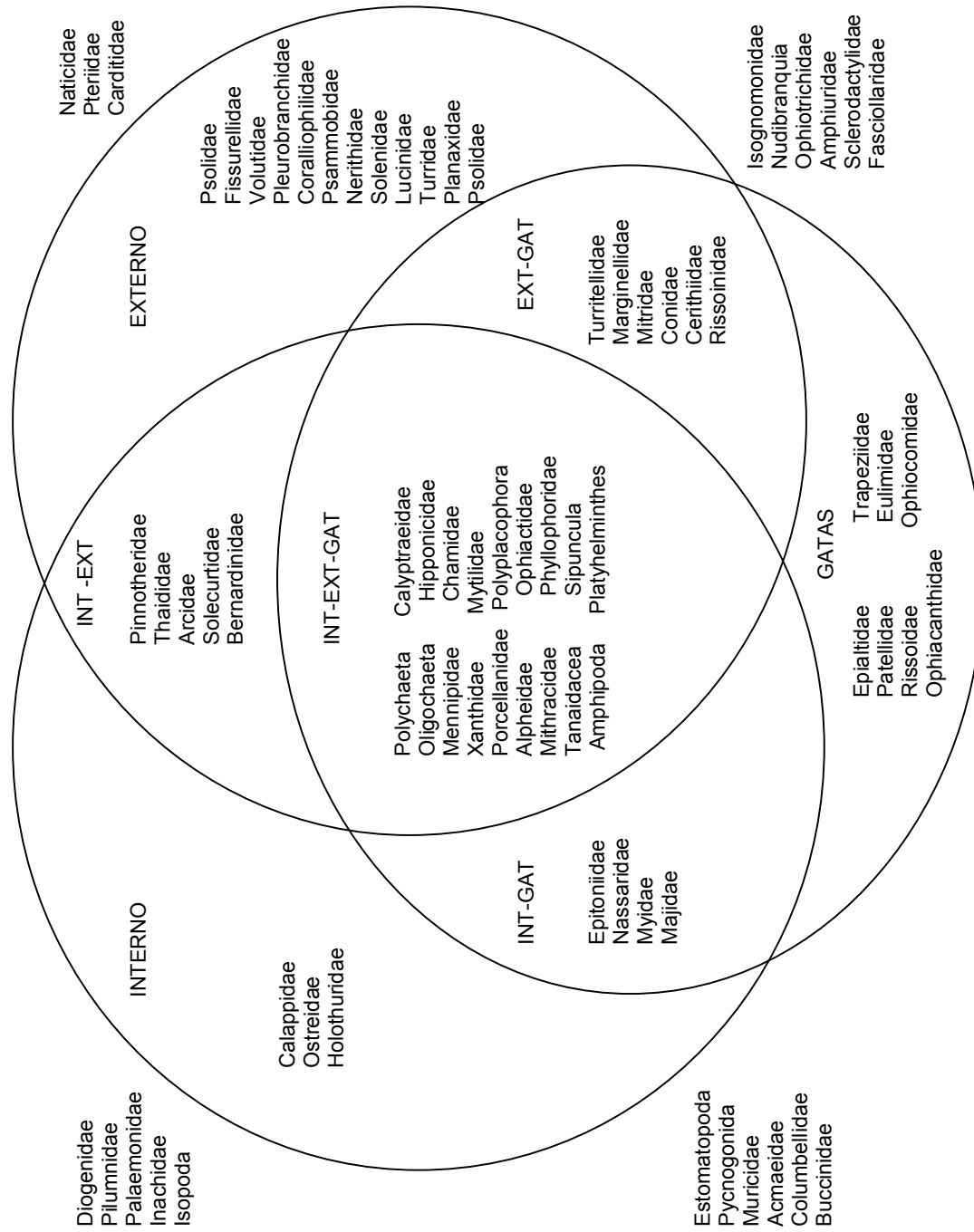


Fig. 30. Composición de Taxa reconocidos, se presentan los 73 taxa exclusivos y compartidos en las tres localidades en un ciclo anual. Los taxa reconocidos que están afuera de los círculos son los no específicos, es decir, no tienen preferencia por ninguna localidad o estación en particular.

8.8. Riqueza

La mayor riqueza se presentó consistentemente en el Externo, los valores intermedios se presentaron en las Gatas (excepto en noviembre) y la menor riqueza se observó en el Interno para tres estaciones (abril, septiembre y enero) (Fig. 31 a y b). Noviembre fue la estación más homogénea con valores de riqueza muy semejantes, aunque se presentó un comportamiento diferente en las Gatas y el Interno que invirtieron sus valores. Septiembre fue el que presentó en el Externo la mayor riqueza tanto a nivel de taxa (44) como de familia (34).

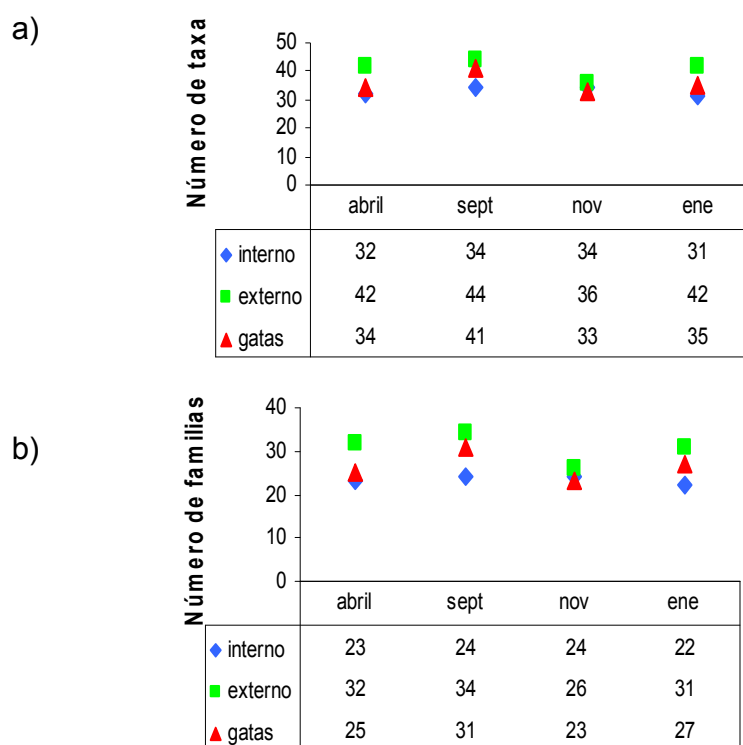


Fig. 31. a) Riqueza de taxa reconocidos y b) Riqueza de familias en tres localidades y cuatro estaciones (abril, septiembre y noviembre de 2005 y enero de 2006), presentes en Zihuatanejo.

8.9. Diversidad, Dominancia y Equitatividad por Familia

El **Interno** presentó los valores más bajos de H' durante las cuatro estaciones, con su máximo en noviembre (1.77) y su mínimo en enero (1.49). La mayor diversidad fue registrada para el **Externo** durante las cuatro estaciones, siendo más diversa en el mes de septiembre (2.68). Por su parte, las **Gatas** presentó los valores medios de H' durante las cuatro estaciones, con su valor más alto (2.36) en septiembre y el más bajo (1.74) en enero (Tabla 11, Fig. 32).

Por otro lado el **Interno** tuvo los valores más altos de dominancia en las cuatro estaciones con la máxima (0.41) en abril y la mínima (0.31) en noviembre (Tabla 11). El **Externo** presentó los valores de dominancia más bajos en las cuatro estaciones siendo su máximo (0.20) en enero y su mínimo (0.10) en septiembre. En las **Gatas** la dominancia fue media en las cuatro estaciones, en enero se observó la mayor dominancia (0.31) y en septiembre la menor (0.16) (Tabla 11, Fig. 32).

El **Interno** fue la localidad que registró menor equitatividad durante las cuatro estaciones, con su máximo (0.55) en noviembre y su mínimo (0.48) en enero. El **Externo** fue la localidad que registró la mayor equitatividad en tres estaciones siendo mayor en septiembre (0.76) y menor en enero (0.62) excepto para abril en donde las **Gatas** fue la comunidad que registró mayor equitatividad, inclusive entre estaciones (0.71) y registró una equitatividad media en septiembre, noviembre y enero (Tabla 11, Fig. 32).

Tabla 11. Índices de diversidad de familias de invertebrados registrados en tres localidades de Zihuatanejo, Gro. entre abril de 2005 a enero de 2006. int: Interno, ext:Externo, gat:Gatas (los valores más altos se señalan en negritas).

	H'			D'			E'		
	int	ext	gat	int	ext	gat	int	ext	gat
abril	1.63	2.30	2.29	0.41	0.17	0.18	0.52	0.66	0.71
sept	1.75	2.68	2.36	0.37	0.10	0.16	0.54	0.76	0.69
nov	1.77	2.31	1.94	0.31	0.16	0.22	0.55	0.71	0.62
ene	1.49	2.14	1.74	0.40	0.20	0.31	0.48	0.62	0.53

