



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE CIENCIAS MARINAS



**DINÁMICA DEL RECLUTAMIENTO DE PECES
DE ARRECIFE ROCOSO DEL SUROESTE DEL
GOLFO DE CALIFORNIA**

TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE
DOCTORADO EN CIENCIAS MARINAS

PRESENTA

OSCAR TRUJILLO MILLÁN

LA PAZ, B.C.S., MAYO DE 2009



INSTITUTO POLITECNICO NACIONAL
SECRETARIA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO
ACTA DE REVISION DE TESIS

En la Ciudad de La Paz, B.C.S., siendo las 12:00 horas del día 25 del mes de Mayo del 2009 se reunieron los miembros de la Comisión Revisora de Tesis designada por el Colegio de Profesores de Estudios de Posgrado e Investigación de CICIMAR para examinar la tesis de grado titulada:

"DINÁMICA DEL RECLUTAMIENTO DE PECES DE ARRECIFE ROCOSO DEL SUROESTE DEL GOLFO DE CALIFORNIA"

Presentada por el alumno:

TRUJILLO
Apellido paterno

MILLÁN
materno

OSCAR
nombre(s)

Con registro:

A	0	5	0	1	2	3
---	---	---	---	---	---	---

Aspirante al grado de:

DOCTORADO EN CIENCIAS MARINAS

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

LA COMISION REVISORA

Director de tesis
PRIMER VOCAL

DR. CASIMIRO QUIÑONEZ VELÁZQUEZ

PRESIDENTE

DR. JOSÉ DE LA CRUZ AGÜERO

SECRETARIO

DR. ROBERTO FÉLIX URAÇA

SEGUNDO VOCAL

DR. PABLO DEL MONTE LUNA

TERCER VOCAL

DR. JOSÉ ANTONIO GARCÍA CHARTON

EL PRESIDENTE DEL COLEGIO

DR. RAFAEL CERVANTES DUARTE



**IPN
CICIMAR
DIRECCION**



**INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO**

CARTA CESIÓN DE DERECHOS

En la Ciudad de La Paz, B.C.S., el día 06 del mes Junio del año 2009, el (la) que suscribe MC. OSCAR TRUJILLO MILLÁN alumno(a) del Programa de DOCTORADO EN CIENCIAS MARINAS con número de registro A050123 adscrito al CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE CIENCIAS MARINAS manifiesta que es autor (a) intelectual del presente trabajo de tesis, bajo al dirección de: DR. CASIMIRO QUIÑONEZ VELÁZQUEZ y cede los derechos del trabajo titulado: "DINÁMICA DEL RECLUTAMIENTO DE PECES DE ARRECIFE ROCOSO DEL SUROESTE DEL GOLFO DE CALIFORNIA" al Instituto Politécnico Nacional, para su difusión con fines académicos y de investigación.

Los usuarios de la información no deben reproducir el contenido textual, gráficas o datos del trabajo sin el permiso expreso del autor y/o director del trabajo. Este puede ser obtenido escribiendo a la siguiente dirección: otrujillom@ipn.mx cquinone@ipn.mx

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

MC. OSCAR TRUJILLO MILLÁN

nombre y firma

Los estudios de Doctorado y la realización de esta tesis fueron posibles gracias a los apoyos económicos otorgados por:

El Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas del IPN

Al programa PIFI-IPN con los proyectos:
Ecología del reparto de recursos tróficos
y reproductivos de un arrecife rocoso
Fase I: Recursos tróficos. SIP: 20060254
Fase II: Recursos Reproductivos. SIP: 20070714

El Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología

CONTENIDO

ÍNDICE DE FIGURAS	i
ÍNDICE DE TABLAS	iv
GLOSARIO.....	v
RESUMEN	viii
ABSTRACT	ix
INTRODUCCIÓN	1
ANTECEDENTES	4
La estructura comunitaria íctica de los arrecifes del Golfo de California	5
Perturbaciones hacia los arrecifes	8
Impactos naturales en el Golfo de California.....	9
Impactos antropogénicos en el Golfo de California	10
JUSTIFICACIÓN	11
OBJETIVO GENERAL	12
Objetivos particulares.....	12
ÁREA DE ESTUDIO.....	13
MATERIAL Y MÉTODOS.....	15
Censos y captura de los organismos	15
Actividades en laboratorio	19
Datos biológicos	19
Determinación de edad y crecimiento de los juveniles.....	20
Extracción de los otolitos.....	20
Relación entre el tamaño del otolito y el pez.....	20
Conteo de los anillos diarios de crecimiento	21
Crecimiento individual	22
Determinación de la talla de juvenil y adulto	23
Cálculo del nivel trófico promedio de la comunidad	24
Dinámica mensual del reclutamiento.....	24
RESULTADOS.....	25
Análisis de los datos de capturas	25
Relaciones peso-longitud	26
Patrón y tasas de crecimiento	28
Determinación de la talla de juvenil y adulto	35
Nivel trófico promedio de la comunidad	40

Dinámica mensual del reclutamiento.....	44
DISCUSIÓN	50
Tasas de crecimiento de los reclutas	52
Determinación de la talla de juveniles y adultos.....	54
Nivel trófico de la comunidad	56
Dinámica del reclutamiento	59
CONCLUSIONES.....	63
BIBLIOGRAFÍA	64
ANEXO 1.....	86
ANEXO 2.....	95
ANEXO 3.....	103

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.- Área de estudio y localidades que definen la zona de muestreo.	13
Figura 2.- Estructura de tubo de PVC con regla de medición para aproximar las medidas de los peces bajo el agua. (Tomado de Ginsburg, 2002).	16
Figura 3.- Método de censo visual tomado y modificado de English <i>et al.</i> (1997). 17	
Figura 4.- Medidas tomadas de cada otolito sagita para conocer su proporcionalidad con la longitud del organismo correspondiente.....	21
Figura 5.- Relación peso-longitud de las especies recolectadas en el arrecife de Punta Perico durante el periodo 2003-2005. Se muestra el valor de los parámetros de la ecuación y el coeficiente de determinación (R^2). Machos dominantes con dicromatismo sexual confirmados por histología (*) y sin confirmación (+) para <i>T. lucasanum</i>	27
Figura 6.- Imagen del otolito sagita de <i>A. troschellii</i> , <i>C. rivulatus</i> , <i>J. nigrirostris</i> y <i>P. punctatus</i> y regresión lineal entre la longitud total y el radio del otolito.....	30
Figura 7.- Curva de crecimiento de Gompertz ajustada a los datos de edad y longitud de los juveniles para cada especie. La ecuación se presenta en cada caso.....	31
Figura 8.- Tasa de crecimiento calculada para los juveniles del pez mulegino <i>A. troschellii</i> a partir de la eclosión hasta los 200 días de edad.	32
Figura 9.- Otolito sagita del mero chino <i>C. rivulatus</i> . a) En el centro del otolito se observa el cambio de densidad óptica de los anillos de crecimiento a 20X. b) Cambio de densidad óptica observado a 100x en los primeros anillos de crecimiento, formados posiblemente durante la fase pelágica larval.	33
Figura 10.- Tasa de crecimiento calculada para los juveniles del mero chino <i>C. rivulatus</i> a partir de la eclosión hasta los 200 días de edad.	33
Figura 11.- Tasa de crecimiento calculada para los juveniles del pez mariposa <i>J. nigrirostris</i> a partir de la eclosión hasta los 200 días de edad.....	34

Figura 12.- Tasa de crecimiento calculada para los juveniles del pez cirujano <i>P. punctatus</i> a partir de la eclosión hasta los 200 días de edad.	34
Figura 13.- Error proporcional (●) de estimación en la abundancia de juveniles las especies seleccionadas, entre Trujillo (2003; línea punteada) y el presente estudio (línea continua).....	38
Figura 14.- Relación mensual del logaritmo de la abundancia de adultos y juveniles para <i>M. dorsalis</i> (A), <i>H. passer</i> (B), <i>T. lucasanum</i> (C), <i>J. nigrirostris</i> (D), <i>P. punctatus</i> (E) y <i>C. rivulatus</i> (F), la línea sólida representa el modelo de correlación; la línea punteada indica el intervalo de confianza al 95 %. El código alfa-numérico corresponde al mes y año de muestreo (e.g. Noviembre 2001 = N01).	39
Figura 15.- Variación mensual de temperatura superficial del mar (<i>TSM</i>) y de la abundancia de juveniles de <i>Prionurus punctatus</i> (Pri pun) y <i>Holacanthus passer</i> (Hol pas) durante el periodo de estudio. La línea horizontal punteada es el promedio anual de la <i>TSM</i> (<i>TSM</i> Prom).	40
Figura 16.- Nivel trófico mensual de la comunidad de peces de arrecife observado durante el periodo de estudio (línea continua) y promedio de las observaciones (línea punteada).	41
Figura 17.- Histograma de frecuencias del nivel trófico de las 92 especies de peces conspicuas del arrecife. Sobre las barras se indica la especie en la que se evaluó los cambios del reclutamiento al arrecife, <i>J. nigrirostris</i> (Jn), <i>C. rivulatus</i> (Cr), <i>P. punctatus</i> (Pp), <i>M. dorsalis</i> (Md), <i>H. passer</i> (Hp) y <i>T. lucasanum</i> (TI).	41
Figura 18.- Promedio mensual del número de organismos por transecto de carnívoros herbívoros y omnívoros y número total de especies (línea punteada) observados durante el periodo de estudio.	42
Figura 19.- Porcentaje de abundancia por especie y por gremio. Se señalan con una flecha las especies en las que se analizó el patrón de reclutamiento. Acrónimo formado por las tres primeras letras del género y la especie, ver anexo 2.	43
Figura 20.- Abundancia relativa por especie dentro de la comunidad de peces de arrecife de la zona de estudio. Se señalan con una flecha las especies en las que	

se analizó el patrón de reclutamiento. Acrónimo formado por las tres primeras letras del género y la especie, ver anexo 2. 44

Figura 21.- Análisis factorial entre las variables NTPC, TSM, H' y abundancia de adultos (Adt) y juveniles (Juv) de los peces de arrecife *C. rivulatus* (Cr), *H. passer* (Hp), *J. nigrirostris* (Jn), *M. dorsalis* (Md), *P. punctatus* (Pp) y *T. lucasanum* (Tl). 45

Figura 22.- Reconstrucción del número de reclutas al arrecife Punta Perico, a partir de los juveniles por especie censados y capturados durante 1999 a 2005..... 46

Figura 23.- Número de reclutas por mes de *P. punctatus* y *C. rivulatus* y el estimado utilizando una regresión factorial y como variables predictivas la TSM, la abundancia de sus adultos (ADT) y juveniles (Juv)..... 49

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Periodos cálidos (≥ 0.5 ; casilla enmarcada) y fríos (≤ -0.5 ; casilla sombreada) basados en el promedio de 3 meses consecutivos sobre el valor mínimo de ± 0.5 °C del Índice Oceánico del Niño (5°N - 5°S , 120° - 170°W ; Smith <i>et al.</i> , 2008); se muestra el autor y periodo de muestreo para algunas de las comunidades ícticas en el Bajo Golfo de California. Las letras corresponden a los meses, por ejemplo DEF corresponde a diciembre, enero y febrero.	7
Tabla 2. Intervalo de longitud y peso de los organismos capturados (n) por especie.	25
Tabla 3. Relaciones peso-longitud de los peces recolectados para las especies de peces de arrecife analizadas.	26
Tabla 4. Relaciones entre las dimensiones del otolito (Diámetro máximo: DM; Ancho: A; y Radio: RO) y la longitud total (LT) y estándar (LE) de las especies de arrecife analizadas. Todas las relaciones fueron significativas a $p < 0.05$	29
Tabla 5. Datos de longitud total (LT), LT a la eclosión (L_0) y edad estimada empleados para calcular el modelo de crecimiento de los juveniles de las especies de arrecife.	31
Tabla 6. Longitud máxima (mm) de la etapa juvenil definida histológicamente, longitud estimada utilizando el modelo de Gompertz y longitud máxima sugerida para juveniles en censos visuales (CV).	35
Tabla 7. Intervalo de longitud (LT), peso (PT), promedio y desviación estándar (\pm) para el total de organismos (n) juveniles (J), machos (M) y hembras (H) por especie recolectadas en el arrecife Punta Perico.	36
Tabla 8. Longitud total definida (LT-D) para los juveniles de las especies analizadas y porcentaje de error comparado con otros trabajos en el área de estudio (LT-R).	55

GLOSARIO

Abundancia. Número de organismos en un lugar determinado (Krebs, 2000).

Arrecife. Cualquier tipo de estructura sumergida que provee de un sustrato duro para el crecimiento de vida marina (Thomson *et al.*, 2000). En este sentido se reconocen tres tipos de arrecife: coralino, rocoso y artificial (sustratos creados por el humano de manera artificial con material plástico, metal, concreto, etc.).

Asentamiento. Proceso de movilización de las larvas de peces, desde el hábitat pelágico al béntico (Vigliola y Harmelin-Vivien, 2001).

Comunidad. Grupos de poblaciones de plantas y animales en un sitio dado; unidad ecológica empleada en sentido amplio para incluir grupos de diversos tamaños y grados de integración (Krebs, 2000).

Conspicuo. Visible.

Densidad. Número de organismos por unidad de espacio (Krebs, 2000).

Diándrico. Cuando en una población hermafrodita protogínica, se presenta la formación de machos primarios, machos que nacen machos y machos secundarios, machos que nacen como hembras (Deloach & Humann, 2003).

Dicromatismo sexual. Que presenta dos patrones de coloración relacionado al periodo de vida juvenil al adulto o entre sexos (Deloach & Humann, 2003).

Dinámica. En la ecología de poblaciones, el estudio de las razones de cambios en el tamaño de la población (Krebs, 2000).

Diversidad. Valor que representa la riqueza de especies y la distribución de la abundancia entre ellas. Entre mayor es su valor se supone mayor complejidad de la comunidad (Krebs, 2000).

Dominancia. Condición en que una o más especies de una comunidad, por virtud de su número, cobertura o tamaño, ejerce influencia considerable sobre las demás especies o controla las condiciones de su existencia (Krebs, 2000).

Equidad. Índice que representa la distribución de la abundancia entre las especies. Entre mayor es su valor la abundancia entre las especies tiende a ser semejante.

Estructura Comunitaria. Estado particular que guarda la comunidad en un espacio y tiempo dados. Se define en términos de sus atributos, tales como: riqueza, dominancia, diversidad, etcétera.

Gonocórico. Individuos que presentan un mismo sexo de por vida. Dentro de una población, presencia de organismos hembra y macho (Deloach & Humann, 2003).

Hermafrodita. Organismo que puede presentar ambos sexos (Deloach & Humann, 2003).

Hermafrodita protogínico. Organismo que cambia de hembra a macho (Deloach & Humann, 2003).

Índice de Valor Biológico. Determina los valores de importancia de las especies de una comunidad definida (Loya-Salinas & Escofet, 1990).

Mesotrofia.- cuerpo de agua con un nivel moderado de nutrientes y productividad primaria.

Monándrico. En poblaciones de organismos hermafroditas protogínicos, sólo existe la formación de machos secundarios, machos producto del cambio sexual de hembras (Deloach & Humann, 2003).

Oligotrofia.- Cuerpo de agua con escaso nivel de nutrientes y poca productividad primaria.

Peces de Arrecife. Aquellos que su vida está íntimamente asociada con el substrato rocoso-coralino con fines de alimentación, refugio y reproducción (Thomson *et al.*, 2000).

Peces de Ornato. Peces, generalmente de colores llamativos, cuyo destino es la comercialización para los acuarios públicos o privados.

Pesca de Fomento. Figura legal en México, que tiene como propósito el estudio, la investigación científica, la experimentación, la exploración, la prospección, el desarrollo, la repoblación o conservación de los recursos constituidos por la flora y fauna acuáticas y su hábitat; la experimentación de equipos y métodos para esta actividad; la recolección de ejemplares vivos en aguas de jurisdicción federal, para el mantenimiento y reposición de colecciones científicas y culturales; así como los destinados al ornato, espectáculos públicos, acuarios y zoológicos (Diario Oficial de la Federación, 1999).

Población. Grupo de individuos de una especie que se reproducen entre sí en un espacio y tiempo dados (Krebs, 2000).

Reclutamiento. En ecología, el término define la incorporación de un organismo(s) a una etapa del desarrollo dentro del ciclo de vida de la especie (Hixon & Webster, 2006). En peces de arrecife se define como el proceso de incorporación de juveniles de una especie determinada al hábitat de la población adulta (Sale, 1980). En el caso de evaluaciones mediante la metodología de censos visuales, se refiere a los individuos de menor talla que pueden ser avistados e identificados a simple vista de una determinada especie (Booth & Brosman, 1995).

Transecto. Área definida por una línea recta de una determinada longitud y anchura que sirve de referencia para recolectar información cualitativa y cuantitativa (English *et al.*, 1997).

RESUMEN

El presente trabajo aborda la dinámica del reclutamiento de nueve especies representativas de la comunidad de peces en el arrecife rocoso de Punta Perico, BCS, México, de 1999 a 2005. La comunidad estuvo integrada por 92 especies y para el análisis de crecimiento y dinámica del reclutamiento se seleccionaron las siguiente especies: *Abudefduf troschellii*, *Arothron meleagris*, *Cirrhitus rivulatus*, *Holacanthus passer*, *Johnrandallia nigrirostris*, *Microspathodon dorsalis*, *Prionurus punctatus*, *Stegastes rectifraenum* y *Thalassoma lucasanum*. Los cambios mensuales en el reclutamiento se evaluaron en función a la temperatura superficial del mar (TSM), diversidad (H), nivel trófico promedio de la comunidad (NTPC) y abundancia de adultos y juveniles. La talla de asentamiento se estimó utilizando la tasa de crecimiento a la edad y se construyeron las frecuencias de fechas de asentamiento de los juveniles de *A. troschellii*, *C. rivulatus*, *J. nigrirostris* y *P. punctatus*. En cuanto a la estructura trófica de la comunidad se encontró que del total de especies, 66 fueron carnívoras, 14 omnívoras y 12 herbívoras. La comunidad se clasificó como carnívora (NTPC=3.3) y la H' varió entre 0.84 bits/individuo en invierno y 1.2 bits/individuo en verano. La abundancia de juveniles de *Cirrhitus rivulatus*, *Holacanthus passer*, *Johnrandallia nigrirostris*, *Prionurus punctatus* y *Thalassoma lucasanum* mostraró una relación positiva significativa con los adultos ($R^2 > 0.32$). Mediante el análisis factorial no se detectó una relación significativa entre el NTPC o la H' y la abundancia de juveniles o adultos. La talla-edad de asentamiento (reclutamiento) y las tasas de crecimiento estimadas para los juveniles sugieren que los organismos alcanzan la madurez sexual cinco meses después de su asentamiento. Un modelo de regresión múltiple factorial incluyendo como variables la abundancia de adultos-juveniles y la TSM, explicó significativamente ($R^2=0.56$, $p<0.05$) los cambios en el reclutamiento de *P. punctatus*; y en *C. rivulatus* solamente la TSM fue significativa ($R^2=0.15$, $p<0.05$). A pesar de la inherente variabilidad del reclutamiento, la interacción entre factores bióticos y abióticos permite comprender mejor los cambios mensuales del reclutamiento. Los resultados y observaciones en el presente trabajo podrán ser considerados como base en futuros planteamientos sobre la evaluación del reclutamiento de los peces de arrecife en el Golfo de California.

ABSTRACT

The present work tackles the recruitment dynamics of nine representative species from the fish community of the rocky reef of Punta Perico, B.C.S., Mexico, from 1999 to 2005. The community was integrated by 92 species and for the growth and recruitment analysis were selected the following species: *Abudefduf troschelii*, *Arothron meleagris*, *Cirrhitus rivulatus*, *Holacanthus passer*, *Johnrandallia nigrirostris*, *Microspathodon dorsalis*, *Prionurus punctatus*, *Stegastes rectifraenum* and *Thalassoma lucasanum*. Changes in recruitment were evaluated as a function of the sea surface temperature (SST), diversity (H'), mean trophic community level (MTLC) and adult and juvenile relative abundance. We estimated the size at settlement by using the growth rate at age and settlement date frequencies of *A. troschelii*, *C. rivulatus*, *J. nigrirostris* and *P. punctatus*. As for the community trophic structure, 66 species were carnivorous, 14 omnivorous and 12 herbivores. The community was classified as mainly carnivorous (MTLC=3.3), H' ranged from 0.84 bits/individual during winter and 1.2 bits/individual in the summer. On a monthly basis, juvenile abundance of *Cirrhitus rivulatus*, *Holacanthus passer*, *Johnrandallia nigrirostris*, *Prionurus punctatus* and *Thalassoma lucasanum* showed a positive significant relationship with adult abundance ($R^2 > 0.32$). Factor analysis did not detect a significant relationship between MTCL or H' and the juvenile nor adult abundance. Size-age at settlement (recruitment) and growth rates estimated for juveniles suggest that the organisms reach sexual maturity five months before their settlement to the reef. Factor regression analysis including adult and juvenile abundance and SST as predictors, explained ($R^2 = 0.56$, $p < 0.05$) changes in recruitment of *P. punctatus*; in *C. rivulatus* only the SST was significant ($R^2 = 0.15$, $p < 0.05$). In spite of the recruitment inherent variability, the interaction among biotic and abiotic factors allowed us to partially explain monthly recruitment dynamics. The results and observations in the present work will be able to be considered as base in future projects on the evaluation of the reef fish recruitment in Gulf of California.

DINÁMICA DEL RECLUTAMIENTO DE PECES DE ARRECIFE ROCOSO DEL SUROESTE DEL GOLFO DE CALIFORNIA

INTRODUCCIÓN

Ecológicamente, el término reclutamiento define la incorporación de un organismo hacia un periodo de vida definido dentro del ciclo de vida de su población (Hixon & Webster, 2006). De esta manera, la connotación subsiguiente hace referencia al periodo de vida al cual ingresan los organismos, por ejemplo: reclutamiento larval, reclutamiento juvenil, reclutamiento al stock reproductivo, etcétera. No obstante, en los estudios de peces de arrecife se define como reclutamiento al *proceso de incorporación de juveniles de una especie determinada al hábitat de la población adulta* (Sale, 1980). En el caso de evaluaciones mediante la metodología de censos visuales, se hace la consideración de los individuos de menor talla de la especie que pueden ser avistados e identificados a simple vista (Booth & Brosman, 1995).

Si bien parecen claras las definiciones de los conceptos de reclutamiento en los peces de arrecife, en los diferentes trabajos que se avocan al tema existen discrepancias sobre lo que se considera como recluta (Eggleston, 1995; Able *et al.*, 2006). Esto puede ser consecuencia de la amplia variación en el estadio y fase de vida a la cual pueden incorporarse al arrecife los individuos más pequeños de las diferentes especies y por lo tanto la variación de su talla, morfología y coloración (Bellwood, 1988; Booth, 2002; Lozano & Zapata, 2003; Macpherson & Raventos, 2005). Como mencionan Vigliola & Harmelin-Vivien (2001) lo anterior da pie a la propuesta de diversas terminologías (*e.g.* larvas bentónicas, post larvas, pre-juveniles, juveniles transicionales, reclutas, post-reclutas) que crean confusión no sólo entre las definiciones de asentamiento y reclutamiento, sino también en la talla del individuo o el intervalo de talla que se debe considerar como recluta para cada especie (Adams & Ebersole, 2002; La Mesa *et al.*, 2002; Hixon & Webster, 2006). Sin embargo, estos trabajos se avocan a un fundamento importante en la ecología de los peces de arrecife, conocer su dinámica a través del estudio de la

variación de la abundancia relativa de los reclutas que entran al arrecife (Almany, 2003).

El reclutamiento como parte inicial de la historia de vida de los peces en el arrecife y las variables que lo afectan, son componentes esenciales en la dinámica de las poblaciones. La abundancia de organismos adultos de una especie depende de la supervivencia de sus juveniles los cuales, a su vez, pueden estar sustentados en la supervivencia y reproducción de los adultos. Esta dependencia se conoce como “relación parentela-progenie” (Planes *et al.*, 1993; Pile *et al.*, 1996). Sin embargo, la estructura espacial y temporal de estas comunidades y sus procesos de reclutamiento son variables (Sale, 1980; Sale *et al.*, 1994) lo que se atribuye a factores denso-dependientes y denso-independientes (Planes *et al.*, 1993; Dixon *et al.*, 1999; Leis & Carson-Eward, 1999; Carr *et al.*, 2002).

Algunos de los factores denso-dependientes considerados relevantes en la dinámica del reclutamiento son la depredación, que puede afectar de manera importante la supervivencia de los reclutas (Cowen, 2006; Paradis *et al.*, 1996) y la reproducción, que al igual que el proceso de reclutamiento, presenta variaciones anuales relacionadas con el potencial reproductivo de los individuos a diferentes edades y tallas, ocasionando fluctuaciones en la progenie y, por lo tanto, en el reclutamiento (Victor, 1986; Morgan, 2003).

Establecer una talla para definir al recluta juvenil y los adultos de una especie es importante para poder conocer su relación y, de no ser así, se puede tener un sesgo considerable en las evaluaciones visuales de peces de arrecife. Por ejemplo, en el caso de los peces gobio (Gobiidae), la talla de reclutamiento puede representar alrededor del 80 % de la talla de madurez sexual y el 50 % de la talla máxima de la especie (Leis, 1991), mientras que en los peces perico (Scaridae) se menciona que la talla de asentamiento varía del 8 % al 20 % de la talla de madurez sexual y del 2 % al 10% de la talla máxima (Bellwood & Choat, 1989). Considerando una precisión de un par de centímetros en la estimación de la talla de los individuos mediante censos visuales (Wantiez & Thollot, 2000; Adams & Ebersole, 2002), se puede tener una sobreestimación de los reclutas

juveniles y adultos de especies de talla pequeña. Por ejemplo, algunos peces gobio, por ser de corta vida (≈ 1 año), pueden lograr la maduración sexual a una talla menor a los 2 cm de longitud total (Privitera, 2002), intervalo de talla en el que se asientan en el arrecife (Lozano & Zapata, 2003; Andrews & Anderson, 2004). En la consideración de especies de mayor talla, quizá se subestiman reclutas o juveniles (La Mesa *et al.*, 2002) al no conocer la talla de primera madurez sexual (Andrade *et al.*, 2003). Por lo tanto, en las evaluaciones visuales se encuentra un sesgo notable en la consideración de lo que se puede evaluar como recluta juvenil de las diversas especies de peces del arrecife y en este sentido la pérdida de precisión al medir la relación de abundancia entre reclutas juveniles y adultos.

En cuanto al aspecto trófico, los trabajos enfocados al efecto de la depredación sobre los juveniles de los peces de arrecife, han demostrado la preferencia de algunos depredadores sobre ciertas especies, regulando e incluso inhibiendo casi por completo su reclutamiento (Almany, 2003). La intensidad de la depredación será modulada por factores tales como la disponibilidad de refugio (sustrato), competencia por espacio; y el grado de desarrollo (crecimiento) de las presas (Beukers & Jones, 1997; Almany, 2004; Almany & Webster, 2004 y 2006).

La aplicación de índices ecológicos basados en el espectro trófico para describir la estructura comunitaria de los peces de arrecife es relativamente reciente. Estos índices dan un nuevo enfoque en la comprensión de la manera en la que funcionan los ecosistemas en tiempo y espacio, determinando preferencias de hábitat entre especies carnívoras, omnívoras y herbívoras, así como cambios del espectro trófico de la comunidad bajo distintas presiones ambientales (Bozec *et al.*, 2005b; Gascuel, 2005; Gascuel *et al.*, 2005; Thébault & Loreau, 2005) y en este sentido quizá, una aproximación de su relación con el proceso de reclutamiento de sus especies.

