



UNIVERSIDAD DE ORIENTE
NÚCLEO DE SUCRE
ESCUELA DE CIENCIAS
DEPARTAMENTO DE BIOLOGÍA

COMPARACIÓN RESPECTO A LA ICTIOFAUNA ENTRE UN ARRECIFE
ROCOSO-CORALINO, RAÍCES SUMERGIDAS DE MANGLAR (*Rhizophora
mangle*) Y UNA PRADERA DE *Thalassia testudinum*, EN ENSENADA REYES,
BAHÍA DE MOCHIMA, PARQUE NACIONAL MOCHIMA, VENEZUELA
(Modalidad: Tesis de Grado)

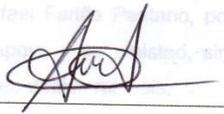
GABRIELA JIRAZNIA GRAU VÉLIZ

TRABAJO DE GRADO PRESENTADO COMO REQUISITO PARCIAL PARA
OPTAR AL TÍTULO DE LICENCIADO EN BIOLOGÍA

CUMANÁ, 2016

COMPARACIÓN RESPECTO A LA ICTIOFAUNA ENTRE UN ARRECIFE
ROCOSO-CORALINO, RAÍCES SUMERGIDAS DE MANGLAR (*Rhizophora*
mangle) Y UNA PRADERA DE *Thalassia testudinum*, EN ENSENADA REYES,
BAHÍA DE MOCHIMA, PARQUE NACIONAL MOCHIMA, VENEZUELA

APROBADO POR:



Dr. Ángel Rafael Fariña Pestano
Asesor Académico

Prof. María Alejandra Balza

Jurado



Prof. Luis Alejandro Ariza

Jurado

INDICE

DEDICATORIA.....	i
AGRADECIMIENTO	ii
LISTA DE TABLAS	iii
LISTA DE FIGURAS	v
RESUMEN	vii
INTRODUCCIÓN	1
METODOLOGÍA	7
Área de estudio.....	7
Muestreo y recolección de datos	8
Índices ecológicos y análisis estadístico:.....	11
RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	13
Ictiofauna general	13
Arrecife rocoso-coralino	18
Pradera de <i>Thalassia testudinum</i>	27
Raíces de <i>Rhizophora mangle</i>	35
CONCLUSIÓN	59
RECOMENDACIÓN.....	60
BIBLIOGRAFÍA	61
HOJAS DE METADATOS.....	74

DEDICATORIA

Principalmente a Dios, mi padre, mi guía y amigo, que en todo momento me dio fortaleza y me impulsó a alcanzar esta meta, a mi madre, Jiraznia Véliz León, por ser tan luchadora, emprendedora, un ejemplo en mi vida y por su apoyo incondicional, a mis abuelos, Marina y Natanael, por estar siempre pendientes de mi, cuidándome y aconsejándome, a mi hermana, Jirangel Estefania Grau Véliz, por su ayuda y consejos siempre que la necesité, a mi asesor y amigo, Dr. Ángel Rafael Fariña Pestano, por su profesionalismo, su sabiduría, su constancia, su apoyo y su amistad, sin él, esta meta no sería alcanzada. A ellos con orgullo les dedico mi tesis.

AGRADECIMIENTO

A Dios todopoderoso, sin él nada puedo, y con él todo lo puedo.

A mi madre, por cada minuto que me ha brindado de su tiempo, por ayudarme en todo y estar ahí siempre que la necesito, la amo enormemente y mi agradecimiento es principalmente para ella.

A mis abuelos, por ser los consejeros, cuidadores y pilares del hogar.

A mis hermanos Jirangel Grau Véliz y Leonardo Daniel González Véliz, por estar siempre que los necesito, son mis tesoros.

A mi asesor, el Dr. Ángel Rafael Fariña Pestano, por brindarme su conocimiento, su apoyo, su paciencia, su constancia y su amistad, es una gran persona, mil gracias.

Al Abogado Cesar Karam, por su tiempo, cariño y apoyo incondicional.

A mi padre, Ángel José Grau Ortiz, por su apoyo.

A mis amigas Dayannys Mago, Zareidys Perdomo, Erika Tenorio y Patricia Romero por brindarme su ayuda y sincera amistad a lo largo de la carrera.

A la profesora Elizabeth Méndez Elguezabal por su compañía en las salidas de campo y sus consejos.

A mi tía, Zandra Boada de Montefusco, por su apoyo y consejos, por facilitarme sus bibliografías y brindarme un poco de su conocimiento.

Al personal y profesores del Departamento de Biología y de la CTG, siempre dispuestos y atentos a la hora de resolver y ayudar.

Al personal de La Biblioteca del Instituto Oceanográfico de la UDO, por su disposición a la hora de ayudar.

A mis perritos, Campanita y Paquito, por su compañía en las noches de desvelo y en los momentos de estudio.

Y a todos aquellos que aportaron un granito de arena para que esta investigación se realizara con éxito.

Gracias

LISTA DE TABLAS

Tabla 1. Lista de especies de peces y su abundancia relativa por biotopo (arrecife rocoso-coralino, manglar y praderas de <i>Thalassia testudinum</i>) en Ensenada Reyes, PNM, Venezuela.	14
Tabla 2. Clasificación de las especies de acuerdo con la frecuencia de ocurrencia durante todo el muestreo, en el arrecife rocoso-coralino de Ensenada Reyes, PNM, Venezuela.	25
Tabla 3. Clasificación de las especies de acuerdo con la frecuencia de ocurrencia durante todo el muestreo, en la pradera de <i>T. testudinum</i> de Ensenada Reyes, PNM, Venezuela.	33
Tabla 4. Clasificación de las especies de acuerdo con la frecuencia de ocurrencia durante todo el muestreo, en el ecosistema de <i>Rhizophora mangle</i> estudiado en Ensenada Reyes, PNM, Venezuela.	42
Tabla 5. Resultados del ANOVA entre los tres ecosistemas analizados (arrecife, manglar y praderas marinas) respecto a la riqueza, diversidad, equidad y abundancia total mensual en Ensenada Reyes, PNM, Venezuela.	44
Tabla 6. Resultados de la prueba <i>a posteriori</i> de rangos múltiples para evaluar posibles diferencias respecto a la riqueza de especies entre cada uno de los ecosistemas analizados, donde se puede apreciar la formación de grupos homogéneos.	46
Figura 23. Riqueza de especies ícticas en cada sustrato: arrecife rocoso-coralino, raíces de <i>Rhizophora mangle</i> y praderas de <i>Thalassia testudinum</i> en Ensenada Reyes, PNM, Venezuela.	47
Tabla 7. Resultados de la prueba <i>a posteriori</i> de rangos múltiples para evaluar posibles diferencias respecto a la diversidad entre cada uno de los ecosistemas analizados, donde se puede apreciar la formación de grupos homogéneos. ...	51
Tabla 8. Resultados de la prueba <i>a posteriori</i> de rangos múltiples para evaluar posibles diferencias respecto a la equidad entre cada uno de los ecosistemas analizados, donde se puede apreciar la formación de grupos homogéneos. ...	51
Figura 27. Variación mensual de la diversidad de peces asociados a un arrecife rocoso-coralino (A), raíces de <i>Rhizophora mangle</i> (M) y praderas de <i>Thalassia testudinum</i> (T) en Ensenada Reyes, PNM, Venezuela.	52
Figura 28. Variación mensual de la equidad de peces asociados a un arrecife rocoso-coralino (A), raíces de <i>Rhizophora mangle</i> (M) y praderas de <i>Thalassia testudinum</i> (T) en Ensenada Reyes, PNM, Venezuela.	53
Tabla 9. Especies comunes y constantes del arrecife rocoso-coralino, raíces de <i>Rhizophora mangle</i> y praderas de <i>Thalassia testudinum</i> estudiados en Ensenada Reyes, PNM, Venezuela.	55

Figura 29. Especies comunes y constantes entre los tres sistemas contrastados en Ensenada Reyes, PNM, Venezuela. (A= *Archosargus rhomboidalis*, B= *Eucinostomus melanopterus*, C= *Gerres cinereus*, D= *Haemulon aurolineatum*, E= *Haemulon boschmae*, F= *Haemulon steindachneri*, G= *Scarus iseri*). 56

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Mapa de la bahía de Mochima indicando (flecha) la situación geográfica del área de estudio en la Ensenada Reyes.	8
Figura 2. Vista panorámica del sector de <i>Rhizophora mangle</i> y <i>Thalassia testudinum</i> evaluados en la Ensenada Reyes.	9
Figura 3. Familias con mayor número de especies en un arrecife rocoso-coralino, raíces de <i>Rhizophora mangle</i> y praderas de <i>Thalassia testudinum</i> en Ensenada Reyes, PNM, Venezuela.	16
Figura 4. Familias más representativas en cuanto al número de individuos en un arrecife rocoso-coralino, raíces de <i>Rhizophora mangle</i> y praderas de <i>Thalassia testudinum</i> en Ensenada Reyes, PNM, Venezuela.	17
Figura 5. Abundancia relativa de las familias más importantes observadas en un arrecife rocoso-coralino en Ensenada Reyes, PNM, Venezuela.	20
Figura 6. Abundancia relativa de especies de peces observadas en un arrecife rocoso-coralino en Ensenada Reyes, PNM, Venezuela.	21
Figura 7. Variación mensual de la abundancia y riqueza de peces en un arrecife rocoso-coralino de Ensenada Reyes, PNM, Venezuela.	23
Figura 8. Variación mensual de la diversidad y equidad de peces en un arrecife rocoso-coralino de Ensenada Reyes, PNM, Venezuela.	24
Figura 9. Frecuencia de aparición de las especies censadas en el arrecife rocoso-coralino de Ensenada Reyes, PNM, Venezuela.	25
Figura 10. Especies exclusivas y constantes del arrecife rocoso-coralino de Ensenada Reyes, PNM, Venezuela. (A= <i>Abudefduf saxatilis</i> , B= <i>Apogon binotatus</i> , C= <i>Chaetodon capistratus</i>).	26
Figura 11. Abundancia relativa de las familias más importantes observadas en una pradera de <i>Thalassia testudinum</i> en Ensenada Reyes, PNM, Venezuela.	28
Figura 12. Abundancia relativa de especies de peces observadas en una pradera de <i>Thalassia testudinum</i> en Ensenada Reyes, PNM, Venezuela.	29
Figura 13. Variación mensual de la abundancia y riqueza de peces en una pradera de <i>Thalassia testudinum</i> en Ensenada Reyes, PNM, Venezuela.	30
Figura 14. Variación mensual de la diversidad y equidad de peces en una pradera de <i>Thalassia testudinum</i> en Ensenada Reyes, PNM, Venezuela.	32
Figura 15. Frecuencia de aparición de las especies censadas en las praderas de <i>Thalassia testudinum</i> de Ensenada Reyes, PNM, Venezuela.	33
Figura 16. Especies exclusivas de las praderas marinas en Ensenada Reyes, PNM, Venezuela. (A= <i>Chilomycterus antillarum</i> y B= <i>Monacanthus tuckeri</i>). ...	35
Figura 17. Abundancia relativa de las familias más importantes asociadas a raíces de <i>Rhizophora mangle</i> en Ensenada Reyes, PNM, Venezuela.	37

Figura 18. Frecuencia de aparición de las especies asociadas a raíces de <i>Rhizophora mangle</i> en Ensenada Reyes, PNM, Venezuela.	38
Figura 19. Variación mensual de la abundancia y riqueza de peces asociados a raíces de <i>Rhizophora mangle</i> en Ensenada Reyes, PNM, Venezuela.	39
Figura 20. Variación mensual de la diversidad y equidad de peces asociados a raíces de <i>Rhizophora mangle</i> en Ensenada Reyes, PNM, Venezuela.	40
Figura 21. Frecuencia de aparición de las especies censadas en el ecosistema de <i>Rhizophora mangle</i> de Ensenada Reyes, PNM, Venezuela.	41
Figura 22. Especies exclusivas de las de las raíces de <i>Rhizophora mangle</i> en Ensenada Reyes, PNM, Venezuela. (A= <i>Tylosurus crocodilus crocodilus</i> , B= <i>Chaetodipterus faber</i> , C= <i>Amphichthys cryptocentrus</i> , D= <i>Bagre marinus</i> , E= <i>Scorpaena brasiliensis</i> y F=góbido SI).	43
Figura 24. Variación mensual de la riqueza de especies de peces asociados a un arrecife rocoso-coralino (A), raíces de <i>Rhizophora mangle</i> (M) y praderas de <i>Thalassia testudinum</i> (T) en Ensenada Reyes, PNM, Venezuela.	48
Figura 25. Número de individuos en un arrecife rocoso-coralino, raíces de <i>Rhizophora Mangle</i> y praderas de <i>Thalassia testudinum</i> en Ensenada Reyes, Parque Nacional Mochima, Venezuela.	49
Figura 26. Variación mensual de la abundancia de peces asociados a un arrecife rocoso-coralino (A), raíces de <i>Rhizophora mangle</i> (M) y praderas de <i>Thalassia testudinum</i> (T) en Ensenada Reyes, PNM, Venezuela.	50

RESUMEN

Se registró un total de 12 919 individuos pertenecientes a 43 especies de peces, 31 géneros y 22 familias, durante los censos visuales efectuados en tres sistemas cercanos (arrecife rocoso-coralino, raíces de *Rhizophora mangle* y praderas de *Thalassia testudinum*) en Ensenada Reyes, Parque Nacional Mochima, Venezuela. Los análisis revelaron diferencias significativas entre los tres sistemas respecto a la riqueza, diversidad y equidad; sin embargo, no se observaron diferencias en cuanto a la abundancia total mensual. Cuando se contrastaron las abundancias de cada una de las especies, el análisis PERMANOVA arrojó diferencias entre los tres espacios analizados, sin grupos homogéneos. En el arrecife se observaron 13 especies exclusivas para este sustrato, de las cuales *Abudefduf saxatilis*, *Apogon binotatus*, *Chaetodon capistratus* y *Odontoscion dentex*, ocurrieron de manera constante durante todo el estudio. Hubo 6 especies que sólo fueron censadas en raíces de mangle y 2 exclusivas para *T. testudinum*. *Archosargus rhomboidalis*, *Eucinostomus melanopterus*, *Gerres cinereus*, *Haemulon aurolineatum*, *Haemulon boschmae*, *Haemulon steindachneri* y *Scarus iseri*, fueron comunes a los tres sistemas y con presencia constante en ellos, por lo que pueden considerarse típicas de la zona estudiada. En el Caribe se han realizado estudios similares, pero la información en Venezuela es escasa. Destaca que, aún estando estos sustratos adyacentes, y el sector escogido ser un área relativamente estable y protegida, haya diferencias espaciales importantes respecto a la ictiofauna, resaltando la importancia de la estructura del sustrato en la distribución de los peces así como la amplia variabilidad espacial aún en pequeña escala.

INTRODUCCIÓN

Los peces ocupan un lugar primordial entre los vertebrados marinos, no sólo por la diversidad de especies registradas actualmente, sino también por la gran capacidad de sus adaptaciones y refugios ecológicos. Se encuentran habitando variedad de ambientes oceánicos y costeros, con impacto económico a nivel mundial, razón por la cual son considerados especies de interés y estudio (Castellví *et al.*, 1972). Los hábitats costeros son de vital importancia para las comunidades de peces marinos, y su desaparición puede afectar los recursos pesqueros, ya que la mayoría de las especies de peces que en ellos se encuentra son comercialmente importantes (Cocheret *et al.*, 2003; Pittman *et al.*, 2004).

Los hábitats marinos de las zonas costeras tropicales, están conformados principalmente por arrecifes coralinos, praderas de pastos marinos y raíces sumergidas de manglar (Nagelkerken *et al.*, 2000a; Ikejima *et al.*, 2003; Mumby *et al.*, 2004; Mumby *et al.*, 2008; Nagelkerken y Faunce, 2008; Nagelkerken *et al.*, 2008a). El término “hábitat”, se define como el ecosistema de regiones uniformes, tales como los manglares, arrecifes de coral y praderas marinas, que abarcan una alta diversidad de peces e invertebrados y que, además, contribuyen con el sustento y seguridad alimentaria de millones de personas a nivel mundial (Moberg y Folke, 1999; Halpern *et al.*, 2008; Nagelkerken *et al.*, 2008a; Unsworth *et al.*, 2009). No obstante, estos ambientes están siendo afectados por diversas perturbaciones antropogénicas, lo que conlleva a un incremento en el interés para su conservación (Rönnbäch, 1999; Halpern *et al.*, 2008).

Los arrecifes de coral son conocidos por la abundancia faunística de sus peces e invertebrados, mientras que los manglares y praderas de pastos marinos se conocen como zonas de criadero para muchas especies de peces de importancia comercial (Nagelkerken *et al.*, 2008a).

Los manglares constantemente se encuentran en estrecha asociación con las praderas marinas y los arrecifes coralinos, formando un espacio altamente complejo, enlazados por procesos físicos y biológicos (Parrish, 1989; Dorenbosch *et al.*, 2005; Sheaves, 2005; Unsworth *et al.*, 2008). Los manglares del Caribe, por lo general, se componen de *Rhizophora mangle* o mangle rojo, una especie que posee raíces adventicias, ramas bajas y troncos principales, formando una interconexión donde queda retenido mucho material detrítico, que a nivel de las mareas y por acción de las mismas, se proporciona sustrato ideal para distintos organismos (Castellví *et al.*, 1972).

Las praderas de pastos marinos crecen sobre sustrato arenoso-fangoso, y se extienden a una profundidad de 10 ó 15 metros. Tienen gran importancia como productor primario en el enriquecimiento alimenticio del medio marino y en su conservación. *Thalassia testudinum* es la especie predominante en las costas venezolanas y se encuentra claramente relacionada con el manglar (Flores, 1977).

Numerosos estudios han discutido el papel que cumplen los manglares y las praderas de pastos marinos como zonas de vivero y la manera en la cual distintas especies, en sus primeras etapas de crecimiento, utilizan estos hábitats para su protección y desarrollo antes de partir a los grandes arrecifes (Nagelkerken *et al.*, 2000a; Ikejima *et al.*, 2003; Mumby *et al.*, 2004; Mumby y Hastings, 2008; Nagelkerken y Faunce, 2008).

Los arrecifes de coral constituyen uno de los ecosistemas más complejos y de mayor productividad biológica en el medio marino, conformados por la asociación de un elevado número de especies que se encuentran agrupadas, habitando diferentes nichos ecológicos (Connell, 1978; Grassle, 1973), en los cuales los peces son los elementos biológicos más significativos (Méndez *et al.*, 2006). Estos arrecifes representan un sustrato ideal, ofrecen refugios con distintas formaciones rocosas y coralinas complejas, que se convierten en

espacios adecuados para la reproducción, alimentación y cría de muchas especies de peces (Rodríguez y Villamizar, 2000).

Los peces de arrecifes coralinos utilizan múltiples tipos de hábitats durante todo su ciclo de vida (Gratwicke *et al.*, 2006; Nagelkerken *et al.*, 2000b). Ellos exhiben migraciones ontogenéticas unidireccionales, es decir, cambios de hábitats relacionados con las etapas de crecimiento. Las variaciones ontogenéticas sugieren que los peces juveniles y de menores tallas pueden requerir distintos recursos del hábitat que sus homólogos adultos (Beck *et al.*, 2001). De Amorim *et al.* (2012), observaron muestras de peces de tallas más grandes en una zona de arrecife y peces de menores tallas en una zona estuarina conformada principalmente por manglares y praderas marinas, en Mamanguape, al NE de Brasil; este patrón se registró para las especies *Abudefduf saxatilis*, *Anisotremus surinamensis*, *Lutjanus alexandrei* y *Lutjanus jocu*. Si bien los peces circulan diariamente entre diferentes ecosistemas en búsqueda de alimento o vivienda, todos los hábitats (manglares, pastos marinos y arrecifes) que estos utilizan pueden ser de igual importancia, por lo tanto, deben ser protegidos con el mismo empeño (Honda *et al.*, 2013).

La interconectividad entre los ecosistemas marinos implica que los mismos no funcionan de manera aislada. La distribución espacial de las fanerógamas marinas, manglares y arrecifes de coral en los hábitats y su relación entre sí puede influir en la distribución de los peces (Dorenbosch *et al.*, 2007; Pittman *et al.*, 2007). La composición del hábitat determina que existe conectividad entre hábitat, y los peces se mueven entre los distintos ecosistemas a través del proceso de reclutamiento larval (Roberts *et al.*, 1997; Paris *et al.*, 2007), la migración diaria (Nagelkerken *et al.*, 2000c, Nagelkerken *et al.*, 2008b) y la migración ontogenética (Nakamura *et al.*, 2008; Verweij *et al.*, 2008).

Las bahías del Caribe, que presentan hábitats como manglares y

praderas de pastos marinos, por lo general abarcan grandes densidades de peces en etapa juvenil (Nagelkerken *et al.*, 2000b), y los arrecifes cercanos a estos ecosistemas de vivero, poseen una mayor abundancia de peces adultos en comparación con los arrecifes que no presentan hábitats de criadero adyacentes (Dorenbosch *et al.*, 2004; Mumby *et al.*, 2004; Dorenbosch *et al.*, 2005).

La Bahía de Mochima, ubicada en el Parque Nacional Mochima (PNM), es de gran importancia a nivel ecológico, pesquero y turístico, debido a la presencia de playas cristalinas y hermosos hábitats naturales con fines recreacionales. Alberga distintos tipos de ecosistemas que se extienden desde playas con sustrato arenoso o arenoso-fangoso, mosaicos de manglares, praderas marinas y parches o formaciones de arrecifes coralinos, lo que facilita la aparición de numerosas comunidades biológicas, favoreciendo las investigaciones de tipo comparativo (Méndez *et al.*, 1988). Por otra parte, esta área se ve influenciada por el fenómeno oceanográfico de surgencia costera, que afecta toda la región nororiental de Venezuela, en el cual la columna de agua más profunda, rica en nitratos y fosfatos, asciende hasta la superficie facilitando la proliferación de fitoplancton, lo cual afecta positivamente a toda la trama trófica, incluyendo a los peces (Cervigón, 2005). Asimismo, permite mantener un equilibrio para que en la bahía se desarrollen comunidades y ambientes característicos de las zonas tropicales (Méndez *et al.*, 1988).

En Venezuela, se han realizado diversos estudios sobre la fauna de peces, resaltando los trabajos de Cervigón (1991, 1993, 1994, 1996, 1999). En la región nororiental, en arrecifes coralinos se pueden citar, entre otras, las investigaciones de Ruiz *et al.* (2003), quienes estudiaron la composición, abundancia y diversidad de peces arrecifales en dos localidades del Parque Nacional Mochima; Méndez *et al.* (2004), presentaron nuevos registros para la ictiofauna marina del mencionado parque; Mendez *et al.* (2006), registraron la comunidad íctica de la franja arrecifal del PNM; Fariña *et al.* (2008), estudiaron

las diferencias en la composición de especies de peces entre un arrecife rocoso-coralino y uno de octocorales en el Bajo Las Caracas. En praderas de *Thalassia*, Allen *et al.* (2004) analizaron la abundancia y riqueza específica de la ictiofauna asociada con *Thalassia testudinum* del golfo de Cariaco; López *et al.* (2009) determinaron la abundancia y riqueza de peces en dos praderas de *Thalassia testudinum* en la zona costera de Cumaná, estado Sucre; Ariza *et al.* (2012) estudiaron la biodiversidad íctica de praderas de pastos marinos de la costa noroeste del golfo de Cariaco, Venezuela. En praderas de *Thalassia* y arrecifes de coral, Parra y Ruíz (2003) evaluaron la estructura de la comunidad de peces en la costa oriental de la isla de Cubagua. En las adyacencias de manglares, aplicando el método de calada con chinchorro, Ramírez (1994) realizó un estudio sobre la estructura de la comunidad de peces de Punta de Mangle, isla de Margarita, Venezuela.