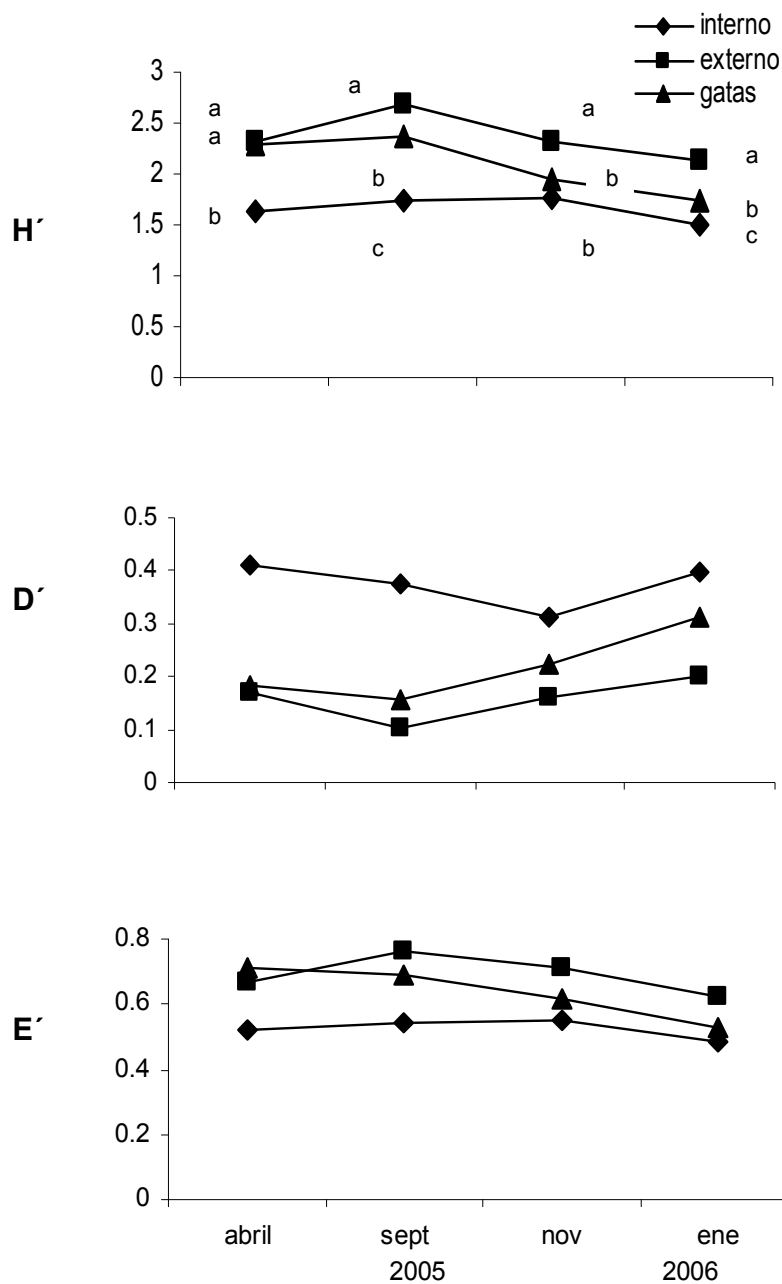


Fig.32. Índice de diversidad Shannon-Wiener (H'), dominancia de Simpson (D') y equitatividad de Pielou (E') para cada localidad en los cuatro muestreos. Letras diferentes denotan diferencias significativas.

Se observó un efecto significativo para la mayoría de las localidades y temporadas. Excepto entre el **Externo** y las **Gatas** en abril, y entre **Interno** y las **Gatas** en noviembre de 2005 (prueba de T, $p < 0.05$) (Fig. 32).

8.10. Similitud entre localidades (análisis multivariado)

A nivel de familia, se observó que el grado de similitud entre todos los grupos siempre es mayor al 60%, sin embargo solo podría separarse un grupo conformado por la localidad Externo en las cuatros estaciones y las Gatas en noviembre las demás localidades se agrupan por su similitud en pares (Fig. 33). El comportamiento de los datos es confirmado en el MDS (Fig. 33).

A nivel de phylum, se observó que el porcentaje de similitud en general es mayor entre los grupos y hay una clara diferenciación entre ellos. El análisis mostró que las localidades Externo y Gatas pudieran ser más parecidas entre sí y el Interno se separa en un grupo diferente; para ambos grupos: Interno y Externo la similitud entre temporadas es de más del 95%, con excepción de las Gatas (las cuatro estaciones) y en especial el Externo en enero (Fig. 33). El comportamiento de los datos es confirmado en el MDS (Fig. 33).

A nivel de taxa, se observó un porcentaje de similitud menor que a nivel de phylum pero mayor que a nivel de familia, el arreglo de los datos en general es similar al de phylum, es decir, el Externo y el Interno suponen grupos diferentes (excepto el Interno en septiembre) y las Gatas aunque no parece tener una agrupación definida, en términos generales se parece más al Externo (Fig. 33).

En las tres categorías analizadas, la localidad que más difiere entre estaciones (la misma localidad) así como entre localidades es las Gatas, en especial en abril de 2005 lo cual sugiere una estructura diferente.

A simple vista, el comportamiento de los datos a nivel de familia difiere con respecto de las categorías de phylum y taxa reconocidos, sin embargo, a nivel de familia solo se consideraron los datos de abundancias de tres phyla y a nivel de phylum y taxa reconocidos se utilizaron los datos de abundancia de los seis phyla determinados en el estudio.

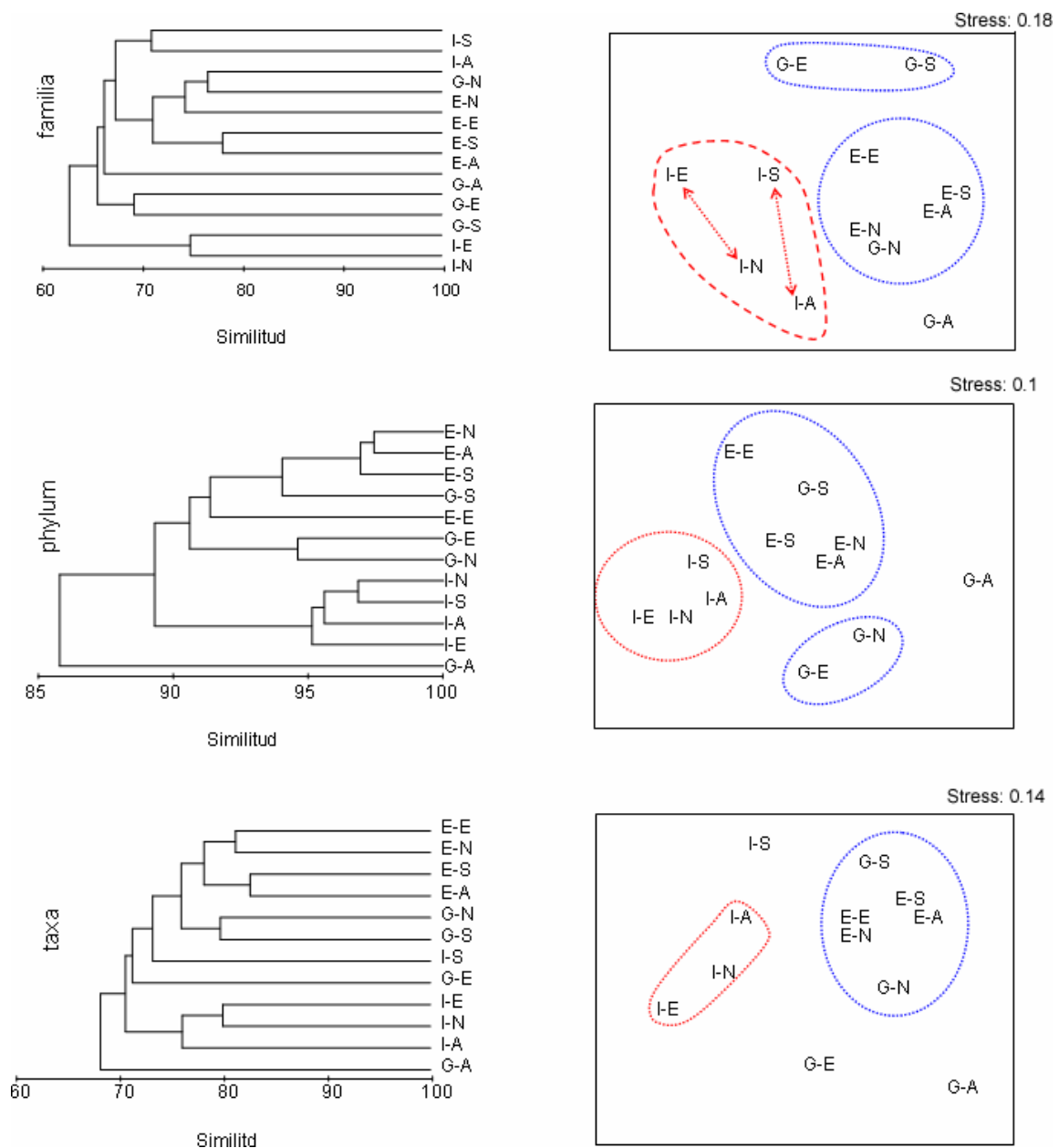


Fig.33. Análisis de agrupación CLUSTER y ordenación nMDS para los datos de abundancia de macrofauna de las tres localidades: Interno, Externo y Gatas en las cuatro estaciones: la primera letra corresponde a la localidad (I-Interno, E-Externo, G-Gatas) la segunda a la estación (A-abril, S-septiembre, N-noviembre, E-enero. Los datos fueron transformados a raíz cuarta.

9. DISCUSIÓN

9.1. Sedimento y factores abióticos

La sedimentación es un factor ecológico importante que afecta a los organismos de fondos duros sobre la mayoría de las costas rocosas (Carballo, 2006). La duración y magnitud de este efecto sobre ecosistemas bentónicos varía año con año debido principalmente a la variación de las condiciones meteorológicas (Carballo, 2006). Muchos ecosistemas marinos en diferentes regiones muestran patrones similares respecto a esta condición, lo cual soporta la propuesta de que la mayoría de la variabilidad en comunidades macrobentónicas puede ser explicada por cambios en el clima (Kröncke *et al.*, 1998) y su efecto directo sobre factores físicos tales como el movimiento del agua y la sedimentación (Carballo, 2006). Sin embargo, los disturbios antropogénicos, definidos como cualquier fuente potencial de estrés a las poblaciones naturales debido a actividades humanas, a menudo interactúan con procesos ecológicos en varias escalas espacio-temporales, alterando la estructura de las comunidades tanto en riqueza como en abundancia relativa de las especies a través de efectos directos e indirectos (Keough y Quinn, 1998; Lindberg *et al.*, 1998). La construcción de estructuras portuarias a menudo resulta en la fragmentación y destrucción de hábitats naturales. Éstos son colonizadas por nuevas especies, las cuales pueden tener importantes impactos, ya sea positivos o negativos sobre las zonas costeras (Bacchiocchi y Airoidi, 2003).

En este estudio se sugiere que una de las causas que explica la variabilidad en el número de taxa y sus abundancias tanto en el tiempo como en el espacio es la construcción del espigón, debido a la gran inestabilidad que pueden producir estas construcciones sobre los sedimentos (Danulat *et al.*, 2002), sin embargo, es difícil separar los efectos de los sedimentos de la posible influencia de otros factores ambientales que covarían con éstos (ej. variaciones en el régimen hidrodinámico, cambios en la topografía del fondo y profundidad, patrones naturales estacionales) o de factores a menudo asociados con altas cargas de sedimentos (turbidez, presencia de contaminantes químicos u orgánicos) (Airoidi, 2003) .

Sedimentos inestables pueden ser resuspendidos fácilmente a la columna de agua producto de la acción de los vientos (Zymmerman *et al.*, 2003). Esta situación provoca la sofocación de los organismos bentónicos debido al exceso de material particulado en el sistema, afectando la distribución de las especies y el reclutamiento larval (Rosenberg, 1977). En sectores con poca circulación de agua, como en bahías protegidas y en este caso como en el Interno, uno de los efectos más importantes asociados a impactos antropogénicos sobre la estructura comunitaria bentónica, radica en el exceso de material sólido asentado y resuspendido desde el bentos hacia la columna de agua. La turbidez producida por esta causa, impide la transmisión de la luz, reduciendo la riqueza específica, la abundancia y el reclutamiento larval (Margalef, 1972; Rosenberg, 1977) y provoca la dominancia de algunas poblaciones de macroinvertebrados.