En este trabajo se aborda la dinámica del reclutamiento juvenil de nueve especies de peces arrecifales (Anexo 1) en la zona de Punta Perico, La Paz, BCS, México. Entendiendo por dinámica del reclutamiento el cambio mensual del número de juveniles que se asientan en el arrecife y su relación con las variables

de temperatura superficial del mar, nivel trófico de la comunidad y la abundancia de adultos de las especies.

ANTECEDENTES

Diversos estudios se han realizado para tratar de entender los cambios en diversidad y abundancia de los peces de arrecife y sus relaciones con diferentes variables denso-dependientes y denso-independientes (Choat & Robertson, 1991; Planes *et al.*, 1993; Holbrook *et al.*, 1997, Wantiez & Thollot, 2000; Ferreira *et al.*, 2001; Vigliola & Harmellin-Vivien, 2001) con el fin de predecir su variabilidad demográfica (Halpern *et al.*, 2005; Sandin & Pacala, 2005).

Para comprender parte de la dinámica de dichas poblaciones, se ha hecho imprescindible la evaluación del reclutamiento de sus larvas y juveniles al arrecife mediante redes de plancton, trampas de luz, sustratos artificiales (Victor, 1991; Wilson, 2001; Anderson *et al.*, 2002; Lozano & Zapata, 2003; Valles *et al.*, 2006) y censos visuales (Robertson, 1988; Planes *et al.*, 1993; Wantiez & Thollot, 2000; Macpherson & Raventos, 2005). El uso de estas metodologías ha evidenciado importantes cambios fisiológicos (Kingsford *et al.*, 2002; Wright *et al.*, 2005), morfológicos (Vigliola & Harmelin-Vivien, 2001; McCormick *et al.*, 2002; Able *et al.*, 2006), y de conducta (Leis & Carson-Ewart, 1999; Bellwood & Fisher, 2001; Trnski, 2002) en peces de arrecife, durante la transición de larva pelágica a juvenil asociado al arrecife (asentamiento-reclutamiento). Las diferencias en talla, espacio y tiempo de asentamiento por especie, durante dicha transición, pueden ser hasta del 50% (Cargnelli & Gross, 1996), lo que hace necesario evaluar las variaciones de la talla de asentamiento y reclutamiento.

Entre los trabajos sobre la relación reclutas-adultos en peces de arrecife, pueden citarse los de Robertson *et al.* (1993), quienes mencionan una fuerte variación mensual de reclutas con respecto al stock reproductivo y por tanto no encuentra una relación entre ambos contingentes de la población. Halpern *et al.* (2005) realizan simulaciones del reclutamiento y el stock reproductivo en función del tamaño del hábitat, encontrando que la disponibilidad de hábitat es el principal factor de regulación en ambos sentidos. Otros autores hacen mención de la

influencia de factores ambientales como la temperatura (Morato *et al.*, 2003) y el efecto de poblaciones “abiertas” con inmigración de reclutas de arrecifes aledaños, o “cerradas” como los arrecifes insulares que dependen de su propio reclutamiento (McIlwain, 2002), como factores que afectan dicha relación.

La depredación sobre los juveniles de los peces de arrecife, también es un factor importante de regulación que puede ser modulada por factores como la disponibilidad de refugio (sustrato), de la competencia y exclusión de las especies de sus refugios; así como el grado de crecimiento y desarrollo de las presas (Almany, 2003; Almany, 2004; Almany & Webster, 2006; Beukers & Jones, 1997).

La estructura comunitaria íctica de los arrecifes del Golfo de California

La fauna íctica arrecifal del Golfo de California está compuesta por aproximadamente 281 especies, dominando aquellas con afinidad biogeográfica a la provincia Panámica ($\approx 64\%$) y en menor proporción, especies con afinidad a la provincia Mexicana (Galván-Magaña *et al.*, 1996 y 2000; Thompson *et al.*, 2000; Thomson & Gilligan, 2002). A partir de referencias previas, recolectas y observaciones *in situ*, de las 281 especies de arrecife conocidas, 66 % han sido registradas dentro de la costa occidental e islas de Baja California Sur (Abítia-Cárdenas *et al.*, 1994; Balart *et al.*, 1995; Galván-Magaña *et al.*, 1996; Pérez-España *et al.*, 1996; Sánchez-Ortiz *et al.*, 1997; Jiménez, 1999; Aburto-Oropeza & Balart, 2001; Arreola-Robles & Elorduy-Garay, 2002; Galván-Piña *et al.*, 2003; Cárdenas-Dávila *et al.*, 2005; Álvarez-Filip *et al.*, 2006).

En el Golfo de California, las fuertes variaciones estacionales del ambiente modifican la estructura comunitaria de peces de arrecife rocoso y de fondos blandos, lo que se ve reflejado en la riqueza, diversidad, biomasa y abundancia de las especies entre las diferentes temporadas del año y entre años. Algunas investigaciones muestran que dichos valores tienden a ser mayores durante la temporada cálida (verano-otoño) y menores durante la fría (invierno-primavera; Gilligan, 1980; Pérez-España *et al.*, 1996; Aburto-Oropeza & Balart, 2001; Arreola-Robles & Elorduy-Garay, 2002; Galván-Piña *et al.*, 2003; Cárdenas-Dávila *et al.*, 2005; González-Acosta *et al.*, 2005). Mientras que Jiménez (1999), en un estudio

anual de la estructura comunitaria de peces de arrecife realizado en Isla Cerralvo y Punta Perico durante 1997-1998, encuentra una mayor riqueza específica y abundancia durante la época fría. Cálapiz (2004) al comparar la estructura de peces de arrecife rocoso durante 1998 a 2002, comenta que puede observarse un incremento de la riqueza y abundancia de las especies de peces ya sea en la época cálida o en la fría; sin embargo, de manera interanual encuentra que la riqueza específica y la abundancia de peces presentaron los mayores valores en aquellos años en los que las anomalías de la temperatura superficial del mar fueron negativas ($-1.7\text{ }^{\circ}\text{C}$) y valores menores cuando las anomalías fueron positivas ($4.7\text{ }^{\circ}\text{C}$ – $6.7\text{ }^{\circ}\text{C}$). Estos cambios de estructura de las comunidades de peces del Golfo de California parecen estar influenciados por el régimen oceánico de temperatura predominante durante la realización de cada estudio (Tabla 1), ya sea frío o cálido según el índice oceánico del Niño y por la afinidad térmica de las diferentes especies (Mora & Ospina, 2002; Pondella *et al.*, 2005).

Las diferencias de los valores de los índices ecológicos, entre los diferentes arrecifes analizados bajo un mismo periodo, se argumenta que son resultado del efecto diferencial de diversos factores bióticos y abióticos como la profundidad de muestreo, el grado de exposición del arrecife al oleaje y corrientes circundantes, la estructura física y composición del sustrato del arrecife, entre otros (Gilligan, 1980; Pérez-España *et al.*, 1996; Aburto-Oropeza & Balart, 2001; Arreola-Robles & Elorduy-Garay, 2002).

Tabla 1. Periodos cálidos (≥ 0.5 ; casilla enmarcada) y fríos (≤ -0.5 ; casilla sombreada) basados en el promedio de 3 meses consecutivos sobre el valor mínimo de ± 0.5 °C del Índice Oceánico del Niño (5°N-5°S, 120°-170°W; Smith *et al.*, 2008); se muestra el autor y periodo de muestreo para algunas de las comunidades ícticas en el Bajo Golfo de California. Las letras corresponden a los meses, por ejemplo DEF corresponde a diciembre, enero y febrero.

Año/Mes	Índice Oceánico de "El Niño"												Autor (periodo de muestreo)
	DEF	EFM	FMA	MAM	AMJ	MJJ	JJA	JAS	ASO	SON	OND	NDE	
1976	-1.6	-1.2	-0.9	-0.6	-0.5	-0.2	0.1	0.3	0.6	0.8	0.8	0.8	Gilligan, 1980 (julio y octubre 1976, abril y junio 1977)
1977	0.6	0.5	0.3	0.2	0.2	0.4	0.4	0.4	0.5	0.7	0.8	0.8	
---													Pérez-España <i>et al.</i> , 1996 (junio 1992 a junio 1993)
1992	1.8	1.7	1.5	1.4	1.2	0.9	0.5	0.2	-0.1	-0.1	0.1	0.3	
1993	0.4	0.4	0.5	0.7	0.7	0.7	0.4	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	Galván-Piña <i>et al.</i> , 2003 (1993)
1994	0.2	0.2	0.2	0.3	0.4	0.4	0.5	0.5	0.7	0.9	1.3	1.3	
1995	1.2	0.9	0.6	0.3	0.2	0.1	-0.1	-0.2	-0.5	-0.6	-0.8	-0.8	Aburto & Balart, 2001 (junio 1994 a mayo 1995)
1996	-0.8	-0.7	-0.5	-0.3	-0.2	-0.2	-0.1	-0.2	-0.1	-0.2	-0.3	-0.4	
1997	-0.4	-0.3	-0.1	0.3	0.8	1.3	1.7	2.0	2.2	2.4	2.5	2.5	Arreola-Robles & Elorduy-Garay, 2002 (febrero, mayo, agosto y noviembre 1995)
1998	2.3	2.0	1.4	1.1	0.4	-0.1	-0.7	-1.0	-1.1	-1.2	-1.4	-1.5	
1999	-1.5	-1.2	-0.9	-0.8	-0.8	-0.8	-0.9	-1.0	-1.0	-1.2	-1.4	-1.7	González-Acosta <i>et al.</i> , 2005 (octubre 1996 a agosto 1997)
2000	-1.7	-1.4	-1.0	-0.8	-0.6	-0.6	-0.4	-0.4	-0.4	-0.5	-0.7	-0.7	
2001	-0.7	-0.5	-0.4	-0.3	-0.1	0.1	0.1	0.0	0.0	-0.1	-0.1	-0.2	Cámpo-Dávila <i>et al.</i> , 2005 (febrero 1997 a febrero 1998)
2002	-0.1	0.1	0.2	0.4	0.7	0.8	0.9	1.0	1.1	1.3	1.5	1.4	
2003	1.2	0.9	0.5	0.1	-0.1	0.1	0.4	0.5	0.6	0.5	0.6	0.4	Jiménez, 1999 (marzo 1998 a febrero 1999)
2004	0.4	0.3	0.2	0.2	0.3	0.5	0.7	0.8	0.9	0.8	0.8	0.8	
2005	0.7	0.5	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4	0.3	0.2	-0.1	-0.4	-0.7	Cálapiz, 2004 (mayo 1998 a agosto 2002)
2006	-0.7	-0.6	-0.4	-0.1	0.1	0.2	0.3	0.5	0.6	0.9	1.1	1.1	
2007	0.8	0.4	0.1	-0.1	-0.1	-0.1	-0.1	-0.4	-0.7	-1.0	-1.1	-1.3	
2008	-1.4	-1.4	-1.4	-0.8	-0.6	-0.4	-0.1	0.0	0.0	0.0	-0.3	-0.6	

De manera general, se puede observar que en los diferentes estudios sobre la estructura comunitaria de peces de arrecife, realizados mediante censos visuales, las especies conspicuas y más importantes según el índice de Valor Biológico (Loya-Salinas & Escofet, 1990) son: *Chromis atrilobata*, *Thalassoma lucasanum*, *Stegastes rectifraenum*, *Paranthias colonus*, *Abudefduf troschelii*, *Holacanthus passer*, *Prionurus punctatus*, *Bodianus diplotaenia*, *Canthigater punctatissima*, *Ophioblennius steindachneri*, *Cirrhitichthys oxycephalus* y *Anisotremus taeniatus* (Pérez-España *et al.*, 1996; Jiménez, 1999; Aburto-Oropeza & Balart, 2001; Arreola-Robles & Elorduy-Garay, 2002; Álvarez-Filip *et al.*, 2006). Cabe mencionar que las dos primeras especies representan alrededor del 30 % al 50 % de la abundancia total y las 10 siguientes especies entre el 40 % al 60 %; y \approx 10 % restante se conforma por otras 60 o 70 especies.

En lo que respecta a las evaluaciones del reclutamiento juvenil de algunas especies de peces, se ha observado que éstos se incorporan al arrecife principalmente durante los meses de verano y otoño; una fuerte variación de su abundancia (Paredes, 2000; Trujillo, 2003; Aburto-Oropeza *et al.*, 2007) y con preferencias de selección de sustrato y profundidad de asentamiento por especie (Aburto-Oropeza & Balart, 2001; Aburto-Oropeza *et al.*, 2007).

Sin embargo, y a pesar de la importancia que tiene el proceso de reclutamiento en la abundancia de las poblaciones, el conocimiento sobre este proceso en las especies de arrecife del Golfo de California, permanece fragmentario (Aburto-Oropeza & Balart, 2001).

Perturbaciones hacia los arrecifes

Los sistemas de arrecifes están sujetos a frecuentes perturbaciones naturales y antropogénicas que impactan áreas con dimensiones que van desde metros a cientos de kilómetros, modificando la apariencia física y la estructura de sus comunidades (Conell, 1997; Lewis, 1998). Diversos estudios muestran una variedad de respuestas de los peces hacia las diferentes perturbaciones, con especies más sensibles que otras o sin efecto aparente (Conell, 1997), por lo que se hace imprescindible la obtención de más información a corto y largo plazo

acerca de la naturaleza de estos efectos, su magnitud y mecanismo de operación en diferentes hábitats (Syms & Jones, 2000).

Impactos naturales en el Golfo de California

Los disturbios naturales son procesos rutinarios a lo largo de la historia evolutiva de los sistemas de arrecife (Lewis, 1998; Nyström *et al.*, 2000). A pesar de los diversos estudios enfocados al análisis del impacto que tienen los diferentes disturbios naturales en las comunidades marinas del Golfo de California, se ha observado que a nivel global el evento “El Niño–Oscilación de Sur” (ENOS) es la fuente más importante de variabilidad climática, cuyo efecto en la distribución y abundancia de comunidades planctónicas es innegable (Lavín *et al.*, 2003; Luch-Cota, 2004). La influencia del evento “El Niño” en la fauna íctica se ha evaluado principalmente a través de la disminución en los rendimientos de la pesquería comercial de pelágicos menores (sardina, anchoveta y macarela; Fiedler, 2002), mientras que en la comunidad de peces de arrecife rocoso se ha asociado a la ampliación en la distribución de algunas especies del “Indo-Pacífico” y Ecuador (Victor *et al.*, 2001; Trujillo *et al.*, 2006), suceso relevante por sus implicaciones en los procesos de dispersión larvaria, especiación y vicarianza (Lessios & Robertson, 2006). Sin embargo, es probable que el blanqueamiento y mortalidad de los corales como consecuencia de este fenómeno pueda alterar la dinámica de las especies de peces (Booth & Beretta, 2002; Reyes-Bonilla *et al.*, 2002), sobre todo de aquellas que presentan mayor relación con los corales, como los peces mariposa (Chaetodontidae) (Bozec *et al.*, 2005a).

Los ciclones tropicales son fenómenos hidrometeorológicos que afectan la península de Baja California de manera anual, produciendo inundaciones extremas y contribuyendo a los procesos de modelación del paisaje y aporte de sedimento a las costas del Golfo de California. La mayor frecuencia de tormentas ocurre en los meses de julio a septiembre y la formación de huracanes es principalmente en septiembre, con registros > 300 mm de lluvia vertida de manera “intensa” (Martínez-Gutiérrez & Mayer, 2004; <http://www.cfe.gob.mx>). A pesar de la importancia de estos eventos, el efecto sobre los peces de arrecife rocoso de ésta

región no ha sido explorado pero, porque al parecer el cambio en la estructura de esta comunidad es momentánea (Trujillo, 2003) no así para la fauna bentónica de invertebrados que resulta ser la más afectada por el aporte de sedimentos abrasivos para la superficie del arrecife (Bythell *et al.*, 2000; Trujillo, 2003; Hernández & Balart, 2008).

La proliferación masiva natural de diferentes grupos de organismos que pueden actuar como depredadores, bio-erosionadores, elementos tóxicos o patógenos son, de igual manera, causa de la modificación de la estructura del arrecife y sus comunidades (Sano, 2000; Linares *et al.*, 2005; Cowen, 2006). El aumento y disminución súbita en abundancia de esas poblaciones y la carencia de estudios continuos a largo plazo dificulta determinar el agente causal o si es un efecto secundario de algún impacto previo (Cowen, 2006). Por ejemplo, las mareas rojas en Baja California Sur han sido adecuadamente analizadas, y en ocasiones producen una gran mortalidad de peces (Gárate-Lizárraga *et al.*, 2001, 2004), pero no se ha evaluado su verdadero impacto en las zonas de arrecife.

Impactos antropogénicos en el Golfo de California

Desde que los sistemas de arrecife han sido impactados por disturbios antropogénicos, se vuelve cada vez más importante el entendimiento de la ecología de estos sistemas para evitar su deterioro (Lewis, 1998).

Los sistemas arrecifales son sitios de refugio, reproducción y alimentación de una gran diversidad de especies (Zander *et al.*, 1999; Quijada & Cáceres, 2000), y muchos de ellos resultan ser de importancia económica para el humano y contribuyen al establecimiento de pesquerías comerciales y actividades turísticas que favorecen el desarrollo costero (CRIP, 1996). A su vez, se ha documentado que estas actividades fomentan la urbanización y pueden ser el origen de importantes daños a los sistemas arrecifales (Nyström *et al.*, 2000; Carr *et al.*, 2002).

En Baja California Sur, los diferentes factores antropogénicos que pueden impactar los sistemas de arrecifes rocosos y otros hábitats son la descarga de aguas residuales de los asentamientos humanos; modificación física de la zona de

costa por diversas construcciones (e.g. muelles, marinas, canales); construcción y operación de fabricas como la planta de fosforita, termoeléctrica y petrolera en el municipio de La Paz y actividades de pesca comercial y turismo (CONANP-SEMARNAT, 2000; López-Sagástegui & Sala, 2005). Sin embargo, la actividad de impacto directo hacia las comunidades de peces de arrecife es la pesca de consumo y ornato, cuyo efecto se magnifica en aquellas especies donde inciden ambas actividades, es decir la extracción de sus juveniles y adultos (Aburto-Oropeza & Sánchez-Ortiz, 2000; Coleman *et al.*, 2000).

JUSTIFICACIÓN

Hasta el momento no se ha encontrado una clara relación entre los diferentes factores que afectan el éxito de reclutamiento de los peces de arrecife (Dixon *et al.*, 1999). Esto hace pensar que todavía son insuficientes los estudios demográficos basados en edad y crecimiento (Choat & Robertson, 1991). Aún en los pocos trabajos recientes (Halpern *et al.*, 2005; Sandin & Pacala, 2005) que tratan de modelar, simular y explicar las fuentes que regulan estas poblaciones, se sigue observando que la falta de información limita los intentos por analizar y comprender dicha variabilidad para el manejo y entendimiento de estas comunidades arrecifales. De igual manera se menciona que, además de la falta de estudios, existen errores como los causados por estudios de corto plazo, de carácter mono-específico y los asociados a las metodologías de muestreo.

En el estado de Baja California Sur, la captura de peces de arrecife constituye una actividad económica importante y en algunas especies como serránidos, lutjánidos, lábridos y acantúridos, puede incidir sobre sus juveniles con fines de ornato y sobre sus adultos para consumo (Piña, 2005). Estimar los parámetros de la dinámica poblacional (e.g. tasas de reclutamiento, crecimiento, mortalidad) y conocer algunos aspectos de la historia de vida (e.g. talla del juvenil, talla de primera madurez, proporción sexual) de las especies arrecifales son útiles para establecer medidas de manejo (Alonzo & Mangel, 2003; Foster & Vincent, 2004; McIlwain *et al.*, 2006; Froese & Binohlan, 2003). Definidos dichos parámetros, es posible normar la explotación pesquera de las poblaciones de

peces de arrecife para ornato, sugiriendo cuotas de captura fundamentadas en aspectos biológicos y no de manera arbitraria como se ha venido haciendo a través de permisos de pesca de fomento otorgados en la región. Además, las variaciones de los eventos de reclutamiento y tasas de recuperación de las poblaciones impactadas puede ser utilizadas como indicadores de los efectos de la pesca o naturales (Alonzo & Mangel, 2003).

Adicionalmente, los estudios de ecología que utilizan datos de censos visuales, sirven para mejorar las estimaciones de abundancia tanto de reclutas como de adultos de las diferentes especies de peces, además las estimaciones de peso-longitud permiten conocer los cambios de su biomasa en el tiempo (Valle *et al.*, 2003). Los estudios sobre reclutamiento de peces de arrecife rocoso realizados en el Golfo de California son escasos y dada la carencia datos biológicos (Paredes, 2000; Trujillo, 2003) la asignación de las tallas de reclutamiento juvenil y de los adultos por especie suelen ser arbitrarias.

OBJETIVO GENERAL

Conocer la dinámica del reclutamiento de algunas especies de peces de arrecife rocoso del suroeste del Golfo de California.

Objetivos particulares

- Describir la relación longitud peso por especie y sexo.
- Evaluar la proporcionalidad del crecimiento somático y del otolito.
- Describir el crecimiento de los peces juveniles ajustando el modelo de crecimiento de Gompertz a los datos edad-talla.
- Estimar las tasas de crecimiento de los juveniles.
- Definir la etapa juvenil y adulta de los peces en función a la madurez gonadal y tasas de crecimiento.
- Caracterizar la comunidad de peces en función de su nivel trófico
- Evaluar la variación del número de reclutas respecto del nivel trófico, diversidad, abundancia adultos y temperatura superficial del mar.

ÁREA DE ESTUDIO

El área de estudio del presente trabajo, es la zona de Punta Perico delimitada al sur por Ensenada de los muertos y al norte por Punta Arena, se localiza en el extremo sur de la península de Baja California (Figura 1).

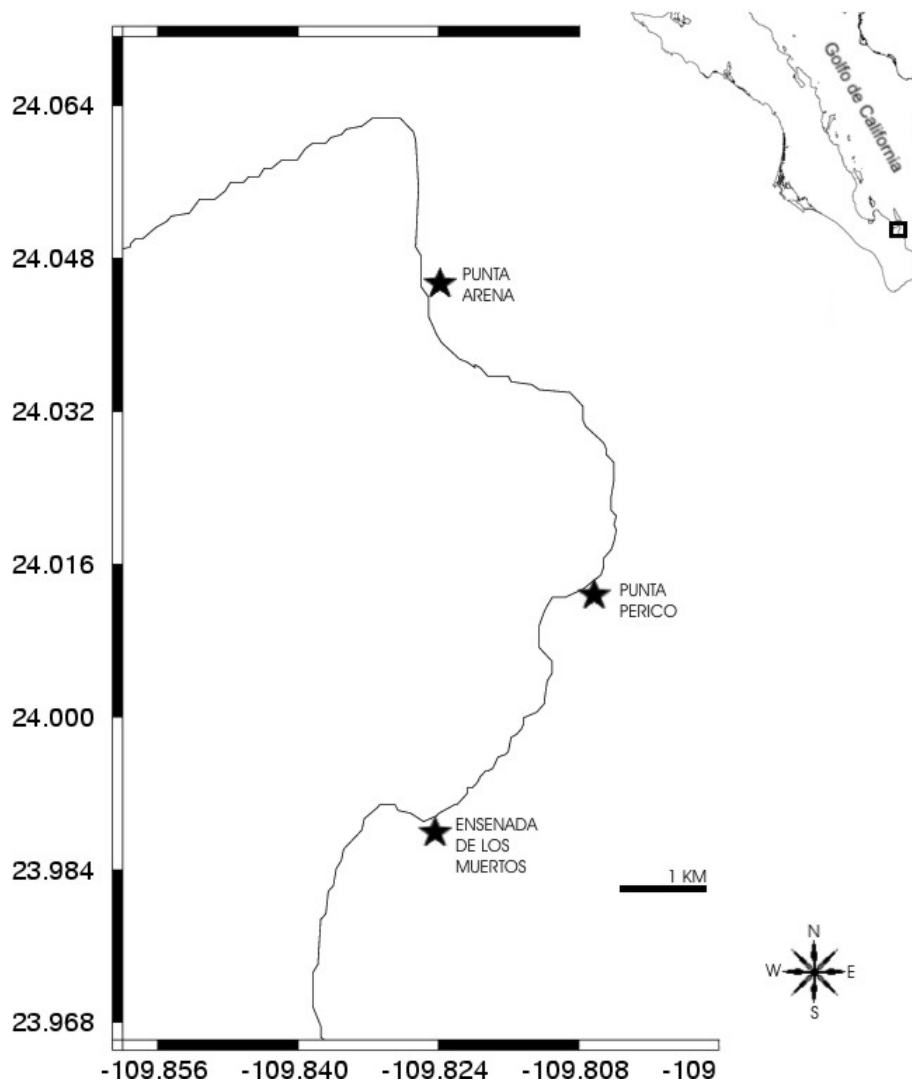


Figura 1.- Área de estudio y localidades que definen la zona de muestreo.

De acuerdo con la descripción geológica de la República Mexicana, la zona de estudio se ubica en la sub-provincia Región del Cabo que comprende desde el municipio de La Paz hasta Cabo San Lucas (Minch & Leslie, 1991). Desde el

punto de vista de la biogeografía marina, la zona se sitúa en la Provincia Mexicana perteneciente a la región del Pacífico Oriental (Briggs, 1974).

La zona sur o bajo Golfo de California, tiene un clima desértico y árido, con una temperatura media anual de 23.3 °C y una precipitación promedio anual estimada entre los 180 mm y 200 mm (Mateo-Cid *et al.*, 2000; Bourillón *et al.*, 1991). El régimen de vientos, de invierno y primavera con dirección sureste y los de verano con dirección noroeste, generan surgencias en la costa oeste y este de manera respectiva en el Golfo de California, pero de menor intensidad durante el verano (Bourillón *et al.*, 1991; Lavín *et al.*, 2003; Lluch-Cota, 2004). La concentración promedio de clorofila varía de 0.15 mg/m³ en marzo, a 0.3-0.4 mg/m³ en noviembre (Santamaría-del-Ángel *et al.*, 1994; CONANP-SEMARNAT, 2000). La parte sur del área de estudio se encuentra influenciada directamente por los vientos de verano, mientras que la parte norte por los vientos de invierno.

El área sur del Golfo de California, presenta un régimen promedio de marea con amplitud de entre 0.5 m y 1 m y mareas vivas de hasta 1.5 m siendo en diciembre y enero las de mayor amplitud. Las mareas son de régimen mixto semi-diurno es decir, dos mareas en un día, una de ellas de mayor amplitud que la otra (CONANP-SEMARNAT, 2000). La *TSM* mínima es alrededor de los 18 °C durante enero y máxima de 30 °C entre agosto y septiembre. La salinidad es poco variable (34.6 UPS a 35 UPS) con aguas oligotróficas durante el invierno a mesotróficas en el resto del año (CONANP-SEMARNAT, 2000; Halfar *et al.*, 2004).