Uno de los problemas para estudios de peces en sistemas complejos desde el punto de vista estructural, como las raíces sumergidas de manglar o los arrecifes, lo constituye precisamente su diversidad topográfica y lo variado de su relieve, por lo que técnicas básicas como las redes resultan inoperantes. El empleo de nasas pudiera resultar efectivo para ciertas especies, pero deja por fuera muchas otras, por lo que resulta un método selectivo (Ruíz *et al.*, 2003). Por lo tanto, en estudios comparativos de estos ambientes someros es preferible aplicar censos visuales.

En el Caribe, se han realizado diversos estudios para comparar ecosistemas de mangle, arrecife y *Thalassia testudinum* respecto a su ictiofauna, utilizando el método de censos visuales. Por ejemplo, Nagelkerken *et al.* (2000b) analizaron la importancia que representan los manglares, praderas marinas y arrecifes de coral poco profundos como zonas de criadero; y de Jaxion *et al.* (2011), estudiaron la distribución de peces en arrecifes, manglares y pastos marinos en Honduras. Nagelkerken (2009), presenta un compendio de trabajos que resaltan la conectividad ecológica entre distintos ecosistemas

costeros tropicales, destacando el flujo de energía entre estos espacios, el intercambio de biomasa, así como la importancia de conservarlos de una manera global, entendiendo el conjunto como un todo integrado y no como elementos aislados. En otras áreas de América, De Amorim *et al.* (2012), analizaron el conjunto de peces en la zona de Protección Ambiental Mananguape, Brasil, observando la abundancia, composición y la disponibilidad de micro-hábitats a lo largo de un gradiente de manglares-arrecife; mientras que en Filipinas, Honda *et al.* (2013) evaluaron el uso del hábitat por peces en arrecifes de coral, praderas de pastos marinos y manglares. Sin embargo, en Venezuela, no se han publicado estudios comparativos de este tipo.

En este sentido, se aplicaron censos visuales de peces para determinar si existían diferencias en cuanto a la ictiofauna entre tres sistemas cercanos: un arrecife rocoso-coralino, una pradera de *Thalassia testudinum* y raíces sumergidas de manglar (*Rhizophora mangle*), en la ensenada Reyes dentro de la Bahía de Mochima, PNM. La hipótesis de partida es que las diferencias estructurales y ecológicas entre estos ecosistemas debería marcar a su vez una ocupación distinta de estos espacios por los peces, un aspecto ya registrado en otras localidades del Caribe, más no en Venezuela.

METODOLOGÍA

Área de estudio

El Parque Nacional Mochima (PNM), es un área protegida desde el año 1973, con una superficie de 94.935 hectáreas, ubicado en los estados Sucre y Anzoátegui al noreste de las costas de Venezuela ($10^{\circ} 9' 50''$ y $10^{\circ} 26' 0''$ N; y $64^{\circ} 13' 20''$ y $64^{\circ} 47' 32''$ O) (INPARQUES, 1982; PARKSWATCH, 2004). El clima del PNM es cálido, con una estación seca desde noviembre hasta abril y una lluviosa durante el resto del año (Méndez *et al.*, 1988).

La bahía de Mochima, está ubicada en el Parque Nacional Mochima, a 30 km por carretera desde la ciudad de Cumaná ($10^{\circ} 20' 0''$ y $10^{\circ} 24' 0''$ N; y $64^{\circ} 13' 0''$ y $64^{\circ} 22' 30''$ O). Está rodeada por montañas a lo largo de toda su extensión y su anchura varía desde 0,3 km en la parte más angosta hasta 3,5 km en la más ancha. Se abre en una embocadura de 1,7 km de ancho por 60 m de profundidad hacia el norte, que se comunica directamente con la fosa de Cariaco. La bahía está influenciada por el fenómeno de surgencia costera pero con menor intensidad que en otros cuerpos de agua, lo que explicaría la mayor transparencia de aguas y su gran diversidad faunística (Méndez *et al.*, 1988; Okuda *et al.*, 1968).

Los muestreos se realizaron en Ensenada Reyes, ubicada específicamente en la zona sur de la bahía de Mochima ($9^{\circ} 20'$ Lat. N y $63^{\circ} 22'$ Long. W) (Figura 1). Esta zona se caracteriza por ser de aguas tranquilas y poco profundas con sustrato fino, formado principalmente por limo y arcilla (Caraballo, 1968). Se encuentra rodeada por un mosaico de mangle colorado *Rhizophora mangle* (Méndez *et al.*, 1988), que se continúa en el agua por una densa pradera de *Thalassia testudinum*, la cual se extiende desde 0,5 m hasta 7 m de profundidad (Jiménez *et al.*, 2004).

Los hábitats de muestreos abarcaron una zona protegida conformada por una franja de manglar (*Rhizophora mangle*) y hacia el mar, la pradera de

Thalassia testudinum paralela a esta; y más expuesto, un parche de arrecife rocoso-coralino, ubicado hacia la izquierda a pocos kilómetros desde la ensenada.

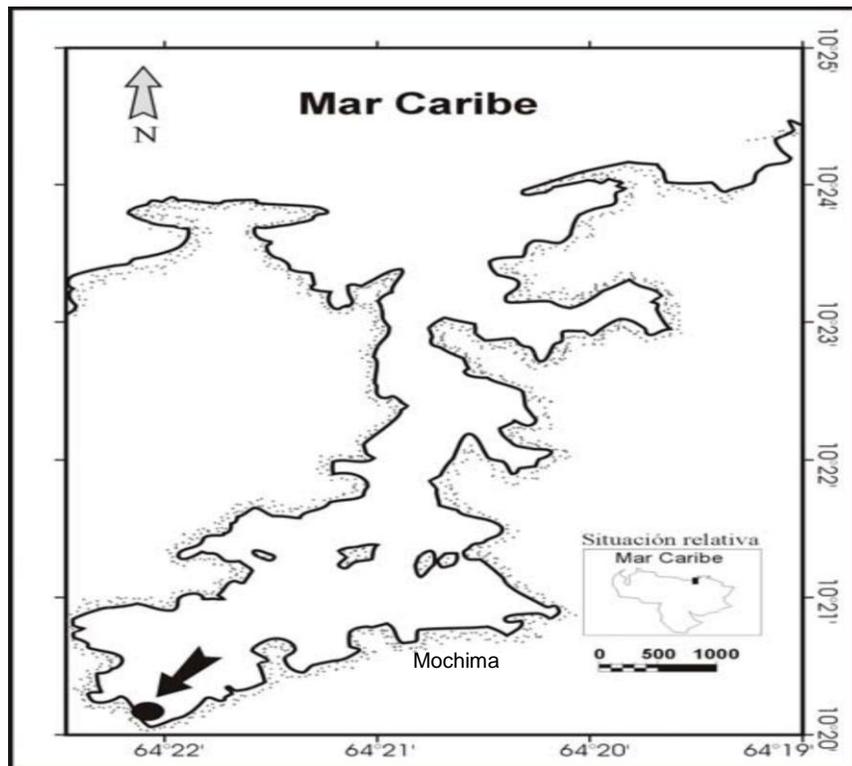


Figura 1. Mapa de la bahía de Mochima indicando (flecha) la situación geográfica del área de estudio en la Ensenada Reyes.

Muestreo y recolección de datos

Se establecieron tres estaciones de estudio: una conformada por raíces sumergidas del manglar *Rhizophora mangle*, otra que incluye una pradera de *Thalassia testudinum*, y por último, un arrecife rocoso-coralino, en Ensenada Reyes (9° 20' N y 63° 22' W), Bahía de Mochima. Se realizaron 15 muestreos mensuales en horas del día, desde febrero del 2013 hasta enero del 2014. En las tres estaciones, se implementó el método directo de censos visuales, a lo

largo de transeptos de 30m x 2m, con una duración aproximada de 30 minutos de muestreo en cada uno, a través de buceo libre con snorkel.



Figura 2. Vista panorámica del sector de *Rhizophora mangle* y *Thalassia testudinum* evaluados en la Ensenada Reyes.

Se escogió la metodología de censos visuales debido a la naturaleza especialmente compleja en lo estructural de las raíces de mangle y del arrecife, además de ser un método de poco impacto sobre el ecosistema (ideal para esta zona protegida), rápido y que permite determinar medidas precisas de densidad relativa (Sale y Douglas, 1981). La técnica se basa en la mejor estimación realizada por un buceador sobre la identificación y abundancia de las especies de peces seleccionadas a lo largo de transeptos, ubicados en diversos hábitats (Nagelkerken *et al.*, 2000a). Es un método rápido, de bajo costo, no destructivo, que se puede utilizar para distintos tipos de hábitats. Los mismos espacios pueden ser censados a través del tiempo, y los resultados obtenidos se pueden comparar con otros estudios; no obstante, puede diferir la precisión en la

estimación de la abundancia y longitud de peces por parte de los observadores, y en algunos casos, la presencia del investigador puede influir sobre los peces (English *et al.*, 1994; Cheal y Thompson, 1997; Thompson y Mapstone, 1997).

Antes de definir la ubicación de los transectos, se realizaron visitas previas en las tres estaciones de muestreos, con el objetivo de seleccionar lugares adecuados para la ubicación de los mismos, es decir, aquellos donde un observador puede desplazarse con facilidad entre las ramas del manglar y sean representativos del mismo de acuerdo con Unsworth *et al.* (2009).

Luego de ubicados los sectores ideales, los extremos de los transectos se marcaron de forma permanente con dos estacas de madera y atadas cintas de color azul sobre la superficie para su clara visualización.

Los peces fueron identificados a nivel de especie y cuantificados a lo largo de cada transecto, empleando una tabla acrílica para su registro. Al llegar al final del transecto, se procedió a regresar anotando sólo las especies que no fueron identificadas inicialmente. Para la determinación taxonómica de las especies de peces, se utilizó la guía de identificación de Humman y Deloach (2006). En este sentido, los censos fueron complementados con videos y fotografías submarinas empleando una cámara Sony, modelo DSC-WX300 con carcasa estanca. En aquellos casos donde la identificación visual resultó confusa se procedió a capturar ejemplares representativos para ser pasados por las claves taxonómicas de Cervigón (1991; 1993; 1994; 1996). Además, visualmente se contó con direcciones de internet como “FishBase” de Froesen y Pauly (2014), que contiene casi todos los peces conocidos por la ciencia y “reefguide” de Charpin (2004), que abarca peces e invertebrados de arrecifes tropicales en sus distintos estadios de desarrollo.

Previo al inicio de los muestreos, se realizó un entrenamiento por buceo con snorkel, de 3 meses aproximadamente, con el objetivo de reconocer, identificar y cuantificar visualmente las especies de peces que son

características del área de estudio. Igualmente, en la fase de adiestramiento, se contó con videos y fotografías submarinas disponibles en el Laboratorio de Ecología de Peces Marinos del Departamento de Biología de la Universidad de Oriente, con el fin de facilitar la identificación visual de las especies de peces en estudio.

Índices ecológicos y análisis estadístico:

La diversidad (H') se calculó según el índice de Shannon (1948):

$$H'_{(S)} = - \sum_{i=1}^S p_i (\log_2) S, \text{ donde:}$$

S: número de especies.

H' : índice de diversidad expresado en unidades binarias de información o bits.

P_i : Número de individuos de cada especie, en relación al número total de individuos.

La equidad se determinó con la ecuación definida por Lloyd y Ghelardi (Margalef, 1980):

$$J' = H'_{(S)} / H'_{\text{max}}, \text{ donde:}$$

$H'_{(S)}$: Diversidad de Shannon – Wiener.

H'_{max} : Diversidad máxima, calculada como $\log_2 S$; siendo S el número total de especies.

Tanto la diversidad de Shannon-Wiener como la equidad, se calcularon mediante el programa Multi Variate Statistical Package (MVSP), versión 3.13n (Kovach Computing Service, 2006). La Riqueza fue expresada como número de especies.

Para determinar la frecuencia de aparición de las especies en cada transecto, se empleó la fórmula de constancia (C) de Bohdenheiner y Balogh

(Krebs, 1972). Las especies fueron clasificadas en constantes ($C > 50\%$), accesorias ($25\% \leq C \leq 50\%$) y accidentales ($C < 25\%$).

Para el análisis de datos se utilizó el programa Statgraphics plus 4.1. Con el fin de comprobar si existen diferencias entre los tres ecosistemas respecto a la abundancia, diversidad, equidad y riqueza, se realizaron análisis de varianza (ANOVA). Inicialmente se verificó si los datos cumplieron o no con los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianza. Según los criterios de Sokal y Rohlf (1994) los datos fueron transformados al no cumplirse los supuestos.

Se utilizó el análisis PERMANOVA para determinar diferencias entre los tres espacios analizados respecto a las abundancias de cada una de las especies. Para ello, se empleó el programa Primer v.6 + Permanova, siguiendo las recomendaciones de Anderson *et al.*, 2008. Como parte del pretratamiento, los datos fueron transformados a raíz cuadrada para luego crear una matriz de similitud de Bray-Curtis. El número de permutaciones fue de 9999.

La importancia de cada tipo de ecosistema sobre la ictiofauna, se estableció con base en sus aportes a las variables comunitarias.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Ictiofauna general

Se registró un total de 12 919 individuos pertenecientes a 43 especies de peces, incluidas en 31 géneros y : familias, durante los censos visuales efectuados en los tres sistemas analizados. Estos valores son comparables con un estudio sobre comunidades de peces realizado por De Amorim *et al.* (2012), abarcando estos mismos biotopos en la zona de Protección Ambiental Mananguape, NE de Brasil, donde fueron identificadas 37 especies, distribuidas en 23 familias. Sin embargo, los valores adquiridos son bajos en comparación con los obtenidos por Jaxion *et al.* (2011), donde fueron censadas 113 especies de peces pertenecientes a 32 familias en praderas marinas, manglares y arrecifes de coral en Honduras, específicamente en dos islas “Cayos Cochino y Utila” (parte del Sistema Arrecifal Mesoamericano). El Sistema Arrecifal Mesoamericano (SAM: Península de Yucatán, Belice, Honduras) es la segunda barrera de coral más grande en el mundo (Mumby *et al.*, 2004; Chittaro *et al.*, 2005), una posible razón por la cual el número de especies de peces es superior al obtenido en Ensenada Reyes.

Los resultados adquiridos, difieren aun más de los obtenidos por Honda *et al.* (2013), quienes censaron un total de 265 especies de peces pertenecientes a 45 familias, en un estudio similar en Philipinas; esta diferencia puede deberse a que la mayoría de las zonas costeras en Filipinas se encuentran en el Coral Triángulo, una zona conocida por la más alta biodiversidad de corales en todo el mundo (Spalding *et al.*, 2001; Carpenter y Springer, 2005). La distribución espacial de los peces y las fluctuaciones de su riqueza y abundancia, pueden estar relacionados con una multiplicidad de factores, los cuales incluyen relaciones depredador-presa, disponibilidad de nichos ecológicos o las capacidades fisiológicas de las especies individuales en relación con condiciones ambientales (Williams, 1991), por lo que definir un elemento particular como responsable resulta inapropiado e improcedente.

Tabla 1. Lista de especies de peces y su abundancia relativa por biotopo (arrecife rocoso-coralino, manglar y praderas de *Thalassia testudinum*) en Ensenada Reyes, PNM, Venezuela.

Taxón	Arrecife	Manglar	<i>Thalassia</i>
APOGONIDAE			
<i>Apogon binotatus</i> (Poey, 1867)	0,19		
ARIIDAE			
<i>Bagre marinus</i> (Mitchill, 1815)		0,03	
BATRACHOIDIDAE			
<i>Amphichthys cryptocentrus</i> (Valenciennes, 1837)		0,03	
BELONIDAE			
<i>Strongylura marina</i> (Walbaum, 1792)	0,27	1,12	0,14
<i>Tylosurus crocodilus crocodilus</i> (Perón y Lesueur, 1821)		0,12	
CARANGIDAE			
<i>Caranx crysos</i> (Mitchill, 1815)	0,02	1,03	
<i>Caranx latus</i> (Agassiz, 1831)	0,02	0,09	0,22
CHAETODONTIDAE			
<i>Chaetodon capistratus</i> (Linnaeus, 1758)	3,36		
DIODONTIDAE			
<i>Chilomycterus antillarum</i> (Jordan y Rutter, 1897)			0,06
<i>Diodon hystrix</i> (Linnaeus, 1758)	0,02		
EPHIPPIDAE			
<i>Chaetodipterus faber</i> (Broussonet, 1782)		0,09	
GERREIDAE			
<i>Diapterus rhombeus</i> (Cuvier, 1829)		14,6	13,5
<i>Eucinostomus melanopterus</i> (Bleeker, 1863)	9,06	45,1	19,9
<i>Gerres cinereus</i> (Walbaum, 1792)	0,58	1,78	0,41
GOBIIDAE			
<i>Coryphopterus glaucofraenum/venezuelae</i>	1,72	0,12	0,61
HAEMULIDAE			
<i>Haemulon aurolineatum</i> (Cuvier, 1830)	43,7	5,9	12,1
<i>Haemulon boschmae</i> (Metzelaar, 1919)	3,4	15,5	44,4
<i>Haemulon chrysargyreum</i> (Günther, 1859)	5,87	2	0,08
<i>Haemulon flavolineatum</i> (Desmarest, 1823)	10,5	0,97	1,18
<i>Haemulon steindachneri</i> (Jordan y Gilbert, 1882)	0,39	2,12	1,18

Tabla 1. Continuación.

Taxón	Arrecife	Manglar	<i>Thalassia</i>
LABRIDAE			
<i>Halichoeres bivittatus</i> (Bloch, 1791)	1,95	0,09	0,37
<i>Halichoeres radiatus</i> (Linnaeus, 1758)	0,02		
LUTJANIDAE			
<i>Lutjanus cyanopterus</i> (Cuvier, 1828)	0,02		
<i>Lutjanus griseus</i> (Linnaeus, 1758)	2,41	1,16	0,02
<i>Lutjanus sinagris</i> (Linnaeus, 1758)	0,02		
MONACANTHIDAE			
<i>Cantherhines pullus</i> (Ranzani, 1842)	0,02		
<i>Monacanthus tuckeri</i> (Bean, 1906)			0,04
POMACENTRIDAE			
<i>Abudefduf saxatilis</i> (Linnaeus, 1758)	0,85		
<i>Abudefduf taurus</i> (Müller y Troschel, 1848)	0,1		
SCARIDAE			
<i>Nicholsina usta usta</i> (Valenciennes, 1840)	0,27		0,06
<i>Scarus iseri</i> (Bloch, 1789)	10,7	6,12	3,72
<i>Scarus vetula</i> (Bloch y schneider, 1804)	0,02		
<i>Sparisoma rubripinne</i> (Valenciennes, 1840)	0,02		
SCIAENIDAE			
<i>Odontoscion dentex</i> (Cuvier, 1830)	2,39		
SCORPAENIDAE			
<i>Scorpaena brasiliensis</i> (Cuvier, 1829)		0,03	
SERRANIDAE			
<i>Hypoplectrus puella</i> (Cuvier, 1828)	0,52	0,03	0,02
<i>Hypoplectrus unicolor</i> (Walbaum, 1792)	0,06		0,02
<i>Serranus flaviventris</i> (Cuvier, 1829)	1	0,19	1
SPARIDAE			
<i>Archosargus rhomboidalis</i> (Linnaeus, 1758)	0,37	1,37	0,96
<i>Diplodus argenteus argenteus</i> (Valenciennes, 1830)	0,08		
SPHYRAENIDAE			
<i>Sphyraena barracuda</i> (Edwards, 1771)		0,06	0,04
TETRAODONTIDAE			
<i>Sphoeroides spengleri</i> (Bloch, 1785)		0,06	0,02
<i>Sphoeroides testudineus</i> (Linnaeus, 1758)		0,25	0,08

En general, las familias con mayor número de especies en este estudio fueron Haemulidae (5), Scaridae (4), Gerreidae (3), Lutjanidae (3) y Serranidae (3) (Figura 3); así mismo, Jaxion *et al.* (2011), mencionan en su estudio a Haemulidae (4), Lutjanidae (3), y Scaridae (2) como algunas de las familias con mayor número de especies; además de Labridae (3) y Pomacentridae (2), las cuales no son las más representativas en cuanto al número de especies en esta investigación.

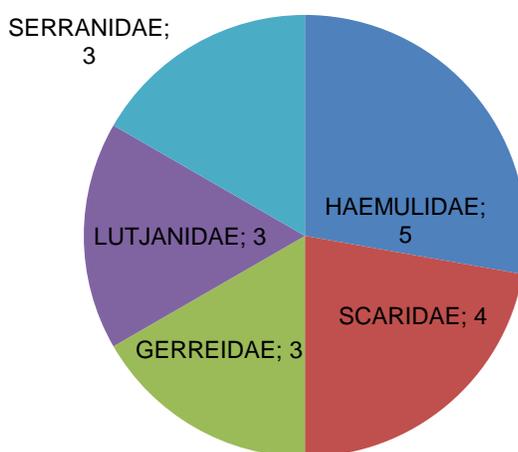


Figura 3. Familias con mayor número de especies en un arrecife rocoso-coralino, raíces de *Rhizophora mangle* y praderas de *Thalassia testudinum* en Ensenada Reyes, PNM, Venezuela.

Entre los tres sustratos analizados, las familias más representativas en cuanto al número de individuos fueron Haemulidae (68,11%), Gerreidae (40,87%), Scaridae (9,13%), Chaetodontidae (1,62%), Lutjanidae (1,56%) y Serranidae (1,34%) (Figura 4).

La familia Haemulidae en este estudio, está representada principalmente por la especie *H. aurolineatum*, siendo la más abundante en el arrecife rocoso-coralino de Ensenada Reyes (2 109 ind); se encuentra, por lo general, en

fondos de poca profundidad, normalmente sobre sustratos blandos, en aguas neríticas continentales así como en aguas insulares oceánicas, siendo una especie particular en los arrecifes coralinos. Del género, *Haemulon aurolineatum*, es la especie más común y abundante en la región nororiental de Venezuela, donde se consigue formando grandes agregaciones (Cervigón, 1993).

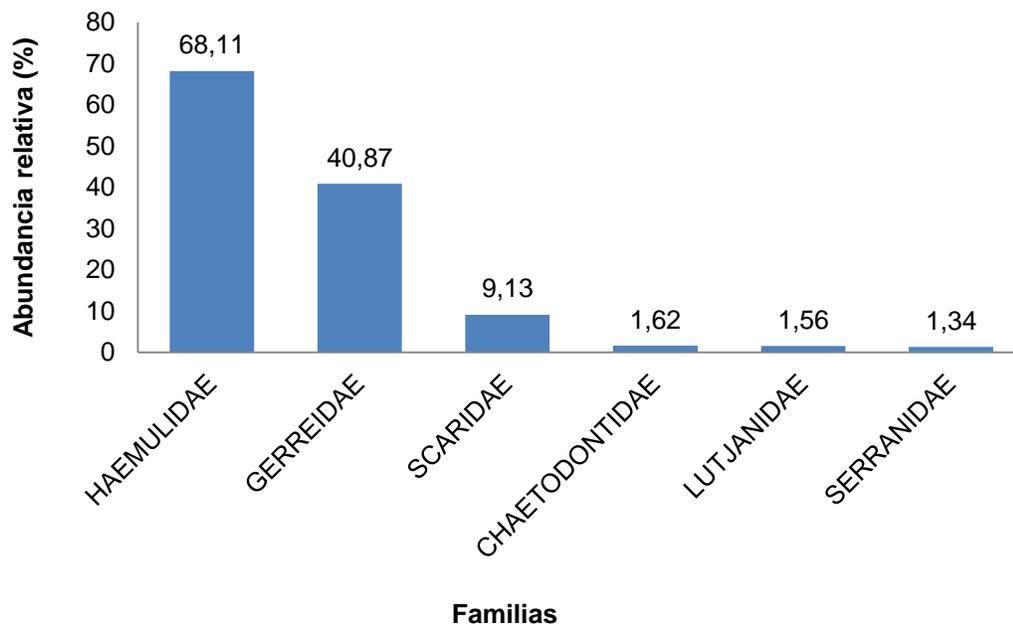


Figura 4. Familias más representativas en cuanto al número de individuos en un arrecife rocoso-coralino, raíces de *Rhizophora mangle* y praderas de *Thalassia testudinum* en Ensenada Reyes, PNM, Venezuela.

