

Comunidades de equinodermos en la región de Tunantal, Golfo de Cariaco, Venezuela

María Cecilia Gómez-Maduro¹ & Iván Hernández-Ávila^{2,3}

1. Escuela de Ciencias Aplicadas del Mar, Universidad de Oriente; Cecilia_bmarina@hotmail.com
2. Departamento de Ciencias, Unidad de Cursos Básicos, Universidad de Oriente.
3. Laboratoire Environnement Profond, Ifremer, Plouzané, France; Ivan.Hernandez@ifremer.fr

Recibido 03-VI-2014. Corregido 09-X-2014. Aceptado 01-XII-2014.

Abstract: Echinoderms communities in the Tunantal area, Gulf of Cariaco, Venezuela. Echinoderms are relevant in the structure of marine benthic assemblages, both due their diversity and their ecological niche. However, studies related with occurrence, abundance and patterns of distribution of echinoderms in Venezuela are still scarce. In the present study we describe the echinoderms in shallow-waters habitats (corals patches, *Thalassia* beds, sandy bottom, rocky subtidal shore, and mouth of river) at Tunantal bay, Golfo de Cariaco, Venezuela, an area that face threats related with the increase of urban development. Samples were performed during September - October 2010 and February - April 2011, using quantitative (1 m² plots) and qualitative diving observations. Measurements include density, number of species, evenness, Shannon diversity and similarities between habitats based on Bray-Curtis and Sorensen Indexes. Differences in the structure of echinoderm assemblages were detected between habitats. The overall number of echinoderm species in the area was estimated in 40 ± 3.02 . Coral patches and rocky shores showed more species and abundance, evenness and Shannon diversity than others habitats. Although the former habitats are similar in evenness and Shannon diversity, differences in the structure of the assemblages were detected. In coral habitats *Echinometra viridis*, *Ophiactis savignyi* and *Ophiothrix angulata* were the dominants species of the assemblages, meanwhile in rocky shores *E. lucunter* and *Ophiocoma echinata* were dominants in abundance followed by *Ophionereis reticulata*. Other habitats of the bay (*Thalassia* beds, sandy bottom and mouth of river) showed very low diversity and abundance of echinoderms, in some cases only occasional occurrence. Substrate heterogeneity is proposed as the main driving factor of the diversity and structure of the echinoderms assemblages in the bay. Moreover coral patches and rocky shores offer a substratum to dominant species (*E. viridis*, *E. lucunter* and *O. echinata*), but habitat differences in terms of substratum, depth and wave stress could explain the differences in the echinoderm assemblage. The overall echinoderm diversity is promoted by the differences of habitats in the bay and the changes of species composition between habitats. Rev. Biol. Trop. 63 (Suppl. 2): 195-207. Epub 2015 June 01.

Key words: Caribbean, shallow environments, *Echinometra*, assemblage, diversity.

La distribución espacial y la abundancia de los equinodermos están principalmente definidas por la influencia de factores físico-químicos y biológicos que operan durante cada estadio de su ciclo vital (Jones & Andrew, 1992; Levin, 2000), así como por las interacciones inter e intraespecíficas en los ecosistemas que habitan (Barry & Dayton, 1991). Existe una gran diversidad de factores y procesos que juegan un papel crucial en la dinámica y estructura de sus poblaciones, entre estos factores la

depredación (Tegner & Dayton, 1981; Sala, 1997), el asentamiento y el reclutamiento son considerados como los de mayor relevancia y los más estudiados (Young & Chia, 1982; Ebert, 1983; Hereu, 2004). Sin embargo, otros factores como la disponibilidad de recursos tróficos (Menge, 1992), los factores ambientales como la temperatura, salinidad o el hidrodinamismo (Drouin, Himmelman & Béland, 1985; Tyler, Young & Clarke, 2000), las relaciones de competencia inter e intraespecífica (Hagen &

Mann, 1992) y las enfermedades (Hagen, 1999) parecen ser también muy relevantes en la conformación de los ensambles de equinodermos.

La complejidad y heterogeneidad espacial del hábitat juegan un papel muy importante en la estructuración de las comunidades bentónicas (Andrew, 1993; Benedetti-Cecchi & Cinelli, 1997; Underwood, 2000; Freeman & Rogers, 2003; Kelaher, 2003; Chapman & Underwood, 2008) ya que, entre otras características, promueven la diversidad y coexistencia entre las especies (Bell, McCoy & Mushinsky, 1991; Kolasa & Pickett, 1991; Attrill, Strong & Rowden, 2000; Downes, Lake, Schreiber & Glaister, 1998, 2000). A pesar de esto, el estudio de la influencia de la estructura física del hábitat en la estructura de las comunidades ha recibido menos atención que otros factores como la competencia o la depredación (McCoy & Bell, 1991). Muchos trabajos realizados sobre equinodermos en el Caribe cubren sólo inventarios faunísticos, dejando un vacío de información en lo que respecta a su estructura comunitaria en los diferentes ambientes, sin embargo, algunos autores han enfocado sus trabajos al estudio de patrones de distribución de equinodermos con relación al ambiente (Devaney, 1974; Lewis & Bray, 1983; Hendler & Pawson, 2000; Celaya-Hernández, Solís-Marín, Laguarda-Figueras, Durán-González & Ruiz Rodríguez, 2008; Hernández-Ávila, 2010).

Además de los trabajos enfocados en inventarios y taxonomía, las investigaciones en equinodermos en Venezuela han abordado interacciones tróficas (Bitter, Molinet & Penchaszadeh, 1980; Bitter & Penchaszadeh, 1983; Bitter 1984, 1999); ecología poblacional (Pompa, Prieto & Manrique 1989; Penchaszadeh & Molinet 1994; Noriega, 1998; Tagliafico, Rangel & Rago, 2011), reproducción (Espinoza, Reyes, Himmelman & Lodeiros, 2008; Reyes, 2014), y estudios en estructura comunitaria donde se considera este filo (Cruz-Motta, 2007; Hernández-Ávila 2010; Hernández-Ávila, Tagliafico & Rago, 2013; Fernández, Jiménez & Allen 2014). Una compilación de estos trabajos se presenta en

Lodeiros et al. (2013). En particular en el Golfo de Cariaco se presentan amenazas relacionadas con el crecimiento poblacional y el desarrollo urbano, pero los estudios de línea base sobre equinodermos son escasos y limitados en general a la identificación de especies (ver revisión en Gómez-Maduro & Hernández-Ávila, 2011).