En este estudio, las tasas de sedimentación-resuspensión (cantidad total de sedimento) oscilaron entre 101.8 a 801.4 (promedio 420.62 $\text{gps m}^{-2} \text{d}^{-1}$) que comparadas con las registradas en otros trabajos: 100 a 550 $\text{gps m}^{-2} \text{d}^{-1}$ (Kendrick, 1991); 11.9 a 129 $\text{gps m}^{-2} \text{d}^{-1}$ (Bavestrello *et al.*, 1991); 3.1 a 52.4 $\text{gps m}^{-2} \text{d}^{-1}$ (Airoldi *et al.*, 1996); 2.1 a 177.9 $\text{gps m}^{-2} \text{d}^{-1}$ (Airoldi y Virgilio, 1998); 1.5 a 500 $\text{gps m}^{-2} \text{d}^{-1}$ (García y Duarte, 2001); 2-12 $\text{gps m}^{-2} \text{d}^{-1}$ (Maughan, 2001) y de hasta 11 $\text{Kg m}^{-2} \text{d}^{-1}$ (Carballo, 2006), se puede considerar que el promedio en la tasa de sedimentación-resuspensión encontrado en este estudio es moderadamente alto.

En noviembre, se encontraron las mayores tasas de sedimentación-resuspensión para las tres localidades; no obstante la mayor proporción estuvo dada por el sedimento grueso, esto pudo deberse a la alta resuspensión de los sedimentos ocasionada por el movimiento de agua (que fue mayor en esta estación) y la posterior deposición de éstos en el fondo (en primer lugar del sedimento grueso), ya que las partículas más grandes tienden a establecerse más rápidamente que aquellas de grano fino (Moore, 1972; Capuzzo *et al.*, 1985; Bach *et al.*, 1993), lo cual sugiere cómo fue la proporción de sedimento grueso encontrado en las trampas recolectoras. No obstante, la hidrodinámica registrada en noviembre también provocó el aumento de las tasas de sedimento para el grano fino; en particular el sedimento muy fino ($<53 \mu\text{m}$) mostró la mayor tasa diaria de sedimentación y la mayor hidrodinámica en el Interno, lo anterior medido por el desgaste de las esferas de escayola; sin embargo, este desgaste pudo haber sido producto más

de la abrasión que por un incremento en el movimiento de agua, ya que por la configuración espacial y características particulares, más bien podría considerarse como un sistema con poca hidrodinámica, observándose alta turbidez debido a la resuspensión de las partículas que por su tamaño tardan mucho más tiempo en establecerse en el fondo. En las Gatas este tipo de grano siempre tuvo valores muy bajos y mucho menores respecto de las localidades del espigón. Es así que la distribución de los sedimentos sobre las localidades está fuertemente influenciada por las características de los mismos sedimentos y las condiciones hidrodinámicas (Hiscock, 1983).

En enero de 2006 se observaron las menores tasas diarias de sedimentación-resuspensión estando muy por debajo de las otras estaciones (abril, septiembre y noviembre de 2005), aunque también fue en esta estación donde se observó menor hidrodinámica.

En los análisis estadísticos para el sedimento total, a pesar de que observaron diferencias significativas entre las localidades ($p= 0.049$), no puede afirmarse que hubo un efecto significativo del sedimento, ya que el valor de significancia apenas roza el mínimo nivel para aceptar que hay estas diferencias entre las localidades a lo largo del tiempo, lo cual es consistente si se analizan las barras de dispersión entre las localidades (Fig. 9). De tal forma que este valor de “ p ” pudo derivar del efecto significativo observado sólo entre el Interno y las Gatas en abril. Del mismo modo la interacción estación vs localidad no mostró efecto significativo, lo cual implica que prácticamente no hay diferencias entre las localidades, pero sí entre estaciones.

Sin embargo, los datos aunque no son concluyentes debido posiblemente a deficiencias en el método, como una cantidad insuficiente de trampas, número de localidades y/o estaciones de muestreo, se sugiere que existen diferencias reales entre las localidades que, junto con las diferencias observadas estacionalmente (Tabla 3, Fig. 8a) y el efecto de otros factores abióticos, pudieron alterar la estructura comunitaria en las localidades como indicaron los resultados obtenidos de los análisis de la macrofauna; lo anterior se relaciona con dos opiniones generadas en estudios previos, en los cuales se menciona que grandes cargas de sedimento son perjudiciales para la riqueza y diversidad de los ensamblajes de costas rocosas (Irving y Connell, 2002b) y los estudios que apuntan que

sobre una escala local, los patrones de depósito pueden ser altamente variables contribuyendo al mantenimiento de la heterogeneidad del hábitat (Foster, 1975; Taylor y Littler, 1982; Littler *et al.*, 1983; Mc Quaid y Dower, 1990; Trowbridge, 1996).

Con la irradiancia es importante destacar que los sensores permanecieron en el agua aproximadamente tres horas por día durante tres días lo cual pudo llevar a interpretaciones no concluyentes en cuanto al comportamiento de la luz por la falta de datos. Relacionando irradiancia y sedimento, observamos que en septiembre y noviembre hubo más luz en Las Gatas, lo cual concuerda con que es esta localidad la que presenta la menor sedimentación total. En abril en el Interno es donde se registraron valores de irradiancia más altos y también mayor sedimentación total. Sin embargo, a pesar de que el valor de irradiancia es mayor en esta localidad no difiere mucho respecto de las otras dos (Fig. 14), sugiriendo que este resultado pudo deberse a la influencia de las condiciones del clima dominantes en esos días (p. ej. nubosidad).

El porcentaje de desgaste de las esferas de escayola fue mayor en noviembre (45%) para el Interno, aunque se sabe que es cuando se encontraron los valores más altos de sedimentación para esta localidad en todo el ciclo anual, con lo que se infiere se pudo favorecer el desgaste de las esferas al producirse un efecto de abrasión de las partículas de sedimento, más el propio del movimiento de agua. Para las otras tres estaciones fue en el Externo donde se observó la mayor hidrodinámica, esto es consecuente si se considera que esta localidad queda a la salida de la bahía, en donde las corrientes y el oleaje son más fuertes, y donde el espigón actúa como barrera produciendo un impacto muy fuerte del agua, así como pequeñas corrientes que en ella se forman, lo cual provoca que sea un sistema altamente hidrodinámico, a pesar de que no se encontraron diferencias significativas de esta variable entre localidades y estaciones.

Como se mencionó anteriormente, en enero la hidrodinámica fue la más baja y coincide con que las tasas de sedimentación-resuspensión hayan sido también las más bajas, lo que podría asociarse a la acción del viento ya que en esta estación la velocidad fue menor a la promedio (8.93 km/h) e inclusive desde el mes de diciembre se registró su valor más bajo.

Los valores de temperatura no variaron entre las localidades (sólo en noviembre en un grado, de 28 °C en el Interno y Externo a 29 °C en las Gatas). Estacionalmente si hay variaciones que posiblemente repercutieron en las comunidades; septiembre registró 32 °C (la temperatura más alta) y fue la estación que en la mayoría de los casos tuvo la mayor riqueza de taxa reconocidos y familias, diversidad y equitatividad, no obstante, no se podría afirmar de manera categórica que el sólo efecto de esta variable fue la que provocó estos cambios en la macrofauna, sino más bien la acción combinada de todos los factores ambientales. Asimismo, este aumento en la temperatura posiblemente se vio influenciado por la presencia de la Corriente Costanera de Costa Rica que es un ramal ascendente de la Contracorriente Ecuatorial y transporta aguas de origen tropical, caracterizadas por sus temperaturas superficiales elevadas, alta salinidad y escasa concentración de oxígeno, alcanzando su máximo desarrollo de junio a septiembre.

Los vientos en la época de secas (de octubre a marzo) son predominantes del sureste y durante la temporada de lluvias (de abril a septiembre) del noreste, este cambio se produce entre septiembre y octubre lo cual provoca un cambio estacional en la corriente litoral (Briones y Lozano 1977). La tendencia general del oleaje es de sur a norte, pero por la configuración de la Bahía, los vientos producen corrientes locales que alteran los patrones normales de circulación del agua que se magnifican por la presencia del espigón. Esto es consistente con los resultados de mayor movimiento de agua en noviembre incrementando las tasas de sedimentación como se observó para esta estación.

A su vez, la precipitación pluvial que supone mayor arrastre de terrígenos, ayudaron a explicar en cierta forma el comportamiento de las tasas de sedimentación-resuspensión tanto en las localidades (aunque las pruebas no resultaron significativas, se propone que si hay diferencias) como en las estaciones; es decir, los días que hubo mayor precipitación correspondieron a la segunda mitad del mes de septiembre, cuando se colocaron los tubos recuperados en noviembre, contribuyendo a la mayor acumulación de sedimento durante el periodo.

Las mareas registradas, aunque son de una población cercana (Lázaro Cárdenas), no parecen tener relación con el movimiento de agua registrado en la zona ya que las

amplitudes de la ola estuvieron por debajo de la media (no hubo mareas muy altas), lo que si se observó fue la presencia de corrientes locales, lo cual está más relacionado con este factor.

9.2. Comunidades de invertebrados

Las especies que componen las comunidades de invertebrados que viven en el fondo marino varían en su tolerancia a la alteración de su entorno por diversos factores. Algunas especies sensibles disminuyen en importancia relativa, algunas especies tolerantes permanecen inafectadas y algunas se pueden beneficiar del cambio e incrementar su población (Warwick, 1988b). La determinación de los cambios resultantes en la estructura comunitaria bentónica ha sido uno de los beneficios del monitoreo de las comunidades de fondos rocosos.

Existe evidencia de que la fisiología de algunos invertebrados se ve afectada negativamente por el incremento de la sedimentación (Gerodette y Flechsig, 1979; Young y Chia, 1984), es decir el incremento en las cargas de sedimento tiene efectos negativos sobre las algas y los invertebrados, a su vez la estructura varía a lo largo de gradientes de sedimentación (Daly y Mathieson, 1977; Salinas y Urdangarin, 1994; Carballo *et al.*, 1996; Naranjo *et al.*, 1996; Roberts *et al.*, 1998). Otros resultados sugieren que los invertebrados pueden sobrevivir mejor y desarrollarse más abundantemente sobre superficies que tienen tasas bajas de sedimentación (Irving y Connell, 2002a y b). Sin embargo, en el presente trabajo los resultados mostraron algunas diferencias pues la localidad con menor sedimentación-resuspensión no fue la que presentó los valores más altos de diversidad y riqueza, aunque la abundancia general si fue notoriamente mayor. A pesar de que las diferencias en la sedimentación-resuspensión no fueron significativas entre las localidades, se sugiere que si podrían existir diferencias, por lo que éste resultado podría explicarse por un efecto combinado de la sedimentación-resuspensión con factores abióticos en la localidad.