La familia Gerreidae, incluye peces del orden Perciformes, los cuales se encuentran en su mayoría en mares tropicales y son especies principalmente marinas; ocasionalmente se encuentran en agua salobre y es poco común en agua dulce (Nelson, 1984). En este estudio, el género *Eucinostomus* fue el más representativo en cuanto al número de individuos de esta familia, el cual es comparable con el trabajo de Sierra *et al.* (2012), donde mencionan también a *Eucinostomus* como un género representativo (223 ind/600 m²). En este estudio, fue abundante la especie *Eucinostomus melanopterus* para el manglar

(1 444 ind) y para las praderas de *T. testudinum* (973 ind). La familia Scaridae estuvo representada principalmente por los géneros *Scarus* y *Sparisoma*. Scaridae, constituye una de las familias más abundantes de la ictiofauna tropical de los arrecifes de coral, cuyos individuos, son principalmente herbívoros, que se alimentan de algas y de partes de coral muerto con sus dientes en forma de placa continua, aportando beneficios al ecosistema al controlar el crecimiento de las algas y al contribuir con el ciclo del calcio (Cervigón, 1980; Humann y Deloach, 2006). En ensenada Reyes, *Scarus iseri* fue la segunda especie más abundante en el arrecife rocoso-coralino (517 ind).

Arrecife rocoso-coralino

El número de especies de peces (32), observadas en el arrecife rocoso-coralino de Ensenada Reyes, es comparable con la riqueza de especies reportada en el golfo de Cariaco, por Alayón (2006) y Núñez (2006), quienes registraron 39 y 24 especies en las localidades de Turpialito y Turpialito-Quetepe, respectivamente, con la metodología de censos visuales y con intensidad de muestreos mensuales, ambas localidades conforman zonas protegidas como en Ensenada Reyes. No obstante, Fariña *et al.* (2008), en un estudio sobre las diferencias en la ictiofauna entre un arrecife rocoso-coralino y uno de octocorales en el Bajo las Caracas, hallaron 80 especies de peces asociados a un transecto rocoso-coralino. Esta desigualdad de valores puede estar relacionada con el tamaño inferior del arrecife analizado en Ensenada Reyes así como su menor complejidad estructural. En el mismo trabajo, Fariña *et al.* (2008), señalan una mayor riqueza en el arrecife rocoso coralino en comparación con uno de octocorales, y atribuyen tal diferencia a una mayor complejidad estructural.

Las similitudes respecto al número de especies entre el arrecife de Reyes y los del golfo de Cariaco, no sólo pudieran estar asociadas al escaso desarrollo de sus sistemas coralinos, sino al carácter de aguas protegidas de la acción del viento y del oleaje, en espacios no expuestos a mar abierto. Fariña

(2011), estableció un gradiente de estaciones a este respecto en el sector Las Caracas, Parque Nacional Mochima, encontrando que la estación más interna y menos expuesta al viento fue la que presentó menor riqueza de especies.

La abundancia total en el arrecife-rocoso coralino estudiado fue de 4 821 individuos, coincidiendo con los resultados obtenidos por Fariña *et al.* (2005) en el Archipiélago Los Monjes y Núñez (2006) en el golfo de Cariaco, quienes contabilizaron 4 015 y 5 751 ejemplares de peces respectivamente, utilizando el método de censos visuales, en transectos de similar longitud. Sin embargo, el número de individuos en este estudio difiere de lo obtenido por Ruíz *et al.* (2003) quienes consiguieron 829 ejemplares de peces en dos localidades del Parque Nacional Mochima (Cautaro y Manzanillo), efectuando muestreos con nasas de metal. Dicho método resulta efectivo para ciertas especies, pero deja por fuera muchas otras, actuando de manera selectiva (Ruíz *et al.*, 2003). De esta forma, el empleo de nasas no es recomendable para estimaciones de abundancia en arrecifes.

Las familias más relevantes respecto al número de especies fueron Haemulidae (5), Scaridae (4), Serranidae (3), y Lutjanidae (3). En el Bajo las Caracas, una localidad relativamente cercana pero oceanográficamente distinta, Fariña *et al.* (2008) mencionaron que las familias con mayor número de especies fueron Scaridae (9), Serranidae (8), Haemulidae (7), Labridae (5) y Chaetodontidae (4) en el arrecife pétreo. Por otra parte, Fariña *et al.* (2005) señalaron a Scaridae (6), Serranidae (5) Haemulidae (4) y Lutjanidae (4) como algunas de las familias que presentaron el mayor número de especies en un arrecife del Archipiélago Los Monjes, al occidente del país. En líneas generales, se observa un mismo patrón para arrecifes evaluados en el país (Alayón, 2006; Núñez, 2006; Suárez, 2006), y los resultados concuerdan con el patrón general planteado por Sale (2002) para el Caribe.

Las familias más importantes respecto al número de individuos en el arrecife fueron: Haemulidae (63,90%), Scaridae (11,03%), Gerreidae (9,65%), Chaetodontidae (3,36%), Lutjanidae (2,45%), Scianidae (2,39%), Labridae (1,97%) y Gobiidae (1,72%) (Figura 5). Fariña *et al.* (2005) también mencionaron a Labridae, Scaridae, Haemulidae y Lutjanidae como familias con mayor número de individuos en el Archipiélago los Monjes. No obstante, Fariña *et al.* (2008) reportaron a Scaridae (15,22%), Haemulidae (14,18%), Carangidae (13,88%), Labridae (12,59%) y Acanthuridae (8,32%) como familias más abundantes de un arrecife pétreo en el Bajo las Caracas. Así, resalta la ausencia de Carangidae y Acanthuridae dentro del grupo de las más representativas numéricamente en Reyes.

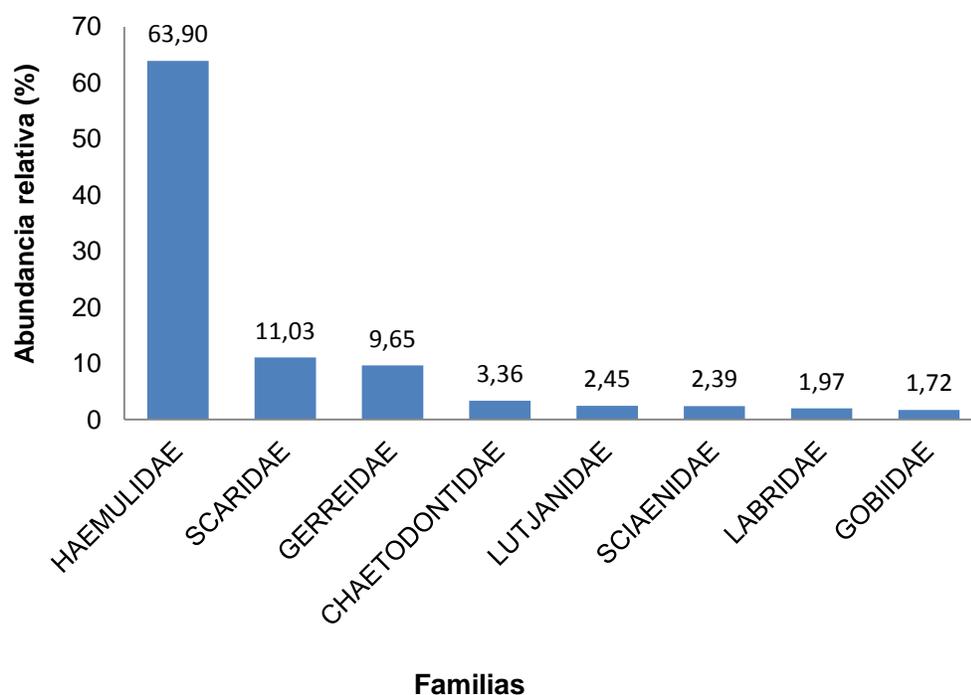


Figura 5. Abundancia relativa de las familias más importantes observadas en un arrecife rocoso-coralino en Ensenada Reyes, PNM, Venezuela.

Las especies con mayor número de individuos fueron *Haemulon aurolineatum* (2 109 individuos, 44%), *Scarus iseri* (517 individuos, 11%), *Haemulon flavolineatum* (506 individuos, 10%) y *Eucinostomus melanopterus* (437 individuos, 9%) (Figura 6). Núñez (2006), en un arrecife del golfo de Cariaco, señala como las especies con mayor abundancia a *Scarus iseri* (889 individuos) y *Halichoeres bivittatus* (1 100 individuos), destacándose esta última por su baja representatividad en el arrecife rocoso-coralino de Ensenada Reyes. Cervigón (1993) en un estudio sistemático indica que *H. bivittatus* es característica de las praderas de *Thalassia* y arrecifes coralinos; mientras que De Grado (1997), la señala como abundante en el exterior de la Ensenada Grande del Obispo (golfo de Cariaco). Por otra parte, Froese y Pauly (2014) mencionan que esta especie comúnmente se encuentra en zonas rocosas y arrecifes de aguas poco profundas y es menos común en lechos de algas marinas. El arrecife de Ensenada Reyes presenta praderas de *Thalassia* justo en frente, e incluso, esta fanerógama llega a crecer entre corales, formando ecotonos; pero en el arrecife analizado por Núñez (2006) en Turpialito, domina el sustrato arenoso. Probablemente, esta sea una razón por la cual *H. bivittatus* tenga mayor abundancia en Turpialito respecto a Reyes.

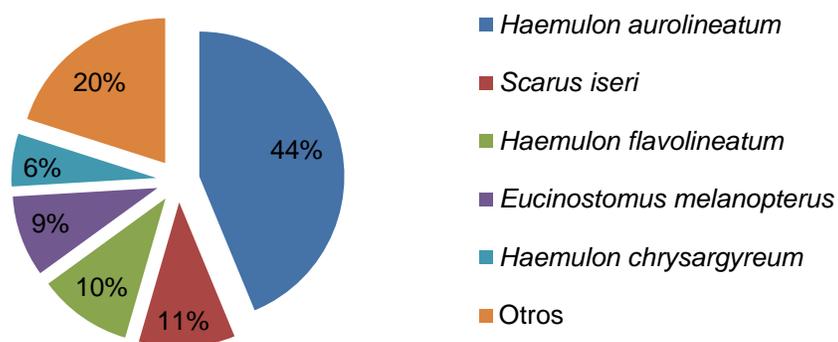


Figura 6. Abundancia relativa de especies de peces observadas en un arrecife rocoso-coralino en Ensenada Reyes, PNM, Venezuela.

Paralelamente, los resultados de abundancia concuerdan con algunos trabajos realizados en el Parque Nacional Mochima, destacando los de Méndez *et al.* (2001), Méndez *et al.* (2006), Fariña *et al.* (2008) y Ruíz (2012), quienes mencionaron a *Scarus iseri* como la especie con mayor importancia numérica, razón por la cual ha sido considerada una de las especies típicas de estos espacios (Ruíz, 2012). Medina (2008), trabajó en playas arenosas cercanas a arrecifes de la zona, y señaló como especies con mayor número de individuos a *H. chrysargyreum* y *H. aurolineatum*. Así mismo, Pascual (2007) señala a *H. chrysargyreum* y *S. iseri* como especies más abundantes para arrecifes de la Isla de Cubagua, dentro de la misma región nororiental.

En general, no hubo grandes fluctuaciones en cuanto a la riqueza de especies y al número de individuos durante el año de muestreo en el arrecife rocoso-coralino, excepto por un notable incremento de la abundancia para el mes de diciembre, con un total de 2 350 individuos (Figura 7). Este aumento se produjo por la presencia de un cardumen de la especie *Haemulon aurolineatum* en el arrecife, una especie que tiene como hábitat preferencial los arrecifes coralinos durante el día (Núñez, 2006). Además, Ruíz (2012) señaló en una encuesta que los pobladores del sector Islas Caracas-La Morena explicaron que esta especie presenta huevas los meses de octubre a diciembre; pudiendo ser esta una razón del pico de la abundancia obtenido en diciembre en Ensenada Reyes; sin embargo, Cervigón (1993) cita que *H. aurolineatum* se reproduce durante todo el año con un pico en el mes de julio, por lo que pueden encontrarse ejemplares ovados en cualquier mes.

Estudios posteriores con análisis de desarrollo gonadal, se hacen necesarios para determinar la naturaleza de la agregación observada.

La variación mensual de la diversidad (H') de peces en el arrecife rocoso-coralino fluctuó entre 0,92 bits/ind en el mes de diciembre y 3,45 bits/ind en el mes de octubre, con un promedio de 2,98 bits/ind; mientras que la equidad se

encontró entre 0,22 en el mes de diciembre y 0,84 en el mes de octubre, con un promedio de 0,72 (Figura 8). La diversidad y equidad fueron escasamente fluctuantes durante el año de muestreo en el arrecife, con excepción del mes de diciembre donde se reportó el menor índice. A pesar que desde mayo a diciembre tiende a bajar la intensidad de los vientos alisios del noreste, estabilizándose las masas de agua, en la bahía de Mochima ocurren fenómenos locales, donde es frecuente que de mayo a diciembre se invierta la dirección del viento y que la parte interna de la bahía se vea influenciada por los vientos del oeste (Méndez *et al.*, 1988). No obstante, el área estudiada, por su carácter interno dentro de la bahía, permanece protegida de esta acción de los vientos durante todo el año, por lo que era de esperarse su baja fluctuación mensual en respuesta a cambios ambientales.

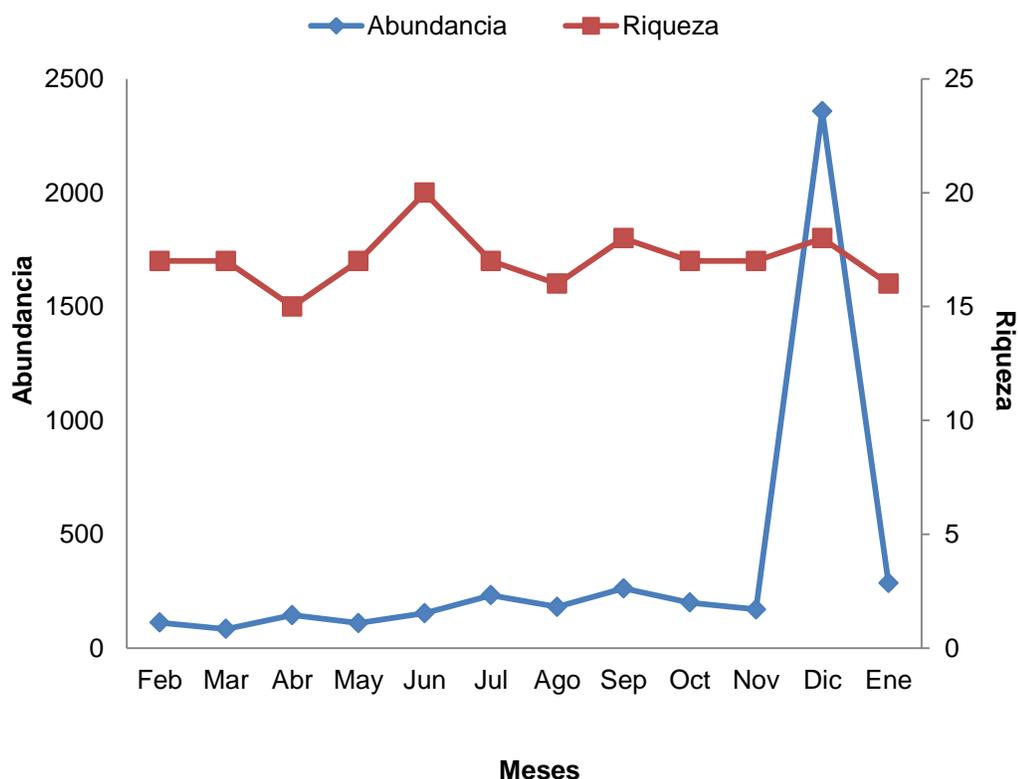


Figura 7. Variación mensual de la abundancia y riqueza de peces en un arrecife rocoso-coralino de Ensenada Reyes, PNM, Venezuela.

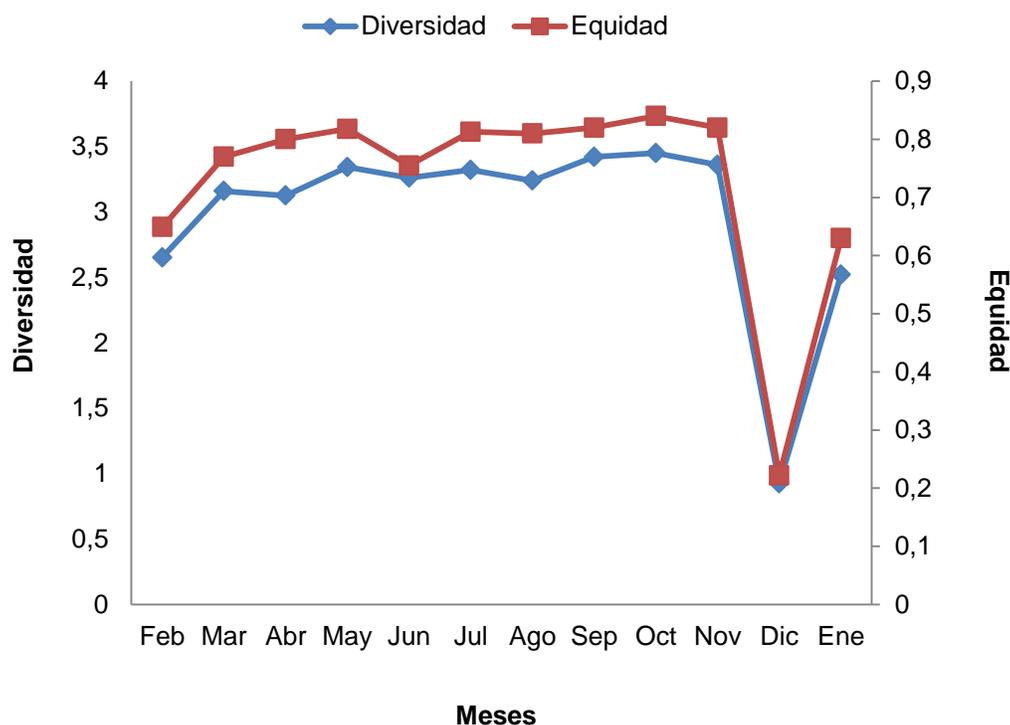


Figura 8. Variación mensual de la diversidad y equidad de peces en un arrecife rocoso-coralino de Ensenada Reyes, PNM, Venezuela.

Con relación a la frecuencia de ocurrencia, las especies se clasificaron de la siguiente manera: 18 especies constantes (58%), 12 accidentales (38%) y 2 accesorias (6%) (Figura 9; Tabla 2). Fariña y Méndez (2009) en un estudio sobre la variación estacional de la estructura comunitaria de peces en dos arrecifes: rocoso-coralino y de octocorales, en el Bajo Las Caracas, encontraron para el arrecife pétreo 38,7% especies constantes, 41,35% accidentales y 20% accesorias. Además, clasificaron a *Chaetodon capistratus*, *Haemulon chrysargyreum*, *Haemulon flavolineatum*, *Odontoscion dentex* y *Scarus iseri* como especies constantes al igual que en esta investigación (Tabla 2). De esta manera, *S. iseri* no sólo destaca por su abundancia, sino por su frecuencia de aparición, no sólo en Reyes, sino en otros arrecifes de sectores protegidos en la región (Núñez, 2006; Ruíz *et al.*, 2003).

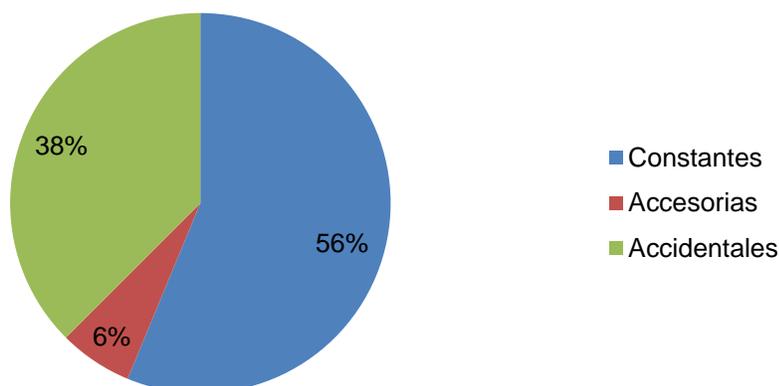


Figura 9. Frecuencia de aparición de las especies censadas en el arrecife rocoso-coralino de Ensenada Reyes, PNM, Venezuela.

Tabla 2. Clasificación de las especies de acuerdo con la frecuencia de ocurrencia durante todo el muestreo, en el arrecife rocoso-coralino de Ensenada Reyes, PNM, Venezuela.

Especies	CC	Especies	CC
<i>Chaetodon capistratus</i>	C	<i>Archosargus rhomboidalis</i>	C
<i>Coryphopterus glaucofraenum/venezuelae</i>	C	<i>Apogon binotatus</i>	C
<i>Haemulon flavolineatum</i>	C	<i>Strongylura marina</i>	B
<i>Halichoeres bivittatus</i>	C	<i>Nicholsina usta</i>	B
<i>Odontoscion dentex</i>	C	<i>Caranx latus</i>	A
<i>Scarus iseri</i>	C	<i>Abudefduf taurus</i>	A
<i>Eucinostomus melanopterus</i>	C	<i>Diplodus argenteus argenteus</i>	A
<i>Haemulon chrysargyreum</i>	C	<i>Hypoplectrus unicolor</i>	A
<i>Haemulon boschmae</i>	C	<i>Cantherhines pullus</i>	A
<i>Hypoplectrus puella</i>	C	<i>Caranx crysos</i>	A
<i>Serranus flaviventris</i>	C	<i>Diodon hystrix</i>	A
<i>Gerres cinereus</i>	C	<i>Halichoeres radiatus</i>	A
<i>Abudefduf saxatilis</i>	C	<i>Lutjanus cyanopterus</i>	A
<i>Lutjanus griseus</i>	C	<i>Lutjanus synagris</i>	A
<i>Haemulon aurolineatum</i>	C	<i>Scarus vetula</i>	A
<i>Haemulon steindachneri</i>	C	<i>Sparisoma rubripinne</i>	A

A: Especies Constantes; B: Especies Accesorias; C: Especies Accidentales; CC: Nivel de Constancia

Se registraron 13 especies exclusivas para el sustrato rocoso-coralino: *Chaetodon capistratus*, *Odontoscion dentex*, *Abudefduf saxatilis*, *Apogon binotatus*, *Abudefduf taurus*, *Cantherhines pullus*, *Diplodus argenteus argenteus*, *Diodon hystrix*, *Halichoeres radiatus*, *Lutjanus cyanopterus*, *Lutjanus synagris*, *Scarus vetula* y *Sparisoma rubripinne*, siendo *Abudefduf saxatilis*, *Chaetodon capistratus* y *Apogon binotatus* especies constantes durante todo el estudio (Figura 10, Tabla 2). Mendez *et al.* (1988) destacan, en un registro sobre la ictiofauna de la bahía de Mochima, que las familias Chaetodontidae y Pomacentridae se encuentran principalmente entre las formaciones coralinas, y que la especie *Apogon binotatus* tiene como hábitat preferencial las formaciones coralinas o rocosas-coralinas, un hecho que se corrobora en este trabajo. Así mismo, Fariña y Méndez (2009), clasificaron a *Chaetodon capistratus* como una especie constante durante todos los meses de muestreo en el Bajo las Caracas, PNM. La presencia de especies constantes que sólo ocuparon el arrecife y nunca fueron vistas en otros ecosistemas, apunta hacia la existencia de especialistas ecológicos que dominan nichos específicos, y que pudieran competir en condiciones donde los recursos son limitados, principalmente con relación al espacio (refugio, sitios de criadero y desove, entre otros) y al alimento, lo cual podría generar procesos de especiación en alta frecuencia y, a su vez, una mayor disponibilidad de refugios (Fariña *et al.*, 2008).