El arrecife rocoso en la zona de estudio presenta las características generales descritas para aquellos de la porción suroccidental del Golfo de California, con una zona intermareal y submareal que presenta áreas de arena gruesa a fina y costas rocosas formadas por elementos metamórficos, coquinas y cantos rodados de granito. La morfología y tamaño del arrecife es variable, formando de pequeños promontorios a grandes barras y canales alternados con parches de arena y terrazas rocosas (Bourillón *et al.*, 1991; Carreño & Helenes, 2002). En estos arrecifes existe un limitado desarrollo de biota productora de carbonatos (corales hermatípicos, moluscos y algas calcáreas), cuya baja

diversidad y abundancia está relacionada con los gradientes de temperatura y nutrientes de la zona (Gilligan, 1980; Halfar *et al.*, 2004). Otros organismos bentónicos presentes son una variedad de esponjas, ascidias, cnidarios, equinodermos, crustáceos, etcétera, pero definitivamente la fauna más conspicua y móvil está conformada por los peces (Thomson *et al.*, 2000). A pesar de la estrecha línea de costa rocosa entre La Paz hasta Cabo San Lucas, la porción suroccidental del Golfo de California alberga la mayor riqueza de peces de arrecife en el mar de Cortés (Thomson *et al.*, 2000; Sala *et al.*, 2002), estimada en 186 especies.

MATERIAL Y MÉTODOS

Censos y captura de los organismos

Para conocer algunos parámetros poblacionales de los peces del arrecife en Punta Perico, de octubre de 1999 a agosto de 2005, se muestreó la comunidad de peces sobre una base mensual. De octubre de 1999 a enero de 2002 se realizaron registros de la diversidad de la comunidad de peces y talla relativa de nueve especies (*Abudefduf troschelii*, *Arothron meleagris*, *Cirrhitus rivulatus*, *Holacanthus passer*, *Johnrandallia nigrirostris*, *Microspathodon dorsalis*, *Prionurus punctatus*, *Stegastes rectifraenum* y *Thalassoma lucasanum*) a través de censos visuales. De mayo de 2003 a agosto de 2005, los datos de abundancia a la talla de las especies seleccionadas se complementaron con la recolecta de organismos para el análisis del crecimiento y dinámica del reclutamiento.

Previo a la realización de los censos visuales, dos buzos con experiencia en la identificación de las especies se entrenaron en el arrecife para estimar la longitud de los peces de manera visual, utilizando modelos de peces construidos de papel foamy de colores diversos y suspendidos a lo largo de un transecto de 50 x 5 m de largo y ancho respectivamente.

Colocados los modelos, los buzos registraban su longitud estando al menos a 2 m de distancia, usando una referencia métrica en forma "T" de PVC (1.27 cm de diámetro) para estimar la talla (± 1 cm) de las figuras de peces (Figura 2). Posteriormente se compararon las diferencias entre las longitudes reales y observadas por buzo mediante una prueba *t-student* (Zar, 1974), el entrenamiento se realizó hasta obtener un precisión del 95% de la longitud asignada (Ginsburg, 2002).

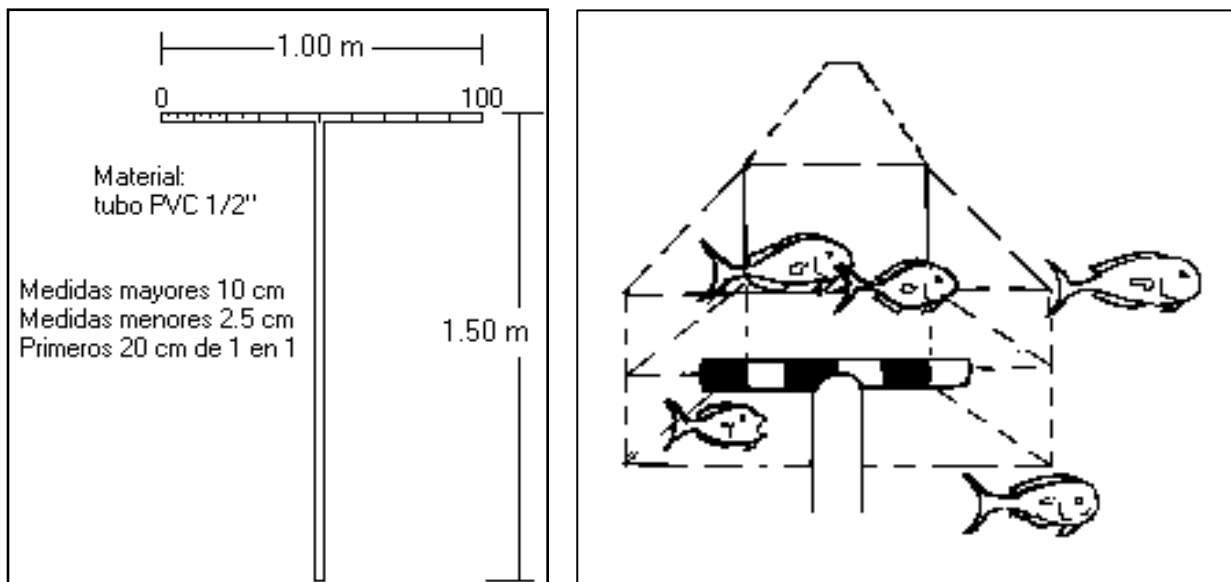


Figura 2.- Estructura de tubo de PVC con regla de medición para aproximar las medidas de los peces bajo el agua. (Tomado de Ginsburg, 2002).

El método de censos visuales submarinos (English *et al.*, 1997), es ampliamente utilizado para la caracterización de poblaciones de peces de arrecife (Sale, 1997; Ferreira *et al.*, 2001; Gust *et al.*, 2001). Los censos, con periodicidad mensual, se realizaron mediante equipo de buceo autónomo "SCUBA", entre las 10:00 h y 14:00 h con la finalidad de tener una buena iluminación y evitar interferencias con peces de hábitos nocturnos (Hobson, 1965; Azurro *et al.*, 2007).

Los censos consistieron en recorridos lineales paralelos a la costa de 50 m de longitud por 5 m de ancho ($A = 250 \text{ m}^2$) y a una profundidad entre los 3 m y los

7 m. El largo del transecto fue determinado con una cinta métrica, mientras que el ancho del mismo fue estimado visualmente (Figura 3). El largo del transecto se definió de manera previa de acuerdo a los resultados de diversidad de Jiménez (1999) para la zona de estudio. La ubicación de los transectos fue al azar en sitios donde se presentara fondo rocoso.

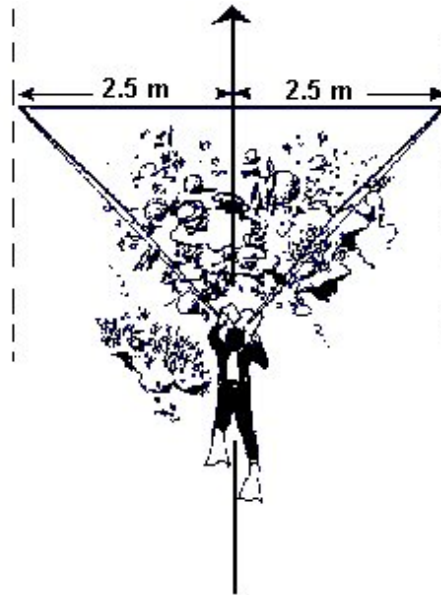


Figura 3.- Método de censo visual tomado y modificado de English *et al.* (1997).

El recorrido en cada transecto se realizó manteniendo un aleteo constante y anotando en hojas de plástico el número de organismos por especie. La talla (longitud total) se estimó en una muestra representativa (10%) cuando los peces estaban en cardumen y se asignaba al total de individuos, cuando constituían 5 o menos individuos la talla se estimaba a cada uno. Se deben asumir algunas limitaciones en este tipo de metodología, como la subestimación o sobreestimación de abundancia y longitud de los individuos (ver: Sale, 1997).

A la par de los censos visuales, se registró la temperatura superficial de mar (TSM) con un termómetro de mercurio (± 1 °C) para conocer las variaciones a lo largo del año y su posible relación con la estructura comunitaria y el proceso de reclutamiento.

De mayo de 2003 a agosto de 2005, los datos de talla relativa en ocho de las nueve especies censadas se complementaron con la recolecta mensual de

aproximadamente 10 organismos de cada una. En el caso de *H. passer* no se recolectaron ejemplares al carecer de un permiso oficial de pesca, ya que la norma oficial mexicana (NOM-059-ECOL-2001) la considera como sujeta a protección especial. Las recolectas se realizaron entre las 10:00 h y 14:00 h y desde la superficie hasta los 7 m de profundidad. Se utilizó buceo autónomo y buceo libre para la búsqueda de los organismos, y para su captura se utilizaron arpón tipo hawaiana, trampas y redes de mano. Los organismos fueron preservados en hielo y transportados al laboratorio para anotar sus medidas corporales, extraer las gónadas y los otolitos sagita.

Las nueve especies se seleccionaron considerando diversos criterios de su biología, ecología y de abundancia en el arrecife. En este sentido, por el tipo de alimentación, las especies representan alguna categoría trófica como herbívoro (*Prionurus punctatus*, *Abudefduf troschelii* y *Microspathodon dorsalis*), omnívoro (*Johnrandallia nigrirostris*, *Arothron meleagris* y *Holacanthus passer*) y carnívoro (*Cirrhitus rivulatus*, *Stegastes rectifraenum* y *Thalassoma lucasanum*). Desde el punto de vista reproductivo representan especies de fertilización externa con desove pelágico sin cuidado parental (*P. punctatus*, *J. nigrirostris*, *C. rivulatus*, *T. lucasanum* y *H. passer*) y desove bentónico con cuidado parental (*A. troschelii*, *M. dorsalis* y *S. rectifraenum*) (Robertson & Allen, 2006). Por último por su abundancia representan especies dominantes con una abundancia relativa ≥ 1 % y una frecuencia de ocurrencia > 80 % (*A. troschelii*, *P. punctatus*, *S. rectifraenum* y *T. lucasanum*), especies frecuentes con abundancias entre el 0.1 y < 1 % y frecuencia de ocurrencia del 30 al < 80 % (*J. nigrirostris*, *M. dorsalis* y *H. passer*), especies comunes entre 0.01 y < 0.1 % y frecuencia de ocurrencia entre 10 y < 30 % (*A. meleagris*), y especies raras, cuya abundancia es inferior al 0.01 % y una frecuencia de ocurrencia < 10 % (*C. rivulatus*) (Pérez-España *et al.*, 1996; Aburto-Oropeza & Balart, 2001) (ANEXO 1).

Actividades en laboratorio

Datos biológicos

De cada organismo recolectado durante el periodo de 2003 a 2005, se registró el peso total (PT) y el peso eviscerado (PE), expresado en gramos. En los individuos más pequeños (< 100 mm) se utilizó una balanza analítica con una precisión de 0.001 g y en los individuos de mayor talla, una balanza con precisión de 0.1 g. Se midió la longitud total (LT) y la longitud estándar (LE) al milímetro más cercano. Las gónadas de los organismos fueron extraídas y fijadas en formol al 10 % para determinar el sexo y el grado de desarrollo gonádico mediante su análisis histológico de cada especie (ver: Hernández-Olalde, 2008). Al determinar el sexo y separar juveniles y adultos, se estimó el intervalo de longitud y peso para cada etapa del desarrollo y sus diferencias se evaluaron mediante un análisis de varianza.

Adicionalmente se obtuvo información de la relación peso-longitud de las especies capturadas para contribuir al conocimiento y mejoramiento de las estimaciones de abundancia, talla y peso estimados mediante censos visuales submarinos (Valle *et al.*, 2003). Para establecer la relación entre la longitud y el peso se utilizó una ecuación potencial:

$$PT = a * LT^b$$

donde PT es el peso total del individuo; LT es la longitud total de los organismos en mm; *a* es el coeficiente relacionado a la condición del pez y *b* es el exponente que indica el tipo de crecimiento (e.g. *b*=3 indica un crecimiento isométrico). Los coeficientes *a* y *b* de la ecuación fueron estimados a través de mínimos cuadrados utilizando el programa de cómputo Microsoft Excel ©. Para evaluar las diferencias en la relación LT-PT entre sexos, se utilizó un análisis de covarianza, para lo cual se obtuvo el logaritmo de las variables (Quiñónez-Velázquez *et al.*, 2000; Meekan *et al.*, 2001).

Para determinar el tipo de crecimiento somático de las especies se comparó el valor de b respecto de 3 (*i.e.* 3 representa un crecimiento isométrico), mediante una prueba *t-student* (Zar, 1974):

$$t = \frac{(b-C)}{Se}$$

donde b es el coeficiente de alometría, C es la parámetro de isometría (valor de 3) y Se es el error estándar de b .

Determinación de edad y crecimiento de los juveniles

Extracción de los otolitos

La extracción de los otolitos sagitas se realizó de manera inmediata al llegar al laboratorio. Cuando esto no fue posible, los peces se congelaron y posteriormente fueron extraídos. Para la extracción se hizo una incisión en la parte ventral del aparato vestibular. En los ejemplares más pequeños (<5 cm de LT) se usó una lupa estereoscópica (Secor *et al.*, 1991) y en los más grandes (> 5 cm de LT), se realizó a simple vista. Los otolitos extraídos se colocaron en una solución jabonosa libre de fosfatos por un periodo de 12 h a 24 h, para facilitar la remoción de las membranas óticas y otros restos de tejido, y se enjuagaron en agua corriente. Una vez limpios, se conservaron en seco y se almacenaron en cápsulas de celulosa referidos con una clave correspondiente a los datos biológicos generales de cada organismo.

Relación entre el tamaño del otolito y el pez

Para determinar la relación entre el tamaño del otolito y la talla del pez, la imagen de cada otolito se digitalizó mediante una cámara de alta resolución acoplada a un estereoscopio y conectada a una computadora. Sobre la imagen y utilizando el programa SigmaScan Pro v5.0 se midió el diámetro máximo (DM, del rostrum al postrostrum), el radio (RO, del centro del núcleo al postrostrum) y el ancho de otolito (A, distancia entre la parte dorsal y ventral pasando por el núcleo y perpendicular a DM) como se muestra en la Figura 4. Las medidas se tomaron sin cambiar la inclinación de los ejes y evitando incluir las ornamentaciones del borde que pueden quebrarse durante su manipulación. Para descartar posibles

diferencias entre los otolitos izquierdo y derecho, sus medidas se compararon mediante una prueba Chi-cuadrada.

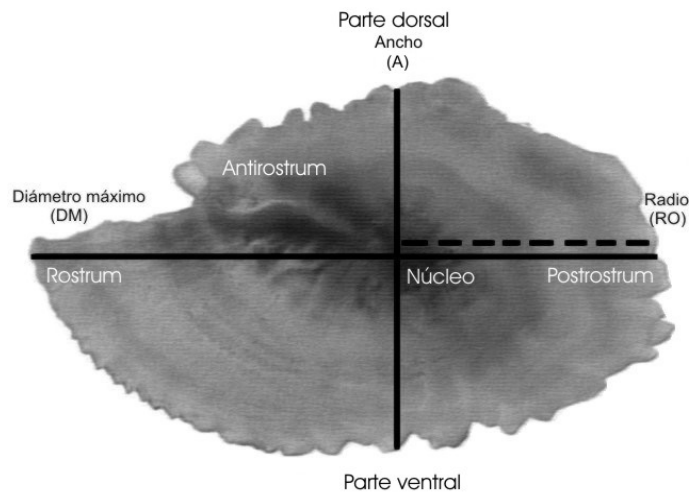


Figura 4.- Medidas tomadas de cada otolito sagita para conocer su proporcionalidad con la longitud del organismo correspondiente.

Para evaluar si el otolito era una estructura adecuada para describir el crecimiento somático, se evaluó la proporcionalidad entre la longitud del organismo (LT y LE) y el tamaño del otolito (RO , DM , A) a través de una regresión lineal:

$$L_i = a + b * O_i$$

donde L_i es la longitud del organismo i ; O_i es el tamaño del otolito del organismo i , a es el intercepto al origen y b la pendiente de la línea de regresión.

Conteo de los anillos diarios de crecimiento

Para la determinación de la edad de los juveniles se seleccionaron cuatro (*A. troschelii*; *C. rivulatus*, *J. nigrirostris* y *P.punctatus*) de las nueve especies. La selección se hizo de acuerdo a los criterios antes señalados.

Para la lectura de los anillos de crecimiento de los peces juveniles, uno de los otolitos fue montado por la parte del *sulcus* sobre un portaobjetos con pegamento instantáneo de cianoacrilato. Posteriormente, se desgastaron con

papel lija de diferente grosor (30, 12, 5 μm), observando de manera periódica bajo el microscopio hasta distinguir los anillos de crecimiento, momento a partir del cual solamente se continuaba con un pulido breve (lija de 3 μm).

Los anillos de crecimiento en los otolitos se contaron utilizando un microscopio compuesto con luz transmitida a un aumento de 200X, la microestructura mostró zonas opacas e hialinas. Una marca de crecimiento completa fue definida por el conjunto de una zona opaca y una hialina (Panella, 1980). Si bien no se confirmó la periodicidad de formación de los anillos de crecimiento, en el presente estudio se asumió que éstos tienen una periodicidad diaria como se ha comprobado en muchas especies (ver: Shafer, 2000).

El conteo de los anillos de crecimiento se realizó por dos lectores de manera independiente. Para comparar la precisión de las lecturas, se calculó el porcentaje medio individual de error (*IAPE* por sus siglas en Inglés) (Beamish & Fournier, 1981) mediante la siguiente fórmula:

$$I A P E = \frac{100}{N} \sum_{j=1}^N \left[\frac{1}{R} \sum_{i=1}^R \frac{|X_{ij} - X_j|}{X_j} \right]$$

Donde N es el número de peces cuya edad ha sido establecida, R es el número de lecturas por pez, X_{ij} es la determinación de la edad i del pez j , y X_j es la edad media calculada para el pez j .

Valores bajos de *IAPE* ($\leq 5\%$) indican una buena precisión en la determinación de edad (Morison *et al.*, 1998).

Crecimiento individual

Para describir el patrón de crecimiento de los juveniles de *A. troschellii*; *C. rivulatus*, *J. nigrirostris* y *P. punctatus*, los datos de longitud a la edad se ajustaron minimizando las diferencias cuadráticas a la ecuación de crecimiento propuesta por *Gompertz* de acuerdo con Ricker (1979):

$$L T = L_0 \exp(k^* (1 - e^{-at}))$$

donde L_0 corresponde a la longitud a $t=0$; k es un parámetro adimensional, donde $ka=A_0$; A_0 es la tasa específica de crecimiento a $t=0$, entonces $A_t=A_0e^{-at}$; L_T es la longitud a la edad t ; a es la tasa específica de crecimiento cuando $t=t_0$; y t_0 es el tiempo donde la tasa de crecimiento comienza a decrecer, es decir, el punto de inflexión de la curva.

La tasa de crecimiento se obtuvo con las longitudes estimadas a intervalos de 5 días, calculando la longitud hasta una edad de 200 días para conocer los cambios en la tasa de crecimiento antes y después del asentamiento (punto de inflexión de la curva) (Wilson & McCormick, 1999) de los juveniles al arrecife.

Determinación de la talla de juvenil y adulto

Los cambios en abundancia de las nueve especies seleccionadas en la zona de estudio fueron descritos por Trujillo (2003). Sin embargo, la asignación de las tallas de los juveniles y de los adultos se hizo sin tener conocimiento de la talla mínima de madurez sexual y de las tasas de crecimiento. Los datos de abundancia-talla de Trujillo (2003) se reestructuraron con información sobre el desarrollo de la gónada y edad-talla.

Los datos de abundancia reestructurados por especie fueron transformados ($\log(n+1)$) para estabilizar la varianza (MacKenzie *et al.*, 2003) y se estimó:

1) Variación mensual de la abundancia entre Trujillo (2003) y el presente estudio, de acuerdo a la ecuación:

$$D_{xnf} = \left| \frac{N_{xn1} - N_{xn2}}{(N_{xn1} + N_{xn2})/2} \right|$$

donde: N_{xn1} = número de reclutas estimado (n) para la especie (x) en Trujillo (2003), N_{xn2} = número de reclutas estimado (n) para la especie (x) en el presente estudio, D_{xnf} = el error estimado para la especie (x) por mes.

2) La relación adulto-juvenil por especie, considerando la variabilidad mensual de su abundancia.

Cálculo del nivel trófico promedio de la comunidad

El nivel trófico de la comunidad de peces del arrecife de Punta Perico se analizó utilizando los datos de abundancia por especie obtenidos durante 1999 a 2002. El nivel trófico promedio de la comunidad (NTPC) se estimó por especie, y mes, y para reducir el efecto de la diferencia del número de transectos por mes, el NTPC mensual se ponderó multiplicándolo por el número total de transectos. El NTPC se calculó mediante la siguiente fórmula:

$$NTPC = \sum_{i=1}^n \left[\frac{Nt_i \cdot C_i}{\sum_{i=1}^N C_i} \right]$$

donde: Nt_i es el nivel trófico de la especie i , valor obtenido de la base de datos de *FishBase* (Froese & Pauly, 2008), el cual considera la composición de la dieta del depredador y el promedio del nivel trófico de sus presas de acuerdo a Bozec *et al.* (2005b). Bajo este concepto, los herbívoros corresponden a un NT de 2.0 a 2.19, los omnívoros de 2.2 a 2.79 y para los carnívoros mayor a 2.8. C_i es el promedio de organismos por censo de la especie i .

Dinámica mensual del reclutamiento

Para conocer la relación entre el NTPC, la diversidad de la comunidad (H'), la TSM, la abundancia de adultos y la abundancia de juveniles de las especies en función de su variación mensual durante el periodo 1999-2001, se utilizó un Análisis Factorial (StatSoft, 2004).

La diversidad de la comunidad (Shannon-Wiener, H') se estimó a partir de la ecuación:

$$H' = \sum p_i \log_{10} p_i$$

donde: H' = índice de diversidad; p_i = es la proporción de individuos de la especie i en la muestra.

Con fundamento en los resultados del Análisis Factorial, la variación del reclutamiento de *C. rivulatus*, *J. nigrirostris*, *P. punctatus* y *A. troschellii* (especies a las que se les estimó la tasa de crecimiento), se analizó utilizando un modelo de regresión múltiple factorial (StatSoft, 2004). Para este análisis, se estimó la talla de

asentamiento (reclutamiento) de los juveniles en función a su tasa de crecimiento diaria. La estimación de la talla de asentamiento se realizó de la siguiente manera: en un mes particular, los juveniles se agruparon en intervalos de 2 cm de LT, la talla promedio por intervalo se redujo en función a la tasa diaria de crecimiento, hasta alcanzar la talla de asentamiento, este numero de días se restó a la fecha de captura para estimar la fecha de asentamiento al arrecife.

RESULTADOS

Análisis de los datos de capturas

En los 31 muestreos durante mayo 2003 a octubre 2005, un total de 1,885 organismos fueron recolectados en el arrecife Punta Perico. A partir del análisis histológico de sus gónadas, se tuvo que en siete de las especies se capturaron organismos adultos y juveniles y en el caso de *A. meleagris* solamente se capturaron adultos (Tabla 2). Para *M. dorsalis*, *S. rectifraenum* y *T. lucasanum*, se recolectaron organismos con longitud superior a la máxima reportada en literatura, en el resto de las especies esta fue inferior (la distribución de frecuencias de longitud por año se presentan en el anexo 2).

Tabla 2. Intervalo de longitud y peso de los organismos capturados (n) por especie.

Familia/especie	n	LT (mm)	LE (mm)	PT (g)	PE (g)	LT max. Literatura
Acanthuridae						
<i>P. punctatus</i>	151	30-467	24-390	0.57-2177	0.57-1562	600 ^{1,2}
Chaetodontidae						
<i>J. nigrirostris</i>	151	50-160	48-139	4.0-150	4.0-132.5	200 ^{1,2}
Cirrhitidae						
<i>C. rivulatus</i>	139	29-440	24-390	0.20-2064	0.2-1950.5	600 ^{1,2}
Labridae						
<i>T. lucasanum</i>	449	13-198	10-149	0.01-152	0.01-141	150 ^{1,2}
Pomacentridae						
<i>A. troschelii</i>	192	19-211	15-192	0.13-216.5	0.07-202.5	230 ¹
<i>M. dorsalis</i>	224	25-371	19-323	0.4-688	0.33-615	310 ^{1,2}
<i>S. rectifraenum</i>	355	26-160	20-117	0.34-85.7	0.30-74.9	130 ¹
Tetraodontidae						
<i>A. meleagris</i>	224	107-340	9.0-31	43-1173.5	31-886	400 ¹

1. Robertson & Allen (2006); 2. Froese & Pauly (2008). Longitud total (LT) y estándar (LE). Peso total (PT) y eviscerado (PE).

Relaciones peso-longitud

El coeficiente de determinación de la relación peso-longitud para el total de individuos, y por sexo por especie, fue significativo ($p < 0.05$), excepto para *A. meleagris* (Tabla 3). Las relaciones mostraron un crecimiento alométrico ($b \neq 3$) excepto para el total de organismos de *J. nigrirostris* y *P. punctatus* y para machos de *S. rectifraenum* que fue isométrico ($b = 3$). Mediante el análisis de covarianza no se detectaron diferencias entre la relación peso-longitud por sexo por especies (ANCOVA, $p > 0.05$) por lo que sólo se presentan los gráficos de esta relación para el total de individuos capturados por especie (Figura 5).

Tabla 3. Relaciones peso-longitud de los peces recolectados para las especies de peces de arrecife analizadas.

Especie		<i>n</i>	LT min.	LT max.	<i>a</i>	<i>b</i>	<i>R</i> ²
<i>A. meleagris</i>	Total	224	107	340	0.21	2.42*	0.78
	Machos	103	107	315	0.12	2.61*	0.76
	Hembras	85	150	340	1.13	1.91*	0.64
<i>A. troschellii</i>	Total	192	19	211	0.01	3.12*	0.99
	Machos	84	110	211	0.03	2.83*	0.91
	Hembras	26	112	206	0.04	2.77*	0.95
<i>C. rivulatus</i>	Total	139	29	440	0.01	3.30*	0.98
	Machos	8	200	440	0.35	2.25*	0.87
	Hembras	112	125	325	0.01	3.22*	0.96
<i>J. nigrirostris</i>	Total	151	50	160	0.03	2.98	0.96
	Machos	62	94	152	0.05	2.81*	0.88
	Hembras	65	92	160	0.02	3.12*	0.91
<i>M. dorsalis</i>	Total	224	25	371	0.04	2.79*	0.98
	Machos	77	115	371	0.06	2.65*	0.95
	Hembras	97	109	350	0.07	2.60*	0.96
<i>P. punctatus</i>	Total	151	30	467	0.02	3.04	0.99
	Machos	31	185	440	0.13	2.47*	0.93
	Hembras	23	132	455	0.06	2.71*	0.96
<i>S. rectifraenum</i>	Total	355	26	160	0.01	3.19*	0.97
	Machos	101	76	160	0.02	3.05	0.89
	Hembras	143	52	145	0.01	3.23*	0.94
<i>T. lucasanum</i>	Total	449	13	198	0.007	3.22*	0.98
	Machos	137	46	198	0.005	3.39*	0.97
	Hembras	234	30	169	0.009	3.10*	0.98

n: número de individuos, LT: longitud total, *a*: intercepto en el eje Y, *b*: exponente (coeficiente de alometría). * significativamente diferente de 3 ($p < 0.05$). *R*²: coeficiente de determinación.