Para comprender y analizar la distribución de los organismos en el ecosistema es necesario el conocimiento de la presencia, abundancia y distribución espacial de las poblaciones, así de la conformación de los ensambles (Andrew & Mapstone, 1987; Turner, 1989; Underwood, 2000). Por ello se plantea la realización de estudios más detallados sobre la distribución de las comunidades de equinodermos, como parte importante de la fauna bentónica local. El presente estudio tiene como objetivo describir los cambios en la estructura de las comunidades de equinodermos en diferentes ambientes costeros, utilizando como caso de estudio la bahía de Tunantal, Golfo de Cariaco, Venezuela.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de Estudio: La bahía de Tunantal se encuentra ubicada en la parte central del Golfo de Cariaco, Venezuela, entre los 10° 26' 34" N y 63° 59' 53" W, presentando una profundidad inferior a 20 m y es considerada una zona relativamente desprotegida de los vientos alisios (Gutiérrez, 1999). Sin embargo esta se encuentra protegida del oleaje por ser una bahía ubicada dentro un golfo. Hacia el extremo oeste de la bahía se encuentran algunos manglares y hacia la parte central de esta se observa la desembocadura del Río Tunantal. Presenta variedad de ambientes marinos entre los que se pueden mencionar praderas de *Thalassia testudinum*, pequeños parches de corales y zonas de sustrato rocoso y arenoso-limoso de influencia marina, así como ambientes arenosos bajo descargas estacionales de ríos (obs. pers.).

Trabajo de Campo: Las colectas de campo comprendieron dos periodos, el primero se ejecutó durante septiembre - octubre de 2010, y el segundo durante febrero - abril

de 2011. Estos periodos corresponden a las épocas de lluvias con baja intensidad de viento y al periodo seco con influencia de surgencia costera, respectivamente. De acuerdo a las características ambientales del entorno se establecieron cuatro estaciones ubicadas a lo largo de la línea de costa, y tipificadas en cinco tipos de ambientes: coralino, sustrato rocoso, praderas de *T. testudinum*, fondo arenoso y desembocadura del río de Tunantal, a profundidades comprendidas entre 0 a 5 m. En cada estación fueron muestreados al azar al menos siete cuadrantes de 1 m² (N = 37), y fueron colectados los equinodermos encontrados para su posterior identificación en el laboratorio, excepto aquellas especies grandes que pudieran ser identificadas en el campo. Además se utilizó un nucleador de 8 pulgadas de diámetro para la recolección de especies infaunales. Adicionalmente fueron realizados muestreos cualitativos de buceo libre en cada uno de los ambientes (18 muestreos en grupos de 2 - 3 personas), con el fin de poder capturar especies que pudieran no ser colectadas en los muestreos donde se emplearon los cuadrantes. Una vez obtenidos los ejemplares, estos fueron narcotizados con una pequeña cantidad de “mentol cristal”, para lograr que éstos se relajaran y expusieran algunas estructuras importantes para la identificación, además para colocarlos en una posición que permitiera apreciar mejor las proporciones corporales. Seguidamente fueron fijados en alcohol etílico al 70 %. Una vez en el laboratorio cada uno de los ejemplares fueron identificados a nivel de especie (Gómez-Maduro & Hernández-Ávila, 2011).

Análisis de Datos: A cada cuadrante se determinó la densidad (ind m⁻²), la riqueza o número de especies en cada colecta (S), la diversidad de Shannon (H) y equidad de Pielou (J) descritos en Ramírez (1999). Se calculó la diversidad general para el área basada en la curva de estimación del número de especie con respecto al número de individuos colectados, con la utilización del programa ESTIMATE, permutando 300 veces el orden de las colectas. Con la finalidad de comparar los ambientes,

los descriptores univariados anteriormente señalados fueron analizados a través de una prueba t-student. Con el propósito de detectar si existen diferencias entre las comunidades de equinodermos presentes en los diferentes ambientes muestreados en cuanto a la magnitud de las abundancias de cada especie en los mismos se determinó el índice de similitud de Bray-Curtis entre las réplicas de cada ambiente, así como el índice de Sorensen (descritos en Ramírez, 1999) para estimar diferencias cualitativas entre hábitats. Para comprobar si existen diferencias en la composición de las comunidades entre ambientes diferentes, se empleó la prueba multivariada no paramétrica ANOSIM (Clarke, 1988) utilizando 9999 permutaciones. Adicionalmente se realizó un análisis SIMPER para determinar las especies que contribuyen a las diferencias entre los ensambles.

RESULTADOS

La ocurrencia de equinodermos en la bahía de Tunantal fue de 72.72 % en 55 colectas realizadas con el empleo de cuadrantes y buceos cualitativos que incluyeron todos los ambientes y los dos periodos de muestreos. Los ambientes coralinos, compuestos principalmente por *Millepora* sp., y en menor proporción por otras especies de corales, presentaron un 100 % de ocurrencia de equinodermos, así como los ambientes rocosos. Sin embargo las praderas de *T. testudinum* presentaron una ocurrencia de equinodermos relativamente baja (21.42 %) tomando en cuenta todas las praderas muestreadas. En los ambientes arenosos se obtuvo una ocurrencia un poco mayor (42.85 %), pero los ejemplares allí colectados pertenecieron a una sola especie. La riqueza general fue de 40 ± 3.02 especies, abarcando todas las zonas de muestreo, la curva de diversidad acumulada denota una estabilización de la tasa de especies encontradas en relación al tamaño muestra, por lo que se considera que la diversidad obtenida es un reflejo de la diversidad del área (Fig. 1).

En los ambientes coralinos se obtuvo un total de 30 especies (Cuadro 1), considerando las colectas realizadas con cuadrantes y los

CUADRO 1
Número total de ejemplares en los ambientes muestreados durante el presente estudio

TABLE 1
Total number of collected specimens between habitats

Especies	M(17)	R(11)	T(17)	A(8)	DR(+10)
Asteroidea					
<i>Oreaster reticulatus</i>			1		
Ophiuroidea					
<i>Ophiothrix angulata</i>	183	41			
<i>Ophiactis savignyi</i>	160	42			
<i>Ophiocomella ophiactoides</i>	73	43			
<i>Ophiocoma echinata</i>	1	110			
<i>Ophionereis reticulata</i>	40	70			
<i>Ophioderma appressa</i>	43	28			
<i>Ophioderma cinerea</i>	12	2			
<i>Ophionereis squamulosa</i>	5	9			
<i>Ophiolepis paucispina</i>	3	10			
<i>Amphiura stimpsoni</i>	12				
<i>Ophiocoma pumila</i>		8			
<i>Ophioderma rubicunda</i>	5	1			
<i>Amphipholis squamata</i>	2	3	1		
<i>Ophiocoma wendtii</i>		3			
<i>Ophioderma brevispina</i>	1		1		
<i>Ophionereis olivacea</i>		2			
<i>Amphipholis januarii</i>	2				
<i>Ophiocnida scabriuscula</i>	1		1		
<i>Ophioderma brevicauda</i>			1		
<i>Ophiophragmus</i> sp.					1
<i>Ophiactis algicola</i>	1				
Echinoidea					
<i>Echinometra viridis</i>	237	44			
<i>Echinometra lucunter</i>	8	82			
<i>Lytechinus variegatus</i>	42	25	1		
<i>Arbacia punctulata</i>	14		1		
<i>Leodia sexiesperforata</i>				8	
<i>Eucidaris tribuloides</i>	2	1			
<i>Clypeaster</i> sp.			2		
<i>Tripneustes ventricosus</i>		1			
<i>Diadema antillarum</i>	1				
Holothuroidea					
<i>Holothuria (Platyperona) parvula</i>	41				
<i>Pseudothyone belli</i>	5	2			
<i>Holothuria (Halodeima) grisea</i>	2		1		
<i>Isostichopus badiionotus</i>	3				
<i>Holothuria (Thymiosycia) arenicola</i>	2				
<i>Holothuria (cystipus) cubana</i>	2				
<i>Holothuria (Selenkothuria) glaberrima</i>	1				
<i>Holothuria (Semperothuria) surinamensis</i>	1				
<i>Chiridota rotifera</i>	1				

M. *Millepora* sp. (corales); R. Rocoso; T. *Thalassia testudinum*, A. arena; DR. Desembocadura del Río Tunantal. Entre paréntesis número de colectas.