El Interno presentó los valores más altos de sedimentación-resuspensión (sedimento total) con los valores más bajos de H' y S' tanto por familia como por taxa, así como los de E' , y los valores más altos de D' , coincidiendo con las afirmaciones de trabajos en la

literatura. Estos niveles de desestabilización de la estructura comunitaria de la localidad podrían estar asociados directamente a la construcción del espigón que magnifica el efecto sinérgico producido por el desplazamiento de sedimentos, producto de la dirección de las corrientes y del régimen de los vientos dominantes en la zona, correspondiendo incluso con la situación presentada en comunidades de otras latitudes (Vásquez, 2000).

El Externo presentó tasas intermedias de sedimentación-resuspensión y los valores más altos de H' y S' tanto por familia como por taxa, así como los de E' y los más bajos de D' . Estos resultados están en concordancia con la propuesta de que el incremento moderado en la carga de sedimento promueve la heterogeneidad del hábitat y la formación de parches, previniendo la monopolización del espacio por taxa competitivamente dominantes, resultando en una alza de la diversidad (Foster, 1975; Taylor y Littler, 1982; Littler *et al.*, 1983; Mc Quaid y Dower, 1990; Trowbridge, 1996), coincidiendo con la Hipótesis de las Perturbaciones Intermedias de Connell (1978) que menciona que la diversidad es más alta cuando los disturbios son intermedios a escalas de frecuencia e intensidad.

Por su parte, en las Gatas los factores abióticos no son tan extremos, tuvo el promedio más bajo de sedimentación-resuspensión a lo largo del año, la más baja hidrodinámica y por la disposición espacial de la localidad en la bahía podría suponerse que no hay una influencia muy marcada de las corrientes externas, lo cual provoca que estos factores no ejerzan tanta presión como para provocar cambios drásticos en la comunidad, lo que es consistente con sus valores intermedios de S' por familia y por taxa y de H' , E' y D' por familia. En este caso pareciera que la baja tasa de sedimentación-resuspensión no fue suficiente para promover el efecto del mantenimiento de la heterogeneidad del hábitat, disminuyendo la diversidad e incrementándose las densidades de algunas especies y con ello su dominancia, respecto del Externo.

Como se mencionó anteriormente, en el mes de septiembre hubo cambios importantes en la estructura de la comunidad. Se observaron valores intermedios en los factores abióticos más importantes como por ejemplo las tasas diarias de sedimentación-resuspensión, movimiento de agua, velocidad del viento y se registraron las más altas

temperaturas para las tres localidades lo que fue expresado en la respuesta de la fauna con valores más altos de riqueza y de diversidad estacional (aunque no para el Interno). En noviembre, que es cuando aumenta la sedimentación-resuspensión debido al cambio en la dirección de los vientos y las corrientes que producen alta hidrodinámica, así como el decremento en la temperatura, se observó una disminución en la riqueza tanto a nivel de familia como de taxa y de diversidad en las localidades Externo y Gatas; para el Interno, la riqueza se mantiene sin cambios (de septiembre a noviembre) considerando familia y taxa, sin embargo, la diversidad aumenta de 1.75 en septiembre a 1.77 en noviembre, lo cual es contrario a lo reportado previamente, considerando que también aumenta la cantidad de sedimento.

En cuanto al comportamiento de los diferentes phyla, se observó que en el Interno el phylum Mollusca presentó los valores de densidad más altos en prácticamente todo el año (excepto enero) y de abundancia relativa y el phylum Annelida la mayor abundancia relativa durante todo el estudio, aunque no para la densidad pues ésta fue mayor en el Externo; sin embargo, fueron los phyla dominantes en el Interno, monopolizando el espacio liberado por aquellas especies no tolerantes al estrés provocado posiblemente por las tasas de sedimentación-resuspensión y también por las variaciones estacionales en el clima, las olas conducidas por el viento (Carballo, 2006) y la hidrodinámica propia de esta localidad, implicando el descenso en la diversidad, inclusive con la ausencia de por lo menos 20 familias del phylum Mollusca encontradas en las otras dos localidades y el descenso de las abundancias del resto de los phyla. No obstante, las altas densidades y abundancia relativa de sólo algunas familias de éste phylum se explican porque los moluscos han colonizado muchos tipos de hábitats debido a una variedad de adaptaciones, cómo lo son la presencia de un alto espectro de fuentes de nutrición que han promovido la evolución de una diversidad de mecanismos para obtener los recursos. En general los moluscos tienen varios mecanismos de alimentación por el que obtienen su energía, ya sea pastoreo o filtración y hay casos en los cuales más de uno es usado en paralelo en respuesta a cambios ontogénicos, como el caso del género *Crepidula*, familia Calyptraeidae (Montiel *et al.*, 2005), que fue una de las familias dominantes en el Interno.

En su caso, los anélidos han invadido exitosamente todos los hábitats; particularmente los poliquetos presentan gran abundancia tanto en términos de especies como en ejemplares, siendo generalmente uno de los grupos de mayor abundancia tanto en fondos duros como en fondos blandos (Salazar-Vallejo *et al.*, 1988). Asimismo, los poliquetos pueden modificar el entorno que ocupan por sus modos de vida y patrones de alimentación y se pueden separar en modificadores de fondo duro y de fondo blando (Salazar-Vallejo *et al.*, 1988).

Para esta localidad se observó un gran decremento en la mayoría de los taxa de crustáceos y en menor caso en los otros phyla. Lo anterior fue expresado en los análisis multivariados (Fig. 27a y b), al separarse el Interno de las otras dos localidades (formación de un grupo), resultado de la variación en las abundancias observadas principalmente en los phyla Annelida, Mollusca y Arthropoda; no obstante, al analizar el nivel de familia hay una variación en la distribución de los datos, lo que pudo atribuirse a que no fueron consideradas la abundancias del phylum Annelida en los análisis.

El Externo presentó un efecto totalmente contrario, es decir valores bajos de dominancia y altos para diversidad y equitatividad en todo el ciclo anual así como las densidades más altas de la mayoría de los phyla analizados en este estudio: Annelida, Echinodermata, Sipuncula y Platyhelminthes (cuatro de seis). Lo anterior fue expresado en los análisis de clasificación (Fig. 33a) y de ordenación (Fig. 33b) en los que se observa que esta localidad, al mantener durante la mayor parte del año las mayores abundancias de estos phyla, se separe en un grupo diferente de las otras dos localidades. Aunque las abundancias son las más altas con respecto del Interno y las Gatas, hubo variaciones estacionales, lo cual fue expresado más claramente en el nMDS; a nivel de familia sólo se consideró el phylum Echinodermata.

En las Gatas, el phylum Arthropoda aportó la mayor abundancia relativa y la mayor densidad, principalmente por los órdenes Amphipoda e Isopoda; este phylum puede colonizar una gran variedad de ambientes con mucho éxito y es en los mares tropicales donde han alcanzado su mayor diversificación (Villalobos, 1998). En particular las abundancias de los seis phyla variaron estacionalmente entre las localidades, es decir no hubo dominancia de éstos (sólo el phylum Arthropoda) ni tampoco fueron las más bajas,

esto sugiere que los principales factores abióticos evaluados (sedimentación-resuspensión e hidrodinámica que tuvieron los valores más bajos) posiblemente no causaron el suficiente impacto sobre la macrofauna como para provocar cambios abruptos en las abundancias o quizás ésta variación fue resultado del impacto de otros factores bióticos y abióticos no considerados en el estudio. De tal forma que, esta variabilidad en las abundancias de los phyla se reflejó en los análisis multivariados con la dispersión de los datos (Fig. 33a y b), es decir, no se observó un patrón general de agrupación en las Gatas; asimismo, para el caso particular de las Gatas en abril de 2005, se observó que fue la estación con menor cantidad de moluscos y sipuncúlidos de todo el muestreo así como la mayor densidad de artrópodos en un caso excepcional con 1691 ind/0.1 m² y abundancia relativa del 84%, lo que se vio reflejado en el análisis multivariado con el menor porcentaje de similitud respecto de las otras localidades y temporadas.

Es importante mencionar que la elección del nivel taxonómico para analizar un grupo de datos pueden fuertemente influir los resultados obtenidos de análisis consecuentes (Chapman, 1998; Olsgard *et al.*, 1997 y 1998) y debe ser cuidadosamente considerado. Pese a lo anterior, la identificación de la fauna a niveles taxonómicos mayores que el de especie (Familia, Orden o Phylum) ha sido usado consistentemente en estudios que analizan datos sobre cambios en los ensambles macrobentónicos debido a impactos antropogénicos en medios marinos (Ellis, 1985; Warwick, 1988 a, b; Ferraro y Cole, 1990; Vanderklift *et al.*, 1996). Esta aproximación reduce el número de taxa raros en el análisis, minimizando los problemas encontrados en el análisis de matrices de datos que contienen una gran cantidad de ceros, lo cual se observó en mis datos al utilizar el nivel taxonómico de familia.

Warwick (1988a) sugirió que el resultado del análisis multivariado basado en niveles taxonómicos altos podría reflejar más cercanamente gradientes de contaminación que aquellos basados sobre las abundancias de las especies, estas últimas son más afectadas por las variables del medio natural. Algunos autores (Pearson y Rosenberg, 1978; Boesch y Rosenberg, 1981; Ferraro y Cole, 1990) han sugerido que la relevancia de niveles taxonómicos superiores puede ser una consecuencia de la estructura jerárquica de las respuestas al estrés del sistema biológico. En la hipótesis de respuesta

jerárquica al estrés proponen que, cuando se incrementa el estrés, la capacidad de respuesta de los individuos, luego de las especies, géneros, familias, órdenes, clases y finalmente phylum, se ve excedida por lo que mientras más fuerte sea el impacto de un agente que genera estrés su efecto se manifestará a un nivel taxonómico cada vez mayor (Olsgard *et al.*, 1998). A nivel taxonómico de phylum se han realizado diversos trabajos, por ejemplo Warwick (1988 a, b) y Gray *et al.* (1990), concluyeron que los análisis de los datos en el nivel de clase y phylum fueron capaces de revelar los principales patrones en la fauna en diferentes áreas de investigación. Además, es más rápido y más preciso clasificar las muestras a este nivel u otro amplio grupo que tratar de identificar a niveles taxonómicos menores (Chapman, 1998). Cabe mencionar que dichos análisis están basados en los atributos de abundancia o biomasa referidos a su fauna o flora, detectando la existencia o ausencia de diferencias entre muestras de comunidades replicadas en cualquier tiempo o espacio, debido principalmente a que operan con coeficientes de similitud/disimilitud entre un universo de pares de muestras dentro de un área de estudio (Gray *et al.*, 1990; Clarke, 1993).