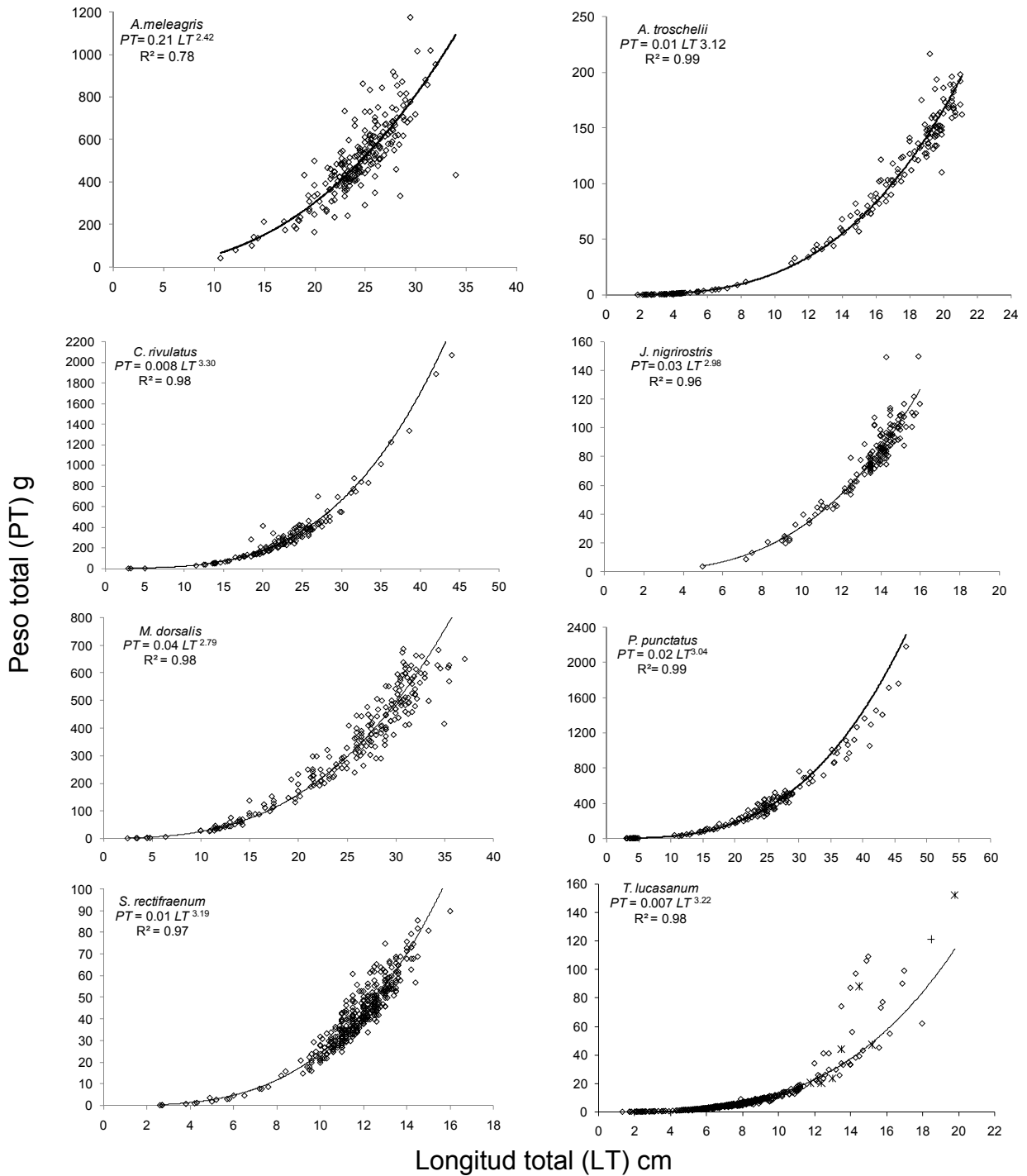


Figura 5.- Relación peso-longitud de las especies recolectadas en el arrecife de Punta Perico durante el periodo 2003-2005. Se muestra el valor de los parámetros de la ecuación y el coeficiente de determinación (R^2). Machos dominantes con dicromatismo sexual confirmados por histología (*) y sin confirmación (+) para *T. lucasanum*.

Patrón y tasas de crecimiento





La tasa de crecimiento de los juveniles antes y después de su periodo de asentamiento al arrecife, se estimó para las especies a las que se les calculó la edad (*A. troschellii*, *C. rivulatus*, *J. nigrirostris* y *P. punctatus*).

Primeramente se comparó el tamaño de ambos otolitos por especie, ya que no fue posible utilizar el mismo otolito para las lecturas de las marcas de crecimiento (*i.e.* derecho o izquierdo). Con la prueba Chi-cuadrada no se identificaron diferencias significativas entre el tamaño de los otolitos sagita.

La proporcionalidad del crecimiento entre el otolito y el organismo (adultos y juveniles combinados) fue significativa ($p < 0.05$; Tabla 4). En general se observó un mejor ajuste utilizando el RO y la LT y el coeficiente de determinación varió entre 76% y 96% por especie (Figura 6). La explicación de la variación del crecimiento somático respecto al del otolito para *A. troschellii* fue de 90%, para *C. rivulatus*; de 85%, para *J. nigrirostris* de 76%, y para *P. punctatus* de 96%. De esta manera se validó el otolito como una estructura adecuada para describir el crecimiento somático de estas cuatro especies de arrecife rocoso en el suroeste del Golfo de California.

El porcentaje de error en el conteo de anillos de crecimiento (edad) por lector para los juveniles de cada una de las especies no fue significativo ($IAP E < 5\%$). El número de otolitos leídos por especie sobre el cual se estimó la edad, varió de 8 a 25 (Tabla 5), lo cual refleja el reducido número de juveniles recolectados, y por la destrucción de algunos otolitos durante su procesamiento, 4 para *A. troschellii*, 3 para *C. rivulatus* y 2 para *P. punctatus* y *J. nigrirostris*. La edad promedio estimada varió de los 24 días en *A. troschellii* hasta los 208 días en *P. punctatus*. Para ajustar el modelo de crecimiento de *Gompertz* se utilizó la *LT* a la eclosión (L_0) de referencias bibliográficas. En todos los casos el ajuste del modelo de crecimiento de *Gompertz* (Figura 7) fue significativo ($R^2 > 0.95$).

Tabla 4. Relaciones entre las dimensiones del otolito (Diámetro máximo: DM; Ancho: A; y Radio: RO) y la longitud total (LT) y estándar (LE) de las especies de arrecife analizadas. Todas las relaciones fueron significativas a $p < 0.05$.

Espece	Relación	n	R ²
 <i>A. troschellii</i>	DM-LT	79	0.88
	A-LT	80	0.90
	RO-LT	79	0.90
	DM-LE	79	0.88
	A-LE	80	0.90
	RO-LE	79	0.90
 <i>C. rivulatus</i>	DM-LT	102	0.83
	A-LT	103	0.74
	RO-LT	99	0.85
	DM-LE	102	0.83
	A-LE	103	0.74
	RO-LE	99	0.85
 <i>J. nigrirostris</i>	DM-LT	133	0.81
	A-LT	135	0.81
	RO-LT	135	0.76
	DM-LE	134	0.77
	A-LE	136	0.77
	RO-LE	136	0.76
 <i>P. punctatus</i>	DM-LT	127	0.96
	A-LT	131	0.96
	RO-LT	131	0.96
	DM-LE	127	0.94
	A-LE	131	0.96
	RO-LE	131	0.96

Número de individuos (n), coeficiente de determinación (R²).

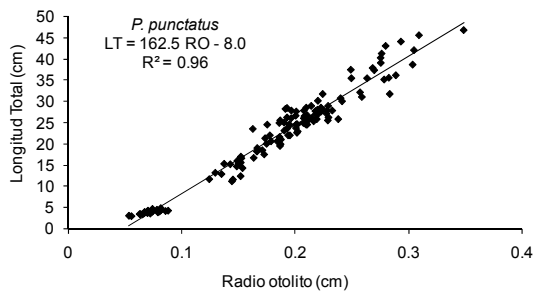
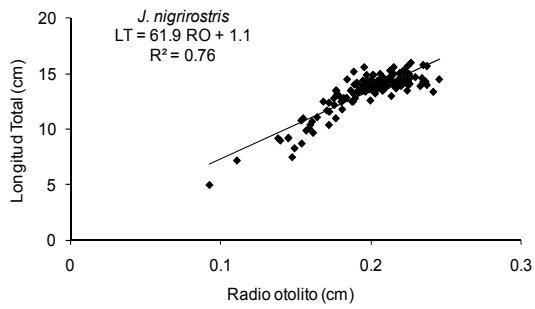
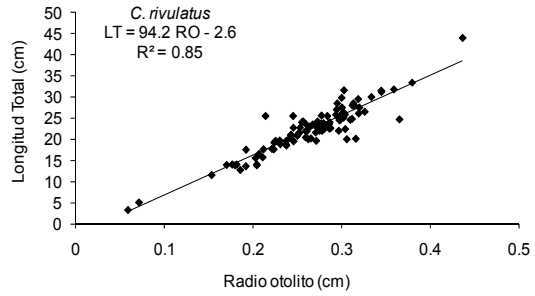
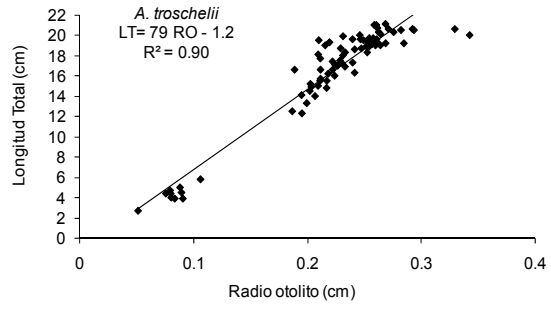


Figura 6.- Imagen del otolito sagita de *A. troschellii*, *C. rivulatus*, *J. nigrirostris* y *P. punctatus* y regresión lineal entre la longitud total y el radio del otolito.

Tabla 5. Datos de longitud total (LT), LT a la eclosión (L_0) y edad estimada empleados para calcular el modelo de crecimiento de los juveniles de las especies de arrecife.

Especie	n	Intervalo LT (mm)	Intervalo edad (días)	L_0 (mm)	R^2 del Modelo de crecimiento
<i>A. troschelii</i>	14	22-44	24-82	2.2 ¹	0.96
<i>C. rivulatus</i>	14	29-155	33-52	1.4 ²	0.99
<i>J. nigrirostris</i>	8	50-99	71-188	1.9 ³	0.97
<i>P. punctatus</i>	25	30-152	30-208	1.7 ⁴	0.96

Otolitos leídos (n); ¹ y ² (Moser, 1996), ³ *Chaetodon humeralis* (Moser, 1996) y ⁴ *Acanthurus nigrofuscus* (Fisher, 2005); Coeficiente de determinación (R^2)

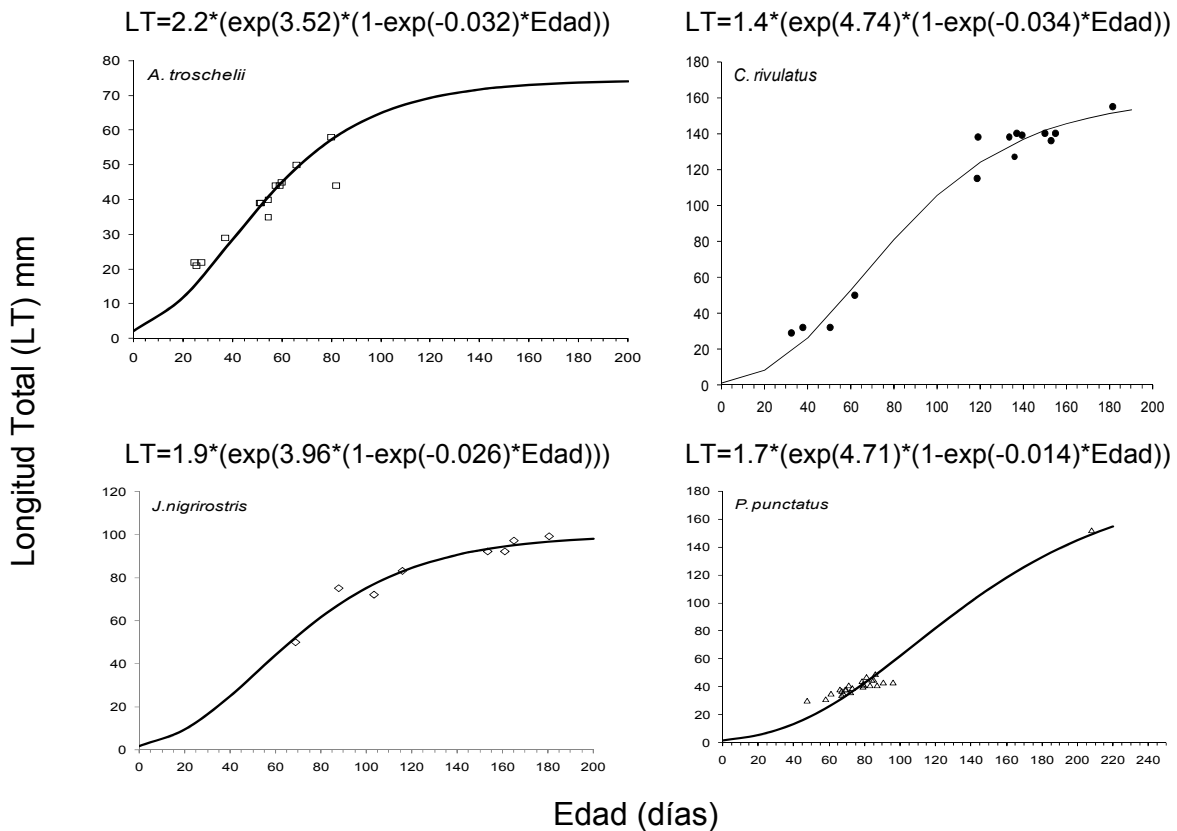


Figura 7.- Curva de crecimiento de Gompertz ajustada a los datos de edad y longitud de los juveniles para cada especie. La ecuación se presenta en cada caso.

La estimación de la tasa de crecimiento promedio para *A. troschelii* durante su periodo larval pelágico, estimado en 18 días (Victor & Wellington, 2000), fue de 0.48 mm/d, durante el cual alcanzan una longitud promedio de $LT=8.64$ mm. A partir de su asentamiento (19 días de edad) y hasta los 40 días de edad, la tasa de crecimiento se incrementó en promedio hasta 0.83 mm/d alcanzando una $LT=26.9$ mm, momento a partir del cual la tasa de crecimiento disminuye paulatinamente hasta los 200 días, con un promedio de 0.27 mm/d (Figura 8).

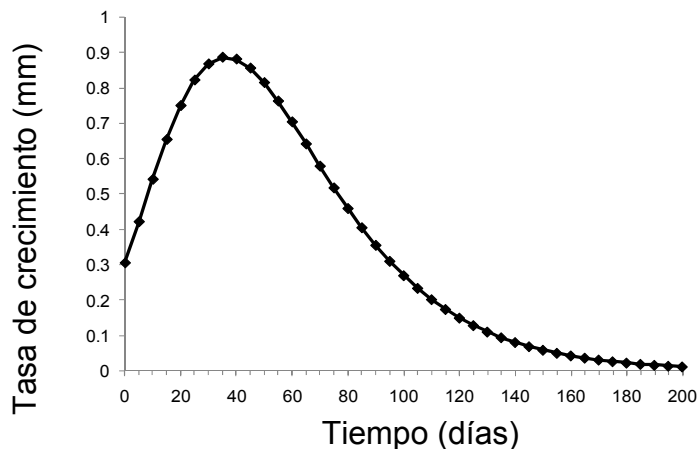


Figura 8.- Tasa de crecimiento calculada para los juveniles del pez mulegino *A. troschelii* a partir de la eclosión hasta los 200 días de edad.

Para *C. rivulatus* no existe información datos sobre la duración de la fase pelágica de sus larvas. No obstante, se observó un cambio de densidad óptica (zona opaca) entre los 32 a 60 anillos de crecimiento próximos al núcleo (Figura 9). El promedio de anillos de crecimiento en la que se observó la zona opaca fue de 48 anillos y se utilizó como referencia de duración de la fase pelágica (Wilson & McCormick, 1999). De esta manera, se consideró una duración pelágica larval de 47 días, tiempo en el cual la especie presentó un crecimiento promedio de 0.70 mm/d alcanzando una $LT=32.9$ mm. A partir del asentamiento (día 48), mostró un crecimiento promedio de 1.38 mm/d hasta los 65 días de edad alcanzando una $LT=56.4$ mm, posteriormente la tasa decrece (punto de inflexión) hacia los 200 días de edad con un promedio de 0.67 mm/d (Figura 10).

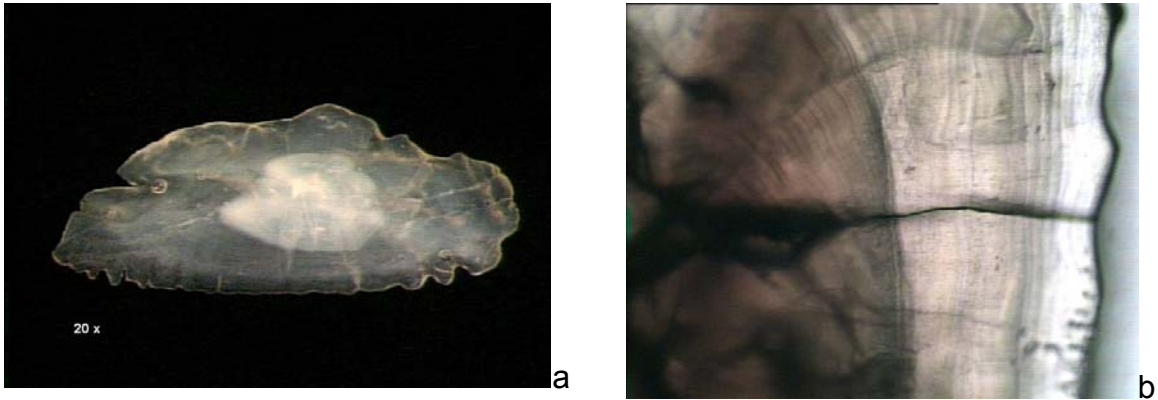


Figura 9.- Otolito sagita del mero chino *C. rivulatus*. a) En el centro del otolito se observa el cambio de densidad óptica de los anillos de crecimiento a 20X. b) Cambio de densidad óptica observado a 100x en los primeros anillos de crecimiento, formados posiblemente durante la fase pelágica larval.

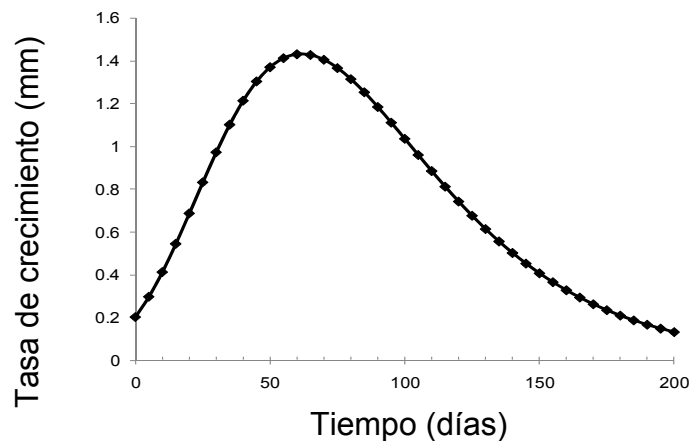


Figura 10.- Tasa de crecimiento calculada para los juveniles del mero chino *C. rivulatus* a partir de la eclosión hasta los 200 días de edad.

Para *J. nigrirostris*, se consideraron 40 días como promedio de la fase pelágica de sus larvas, de acuerdo a los datos para *C. humeralis* (Moser, 1996) que presenta el mismo intervalo de tallas y la misma distribución. El crecimiento promedio durante la fase pelágica fue de 0.57 mm/d alcanzando una $LT=22.8$ mm, a partir del asentamiento (día 41) el crecimiento se incrementa hasta los 55 días con un promedio de 0.96 mm/d y una $LT=37.2$ mm, decreciendo a partir del día 56 (punto de inflexión) hasta los 200 días de edad con un promedio de 0.39 mm/d (Figura 11).

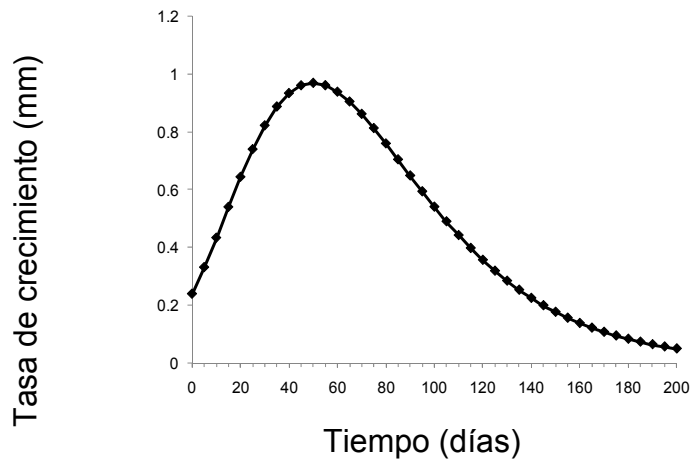


Figura 11.- Tasa de crecimiento calculada para los juveniles del pez mariposa *J. nigrirostris* a partir de la eclosión hasta los 200 días de edad.

Sobre la base de la duración promedio de la fase pelágica de las larvas de otras especies de peces cirujano (Planes, 1993; Victor & Wellington, 2000; Basch *et al.*, 2003), para *P. punctatus* se asignó un periodo de 50 días y se observó un crecimiento promedio de 0.35 mm/d con una $L=17.5$ mm. A partir del asentamiento (día 51) hasta los 105 días de edad el crecimiento se incrementó en promedio a 0.88 mm/d alcanzando una $LT= 65$ mm, y que posteriormente el crecimiento decrece a un promedio de 0.79 mm/d hasta los 200 días de edad (Figura 12).

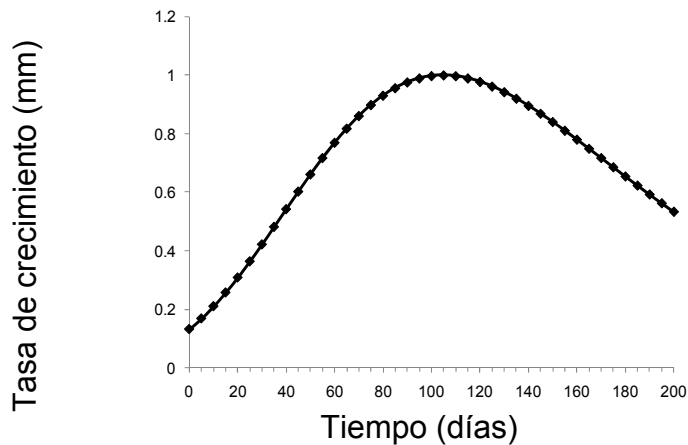


Figura 12.- Tasa de crecimiento calculada para los juveniles del pez cirujano *P. punctatus* a partir de la eclosión hasta los 200 días de edad.

Determinación de la talla de juvenil y adulto

Con los resultados del análisis histológico de las gónadas y del crecimiento (datos edad-talla) de los juveniles de las especies analizadas, es posible determinar que alcanzan la talla de maduración sexual en un periodo promedio de cinco meses. A partir de esta observación, se estimó la talla máxima a considerar como juvenil (Tabla 6). En *P. punctatus* la separación de los juveniles y adultos se realizó mediante una clasificación morfocromática (Rodríguez, 1992). En el caso de *A. meleagris* no se identificaron juveniles.

Tabla 6. Longitud máxima (mm) de la etapa juvenil definida histológicamente, longitud estimada utilizando el modelo de Gompertz y longitud máxima sugerida para juveniles en censos visuales (CV).

Especie	LT Histología	LT Gompertz	LT CV
<i>A. troschellii</i>	100	70	100
<i>C. rivulatus</i>	150	150	150
<i>J. nigrirostris</i>	90	100	90
<i>M. dorsalis</i>	100	ND	100
<i>P. punctatus</i>	120*	140	120
<i>S. rectifraenum</i>	40	ND	40
<i>T. lucasanum</i>	40	ND	30
<i>H. passer</i>	80 ¹	ND	80

* Clasificación morfocromática; ¹ (Arellano, 1997); ND = no definido.

El intervalo de longitud y peso que presentó el grupo de los juveniles y adultos (machos y hembras) de cada especie se muestran en la Tabla 7. Como dichos datos no cumplieron con los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas (KS, $p > 0.05$), las diferencias en la estructura de peso y talla entre juveniles y por sexo se evaluaron con un análisis de varianza no paramétrico de Kruskal-Wallis (Tabla 4). En ninguno de los casos se detectaron diferencias significativas en peso y longitud entre machos y hembras ($p > 0.05$), excepto para *C. rivulatus* donde si hubo diferencias en peso. Sin embargo, las diferencias en longitud y peso entre juveniles y adultos por especie fueron significativas ($p < 0.05$), excepto en *S. rectifraenum* y en el caso de *T. lucasanum* solamente hubo diferencias en la longitud promedio.

Tabla 7. Intervalo de longitud (*LT*), peso (*PT*), promedio y desviación estándar (\pm) para el total de organismos (*n*) juveniles (J), machos (M) y hembras (H) por especie recolectadas en el arrecife Punta Perico.

Especie	Sexo	<i>n</i>	Intervalo <i>LT</i> (mm)	Prom. (mm)	\pm	Intervalo <i>PT</i> (g)	Prom. (g)	\pm
<i>A. meleagris</i>	J	--	--	--	--	--	--	--
	M	103	107-315	245	33	43-1173	524	195
	H	85	150-340	248	30	193-952	531	149
<i>A. troschellii</i>	J	62	19-83**	42*	13	0.1-12**	2*	2
	M	84	110-211	187	20	28-216	139	38
	H	26	112-206	78	163	33-184	95	30
<i>C. rivulatus</i>	J	14	29-155	107*	48	0.2-70	35*	24
	M	8	200-440	332	79	412-2063	1009*	616
	H	112	125-325	219	42	37-837	266*	149
<i>J. nigrirostris</i>	J	8	50-92**	79*	15	4-25	17*	8
	M	62	94-152	136	11	22-112	80	17
	H	65	92-160	138	14	20-150	88	25
<i>M. dorsalis</i>	J	9	25-100**	55*	28	0.3-28	8*	11
	M	77	115-371	260	57	35-684	368	173
	H	97	109-350	253	66	26-688	354	189
<i>P. punctatus</i>	J	26	30-152	4*	2	1-83	4*	16
	M	31	185-440	273	52	155-1300	503	268
	H	23	132-455	262	64	61-1756	480	356
<i>S. rectifraenum</i>	J	67	26-117	96	25	0.3-48	27	14
	M	101	76-160	120	13	9-82	44	13
	H	143	52-145	119	14	3-86	44	15
<i>T. lucasanum</i>	J	34	13-82	28*	12	0.01-5	0.4	1
	M	137	46-198	86	28	1.0-152	13	23
	H	234	30-169	78	21	0.3-90	7	9

* Diferencia significativa (Kruskal-Wallis, $p < 0.05$), ** juveniles sin traslapo de medidas con los adultos.

Utilizando la LTCV (Tabla 6) se pudo comprobar que durante los censos de la abundancia a la talla no se tuvieron registros de juveniles de *A. meleagris*, *A. troschellii* y *S. rectifraenum*, por lo que sólo se estimó la abundancia mensual para juveniles y adultos de *J. nigrirostris*, *C. rivulatus*, *P. punctatus*, *M. dorsalis*, *H. passer* y *T. lucasanum* durante octubre 1999 a enero 2002, y se compararon con los resultados de Trujillo (2003). El autor analizó los mismos datos de abundancia sin considerar una talla validada del juvenil. Los valores mensuales de abundancia

por especie en Trujillo (2003) mostraron errores importantes, desde 200% de subestimación hasta 23% de sobreestimación (Figura 13). En *J. nigrirostris*, *C. rivulatus*, *P. punctatus* y *M. dorsalis* se observaron subestimaciones en abundancia equivalentes a un 200%; una sobreestimación de hasta $\approx 25\%$ en *H. passer*, y sin error en la especie *T. lucasanum*. Del total de meses de muestreo, se observó una subestimación de juveniles en el 17% de los meses para *C. rivulatus*; en el 21% para *M. dorsalis*; el 33% para *J. nigrirostris* y en el 58% para *P. punctatus*, y una sobreestimación en el 74% de los meses en *H. passer* (Figura 13).