M. *Millepora* sp. (corals); R. Rocky subtidal shore; T. *Thalassia testudinum*; A. sandy bottom; DR. mouth of Tunantal river. In brackets numbers of collections.

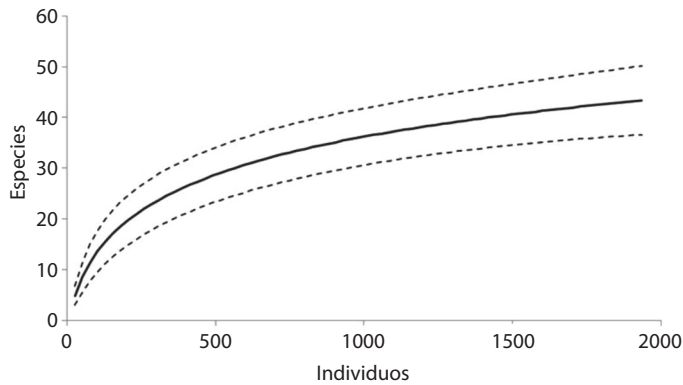


Fig. 1. Curva general de especies acumuladas durante el presente estudio. Líneas discontinuas representan los intervalos de confianza al 95 %.

Fig. 1. General accumulative curve of species during sampling collection. Dashed lines represent 95 % confidence intervals.

buceos cualitativos. Las especies más abundantes fueron *Echinometra viridis*, *Ophiactis savignyi* y *Ophiothrix angulata*. En los sustratos rocosos se colectaron un total de 21 especies de equinodermos, donde dominaron *Ophiocoma echinata*, *Echinometra lucunter*, *Ophionereis reticulata* y *E. viridis*. Contrastando con estos resultados, en los sustratos arenosos sólo se obtuvo una especie, *Leodia sexiesperforata*. En las praderas de *T. testudinum* se obtuvo 10 especies, pero ninguna alcanzó densidades mayores a 1 ind m⁻². En la desembocadura del Río Tunantal, con el empleo del nucleador, solo se colectó un ejemplar de *Ophiophragmus* sp.

Se encontraron diferencias estadísticas (Cuadro 2) entre ambientes en los indicadores univariados estudiados. En general los sustratos rocosos y coralinos mostraron mayor riqueza, abundancia, diversidad y equidad que el resto de los ambientes (Fig. 2). Incluso algunas comparaciones, especialmente con ambientes de arena y en la desembocadura del río, estuvieron limitadas por la nulidad de las estimaciones. Sin embargo, estos resultados no se atribuyen a insuficiencia en los muestreos sino a las características propias de los ambientes estudiados. Adicionalmente se destaca que la riqueza de equinodermos fue mayor en parches de *Thalassia* (0.21 ± 0.43 especies por muestreo) que en los ambientes de arena y desembocadura del

río, aunque es relativamente diferente a otros parches de *Thalassia* estudiados en la región.

En lo que se refiere a las características de los ensamblajes de equinodermos en corales y rocas, de las 27 especies de equinodermos colectadas en los dos ambientes, 13 fueron comunes para ambos ambientes, siete exclusivas de sustratos coralinos y siete sólo aparecieron en sustratos rocosos. El ambiente coralino presentó además mayor abundancia de equinodermos (83.00 ± 9.66 ind m⁻²), mientras que el sustrato rocoso exhibió una abundancia promedio de equinodermos de 50.55 ± 5.08 ind m⁻² ($t = 7.091$, $p = 0.0001$).

A pesar de esto, los valores de diversidad de Shannon más altos se presentaron en el ambiente rocoso, con un promedio de 2.71 ± 0.37, pero con menor riqueza (9.66 ± 0.91) y aunque los ambientes coralinos presentaron mayor riqueza de especies (10.57 ± 0.84), la diversidad fue menor (2.31 ± 0.31). Sin embargo estos valores no mostraron diferencias significativas, respectivamente ($t = 0.691$, $p = 0.251$ y $t = 0.733$, $p = 0.238$). Tal como sucedió con la diversidad, la equidad fue menor en corales, exhibiendo un promedio de 0.71 ± 0.08 debido a que especies como *E. viridis*, *O. savignyi* y *O. angulata*, presentaron altas abundancias, dominando entre las demás especies y reduciendo así la equidad y, por ende, la diversidad. En los cascajos la equidad fue levemente mayor, con

CUADRO 2

Valores de la prueba t y valor p (error tipo I) (sección superior e inferior de cada matriz respectivamente), para las comparaciones entre ambientes de cada descriptor comunitario

TABLE 2

T test values and p-value (error type I) (upper and lower section of each matrix respectively) for comparisons between environments of each community descriptor

Diversidad					
	Coral	Rocoso	<i>Thalassia</i>	Arena	Des. Rio
Coral		0.691	18.246	14.319	18.246
Rocoso	0.251		13.486	11.619	13.486
<i>Thalassia</i>	< 0.0001	< 0.0001		1.401	*
Arena	< 0.0001	< 0.0001	0.105		1.401
Des. Rio	< 0.0001	< 0.0001	*	0.105	
Riqueza					
	Coral	Rocas	<i>Thalassia</i>	Arena	Des. Rio
Coral		0.733	12.201	12.067	12.456
Rocoso	0.238		10.268	10.122	10.488
<i>Thalassia</i>	< 0.0001	< 0.0001		1.808	1.166
Arena	< 0.0001	< 0.0001	0.047		5.363
Des. Rio	< 0.0001	< 0.0001	0.128	0.000	
Densidad					
	Coral	Rocoso	<i>Thalassia</i>	Arena	Des. Rio
Coral		7.091	19.560	19.203	19.601
Rocoso	0.0001		28.796	11.619	13.486
<i>Thalassia</i>	< 0.0001	< 0.0001		1.335	1.166
Arena	< 0.0001	< 0.0001	0.115		1.576
Des. Rio	< 0.0001	< 0.0001	0.128	0.083	
Equidad					
	Coral	Rocoso	<i>Thalassia</i>	Arena	Des. Rio
Coral		2.295	22.381	22.381	22.381
Rocoso	0.131		21.134	21.134	21.134
<i>Thalassia</i>	0.0142	< 0.0001		*	*
Arena	< 0.0001	< 0.0001	*		*
Des. Rio	< 0.0001	< 0.0001	*	*	

*Prueba t nula.

un promedio de 0.83 ± 0.05 pero las diferencias no son significativas ($t = 2.295$, $p = 0.131$).