Figura 10. Especies exclusivas y constantes del arrecife rocoso-coralino de Ensenada Reyes, PNM, Venezuela. (A= *Abudefduf saxatilis*, B=*Apogon binotatus*, C= *Chaetodon capistratus*).

Pradera de *Thalassia testudinum*.

Fueron censadas 24 especies de peces en las praderas de *Thalassia testudinum* de Ensenada Reyes. Este número puede considerarse bajo, si se contrasta con otros trabajos realizados en praderas marinas, donde el área de muestreo es mucho mayor que la utilizada en esta investigación y, además, donde los métodos de muestreos son distintos a los empleados para este estudio. Por ejemplo, Allen *et al.* (2007), en el golfo de Santa Fe, identificaron 59 especies ícticas; San Cristóbal (1984), en la bahía de Mochima, encontró 68 especies; en el golfo de Cariaco, Méndez (1995) obtuvo 51 especies de peces y Allen y Jiménez (2001), reportaron 44 especies. Por su parte, Parra y Ruíz (2003), encontraron 38 especies de peces en la costa oriental de la isla Cubagua.

Se observaron 4 897 individuos en este sistema biológico, un valor alto si se contrasta con los datos obtenidos por Parra y Ruíz (2003), quienes encontraron 1 268 peces; no obstante, el resultado obtenido es menor al compararlo con los trabajos de Allen y Jiménez (2001) y Allen *et al.* (2007), quienes cuantificaron 15 509 y 38 581 individuos, respectivamente, en tres praderas de *T. testudinum* en el golfo de Cariaco. Son muchos los factores biológicos que ayudan a aumentar la abundancia de peces asociados a pastos marinos, entre los que resaltan la extensión, densidad y biomasa de la planta (O'gower y Wacasey, 1967; Lewis y Stoner, 1983), al igual que la proximidad de otros ecosistemas distintos, como los arrecifes de coral y manglares (Weinstein y Heck, 1979; Vargas y Yáñez, 1987). En Venezuela no existen registros previos de censos visuales de peces en praderas de *Thalassia*, por lo que no pueden efectuarse comparaciones con este método. Las diferencias en cuanto al número de individuos de este estudio y los antes mencionados, posiblemente tengan su explicación en el tipo de muestreos aplicados, el área o número de estaciones muestreadas, o características de los ecosistemas en sí mismos así como otros adyacentes al área de estudio.

Las familias más importantes respecto al número de individuos fueron: Haemulidae (58,87%), Gerreidae (33,73%), Scaridae (3,77%), Serranidae (1,04%), Sparidae (0,95%), Gobiidae (0,61%) y Labridae (0,36%) (Figura 11). En estudios realizados sobre *Thalassia testudinum* en el golfo de Cariaco, Allen y Jiménez (2001) señalan a las familias Scaridae, Atherinidae, Sparidae, Carangidae y Labridae como las más importantes en abundancia; Allen *et al.* (2007), reportaron a Engraulidae, Atherinidae, Scaridae, Haemulidae, Clupeidae, Labridae y Gerreidae como las familias más abundantes; y López (2007) indicó a Haemulidae, Gerreidae, Clupeidae y Carangidae como las familias con mayor número de peces en los espacios estudiados.

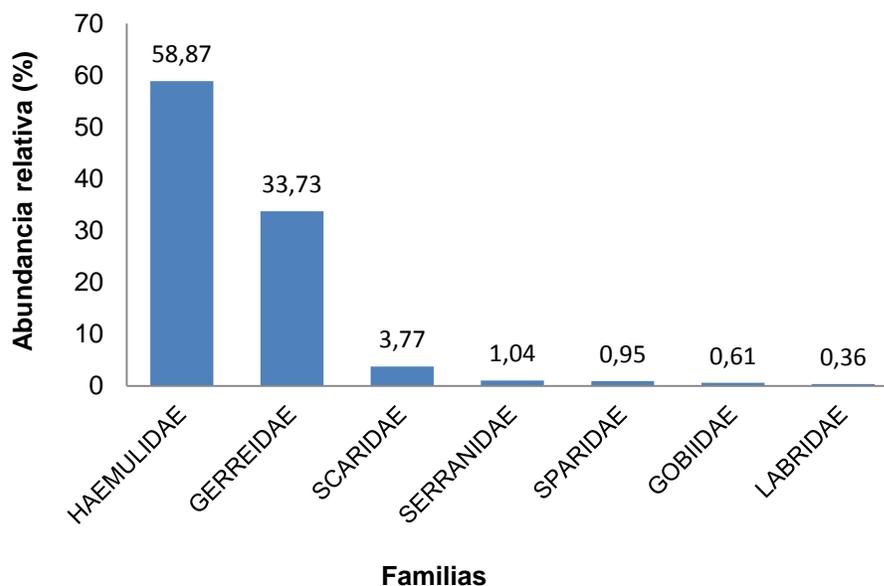


Figura 11. Abundancia relativa de las familias más importantes observadas en una pradera de *Thalassia testudinum* en Ensenada Reyes, PNM, Venezuela.

Las especies con mayor número de individuos en la pradera de *T. testudinum* fueron *Haemulon boschmae* (2172 individuos, 44%), *Eucinostomus melanopterus* (973 individuos, 20%), *Diapterus rhombeus* (659 individuos, 13%) y *Haemulon aurolineatum* (591 individuos, 12 %) (Figura 12). Comparable con el trabajo de Allen *et al.* (2005), en praderas de *T. testudinum* del golfo de

Cariaco, donde mencionan como una de las especies más abundantes a *Haemulon boschmae*. La presencia de *Haemulon boschmae* a lo largo de la pradera, y al ser la especie más abundante del ecosistema de *Thalassia testudinum*, hace suponer que su ciclo vital depende en gran parte de las fanerógamas marinas (Méndez *et al.*, 1988; Cervigón, 1993). Por otra parte, los gérridos, son peces dominantes en los ecosistemas costeros lagunares del oriente del país, probablemente por ser especies con una alta distribución que se adaptan fácilmente a playas arenosas y praderas de *T. testudinum* y por presentar una alta tasa de renovación (Parra y Ruíz, 2003), por lo que no extraña la alta abundancia de *E. melanopterus* y *D. rhombeus*.

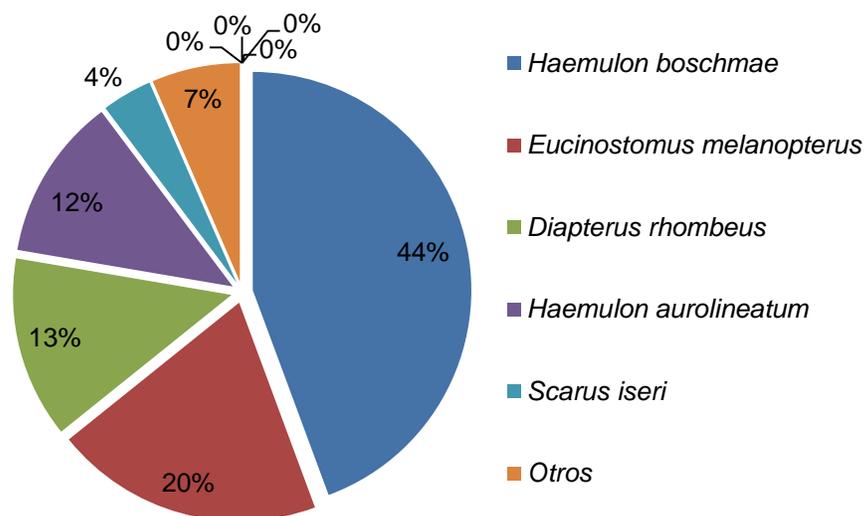


Figura 12. Abundancia relativa de especies de peces observadas en una pradera de *Thalassia testudinum* en Ensenada Reyes, PNM, Venezuela.

En general, el número de especies censadas mensualmente en la pradera de *Thalassia testudinum* tuvo una fluctuación moderada a lo largo del período de muestreo, con los mayores valores de riqueza en los meses de noviembre y enero (13 especies) y el menor registro en el mes de mayo (8 especies) (Figura 13). Esto coincide con los resultados obtenidos por González

y Velásquez (1994) quienes también reportaron la mayor riqueza de especies en enero y la menor en mayo en praderas de *Thalassia* de la laguna de Punta de Piedras, en la isla de Margarita. Asimismo, Parra y Ruíz (2003) también obtuvieron la menor riqueza de especies en mayo (2 especies); sin embargo, la mayor riqueza la reportaron en el mes de febrero (12 especies). La variación del número de especies suele relacionarse con los cambios temporales de los factores ambientales (Ariza *et al.*, 2012). El número de individuos en Ensenada Reyes osciló entre 780 individuos en septiembre y 61 individuos en mayo (Figura 13). No obstante, Ariza *et al.* (2012), para dos localidades del golfo de Cariaco, registraron cambios temporales mucho mayores que los observados en Reyes: en Manzanillo, la abundancia mensual osciló entre 97 organismos en marzo y 4 630 organismos en julio; mientras que en La Brea, la abundancia varió entre 76 organismos en diciembre y 6 741 organismos en julio.

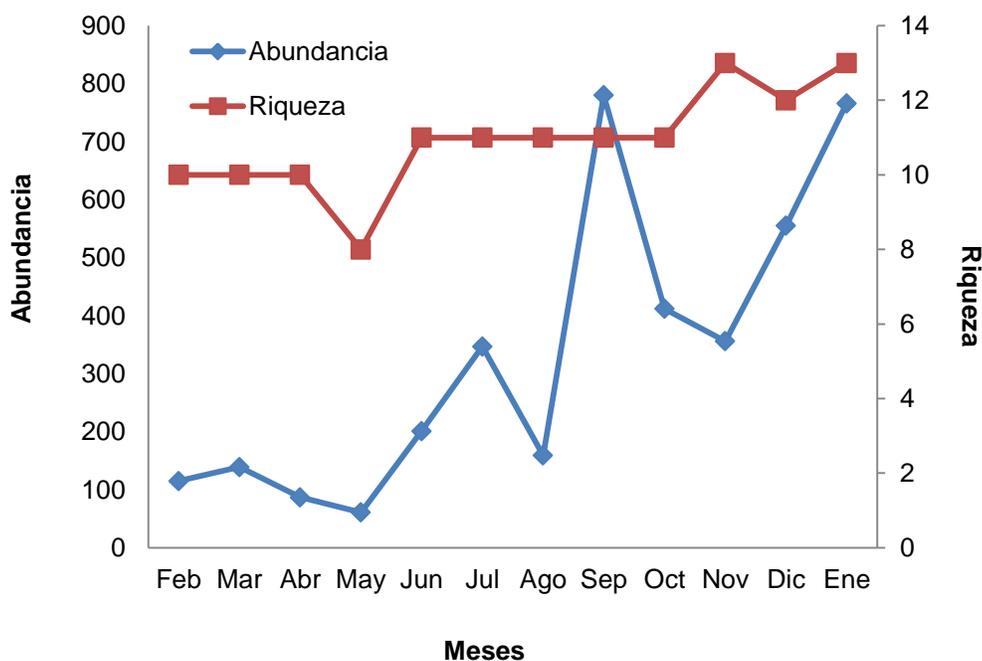


Figura 13. Variación mensual de la abundancia y riqueza de peces en una pradera de *Thalassia testudinum* en Ensenada Reyes, PNM, Venezuela.

La diversidad (H') de peces en la pradera de *Thalassia testudinum* fluctuó entre 1,16 bits/ind en diciembre y 2,52 bits/ind en agosto, con una diversidad promedio de 1,91 bits/ind (Figura 14). Estos valores son similares al compararlos con los obtenidos por Ariza *et al.* (2012), quienes reportaron una diversidad promedio de 1.95 ± 0.51 bits/ind, en el golfo de Cariaco, específicamente en la Brea, una playa semicerrada, tipo ensenada, con poco oleaje; su pradera es muy densa y hacia el lado este de la localidad existe un gran complejo arrecifal muy bien desarrollado; un espacio con características similares a la Ensenada de Reyes. Por el contrario, los resultados obtenidos son bajos al compararlos con Allen *et al.* (2004) quienes registraron diversidades de 2,69 bits/ind y 3,21 bits/ind en dos estaciones del Golfo de Cariaco; la primera estación, en sus adyacencias no cercanas presentó algunas colonias de corales, y la segunda estación, exhibió pequeños manglares cercanos próximos. La baja diversidad en diciembre puede explicarse por la dominancia numérica, ya que los meses donde se observó dominancia de una especie en más del 85-90% sobre otras, las diversidades fueron las más bajas. Existe una relación inversa entre la diversidad y la dominancia numérica. Resultados similares obtienen San Cristobal (1984), Méndez *et al.* (1988) y, Allen y Jiménez (2001) quienes señalan que las especies dominantes ocurren en comunidades de baja diversidad. Sobre la diversidad específica, influyen diferentes factores (estabilidad climática, heterogeneidad espacial, productividad, predación, condiciones ambientales, grado de explotación, dominancia específica, entre otras) que originan gradientes sobre este índice (Krebs, 1985; Margalef, 1995).

La equidad osciló entre 0,32 en el mes de diciembre y 0,73 en el mes de agosto, con un promedio de 0,55 (Figura 14), representado un comportamiento similar al de la diversidad, es decir, donde se presentaron los valores mayores de diversidad también se presentaron los valores más altos de equidad y

viceversa. Esto explica la igualdad o desigualdad en la distribución de los organismos en la comunidad, es decir, entre especies (Krebs, 1985).

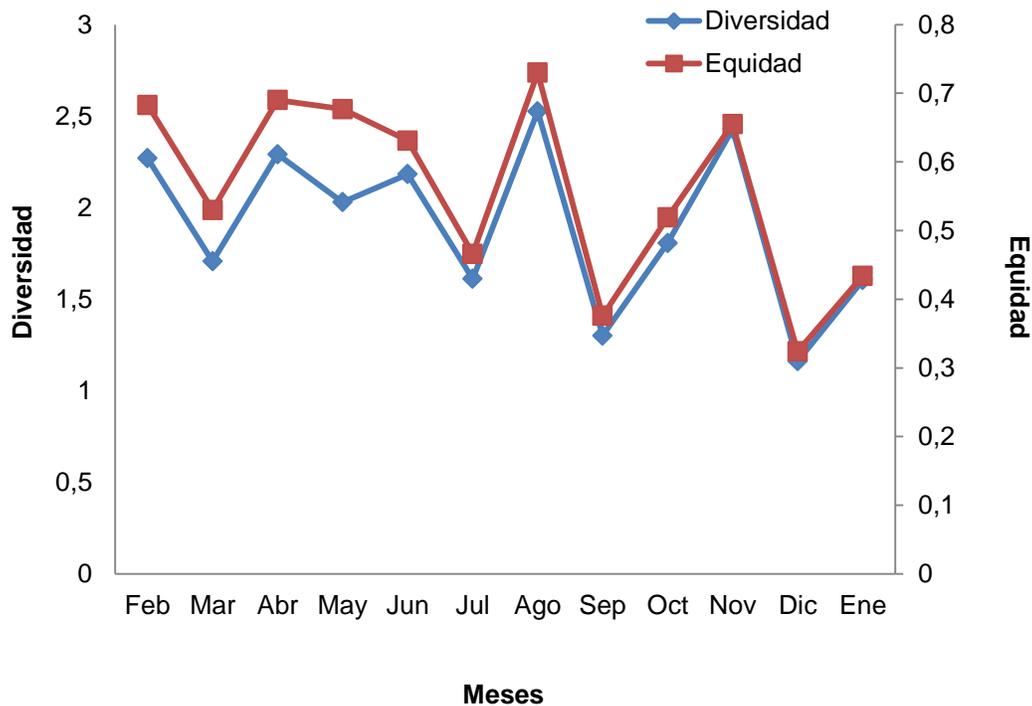


Figura 14. Variación mensual de la diversidad y equidad de peces en una pradera de *Thalassia testudinum* en Ensenada Reyes, PNM, Venezuela.

En la pradera marina de Ensenada Reyes, fueron clasificadas 12 especies como constantes (52%), 9 accidentales (39%) y 3 accesorias (13%) (Figura 15, Tabla 3). Allen *et al.* (2007) en su trabajo sobre la ictiofauna de tres praderas de *Thalassia testudinum* en el Golfo de Santa Fe, encontraron un total de 8 especies constantes, 4 accesorias y 47 accidentales. Por su parte, Allen y Jiménez (2001) mencionan a *H. boschmae*, *H. steindachneri* y *H. bivittatus* como especies constantes de las praderas marinas al igual que en este estudio, considerándolas como algunas de las especies que caracterizan y definen la comunidad de peces asociados a *T. testudinum*, las cuales pudieran estar

utilizando estas áreas como criaderos, protección y alimentación durante su ciclo de vida.

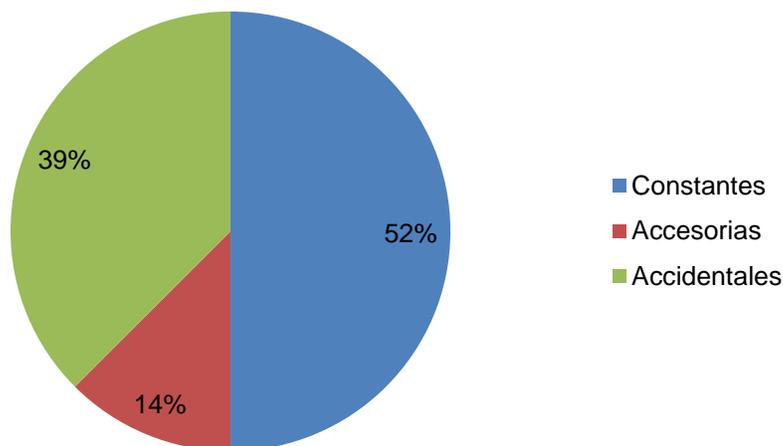


Figura 15. Frecuencia de aparición de las especies censadas en las praderas de *Thalassia testudinum* de Ensenada Reyes, PNM, Venezuela.

Tabla 3. Clasificación de las especies de acuerdo con la frecuencia de ocurrencia durante todo el muestreo, en la pradera de *T. testudinum* de Ensenada Reyes, PNM, Venezuela.

Especies	CC	Especies	CC
<i>Eucinostomus melanopterus</i>	C	<i>Haemulon flavolineatum</i>	B
<i>Haemulon boschmae</i>	C	<i>Strongylura marina</i>	B
<i>Archosargus rhomboidalis</i>	C	<i>Sphoeroides testudinum</i>	B
<i>Haemulon aurolineatum</i>	C	<i>Chilomycterus antillarum</i>	A
<i>Coryphopterus glaucofraenum/ venezuelae</i>	C	<i>Haemulon chrysargyreum</i>	A
<i>Caranx latus</i>	C	<i>Nicholsina usta usta</i>	A
<i>Diapterus rhombeus</i>	C	<i>Monacanthus tuckeri</i>	A
<i>Gerres cinereus</i>	C	<i>Sphyraena barracuda</i>	A
<i>Haemulon steindachneri</i>	C	<i>Hypoplectrus puella</i>	A
<i>Serranus flaviventris</i>	C	<i>Hypoplectrus unicolor</i>	A
<i>Scarus iseri</i>	C	<i>Lutjanus griseus</i>	A
<i>Halichoeres bivittatus</i>	C	<i>Sphoeroides spengleri</i>	A

A: Especies Constantes; B: Especies Accesorias; C: Especies Accidentales, CC: Nivel de Constancia

Haemulon boschmae en esta investigación fue la especie más abundante (2 172 individuos) en las praderas marinas, además, fue clasificada como una especie constante. Este haemúlido es muy abundante en algunas localidades de la región oriental de Venezuela, donde se le puede observar a unos pocos metros de la superficie. Se encuentra sobre fondos someros en zonas protegidas de aguas claras, en las cuales forman grandes asociaciones a nivel de toda la columna de agua. Esta especie constituye una fuente de alimento importante para pargos, cunas, meros y otras especies de interés comercial.

Paralelamente, *Haemulon steindachneri*, que también fue constante en esta investigación, igualmente se ha señalado que forma grandes agregaciones en los fondos arenosos y con praderas de *Thalassia* (Cervigón, 1993), por lo que era previsible su aparición en la mayoría de los censos efectuados. Caso similar sucede con *Archosargus rhomboidalis*, que según Méndez *et al.* (1988), fue una de las especies más frecuentes en la bahía de Mochima, capturándose abundantemente con nasas cebadas en fondos de *T. testudinum*.

Cervigón (2005) explica que en la playa Mangle Quemao (PNM), que también posee sustrato de fanerógamas marinas al igual que en Ensenada Reyes, es dominante la especie *Scarus iseri*, otra de las constantes en el presente trabajo; y en el fondo de la bahía es capturado el pez *Serranus flaviventris*, el cual no se encuentra en otros ambientes. Este pequeño serránido, se observó de manera constante sobre la *Thalassia* en los censos realizados en Reyes, y fue considerado por Méndez *et al.* (1988) como una de las especies dominantes de esta misma localidad, capturándose en el 80 % de sus muestreos. La ausencia de este pez en otras localidades del parque parece estar explicada, de acuerdo con los mencionados autores, por la preferencia de un hábitat específico que podría caracterizarse debido a la influencia de un riachuelo, particularmente importante en épocas de lluvia, el cual crearía un ambiente estuarino con salinidades inferiores que en el resto de la bahía (Méndez *et al.*, 1988).

Las especies exclusivas de las praderas marinas en Ensenada Reyes fueron: *Chilomycterus antillarum* y *Monacanthus tuckeri* (Figura 16). La especie *C. antillarum* es muy común en Venezuela en todas las playas de aguas claras con *T. testudinum* (Cervigón, 1996). Méndez *et al.* (1988) en su estudio, capturaron a la especie *Chilomycterus antillarum* en todas las playas con presencia de esta fanerógama en la bahía de Mochima. Por su parte, los monacánthidos son un grupo de peces llamativos en su gran mayoría por su forma poco convencional, que se aprovechan de las estructuras que los rodean para camuflarse. Este grupo, junto con los tetraodóntidos, son colectados para comercialización como ornamentales, algunos de ellos llegando a tener altos precios en el mercado (Donaldson, 2003). La especie *M. tuckeri* se ha registrado sobre fondos arenosos y se alimenta principalmente de algas e invertebrados (Froese y Pauly, 2014).

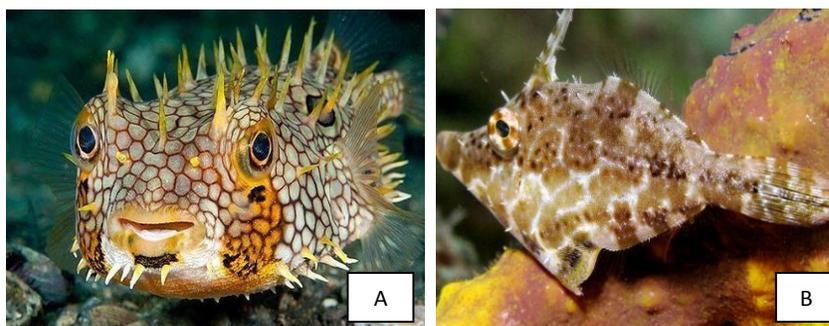


Figura 16. Especies exclusivas de las praderas marinas en Ensenada Reyes, PNM, Venezuela. (A= *Chilomycterus antillarum* y B= *Monacanthus tuckeri*).