Es así que la agrupación y/o gradiente observado en los análisis multivariados sugiere, en términos generales, que las diferencias espaciales y temporales fueron resultado, por lo menos parcialmente, de la influencia de los factores locales y su variación, los cuales están relacionados tanto con la ubicación geográfica como con el impacto antropogénico, de la misma forma que reporte Bautista (2006). La respuesta de la fauna a diferentes fuentes y magnitudes de disturbio, que fue reflejado en cambios en la estructura comunitaria, sirvió como indicador de impacto para este ecosistema.

Lo que es importante mencionar es que todos estos factores abióticos están actuando primordialmente sobre las comunidades de algas, las cuales constituyen el hábitat de la macrofauna, y que la respuesta al estrés o su comportamiento está sujeta a los cambios y respuestas que tienen las algas a estos factores. Esta relación hábitat-dependiente hace más difícil la interpretación de los resultados.

10. CONCLUSIONES

- Aunque los análisis estadísticos no muestran diferencias significativas en las tasas de sedimentación-resuspensión entre las localidades, el incremento observado en dichas tasas para el Interno provoca una disminución de la riqueza de taxa, baja diversidad y equitatividad, y un aumento en abundancia de aquellas poblaciones que son tolerantes a altas proporciones de sedimento.
- Este efecto se restringe al Interno, lo cual demuestra una comunidad fuertemente perturbada asociada a la construcción del espigón. La variación espacial y temporal de este efecto está asociada principalmente con el tamaño de la partícula y el movimiento de agua.
- La deposición de sedimentos y la resuspensión de material particulado, es potencialmente un factor clave en el funcionamiento de los sistemas costeros como se evidencia en este estudio. Así, tasas moderadas de sedimentación-resuspensión seguramente promueven la diversidad, previniendo la monopolización de espacio por taxa competitivamente dominantes y mantiene la aparición de nuevos parches, lo que ocurre para el Externo al presentar valores intermedios de sedimentación-resuspensión y junto con el efecto local de otros factores abióticos provoca los valores más altos de riqueza (taxa y familias), diversidad y equitatividad, así como baja dominancia (Hipótesis de las Perturbaciones Intermedias de Connell, 1978).
- En Las Gatas los factores abióticos no tienen el suficiente impacto sobre la macorfauna como para provocar cambios abruptos en su composición, lo que se expresa con valores intermedios de riqueza, diversidad, equitatividad y dominancia debido parcialmente a la disposición espacial que ésta tiene en la bahía.
- Las olas y el viento influyen temporalmente en la composición y flujo del material sedimentado en la bahía, y se sugiere que la deposición de sedimento y movimiento del agua juegan un papel definitivo en la estructura de las comunidades bajo estudio.

-
-
- El método de agrupación cluster y de ordenación, sugiere la diferenciación entre las tres localidades en las cuatro estaciones. Con base en lo observado en los resultados se puede afirmar que el nivel de phylum es el que mejor refleja esta diferenciación entre localidades y temporadas, (mayor similitud entre grupos). Así, el uso de una resolución taxonómica mayor como la de phylum tiene ventajas en este estudio, y se plantea como herramienta de análisis en estudios posteriores.
 - La Estadística descriptiva y los métodos analíticos multivariados permiten evaluar los cambios ocurridos en la macrofauna tal como en las tres localidades durante el período de estudio.
 - En este estudio se constata que la construcción del espigón altera los patrones de circulación del agua hacia ambos lados de la estructura, sin embargo, los efectos derivados, expresados en la variación en los factores físicos considerados en este estudio, modifican la estructura de las comunidades de manera negativa para el Interno y positiva para el Externo, lo cual está relacionado indudablemente a la configuración espacial de cada lado (localidad) dentro de la bahía.
 - El análisis de la macrofauna bentónica proporciona datos fundamentales que son relevantes para programas de monitoreo y vigilancia ambiental. El monitoreo es necesario para establecer la magnitud de la distribución espacial y temporal de los impactos antropogénicos en el medio. Evaluar, interpretar y predecir los cambios en la macrofauna son esenciales para identificar las estrategias adecuadas para el desarrollo de programas de manejo y conservación de la biodiversidad de ambientes marinos.
 - Los datos generados en este estudio son de gran importancia para futuros estudios ambientales, no sólo para Zihuatanejo, sino para otras zonas con este tipo de construcciones.

11. LITERATURA CITADA

- AIROLDI, L., M. FABIANO y F. CINELLI. 1995. Structure, seasonal dynamics and reproductive phenology of a filamentous turf assemblage on a sediment influenced, rocky subtidal shore. *Bot. Mar.* 38: 227-237.
- AIROLDI, L., y F. CINELLI. 1996. Early patterns of recovery of a filamentous algal turf on a rocky subtidal shore (Mediterranean Sea). *Soc. Ital. Ecol. Atti.* 17:341-344.
- AIROLDI, L., M, FABIANO y F. CINELLI. 1996. Sediment deposition and movement over a turf assemblage in a shallow rocky coastal area of the Ligurian Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 133: 241-251.
- AIROLDI, L. y F. CINELLI. 1997. Effects of sedimentation on subtidal macroalgal assemblages: an experimental study from a mediterranean rocky shore. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 215:269-288.
- AIROLDI, L. 1998. Roles of disturbance, sediment stress, and substratum retention on spatial dominance in algal turf. *Ecology*, 79: 2759-2770.
- AIROLDI, L y M, VIRGILIO. 1998. Responses of turf-forming algae to spatial variations in the deposition of sediments. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 165: 271-282.
- AIROLDI, L. 2000. Effects of disturbance, life histories, and overgrowth on coexistence of algal crusts and turfs. *Ecology*, 81: 798-814.
- AIROLDI, L. 2003. The effects of sedimentation on rocky coast assemblages. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 41: 161-236.
- ANDERSON, F. E. y L. M. MEYER. 1986. The interaction of tidal currents on a disturbed intertidal bottom with a resulting change in particulate matter quantity, texture and food quality. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 22: 19-29.
- ARAKAWA, H. y K. MATSUIKE. 1990. Influence on sedimentation velocity of brown algae zoospores and their base-plate insertion exerted by suspended matters. *Nippon Suisan Gakkaishi*, 56: 1741-1748.
- ARAKAWA, H. y K. MATSUIKE. 1992. Influence on insertion of zoospores, germination, survival, and maturation of gametophytes of brown algae exerted by sediments. *Nippon Suisan Gakkaishi*, 58: 619- 625.
- BACH, H. K., E. K. RASMUSSEN y H. H. RIBER. 1993. The application of an ecological model to assess the impact of sediment spill on benthic vegetation. En Proceedings of the 12 th Baltic Marine Biologists Symposium, E. Bjornestad (eds). Fredensborg: Olsen y Olsen, 7-15.
- BACCHIOCCHI, F. y L. AIROLDI. 2003. Distribution and dynamics of epibiota on hard structures for coastal protection. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 56: 1157-1166.

BAQUEIRO, C. E. 1975. Observaciones sobre la biología y ecología de las “almejas roja, negra y blanca” (*Megapitaria aurantiaca*, *M. squalida* y *Dosinia ponderosa*) de la Bahía de Zihuatanejo e Isla Ixtapa, Gro. Tesis Profesional. Fac. Ciencias Universidad Nacional Autónoma de México 117 pp.

BARKO, J. W., D. GUNNINSON y S. R. CARPENTER. 1991. Sediment interaction with submersed macrophyte growth and community dynamics. *Aquatic Botany*, 41: 41-65.

BAUTISTA, G. E. 2006. Diversidad y abundancia de esponjas perforadoras en dos sistemas arrecifales de Bahías de Huatulco (Oaxaca, México). Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología, Unidad Académica Mazatlán, Universidad Nacional Autónoma de México 101 pp.

BAVESTRELLO, G., R. CATTANEO-VIETTI, R. DANOVARO y M. FABIANO. 1991. Detritus rolling down a vertical cliff of the Ligurian Sea (Italy): the ecological role in hard bottom communities. *P.S.Z.N.I: Marine Ecology*, 12: 281-292.

BAVESTRELLO, G., R. CATTANEO-VIETTI, C. CERRANO, R. DANOVARO y M. FABIANO. 1995. Anual sedimentation rates and role of the resuspension processes along a vertical cliff (Ligurian Sea, Italy). *Journal of Coastal Research*, 11: 690-696.

BECKLEY, L. E. y A. Mc LACHLAN. 1980. Studies on the littoral seaweed epifauna of St. Croix Island 2. Composition and summer standing stock. *S. Afr. J. Zool.*, 15: 170 – 176.

BHOSLE, N. B., S. S. SAWANT, P. D. SANKARAN y A. B. WAGH. 1989. Sedimentation of particulate material in stratified and non-stratified water columns in the Bombay High area of the Arabian Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 57: 225-236.

BILYARD, R. G. 1987. The value of benthic infauna in marine pollution monitoring studies. *Marine Pollution Bulletin*, 18 (11): 581-585.

BIRJE, J., VERLAQUE, M. y F. POYDENOT. 1996. Macrophytobenthos des platiers rocheux intertidaux et semi-exposés de la région de Safi-Essaouira (Maroc occidental). *Oceanologica Acta* 19: 561-574.

BLOMQVIST, S. y L. HAKANSON. 1981. A review on sediment traps in aquatic environments. *Archiv fur Hydrobiologie*, 91:101-132.

BOESCH, D. F. y R. ROSENBERG. 1981. Response to stress in marine benthic communities. En *Stress Effects on Natural Ecosystems*. G.W. Barret y R. Rosenberg (eds), John Wiley, Londres p 179-200.

BRAY, J. R. y J. T. CURTIS. 1957. An ordination of the upland forest communities of Southern Wisconsin. *Ecological Monographs*, 27: 325-349.

BRIONES, F. P. y E. LOZANO, 1977. Aspectos generales sobre la biología y pesquerías de las langostas (*Panulirus inflatus* y *P. gracilis*) en Zihuatanejo, Gro. y áreas circunvecinas. Tesis profesional, Fac. de Ciencias Universidad Nacional Autónoma de México 50 pp.

BUTMAN, C. A., W. D. GRANT y K. D. STOLZENBACH. 1986. Predictions of sediment trap biases in turbulent flows: a theoretical analysis based on observations from the literature. *Journal of Marine Research*, 44:601-644.