La estructura de los ensamblajes de equinodermos entre ambientes coralinos y rocosos mostró diferencias significativas en base al índice de similitud de Bray-Curtis (ANOSIM $R = 0.846$, $gl = 1$, $p = 0.0001$). El porcentaje de similitud de Bray-Curtis obtenido entre los ambientes coralinos y cascajos, presentó un valor relativamente bajo entre los ambientes ($27.25 \pm 1.55\%$), lo cual se debe a las especies comunes entre ambos ambientes. El análisis SIMPER indica que nueve especies acumulan el 90 % de la contribución a las diferencias entre los ensamblajes. Entre estas se encuentran *E. viridis*, *O. savignyi*, y *O. angulata*, las

cuales presentaron densidades mucho mayores en ambientes coralinos (27.71 ± 7.63 , 21.00 ± 4.50 y 17.57 ± 2.87 ind m^{-2} respectivamente) que en ambientes rocosos (< 5 ind m^{-2} en todos casos). Adicionalmente, especies abundantes en ambientes rocosos como *O. echinata* y *E. lucunter* (13.38 ± 2.02 , 8.88 ± 1.67 ind. m^{-2} respectivamente) estuvieron casi ausentes en los muestreos de ambientes coralinos. Completan este grupo *O. reticulata*, *O. ophiactoides*, *O. appressa* y *L. variegatus* con variaciones menores (Fig. 3).

Adicionalmente, los porcentajes del índice de similitud de Bray-Curtis dentro de cada ambiente fueron mayores, en los ambientes coralinos $61.39 \pm 2.39\%$ y en ambientes

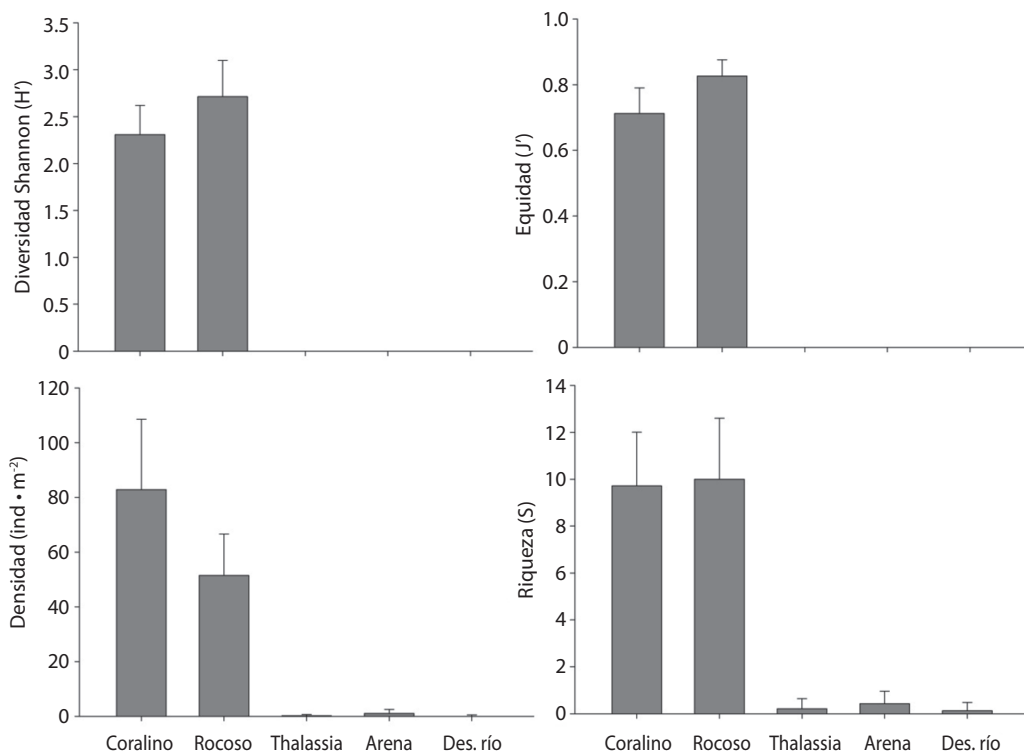


Fig. 2. Promedios y desviación estándar de los indicadores comunitarios entre los hábitats en la bahía de Tunantal.
Fig. 2. Mean and standard deviation of community index between habitats in Tunantal bay.

rocosos 51.35 ± 2.30 %, estos resultados reflejan la variabilidad de los ensamblajes dentro de cada ambiente. A pesar que los ambientes presentan mayor similitud dentro de sí mismos en cuanto a la estructura de los ensamblajes, se presenta una variación relativamente alta a escala espacial pequeña dentro de cada ambiente.

En cuanto al coeficiente de comunidad de Sorensen, se observó mayor afinidad entre sustrato coralino y rocoso (58.33 ± 1.05 %), resultado de la cantidad de especies comunes entre estos dos ambientes, a pesar que sus abundancias difieran considerablemente según el sustrato (lo cual no está reflejado en el índice). Sin embargo, al igual que lo detectado con el índice de Bray-Curtis, las diferencias entre los ensamblajes son significativas (ANOSIM $R = 0.703$, $gl = 1$, $p = 0.0001$). Así mismo, se presentó una mayor afinidad del índice de Sorensen dentro de cada ambiente, en sustrato rocoso

se observó el mayor porcentaje con un valor de 71.03 ± 1.37 % y en menor grado dentro del ambiente coralino (68.46 ± 1.56 %). Lo anterior sugiere que, aunque existe cierta variabilidad interna en composición de especies, los cambios a escala pequeña dentro de cada ambiente se deben principalmente a cambios en la abundancia de las especies entre las muestras.