Raíces de *Rhizophora mangle*

Fueron observadas 27 especies de peces en el ecosistema de manglar de Ensenada Reyes; este valor, es inferior a lo hallado por Allen *et al.* (2011) quienes identificaron 38 especies de peces en la Ensenada Grande del Obispo, en el Golfo de Cariaco. Los resultados obtenidos resultan menores aún si se contrastan con el estudio de Ramírez (1994) en Punta de Mangle, en la isla de Margarita, quien encontró 57 especies ícticas. Rojas *et al.* (1994) determinaron

la riqueza de la fauna íctiológica asociada a zonas de manglar en el Golfo de Nicoya, Costa Rica, donde colectaron 74 especies. Es importante destacar que en Venezuela, no se conocen investigaciones ictiológicas que se hayan realizado entre raíces de mangle mediante censos visuales, siendo éste, un método ideal para estudiar las comunidades que allí se encuentran. Los trabajos mencionados de Allen *et al.* (2011), Ramírez (1994) y Rojas *et al.* (1994) se realizaron en ensenadas bordeadas por manglares a través del método de calada con chinchorro playero, más no específicamente entre las raíces de mangle mediante censos visuales, por lo que los resultados no son efectivamente comparables. No obstante, se toman como referencia por haber sido realizados en áreas de manglar de la misma región nororiental, y por la carencia de investigaciones con censos visuales en el país.

La abundancia total de peces censados en el ecosistema sumergido de *R. mangle* fue de 3 202 individuos. Estos resultados, concuerdan con los obtenidos por Allen *et al.* (2011) quienes colectaron un total de 2 928 individuos con una red en zonas adyacentes a manglares. Por el contrario, los valores de abundancia (N° ind.) y riqueza específica reportados en esta investigación fueron moderadamente bajos al compararlos con otros estudios realizados también con redes en lagunas de manglares, destacando a Ramírez (1994) y De Grado y Bashirullah (2001), quienes recolectaron 88 especies-115.376 ind y 72 especies y más de 10.000 ind, respectivamente. Es importante mencionar que dichas investigaciones presentaron diferencias en los muestreos (tiempo de muestreo, tipo de captura, etc), características importantes a la hora de proporcionar los resultados finales en una investigación dada; tomando en cuenta que el número de individuos y especies que se puedan obtener en un área determinada dependerá del tipo de arte de pesca (Méndez, 1995; Allen y Jiménez, 2001; Benítez *et al.*, 2007), duración, intensidad y horarios de colectas (Acero *et al.*, 2010), así como de la extensión del área de muestreo (De Grado y Bashirullah 2001; Acero *et al.*, 2010).

Las familias con mayor número de especies censadas en las raíces de *Rhizophora mangle* fueron Haemulidae (5), Gerreidae (3), Belonidae (2), Carangidae (2), Serranidae (2) y Tetraodontidae (2). Resultados similares fueron encontrados por Ramírez (1994), quien mencionó a Gerreidae como la familia con mayor número de especies (6) en zonas de manglar. En Ensenada Grande del Obispo, De Grado y Bashirullah (2001) reportaron a las familias Gerreidae (5), Haemulidae (5), Carangidae (5) y Serranidae (4) como las que presentaron mayor número de especies. Por otra parte, Allen *et al.* (2011) registraron a Haemulidae (5), Gerreidae (4) y Engraulidae (3) como las familias con mayor número de especies.

Las familias más importantes respecto al número de individuos en las raíces de *Rhizophora mangle* del sector Reyes, fueron: Gerreidae (61,52%), Haemulidae (26,45%), Scaridae (6,12%), Sparidae (1,37%), Belonidae (1,24%), Lutjanidae (1,15%) y Carangidae (1,12%) (Figura 17). Sierra *et al.* (2012) mencionaron a Clupeidae y Gerreidae como las familias más abundantes asociadas a un área de manglar en la isla de San Andrés, Colombia. Por su parte, Allen *et al.* (2011) destacaron a Atherinidae, Mugilidae, Gerreidae, Engraulidae, Carangidae y Haemulidae como las familias con mayor número de individuos en espacios cercanos a mangle.

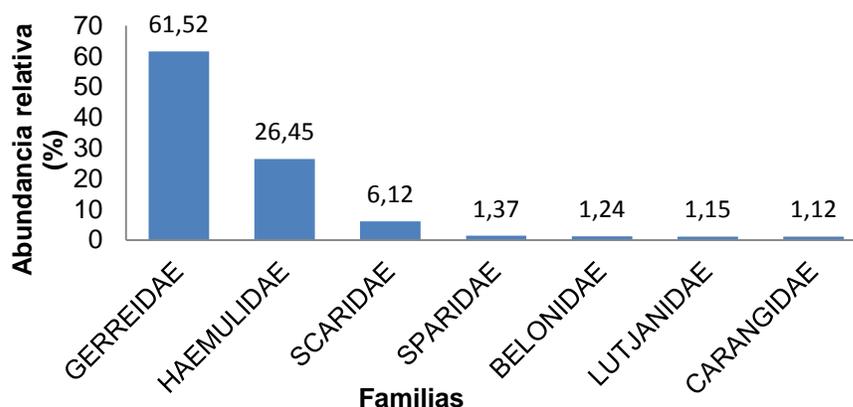


Figura 17. Abundancia relativa de las familias más importantes asociadas a raíces de *Rhizophora mangle* en Ensenada Reyes, PNM, Venezuela.

Las especies con mayor número de individuos en el ecosistema de manglar fueron: *Eucinostomus melanopterus* (45%), *Haemulon boschmae* (15%), *Diapterus rhombeus* (15%), *Scarus iseri* (6%) y *Haemulon aurolineatum* (6%) (Figura 18). Sierra *et al.* (2012) encontraron que las especies más representativas en términos de abundancia fueron del género *Eucinostomus*. De Amorin *et al.* (2012) en un estudio sobre el conjunto de peces a lo largo de un gradiente de manglares-arrecife en Brazil, observaron durante todo el año de muestreo a *Eucinostomus melanopterus*, resaltando que es una especie importante para la pesca artesanal local. Para Venezuela, se ha señalado que, en las lagunas y ensenadas, son dominantes las especies detritívoras de la familia Gerreidae, particularmente los géneros *Eucinostomus* y *Diapterus* (Cervigón, 2005).

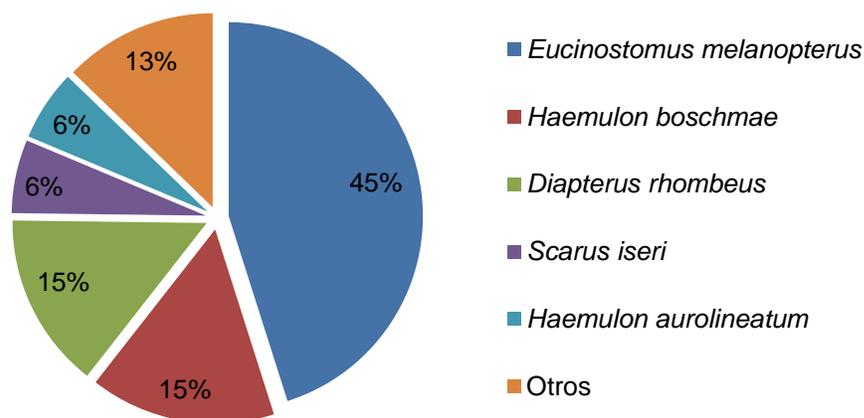


Figura 18. Frecuencia de aparición de las especies asociadas a raíces de *Rhizophora mangle* en Ensenada Reyes, PNM, Venezuela.

La riqueza en el ecosistema de manglar fluctuó entre 14 especies en octubre y 10 especies en junio, con un promedio de 12 especies; mientras que la abundancia tuvo una fluctuación que osciló entre 384 individuos en marzo y 82 individuos en junio con un promedio de 201 individuos (Figura 19). Ramírez

(1994) obtuvo la mayor riqueza de especies en el mes de octubre en la boca de laguna; además, reportó la más alta abundancia de peces en el mes de febrero en el interior y la boca de la laguna, y el número de individuos más bajo en abril para el interior y junio para la boca de la laguna de Punta de Mangle, isla de Margarita; coincidiendo en gran medida con las fluctuaciones observadas en Ensenada Reyes.

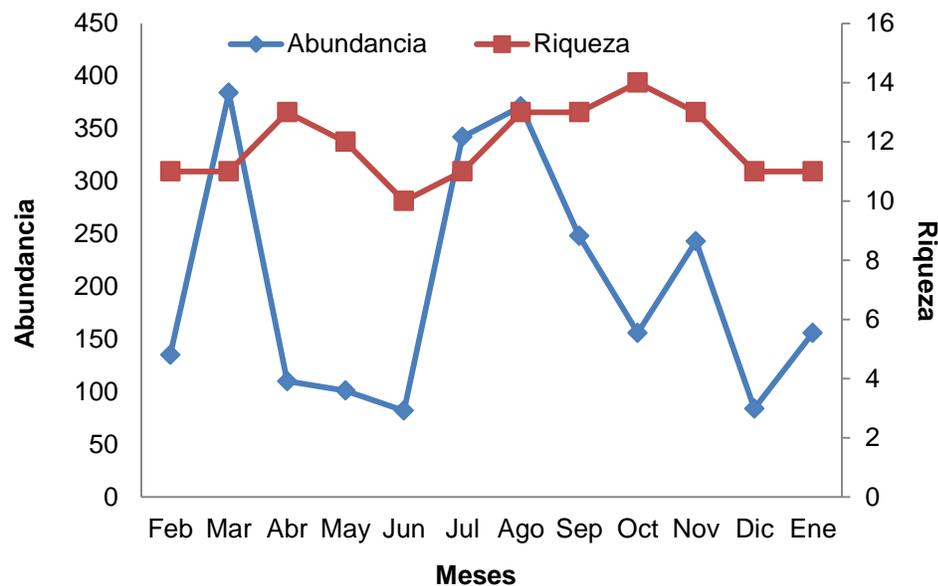


Figura 19. Variación mensual de la abundancia y riqueza de peces asociados a raíces de *Rhizophora mangle* en Ensenada Reyes, PNM, Venezuela.

La diversidad (H') de peces asociados a raíces de *Rhizophora mangle* fluctuó entre 1,16 bits/ind y 3,10 bits/ind en los meses de marzo y abril respectivamente, con una diversidad promedio de 2,33 bits/ind; la equidad osciló entre 0,35 en marzo y 0,80 en octubre con un promedio de 0,65 (Figura 20). Estos valores también son similares a los de Ramírez (1994), quien reportó índices de diversidad que oscilaron entre 0,99 bits/ind en octubre y 2,97 bits/ind en diciembre y registró una equidad que varió entre 0,30 octubre y 0,65 en abril en el interior de la laguna de Punta de Mangle, isla de Margarita. Sin embargo,

la diversidad en este estudio puede considerarse baja al contrastarla con la investigación de De Grado y Bashirullah (2001), quienes obtuvieron una diversidad específica (H') que fluctuó entre 2,968 y 4,607 bits/ind en la Laguna Grande del Obispo.

En las raíces sumergidas de mangle disminuyó notablemente el índice de diversidad y equidad en el mes de marzo (Figura 20). Este mes coincide con la mayor intensidad del fenómeno de surgencia costera que afecta regularmente a toda la región, y que se caracteriza por el afloramiento de aguas sub-superficiales ricas en nutrientes (Okuda, 1968; Ferraz-Reyes, 1989). Cervigón (2005) apunta que en esta fecha se incrementa la abundancia del plancton, lo cual conlleva la llegada de cardúmenes importantes de pequeños pelágicos y en general, repercute en un incremento en el número de individuos de ciertas especies de peces, un hecho que conlleva a una disminución en la diversidad de Shannon.

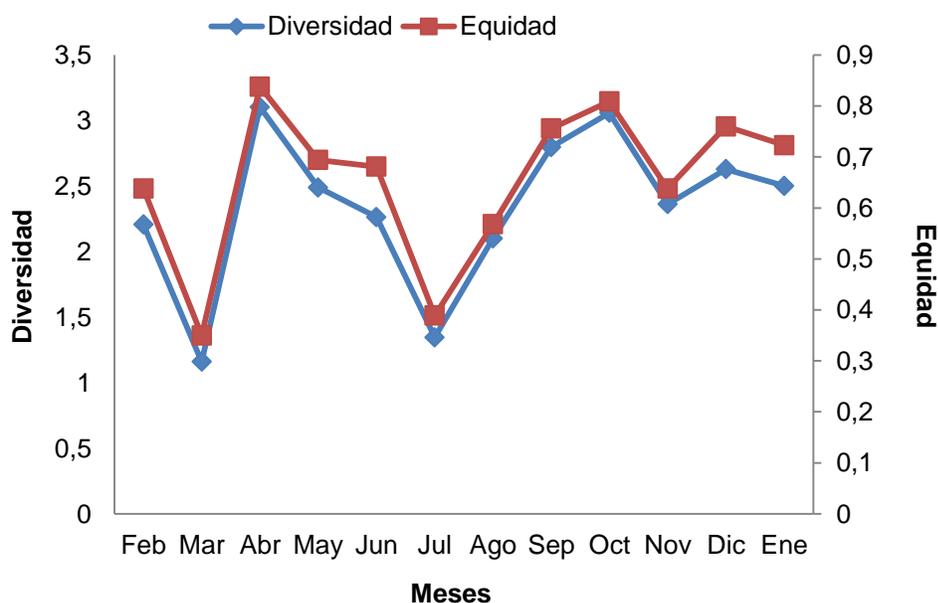


Figura 20. Variación mensual de la diversidad y equidad de peces asociados a raíces de *Rhizophora mangle* en Ensenada Reyes, PNM, Venezuela.

Del total de especies observadas en el ecosistema de *Rhizophora mangle*, 13 fueron clasificadas como constantes (50%), 12 accidentales (48%) y 2 accesorias (8%) (Figura 21, Tabla 4). Ramírez (1994) encontró 8 especies constantes (18,60%), 27 accidentales (2,80%) y 8 accesorias (18,60%) en Punta de Mangle, Isla de Margarita. Vargas *et al.* (1980) en un trabajo sobre comunidades de peces en manglares y *T. testudinum* en México, mencionan a la especie *Archosargus rhomboidalis* como constante, sedentaria y típicamente estuarina, la cual estuvo presente durante todo el año de muestreo, al igual que en este estudio. De Amorin *et al.* (2012) observaron con frecuencia juveniles de *Lutjanus* en los manglares; asimismo, en esta investigación fue constante la especie *Lutjanus griseus* entre las raíces de mangle. Méndez *et al.* (1988) explican que *L. griseus* se encuentra con frecuencia a orillas de las playas y que pueden formar agregaciones entre las raíces de los manglares. En este estudio, todos los ejemplares observados de *L. griseus* en las raíces de mangle, fueron de talla pequeña, claramente juveniles; esto es importante, a pesar de que no se estimaron tallas, ya que no fue un objetivo en esta investigación. Nagelkerken (2007) explica que los juveniles de *L. griseus* se establecen en gran parte en los manglares antes de hacer una migración final hacia los arrecifes de coral, y además, Nagelkerken *et al.* (2001), mencionan que los juveniles de este Lutjánido, estaban ausentes o escasos en ensenadas que carecen de manglares.

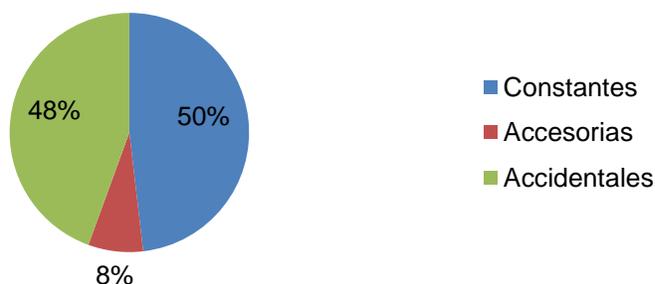


Figura 21. Frecuencia de aparición de las especies censadas en el ecosistema de *Rhizophora mangle* de Ensenada Reyes, PNM, Venezuela.

Tabla 4. Clasificación de las especies de acuerdo con la frecuencia de ocurrencia durante todo el muestreo, en el ecosistema de *Rhizophora mangle* estudiado en Ensenada Reyes, PNM, Venezuela.

Especies	CC	Especies	CC
<i>Diapterus rhombeus</i>	C	<i>Sphoeroides testudinum</i>	B
<i>Eucinostomus melanopterus</i>	C	<i>Chaetodipterus faber</i>	A
<i>Haemulon boschmae</i>	C	<i>Coryphopterus glaucofraenum/ venezuelae</i>	A
<i>Gerres cinereus</i>	C	<i>Halichoeres bivittatus</i>	A
<i>Haemulon aurolineatum</i>	C	<i>Serranus flaviventris</i>	A
<i>Haemulon steindachneri</i>	C	<i>Sphyraena barracuda</i>	A
<i>Lutjanus griseus</i>	C	<i>Sphoeroides spengleri</i>	A
<i>Scarus iseri</i>	C	<i>Amphichthys cryptocentrus</i>	A
<i>Archosargus rhomboidalis</i>	C	<i>Bagre marinus</i>	A
<i>Haemulon chrysargyreum</i>	C	<i>Hypoplectrus puella</i>	A
<i>Strongylura marina/timucu</i>	C	<i>Tylosurus crocodilus crocodilus</i>	A
<i>Caranx crysos</i>	C	<i>Scorpaena brasiliensis</i>	A
<i>Haemulon flavolineatum</i>	C	Góbido (SI)	A
<i>Tylosurus crocodilus crocodilus</i>	B		

A: Especies Constantes; B: Especies Accesorias; C: Especies Accidentales, CC: Nivel de Constancia

Fueron censadas 6 especies exclusivas de las de las raíces de *Rhizophora mangle* en Ensenada Reyes: *Tylosurus crocodilus crocodilus*, *Chaetodipterus faber*, *Amphichthys cryptocentrus*, *Bagre marinus*, *Scorpaena brasiliensis* y un góbido identificado sólo en la categoría de familia; sin embargo, éstas especies fueron clasificadas como especies accidentales (Tabla 4, Figura 22). *Tylosurus crocodilus* se encuentra en aguas tropicales de zonas templadas, como una especie solitaria o que puede formar pequeños grupos (Froese y Pauly, 2014). De Amorin *et al.* (2012) señalaron a *Chaetodipterus faber* como una especie exclusiva de una zona estuarina, rodeada por un denso bosque de manglar en Mamanguape, Brazil.

Amphichthys cryptocentrus habita en aguas litorales, se encuentra por lo general sobre el fondo arenoso o rocoso, suelen esconderse en grietas o cuevas, y se alimenta principalmente de moluscos y crustáceos. *Bagre marinus*

es una especie típica de zonas estuarinas salobres, principalmente marinas, pero puede encontrarse en zonas con altas salinidades, se alimentan de manera oportunista, principalmente de pequeños peces e invertebrados de los fondos arenosos.

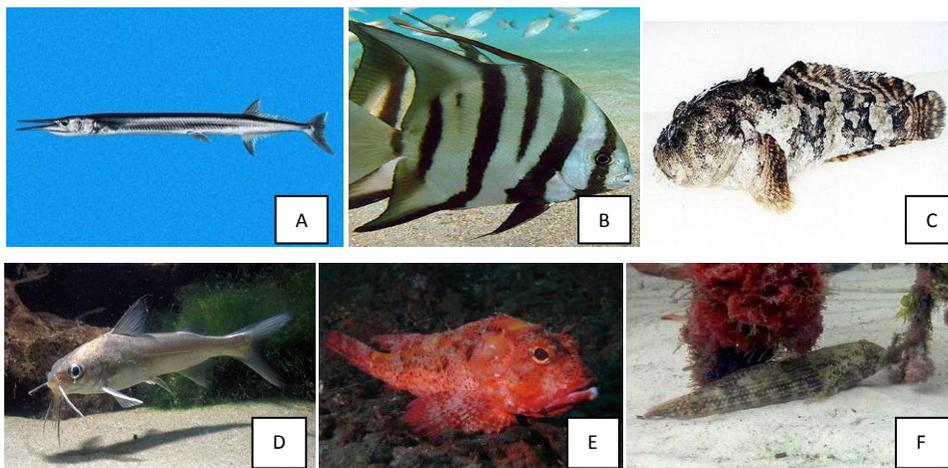


Figura 22. Especies exclusivas de las de las raíces de *Rhizophora mangle* en Ensenada Reyes, PNM, Venezuela. (A=*Tylosurus crocodilus crocodilus*, B=*Chaetodipterus faber*, C=*Amphichthys cryptocentrus*, D=*Bagre marinus*, E=*Scorpaena brasiliensis* y F=góbido SI).

La especie *Scorpaena brasiliensis* se encuentran en las bahías, puertos, en la plataforma continental y habita principalmente sobre fondos blandos (Froese y Pauly, 2014); este pez es considerado un elemento faunístico común en las playas de la bahía de Mochima, y habitual en las áreas costeras de Venezuela tanto continentales como insulares (Méndez *et al.*, 1988).

El presente estudio mostró que las comunidades de peces en los tres hábitats analizados están claramente diferenciadas. El arrecife rocoso-coralino exhibió una abundancia total de 4 821 individuos (37% del total) y fue el sustrato con el mayor número de especies (32 especies). No obstante, la pradera de *Thalassia testudinum*, mostró una abundancia total de 4 897 individuos (38% del total) pero con el menor número de especies (24). Por su parte, el ecosistema de *Rhizophora mangle*, presentó una abundancia de 3 202

individuos (25% del total) y un número intermedio de especies ícticas (27) (Figura 23).

Los análisis de varianza revelaron diferencias significativas entre los tres sistemas respecto a la riqueza ($F=61,57$; $P=0$), diversidad ($F= 13,57$; $P=0$) y equidad ($F=5,4$; $P= 0,0082$); sin embargo, no se observaron diferencias en cuanto a las abundancias totales mensuales ($F=0,58$; $P= 0,5649$) (Tabla 5). A pesar de esto, cuando se contrastaron las abundancias de cada una de las especies ícticas, el análisis PERMANOVA arrojó diferencias entre los tres sustratos analizados, sin grupos homogéneos ($F= 16,983$; $P= 0,0001$).

Tabla 5. Resultados del ANOVA entre los tres ecosistemas analizados (arrecife, manglar y praderas marinas) respecto a la riqueza, diversidad, equidad y abundancia total mensual en Ensenada Reyes, PNM, Venezuela.

Índices ecológicos	F-Ratio	P-Valor
Riqueza	61,57	<0,01
Diversidad	13,57	<0,01
Equidad	5,40	<0,01
Abundancia	0,57	0,57

Resultados comparables sobre el uso del hábitat por los peces en manglares, arrecifes de coral y praderas marinas, fueron obtenidos por Honda *et al.* (2013), en Filipinas. Estos autores, a pesar de haber hallado valores considerablemente más altos que los censados en Reyes, corroboran que el número de especies es superior en el arrecife (234), en contraste con el manglar (47) y las praderas marinas (38), siendo este último, el ecosistema con menor número de especies. Los arrecifes de coral son los ecosistemas mejor estructurados de las zonas costeras, por lo tanto, tienen mayor disponibilidad de refugios; por su parte, los manglares, presentan ramas bajas y raíces interconectadas donde queda retenido mucho material detrítico que favorece la aparición de múltiples comunidades marinas (Castellví *et al.*, 1972); además, ofrecen protección contra depredadores, particularmente en las etapas juveniles o en especies de talla pequeña, donde destaca la complejidad estructural de las

raíces del mangle. Paralelamente, algunas raíces de mangle son en ocasiones un ambiente turbio y oscuro, y se encuentran separados de arrecifes o praderas marinas, donde por lo general, hay mayores densidades de depredadores (Manson *et al.*, 2005).