CANDELARIA, S. C. 1985. Caracterización de la ficoflora de la localidad de Puerto Escondido, Guerrero. Tesis Profesional. Fac. de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México 172 pp.

CAPUZZO, J. M., W. V. BURT., I. W. DUEDALL., D. R y P. K. KESTER. 1985. The impact of waste disposal in nearshore environments. En *Wastes in the Oceans. Vol. 6 Nearshore waste disposal*, B. H. Ketchum (eds). Nueva York: John Wiley, 3-38.

CARBALLO, J. L. 2006. Effects of natural sedimentation on the structure of tropical rocky sponge assemblages. *Ecoscience*, 13 (1): 119-130.

CARBALLO, J. L. y E. ÁVILA. 2004. Population dynamics of a mutualistic interaction between the sponge *Haliclona caerulea*, and the red alga *Jania adherens*. *Marine Ecology Progress Series*, 279: 93-104.

CARBALLO, J. L. y S.A. NARANJO. 2002. Environmental health assessment of a large marine industrial complex based on a community of benthic filter-feeders. *Marine Pollution Bulletin*, 44: 605-610.

CARBALLO, J. L., S.A. NARANJO y J.C. GARCÍA GÓMEZ. 1996. The use of sponges as stress indicators in marine ecosystems at Algeciras Bay (Southern Iberian Peninsula). *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 135: 109-122.

CARRASCO. F.D. y V.A. GALLARDO. 1989. La contaminación marina y el valor de la macroinfauna bentónica en su evaluación y vigilancia: casos de estudio en el litoral de Concepción, Chile. *Biología Pesquera*, 18: 15-27.

CHAPMAN, M. G. 1998. Variability in trail-following and aggregation in *Nodilittorina unifasciata* Gray. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 224: 49-71.

CHAPMAN, A. S. y R. L. FLETCHER. 2002. Differential effects of sediments on survival and growth of *Fucus serratus* embryos (Fucales, Phaeophyceae). *Journal of Phycology*, 38:894-903.

CLARKE, K. R. y R. H. GREEN. 1988. Statistical design and analysis for a "biological effects" study. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 46: 213-226.

CLARKE, K. R. 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*, 18: 117-143.

CLARKE, K. R. y R. M. WARWICK. 1994. *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*. Natural Environment Research Council, Reino Unido, 144 pp.

CONNELL, J. H. 1978. Diversity in Tropical Rain Forests and Coral Reefs. High diversity of trees and corals is maintained only in a nonequilibrium state. *Science*, New Series, 199: 1302-1310.

D'ANTONIO, C.M. 1986. Role of sand in the domination of hard substrata by the intertidal alga *Rhodomela larix*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 27: 263-275.

DALY, M. A y A. C. MATHIESON. 1977. The effect of sand movement on intertidal seaweeds and selected invertebrates at Bound Rock; New Hampshire, USA *Mar. Biol.* 43: 45-55.

DANULAT, E. P., J. GARCIA-ALONSO y YANNICELLI. 2002. First Assessment of the highly contaminated harbour of Montevideo, Uruguay. *Marine Pollution Bulletin*, 44: 551-576.

DEAN, R. L. y J. H. CONNELL. 1987. Marine invertebrates in an algal succession. II. Tests of hypotheses to explain changes in diversity with succession. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 109: 217-247.

DEUSER, W. G., ROSS, E. H. y R. F. ANDERSON. 1981. Seasonality in the supply of sediment to the deep Sargasso Sea and implications for the rapid transfer of matter to the deep ocean. *Deep Sea Res.* 28: 495-505.

DEVINNY J. S. y L. A. VOLSE. 1978. The effect of sediments on the development of *Macrocystis pyrifera* gametophytes. *Mar. Biol.*, 48: 343-348.

DEYSHER, L. E. y T. A. DEAN 1986. In situ recruitment of sporophytes of the giant kelp *Macrocystis pyrifera* (L). C. A. Agardh: effects of physical factors. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* , 103: 41-63.

DODGE, R. E. y A. SZMANT-FROELICH. 1985. Effects of drilling fluids on reef corals: a review. En *Wastes in the Ocean. Vol. 4. Energy wastes in the Ocean*, I. W. Duedall (eds.) Nueva York. John Wiley, 341-364.

ELLIS, D. 1985. Taxonomic sufficiency in pollution assessment. *Marine Pollution Bulletin* 16: 459.

ELLISON, J. C. 1998. Impacts of sediment burial on mangroves. *Marine Pollution Bulletin*, 37: 420-426.

FALACE, A. y G. BRESSAN. 1995. Some observations on algal colonization of artificial structures situated in the proximity of underwater pipes off Lignano-Grado (north Adriatic Sea). En *Proceedings of the 30 th European Marine Biological Symposium, Southampton, Reino Unido, september 1995*, L.E. Hawkins (eds). Southampton: University of Southampton, 313-318.

FELLOWS, D. A., D. M. KARL y G. A. KNAUER. 1981. Large particulate fluxes and the vertical transport of living carbon in the upper 1500 m of the Northeast Pacific Ocean. *Deep Sea Res.* 28: 921-936.

FERRARO, S. P. y F. A. COLE. 1990. Taxonomic level and simple size sufficient for assessing pollution impacts on the Southern California Bight macrobenthos. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 67: 251-262.

FIELD, J. G., K. R. CLARKE y R. M. WARWICK. 1982. A practical strategy for analyzing multispecies distribution patterns. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 8: 37-52.

FOSTER, M.S. 1975. Algal succession in a *Macrocystis pirifera* forest. *Marine Biology* 32:313-329.

FOWLER S. W. y G. A. KNAUER. 1986. Role of large particles in the transport of elements and organic compounds through the oceanic water column. *Prog. Oceanogr.* 16: 147- 194.

GAMBI, M. C., M. C. BUIA, E. CASOLA y M. SCARDI. 1989. Estimates of water movement in *Posidonia oceanica* beds: a first approach. En *International workshop on Posidonia beds*. C. F. Boudouresque, A. Meinesz, E. Fresi y V. Gravez, GIS (eds.) Posidonie, France, 2: 101-112.

GARCÍA, E. 1973. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Koppen. (Para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana). *Inst. Geog. Univ. Nal. Autón. México*. 264 pp.

GARCÍA, E. y C. M. DUARTE. 2001. Sediment retention by a Mediterranean *Posidonia oceanica* meadow: the balance between deposition and resuspensión. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 52: 505-514.

GEE, J. M. y R. M. WARWICK. 1994. Metazoan community structure in relation to the fractal dimensions of marine macroalgae. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 103: 141-150.

GERODETTE, T. y A. O. FLECHSIG. 1979. Sediment-induced reduction in the pumping rate of the tropical sponge *Verongia lacunosa*. *Mar Biol.* 55: 103-110.

GIBBS, M. M. 2001. Sedimentation , suspension, and resuspension in Tasman Bay and Beatrix Bay, New Zealand, two contrasting coastal environments which thermally stratify in summer. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 35: 951-970.

GIBBONS, M. J. 1988. The impact of sediment accumulations, relative habitat complexity and elevation on rocky shore meiofauna. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 122: 225 - 241.

GIBBONS, M. J. 1991. Rocky shore meiofauna: A brief overview. *Trans Roy. Soc. Afr.* 47: 595-603.

GRAY, J. 1981. *The ecology of marine sediments*. An Introduction to the Structure and Function of Benthic Communities. Cambridge University Press. Gran Bretaña. 185 pp.

GRAY, J.S., K.R. CLARKE, R.M. WARWICK, y G. HOBBS. 1990. Detection of the initial effects of pollution on marine benthos: an example from the Ekofisk and Eldfisk oil-fields, North Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 66: 285-299.

GULLIKSEN, B. 1982. Sedimentation close to a near vertical rocky wall in Balsfjorden, Northern Norway. *Sarsia*, 67: 21-27.

HARVEY, M. D. GAUTHIER y J. MUNRO. 1998. Temporal changes in the composition and abundance of the macro-benthic Invertebrate communities at dredged material disposal sites in the Anse à Beaufils, Baie des Chaleurs, Eastern Canada. *Marine Pollution Bulletin*, 36 (1): 41-55.

HENDRICKX, M. E. 1993. Crustáceos Decápodos del Pacífico Mexicano. Pp 271-318. en Biodiversidad Marina y Costera de México. S. I. Salazar-Vallejo y N. E. González (eds.) Comisión Nacional de Biodiversidad y CIQRO, México 000 pp.

HENLEY, W. F., M. A. PATTERSON, R. J. NEVES y A. D. LEMLY. 2000. Effects of sedimentation and turbidity on lotic food webs: a concise review for natural resource managers. *Reviews in Fisheries Science*, 8: 125-139.

HICKS, G. R. F. 1977 a. Observations on the substrate preference of marine phytal harpacticoids (Copepoda). *Hidrobiologia*, 56: 7-9.

HICKS, G. R. F. 1977 b. Species composition and zoogeography of marine phytal harpacticoids copepods from Cook Strait, and their contribution to total phytal meiofauna. *N. Z. J. Mar. Freshwat. Res.* 11: 441-469.

HISCOCK, K. 1983. Water movement, (in:) Sublittoral ecology. The ecology of the shallow sublittoral benthos, R. Earll y D.G. Erwin (eds.), Clarendon Press, Oxford, 58-96 pp.

HONJO, S. 1980. Material fluxes and modes of sedimentation in the mesopelagic and bathypelagic zones. *J. Mar. Res.* 38: 53-97.

HOPCROFT, R. R, J. C. ROOF y J. A. BERGES. 1990. Size-fractionated sedimentation in a tropical neritic ecosystem near Klingston, Jamaica. *Cont. Shelf. Res.*, 10: 795-806.

HUBBS, C. L. y RODEN G. I. 1964. Oceanography and marine life along the Pacific Coast of Middle América. En: Wauchope R. (Ed.). A Handbook of Middle American Indians. University of Texas Press. Texas, USA 143-186.

IRVING, A. D. y S. CONNELL. 2002. (a) Sedimentation and light penetration interact to maintain heterogeneity of subtidal habitats: algal versus invertebrate dominated assemblages. *Marine Ecology Progress Series*, 245:83-91.

IRVING, A. D. y S. CONNELL. 2002. (b) Interactive effects of sedimentation and microtopography on the abundance of subtidal turf-forming algae. *Phycologia*, 41 (5): 517-522.

JORGENSEN, L. L. y B. GULLIKSEN. 2001. Rocky bottom fauna in arctic Kongsfjord (Svalbard) studied by means of suction sampling and photography. *Polar Biology*, 24: 113-121.

KEEN, M. 1971. *Sea shells of tropical west America*. Stanford University Press, Stanford. 1064 pp.