DISCUSIÓN

La composición de equinodermos de la bahía de Tunantal y sus adyacencias presenta diferencias con respecto a otras localidades de Venezuela y del Caribe. A pesar que se encontraron altas abundancias y ocurrencias de especies que son comunes en otras zonas, tales como: *E. viridis*, *O. angulata*, *O. savignyi*, *O. echinata*, *O. ophiactoides*, *E. lucunter* y *L. variegatus* (Zoppi, 1967; Hendler, Miller, Pawson & Kier,

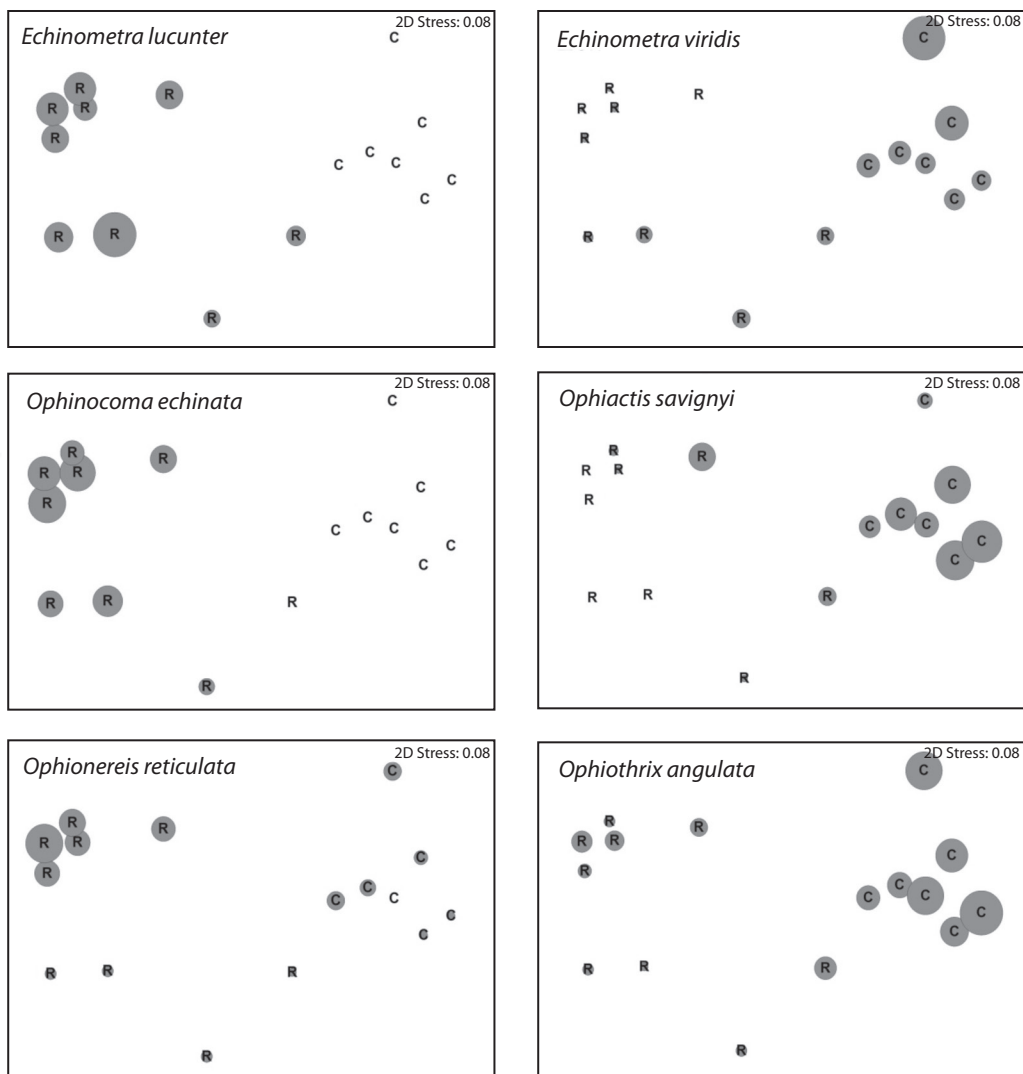


Fig. 3. MDS basado en la similitud de Bray-Curtis entre los ensambles en sustrato rocoso (R) y coralino (c). El tamaño de los círculos presenta la abundancia relativa de las especies entre los ambientes.

Fig. 3. MDS based on the Bray-Curtis index between echinoderm assemblages in rocky shores (R) and corals (c). The size of the bubble represents the relative abundance of a particular species between the habitats.

1995; Serafy, 1979; Hernández-Ávila, 2010). Así mismo, se notó la ausencia o poca frecuencia de otras especies del Phylum que son señaladas como comunes para la región oriental del país y para la mayor parte del Caribe. Sin embargo, el área de muestreo contemplado sólo incluye una pequeña zona del Golfo de Cariaco y el método de muestreo sólo permite abarcar zonas someras, y algunas de las especies de equinodermos reportadas tanto a nivel regional,

nacional y del Caribe se encuentran preferiblemente en aguas más profundas y en zonas con mayor complejidad ambiental (Zoppi, 1967, Hernández-Ávila, 2010, Lodeiros et al., 2013). Aun cuando la diversidad local se encuentra bien representada, a escala regional pueden presentarse variaciones importantes.

La estimación de la diversidad general en la zona basada en la curva de estimación del número de especies con respecto al número

de individuos colectados mostró una aproximación a la asíntota, lo que sugiere que con el aumento en el número de colectas, la incorporación de nuevas especies se reduce. Sin embargo, hubo gran cantidad de colectas realizadas en sustratos arenosos, praderas de *T. testudinum* y desembocadura del Río Tunantal en las que no se obtuvieron ejemplares.

Se señala una clara diferencia en cuanto a las especies colectadas en praderas de *T. testudinum* según lo obtenido por Hernández-Ávila (2010), quien consiguió un valor asíntótico de diversidad general para las praderas de *Thalassia* en la Isla de Cubagua, Venezuela, de 23.1. En el presente trabajo solo fueron encontradas 10 especies en un total de 18 colectas, 14 cuadrantes y cuatro buceos cualitativos donde fueron colectadas la mayoría de las especies con frecuencias y abundancias muy bajas. Esta notable diferencia en cuanto a la riqueza y densidades de las especies dentro de este tipo de ambiente entre la localidad de Tunantal y la Isla de Cubagua, se pudiera deber a que las praderas de fanerógamas de esta isla presentan una heterogeneidad ambiental más compleja que las del presente estudio ya que éstas no forman una pradera uniforme sino que se incorporan cascajos, rocas, corales, esponjas, agregaciones del alga calcárea *Halimeda* y del bivalvo *Arca zebra*, y espacios arenosos, lo que proporciona hábitats adicionales donde pueden encontrarse no solo especies que se asocian a hojas y rizomas de *Thalassia* (Hernández-Ávila, 2010). Mientras que en Tunantal el parche de *Thalassia* es continuo y desprovisto casi en su totalidad de rocas, agregaciones de algas o invertebrados sésiles.