Se observó una relación positiva significativa ($p < 0.05$) entre la abundancia mensual de juveniles y adultos de las especies (Figura 14), excepto para *M. dorsalis* que en la mayoría de los meses se contabilizaron adultos pero no juveniles. El coeficiente de determinación (R^2) varió entre 0.32 y 0.35. En Trujillo (2003), esta relación no fue significativa para las especies *J. nigrirostris*, *P. punctatus* y *C. rivulatus*. Se advirtieron incrementos en el número de juveniles durante el periodo de estudio en *J. nigrirostris* y *T. lucasanum* y disminuyeron en las cuatro especies restantes.

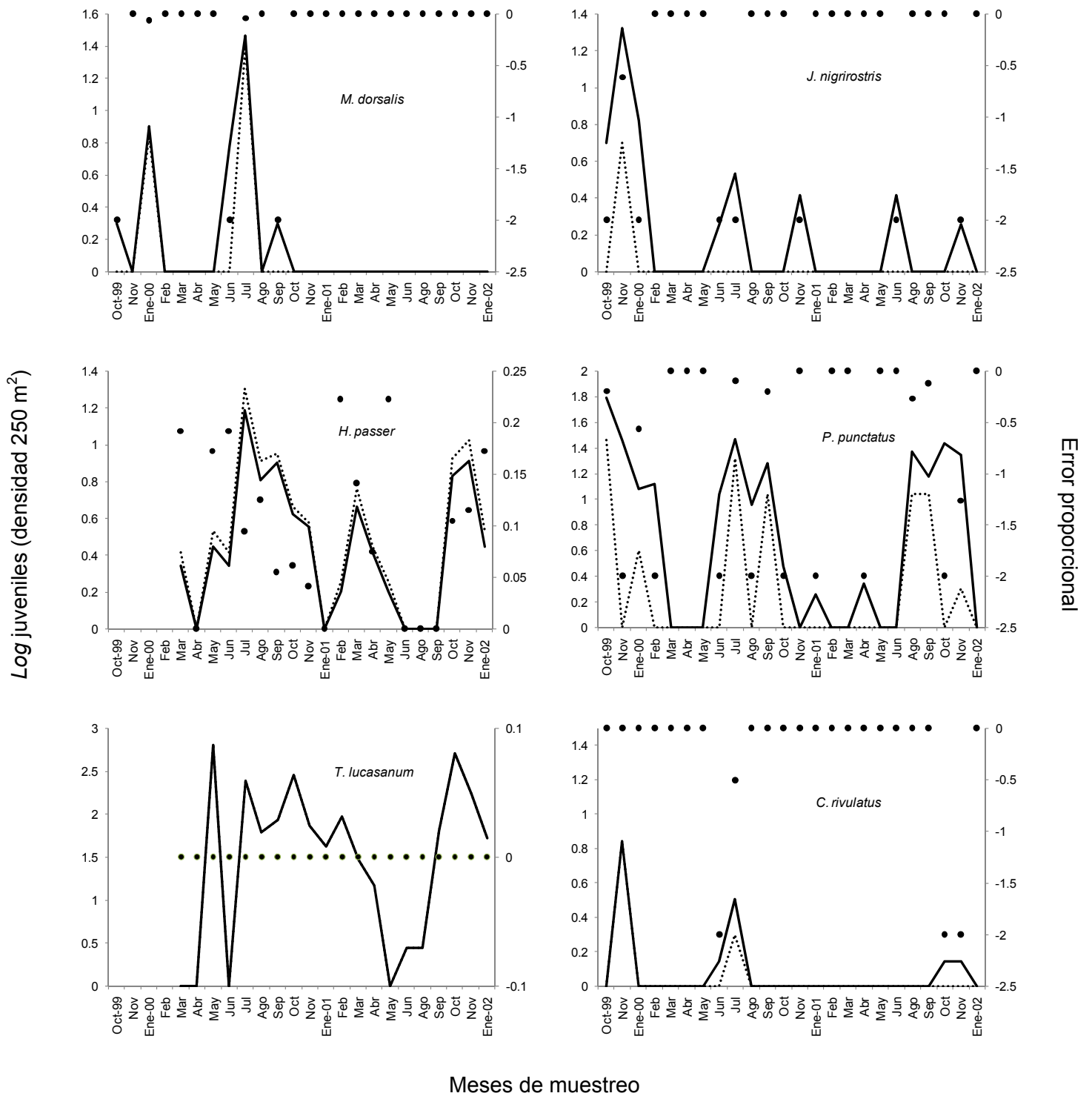


Figura 13.- Error proporcional (●) de estimación en la abundancia de juveniles las especies seleccionadas, entre Trujillo (2003; línea punteada) y el presente estudio (línea continua).

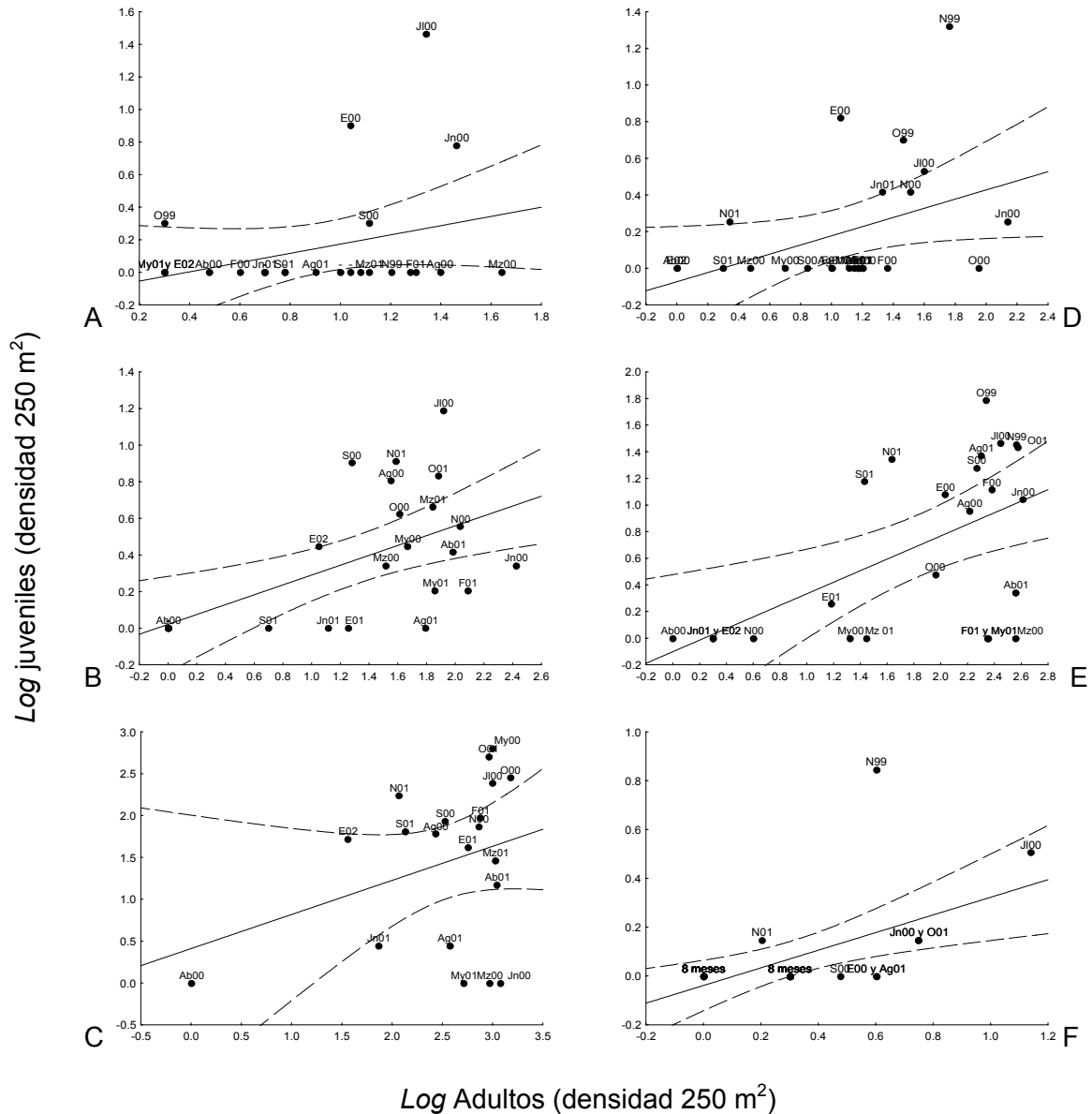


Figura 14.- Relación mensual del logaritmo de la abundancia de adultos y juveniles para *M. dorsalis* (A), *H. passer* (B), *T. lucasanum* (C), *J. nigrirostris* (D), *P. punctatus* (E) y *C. rivulatus* (F), la línea sólida representa el modelo de correlación; la línea punteada indica el intervalo de confianza al 95 %. El código alfa-numérico corresponde al mes y año de muestreo (e.g. Noviembre 2001 = N01).

La TSM presentó un patrón bien definido a lo largo del periodo de estudio, de enero a marzo se registraron las menores temperaturas (<21 °C) y de julio a septiembre las mayores temperaturas (>27 °C). El promedio de la TSM fue de 24.5 °C, y con referencia a este valor se definieron una

temporada fría y otra cálida (Figura 15). De las seis especies analizadas, solamente la abundancia de los juveniles de *P. punctatus* y *H. passer* presentaron una tendencia positiva y significativa ($p < 0.05$; $R^2 = 0.35$ y 0.20) con la *TSM* (Figura 15).

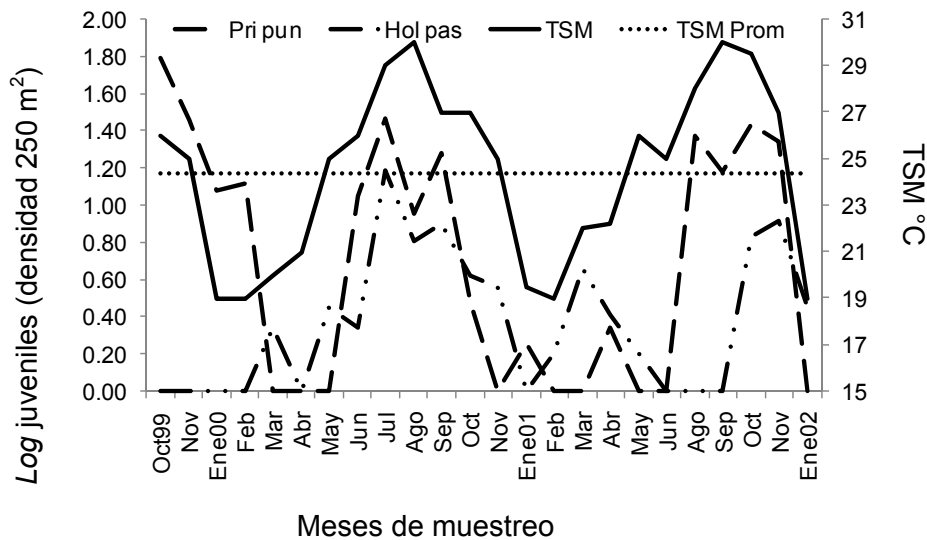


Figura 15.- Variación mensual de temperatura superficial del mar (*TSM*) y de la abundancia de juveniles de *Prionurus punctatus* (*Pri pun*) y *Holacanthus passer* (*Hol pas*) durante el periodo de estudio. La línea horizontal punteada es el promedio anual de la *TSM* (*TSM Prom*).

Nivel trófico promedio de la comunidad

La caracterización del nivel trófico de la comunidad de los peces conspicuos ($n=92$ especies) del arrecife Punta Perico se realizó utilizando los datos de abundancia registrados de marzo 1998 a septiembre 2002.

Un total de 41 muestreos fueron realizados durante el periodo de estudio, el *NT* mensual estimado fue mayor a 3.1 (Figura 16), sugiriendo una comunidad dominada por especies carnívoras ($n=66$ especies) entre las cuales se encuentran especies zooplanctófagas, microcarnívoras y piscívoras (Figura 17). El resto de la comunidad la integraron 14 especies omnívoras y 12 herbívoras. Las especies, sus acrónimos y su nivel trófico respectivo se presentan en el anexo 3.

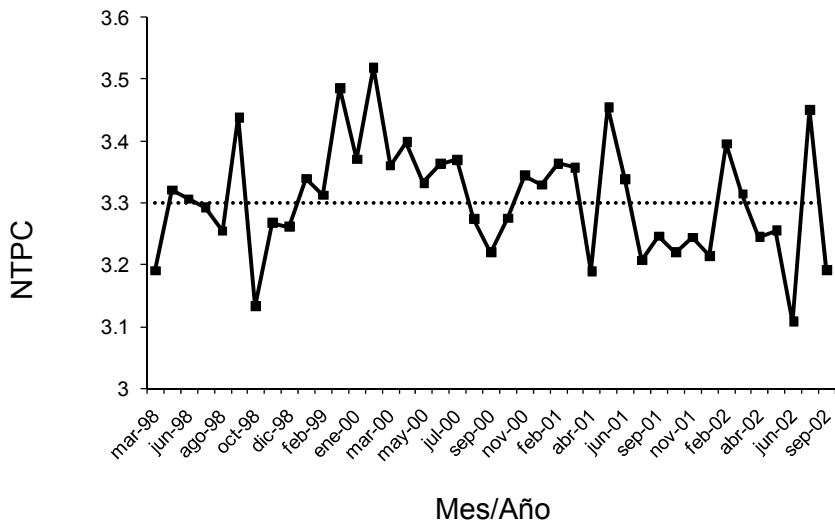


Figura 16.- Nivel trófico mensual de la comunidad de peces de arrecife observado durante el periodo de estudio (línea continua) y promedio de las observaciones (línea punteada).

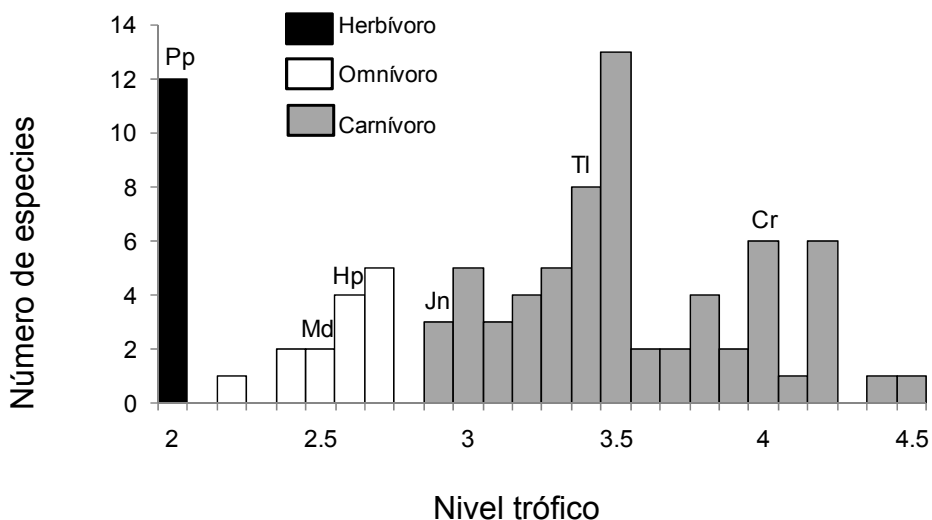


Figura 17.- Histograma de frecuencias del nivel trófico de las 92 especies de peces conspicuas del arrecife. Sobre las barras se indica la especie en la que se evaluó los cambios del reclutamiento al arrecife, *J. nigrirostris* (Jn), *C. rivulatus* (Cr), *P. punctatus* (Pp), *M. dorsalis* (Md), *H. passer* (Hp) y *T. lucasanum* (TI).

En consecuencia, la densidad ($A = 250 \text{ m}^2$) de organismos por gremio mostró el mismo patrón de dominancia que el nivel trófico: los organismos carnívoros dominan, entre ellos las especies más abundantes fueron las micro

carnívoras (*T. lucasanum* y *S. rectifraenum*); seguidos por los omnívoros, destacándose *H. passer* y *Acanthurus triostegus*, y entre los herbívoros *P. punctatus* y *Stegastes flavilatus* fueron los mas abundantes. El máximo de especies avistadas (riqueza) por mes fue de 53 en febrero de 2001 y el mínimo fue 32 especies en abril de 2002 (Figura 18).

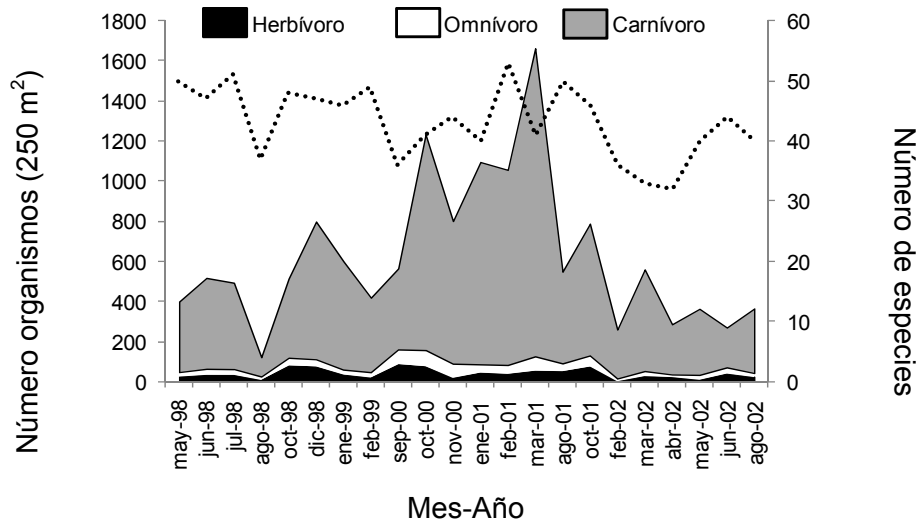


Figura 18.- Promedio mensual del número de organismos por transecto de carnívoros herbívoros y omnívoros y número total de especies (línea punteada) observados durante el periodo de estudio.

De entre las especies donde se analizó en patrón de reclutamiento, el herbívoro, *P. punctatus* representó en promedio el 76% de la abundancia dentro de su gremio con una variación entre los muestreos de 22% a 91%; del gremio omnívoro *H. passer* fue el más abundante, representando el 47% con una variación del 26% al 73%, seguida de *M. dorsalis* con un 21 % y variación fue de 0% a 44%; dentro del grupo carnívoro, *T. lucasanum* fue la más representativa con un 36% variando entre 19% y 55% mientras que *J. nigrirostris* y *C rivulatus* presentaron un porcentaje $\leq 1\%$ (Figura 19).

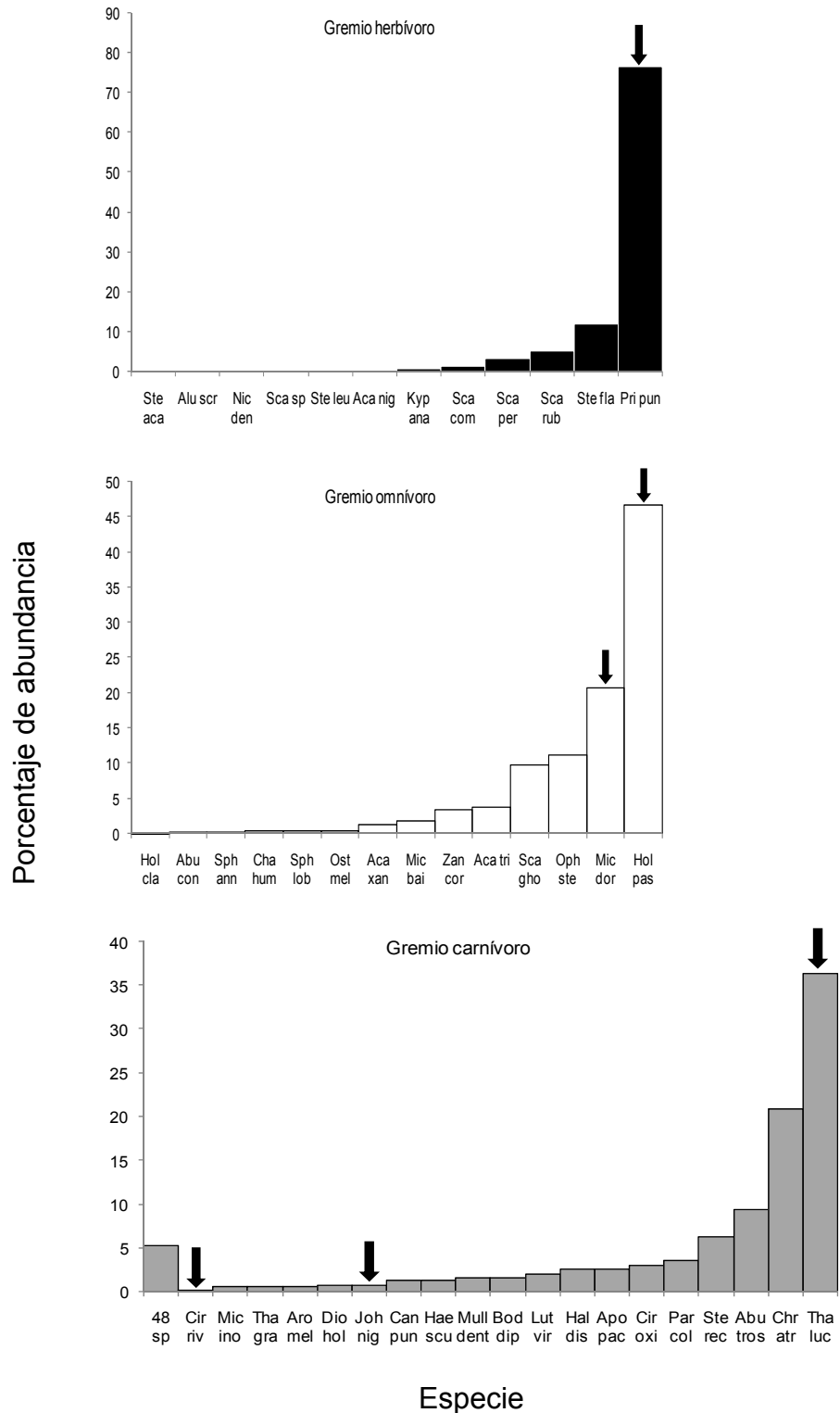


Figura 19.- Porcentaje de abundancia por especie y por gremio. Se señalan con una flecha las especies en las que se analizó el patrón de reclutamiento. Acrónimo formado por las tres primeras letras del género y la especie, ver anexo 2.

En general, de la comunidad de peces de arrecife *T. lucasanum* fue la especie mas abundante, seguida de *C. atrilobata*, *A. troschellii*, *P. punctatus* y *S. rectifraenum* (Figura 20).

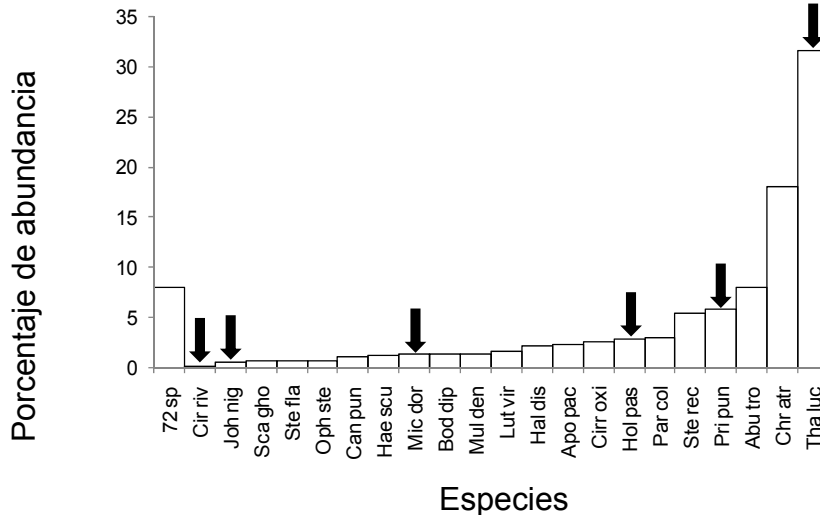


Figura 20.- Abundancia relativa por especie dentro de la comunidad de peces de arrecife de la zona de estudio. Se señalan con una flecha las especies en las que se analizó el patrón de reclutamiento. Acrónimo formado por las tres primeras letras del género y la especie, ver anexo 2.

Dinámica mensual del reclutamiento

Un análisis factorial fue empleado para conocer la relación entre el NTPC, H', la TSM y la abundancia mensual de adultos y juveniles de *C. rivulatus*, *H. passer*, *J. nigrirostris*, *M. dorsalis*, *P. punctatus* y *T. lucasanum*. El Factor 1 agrupó a los juveniles y explicó cerca del 50 % de la variación de su abundancia, mientras que el Factor 2 explicó aproximadamente el 22 % de la variación de abundancia de los adultos (Figura 21). La variación de la abundancia de los adultos de *C. rivulatus* y de la TSM se correlaciona con los juveniles de las especies, por lo que se observan agrupados. La variación de los juveniles de *T. lucasanum*, el NTPC y la H' no fue explicada por ninguno de los dos factores y no presentaron correlación alguna con los grupos definidos.

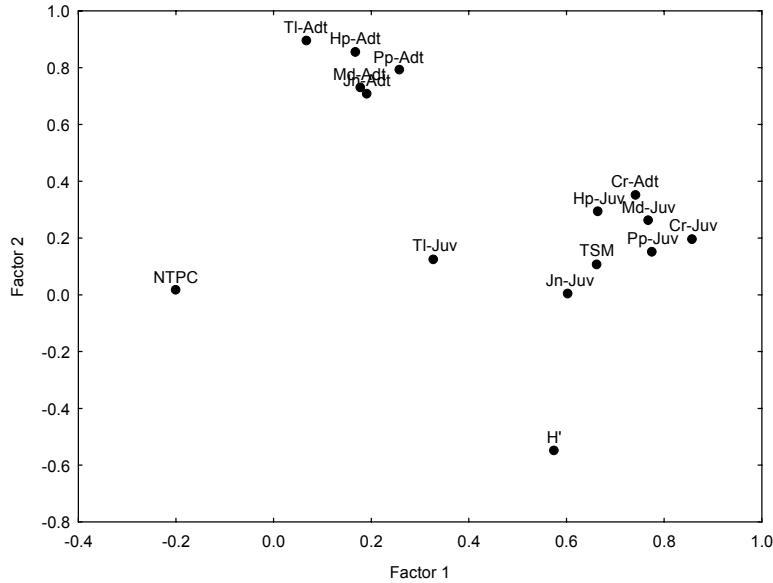


Figura 21.- Análisis factorial entre las variables NTPC, TSM, H' y abundancia de adultos (Adt) y juveniles (Juv) de los peces de arrecife *C. rivulatus* (Cr), *H. passer* (Hp), *J. nigrirostris* (Jn), *M. dorsalis* (Md), *P. punctatus* (Pp) y *T. lucasanum* (Tl).