KENDRICK, G. A. 1991. Recruitment of coralline crusts and filamentous turf algae in the Galapagos archipelago: effect of simulated scour, erosion and accretion. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 147: 47-63.

KEOUGH, M. J. y G. P. QUINN. 1998. Effects of periodic disturbances from trampling on rocky intertidal algal beds. *Ecological applications: a publication of the Ecological Society of America (USA)*. 8 (1) 141-161.

KIM, K. Y., CHOI, T. S., HUH, S. H. y D. J. GARBARY. 1998. Seasonality and community structure of subtidal benthic algae from Daedo Island, Southern Korea. *Botanica Marina* 41: 357-365.

KRÖNCKE, I., J. W. DIPPNER, H. HEYEN y B. ZEISS. 1998. Long term changes in macrofaunal communities off Norderney (East Frisia, Germany) in relation to climate variability. *Marine Ecology Progress Series*, 167: 25-36.

LALLI, C. M. y T. R. PARSONS. 1997. *Biological Oceanography. An Introduction*. 2nd ed. 314 pp.

LEWIS, F. G. 1987. Crustacean epifauna of seagrass and macroalgae in Apalachee Bay, Florida, USA. *Mar. Biol.* 94: 219-229.

LINDBERG, D. R., ESTES, J. A. y K. I. WARHEIT. 1998. Human influences on trophic cascades along rocky shores. *Ecological Applications* 8: 880-890

LITTLER, M.M., MARTZ, D.R. y D.S. LITTLER. 1983. Effects of recurrent sand deposition on rocky intertidal organisms: importance of substrate heterogeneity in a fluctuating environment. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 11: 129-139.

LOPEZ, G. N. A. 1993. Caracterización de la ficoflora sublitoral de Acapulco y Zihuatanejo, Gro. Tesis Profesional. Fac. de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México 89 pp.

LOPEZ, G. N. A. 1996. "Comunidades de algas submareales de la Costa Grande de Guerrero". Tesis de Maestría. Fac. de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México.

LOPEZ, G. N. A. 2001. "Variabilidad fenotípica e implicaciones taxonómicas en especies de algas submareales de Playa La Ropa, Zihuatanejo, Gro.". Tesis de Doctorado. Fac. de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México.

LUMB, C. M. 1990. Algal depth distributions and long-term turbidity changes in the Menai Strait, North Wales. *Prog Underwat Sci.* 15: 85-99.

LUND-HANSEN, L. C. 1991. Sedimentation and sediment accumulation rates in a low-energy embayment. *Journal of Coastal Research* 7:969-980.

MAGURRAN, A.E. 1988. *Ecological Diversity and its Measurement*. Princeton University Press, Princeton, NJ. 179 pp.

MARGALEF, R. 1972. *Ecología Marina*. Fundación La Salle. Editorial Dossat S.A., España 100-115.

MARSHALL, D. J. y C. D. McQUAID. 1989. The influence of respiratory responses on the tolerance to sand inundation of the limpets *Patella granularis* L. (Prosobranchia) and *Siphonaria capensis* Q. et G. (Pulmonata). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 128: 191-201.

MAUGHAN, B. C. 2001. The effects of sedimentation and light on recruitment and development of a temperate, subtidal epifaunal community. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 256: 59-71.

McCLANAHAN. T. R. 1990. Kenyan coral reef-associated gastropod assemblages: distribution and diversity patterns. *Coral Reefs* 9: 63-74.

McQUAID, C. D. y K. M. DOWER. 1990. Enhancement of habitat heterogeneity and species richness on rocky shores inundated by sand. *Oecología* 84: 142-144.

MENGUE, B. A., BERLOW, E. L., NAVARRETE, C. A. y S. B. YAMADA. 1994. The keystone species concept: variation in interaction strength in a rocky intertidal habitat. *Ecological Monographs* 64: 249-286.

MILLS, E. L. 1975. Benthic organisms and the structure of marine ecosystem. *J. Fish Res Bd. Can.* 32: 1657-1663.

MONTIEL, Y. A., O. R. CHAPARRO y C. J. SEGURA. 2005. Changes in feeding mechanisms during early ontogeny in juveniles of *Crepidula fecunda* (Gastropoda, Calytraeidae). *Marine Biology*, 147:1333-1342.

MOORE, P. G. 1972. Particulate matter in the sublittoral zone of an exposed coast and its ecological significance with special reference to fauna inhabiting kelp holdfasts. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 10: 59-80.

MOORE, P. G. 1977. Inorganic particulate suspensions in the sea and their effects on marine animals. *Oceanogr Mar. Biol. A. Rev.* 15: 225-363.

MURICY, G. 1991. Structure des peuplements de spongiaires autour de Pégout de Cortiou (Marseille, France). *Vie Milieu*, 41: 205-221.

NARANJO, S. A., J. L. CARBALLO y J.C. GARCÍA-GÓMEZ. 1996. Effects of environmental stress on ascidian populations in Algeciras Bay (Southern Spain). Possible marine bioindicators? *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 144: 45-71.

NAVA, H. H. 2004. Efecto de la complejidad del hábitat sobre la distribución y estructura de las poblaciones de esponjas litorales de la Bahía de Mazatlán (Sinaloa, México). Tesis de maestría. Universidad Nacional Autónoma de México. 70 pp.

NETTO, S. A., R. M. WARWICK y M. J. ATTRILL. 1999. Meiobenthic and macrobenthic community structure in carbonate sediments of rocs atoll (North-East, Brazil). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 48: 39-50.

OLSGARD, F., P. J. SOMERFIELD y M. R. CARR. 1997. Relationships between taxonomic resolution and data transformations in analyses of a macrobenthic community along an established pollution gradient. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 149: 173-181.

OLSGARD, F., P.J. SOMERFIELD y M.R. CARR. 1998. Relationships between taxonomic resolution, macrobenthic community patterns and disturbance. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 172: 25-36.

PEARSON, T. H. y R. ROSENBERG. 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanogr. Mar. Biol.* 16: 229-311.

PEINERT, R., A. SAURE, P. STEGMANN, C. STIENEN, H. HAARDT y V. SMETACEK. 1982. Dynamics of primary production and sedimentation in a coastal ecosystem. *Neth J. Sea. Res.* 16: 276-289.

PIELOU, E. C. 1969. *An introduction to Mathematical Ecology*. Wiley, Nueva York. 286 pp.

PIELOU, E. C. 1977. *Mathematical Ecology*. John Wiley y Sons. Nueva York, 385 pp.

PINET, P. R. 2003. *Invitation to Oceanography*. Jones y Bartlett (eds.) Third Edition, 350 pp.

POSEDEL, N. y J. FAGANELLI. 1991. Nature and sedimentation of suspended particulate matter during density stratification in shallow coastal waters (Gulf of Trieste, Northern Adriatic). *Mar Ecology Pres Ser.* 77: 135-145.

PUSKARIC, S., S.W. FOWLER y J.C. MIQUEL. 1992. Temporal changes in particulate flux in the Northern Adriatic Sea. *Estuar. Coast Shelf Sci.* 35: 267-287.

RAMÍREZ DE LA TORRE, C. 2005. Análisis de la estructura comunitaria de fondos blandos submareales, en áreas de dragado de sedimento, Bahía Mejillones del Sur-Antofagasta. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias del Mar de la Universidad Católica del Norte, Coquimbo, Chile, 127 pp.

RICHMOND, R.H. 1993. Coral reefs: present problems and future concerns resulting from anthropogenic disturbance. *American Zoologist* 33: 524-536.

ROBERTS, D.E. SMITH, A., AJANI, P. y A.R. DAVIS. 1998. Rapid changes in incrusting marine assemblages exposed to anthropogenic point-source pollution: a "Beyond BACI" approach. *Marine Ecology Progress Series* 163: 213-224.

ROBLES, C. 1982. Disturbance and predation in an assemblage of herbivorous Diptera and algae on rocky shores. *Oecologia* 54: 23-31.

ROGERS, C. S. 1990. Responses of coral reefs and reef organisms to sedimentation. *Marine Ecology Progress Series* 62: 185-202.

ROSENBERG, R. 1977. Effects of dredging operations on estuarine benthic macrofauna. *Marine Pollution Bulletin* 8(5): 102-104.

RYAN, P. A. 1991. Environmental effects of sediment on New Zealand streams: a review. *New Zealand Journal of Marine and Fresh Water Research* 25: 207-221.

SAIZ-SALINAS, J. I. y J. URKIAGA-ALBERDI. 1999. Faunal response to turbidity in a man-modified bay (Bilbao, Spain). *Marine Environmental Research* 47: 331-347.

SALAZAR-VALLEJO, S., DE LEÓN-GONZÁLEZ J. A. y H. SALAICES-POLANCO. 1988. Poliquetos (Annelida: Polichaeta) de México. Libros Universitarios. Universidad Autónoma de Baja California Sur. 212 pp.

SANTOS, R. 1993. A multivariate study of biotic and abiotic relationships in a subtidal algal stand. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 94: 181-190.

SARMA, A. L. N. y P. N, GANAPATI. 1972. Faunal associations of algae in the intertidal region of Visakhapatnam (India). *Proc. Indian Nat. Sci. Acad.*, 38: 380-396.

SCHROETER, S. C., DIXON, J. D., KASTENDIEK, J. y R. O. SMITH. 1993. Detecting the ecological effects of environmental impacts: a case study of kelp forest invertebrates. *Ecological Applications* 3: 331-350.

SCOFFIN T. P. 1970. The trapping and binding of subtidal carbonate sediments by marine vegetation in Bimini lagoon, Bahamas. *J. Sedim. Petrol.* 40: 249 – 273.

SEAPY, R. R. y M. M. LITTLER. 1982. Population and species diversity fluctuations in a rocky intertidal community relative to severe aerial exposure and sediment burial. *Mar. Biol.* 71: 87-96.

SHAFFER, J. A, D. S., PARKS. 1994. Seasonal variation in and observations of landslide impacts on the algal composition of a Puget Sound nearshore kelp forest. *Bot. Mar.* 37: 315-323.

SLATETTERY, M. y D. BOCKUS. 1997. Sedimentation in McMurdo Sound, Antartica: a disturbance mechanism for benthic invertebrates. *Polar Biology*, 18: 172-179.

SMETACEK, V. 1984. The supply of food to the benthos. En: Fasham; M.J.R. (ed.) Flows of energy and materials in the marine ecosystems. Theory and practice. Plenum Press, Nueva York, p. 517-547.

SMITH, F. y J. D. WITMAN. 1999. Species diversity in subtidal landscapes: maintenance by physical processes and larval recruitment. *Ecology* 80: 51-69.