En cuanto a la baja ocurrencia de equinodermos en la desembocadura del río se puede inferir que ésta se debe a los cambios bruscos de salinidad que ocurre en esta zona. Una de las características relevantes de este Phylum es que son exclusivamente marinos y, excepcionalmente, viven en las desembocaduras de algunos estuarios; la invasión del medio dulceacuícola ha sido restringida por su intercambio gaseoso a nivel epidérmico y por la ausencia de estructuras excretoras y

osmoreguladoras (Gaitán-Espitia, 2008). Esta condición podría estar limitando su distribución en estas zonas de descarga de agua dulce. Además, se constató que este ambiente solo presentó sustratos arenosos o areno-fangoso, lo cual pudiera limitar el desarrollo comunidades de equinodermos diversas y abundantes, especialmente de especies epifaunales. En referencia a los sustratos arenosos, solo se colectó *L. sexiesperforata*, la cual es característica de estos ambientes debido a sus hábitos excavadores. Telford y Mooi (1986) sugirieron que esta especie se restringe exclusivamente a sedimentos biogénicos carbonatados. Así mismo, se ha señalado que esta especie puede incrementar sus densidades a medida que se encuentran más alejadas de zonas arrecifales donde habitan peces que puedan depredarlas (Frazer, Lindberg & Stanton, 1991)

Los dos tipos de sustratos en los que se encontró mayor heterogeneidad de los valores de los índices evaluados en este estudio, sustratos rocosos y corales dominados por *Millepora* sp., no presentaron diferencias significativas en cuanto a la diversidad de Shannon, equidad de Pielou y riqueza, pero sí en las abundancias totales. Así tenemos que la fauna de equinodermos asociada a sustrato coralino exhibió mayor abundancia que en sustratos rocosos. Estos resultados se asemejan a los obtenidos por Lewis & Bray (1983) en Barbados, consiguiendo que la mayor densidad de ofiuros en ambientes coralinos se debe a sus características crípticas, por lo que estos ambientes brindan un hábitat ideal para las especies. Así mismo, Pompa et al. (1989) comentan que la heterogeneidad morfológica del sustrato caracterizado por la presencia de rocas de diferentes tamaños y especies de corales, tales como *Millepora alcicornis*, *Porites porites* y *Diploria strigosa* brindan a los erizos mayor superficie de fijación.

La mayor diversidad encontrada en ambientes rocosos y coralinos en comparación a los otros ambientes evaluados, se dan en función de las diferencias en las heterogeneidades topográficas de cada hábitat. Similar a lo encontrado en este estudio, Bolaños, Bourg,

Gómez y Alvarado (2005) en su evaluación de la abundancia de equinodermos en una laguna arrecifal en Costa Rica, encontraron que los valores más altos del índice de diversidad se presentaron en las estaciones constituidas por sustratos coralinos, los cuales obtuvieron valores de equidad mayores. Adicionalmente estos autores reportaron que los ambientes de sustratos arenosos y pastos marinos presentaron muy baja abundancia y diversidad de equinodermos, así como se señala en este trabajo; igualmente encontraron diferencias significativas en cuanto a la diversidad y número de individuos por especie entre sustratos.

Coincidiendo con las especies más abundantes reportadas por Bolaños et al. (2005) se nombran a *O. echinata*, *O. appressa*, *E. lucunter* y *E. viridis* en ambientes de corales y roca coralina. Así mismo, Hendler y Pawson (2000) señalan como comunes a estas especies, y adicionalmente a *O. angulata*, *O. reticulata* y *O. savignyi* para ambientes coralinos en Belice. Estas especies también son categorizadas como abundantes y comunes por otros autores para el resto del Caribe (Hendler et al., 1995; Alvarado, Solís-Marín, & Ahearn, 2008; Gaitán-Espitia, 2008).

Un componente importante que pudiera explicar la diferencia en diversidad y composición de los ensamblajes entre los diferentes ambientes, es la diferencia en heterogeneidad del sustrato. De acuerdo con Gladstone (2007) existe una relación directa entre la riqueza de especies y la heterogeneidad ambiental. Adicionalmente la complejidad estructural determina la percepción y comportamiento de los organismos bentónicos, que a su vez influye en la dinámica de las poblaciones y la estructura comunitaria del ecosistema (Kostylev, Courtney, Robert & Todd, 2003). Aunado a esto, las interacciones entre las especies también se ven influenciadas por la mayor heterogeneidad ambiental, un caso es que en los ambientes más heterogéneos modula las relaciones competitivas, así como aquellas de depredador - presa favoreciendo la diversidad en ambos casos. A diferencia de un hábitat más simple donde se podría dar lugar la dominancia de una especie

y/o eliminación de otras, de esta manera ocurre una disminución de la diversidad general (Peterson, Allen & Holling, 1998.). Sin embargo, la ocurrencia de hábitats con distintos grados de heterogeneidad en un área pequeña como la bahía de Tunantál, promueve cambios en composición de especie de los ensamblajes lo cual favorece la diversidad general.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue parcialmente financiado por la Comisión de Investigación CI-UDONE. Yuruaní Fuentes y Roberto Pfeiffer participaron en el trabajo de campo. Juan Capelo puso a disposición bibliografía y acceso a la colección de invertebrados del Museo Oceanológico Hermano Benigno Román, Fundación La Salle, Isla de Margarita, Venezuela. Las especies identificadas en el presente estudio se encuentran depositadas en la colección antes mencionada.

RESUMEN

Los equinodermos son un grupo importante en la estructura de las comunidades bentónicas, tanto por su diversidad como por su relevancia ecológica, sin embargo los trabajos dirigidos al conocimiento de la presencia, abundancia y distribución espacial de este grupo en Venezuela aún son escasos. Se comparó la estructura de las comunidades de equinodermos en diferentes hábitats en la región de Tunantál, Golfo de Cariaco, Venezuela. Se realizaron muestreos durante septiembre - octubre de 2010 y febrero - abril 2011 mediante buceos cualitativos y con la utilización de cuadrantes de 1 m², en zonas someras en ambientes de parches de corales, praderas de *Thalassia testudinum*, sustrato arenoso, rocoso y la desembocadura del Río Tunantál, identificando y contabilizando los equinodermos presentes. Se determinó la densidad, riqueza y diversidad de Shannon, así como los índices de similitud de Bray-Curtis y Sorensen. Se detectó diferencias en la estructura comunitaria entre los hábitats. La riqueza general de equinodermos se estimó en 40 ± 3.02 especies. Los parches coralinos y sustratos rocosos exhibieron mayor riqueza, abundancia de especies, diversidad de Shannon y equidad que el resto de los hábitats, aunque estos últimos resultaron similares en cuanto a equidad y diversidad de Shannon, se detectaron diferencia en la estructura de las comunidades. En los parches de coral la especie dominante fueron *Echinometra viridis*, *Ophiactis savignyi* y *Ophiothrix angulata*. Mientras que en el ambiente rocoso las especies

Echinometra lucunter y *Ophiocoma echinata* mostraron la mayor frecuencia y abundancia seguido por *Ophioneis reticulata*. Los otros ambientes de la bahía (praderas de *T. testudinum*, fondo arenoso y desembocadura del río) mostraron muy baja diversidad y abundancia de equinodermos, en algunos casos con ocurrencias ocasionales. Se propone la heterogeneidad de los sustratos como el principal promotor de las diversidades y estructuración de las comunidades de equinodermos en la zona. Por lo que los corales y sustratos rocosos ofrecen los hábitats a las especies dominantes (*E. viridis*, *E. lucunter* y *O. echinata*), pero las diferencias de los ambientes en cuanto a los sustratos, profundidad y presión por oleaje pueden dar a lugar a estas diferencias en las comunidades. La diversidad general de equinodermos es producto de la presencia de gran variedad de ambientes y de los cambios en composición de especies entre los ambientes.

Palabras clave: Caribe, ambientes someros, *Echinometra*, ensamble, diversidad.