A partir de los datos de abundancia y talla de los juveniles obtenidos por censos visuales de 1999 a 2002 (*P. punctatus*, *J. nigrirostris*, *C. rivulatus*; para *A. troschellii* no se tuvieron registros de juveniles) y de las recolectas durante el 2003 a 2005 (*P. punctatus*, *J. nigrirostris*, *C. rivulatus*, *A. troschellii*) y utilizando las tasas de crecimiento diario, se hizo un retro-cálculo de la talla de asentamiento al arrecife y se reconstruyeron las abundancias por especie a esa talla (Figura 22). La fecha de reclutamiento estimada de los organismos censados (1999-2002) y recolectados (2003-2005) fue de aproximadamente un mes; del momento en el que fueron observados, para los individuos juveniles más pequeños, (≈ 30 mm LT) y de hasta cinco meses para los juveniles más grandes (≈ 120 mm LT).

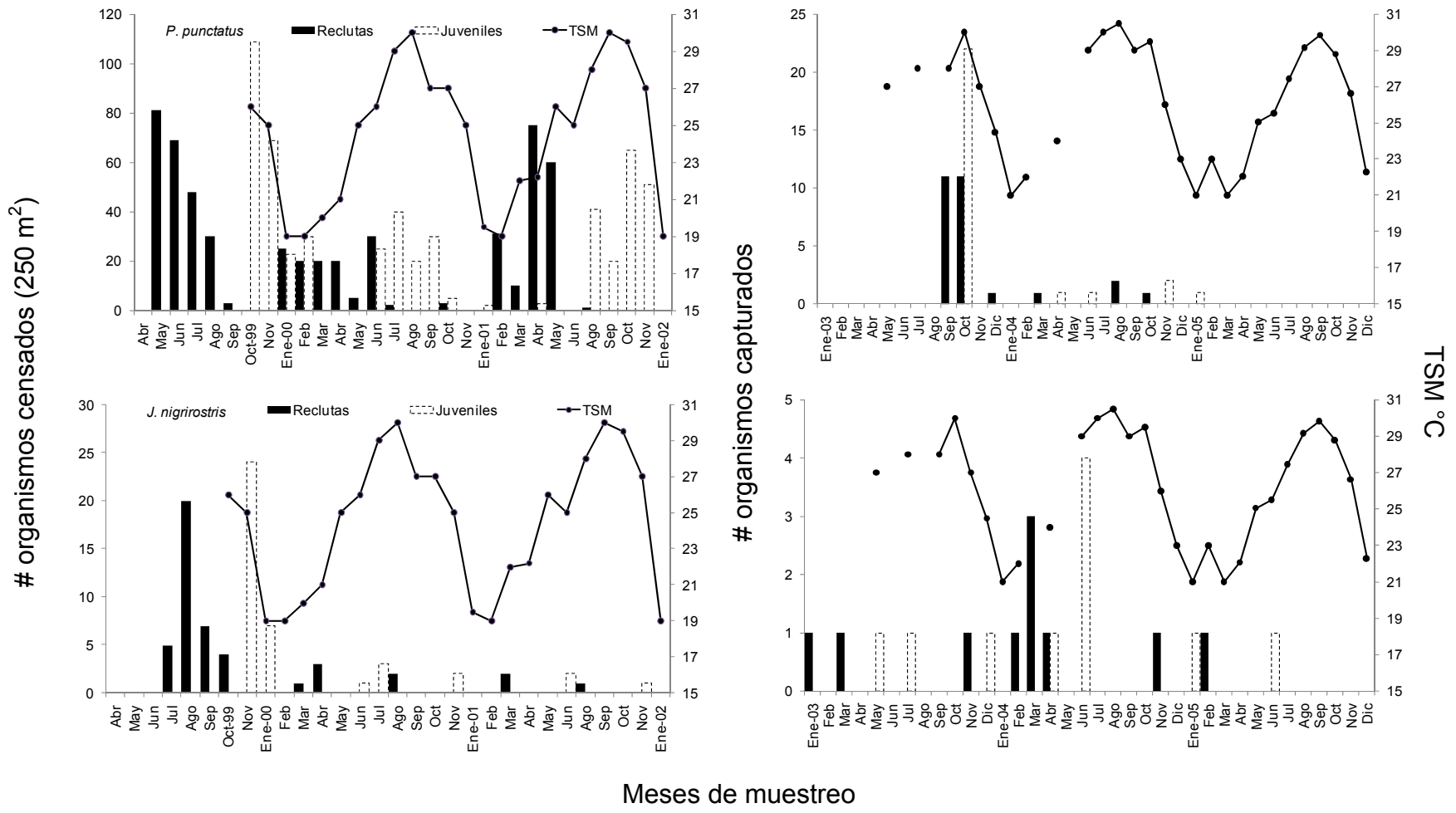
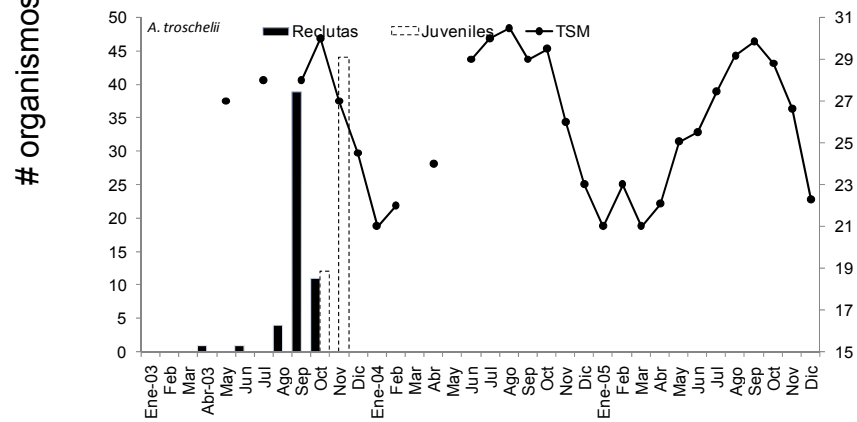
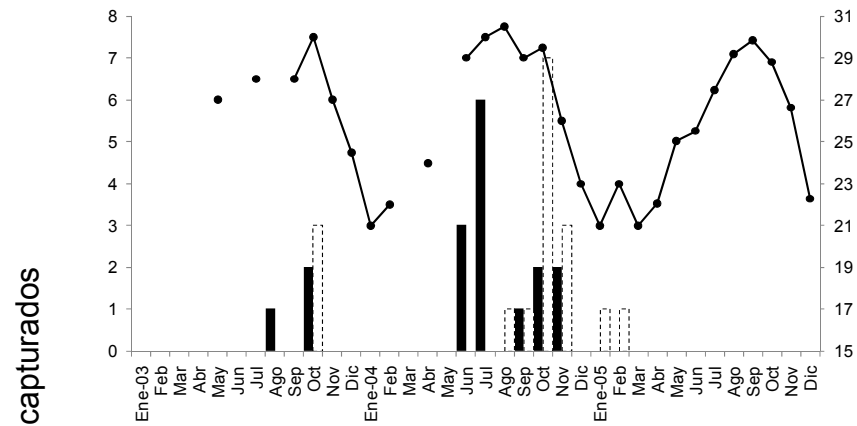
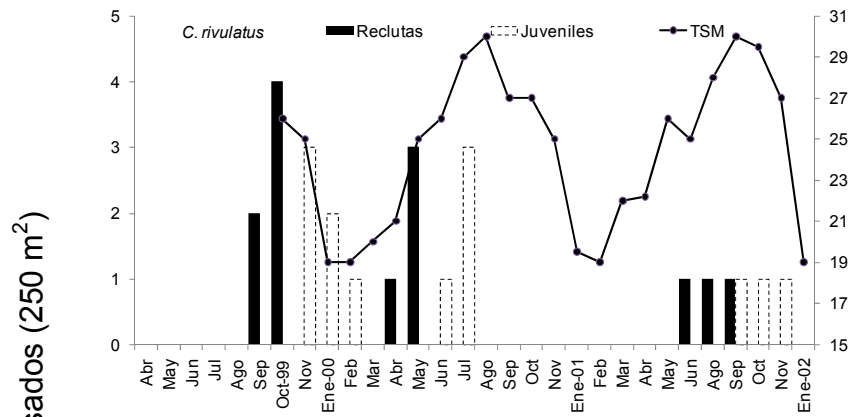


Figura 22.- Reconstrucción del numero de reclutas al arrecife Punta Perico, a partir de los juveniles por especie censados y capturados durante 1999 a 2005.



organismos censados (250 m²)

organismos capturados

TSM °C

Meses de muestreo

Figura 22. Continuación.

Para evaluar el efecto de la TSM, la abundancia de adultos y juveniles en el número de reclutas de *P. punctatus*, *J. nigrirostris* y *C. rivulatus*, se aplicó una regresión factorial. Para *J. nigrirostris* el efecto de las variables y sus interacciones no fueron significativas ($p > 0.05$), y la regresión explico el 11% de la variación mensual de los reclutas ($F = 0.935$, $p = 0.49$). El numero de reclutas de *P. punctatus* se vio influenciado significativamente por la abundancia de adultos ($F = 26.08$, $p < 0.01$), por la interacción de la TSM-Adultos ($F = 8.92$, $p < 0.01$) y por la interacción de la TMS-Adultos-Juveniles ($F = 5.45$, $p < 0.05$), la regresión explico el 56% de la variación del numero de reclutas ($F = 24.56$, $p < 0.01$). En *C. rivulatus*, solamente la TSM presentó un efecto significativo ($F = 4.1$, $p < 0.05$), explicando el 15% de la variación del reclutamiento (Figura 23). Mientras que el patrón de reclutamiento para *P. punctatus* fue en invierno e inicio de primavera, para *C. rivulatus* el reclutamiento ocurrió durante el verano.

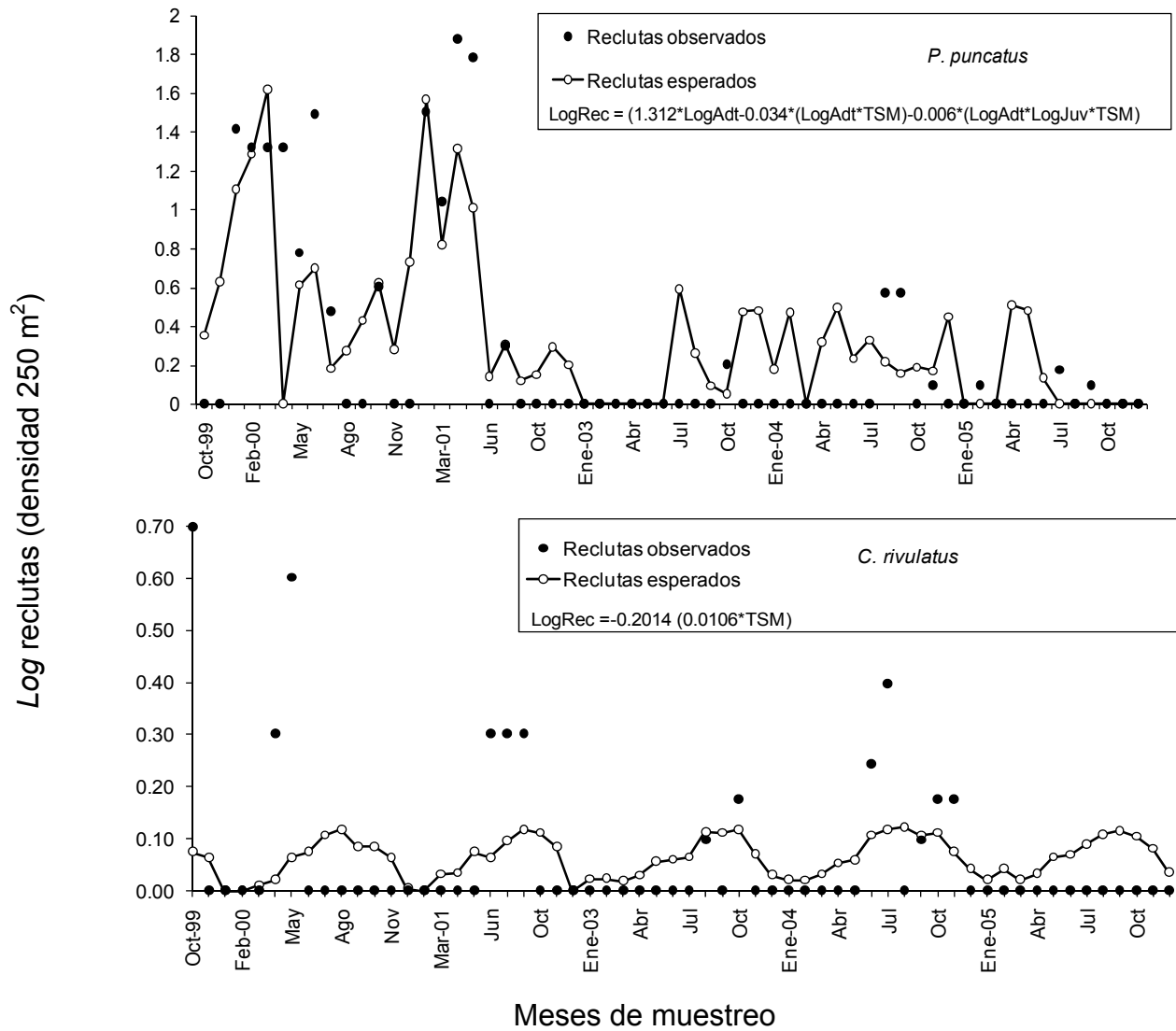


Figura 23.- Número de reclutas por mes de *P. punctatus* y *C. rivulatus* y el estimado utilizando una regresión factorial y como variables predictivas la TSM, la abundancia de sus adultos (ADT) y juveniles (Juv).

DISCUSIÓN

Datos de Capturas

Se encontraron diferencias en *LT* máxima para tres de las especies capturadas en el presente estudio (*T. lucasanum*, *M. dorsalis* y *S. rectifraenum*) con respecto a las registradas en bases electrónicas de datos (Roberson & Allen, 2006; Froese & Pauly, 2008). Estas diferencias pueden atribuirse a la dificultad de actualización de dichas bases; a que la información contenida suele provenir de registros puntuales dentro del intervalos de distribución latitudinal de las especies y por tanto, ser un reflejo de la variación fenotípica de la misma (Meekan *et al.*, 2001); o bien, que los métodos de captura empleados no permitan registrar todo el intervalo de talla (Aburto-Oropeza & Balart, 2001).

Por ejemplo, para *S. rectifraenum*, la *LT* y *LE* máxima registrada en el presente trabajo fue de 160 y 117 mm respectivamente, las cuales superan en 19% y 23% a las reportadas previamente [Roberson & Allen, 2006 (130 mm *LT*); Froese & Pauly, 2008 (117 mm *LE*)]. Estas diferencias en longitud deben ser consideradas cuando se utilizan modelos para analizar el patrón de crecimiento para una especie, incluso para una misma especie distribuida en una zona muy amplia y estructurada en unidades poblacionales (Gluyas-Millán & Quiñonez-Velázquez, 1996; Froese & Binohlan, 2003).

La longitud y peso promedio por año mostraron cambios significativos en *A. troschellii*, *J. nigrirostris*, *P. punctatus*, *S. rectifraenum* y *T. lucasanum*. La disminución de estas variables correspondió con las mayores recolectas de juveniles (ver: ANEXO 2) y esto se debe a que la abundancia de juveniles tienen un efecto significativo en la biomasa y talla promedio de una población (Sandin & Pacala, 2005). El incremento de los valores de las variables se relacionan al crecimiento somático y no son cambios abruptos entre años, pero en el caso de *P. punctatus* fue posible observar cambios significativos en la población durante 2003 al 2005 debido a un incremento en talla y peso de los adultos, resultado de las rápidas tasas de crecimiento que presentan los acantúridos durante los primeros años de vida (Choat & Axe, 1996).

La relación peso-longitud es una información básica en la ciencia pesquera, no obstante ésta se ha determinado en relativamente pocas especies (aproximadamente en 2000 spp.; Froese, 2006). En éste sentido, el conocimiento de la relación peso-longitud para las diferentes especies de arrecife, proporciona información para describir los cambios en su biomasa a partir de la cuantificación y medición de los individuos de las diferentes especies mediante la metodología de censos visuales (Gust *et al.*, 2001; Valle *et al.*, 2003), método empleado de manera frecuente en la zona de estudio (Pérez-España *et al.*, 1996; Aburto-Oropeza & Balart, 2001; Arreola-Robles & Elorduy-Garay, 2002; Aburto-Oropeza *et al.*, 2007).

Se sabe que la relación peso-longitud en los peces puede ser afectada por diversos factores, como el sexo de los organismos, el grado de desarrollo gonádico, la cantidad de alimento contenida en el estomago, condición fisiológica del individuo e incluso si ésta se realiza a partir de organismos frescos o preservados en químicos (Ajah & Nunoo, 2003; Koutrakis & Tsikliras, 2003). En el presente estudio sólo se consideró la variación de esta relación por sexo en organismos frescos, no encontrando diferencias significativas en las especies gonocóricas (*A. meleagris*, *A. troschellii*, *J. nigrirostris*, *M. dorsalis*, *P. punctatus* y *S. rectifraenum*) ni en las hermafroditas protogínicas (*T. lucasanum* y *C. rivulatus*; Hernández-Olalde, 2008). En el caso de *T. lucasanum*, la falta de diferencia se debe a que la población es diándrica simultánea, con la presencia de machos y hembras en casi todos los intervalos de talla registrados (ver:ANEXO 2) en proporciones similares a una hembra por un macho (Hernández-Olalde, 2008). Sólo algunas hembras en tallas >11 cm de LT (Figura 5) son capaces de realizar un cambio de sexo con un marcado cambio de color de macho dominante (Warner, 1982). En *C. rivulatus*, Hernández-Olalde (2008) comenta que todos los machos son producto de la reversión sexual de las hembras (población monándrica). Pero posiblemente el reducido tamaño de muestra para machos, haya contribuido a no detectar diferencias en la relación peso-longitud por sexo en esta especie.

Tasas de crecimiento de los reclutas

A pesar del reducido tamaño de muestras con el que se estimaron las edades y tasas de crecimiento de los reclutas (entre 8 y 25 individuos por especie) Kritzer *et al.* (2001) comprueba que los parámetros de longitud y edad promedio, pueden ser medidas de manera consistente y con una alta precisión aún con tamaños de muestra como éstos ($n < 20$), facilitando el monitoreo de especies comerciales.

En el modelo de crecimiento de Gompertz se encontró un ajuste significativo a los datos talla-edad y fue posible estimar una talla de asentamiento similar a la reportada en la literatura. Para el caso de *P. punctatus*, la talla mínima capturada (30 mm LT) está dentro del intervalo de asentamiento reportado para otras especies de la familia Acanthuridae en el Pacífico, Atlántico e Indo-Pacífico que va de 27 mm a 35 mm de LT (Choat & Axe, 1996; Moser, 1996; Fisher, 2005; Choat & Robertson, 2006). De acuerdo al modelo de crecimiento esta talla se alcanzaría a los 50 días de edad con una tasa de crecimiento de 0.46 mm/d.

El crecimiento promedio del pez mariposa *J. nigrirostris* durante su periodo larval pelágico de 40 días (0.57 mm/d) y talla de asentamiento de 22.8 mm, también resultaron similares al estimado en otras especies de peces mariposa con tasas de crecimiento promedio de 0.6 mm/d y talla de asentamiento entre los 19.8 mm a 27 mm (Moser, 1996; Fisher, 2005).

Se observó un cambio en la densidad óptica en el patrón de formación de los anillos de crecimiento en los otolitos de *C. rivulatus* (Figura 9). Este cambio ha sido utilizado como marca de asentamiento (Wilson & McCormick, 1999), por lo que al utilizar este criterio se estimó la talla de asentamiento ($LT=26.6$ mm) a los 48 días de edad, longitud que estuvo próxima a la de los individuos más pequeños (29.9 mm) muestreados. La variación del ancho entre conjuntos de anillos de crecimiento o cambios de densidad óptica están relacionados a cambios en la tasa de crecimiento y a cambios fisiológicos y morfológicos del organismo a lo largo de su vida (*e.g.* maduración sexual, asentamiento, alimentación) (Fowler, 1989; Panella, 1980; Jones, 1991) en respuesta a la presión del ambiente. En este sentido, el cambio abrupto en la densidad óptica de los anillos diarios de

crecimiento de *C. rivulatus* parece ser consecuencia de un cambio de estadio de vida igualmente abrupto. La especie pasa de un periodo larval pelágico a un juvenil bentónico. En el caso de los juveniles de las otras tres especies (*J. nigrirostris*, *A. troschellii*; *P. punctatus*) no se observó dicho cambio de densidad en las marcas de crecimiento, posiblemente porque el paso de larva pelágica a juvenil en el arrecife no es tan abrupto ya que permanecen en la columna de agua. Esto puede ocasionar la ausencia de cambios en los anillos de crecimiento o que sean sutiles y difíciles de identificar (Wilson & McCormick, 1999).

La LT de asentamiento (10.4 mm) estimada para los juveniles de *A. troschellii*, coincidió con los individuos más pequeños avistados, pero no fue posible recolectarlos porque se encuentran en la zona intermareal del arrecife (<1 m de profundidad), zona que por su alta exposición al oleaje y oquedades que les proporcionan refugio. La vida pelágica de las larvas de *A. troschellii* fue la de menor duración (18 días) de las cuatro especies analizadas y similar a la de otros pomacéntridos (Victor & Wellington, 2000). Esto parece estar relacionado con el comportamiento de los adultos de adherir los huevos al sustrato para evitar o reducir su dispersión, y al momento de la eclosión las larvas pueden incorporarse rápidamente al arrecife (Paris & Cowen, 2004).

En *C. rivulatus*, *J. nigrirostris* y *P. punctatus*, la edad de asentamiento varió entre 40 y 70 días. Esto puede estar relacionado con su tipo de desove pelágico (Thresher, 1984; Hernández-Olalde, 2008), ya que los huevos quedan expuestos a la deriva por las corrientes, alejándolos del arrecife, incrementando el tiempo de vida pelágica y de la edad de asentamiento de las larvas. La deriva, también ha sido señalada como un factor responsable de la variación del número de reclutas entre temporadas y localidades (Philibote, 2002). La duración de la vida pelágica puede ser determinante en la supervivencia de las larvas, ya que un mayor tiempo puede implicar una mayor exposición a los depredadores pelágicos (Litvak & Leggett, 1992; Purcell & Arai, 2001).

Se observaron importantes diferencias en las tasas de crecimiento posterior al asentamiento, mayores en *P. punctatus* (0.79 mm/d) y *C. rivulatus* (0.76 mm/d) y menores en *A. troschellii* y *J. nigrirostris* (0.33 mm/d y 0.45 mm/d). Las especies

de la familia Acanthuridae se caracterizan por altas tasas de crecimiento, de hecho Choat & Axe (1996) mencionan que el crecimiento inicial de los peces cirujano durante los dos primeros años es rápido, lo que es evidente en condiciones naturales durante censos visuales periódicos (obs. per.). En el caso de *C. rivulatus*, la elevada tasa de crecimiento parece estar relacionada con su tipo de reproducción (hermafrodita protogínico), ya que la maduración sexual la alcanzan a tallas relativamente grandes (20.2 cm de LT) (Hernández-Olalde, 2008), posteriormente la tasa de crecimiento disminuye ya que la energía obtenida del alimento se utilizara en la madurez de las gónadas (Jobling, 1994).

Determinación de la talla de juveniles y adultos

Entre los problemas que dificultan el análisis de la relación reclutas-adultos de los peces de arrecife, se puede mencionar la falta de definición de las tallas de los reclutas, juveniles y adultos basadas en sustentos biológicos (análisis histológico, tasas y curvas de crecimiento). Al considerar dichos sustentos, la longitud promedio estimada para los juveniles (Tabla 7) de las especies analizadas difirió significativamente de los adultos (excepto *S. rectifraenum*) y esto permitió separar sus periodos de vida para evaluar con mayor precisión los cambios en abundancia en el arrecife. En trabajos previos sobre el reclutamiento en el Golfo de California (Paredes, 2000; Trujillo, 2003) se puede ver que el uso de criterios como el cambio de coloración entre juveniles y adultos o porcentajes relativos a las tallas máximas reportadas de la especie, hace que estos autores incurran en subestimaciones de juveniles, que para algunas especies van del 11 % al 50 % y sobreestimaciones del 44 % al 100 % (Tabla 8).

En el caso de *A. meleagris*, se comprobó que los individuos más pequeños avistados y capturados (107 mm de LT) en el área de estudio correspondieron a ejemplares adultos. Esto podría sugerir que los juveniles se asientan en otros hábitats o zonas más profundas del arrecife, y posteriormente migrar como adultos jóvenes hacia las partes someras del arrecife, como suele observarse en otras especies (Aburto-Oropeza & Balart, 2001). Contrariamente, los juveniles de las otras ocho especies suelen ocupar las zonas someras (<3 m) del arrecife (Robertson, 1988; Trujillo, 2003; Cálapiz, 2004) y sus adultos zonas poco más

profundas ($\geq 5\text{m}$). El análisis de la estructura talla de las especies de peces permite conocer las preferencias espaciales y temporales de la distribución de sus reclutas, juveniles y adultos en el arrecife (Chabanet & Letourneur, 1995) y de esta manera, determinar el efecto del tamaño del hábitat sobre la abundancia de los diferentes estadios de vida de los individuos (Halpern *et al.*, 2005).

Tabla 8. Longitud total definida (*LT-D*) para los juveniles de las especies analizadas y porcentaje de error comparado con otros trabajos en el área de estudio (*LT-R*).

Juvenil de la Especie	<i>LT-D</i> (mm)	<i>LT-R</i> (mm)	Error %
<i>A. meleagris</i>	ND < 100	100 ^c	+100
<i>C. rivulatus</i>	120	100 ^c	-16
<i>H. passer</i>	80 ^a	90 ^c	+11
<i>J. nigrirostris</i>	90	50 ^c	-44
<i>M. dorsalis</i>	100	50 ^c	-50
<i>P. punctatus</i>	130	100 ^c	-23
<i>S. rectifraenum</i>	50	90 ^b	+44
<i>T. lucasanum</i>	30	30 ^c	0

Longitud total no definida (ND); Sobreestimación (+); Subestimación (-).

Referencias: a) Arellano, 1997; b) Paredes, 2000; c) Trujillo, 2003.

Si bien la estimación de la abundancia de los juveniles en casi todas las especies analizadas mejoró de manera significativa al igual que su relación con la abundancia de adultos, a partir de la corrección de datos sobre su talla, la amplia variabilidad mensual y anual sigue siendo notable en ambos grupos. Esta variación puede deberse a cambios ambientales estacionales que se reflejan en el muestreo (Tolimieri *et al.*, 1998); el carácter aleatorio de los censos en el arrecife (Sale, 1997) y el contraste de los patrones de distribución de las especies con preferencias de micro-hábitats restringidos (Waltho & Kolasa, 1996). Claro ejemplo de estas preferencias de hábitat son los adultos reproductivos de diferentes especies de peces damisela (Pomacentridae) como *A. troschellii*, cuya distribución dentro del arrecife cambia temporalmente durante su periodo reproductivo, pasando del hábitat pelágico al bentónico, además de que cada especie selecciona sustratos y profundidades específicas para construir sus nidos (Hernández-Olalde, 2008). De igual manera sucede con la segregación del hábitat

de los juveniles y adultos de otras especies (Paredes, 2000; Aburto-Oropeza & Balart, 2001; Aburto-Oropeza *et al.*, 2007).