Por otra parte, la baja riqueza en las praderas de hierbas marinas se puede explicar ya que, a pesar de ser un ecosistema de importancia como productor primario y de enriquecimiento del medio marino (Flores, 1977), no es muy complejo desde el punto de vista estructural en comparación con otros ecosistemas costeros; por lo tanto, la riqueza de especies en este hábitat, por lo general es menor que en los manglares y arrecifes de coral. Dahlgren *et al.* (2004) y Verweij *et al.* (2006), sugieren que la mayoría de peces habitantes del sistema manglar-pradera-arrecife en el Caribe, se alimentan poco en los manglares, en consecuencia, los peces se refugiarían de día en el manglar e irían de noche a las praderas para alimentarse, otra razón que explicaría el porqué la riqueza de especies en este estudio fue mayor en el manglar que en las praderas de *T. testudinum*, ya que los muestreos en esta investigación se realizaron en horas del día.

La riqueza media de especies fue significativamente mayor en el arrecife (media= 17,06) en contraste con las raíces de mangle (media= 12) y las praderas de pastos marinos (media=10,93) en Ensenada Reyes (Tabla 6; Figura 23). Honda *et al.* (2013) encontró valores similares comparando los tres biotopos en Filipinas, donde los arrecifes coralinos exhibieron la mayor riqueza (media = 49,1) respecto a los manglares (media=14.9) y los pastos marinos (media=12.4). Estos autores explican que aunque la mayoría de las especies de peces se encuentran en los arrecifes de coral, los otros hábitats también contienen especies exclusivas; y el hecho de que 5 familias de peces se encontraron sólo en los hábitats de manglares (en esta investigación fueron 3 familias) hace hincapié en la necesidad de conservar los múltiples tipos de hábitats, incluso sin tomar en cuenta la conectividad entre ellos. Los distintos

sustratos presentan diferentes condiciones ambientales y particulares comunidades de peces; por lo tanto, la gestión de todos estos ecosistemas puede servir como un método eficaz para la conservación de la biodiversidad costera.

Diversas investigaciones se han centrado en cada ecosistema costero de manera individual y a pesar de que estos pueden prosperar de aisladamente (Birkeland y Amesbury, 1988; Parrish, 1989), es evidente que, cuando se presentan como un conjunto (arrecife-manglar-pradera) ocurren importantes interacciones entre ellos (Ogden y Zieman, 1977; Valentine *et al.*, 2008; Mumby y Hastings, 2008). Las interacciones entre los ecosistemas se pueden dividir en biológicas, químicas y físicas (Ogden, 1997). Ejemplo de estas interacciones son el intercambio de peces, nutrientes, cuerpos de agua, sedimentos y plancton entre los sistemas (Nagelkerken, 2009), por lo que las políticas de conservación deberían ir orientadas a la concepción de estos espacios como un todo y no como simples individualidades. Este elemento, en el contexto del presente estudio, cobra particular importancia para el manejo del Parque.

Tabla 6. Resultados de la prueba *a posteriori* de rangos múltiples para evaluar posibles diferencias respecto a la riqueza de especies entre cada uno de los ecosistemas analizados, donde se puede apreciar la formación de grupos homogéneos.

Biotopo	Muestras	Media	Grupos homogéneos
<i>Thalassia testudinum</i>	15	10,93	X
<i>Rhizophora mangle</i>	15	12,00	X
Arrecife rocoso-coralino	15	17,07	X
CONTRASTE	Sig.	Diferencia	+/- Limites
A/M	*	5,06667	1,19184
A/T	*	6,13333	1,19184
M/T		1,06667	1,19184

T=*Thalassia*, M=manglar y A=arrecife. * Indica Diferencias significativas

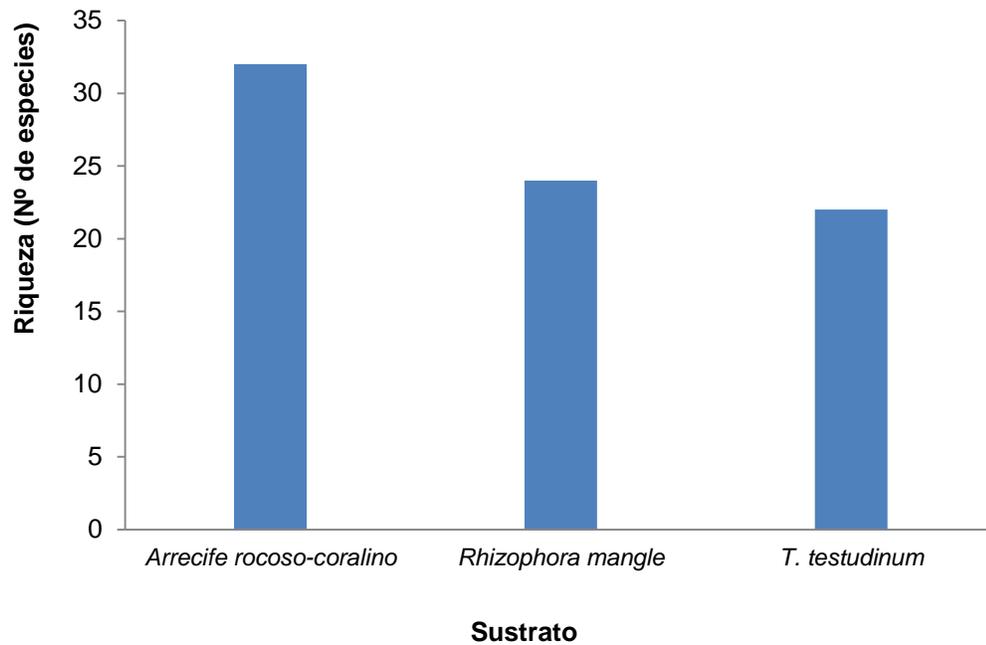


Figura 23. Riqueza de especies ícticas en cada sustrato: arrecife rocoso-coralino, raíces de *Rhizophora mangle* y praderas de *Thalassia testudinum* en Ensenada Reyes, PNM, Venezuela.

Es importante señalar que, entre los tres sistemas analizados, no sólo existen diferencias en cuanto a la riqueza total, sino también en cómo varía el número de especies a través del año. Cuando se hace el análisis comparativo de las fluctuaciones mensuales de la riqueza para cada sistema (Figura 24) se puede apreciar que el mes de junio fue donde se obtuvo el mayor registro para el arrecife y la menor riqueza en el manglar. A pesar de que este elemento no formaba parte de los objetivos del presente estudio, pareciera que los elementos abióticos que varían de manera medianamente regular en el área durante el año (Cervigón, 2005), afectan de manera distinta a los tres sustratos evaluados, por lo que resulta interesante el desarrollo de investigaciones futuras donde se correlacionen elementos bióticos y ambientales para cada ecosistema.

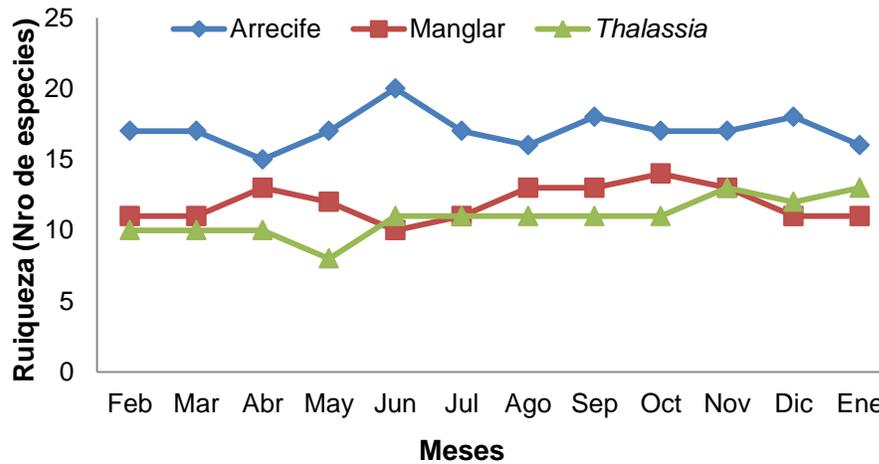


Figura 24. Variación mensual de la riqueza de especies de peces asociados a un arrecife rocoso-coralino (A), raíces de *Rhizophora mangle* (M) y praderas de *Thalassia testudinum* (T) en Ensenada Reyes, PNM, Venezuela.

El total de individuos en este estudio (12 919), es comparable con los resultados de Honda *et al.* (2013), quienes censaron 15 930 individuos; sin embargo, el total de individuos por ecosistema (arrecife, manglar y *T. testudinum*) difiere significativamente. En Ensenada Reyes, fueron observados 4 897 individuos en la pradera de *Thalassia testudinum*, 4 821 individuos en el arrecife rocoso-coralino y 3 202 individuos en el manglar (Figura 25); en contraste, los mencionados autores observaron en Filipinas 2 426 individuos asociados a praderas marinas, 12 306 individuos en el arrecife y 1 198 individuos en los manglares. Esta diferencia en cuanto al número de individuos, la cual está muy marcada en el arrecife, puede deberse a que el sistema analizado en Reyes es menos complejo que el estudiado en Filipinas, al carácter expuesto a mar abierto del arrecife estudiado por Honda *et al.* (2013) y diferencias oceánicas entre el sistema Indo-Pacífico y Atlántico, que han sido ampliamente discutidas (Margalef, 1980).

Núñez (2006), señaló que en áreas protegidas como las del Golfo de Cariaco o la bahía de Mochima, el número de especies es menor que en zonas

expuestas. Fariña (2011), trabajó cerca de la bahía de Mochima, en el sector Las Caracas, comparando la distribución de adultos y larvas de peces entre zonas protegidas y zonas expuestas a mar abierto, y encontró marcadas diferencias tanto en la ictiofauna como en los adultos, siendo menor la abundancia y la riqueza en la estación más protegida. Además, el autor indicó que en el área, el factor que pareciera ser más importante en la distribución de los stocks de larvas es el viento, constituyéndose algunos espacios expuestos a este proceso físico como sitios de retención.

El menor número de individuos en este trabajo se obtuvo en el manglar (Figura 25), posiblemente porque algunas especies sólo utilizan los manglares como zonas de criadero y no como áreas de alimentación, tal como lo explica Honda *et al.* (2013) resaltando que existen grupos de peces que utilizan los manglares como zonas de alimentación o refugio en la etapa adulta o como zonas de cría en la etapa juvenil. Por ejemplo, los peces de *Lutjanus griseus* migran a diario en los hábitats de pastos marinos/manglares para la alimentación, coincidiendo con las observaciones de Nakamura y Tsuchiya (2008) y Luo *et al.* (2009), y se establecen en los manglares en la etapa juvenil, haciendo uso del mismo como criadero Nagelkerken (2007).

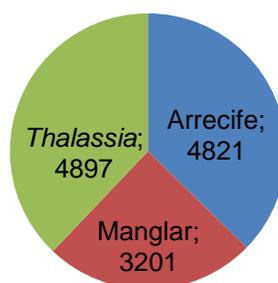


Figura 25. Número de individuos en un arrecife rocoso-coralino, raíces de *Rhizophora Mangle* y praderas de *Thalassia testudinum* en Ensenada Reyes, Parque Nacional Mochima, Venezuela.

En general la abundancia mensual no varió significativamente en los tres sistemas a lo largo del año, salvo por un pico alcanzado en el arrecife rocoso-coralino en el mes de diciembre (Figura 26), debido a la presencia de un cardumen de la especie *Haemulon aurolineatum*, un aspecto que ya fue explicado con más detalle en el apartado correspondiente al arrecife rocoso-coralino.

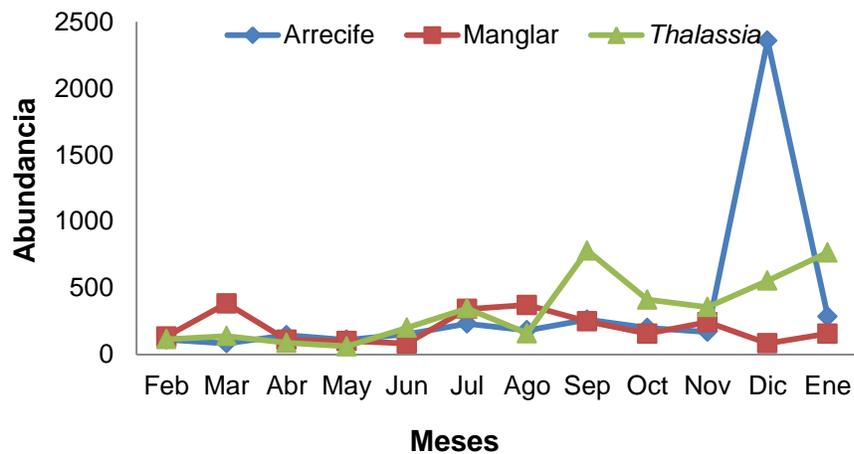


Figura 26. Variación mensual de la abundancia de peces asociados a un arrecife rocoso-coralino (A), raíces de *Rhizophora mangle* (M) y praderas de *Thalassia testudinum* (T) en Ensenada Reyes, PNM, Venezuela.

La diversidad (H') y equidad (J') de peces fue significativamente mayor en el arrecife rocoso-coralino ($H'=3,052$ bits/ind, $J'=0,74$) en comparación con el ecosistema de manglar ($H'=2,306$ bits/ind, $J'=0,64$) y la pradera de *Thalassia testudinum* ($H'=1,924$ bits/ind, $J'=0,56$) (Tabla 7, Tabla 8).

Al contrastar la diversidad (H') mensual entre los tres ecosistemas analizados se puede observar que esta no sufrió grandes fluctuaciones en el arrecife en comparación con el manglar y la pradera de *T. testudinum*, en las cuales hubo mayor fluctuación de la diversidad durante el año de muestreo; además, este índice fue significativamente alto en el arrecife durante todos los meses en comparación con las raíces de *R. mangle* y la pradera de *T.*

testudinum (Figura 27), esto se puede deber principalmente a la alta complejidad estructural y topográfica que ofrece el arrecife rocoso coralino analizado, el cual aporta mayor disponibilidad de refugios y recursos para las especies (Sant, 1999) en contraste con los demás sustratos, coincidiendo con los trabajos de Méndez *et al.* (2006) sobre la comunidad íctica de una franja arrecifal del Parque Nacional Mochima, Venezuela, donde mencionan que la diversidad en el arrecife estudiado fue relativamente alta durante todos los muestreos. El papel desempeñado por los arrecifes coralinos gracias a su gran complejidad estructural, en el suministro de alimentos, albergue, refugio contra los depredadores y sitios de asentamiento de larvas pelágicas de peces, ha sido destacado en varios trabajos (Ferreira *et al.*, 2001; Gratwicke y Speight, 2005).

Tabla 7. Resultados de la prueba a posteriori de rangos múltiples para evaluar posibles diferencias respecto a la diversidad entre cada uno de los ecosistemas analizados, donde se puede apreciar la formación de grupos homogéneos.

Biotopo	Muestréos	Media	Grupos homogéneos
<i>Thalassia testudinum</i>	15	1,92	X
<i>Rhizophora mangle</i>	15	2,30	X
Arrecife rocoso-coralino	15	3,05	X

Contraste	Sig.	Diferencias +/-	Limites
A/M	*	0,746	0,444618
A/T	*	1,12827	0,444618
M/T		0,382267	0,444618

T=*Thalassia*, M=manglar y A=arrecife * Indica Diferencias significativas

Tabla 8. Resultados de la prueba a posteriori de rangos múltiples para evaluar posibles diferencias respecto a la equidad entre cada uno de los ecosistemas analizados, donde se puede apreciar la formación de grupos homogéneos.

Biotopo	Muestréos	Media	Grupos homogéneos
<i>Thalassia testudinum</i>	15	0,56	X
<i>Rhizophora mangle</i>	15	0,64	X X
Arrecife rocoso-coralino	15	0,74	X

Tabla 8. Continuación

Contraste	Sig.	Diferencias	+/-	Limites
A/M		0,104533		0,11449
A/T	*	0,186		0,11449
M/T		0,0814667		0,11449

T= *Thalassia*, M=manglar y A=arrecife * Indica Diferencias significativas

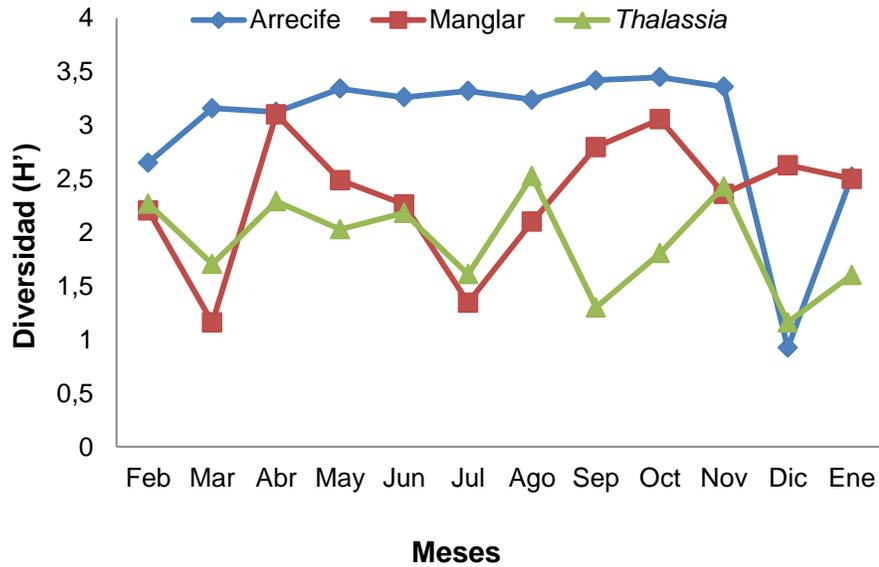


Figura 27. Variación mensual de la diversidad de peces asociados a un arrecife rocoso-coralino (A), raíces de *Rhizophora mangle* (M) y praderas de *Thalassia testudinum* (T) en Ensenada Reyes, PNM, Venezuela.

En el mes de diciembre disminuyó notablemente la diversidad de Shannon en el arrecife analizado, ya que para ese mes, ocurrió la aparición de un cardumen de la especie *Haemulon aurolineatum* con 2 350 individuos. Cervigón (2005) explica que el incremento en el número de individuos de ciertas especies de peces, conlleva a una disminución en la diversidad de Shannon. Salvo el mes de diciembre, los registros mensuales de diversidad (Figura 27) y de equidad (Figura 28) en el arrecife, permanecen mucho más estables a lo largo del año que en los otros dos biotopos. Esto demuestra una mayor

estabilidad en términos de la composición de especies de peces y de su estructura comunitaria en el arrecife con relación a la pradera de *Thalassia* y a las raíces de mangle.

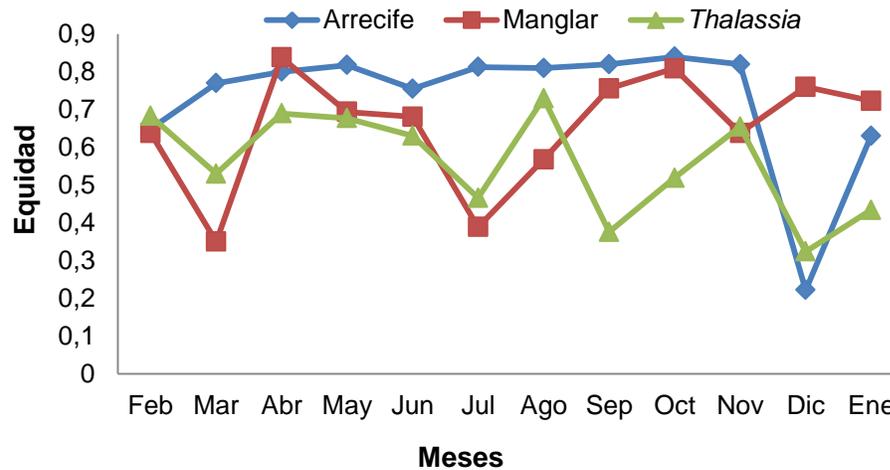


Figura 28. Variación mensual de la equidad de peces asociados a un arrecife rocoso-coralino (A), raíces de *Rhizophora mangle* (M) y praderas de *Thalassia testudinum* (T) en Ensenada Reyes, PNM, Venezuela.

Los resultados de este estudio muestran un mayor número de individuos de la familia Haemulidae y Lutjanidae en el arrecife rocoso-coralino, en comparación con el manglar y la pradera de *Thalassia testudinum*. Además, en Ensenada Reyes dominaron las familias Haemulidae y Scaridae en el arrecife rocoso-coralino, mientras que en las praderas marinas y en las raíces de *Rhizophora mangle* dominaron Haemulidae, Gerreidae y Scaridae. Coincidiendo con esto, Jaxion *et al.* (2011) mencionaron en su estudio que los arrecifes de coral estuvieron dominados por peces de las familias Labridae y Scaridae. También, estos autores señalaron que los pastos marinos se caracterizaron por las familias: Labridae, Scaridae y Haemulidae, mientras que las familias dominantes en cuanto al número de individuos en los manglares fueron los juveniles de Lutjanidae, Gerreidae y Chaetodontidae; por su parte, Haemulidae y Lutjanidae se encontraron en los pastos marinos y manglares, pero en menor

número que en los arrecifes de coral. Igualmente, Sierra *et al.* (2012) mencionan entre las familias más abundantes en el manglar a Gerreidae (269 ind/600 m²); mientras que para la pradera de *T. testudinum* destacan Haemulidae y Scaridae (15 y 10 ind/600 m² respectivamente). La preferencia por el hábitat de manglar de individuos de la familia Gerreidae podría asociarse a la fisiografía y a características de la columna de agua, como alta temperatura y baja profundidad y pH, respecto a las praderas marinas. Además, estos ambientes son ricos en materia orgánica sedimentada, un elemento que pudiera estar favoreciendo los hábitos omnívoros y detritívoros de muchas especies de este grupo de peces (Froese y Pauly, 2014). Estas mismas diferencias podrían favorecer las abundancias de haemúlidos y escáridos en las praderas (Sierra *et al.*, 2012).

Nagelkerken *et al.* (2001 y 2002) señalan que las praderas de pastos marinos, al igual que los manglares, son consideradas importantes áreas de cría para muchos peces juveniles en los arrecifes coralinos del Caribe, sugiriendo que la interacción de los manglares y las praderas conllevan al incremento de la riqueza de especies de un área determinada. En este sentido, el estudio de los biotopos mencionados reviste particular importancia y su conservación debe constituir una prioridad en materia de política ambiental.

Fueron clasificadas 15 especies comunes entre los tres sistemas contrastados en Ensenada Reyes, de las cuales *Archosargus rhomboidalis*, *Eucinostomus melanopterus*, *Gerres cinereus*, *Haemulon aurolineatum*, *Haemulon boschmae*, *Haemulon steindachneri* y *Scarus iseri*, fueron especies constantes en estos sustratos (Tabla 9, Figura 29), por lo que pueden considerarse típicas de la zona estudiada.

Archosargus rhomboidalis comúnmente se encuentran en fondos lodosos de manglar y en fondos arenosos con vegetación, a veces en aguas salobres y en ocasiones también en arrecifes coralinos cerca de los manglares (Froese y

Pauly, 2014). De Amorin *et al.* (2012) observaron a *Eucinostomus Melanopterus* sólo en la zona del estuario, representada por manglares y praderas marinas; en Ensenada Reyes esta especie también fue observada en el arrecife pero en menor cantidad que en los otros ecosistemas.

Tabla 9. Especies comunes y constantes del arrecife rocoso-coralino, raíces de *Rhizophora mangle* y praderas de *Thalassia testudinum* estudiados en Ensenada Reyes, PNM, Venezuela.