REFERENCIAS

- Alvarado, J., Solís-Marín, F. A., & Ahearn, C. (2008). Equinodermos (Echinodermata) del Caribe Centroamericano. *Revista Biología Tropical*, 56(Supl. 3), 37-55.
- Andrew, N. (1993). Spatial heterogeneity, sea urchin grazing and habitat structure on reefs in temperate Australia. *Ecology*, 74, 292-302.
- Andrew, N., & Mapstone, B. (1987). Sampling and the description of spatial pattern in marine ecology. *Oceanography and Marine Biology: Annual Review*, 25, 39-90.
- Attrill, M., Strong, J., & Rowden, A. (2000). Are macroinvertebrate communities influenced by structural complexity?. *Ecography*, 23, 114-121.
- Barry, J., & Dayton, P. (1991). Physical heterogeneity and the organization of marine communities. In J. Kolasa, & S. T. A. Pickett (Eds). *Ecological Heterogeneity* (pp. 270-320). Berlin: Springer-Verlag.
- Bell, S., McCoy, E., & Mushinsky, H. (1991). *Habitat structure: the physical arrangement of objects in space*. London: Chapman and Hall.
- Benedetti-Cecchi, L., & Cinelli, F. (1997). Spatial distribution of algae and invertebrates in the rocky intertidal zone of the Strait of Magellan: are patterns general?. *PLOS Biology*, 18, 337-343.
- Bitter, R. (1984). Composición de la dieta de *Astropecten marginatus* (Echinodermata: Asteroidea.) *Boletín Instituto Oceanográfico de Venezuela, Universidad de Oriente*, 23, 169-176.
- Bitter, R. (2000). Nicho complementario en tres especies de Asteroideos del género *Astropecten*. *CROIZATIA*, 1, 31-37.
- Bitter, R. & Penchaszadeh, P. (1983). Ecología trófica de dos estrellas de mar del género *Astropecten* coexistentes en Golfo Triste, Venezuela. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 18, 163-180.
- Bitter, R., Molinet, R., & Penchaszadeh, P. (1980). Interacción trófica entre dos estrellas de mar (*Astropecten riensis* y *Tethyaster vestitus*) en Golfo Triste, Venezuela. *Boletín Instituto Oceanográfico Sao Paulo*, 29, 61-63.
- Bolaños, N., Bourg, A., Gómez, J., & Alvarado, J. J. (2005). Diversidad y abundancia de equinodermos en la laguna arrecifal del Parque Nacional Cahuita, Caribe de Costa Rica. *Revista Biología Tropical*, 53(Supl. 3), 285-290.
- Celaya-Hernández, E., Solís-Marín, F., Laguarda-Figueroa, A., Durán-González, A., & Ruiz Rodríguez, T. (2008). Asociación a sustratos de los erizos regulares (Echinodermata: Echinoidea) en la laguna arrecifal de Isla Verde, Veracruz, México. *Revista Biología Tropical*, 56(Supl. 3), 281-295.
- Chapman, M., & Underwood, A. (2008). Scales of variation of gastropod densities over multiple spatial scales: comparison of common and rare species. *Marine Ecology Progress Series*, 354, 147-160.
- Clarke, R. (1988). *Detecting change in benthic community structure* (Proceedings XIVth International Biometric Conference, Namur). Belgium: Société Adolphe Quételet.
- Colwell, R. (2013). *Estimates: Statistical estimation species richness and shared species from samples*. Version 9. Retrieved from <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates/>
- Cruz-Motta, J. (2007). Análisis espacial de las comunidades tropicales intermareales asociadas a los litorales rocosos de Venezuela. *Ciencias Marinas*, 33, 133-148.
- Devaney, D. (1974). Shallow-water echinoderms from British Honduras, with a description of a new species of *Ophiocoma* (Ophiuroidea). *Bulletin of Marine Science*, 24, 122-164.
- Downes, B., Lake, P., Schreiber, E., & Glaister, A. (1998). Habitat structure and regulation of local species diversity in a stony, upland stream. *Ecological Monographs*, 68, 237-257.
- Downes, B., Lake, P., Schreiber, E., & Glaister, A. (2000). Habitat structure, resources and diversity: the separate effects of surface roughness and macroalgae on stream invertebrates. *Oecologia*, 123, 569-581.
- Drouin, G., Himmelman, J., & Bêland, T. (1985). Impact of tidal salinity fluctuations on echinoderm and