-
-
- SNEATH, P. H. A. y R. R. SOKAL. 1973. *Numerical Taxonomy*. W.H. Freeman, San Francisco. 358 pp.
- SOUSA, W. P., SCHROETER, S. C. y S. D. GAINES. 1981. Latitudinal variations in intertidal algal community structure: the influence of grazing and vegetative propagation. *Oecologia* 48: 297-307.
- SOUTHWOOD, T.R. 1978. *Ecological Methods*. Chapman y Hall, Londres. 524 pp.
- STEPHENS, K, W., R. SHELDON y T. R. PARSONS. 1967. Seasonal variations in the availability of food for benthos in a coastal environment. *Ecology*, 48: 852-855.
- STEWART, J. G. 1982. Anchor species and epiphytes in intertidal algal turf. *Pacif. Sci.* 36: 45-59.
- TAYLOR, P. R. y M. M. LITTLER. 1982. The roles of compensatory mortality, physical disturbance, and substrate retention in the development and organization of a sand-influenced, rocky- intertidal community. *Ecology* 63: 135-1546.
- TOVAR, M. E. y A. M. SÁNCHEZ, 1974. Descripción de las variaciones estacionales de algunos grupos planctónicos en relación con elementos ambientales en la Bahía de Zihuatanejo. Tesis Profesional, Fac. Ciencias Universidad Nacional Autónoma de México. 34 pp.
- TROWBRIDGE, C. D. 1996. Demography and phenology of the intertidal green alga *Codium setchelli*: the enigma of local scarcity on sand-influenced rocky shores, *Mar. Biol.* 127 (2), 341-351.
- URBANO A. B. 2004. Estructura comunitaria de gasterópodos de Zihuatanejo, Guerrero. Tesis Profesional. Fac. de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México 67 pp.
- VALDÉS DE ANDA, M. 2006. "Contribución al estudio de los cangrejos sublitorales de la región de Zihuatanejo, Gro. México." Tesis Profesional. Fac. de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México 83 pp.
- VANDERKLIFT M. A., WARD T. J. y C. A. JACOBY. 1996. Effect of reducing taxonomic resolution on ordinations to detect pollution-induced gradients in macrobenthic infaunal assemblages. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 136: 137-145.
- VÁSQUEZ, J. A. 2000. Evaluación de impacto ambiental. Proyecto Complejo Portuario Mejillones. Áreas de dragado y de vertido de sedimentos.
- VERMAAT, J. E., N. S. R. AGAWIN, M. D. FORTES, J. S. URI, C. M. DUARTE, N. MARBÁ, S. ENRIQUEZ y M. VAN VIERSEN. 1997 The capacity of seagrasses to survive increased turbidity and siltation: The significance of growth form and light use. *Ambio* 26: 499-504.

VILLALOBOS, H. J. L. 1998. *Taxonomía de los crustáceos con énfasis en el Orden Decapoda*. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México. 42 pp.

WARWICK, R. M. 1988a. Analysis of community attributes of the macrobenthos of Frierfjord/Langesundfjord at taxonomic levels higher than species. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 46: 167-170.

WARWICK, R. M. 1988b. The level of taxonomic discrimination required to detect pollution effects on marine benthic communities. *Mar. Pollut. Bull.* 19: 259-268.

WARWICK, R. M. y K. R. CLARKE. 1998. Taxonomic distinctness and environmental assessment. *J. Appl. Ecol.* 35, 532-543.

WASSMANN, P. 1985. Sedimentation of particulate material in Nordasvennet, a hypertrophic, land-locked fjord in western Norway. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 22: 259-271.

WINDOM, H. L. 1976. Environmental aspects of dredging in the coastal zone. *CRC Critical Review of Environmental Control* 7: 91-109.

WYRTKI, R. 1965. Corrientes superficiales del Océano Pacífico oriental tropical. *Bull. Am. Trop. Tuna. Com.* 9(5):270-295

YAÑEZ-ARANCIBIA, A. 1978. Taxonomía, ecología y estructura de las comunidades de peces en lagunas costeras con bocas efímeras del Pacífico de México. *Centro. Ciencias del Mar y Limnología. Universidad Nacional Autónoma de México, Publ. Esp.,* 2: 1-306.

YOUNG, C. M. y F. S., CHIA. 1984. Microhabitat-associated variability in survival and growth of subtidal solitary ascidians during the first 21 days after settlement. *Mar. Biol.*, 81: 61-68.

ZAR, J. H. 1999. *Biostatistical Analysis*. 4th Edition. Prentice-Hall. Upper Saddle River, Nueva Jersey 929 pp.

ZYMMERMAN, L., JUTTE, P. y R. VAN DOLAH. 2003. An environmental assessment of the Charleston ocean dredged material disposal site and surrounding areas alter partial completion of the Charleston harbor deepening projet. *Marine Pollution Bulletin* 46: 1408-1419.

12. APÉNDICES

Apéndice I

Resumen de resultados de factores abióticos obtenidos para las tres localidades y cuatro estaciones (abril, septiembre y noviembre de 2005 y enero de 2006) en Zihuatanejo Gro. Los valores más altos se expresan en negritas.

	INTERNO				EXTERNO				GATAS			
	abril	sept	nov	ene	abril	sept	nov	ene	abril	sept	nov	ene
sed total (gps · m ⁻² · d ⁻¹)	506.6		801.4	245	290	500.4	755	162.8	158	413.8	692.1	101.8
grano grue (gps · m ⁻² · d ⁻¹)	387.2		445.5	114	161.2	309.9	430.5	87.9	120.7	230.9	450.1	45.1
grano fino (gps · m ⁻² · d ⁻¹)	82		236.6	74.9	84.9	127.1	246	42.2	27.9	150.1	201	41.5
gran muy fin (gps · m ⁻² · d ⁻¹)	36.8		119.3	56	43.9	63.4	78.5	32.5	9.4	32.8	40.9	15
Luz (lum · m ²)	78.86	36.25	76.01		78.52	61.92	68.55		76.83	76.22	79.22	
hidrodinámica % desgaste	27	29	45	14	34	32	36	24	13	20	30	13
Precipitación		•				•				•		
Viento (Km/h)	>8.93	8.93	<8.93	<8.93	>8.93	8.93	<8.93	<8.93	>8.93	8.93	<8.93	<8.93
Temp. °C	29	32	28	29	29	32	28	29	29	32	29	29

Apéndice II

Resumen de resultados de factores bióticos obtenidos para las tres localidades y cuatro estaciones (abril, septiembre y noviembre de 2005 y enero de 2006) en Zihuatanejo Gro. Los valores más altos se expresan en negritas.

Densidad Annelida (No./0.1m ²)	267.5	270.6	325	257.5	306.3	323.7	385	485.6	212.5	150	331.8	238.1
Densidad Mollusca (No./0.1m ²)	153.1	239.3	242.5	211.8	136.2	153.7	108.7	302.5	45	110.6	201.8	393.1
Densidad Arthropoda (No./0.1m ²)	129.4	96.25	74.4	55	485	313.7	465	301.2	1691	226.3	1170	704.3
Densidad Echinoderm (No./0.1m ²)	26.25	63.75	30.62	13.7	110.6	74.37	73.75	270.6	64.37	92.1	41.25	38.7
Densidad Sipuncula (No./0.1m ²)	3.12	3.75	5.62	3.75	8.75	21.2	5	27.5	2.5	6.25	4.37	13.1
Densidad Platyhelminth (No./0.1m ²)	3.12	0.625	3.12	1.87	4.37	3.75	8.75	3.75	0.625	4.37	5.62	3.12
Abun.Rel Annelida (%)	44	40	48	48	29	36	36	34	11	27	20	17
Abun.Rel Mollusca (%)	28	36	36	39	13	17	10	21	2	18	11	28
Abun.Rel Arthropo (%)	22	14	11	10	46	35	44	21	84	38	66	51
Abun.Rel Echinod (%)	4	9	4	2	11	10	9	22	3	15	3	3

Abun.Rel Sipunc (%)	1	1	1	1	1	2	<1	2	<1	1	<1	1
Abun.Rel Platyhel (%)	1	<1	<1	<1	<1	<1	1	<1	<1	1	<1	<1
Riqueza taxa	32	34	34	31	45	44	36	42	34	41	33	35
Riqueza fam	23	24	24	22	32	34	26	31	25	31	23	27
H'	1.63	1.75	1.77	1.49	2.3	2.68	2.31	2.14	2.29	2.36	1.94	1.74
E	0.52	0.54	0.55	0.48	0.66	0.76	0.71	0.62	0.71	0.69	0.62	0.53
D	0.41	0.37	0.31	0.4	0.17	0.1	0.16	0.2	0.18	0.16	0.22	0.31

Apéndice III

a) Prueba de Tukey HSD para detectar diferencias entre las estaciones por las tasas de deposición de **sedimento total** en Zihuatanejo Gro. Las diferencias significativas se marcan en negritas con $p < 0.05$. Error: MS = 3781.4, df = 33.000

Estación	abril	noviembre	enero
abril		0.001	0.008
noviembre	0.001		0.000
enero	0.008	0.000	

b) Prueba de Tukey HSD para detectar diferencias entre las estaciones por las tasas de deposición de sedimento grueso en Zihuatanejo Gro. Las diferencias significativas se marcan en negritas con $p < 0.05$. Error: MS = 2889.0, df = 33.000

Estación	abril	noviembre	enero
abril		0.100	0.017
noviembre	0.100		0.000
enero	0.017	0.000	

c) Prueba de Tukey HSD para detectar diferencias entre las estaciones por las tasas de deposición de sedimento fino en Zihuatanejo Gro. Las diferencias significativas se marcan en negritas con $p < 0.05$. Error: MS = 779.87, df = 33.000

Estación	abril	noviembre	enero
abril		0.002	0.511
noviembre	0.002		0.000
enero	0.511	0.000	

d) Prueba de Tukey HSD para detectar diferencias entre las estaciones por las tasas de deposición de sedimento muy fino en Zihuatanejo Gro. Las diferencias significativa se marcan en negritas con $p < 0.05$. Error: MS = 194.66, df = 33.000

Estación	abril	noviembre	enero
abril		0.105	0.784
noviembre	0.105		0.024
enero	0.784	0.024	

APÉNDICE IV

Valores de la prueba de t para comparar H' entre localidades para cada muestreo (los valores de t que **no** presentan diferencias significativas se marcan en negritas).

	interno-externo		interno-gatas		externo-gatas	
	$p < 0.05$		$p < 0.05$		$p < 0.05$	
	t	$g.l$	t	$g.l$	t	$g.l$
abril	6.27	597.47	5.48	577.16	0.08	507.52
sept	10.99	978.82	6.42	879.26	3.79	707.65
nov	5.97	853.04	1.93	928.68	4.48	807.55
ene	7.65	637.08	2.71	764.16	6.09	1516.1