Especies	CC
<i>Archosargus rhomboidalis</i>	C
<i>Coryphopterus glaucofraenum/ venezuelae</i>	-
<i>Eucinostomus melanopterus</i>	C
<i>Gerres cinereus</i>	C
<i>Haemulon aurolineatum</i>	C
<i>Haemulon boschmae</i>	C
<i>Haemulon chrysargyreum</i>	-
<i>Haemulon flavolineatum</i>	-
<i>Haemulon steindachneri</i>	C
<i>Halichoeres bivittatus</i>	-
<i>Hypoplectrus puella</i>	-
<i>Lutjanus griseus</i>	-
<i>Scarus iseri</i>	C
<i>Serranus flaviventris</i>	-
<i>Strongylura marina/timucu</i>	-

C: Constante, CC: Nivel de Constancia

La familia Haemulidae fue común en los tres ecosistemas de Ensenada Reyes, representada por *Haemulon aurolineatum*, *Haemulon boschmae*, *Haemulon steindachneri*. Jaxion *et al.* (2012) encontraron juveniles de la familia Haemulidae en los pastos marinos, pero en menor cantidad en comparación con los manglares, mientras que en los arrecifes de coral observaron un alto porcentaje de haemúlidos en etapa adulta; también, estos autores observaron al pez loro *Scarus iseri* en los manglares, en las praderas y en el arrecife coralino,

y explicaron que estos peces sufren migraciones ontogenéticas y se desplazan libremente entre múltiples tipos de hábitats. Los haemúlidos también emprenden migraciones asociadas al desarrollo. Estas migraciones consisten en cambios moderados en la ubicación que se acompañan de cambios en el uso del hábitat (Helfman *et al.*, 1982; Dennis, 1992; Appeldoorn *et al.*, 1997; Lindeman *et al.*, 1998; Cocheret *et al.*, 2002; Appeldoorn *et al.*, 2003; Nagelkaken y Van der Velde, 2003). La conectividad en cuanto a la ictiofauna entre los sustratos: arrecifes de coral, manglares y praderas marinas, sugiere que los peces se desplazan entre los distintos hábitats a través del proceso de reclutamiento larval (Roberts *et al.*, 1997; Paris *et al.*, 2007), la migración diaria (Nagelkerken *et al.*, 2000b; Nagelkerken *et al.*, 2008b) y la migración ontogenética (Nakamura *et al.*, 2008; Verweij *et al.*, 2008).

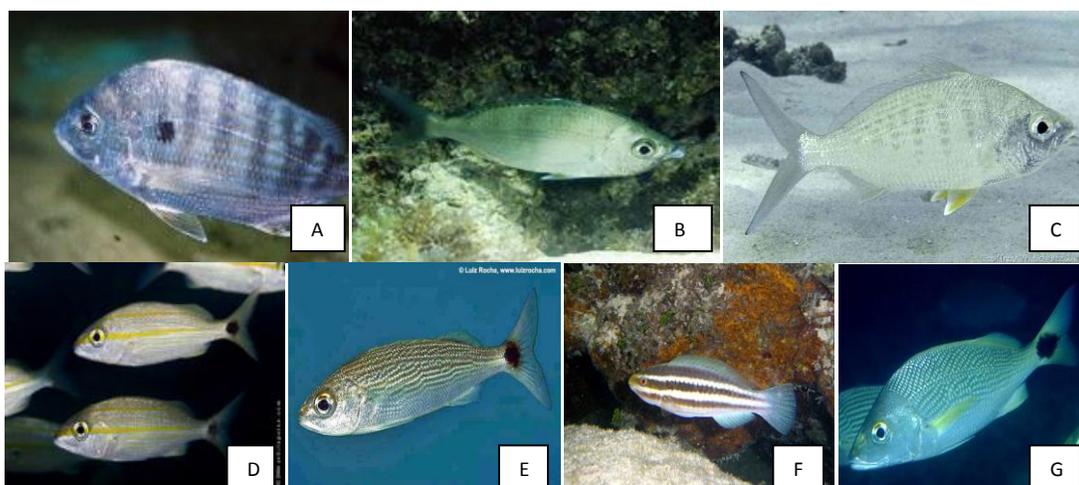


Figura 29. Especies comunes y constantes entre los tres sistemas contrastados en Ensenada Reyes, PNM, Venezuela. (A= *Archosargus rhomboidalis*, B= *Eucinostomus melanopterus*, C= *Gerres cinereus*, D= *Haemulon aurolineatum*, E= *Haemulon boschmae*, F= *Haemulon steindachneri*, G= *Scarus iseri*).

Los resultados obtenidos sobre la composición de la comunidad de peces en Ensenada Reyes, sugieren conectividad entre los manglares, praderas de *T. testudinum* y arrecifes. Los datos también demostraron que la

composición de la comunidad íctica cambió notablemente de la zona de manglar y praderas marinas a la zona de arrecife rocoso-coralino, a pesar de estar a poca distancia. Dichos cambios, se pueden relacionar con interacciones complejas de múltiples factores como lo variado del relieve de cada sustrato y otros componentes que no fueron evaluados en este estudio, por ejemplo: salinidad, turbidez, materia orgánica, entre otros, los cuales son conocidos por desempeñar un papel importante en la estructura y distribución de las comunidades ícticas en ambientes someros (Barletta *et al.*, 2005).

El movimiento de las especies de peces entre los arrecifes de coral, praderas marinas y manglares indica fuertes vínculos entre los tres ecosistemas, con la mayor diversidad asociada a los arrecifes de coral. También, se ha observado en otros lugares del Caribe, que los manglares han influido significativamente en la estructura de la comunidad de peces en arrecifes de coral cercanos (Mumby *et al.*, 2004).

Algunos estudios han sugerido la importancia de manglares y praderas para las poblaciones de algunas especies asociadas a corales. Appeldoorn *et al.* (2003) determinaron que en las islas de Providencia y Santa Catalina, la biomasa de lutjánidos y haemúlidos se cuadruplica en parches de arrecifes próximos a áreas de manglar y praderas marinas. Otro ejemplo de conectividad entre ecosistemas se evidencia en la proximidad de arrecifes de coral u otros hábitats más complejos que pueden influir en la distribución y abundancia de ciertas especies ícticas en los pastos marinos (Nagelkerken *et al.*, 2002; Nagelkerken y Van der Velde, 2004). Baelde (1990), señala que las praderas son utilizadas como áreas de protección por especies de peces coralinos y como zonas de cría para peces de manglares cercanos. Aunque esta conectividad generalmente se observa sólo en determinadas especies (Acosta *et al.*, 2007).

Mumby *et al.* (2004) examinaron la distribución de los manglares y los arrecifes en el Caribe, y encontraron una asociación entre los manglares y la composición de especies de peces en los arrecifes. Los Arrecifes con “más” manglares cercanos tenían mayores abundancias de especies de peces adultos que utilizan los manglares cuando son juveniles. Por ejemplo, al menos 11 especies de peces en el norte de Australia utilizan los estuarios exclusivamente como juveniles y luego utilizan los arrecifes coralinos como adultos (Blaber *et al.*, 1989).

La mayoría de los datos muestran que los manglares y praderas marinas tienen altas densidades de diversas especies de peces juveniles, y un riesgo menor para la depredación debido a diversos factores como alta turbidez del agua y la complejidad estructural del hábitat. En contraste, las tasas de crecimiento de los peces parece ser más alta en los arrecifes de coral. Con base en esto, se puede decir que los manglares y las praderas marinas sostienen peces de arrecifes coralinos (Nagelkerken, 2009). El movimiento de peces entre los manglares, praderas marinas y hábitats coralinos establece una fuerte conectividad y transferencia de energía entre los tres ecosistemas (Wakwabi, 1999).

CONCLUSIÓN

Se observaron diferencias claras en cuanto a la riqueza, diversidad, equidad y abundancia de las especies, entre el arrecife, la pradera de *Thalassia* y las raíces de mangle, a pesar de estar cercanos y en un ambiente estable y protegido.

El arrecife fue el sustrato con la mayor riqueza en comparación con los otros sustratos evaluados, siendo la pradera de *Thalassia testudinum* el biotopo que mostró el menor número de especies.

Las especies *Archosargus rhomboidalis*, *Eucinostomus melanopterus*, *Gerres cinereus*, *Haemulon aurolineatum*, *Haemulon boschmae*, *Haemulon steindachneri* y *Scarus iseri*, fueron constantes y comunes en estos sustratos, considerándose típicas de la zona.

Las diferencias en cuanto a la distribución espacial y a las comunidades de peces entre tres ecosistemas cercanos (arrecife, manglar y praderas marinas), destacan la importancia que representa la estructura de cada sustrato, su diversidad topográfica y lo variado de su relieve.

Los censos visuales realizados en este estudio generaron datos de interés para la gestión de la bahía de Mochima, en el entendido de que cambios espaciales a pequeña escala afectan a la ictiofauna y deben ser considerados en planes de conservación y manejo.

RECOMENDACIÓN

Debido a los escasos trabajos en Venezuela, es importante incrementar el conocimiento sobre la relación de los hábitats costeros en cuanto a sus peces asociados. Dichos estudios, pueden servir como un método eficaz para la conservación de la biodiversidad en las zonas costeras del Caribe.

BIBLIOGRAFÍA

Acero, D.; Vega, M.; Montero, J. y Hernández, M. 2010. Influencia del hábitat en las asociaciones nictimerales de peces en una laguna costera tropical. *Revista mexicana de biodiversidad*, 81: 823-837.

Acosta, A.; Bartels, C.; Colbocoresses, J. y Greenwood, M. 2007. Fish assemblages in seagrass habitats of the Florida Key, Florida: Spatial and temporal characteristics. *Bulletin of Marine Science*, 81: 1-19.

Alayón, R. 2006. Análisis de la comunidad íctica de un parche arrecifal del golfo de Cariaco, estado Sucre, Venezuela. Trabajo de Grado, Departamento de Biología, Escuela de Ciencias, Universidad de Oriente, Cumaná.

Allen, T. y Jiménez, M. 2001. Comunidad de peces en 3 praderas de *Thalassia testudinum* del golfo de Cariaco, estado Sucre, Venezuela. . *Boletín del Instituto Oceanográfico de Venezuela*, 40: 39-48.

Allen, T.; Jiménez, M.; Marquez, B. y Figueroa, Y. 2007. Ictiofauna de tres praderas de *Thalassia Testudinum* de la costa norte del Golfo de Santa Fe, estado Sucre, Venezuela. *Boletín del Instituto Oceanográfico de Venezuela*, 46: 67-78.

Allen, T.; Jiménez, M. y Villafranca, S. 2004. Abundancia y riqueza específica de la ictiofauna asociada con *Thalassia testudinum* en el Golfo de Cariaco, Venezuela. *Revista Biológica Tropical*, 52: 973-980.

Allen, T.; Jiménez, M. y Villafranca, S. 2005. Estructura trófica de la comunidad de peces de praderas de *Thalassia testudinum* en el Golfo de Cariaco, Venezuela. Resumen XI Congreso Latinoamericano de Ciencias del Mar, XXV Congreso de Ciencias del Mar. Viña del Mar, Chile. Pág. 56

Allen, T.; Jiménez, M.; Villafranca, S.; Fernández, J. y Romero, J. 2011. Estructura comunitaria de los peces en una zona de manglares en Ensenada Grande del Obispo, golfo de Cariaco, edo. Sucre, Venezuela. *Boletín de Instituto Oceanográfico de Venezuela*, 50: 245-254.

Appeldoorn, R.; Friedlander, A.; Sladek, J.; Usseglio, P. y Mitchell, A. 2003. Habitat connectivity in reef fish communities and marine reserve design in Old-Providence-Santa Catalina, Columbia. *Gulf and Caribbean Research*, 14: 61-77.

Appeldoorn, R.; Recksiek, C.; Hill, R.; Pagan, F. y Dennis, G. 1997. Marine protected areas and reef fish movements: the role of habitat in controlling ontogenetic migration. *Proceedings of the 8th International Coral Reef Symposium*, 2:1917-1922.

Ariza, L.; Núñez, J.; Ruiz, L. y Méndez, E. 2012. Biodiversidad íctica de praderas de pasto marino de la costa noroeste del Golfo de Cariaco, Venezuela. *Revista de Biología Tropical*, 60: 635-648.

Baelde, P. 1990. Difference in the structure of fish assemblages in *Thalassia testudinum* beds in Guadeloupe, French West Indies, and their ecological significance. *Marine Biology*, 105: 163-173.

Barletta, M.; Barletta, U.; Saint, P. y Jobbold, G. 2005. Seasonal changes in density, biomass and diversity of estuarine fishes in tidal mangrove creeks of the lower Caeté estuary (northern Brazilian coast, east Amazon). *Marine Ecology Progress Series*, 256: 217-228.

Beck, M.; Heck, K.; Able, K.; Childers, D.; Eggleston, D.; Gillanders, B.; Halpern, B.; Hays, C.; Hoshino, K.; Minello, T.; Orth, R.; Sheridan, P. y Weinstein, M. 2001. The identification, conservation, and management of estuarine and marine nurseries for fish and invertebrates. *Bioscience*, 51: 633-641.

Benítez, C.; Ruiz, A.; Peña, E.; Blanco, M.; López, C.; López, P. y Castañeda, A. 2007. Diversidad y abundancia de la comunidad de peces del estero "El Custodio", Municipio de Compostela, Nayarit, México. *Revista Electrónica de Veterinaria*, 8: 1695-7504.

Birkeland, C. y Amesbury, S. 1988. Fish-transect surveys to determine the influence of neighboring habitats on fish community structure in the tropical Pacific. In: Co-operation for environmental protection in the Pacific. *United Nations Environment Programme*, 97: 195-202.

Blaber, S.; Brewer, D.; Salini, J. 1989. Species composition and biomasses of fishes in different habitats of a tropical northern Australian estuary: their occurrence in the adjoining sea and estuarine dependence. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 29:509-531.

Campbell, S.; Kartawijaya, T. y Sabarini, E. 2011. Connectivity in reef fish assemblages between seagrass and coral reef habitats. *Aquatic Biology*, 13: 65-77.

Caraballo, L. 1968. Sedimentos recientes de la Bahía de Mochima. *Boletín del Instituto Oceanográfico de Venezuela*, 7: 45-64.

Carpenter, K. y Springer, E. 2005. The center of the center of marine shore fishbiodiversity: the Philippine Islands. *Environmental Biology of Fishes*, 72: 467-480.

Castellví, J.; Cervigón, F.; Díaz, M.; Fraga, F.; Fukuoka, J.; Gómez, M.; Margalef, R.; Petzall, W.; Rodríguez, G.; Virgili, C. y Vives, F. 1972. *Ecología*

marina. Fundación La Salle de Ciencias Naturales. Editorial Dossat, Caracas, Venezuela. P 777.

Cervigón, F. 1980. *Ictiología Marina*. Vol I. Editorial Arte, Caracas.

Cervigón, F. 1991. *Los Peces Marinos de Venezuela*. Vol. I. Segunda edición. Fundación Científica Los Roques. Cromotip, Caracas.

Cervigón, F. 1993. *Los Peces Marinos de Venezuela*. Vol. II. Segunda edición. Fundación Científica Los Roques. Caracas.

Cervigón, F. 1994. *Los Peces Marinos de Venezuela*. Vol. III. Segunda edición. Fundación Científica Los Roques. ExLibris, Caracas.

Cervigón, F. 1996. *Los Peces Marinos de Venezuela*. Vol. IV. Segunda edición. Fundación Científica Los Roques. Caracas.

Cervigón, F. y Alcalá, A. 1999. *Los Peces Marinos de Venezuela*. Vol. V. Segunda edición. Fundación Museo del Mar, Fondo Editorial del Estado Nueva Esparta, Venezuela.

Cervigón, F. 2005. La ictiofauna marina de Venezuela: una aproximación ecológica. *Boletín del Instituto Oceanográfico de Venezuela*, Universidad de Oriente, 44: 3-28.

Charpin, F. 2004. Arrecifes tropicales. <http://www.reefguide.org/> (12/01/2014).

Cheal, A. y Thompson, A. 1997. Comparing visual counts of coral reef fish: implications of transect width and species selection. *Marine Ecology Progress Series*, 158: 241-248.

Chittaro, P.; Usseglio, P. y Sale, P. 2005. Variation in fish density, assemblage composition and relative rates of predation among mangrove, seagrass and coral reef habitats. *Environmental Biology of Fishes*, 72: 175-187.

Cocheret, E.; Pollux, J.; Nagelkerken, I. y Van der Velde, G. 2002. Post settlement life cycle migration patterns and habitat preference of coral reef fish that use seagrass and mangrove habitats as nurseries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 55:309-321.

Cocheret, E.; Pollux, B.; Nagelkerken, I. y Van der Velde, G. 2003. Diet shifts of Caribbean grunts (Haemulidae) and snappers (Lutjanidae) and the relation with nursery-to-coral reef migrations. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 57: 1079-1089.

Connell, J. 1978. Diversity in tropical rain forest and coral reef. *Science* 199: 1302-1310.

Dahlgren, C.; Eggleston, D. y Johnson, E. 2004. Fish density, diversity, and size-structure within multiple back reef habitats of Key West National Wildlife Refuge. *Bulletin of Marine Science*, 75: 175-204.

De Amorim, J.; Mendes, C.; Dantas, G.; De Farias, A.; Paulo, E.; Rosa, R.; Rosa, L. 2012. Fish assemblage of the Mamanguape Environmental Protection Area, NE Brazil: abundance, composition and microhabitat availability along the mangrove-reef gradient. *Neotropical Ichthyology*, 10: 109-122.

De Grado, A. 1997. Estudio de la ictiofauna de Ensenada Grande del Obispo (Laguna Grande), Estado Sucre, Venezuela. Trab. Grad. M.Sc. Biología Pesquera, Universidad de Oriente, Cumaná, Venezuela.

De Grado, A. y Bashirullah, A. 2001. Algunos atributos de la estructura comunitaria de la ictiofauna de la Laguna Grande del Obispo, golfo de Cariaco, Venezuela. *Acta Científica Venezolana*, 52: 3-13.

Dennis, G. 1992. *Resource utilization by members of a guild of benthic feeding coral reef fish*. Ph.D. Dissertation, UPR-Mayagüez. 224 p.

Donaldson, T. J. 2003. Tetraodontiformes (Pufferfishes, triggerfishes, and relatives). 467-485. En: *Grzimek's Animal life encyclopedia*. Hutchins, M.; Thoney, P.; Loiselle, V. y Schlager, N (Eds.). Vol. 4-5, Fishes I-II. Segunda edición, Gale Group, Farmington Hills, EE.UU. Pág. 475.

Dorenbosch, M.; Grol, M.; Christianen, M.; Nagelkerken, I. y Van, G. 2005. Indo-Pacific seagrass beds and mangroves contribute to fish density and diversity on adjacent coral reefs. *Marine Ecology Progress Series*, 302: 63-76.

Dorenbosch, M.; Van, M.; Nagelkerken, I. y Van, G. 2004. The relationship of reef fish densities to the proximity of mangrove and seagrass nurseries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 60: 37-48.

Dorenbosch, M.; Verberk, I.; Nagelkerken, I. y Van, G. 2007. Influence of habitat configuration on connectivity between fish assemblages of Caribbean seagrass beds, mangroves and coral reefs. *Marine Ecology Progress Series*, 334: 103-116.

English, S.; Wilkinson, C. y Baker, V (eds). 1994. *Survey Manual for Tropical Marine Resources*. ASEAN-Australia Marine Science Project: Living Coastal Resources. Australian Institute of Marine Science, Townsville.

Fariña, A. 2011. Análisis de diferentes etapas del ciclo de vida de la comunidad de peces en el Archipiélago Las Caracas, Parque Nacional Mochima, y zonas aledañas del Estado Sucre, Venezuela. Trabajo de postgrado en Biología

Marina y Acuicultura, Universidad de Santiago de Compostela, Santiago de Compostela.

Fariña, Á.; Bellorín, A.; Sant, S. y Méndez, E. 2005. Estructura de la comunidad de peces en un arrecife del Archipiélago Los Monjes, Venezuela. *Ciencias Marinas*, 31: 585-591.

Fariña, A. y Méndez, E. 2009. Variación estacional de la estructura comunitaria de peces en dos arrecifes: rocoso-coralino y de octocorales, en el Bajo Las Caracas, Venezuela. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 44: 153-162.

Fariña, Á.; Méndez, E.; Sant, S. y Zapata, E. 2008. Diferencias en la composición de especies de peces entre un arrecife rocoso-coralino y uno de octocorales en el Bajo las Caracas, Estado Sucre, Venezuela. *Boletín del Centro de Investigaciones Biológicas. Universidad del Zulia, Maracaibo, Venezuela*, 42: 165-185.

Ferreira, C.; Concalves, J. y Coutinho, R. 2001. Community structure of fishes and habitat complexity on a tropical rocky shore. *Environmental Biology of Fishes*, 61: 353-369.

Flores, C. 1977. *Recursos acuáticos*. Dirección de Publicaciones. Instituto Oceanográfico de Venezuela.

Froese, R. y Pauly, D (Eds). 2014. FishBase. www.fishbase.org (05/03/2014).

González, L. y Velásquez, Y. 1994. *Ictiofauna de las praderas de Thalassia testudinum Banks ex Köning en la Laguna de Punta de Piedras (Isla de Margarita)*. Sociedad de Ciencias Naturales La Salle. Tomo LIV, 142.

Grassle, J. 1973. Variety in coral reef communities In: Jones. O. A, R Endea (eds). *Biology and Geology of coral reef*, 3: 247-270.

Gratwicke, B.; Petrovic, C. y Speight, M. 2006. Fish distribution and ontogenetic habitat preferences in non-estuarine lagoons and adjacent reefs. *Environment Biology of Fishes*, 76: 191-210.

Gratwicke, B. y Speight, M. 2005. The relationship between fish species richness, abundance and habitat complexity in a range of shallow tropical marine habitats. *Journal of Fish Biology*, 66: 650-667.

Halpern, B.; Walbridge, S.; Selkoe, K.; Kappel, C.; Micheli, F.; D'Agrosa, C.; Bruno, J.; Casey, K.; Ebert, C.; Fox, H.; Fujita, R.; Heinemann, D.; Lenihan, H.; Madin, E.; Perry, M.; Selig, E.; Spalding, M.; Steneck, R. y Watson, R. 2008. A global map of human impact on marine ecosystems. *Science*, 319: 948-952.

- Helfman, G.; Meyer, J. y McFarland, W. 1982. The ontogeny of twilight migrations patterns in grunts (Pisces: Haemulidae). *Animal Behaviour*, 30:317-326.
- Honda, K.; Nakamura, Y.; Nakaoka, M.; Uy, W. y Fortes, M. 2013. Habitat use by fishes in coral reefs, seagrass beds and mangrove habitats in the Philippines. *Plos One*, 8: e65735. doi:10.1371/journal.pone.0065735.
- Humann, P. y Deloach, N. 2006. *Reef fish Behavior: Florida, Caribbean, Bahamas*. New World Publications. Jacksonville, Florida.
- Ikejima, K.; Tongnunui, P.; Medej, T. y Taniuch, T. 2003. Juvenile and small fishes in a mangrove estuary in Trang province, Thailand: seasonal and habitat differences. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 56: 447-457.
- INPARQUES. 1982. *Guía de los Parques Nacionales y Monumentos Naturales de Venezuela*. Fundación de Educación Ambiental. Caracas, Venezuela.
- Jaxion, J.; Saunders, J. y Speight, M. 2011. Distribution of fish in seagrass, mangroves and coral reefs: life-stage dependent habitat use in Honduras. *Revista de Biología Tropical*, 60: 683-698.
- Jiménez, M.; Prieto, A.; Ruiz, L.; Marín, B. y Allen, T. 2004. Distribución de tallas, crecimiento y mortalidad de *Anadara notabilis* (Bivalvia: Arcidae) en la bahía de Mochima, estado Sucre, Venezuela. *Boletín del Instituto Oceanográfico de Venezuela*, 43: 41-47.
- Kovach Computing Service. 2006. Multi Variate Statistical Package (MVSP), versión 3.13n. Kovach Computing Services: The easy and inexpensive way to analyze your data. <<http://www.kovcomp.com>>.
- Krebs, G. 1972. *Ecology*. Harper y Row Pub. New York.
- Krebs, C. 1985. *Ecología: Estudio de la distribución y abundancia*. Segunda edición. Harla, S.A. de C.V. México.
- Lewis, F. y Stoner, A. 1983. Distribution of macrofauna within seagrass beds: an explanation for patterns of abundance. *Bulletin of Marine Science*, 33: 296-304.
- Lindeman, K.; Diaz, G.; Serafy, J. y Ault, J. 1998. A spatial framework for assessing cross-shelf habitat use among newly settled grunts and snap pers. *Proceedings of the Gulf and Caribbean Fisheries Institute*, 50:85-416.
- López, M. 2007. Composición y estructura comunitaria de la ictiofauna asociada a praderas de *Thalassia testudinum* en la costa suroccidental del golfo de

Cariaco, Venezuela. Trabajo de Grado de Licenciatura en Biología, Universidad de Oriente, Cumaná, Venezuela.