- mollusc populations. *Canadian Journal of Zoology*, 63, 1377-1387.
- Ebert, T. (1983). Recruitment in echinoderms. In M. Janoux, & J. M. Lawrence (Eds.). *Echinoderm Studies, Vol. I.* (pp. 169-203). Balkema: Rotterdam.
- Espinoza, R., Reyes, J., Himmelman, J., & Lodeiros, C. (2008). Actividad reproductiva de los erizos *Lytichinus variegatus* y *Echinometra lucunter* (Echinodermata: Echinoidea) en relación con factores ambientales en el Golfo de Cariaco, Venezuela. *Revista Biología Tropical*, 56(Supl. 3), 341-350.
- Fernández, J., Jiménez, M., & Allen, T. (2014). Diversidad, abundancia y distribución de la macrofauna bentónica de las costas rocosas al norte del Estado Sucre, Venezuela. *Revista Biología Tropical*, 62, 947-956
- Frazer, T., Lindberg, W., & Stanton, G. (1991). Predation on sand dollars by gray triggerfish, *Balistes capricus*, in the northeastern Gulf of Mexico. *Bulletin of Marine Science*, 48, 159-164.
- Freeman, S., & Rogers, S. (2003). A new analytical approach to the characterization of macro-epibenthic habitats: linking species to the environment. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 56, 749-764.
- Gaitán-Espitia, J. (2008). Estructura de la comunidad del phylum Echinodermata en aguas someras de la bahía de Taganga, Caribe Colombiano. *Revista U.D.C.A Actualidad & Divulgación Científica*, 11, 85-93.
- Gladstone, W. (2007). Requirements for marine protected areas to conserve the biodiversity of rocky reef fishes. *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems*, 17, 71-87.
- Gómez-Maduro, M. & Hernández-Ávila, I. (2011). Echinodermos de la bahía de Tunantal, estado Sucre, Venezuela. *Boletín Instituto Oceanográfico de Venezuela, Universidad de Oriente*, 50, 209-231.
- Gutiérrez, M. (1999). Aspectos biométricos y reproductivos de *Nicholsina usta Valenciennes*, 1839 (Pisces: Scaridae), en tres praderas de *Thalassia* del Golfo de Cariaco, Estado Sucre, Venezuela (Tesis de licenciatura). Universidad de Oriente, Cumaná, Venezuela.
- Hagen, N. (1999). Sea urchin outbreaks and epizootic disease as regulating mechanisms in coastal ecosystems. In A. Eleftheriou, A. D. Ansell, & C. J. Smith (Eds.), *Biology and Ecology of Shallow Coastal Waters* (pp. 303-308). Olsen & Olsen: Fredensborg, Denmark.
- Hagen, N., & Mann, K. (1992). Functional response of the predators American lobster *Homarus americanus* and Atlantic wolfish *Anarhichas lupus* to increasing numbers of the green sea urchin *Strongylocentrotus droebachinesis*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 159, 89-112.
- Heck, K., & Crowder, L. (1991). Habitat structure and predator-prey interactions in vegetated aquatic systems.. In S. Bell, E. McCoy, & H. Mushinsky (Eds.), *Habitat structure: the physical arrangement of objects in space* (pp. 281-299). London: Chapman and Hall.
- Hendler, G., & Pawson, D. (2000). Echinoderms of the Rhomboidal cays, Belize: Biodiversity, distribution and ecology. *Atoll Research Bulletin*, 479, 275-299.
- Hendler, G., Miller, J., Pawson, D., & Kier, P. (1995). *Sea Stars, Sea Urchins and Allies: Echinoderms of Florida and the Caribbean*. Washington: Smithsonian Institution Press.
- Hereu, B. (2004). The role of trophic interactions between fishes, sea urchins and algae in the northwestern Mediterranean rocky infralittoral (PhD thesis). Universidad de Barcelona, España.
- Hernández-Ávila, I. (2010). Ofiuroideos (Echinodermata: Ophiuroidea) de la isla de Cubagua, Venezuela (Tesis de Maestría) Instituto Oceanográfico de Venezuela, Cumaná, Venezuela.
- Hernández-Ávila, I., Tagliafico, A., & Rago, N. (2013). Composición y estructura de la macrofauna asociada con agregaciones de dos especies de bivalvos en Isla de Cubagua, Venezuela. *Revista Biología Tropical*, 61, 669-682.
- Jones, G., & Andrew, N. (1992). Temperate reefs and the scope of seascape ecology. *Proceedings of the 2nd International Temperate Reef Symposium, Nueva Zelanda*, 63-76.
- Kelaher, B. (2003). Changes in habitat complexity negatively affect diverse gastropod assemblages in coralline algal turf. *Oecologia*, 135, 431-441.
- Kolasa, J., & Pickett, S. (1991). *Ecological heterogeneity*. Nueva York: Springer-Verlag.
- Kostylev, V., Courtney, R., Robert, G., & Todd, B. (2003). Stock evaluation of giant scallop (*Placopecten magellanicus*) using high-resolution acoustics for seabed mapping. *Fisheries Research*, 60, 479-492.
- Levin, S. (2000). Multiple scales and the maintenance of biodiversity. *Ecosystems*, 3, 498-506.
- Lewis, J., & Bray, R. (1983). Community structure of ophiuroids (Echinodermata) from three different habitats on a coral reef in Barbados, West Indies. *Marine Biology*, 73, 171-176.
- Lodeiros, C., Martín, A., Francisco, V., Noriega, N., Díaz, Y., Reyes, J., ... Alió, J. (2013). Echinoderms from Venezuela: Scientific Recount, Diversity and Distribution. In J. J. Alvarado, & F. A. Solís-Marín (Eds.), *Echinoderm Research and Diversity in Latin America* (pp. 235-275). Springer-Verlag: Berlin.
- McCoy, E., & Bell, S. (1991). Habitat structure: the evolution and diversification of a complex topic. In S. S. Bell, E. D. McCoy, & H. R. Mushinsky (Eds.), *Habitat structure: the physical arrangement of objects in space* (pp. 3-27). New York: Chapman and Hall.

- Menge, B. (1992). Community regulation: under what conditions are bottom-up factors important on rocky shores?. *Ecology*, 73, 755-765.
- Noriega, N. (1998). Caracterización de las comunidades de erizos presentes en praderas de *Thalassia testudinum* y comunidades coralinas de la bahía de Mochima, Parque Nacional Mochima (Trabajo de Grado). Universidad Central de Venezuela, Caracas, Venezuela.
- Penchaszadeh, P., & Molinet, R. (1994). Population ecology of sand dollar *Mellita quinquiesperforata latiambulacra* Clark, 1940 on the west-central coast of Venezuela. In B. David, A. Guille, J. P. Feral, & M. Roux (Eds.), *Echinoderms Through Time* (pp. 827-835). Balkema: Rotterdam.
- Peterson, G., Allen, C., & Holling, C. (1998). Ecological resilience, biodiversity and scale. *Ecosystems*, 1, 6-18.
- Pompa, L., Prieto, A., & Manrique, R. (1989). Abundancia y distribución espacial en la población del erizo *Echinometra lucunter* (L.) en el Golfo de Cariaco, Venezuela. *Acta Científica Venezolana*, 40, 289-294.
- Ramírez, A. (1999). *Ecología Aplicada, diseño y análisis estadístico*. Bogotá: Universidad de Bogotá.
- Reyes, J. (2014). Influencia de los factores ambientales sobre el ciclo reproductivo y la gametogénesis de *Echinometra lucunter* (Echinodermata: Echinoidea) en el nororiente de Venezuela, estado Sucre (Tesis de doctorado). Instituto Oceanográfico de Venezuela, Cumaná, Venezuela.
- Sala, E. (1997). Fish predators and scavengers of the sea urchin *Paracentrotus lividus* in protected areas of the north-west Mediterranean Sea. *Marine Biology*, 129, 531-539.
- Serafy, K. (1979). Echinoids (Echinodermata: Echinoidea). *Memoirs of the Hourglass Cruises*, 5, 0-120.
- Tagliafico, A., Rangel, M., & Rago, N. (2011). Distribución y densidad de dos especies de holoturoideos en la isla de Cubagua, Venezuela. *Revista Biología Tropical*, 59, 843-852.
- Tegner, M., & Dayton, P. (1981). Population structure, recruitment and mortality of two sea urchins (*Strongylocentrotus franciscanus* and *S. purpuratus*) in a kelp forest. *Marine Ecology Progress Series*, 5, 255-268.
- Telford, M., & Mooi, R. (1986). Resource partitioning by sand dollars in carbonate and siliceous sediments: Evidence from podial and particle dimensions. *Biological Bulletin*, 171, 197-207.
- Turner, M. (1989). Landscape ecology: the effect of pattern on process. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 20, 171-197.
- Tyler, P., Young, C., & Clarke, A. (2000). Temperate and pressure tolerances of embryos and larvae of the antarctic sea urchin *Sterechinus neumayeri*: potential for deep-sea invasion from high latitudes. *Marine Ecology Progress Series*, 192, 173-180.
- Underwood, A. (2000). Experimental ecology of rocky intertidal habitats: what are we learning? *Journal of Experimental Marine and Ecology*, 250, 51-76.
- Young, C., & Chia, F. (1982). Factors controlling spatial distribution of the sea cucumber *Psolus chitonoides*: settling and post-settling behaviour. *Marine Biology*, 69, 195-205.
- Zoppi, E. (1967). Contribución al estudio de equinodermos de Venezuela. *Acta Biológica Venezolana*, 5, 267-333.