Estudios tendientes a la identificación de las preferencias de hábitat dentro del arrecife, durante las etapas de vida de las especies, son la base para planificar nuevos diseños experimentales para el estudio de las relaciones adultos-juveniles-reclutas (Holbrook *et al.*, 2000; Halpern *et al.*, 2005). La TSM es uno de los principales factores relacionados con la variación en abundancia (Dulčić *et al.*, 1997; Sponaugle *et al.*, 2006). En los juveniles de *P. punctatus* y *H. passer*, la TSM explicó el 35% y 20% de su abundancia, respectivamente. La correlación positiva se atribuye a la influencia de la TSM sobre las tasas de crecimiento durante el periodo pelágico larval-asentamiento-reclutamiento (Bergenius *et al.*, 2005; Sponaugle *et al.*, 2006). Sin embargo, no se descarta que las preferencias de hábitat de estas especies, su relativa facilidad de observación en el arrecife y el diseño de muestreo hayan influido parcialmente en los resultados.

El periodo de muestreo fue también una limitante que imposibilita evaluar la desviación y error promedio de los cambios interanuales del reclutamiento. Algunos trabajos reportan que la variación interanual en algunas especies pelágicas puede ser de 100 veces (Myers, 2001) resultando imposible determinar cambios en las poblaciones de peces a partir de la relación parentela-progenie (Saborido-Rey, 2002; Myers, 2001).

Aún resolviendo los problemas mencionados, sería necesario conocer otros aspectos biológicos de las especies, y que actualmente se mencionan como factores importantes (*e.g.* potencial reproductivo, capacidad de carga, mortalidad) en el estudio de la relación parentela-progenie y reclutamiento (Saborido-Rey, 2002; Myers, 2001; Halpern *et al.*, 2005), para determinar la importancia relativa entre los factores denso-dependientes y denso-independientes en la regulación de la abundancia de las poblaciones de peces (Sale & Tolimieri, 2000; Shima, 2002; MacKenzie *et al.*, 2003).

Nivel trófico de la comunidad

El nivel trófico de la comunidad de peces de Punta Perico mostró que el gremio de carnívoros fue el grupo más importante tanto en abundancia como en

número de especies, seguido por los herbívoros y por último los omnívoros. Este patrón estructural ha sido observado en otros arrecifes considerados estables o sin alteraciones (Moyle & Cech, 1988; Quijada & Cáceres, 2000). La importancia de las especies carnívoras fue confirmada con los valores mensuales del NTPC (> 3). La mayoría de las especies carnívoras en el arrecife fueron de primer orden ($NT < 3.99$), las cuales incluyen en su dieta principalmente pequeños invertebrados pelágicos y bentónicos como crustáceos y moluscos (Jones, 1991).

El NT es sensible a los cambios en abundancia de especies herbívoras, por lo que se ha sugerido como un indicador de la degradación de la comunidad. Algunos autores sugieren que un hábitat puede considerarse como degradado cuando la abundancia de peces omnívoros o herbívoros excede el 45% y se combina con una mala calidad de agua (e.g. incremento de la turbidez, disminución de oxígeno disuelto; Karr, 1981; Chávez-Comparan & Macías-Zamora, 2006). Por debajo de ese valor la comunidad del arrecife se considera estructuralmente estable. En consecuencia, los resultados sugieren que el arrecife de Punta Perico no mostró signos de degradación durante el periodo de estudio, ya que la abundancia de las especies omnívoras y herbívoras fue menor al 17 %. La sensibilidad de este índice quedó de manifiesto durante la época cálida cuando se presentó el reclutamiento de la especie herbívora dominante en la comunidad, *P. punctatus* asociado, en menor proporción, a la disminución en abundancia de las especies carnívoras. Estos cambios estacionales en abundancia de las especies herbívoras ya han sido señalados en otros estudios, y se atribuyen a una mayor eficiencia de asimilación del alimento y éxito reproductivo a mayores temperaturas (Horn, 1989), y a una disminución de la presión de la depredación (Carr & Hixon, 1995; Almany & Webster, 2004).

Los cambios en dinámica de comunidad de peces de Punta Perico a través del NT resultó ser relativamente más sencillo que utilizar el análisis del contenido estomacal, el cual requiere capturar varios individuos por especie y enfrentarse a la identificación de presas semi-digeridas a digeridas. Además el uso de categorías tróficas tradicionales basadas en los hábitos alimenticios (e.g. herbívoro-plantónico, herbívoro-bentónico, carnívoro, micro-carnívoro, ictiófago,

malacófago) dificultan la categorización de las especies por la variabilidad de sus dietas y la comparación de la estructura trófica entre estudios (Bozec *et al.*, 2005a). Cabe mencionar que el NT asignado a las especies a partir de bases de datos son estimaciones aproximadas que no consideran la variación espacio-temporal de presas entre individuos y su variación ontogénica por especie (Bozec *et al.*, 2005a; Froese & Pauly, 2008).

Dentro del gremio de los herbívoros, los peces de la familia Acanthuridae, como *P. punctatus*, son los más representativos en abundancia y biomasa en las comunidad de arrecife y actúan como principales reguladores del crecimiento de algas filamentosas, que afectan el desarrollo de los corales, y algas calcáreas que estructuran el arrecife, seguidos de los peces perico (Scaridae) y peces damisela (Pomacentridae) (Ogden & Lobel, 1978; Choat *et al.*, 2002; Ferreira & Gonçalves, 2006).

En el caso de los omnívoros, *H. passer* y *M. dorsalis* fueron las especies más abundantes y coincide con lo reportado en las zonas de arrecife del Golfo de California (Pérez-España *et al.*, 1996; Jiménez, 1999; Aburto-Oropeza & Balart, 2001; Arreola-Robles & Elorduy-Garay, 2002) y a otros pomacántidos y pomacéntridos que habitan aguas someras (< 20 m) alrededor del mundo (Garpe & Öhman, 2003). Su importancia dentro de la comunidad puede estar asociado a su característica omnívora que les permite incluir un amplio espectro alimenticio (Sánchez-Alcántara *et al.*, 2006) mientras que su dominancia dentro del gremio se asocia a comportamiento agresivo y territorialista (Waldner & Robertson, 1980).

Entre las especies carnívoras, los lábridos son organismos característicos de los arrecifes (Roberts & Ormond, 1987; Guidetti *et al.*, 2002). En el Golfo de California, *T. lucasanum* suele ser el pez de mayor importancia en su gremio y en la comunidad en los arrecifes rocosos (Pérez-España *et al.*, 1996; Jiménez, 1999; Aburto-Oropeza & Balart, 2001; Arreola-Robles & Elorduy-Garay, 2002). Esta dominancia (abundancia y frecuencia) parece relacionarse con varios atributos 1) su precocidad en alcanzar la madurez sexual y a un amplio periodo de reproducción (Hernández-Olalde, 2008) que se refleja en el también amplio periodo de reclutamiento juvenil detectado en éste estudio (Figura 13); 2) su

elevada fecundidad (ob. pers.) y tasa de crecimiento (Sponaugle & Cowen, 1997); 3) su voracidad y formación de grupos de depredación les permite vulnerar la defensa de los pomacéntridos que se encuentran anidando y de otros organismos de pequeño tamaño (Foster, 1987); y 4) su comportamiento limpiador de parásitos que les permite reducir la posibilidad de ser depredados y obtener alimento de manera constante (Grutter & Lester, 2002; Hay *et al.*, 2004). En el caso de *J. nigrirostris* y *C. rivulatus*, suelen ser especies poco abundantes, e incluso raras de ver dentro de los arrecifes rocosos. En el caso de los quetodóntidos como *J. nigrirostris*, su abundancia parece estar determinada por la estructura del hábitat (cobertura de coral, rocas y arena) que influye en la disponibilidad de sus presas (Bozec, *et.al.*, 2005a). Mientras que en *C. rivulatus*, su baja abundancia parece deberse a su agresividad territorial entre congéneres y su vulnerabilidad por parte de peces piscívoros bentónicos como serránidos; escorpénidos y antenáridos (ob. pers.).

Dinámica del reclutamiento

Los cambios mensuales del NTPC en el presente estudio no mostraron una relación con los cambios en abundancia de los adultos, juveniles y reclutas, ni con la diversidad de los peces del arrecife de Punta Perico. Aunque la comunidad presenta una estructura dominada por especies carnívoras, lo que podría suponer una fuerte influencia en la estructuración de la diversidad o abundancia de los juveniles (Almany & Webster, 2004 y 2006), la falta de relación puede ser atribuida a la estructura conservativa que mostró el NTPC y la dominancia de especies micro-carnívoras. Dichas especies son de cuerpo pequeño y limitada capacidad de depredación sobre los juveniles de otras especies que se asientan a tallas grandes (Jenkins & King, 2006), como lo fue en el caso de *P. punctatus* y *C. rivulatus*. Incluso los cambios en abundancia de peces piscívoros no mostraron relación con los cambios en abundancia de los reclutas y juveniles.

La relación depredador-presa ha sido poco estudiada, no obstante su importancia en la estructuración de las comunidades de peces de arrecife. El estudio de este sistema, es imprescindible para estimar la abundancia tanto de presas (reclutas) como de sus potenciales depredadores (Beukers-Stewart &

Jones, 2004), y asociarlos con cambios en diversidad (Almany & Webster, 2004), comportamiento (Brydges *et al.*, 2008) y distribución de ambos dentro del arrecife (Adams & Ebersole, 2002).

Se ha argumentado que los cambios en la dinámica poblacional de peces de arrecife son consecuencia de la actividad humana (e. g. eutroficación, sobrepesca, introducción de especies exóticas; Chávez-Comparan & Macías-Zamora, 2005; Newman *et al.*, 2006). Otra hipótesis plantea que son consecuencia de la variación natural (Magill & Sayer, 2002; Daskalov, 2003; Freeman & Rogers, 2003). El área de estudio del presente trabajo tiene poca influencia de pesca o cualquier otro impacto antropogénico, por lo que los cambios observados en la comunidad de peces del arrecife pueden ser atribuidos mayormente a la variabilidad natural.

El modelo factorial de regresión múltiple (TSM, NTPC, abundancia de adultos y juveniles) utilizado para explicar la variación del asentamiento de los juveniles, evidenció diferencias en el efecto de las variables y sus interacciones en el reclutamiento. En el caso de *J. nigrirostris* no se detectó relación significativa con ninguna de las variables. Por el contrario en *P. punctatus*, fue posible explicar el 56% de la variación del reclutamiento, detectándose una fuerte dependencia a la abundancia de adultos, seguida de la TSM y la abundancia de sus juveniles. En *C. rivulatus* el modelo evidenció un patrón estacional en el reclutamiento asociado con el aumento de la TSM. El análisis independiente de las variables, en todas las especies, explicó un menor porcentaje de la variación del reclutamiento, lo que sugiere que la interacción entre las variables es una fuente importante de su variación. En la mayoría de los estudios sobre el reclutamiento de peces de arrecife, se describe su variación en relación a un solo un factor biótico o abiótico (Bergenius *et al.*, 2005). No obstante que en la realidad múltiples factores actúan en conjunto en la regulación de la estructura comunitaria de los peces de arrecife. Cuando no se considera su interacción, se puede dificultar la observación de los patrones de asentamiento-reclutamiento de las especies o generar resultados e interpretaciones erróneas (Shima, 1999).

La relación positiva entre la abundancia mensual de adultos y los reclutas de *P. punctatus*, sugiere que los procesos de densidad-dependencia de la actividad reproductiva en verano-otoño están relacionados con la TSM, evidenciándose su efecto en el número de reclutas a finales de otoño e invierno. La TSM se relaciona positiva y significativamente con varios aspectos de la biología de los peces, como al ciclo reproductivo (Arellano-Martínez *et al.*, 1999; Aburto-Oropeza *et al.*, 2007; Arellano-Martínez *et al.*, 2007; Hernández-Olalde, 2008) y el rápido crecimiento de los organismos durante la vida larval (Jobling, 1994; Arnott & Ruxton, 2002). Estas condiciones favorecen un rápido asentamiento al arrecife ya que las larvas permanecen menos tiempo expuestas a los depredadores planctónicos (Bergenius *et al.*, 2002).

Si bien la TSM fue un factor significativo de la variación del asentamiento de *P. punctatus* y *C. rivulatus*, su relación fue negativa en la primera y positiva en la segunda, lo que sugiere respuestas de asentamiento opuestas y diferentes entre especies (Arnott & Ruxton, 2002; Aburto-Oropeza *et al.*, 2007). Así mismo esto puede estar relacionado a la complejidad topográfica (Andrews & Anderson, 2004), intensidad de corrientes, viento, entre otros (ver: Sponaugle *et al.*, 2002).

La preferencia de hábitat en el arrecife genera diferentes patrones espaciales y temporales del reclutamiento entre especies. Esto tiende a diversificar el uso de los recursos limitantes como el sustrato (Ault & Johnson, 1998; Andrews & Anderson, 2004). En el caso de *J. nigrirostris*, posiblemente el éxito de reclutamiento esté en función de la disponibilidad de micro-habitats (corales, rocas) lo que también permite explicar la variación espacio-temporal de la abundancia de sus adultos y reclutas y la falta de relación con otras variables (Adjeroud *et al.*, 2002). Es posible que esto también aplique para *C. rivulatus*, especie bentónica y altamente territorialista.

Los estudios ecológicos dirigidos a evaluar los recursos pesqueros en arrecifes deben considerar la caracterización y disponibilidad de factores asociados a la biología de los peces para conocer la dinámica del reclutamiento y su variación espacio-temporal a través del uso de modelos predictivos (Halpern *et al.*, 2005; Sandin & Pacala, 2005) lo cual proporcionará un marco informativo más

completo para establecer medidas (y eventualmente) decisiones de conservación y manejo.

Finalmente, los resultados y observaciones obtenidos podrán ser considerados como base en la evaluación de la relación parentela-progenie en los peces de arrecife del Golfo de California, a pesar de la inherente variabilidad del reclutamiento.

CONCLUSIONES

Se amplía el registro de *LT* máxima reportada para *T. lucasanum* de 150 mm a 198 mm; para *M. dorsalis* de 310 mm a 371 mm y para *S. rectifraenum* de 130 mm a 160 mm.

En censos visuales, la asignación de talla a los organismos debe fundamentarse en el conocimiento de la talla de primera madurez para evitar errores en la clasificación de juveniles o adultos; las tasas de crecimiento permitirán establecer además la fecha de asentamiento de los juveniles al arrecife.

Los otolitos de las especies *A. troschellii*, *C. rivulatus*, *J. nigrirostris* y *P. punctatus* se validaron como estructuras adecuadas para describir su crecimiento somático.

Las tasas de crecimiento de los reclutas sugieren que algunos individuos pueden alcanzar la madurez sexual cinco meses posterior a su asentamiento en el arrecife.

El NTPC del arrecife Punta Perico mostró una comunidad de peces estructuralmente estable.

Los cambios mensuales en el reclutamiento de *P. punctatus* se asociaron a: abundancia de adultos, TSM, y abundancia de juveniles. Mientras que en *C. rivulatus* el reclutamiento presentó una fuerte estacionalidad asociada a la TSM.

BIBLIOGRAFÍA

- Abítia-Cárdenas, L. A., J. Rodríguez-Romero, F. Galván-Magaña, J. de la Cruz-Agüero & H. Chávez-Ramos. 1994. Systematic list of the ichthyofauna of La Paz Bay, Baja California Sur, Mexico. *Cienc. Mar.*, 20(2):159-181.
- Able, K. W., M. P. Fahay, D. A. Witting, R. S. McBride & S. M. Hagan. 2006. Fish settlement in the ocean vs. estuary: Comparison of pelagic larval and settled juvenile composition and abundance from southern New Jersey, U.S.A. *Est. Coast. Shelf Sci.*; 66:280-290.
- Aburto-Oropeza, O. & C. A. Sánchez-Ortíz. 2000. Reef resources of the Gulf of California: Management strategies for the marine ornate species. UABCS. México. 139 pp.
- Aburto-Oropeza, O. & E. F. Balart. 2001. Community structure of reef fish in several habitats of a rocky reef in the Gulf of California. *Mar. Ecol.*, 22(4):283-305.
- Aburto-Oropeza, O., E. Sala, G. Paredes, A. Mendoza & E. Ballesteros. 2007. Predictability of reef fish recruitment in a highly variable nursery habitat. *Ecology*, 88(9):2220-2228.
- Adams, J. A. & J. P. Ebersole. 2002. Use of back-reef and lagoon habitats by coral reef fishes. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 228:213-226.
- Adjeroud, M., D. Augustin, R. Galzin & B. Salvat. 2002. Natural disturbances and interannual variability of coral reef communities on the outer slope of Tiahura (Moorea, French Polynesia): 1991 to 1997. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 237:121-131.
- Ajah, P. O. & F. K. E. Nunoo. 2003. The effects of four preservation methods on length, weight and condition factor of the clupeid *Sardinella aurita* Val. 1847. *J. Appl. Ichthyol.*, 19:391-393.
- Almany, G. R. 2003. Priority effects in coral reef fish communities. *Ecology*, 84(7):1920-1935.

- Almany, G. R. 2004. Differential effects of habitat complexity, predators and competitors on abundance of juvenile and adult coral reef fishes. *Oecologia*, 141:105-113.
- Almany, G. R. & M. S. Webster. 2004. Odd species out as predators reduce diversity of coral-reef fishes. *Ecology*, 85(11):2933-2937.
- Almany, G. R. & M. S. Webster. 2006. The predation gauntlet: early post-settlement mortality in reef fishes. *Coral Reef*, 25:19-22.
- Alonzo, S. H. & M. Mangel. 2003. The effects of size-selective fisheries on the stock dynamics of and sperm limitation in sex-changing fish. *Fish. Bull.*, 102:1-13.
- Álvarez-Filip, L., H. Reyes-Bonilla & L. E. Calderón-Aguilera. 2006. Community structure of fishes in Cabo Pulmo reef, Gulf of California. *Mar. Ecol.*, 27:253-262.
- Anderson, T. W., C. T. Bartels, M. A. Hixon, E. Bartels, M. H. Carr & J. M. Shenker. 2002. Current velocity and catch efficiency in sampling settlement-stage larvae of coral-reef fishes. *Fish. Bull.*, 100:404-413.
- Andrade, A. B., L. F. Machado, M. Hostim-Silva & J. P. Barreiros. 2003. Reproductive biology of the dusky grouper *Epinephelus marginatus* (Lowe, 1834). *Braz. Arch. Biol. Technol.*, 46:373-381.
- Andrews, K. S. & T. W. Anderson. 2004. Habitat-dependent recruitment of two temperate reef fishes at multiple spatial scales. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 277:231-244.
- Arellano, M. 1997. *Biología reproductiva del ángel rey Holacanthus passer Valenciennes, 1846 y del ángel de Cortés Pomacanthus zonipectus (Gill, 1863) (Teleostei:Pomacanthidae), en la costa sur-occidental del Golfo de California, México*. Tesis de Maestría. CICIMAR-IPN, México. 88 p.
- Arellano-Martínez, M. & B. P. Ceballos-Vázquez. 2001. Reproductive activity and condition index of *Holacanthus passer* (Teleostei: Pomacanthidae) in the Gulf of California, Mexico. *Rev. Biol. Trop.* 49(3):865-869.

- Arellano-Martínez, M., B. P. Ceballos-Vázquez & F. Galván-Magaña. 2007. Reproductive cycle of the angelfish *Pomacanthus zonipectus* (Gill, 1863) (Pomacanthidae) from the Gulf of California, Mexico. *Hidrobiológica*, 17(3):241-248.
- Arellano-Martínez, M., B. P. Ceballos-Vázquez, F. García-Domínguez & F. Galván-Magaña. 1999. Reproductive biology of the King angelfish *Holacanthus passer* Valenciennes, 1846 in the Gulf of California, México. *Bull. Mar. Sci.*, 65(3):677-685.
- Arnott, S. A. & G. D. Ruxton. 2002. Sandeel recruitment in the North Sea: demographic, climatic and trophic effects. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 238:199-210.
- Arreola-Robles, J. L. & J. F. Elorduy-Garay. 2002. Reef fish diversity in the region of La Paz, Baja California Sur, Mexico. *Bull. Mar. Sci.*, 70(1):1-18.
- Ault, T. R. & C. R. Johnson. 1998. Relationships between habitat and recruitment of three species of damselfish (Pomacentridae) at Heron reef, Great Barrier Reef. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 223:145-166.
- Azzurro, E., A. Pais; P. Consoli & F. Andaloro. 2007. Evaluating day-night changes in shallow Mediterranean rocky reef fish assemblages by visual census. *Mar. Biol.*, 151(6):2245-2253.
- Balart, E. F., J. L. Castro-Aguirre, D. Aurióles-Gamboa, F. García-Rodríguez & C. Villavicencio-Garayzar. 1995. Adiciones a la ictiofauna de Bahía de La Paz, Baja California Sur, México. *Hidrobiológica*, 5(1-2):79-85.
- Basch, L., D. Shafer, W. Walsh & J. Eble. 2003. Recruitment dynamics and early life history strategies of key herbivorous coral reef fishes in a Hawaiian mpa network. Abstract, *84th Meeting Western Society of Naturalists, Long Beach, CA – Noviembre, 2003*.
- Beamish, R.J. & D.A. Fournier. 1981. "A method for comparing the precision of age determination". *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 38:982-983.

- Bellwood, D. R. 1988. The juvenile colour patterns of two *Scarus* species from the Western Pacific, *S. prasiognathos* and *S. tricolor*. *J. Nat. Hist.*, 22(6):1677-1682.
- Bellwood, D. R., & J. H. Choat. 1989. A description of the juvenile phase colour patterns of 24 parrotfish species (family Scaridae) from the Great Barrier Reef, 41 Australia. *Rec. Aust. Mus.*, 41:1-41.
- Bellwood, D.R. & R. Fisher. 2001. Relative swimming speeds in reef fish larvae. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 211:299-303.
- Bergenius, M. A. J., M. G. Meekan, D. R. Robertson & M. I. McCormick. 2002. Larval growth predicts the recruitment success of a coral reef fish. *Oecologia*, 131:521-525.
- Bergenius, M. A. J. & M. I. McCormick. 2005. Environmental influences on larval duration, growth and magnitude of settlement of coral reef fish. *Mar. Biol.* 147:291-300.
- Beukers, J. S. & G. P. Jones. 1997. Habitat complexity modifies the impact of piscivores on a coral reef fish population. *Oecologia*, 114:50-59.
- Beukers-Stewart B. D. & G. P. Jones. 2004. The influence of prey abundance on the feeding ecology of two piscivorous species of coral reef fish. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 299:155-184.
- Booth, D. J. 2002. Distribution changes after settlement in six species of damselfish (Pomacentridae) in One Tree Island lagoon, Great Barrier Reef *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 226:157-164.
- Booth, D. J. & D. M. Brosman. 1995. The role of recruitment dynamics in rocky shore and coral reef fish communities. *Adv. Ecol. Res.*, 26:309-385.
- Booth, D. J. & G. A. Beretta. 2002. Changes in a fish assemblage after a coral bleaching event. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 245:205-212.

- Bourillón, M. L., D. B. A. Cantú, A. F. Eccardi, F. E. Lira, R. J. Ramírez, G. E. Velarde & G. A. Zavala. 1991. Islas del Golfo de California. Secretaría de Gobernación/ UNAM. México, D.F. 292pp.
- Bozec, Y. M., S. Dolédec & M. Kulbicki. 2005a. An analysis of fish-habitat associations on disturbed coral reefs: chaetodontid fishes in New Caledonia. *J. Fish Biol.*, 66:966-982.
- Bozec, Y. M., M. Kulbicki, E. Chassot & D. Gascuel. 2005b. Trophic signature of coral reef fish assemblages: Towards a potential indicator of ecosystem disturbance. *Aquat. Living Resour.*, 18:103-109.
- Briggs, J. C. 1974. Marine zoogeography. McGraw-Hill, Nueva York, NY USA. 475 p.
- Brydges, N. M., N. Colegrave, R. J. P. Heathcote & V. A. Braithwaite. 2008. Habitat stability and predation pressure affect temperament behaviours in population of three-spined sticklebacks. *J. Anim. Ecol.*, 77:229-235.
- Bythell, J. C., Z. M. Hillis-Starr & C. S. Rogers. 2000. Local variability but landscape stability in coral reef communities following repeated hurricane impacts. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 204: 93-100.
- Cálapiz, A. S. 2004. *Composición y estructura comunitaria de peces de arrecife rocoso en Punta Perico e Isla Cerralvo, Baja California Sur, México*. Tesis de Maestría. CICIMAR-IPN, México. V + 58pp.
- Cámpo-Dávila, L., V. H. Cruz-Escalona, F. Galván-Magaña, A. Abitia-Cárdenas, F. J. Gutiérrez-Sánchez & E. F. Balart. 2005. Fish assemblages in a Gulf of California Marine Reserve. *Bull. Mar. Sci.* 77(3):347-362.
- Cargnelli, L. M. & M. R. Gross. 1996. The temporal dimension in fish recruitment: birth date, body size, and size-dependent survival in a sunfish (bluegill: *Lepomis macrochirus*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 53:360-367.
- Carr, M. H. & M. A. Hixon. 1995. Predation effects on early post-settlement survivorship of coral-reef fishes. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 124:31-42.

- Carr, M. H., T. W. Anderson & M. A. Hixon. 2002. Biodiversity, population regulation, and the stability of coral-reef fish communities. *Ecology*, 99(17):11241-11245.
- Carreño, A. L. & J. Helenes. 2002. Geology and ages of the islands. 14-40. En: Case, T. J., M. L. Cody & E. Ezcurra (Eds.) A new island biogeography of the Sea of Cortés. Oxford University Press, Nueva York. 669pp.
- Chabanet, P. & Y. Letourneur, 1995. Spatial patterns of size distribution of four fish species on Reunion coral reef flats. *Hydrobiologia*. 300/301:299-308.
- Chávez-Comparan, J. C. & R. Macías-Zamora. 2006. Structure of reef fish communities in the littoral of Colima, Mexico. *J. Biol. Sci.*, 6(1):65-75.
- Choat, J.H. & D. R. Robertson. 1991. Age-based studies on coral reef fishes. 57-80. En: Sale P.F (Ed.) Coral reef fishes. Academic Press, San Diego, CA., USA. 754pp.
- Choat, J. H. & L. M. Axe. 1996. Growth and longevity in acanthurid fishes; an analysis of otolith increments. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 134:15-26.
- Choat, J.H. & D. R. Robertson. 2006. Age-based studies. 57-80. En: Sale, P. F. (Ed.) Coral reef fishes. Dynamics and diversity in a complex ecosystem. Academic Press, San Diego, CA, USA. 549pp.
- Choat, J. H., K. D. Clements & W. D. Robbins. The trophic status of herbivorous fishes on coral reefs. *Mar. Biol.* 140:613-623.
- CONANP-SEMARNAT [Comisión de Áreas Naturales Protegidas - Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales]. 2000. Programa de manejo complejo insular del Espíritu Santo. CONANP. México. 194pp.
- Conell, J. H. 1997. Disturbance and recovery of coral assemblages. *Coral Reefs*, 16:S101-S113.
- Coleman, F. C., C. C. Koenig, G. R. Huntsman, J. A. Musick, A. M. Eklund, J. C. McGovern, R. W. Chapman, G. R. Sedberry & C. B. Grimes. 2000. Long-lived reef fishes: The Grouper-Snapper complex. *Fisheries*, 25(3):14-20.