López, M.; Ruíz, L. y Prieto, A. 2009. Abundancia y riqueza de peces en dos praderas de *Thalassia testudinum* en la zona costera de Cumaná, Estado Sucre, Venezuela. *Boletín del Centro de Investigaciones Biológicas*, 43: 29-46.

Luo, J.; Serafy, J.; Sponaugle, S.; Teare, P. y Kieckbusch, D. 2009. Diel and seasonal movement of gray snapper (*Lutjanus griseus*) among subtropical seagrass, mangrove and coral reef habitats. *Marine Ecology Progress Series*, 380: 255–269.

Manson, F.; Loneragan, N.; Skilleter, G. y Phinn, S. 2005. An evaluation of the evidence for linkages between mangroves and fisheries: a synthesis of the literature and identification of research directions. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 43: 483-513.

Margalef, R. 1980. *Ecología*. Tercera Edición. Omega, S. A. Barcelona, España.

Margalef, R. 1995. *Ecología*. Omega. Barcelona, España.

Medina, M. 2008. Composición y estructura de la ictiofauna en cuatro sectores de la Isla Caracas del Oeste, Parque Nacional Mochima, Venezuela. Trabajo de pregrado. Universidad de Oriente, Departamento de Biología, Cumaná.

Méndez, E. 1995. Ictiofauna de una pradera de *Thalassia testudinum* Saco del Golfo de Cariaco. Estado Sucre. Venezuela: Análisis de comunidad. Trabajo para Ascender a la categoría de Profesor Titular, Universidad de Oriente, Cumaná, Venezuela.

Méndez, E.; Manrique, R. y Cervigón, F. 1988. *La ictiofauna de la Bahía de Mochima*. Estación de Investigaciones Marinas de Mochima. Fundaciencia. Caracas, Venezuela.

Méndez, E.; Ruiz, L.; Prieto, A.; Fariña, Á.; Sant, S.; Barrio, J. y Martín, B. 2006. Comunidad íctica de la franja arrecifal del Parque Nacional Mochima, Venezuela. *Ciencias Marinas*, 32: 683-693.

Méndez, E.; Ruiz, L.; Torre, A.; Álvarez, M.; Fariña, Á.; Sant, S.; Prieto, A.; Barrios, J. y Marín, B. 2004. Nuevos registros para la ictiofauna marina del Parque Nacional Mochima, Venezuela. *Boletín del Centro de Investigaciones Biológicas*, 38: 20-31.

Méndez, E.; Ruíz, L.; Torres, A.; Sant, S.; Barrios, J.; Marín, B. y Prieto, J. 2001. Comunidades ícticas de dos parches arrecifales del Parque Nacional Mochima,

Edo. Sucre, Venezuela. Resúmenes, trigésima reunión de la Asociación de Laboratorios Marinos del Caribe (ALMC). Puerto Rico.

Moberg, F. y Folke, C. 1999. Ecological goods and services of coral reef ecosystems. *Ecological Economics*, 29: 215-233.

Mumby, P.; Edwards, A.; Arias, J.; Lindeman, K.; Blackwell, P.; Gall, A.; Gorczynska, M.; Harbone, A.; Pescod, C.; Renken, H.; Wabnitz, C. y Llevellyn, G. 2004. Mangroves enhance the biomass of coral reef fish communities in the Caribbean. *Nature*, 427: 533-536.

Mumby, P. y Hastings, A. 2008. The impact of ecosystem connectivity on coral reef resilience. *Journal of Applied Ecology*, 45: 854-862.

Nagelkaken, I. y Van der Velde, G. 2003. Connectivity between coastal habitat of 2 oceanic Caribbean islands as inferred from ontogenetic shifts by coral reef fishes. *Gulf and Caribbean Research*, 14:43-49.

Nagelkerken, I. 2007. Are non-estuarine mangroves connected to coral reefs through fish migration?. *Bulletin of Marine Science*, 80: 595-607.

Nagelkerken, I (ed). 2009. *Ecological Connectivity among Tropical Coastal Ecosystems*. Department of Animal Ecology and Ecophysiology. Institute for Water and Wetland Research, Faculty of Science, Radboud University. Nijmegen, the Netherlands.

Nagelkerken, I.; Blaber, S.; Bouillon, S.; Green, P.; Haywood, M.; Kirton, L.; Meynecke, J.; Pawlik, J.; Penrose, H.; Sasekumar, A. y Somerfield, P. 2008a. The habitat function of mangroves for terrestrial and marine fauna: A review. *Aquatic Botany*, 28: 155-185.

Nagelkerken, I.; Bothwell, R.; Nemeth, J.; Pitt, M. y Van der Velde, G. 2008b. Interlinkage between Caribbean coral reefs and seagrass beds through feeding migrations by grunts (Haemulidae) depends on habitat accessibility. *Marine Ecology Progress Series*, 368: 155-164.

Nagelkerken, I.; Dorenbosch, M.; Cocheret, E.; Verberk, W. y Van der velde, G. 2000c. Day-night shifts of fishes between shallow-water biotopes of a Caribbean bay, with emphasis on the nocturnal feeding of Haemulidae and Lutjanidae. *Marine Ecology Progress Series*, 194: 55-64.

Nagelkerken, I.; Dorenbosch, M.; Verberk, W.; Cocheret, E. y Van der Velde, G. 2000b. Importance of shallow-water biotopes of a Caribbean bay for juvenile coral reef fishes: patterns in biotope association, community structure and spatial distribution. *Marine Ecology Progress Series*, 202: 175–192.

Nagelkerken, I.; Kleijnen, S.; Klop, T.; Van Den Brand, R.; Cocheret, E. y Van Der Velde, G. 2001. Dependence of Caribbean reef fishes on mangroves and seagrass beds as nursery habitats: a comparison of fish faunas between bays with and without mangroves/seagrass beds. *Marine Ecology Progress Series*, 214: 225-235.

Nagelkerken, I.; Roberts, C.; Van der Velde, G. Dorenbosch, E.; Van Riel, M.; Cocheret, E. y Nienhuis, P. 2002. How important are mangroves and seagrass beds for coral-reef fish? The nursery hypothesis tested on an island scale. *Marine Ecology Progress Series*, 244: 299-305.

Nagelkerken, I.; Van der Velde, G.; Gorissen, M.; Meijer, G.; Van't, T. y den Hartog, C. 2000a. Importance of mangroves, seagrass beds and the shallow coral reef as a nursery for important coral reef fishes, using a visual census technique. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 51: 31-44.

Nagelkerken, I. y Faunce, C. 2008. What makes mangroves attractive to fish? use of artificial units to test the influence of water depth, cross-shelf location, and presence of root structure. *Estuarine, Coastal and shelf Science*, 79: 559-565.

Nagelkerken, I. y Van der Velde, G. 2004. Relative importance of interlinked mangroves and seagrass beds as feeding habitats for juvenile reef fish on a Caribbean Island. *Marine Ecology Progress Series*, 274: 153-159.

Nakamura, Y.; Horinouchi, M.; Shibuno, T.; Tanaka, Y.; Miyajima, T.; Koike, I.; Kurokura, H. y Sano, M. 2008. Evidence of ontogenetic migration from mangroves to coral reefs by black-tail snapper *Lutjanus fulvus*: stable isotope approach. *Marine Ecology Progress Series*, 355: 257-266.

Nakamura, Y. y Tsuchiya, M. 2008. Spatial and temporal patterns of seagrass habitat use by fishes at the Ryukyu Islands, Japan. *Estuar Coast Shelf Sci*, 76: 345–356.

Nelson, J. 1984. *Fishes of the world*. Second edition. John Wiley and Sons, New York.

Núñez, J. 2006. Estructura de la comunidad íctica en un arrecife de coral franjeante de Turpialito-Quetepe, golfo de Cariaco, estado Sucre, Venezuela. Trabajo de Grado, Departamento de Biología, Escuela de Ciencias, Universidad de Oriente, Cumaná.

Ogden, J. 1997. Ecosystem interactions in the tropical coastal seascape. En: *Life and death of coral reefs*. Birkeland, C (ed). Chapman & Hall, U.S.A. P 288-297.

Ogden, J. y Zieman, J. 1977. Ecological aspects of coral reef-seagrass bed contacts in the Caribbean. *Proc 3rd International Coral Reef Symposium*, 1:377-382.

O'gower, A. y Wacasey, J. 1967. Animal communities associated with *Thalassia testudinum*, *Diplanthera*, and sand beds in Biscayne Bay. Analysis of communities in relation to water movements. *Bulletin of Marine Science*, 17:175-210.

Okuda, T.; Benítez, J.; García, J. y Fernández, E. 1968. Condiciones hidrográficas y químicas de la Bahía de Mochima y la Laguna Grande del Obispo desde 1964 a 1966. *Boletín del Instituto Oceanográfico de Venezuela*, 7: 7-37.

Paris, C.; Chérubin, L. y Cowen, R. 2007. Surfing, spinning, or diving from reef to reef: effects on population connectivity. *Marine Ecology Progress Series*, 347: 285-300.

PARKSWATCH. 2004. Venezuela: "Parque Nacional Mochima". <http://www.parkswatch.org/parkprofile.php?l=spa&country=ven&park=monp&page=phy> (19/12/2014).

Parra, B. y Ruiz, L. 2003. Estructura de la comunidad de peces en la costa oriental de la Isla de Cubagua, Venezuela. *Revista de Biología Tropical*, 51: 197-203.

Parrish, J. 1989. Fish communities of interacting shallow water habitats in tropical oceanic regions. *Marine Ecology Progress Series*, 58: 143-160.

Pascual, R. 2007. Evaluación de la estructura comunitaria de peces asociados a parches coralinos en dos localidades de la isla de Cubagua, estado Nueva Esparta, Venezuela. Trabajo de Grado, Departamento de Acuicultura, Escuela de Ciencias Aplicadas del Mar, Universidad de Oriente-Nueva Esparta, Venezuela, 142 pp.

Pittman, S.; McAlpine, C. y Pittman, K. 2004. Linking fish and prawns to their environment: a hierarchical landscape approach. *Marine Ecology Progress Series*, 283: 233-254.

Pittman, S.; Caldow, C.; Hile, S. y Monaco, M. 2007. Using seascape types to explain the spatial patterns of fish in the mangroves of SW Puerto Rico. *Marine Ecology Progress Series*, 348: 273-284.

Ramírez, P. 1994. Estructura de la comunidad de peces de Punta de Mangle, Isla de Margarita, Venezuela. *Ecotropicos*, 7: 13-29.

Roberts, C. 1997. Connectivity and management of Caribbean coral reefs. *Science*, 278: 1454-1457.

Rodríguez, J. y Villamizar, E. 2000. Estructura de la comunidad de peces arrecifales de Playa Mero, Parque Nacional Morrocoy, Venezuela. *Revista de Biología Tropical*, 48: 107-113.

Rojas, J.; Pizarro, J. y Castro, M. 1994. Diversidad y abundancia íctica en tres áreas de manglar en el golfo de Nicoya, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 42: 663-672.

Rönnbäck, P. 1999. The ecological basis for economic value of seafood production supported by mangrove ecosystems. *Ecological Economics*, 29: 235-252.

Ruiz, L. 2012. Etnoictiología y aspectos pesqueros de los grupos humanos que habitan el sector Islas Caracas-La Morena, Parque Nacional Mochima, Estado Sucre, Venezuela. Trabajo de pregrado. Departamento de Biología, Universidad de Oriente, Cumaná.

Ruiz, L.; Méndez, E.; Prieto, A.; Marín, B. y Fariña, Á. 2003. Composición, abundancia y diversidad de peces arrecifales en dos localidades del Parque Nacional Mochima, Venezuela. *Ciencias Marinas*, 29: 185-195.

Sale, P. 2002. *Coral Reef Fishes. Dynamics and Diversity in a Complex Ecosystem*. Academic Press, Elsevier Science, San Diego.

Sale, P. y Douglas, W. 1981. Precision and accuracy of visual census technique for fish assemblages on coral patch reefs. *Environment Biology of Fishes*, 6: 333-339.

San Cristóbal, C. 1984. Estructura de la comunidad ictiológica de dos praderas de *Thalassia*, en la bahía de Mochima, Estado Sucre. Trabajo de Grado, Departamento de Biología, Escuela de Ciencias, Universidad de Oriente, Cumaná, Venezuela.

Sant, S. 1999. Ecología de comunidades coralinas del Edo. Sucre, Venezuela. Tesis de Maestría, Instituto Oceanográfico de Venezuela, Universidad de Oriente, Cumaná, Venezuela.

Shannon, C. 1948. The mathematical theory of communication. *Bell System Teeh Journal*, 27: 379-423 y 623-656.

Sheaves, M. 2005. Nature and consequences of biological connectivity in mangrove systems. *Marine Ecology Progress Series*, 302: 293-305.

Sierra, O.; Santos, A. y Acero, A. 2012. Prospección ecológica del manglar y praderas marinas como hábitats de cría para peces arrecifales en San Andrés Isla, Caribe Insular Colombiano. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*, 41: 375-398.

Sokal, R. y Rohlf, F. 1994. *Biometry: The principles and practice of statistics in biological research*. Tercera edición. Hardcover, Subsequent Edition, New York.

Spalding, M.; Ravilious, C. y Green, E. 2001. *World Atlas of Coral Reefs*. Berkeley: University of California Press.

Suárez, P. 2006. Ictioecología de sistemas arrecifales de la costa sur del golfo de Cariaco, Sucre, Venezuela. Trabajo de Grado, Departamento de Biología, Escuela de Ciencias, Universidad de Oriente, Cumaná, Venezuela.

Thompson, A. y Mapstone, B. 1997. Observer effects and training in underwater visual surveys of reef fishes. *Marine Ecology Progress Series*, 154: 53-63.

Unsworth, R.; Garrard, S.; De León, P.; Cullen, L.; Smith, D.; Sloman, K. y Bell, J. 2009. Structuring of Indo-Pacific fish assemblages along the mangrove-seagrass continuum. *Aquatic Biology*, 5: 85-95.

Unsworth, R.; Salinas, P.; Garrard, S.; Jompa, J.; Smith, D. y Bell, J. 2008. High connectivity of Indo-Pacific seagrass fish assemblages with mangrove and coral reef habitats. *Marine Ecology Progress Series*, 353: 213-224.

Vargas, I. y Yáñez, A. 1987. Estructura de las comunidades de peces en sistemas de pastos marinos (*Thalassia testudinum*) de la Laguna de Términos, Campeche, México. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología*, 14: 181-196.

Vargas, I.; Yáñez, A. y Amezcua, F. 1980. Ecología y estructura de las comunidades de peces en áreas de *Rhizophora mangle* y *Thalassia testudinum* de la Isla del Carmen, Laguna de Términos, Sur del Golfo de México. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología*.

Verweij, M.; Nagelkerken, I.; De Graaff, D.; Peeters, M.; Bakker, E. y Van der Velde, G. 2006. Structure, food and shade attract juvenile coral reef fish to mangrove and seagrass habitats: a field experiment. *Marine Ecology Progress Series*, 306: 257-268.

Verweij, M.; Nagelkerken, I.; Hans, I.; Ruseler, S. y Mason, P. 2008. Seagrass nurseries contribute to coral reef fish populations. *Limnology and Oceanography*, 53: 1540-1547.

Wakwabi, E. 1999. The Ichthyofauna of a tropical mangrove bay (Gazi Bay, Kenya): Community structure and Trophic organization. Phd Thesis. University of Gent.

Weinstein, M. y Heck, K. 1979. Ichthyofauna of seagrass meadows along the Caribbean coast of Panama and in the Gulf of Mexico: Composition, structure and community ecology. *Marine Biology*, 50: 97-107.

Williams, D. 1991. Patterns and processes in the distribution of coral reef fishes. En: *The ecology of fishes on coral reefs*. Sale, P (Ed). Academic Press, San Diego. P 437-474.

HOJAS DE METADATOS

Hoja de Metadatos para Tesis y Trabajos de Ascenso 1/6

Título	Comparación respecto a la ictiofauna entre un arrecife rocoso-coralino, raíces sumergidas de manglar (<i>rhizophora mangle</i>) y una pradera de <i>thalassia testudinum</i> , en ensenada reyes, bahía de mochima, parque nacional mochima, venezuela.
Subtítulo	

Autor (es)

Apellidos y Nombres	Codigo CVLAC / e-mail	
Grau Veliz, Gabriela Jiraznia	CVLAC	19.238.399
	e-mail	Gabrielagv3@gmail.com
	e-mail	

Palabras o frases claves:

ictiofauna, *thalassia*, manglares

Hoja de Metadatos para Tesis y Trabajos de Ascenso 2/6

Líneas y Sublíneas de investigación:

Área	Subárea
Ciencias	Biología

Resumen (abstract):

Se registró un total de 12 919 individuos pertenecientes a 43 especies de peces, incluidas en 31 géneros y 22 familias, durante los censos visuales efectuados en tres sistemas cercanos (arrecife rocoso-coralino, raíces de *Rhizophora mangle* y praderas de *Thalassia testudinum*) en Ensenada Reyes, Parque Nacional Mochima, Venezuela. Los análisis revelaron diferencias significativas entre los tres sistemas respecto a la riqueza, diversidad y equidad; sin embargo, no se observaron diferencias en cuanto a la abundancia total mensual. Cuando se contrastaron las abundancias de cada una de las especies, el análisis PERMANOVA arrojó diferencias entre los tres espacios analizados, sin grupos homogéneos. En el arrecife se observaron 13 especies exclusivas para este sustrato, de las cuales *Abudefduf saxatilis*, *Apogon binotatus*, *Chaetodon capistratus* y *Odontoscion dentex*, ocurrieron de manera constante durante todo el estudio. Hubo 6 especies que sólo fueron censadas en raíces de mangle y 2 exclusivas para *T. testudinum*. *Archosargus rhomboidalis*, *Eucinostomus melanopterus*, *Gerres cinereus*, *Haemulon aurolineatum*, *Haemulon boschmae*, *Haemulon steindachneri* y *Scarus iseri*, fueron comunes a los tres sistemas y con presencia constante en ellos, por lo que pueden considerarse típicas de la zona estudiada. En el Caribe se han realizado estudios similares, pero la información en Venezuela es escasa. Destaca que, aún estando estos sustratos adyacentes, y el sector escogido ser un área relativamente estable y protegida, haya diferencias espaciales importantes respecto a la ictiofauna, resaltando la importancia de la estructura del sustrato en la distribución de los peces así como la amplia variabilidad espacial aún en pequeña escala.

Hoja de Metadatos para Tesis y Trabajos de Ascenso 3/6

Contribuidores:

Apellidos y Nombres	ROL / Código CVLAC / e-mail	
Ángel, Fariña Pestano	ROL	C A <input type="text"/> A S <input checked="" type="checkbox"/> T U <input type="text"/> J U <input type="text"/>
	CVLAC	24.690.476
	e-mail	Afarina46@yahoo.com
	e-mail	
María Alejandra Balza	ROL	C A <input type="text"/> A S <input type="text"/> T U <input type="text"/> J U <input checked="" type="checkbox"/>
	CVLAC	
	e-mail	
	e-mail	
Luis Alejandro Ariza	ROL	C A <input type="text"/> A S <input type="text"/> T U <input type="text"/> J U <input checked="" type="checkbox"/>
	CVLAC	
	e-mail	
	e-mail	

Fecha de discusión y aprobación:

Año Mes Día

2016	12	14
------	----	----

Lenguaje: spa

Archivos (s):

Nombre de archivo	Tipo MIME
TESIS - GRAUG.doc	Application/ Word

Alcance:

Espacial: (Opcional)

Temporal: (Opcional)

Título de Grado asociado con el trabajo: Licenciada en Biología

Nivel Asociado con el Trabajo: Licenciatura

Área de Estudios: Biología

Institución(es) que garantiza(n) el Título o grado: Universidad de Oriente.

Hoja de Metadatos para Tesis y Trabajos de Ascenso – 5/6



UNIVERSIDAD DE ORIENTE
CONSEJO UNIVERSITARIO
RECTORADO

CU N° 0975

Cumaná, 04 AGO 2009

Ciudadano
Prof. JESÚS MARTÍNEZ YÉPEZ
Vicerrector Académico
Universidad de Oriente
Su Despacho

Estimado Profesor Martínez:

Cumplo en notificarle que el Consejo Universitario, en Reunión Ordinaria celebrada en Centro de Convenciones de Cantaura, los días 28 y 29 de julio de 2009, conoció el punto de agenda **"SOLICITUD DE AUTORIZACIÓN PARA PUBLICAR TODA LA PRODUCCIÓN INTELECTUAL DE LA UNIVERSIDAD DE ORIENTE EN EL REPOSITORIO INSTITUCIONAL DE LA UDO, SEGÚN VRAC N° 696/2009"**.

Leído el oficio SIBI – 139/2009 de fecha 09-07-2009, suscrita por el Dr. Abul K. Bashirullah, Director de Bibliotecas, este Cuerpo Colegiado decidió, por unanimidad, autorizar la publicación de toda la producción intelectual de la Universidad de Oriente en el Repositorio en cuestión.

Comunicación que hago a usted a los fines consiguientes.

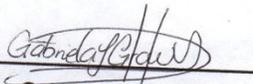
UNIVERSIDAD DE ORIENTE SISTEMA DE BIBLIOTECA	Cordialmente,	
RECIBIDO POR <i>Martínez</i>	<i>Juan A. Bolanos Cunele</i>	JUAN A. BOLANOS CUNELE
FECHA 05/08/09 HORA 5:30	Secretario	

C.C: Rectora, Vicerrectora Administrativa, Decanos de los Núcleos, Coordinador General de Administración, Director de Personal, Dirección de Finanzas, Dirección de Presupuesto, Contraloría Interna, Consultoría Jurídica, Director de Bibliotecas, Dirección de Publicaciones, Dirección de Computación, Coordinación de Teleinformática, Coordinación General de Postgrado.

JABC/YGC/manuja

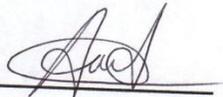
Apartado Correos 094 / Teléf: 4008042 - 4008044 / 8008045 Telefax: 4008043 / Cumaná - Venezuela

Artículo 41 del REGLAMENTO DE TRABAJO DE PREGRADO (vigente a partir del II Semestre 2009, según comunicación CU-034-2009) : "los Trabajos de Grado son de la exclusiva propiedad de la Universidad de Oriente, y sólo podrán ser utilizados para otros fines con el consentimiento del Consejo de Núcleo respectivo, quien deberá participarlo previamente al Consejo Universitario para su autorización".



Gabriela Grau Veliz

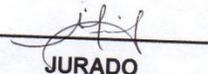
AUTOR



Dr. Ángel Fariña Pestano

ASESOR

JURADO



JURADO