- Cowen, R. K. 2006. Larval dispersal and retention and consequences for population connectivity. 149-170. En: Sale, P. F. (Ed.) Coral reef fishes: Dynamics and diversity in a complex ecosystem. Academic Press, San Diego, CA, USA. 754pp.
- CRIP (CENTRO REGIONAL DE INVESTIGACIÓN PESQUERA). 1996. Estudio basal ambiental, rasgos biológicos. Proyecto de Puerto Santiago, Manzanillo, Colima. 2:90-107.
- Daskalov, G. M. 2003. Long-term changes in fish abundance and environmental indices in the Black Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 255:259-270.
- Deloach, N. & P. Humann. 2003. *Reef fish Behavior*. Florida Caribbean Bahamas. Star Standard LTD. USA. 359pp.
- Diario Oficial de la Federación. 1999. Reglamento de la ley de pesca. México. D.F. 43pp.
- Dixon, P. A., M. J. Milicich & G. Sugihara. 1999. Episodic fluctuations in larval supply. *Science*, 283(5407):1528-1530.
- Dulčić, J., M. Kraljević, B. Grbec & A. Pallaoro. 1997. Composition and temporal fluctuations of inshore juvenile fish populations in the Kornati Archipelago, Eastern middle Adriatic. *Mar. Biol.*, 129: 267-277.
- English, S., C. Wilkinson & V. Baker. 1997. *Survey manual for tropical marine resources*. 2nd Ed. Australian Institute of Marine Science, Townsville. Australia. 390pp.
- Eggleston, D. B. 1995. Recruitment in Nassau grouper *Epinephelus striatus*: post-settlement abundance. Microhabitat features, and ontogenetic habitat shifts. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 124:9-22.
- Ecobar-Fernández, R. & M. Siri. 1997. Nombres vernáculos y científicos de los peces Del Pacífico mexicano. UABC-SIMAC. Nuevo León, México. 102 p.

- Espino-Barr, E., M. Cruz-Romero & A. García-Boa. 2003. Peces marinos con valor comercial de la costa de Colima, México. CONABIO-CRIP, Manzanillo, México. 106 p.
- Ferreira, C. E. L., J. E. A. Gonçalves & R. Coutinho. 2001. Community structure of fishes and habitat complexity on a tropical rocky shore. *Environ. Biol. Fish.*, 61:353-369.
- Ferreira, C. E. L. & J. E. A. Gonçalves. 2006. Community structure and diet of roving herbivorous reef fishes in the Abrolhos archipelago, south-western Atlantic. *J. Fish. Biol.* 69:1533-1551.
- Fiedler, P. C. 2002. Environmental change in the Eastern tropical Pacific Ocean: review of ENSO and decadal variability. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 244:265-283.
- Fisher, R. 2005. Swimming speeds of larval coral reef fishes: impacts on self-recruitment and dispersal. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 285:223-232.
- Fisher, W..F. Krupp; W. Schneider; C. Sommer; C. K. E. Carpenter & V.H. Niem (Eds.) 1995. Guía FAO para La identificación de especies para los fines de La pesca Pacífico centro-oriental. Roma, FAO vol. II: 648-1200 p., vol. III:1201-1843pp.
- Foster, S. A. 1987. Acquisition of a defended resource: a benefit of group foraging for the neotropical wrasse, *Thalassoma lucasanum*. *Environ. Biol. Fish.* 19(3):215-222.
- Foster, S. J. & C. J. Vincent. 2004. Life history and ecology of seahorses: implications for conservation and management. *J. Fish Biol.*, 65:1-61.
- Fowler, A. J. 1989. Description, interpretation and use of the microstructure of otoliths from juvenile butterflyfishes (family Chaetodontidae). *Mar. Biol.*, 102:167-181.
- Freeman, S. M. & S. I. Rogers. 2003. A new analytical approach to the characterization of macro-epibenthic habitats: linking species to the environment. *Est. Coast. Shelf Sci.*, 56:749-764.

- Froese, R. C. 2005. Cube law, condition factor and weight-length relationships: history, meta-analysis and recommendations. *J. Appl. Ichthyol.* 22:241-253.
- Froese, R. & C. Binohlan, 2003. Simple methods to obtain preliminary growth estimates for fishes. *J. Appl. Ichthyol.*, 19:376-379.
- Froese, R. & D. Pauly (Eds.). 2008. Fishbase world wide web electronic publication. www.fishbase.org, version (11/2008).
- Galván-Magaña, F., F. Gutiérrez-Sánchez, L. A. Abítia-Cárdenas & J. Rodríguez-Romero. 2000. The distribution and affinities of the shore fishes of the Baja California Sur Lagoons. 383-398. En: Manuwar, M., S .G. Lawrence, I. F. Manuwar & D. F. Malley (Eds.) Aquatic Ecosystems of Mexico: Status and Scope. Ecovision World Monograph Series. Backhuys Publishers. Leiden, The Netherlands. 456pp.
- Galván-Magaña, F., L. A. Abítia-Cárdenas, J. Rodríguez-Romero, H. Pérez-España & H. Chávez-Ramos. 1996. Lista sistemática de los peces de la Isla Cerralvo, Baja California Sur, México. *Cienc. Mar.*, 22(3):295-311.
- Galván-Piña, V. H., F. Galván-Magaña, L. A. Abítia-Cárdenas, F. J. Gutiérrez-Sánchez & J. Rodríguez-Romero. 2003. Seasonal structure of fish assemblages in rocky and Sandy habitats in Bahía de La Paz, Mexico. *Bull. Mar. Sci.*, 72(1):19-35.
- Gárate-Lizárraga, I., M. L. Hernández-Orozco, C. Band-Schmidt & G. Serrano-Casillas. 2001. Red tides along the coasts of the Baja California Sur, México (1984 to 2001). *Oceánides*, 16:127-134.
- Gárate-Lizárraga, I., D. J. López-Cortes, J. J. Bustillos-Guzman & F. Hernández-Sandoval. 2004. Blooms of *Cochlodinium polykrikoides* (Gymnodiniaceae) in the Gulf of California, Mexico. *Rev. Biol. Trop.*, 52(sup. 1):51-58.
- Garpe, K. C. & M. C. Öhman. 2003. Coral and fish distribution patterns in Mafia Island marine park, Tanzania: fish-habitat interactions. *Hydrobiologia* 498: 191-211.

- Gascuel, D. 2005. The trophic-level based model: a theoretical approach of fishing effects on marine ecosystems. *Ecol. Model.*, 189:315-332.
- Gascuel, D., Y.-M. Bozec, E. Chassot, A. Colomb & M. Laurans. 2005. The trophic spectrum: theory and application as an ecosystem indicator. *ICES J. Mar. Sci.*, 62:443-452.
- Gilligan, M. R. 1980. Beta diversity of a Gulf of California rocky-shore fish community. *Env. Biol. Fish.*, 5(2):109-116.
- Ginsburg, R. N. 2002. Atlantic and Gulf rapid reef assessment. Disponible en <http://coral.aoml.noaa.gov/agra/method/fish/.htm>. Ultimo acceso: Abril 2002.
- Gluyas-Millán, M. G. & C. Quiñonez-Velázquez. 1996. Evidence of different stocks of mackerel *Scomber japonicas*. *Cienc. Mar.* 22(3):377-395.
- González-Acosta, A. F., G. de la Cruz-Agüero, J. de la Cruz-Agüero & G. Ruíz-Campos. 2005. Seasonal pattern of the fish assemblage of El Conchalito mangrove swamp, La Paz Bay, Baja California Sur, Mexico. *Hidrobiológica*, 15(2):205-214.
- Grutter, A. S. & R. J. G. Lester 2002. Cleaner fish *Labroides dimidiatus* reduce “temporary” parasitic corallanid isopods on the coral reef fish *Hemigymnus melapterus*. *Mar. Biol. Prog. Ser.* 234:247-255.
- Guidetti, P., C. N. Bianchi, G. La Mesa, M. Modena. C. Morri, G. Sara & M. Vacchi. Abundance and size structure of *Thalassoma pavo* (Pisces: Labridae) in the western Mediterranean Sea: variability at different spatial scales. *J. Mar. Biol. Ass. UK.* 82:495-500.
- Gust, N., J. H. Choat & M. I. McCormick. 2001. Spatial variability in reef fish distribution, abundance, size and biomass: a multi-scale analysis. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 214:237-251.
- Halfar, J., L. Godinez-Orta, M. Mutti, J. E. Valdez-Holguín & J. E. Borges. 2004. Nutrient and temperature control on modern carbonate production: An example from the Gulf of California, Mexico. *Geo. Soc. Am.*, 32(3):213-216.

- Halpern, B. S., S. D. Gaines & R.R. Warner. 2005. Habitat size, recruitment, and longevity as factors limiting population size in stage-structured species. *Am. Nat.*, 165(1):82-94.
- Hay, M. E., J. D. Parker, D. E. Burkepile, C. C. Caudill, A. E. Wilson, Z. P. Hallinan & A. D. Chequer. 2004. Mutualism and aquatic community structure: the enemy of y enemy is my friend. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 35:175-197.
- Hernández-Olalde, L. 2008. *Ecología reproductiva de peces de arrecife rocoso en el suroeste del Golfo de California*. Tesis de Doctorado. CICIMAR-IPN, México. 168pp.
- Hernández, L. & E. Balart. 2008. Effect of hurricane John (2006) on invertebrates associated with coral in Bahía de La Paz, Gulf of California. *Abstract, 11Th International Coral Reef Symposium*. Fort Lauderdale, Florida, USA. Julio 7-11, 2008.
- Hixon, M. A. & M. S. Webster. 2006. Density dependence in reef fish populations. 303-325. En: Sale, P. F. (Ed.) *Coral Reef Fishes: dynamics and diversity in a complex ecosystem*. Academic Press, San Diego, CA, USA. 754pp.
- Hobson, E. S. 1965. Diurnal-nocturnal activity of some inshore fishes in the Gulf of California. *Copeia*, 3:291-302.
- Holbrook S. J., R. J. Schmitt & J. S. Stephens, Jr. 1997. Changes in an assemblage of temperate reef fishes associated with a climate shift. *Ecol. Appl.*, 7(4):1299-1310.
- Holbrook S. J., G. E. Forrester & R. J. Schmitt. 2000. Spatial patterns in abundance of a damselfish reflect availability of suitable habitat. *Oecologia*, 122:109-120.
- Horn, M. H. 1989. Biology of marine herbivorous fishes. *Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev.*, 27:167-272.
- Jenkins, G. P. & D. King. 2006. Variation in larval growth can predict the recruitment of a temperate, seagrass-associated fish. *Oecologia* 147:641-649.

- Jiménez, S. V. G. 1999. *Abundancia y estructura comunitaria de peces de arrecife rocoso en la zona de Isla Cerralvo, B.C.S., México*. Tesis de Maestría. CICIMAR-IPN. México. 91pp.
- Jobling, M. 1994. *Fish Bioenergetics*. Kluwer Academic Publishers/ Chapman y Hall. Londres. 309pp.
- Jones, G.P. 1991. Postrecruitment processes in the ecology of coral reef fish populations: a multifactorial perspective. 294-328. En: Sale, P.F. (Ed.) *The ecology of fishes on coral reefs*. Academic Press, San Diego, CA, USA. 754pp.
- Karr, R. J. 1981. Assessment of biotic integrity using fishing communities. *Fisheries*, 6(6):21-27.
- Kingsford. M. J., J. M. Leis, A. Shanks, K. C. Lindeman, S. G. Morgan & J. Pineda. 2002. Sensory environments, larval abilities and local self-recruitment. *Bull. Mar. Sci.*, 70(supl):309-340.
- Koutrakis, E. T. & A. C. Tsikliras. 2003. Length–weight relationships of fishes from three northern Aegean estuarine systems (Greece). *J. Appl. Ichthyol.*, 19:258-260.
- Krebs, C. J. 2000. *Ecología: estudio de la distribución y abundancia*. 2ª Ed. Oxford University Press. México. 753pp.
- Kritzer, J. P., C. R. Davies & B. D. Mapstone. 2001. Characterizing fish populations: effects of sample size and population structure on the precision of demographic parameter estimates. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 58:1557-1568.
- La Mesa, G., P. Louisy & M. Vacchi. 2002. Assessment of microhabitat preferences in juvenile dusky grouper (*Epinephelus marginatus*) by visual sampling *Mar. Biol.*, 140:175-185.
- Lavín, M.F., E. Palacios-Hernández & C. Cabrera. 2003. Sea surface temperature anomalies in the Gulf of California. *Geofís. Int.*, 42:363-375.

- Leis, J. M. 1991. The pelagic stage of reef fishes: the larval biology of coral reef fishes. 183-230. En: Sale, P. F. (Ed.) *The Ecology of Fishes on Coral Reefs*. Academic Press, San Diego, CA, USA. 754pp.
- Leis, J. M. & B. M. Carson-Ewart. 1999. In situ swimming and settlement behaviour of larvae of an Indo-Pacific coral-reef Fish, the coral trout *Plectropomus leopardus* (Pisces: Serranidae). *Mar. Biol.*, 134:51-64.
- Lessios, H. A. & D. R. Robertson. 2006. Crossing the impassable: genetic connections in 20 reef fishes across the eastern Pacific barrier. *Proc. R. Soc. B*. Publicado en línea doi:10.1098/rspb.2006.3543.
- Lewis, A. R. 1998. Effects of experimental coral disturbance on the population dynamics of fishes on large patch reefs. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 230:91-110.
- Linares, C. R. Coma, D. Diaz, M. Zabala, B. Hereu & L. Dantart. 2005. Immediate and delayed effects of a mass mortality event on gorgonian population dynamics and benthic community structure in the NW Mediterranean Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 305:127-137.
- Litvak, M. K. & W. C. Leggett. 1992. Age and size-selective predation on larval fishes: the bigger-is-better hypothesis revisited. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*; 81:13-24.
- Lluch-Cota, S. E. 2004. Gulf of California. 193-199. En: PISCES (Ed.) *Marine Ecosystems of the North Pacific*. PISCES Special Publication 1, Sidney, BC, Canada. 280 p.
- López-Sagástegui, C. & E. Sala. 2005. Marine biodiversity assessment and human impacts in the Ensenada de La Paz, Baja California Sur. Scripps Institution of Oceanography. La Jolla, CA. USA. 68pp.
- Loya-Salinas, D. H. & A. Escofet. 1990. Contribution to the calculation of the biological Value Index (Sanders, 1960). *Cienc. Mar.*, 16(2):97-115.
- Lozano, S. & F. A. Zapata. 2003. Short-term temporal patterns of early recruitment of coral reef fishes in the tropical Eastern Pacific. *Mar. Biol.*, 142:399-409.

- Macpherson, E. & N. Raventos. 2005. Settlement patterns and post-settlement survival in two Mediterranean littoral fishes: influences of early-life traits and environmental variables. *Mar. Biol.*, 148:167-177.
- MacKenzie, B. R., R. A. Myers & K. G. Bowen. 2003. Spawner-recruit relationships and fish stocks carrying capacity in aquatic ecosystems. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 248:209-220.
- Magill, S. H. & M. D. J. Sayer. 2002. Seasonal and interannual variation in fish assemblages of northern temperate rocky subtidal habitats. *J. Fish Biol.*, 61:1198-1216.
- Martínez-Gutiérrez, G. & L. Mayer. 2004. Huracanes en Baja California, México, y sus implicaciones en la sedimentación en el Golfo de California. *GEOS.*, 24(1):57-64.
- Mateo-Cid, L. E., C. A. Mendoza-González, G. C. Galicia & M. L. Huerta. 2000. Contribución al conocimiento de las algas marinas bentónicas de Punta Arena y Cabo Pulmo, Baja California Sur, México. *Act. Bot. Mex.*, 52:55-73.
- McCormick, M.I., L. Makey & V. Dufour. 2002. Comparative study of metamorphosis in tropical reef fishes. *Mar. Biol.*, 141:841-853.
- McIlwain, J. L. 2002. Link between reproductive output and larval supply of a common damselfish species, with evidence of replenishment from outside the local population. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 236:219-232.
- McIlwain, J., G.V. Hermosa, M. Claereboudt, H. S. Al-Oufi & M. Al-Awi. 2006. Spawning and reproductive patterns of six exploited finfish species from the Arabian Sea, Sultanate of Oman. *J. Appl. Ichthyol.*, 22(2):167-176.
- Meekan, M. G., J. L. Ackerman & G. M. Wellington. 2001. Demography and age structures of coral reef damselfish in the tropical eastern Pacific Ocean. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 212:223-232.
- Minch, J. & T. Leslie. 1991. The Baja highway: a geology and biology field guide for the Baja travelers, San Juan Capistrano. 233pp.

- Mora, C. & A. F. Ospina. 2002. Experimental effect of cold, La Niña temperatures on the survival of reef fishes from Gorgona Island (eastern Pacific Ocean). *Mar. Biol.*, 141:789-793.
- Morato, T., P. Afonso., P. Lourinho, R. D. M. Nash & R. S. Santos. 2003. Reproductive biology and recruitment of the white sea bream in the Azores. *J. Fish Biol.*, 63:59-72.
- Morgan, M. J. 2003. Variation with age in the timing and duration of spawning in American plaice. *J. Fish Biol.*, 62: 464-473.
- Morison, A. K., S. G. Robertson & D. G. Smith. 1998. An integrated system for production fish aging: image analysis and quality assurance. *N. Am. J. Fish. Manage.* 18:587-598.
- Moser, H. G. (Ed.) 1996. The early stages of fishes in the California current region. California cooperative oceanic fisheries investigations, Atlas No. 33. Allen Press. Lawrence, Kansas. U.S.A. XII-1505pp.
- Moyle, P. B., & J. J. Cech. 1988. Fishes an introduction to ichthyology. Prentice Hall. USA. 559pp.
- Myers, R. A. 2001. Stock and recruitment: generalizations about maximum reproductive rate, density dependence, and variability using meta-analytic approaches. *ICES J Mar Sci.*, 58:937-951.
- Newman, M. J. H., G. A. Paredes, E. Sala & J. B. C. Jackson. 2006. Structure of Caribbean coral reef communities across a large gradient of fish biomass. *Ecol. Letters*, 9:1216-1227.
- Nyström, M. C. Folke & F. Moberg. 2000. Coral reef disturbance and resilience in a human-dominated environment. *Tren. Ecol. Evol.*, 15(10):413-417.
- Ogden, J. C. & P. S. Lobel. 1978. The role of herbivorous fishes and urchins in coral reef communities. *Env. Biol. Fish.* 3(1):49-63.

- Panella, G. 1980. Growth patterns in sagittae. 519-560. En: Rhoads D.C. & R.A. Lutz (Eds.) Skeletal growth of aquatic organism. Biological record of environmental change. Plenum Press. Nueva York, NY, USA. 750pp.
- Paradis, A. R., P. Pepin & J. A. Brown. 1996. Vulnerability of fish eggs and larvae to predation: review of the influence of the relative size of prey and predator. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 53:1226-1235.
- Paredes, R. G. A. 2000. *Reclutamiento de peces de arrecife en los Islotes, B.C.S., México*. Tesis de Licenciatura. UABCS. México. 50pp.
- Paris, C. B. & R. K. Cowen. 2004. Direct evidence of a biophysical retention mechanism for coral reef fish larvae. *Limnol. Oceanogr.* 49(6):1964-1979.
- Pérez-España, H., F. Galván-Magaña & L. A. Abítia-Cárdenas. 1996. Variaciones temporales y espaciales en la estructura de la comunidad de peces de arrecifes rocosos del suroeste del Golfo de California, México. *Cienc. Mar.*, 22(3):273-294.
- Philibote, J. 2002. Pelagic larval duration of the Caribbean wrase, *Thalassoma bifasciatum*. *Biol. Bull.* 203:245-246.
- Piña, R. E. 2005. La pesquería de especies marinas de ornato en México. El parque marino de Loreto, B.C.S., como estudio de caso. Tesis de Maestría. CICIMAR-IPN. México. 86pp.
- Pile, A. J., R. N. Lipcius, J. van Montfrans & R. J. Orth. 1996. Density-dependent settler recruit-juvenile-relationships in blue crabs. *Ecol. Monogr.* 66:277-300.
- Planes, S. 1993. Genetic differentiation in relation to restricted larval dispersal of the convict surgeonfish *Acanthurus triostegus* in French Polynesia. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 98:237-246.
- Planes, S., A. Levefre, P. Legendre & R. Galzin. 1993. Spatio-temporal variability in fish recruitment to a coral reef (Moorea, French Polynesia). *Coral Reefs*, 12:105-113.

- Pondella, D. J., B. E. Gintert, J. R. Cobb & L. G. Allen. 2005. Biogeography of the nearshore rocky-reef fishes at the southern and Baja California Islands. *J. Biogeogr.* 32:187-201.
- Privitera, L. A. 2002. Reproductive biology of the coral-reef goby *Asterropteryx semipunctata*, in Kaneohe bay, Hawaii. *Environ. Biol. Fish.*, 65:289-310.
- Purcell, J. E. & M. N. Arai. 2001. Interactions of pelagic cnidarians and ctenophores with fish: a review. *Hydrobiologia* 451:27-44.
- Quijada, P. A. & C. W. Cáceres. 2000. Patrones de abundancia, composición trófica y distribución espacial del ensamble de peces intermareales de la zona centro-sur de Chile. *Rev. Chil. Hist. Nat.* 73(4):739-747.
- Quiñonez-Velázquez, C. M., O. Nevarez-Martínez & M. G. Gluyas-Millán. 2000. Growth and hatching dates of juvenile pacific sardine *Sardinops caeruleus* in the Gulf of California. *Fish. Res.*, 48:99-106.
- Reyes-Bonilla, H., J. D. Carriquiry, G. E. Leyte-Morales & A. L. Cupul-Magaña. 2002. Effects of the El Niño-Southern Oscillation and the anti-El Niño event (1997–1999) on coral reefs of the western coast of México. *Coral Reefs*, 21:368-372.
- Ricker, W. R. 1979. Growth rates and models. 677-743. En: Hoar, W. S., D. J. Randall & J. R. Brett. (Eds.) *Fish Physiology, VII Bioenergetics and Growth*. Academic Press, Nueva York, USA. XVII + 786pp.
- Roberts, C. M. & R. F. G. Ormond. 1987. Habitat complexity and coral reef fish diversity and abundance on Red Sea fringing reefs. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 41:1-8.
- Robertson, D. R. 1988. Settlement and population dynamics of *Abudefduf saxatilis* on patch reefs in Caribbean Panama. Proceedings of the 6th Coral Reef Symposium. Australia. 1(2):839-844.
- Robertson, D. R. & G. R. Allen. 2006. Shorefishes of the tropical eastern Pacific: an information system. Version 2.0. Smithsonian Tropical Research Institute. Balboa, Panamá.

- Robertson, D. R., U. M. Shoher & J. D. Brawn. 1993. Comparative variation in spawning output and juvenile recruitment of some Caribbean reef fishes. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 94:105-113.
- Rodríguez, G. M. 1992. Técnicas de evaluación cuantitativa de la madurez gonádica en peces. AGT. México. 79pp.
- Saborido-Rey, F. 2002. Ecología de la reproducción y potencial reproductivo en las poblaciones de peces marinos. Curso de doctorado 2002-2004. Universidad de Vigo. España. 71pp.
- Sala, E., O. Aburto-Oropeza, G. Paredes, I. Parra, J. C. Barrera & P. K. Dayton. 2002. A general model for designing networks of marine reserves. *Science*, 298:1991-1993.
- Sale, P.F. 1980. The ecology of fishes on coral reefs. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.*, 18:367-421.
- Sale, P. F. 1997. Visual census of fishes: how well do we see what is there? *Proc. 8th Int. Coral Reef Sym.*, 2:1435-1440.
- Sale, P. F. & N. Tolimieri. 2000. Density dependence at some time and place? *Oecologia*, 124:166-171.
- Sale, P.F., J. A. Guy & W. J. Steel. 1994. Ecological structure of assemblages of coral reef fishes on isolated patch reef. *Oecologia*, 98:83-99.
- Sánchez-Alcántara, I., O. Aburto-Oropeza, E. F. Balart, A. L. Cupul-Magaña, H. Reyes-Bonilla & C. Sánchez-Ortiz. 2006. Threatened fishes of the world: *Holacanthus passer*. *Environ. Biol. Fish.* 77(1):97-99.
- Sánchez-Ortiz, C., J. L. Arreola-Robles, O. Aburto-Oropeza & M. Cortés-Hernández. 1997. Peces de arrecife en la región de la Paz, B.C.S. México. 177-188. En: Urbán, J. R. & M. R. Ramírez (Eds.) La Bahía de la Paz. Investigación y Conservación. UABCS-PRONATURA. 345pp.

- Sandin, S. A., & S. W. Pacala. 2005. Demographic theory of coral reef fish populations with stochastic recruitment: comparing sources of population regulation. *Am. Nat.*, 165:107-119.
- Sano, M. 2000. Stability of reef fishes assemblages: responses to coral recovery after catastrophic predation by *Acanthaster planci*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 198:121-130.
- Santamaría-del-Ángel, E., S. Álvarez-Borrego & F. E. Muller-Karger. 1994. Gulf of California biogeographic regions based on coastal zone color scanner imagery. *J. Geophys. Res.*, 99:7411-7421.
- Secor, D. H., J. M. Dean & E. H. Laban. 1991. Manual for otolith removal and preparation for microstructural examination. Belle W. Baruch Institute for Marine Biology and Coastal Research, University of South Carolina, Columbia. USC-BI-89-01. 77pp.
- Shafer, D. J. 2000. Evaluation of periodic and aperiodic otolith structure and somatic-otolith scaling for use in retrospective life history analysis of a tropical marine goby, *Bathygobius coalitus*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 199:217-229.
- Shima, J. S. 1999. Variability in relative importance of determinants of reef fish recruitment. *Ecol. Letters* 2:304-310.
- Shima, J. S. 2002. Mechanisms of density-and-number-dependent population regulation of a coral-reef fish. *Mar. Freshwater Res.*, 53:157-179.
- Smith, T. M., R. W. Reynolds, T. C. Peterson & J. Lawrimore. 2008. Improvements to NOAA's historical merged land-ocean surface temperature analysis (1880-2006). *J. Climate*, 21:2283-2296.
- Sponaugle, S. & R. K. Cowen. 1997. Early life history traits and recruitment patterns of Caribbean wrasses (Labridae). *Ecol. Monogr.*, 67(2):177-202.
- Sponaugle, S., K. Grorud-Colvert & D. Pinkard. 2006. Temperature-mediated variation in early life history traits and recruitment success of the coral reef

- fish *Thalassoma bifasciatum* in the Florida Keys. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 308:1-15.
- Sponaugle, S. R. K. Cowen, A. Shanks, S. G. Morgan, J. M. Leis, J. Pineda, G. W. Boehlert, M. J. Kingsford, K. C. Lindeman, C. Grimes & J. L. Munro. 2002. Predicting self-recruitment in marine populations: biophysical correlates and mechanisms. *Bull. Mar. Sci.* 70(1) Suppl:341-375.
- StatSoft, Inc. 2004. STATISTICA (data analysis software system), version 7. www.statsoft.com.
- Syms, C. & G. P. Jones. 2000. Disturbance, habitat structure, and the dynamics of a coral-reef fish community. *Ecology*, 81(10):2714-2729.
- Thébault, E. & M. Loreau. 2005. Trophic interactions and the relationship between species diversity and ecosystem stability. *Am. Nat.*, 166(4):95-114.
- Thresher, R.E. 1984. *Reproduction in Reef Fishes*. T.F.H. Publications, Inc. Ltd. USA. 399pp.
- Thomson, D. A. & M. R. Gilligan. 2002. Rocky-shore fishes. 154-180. En: Case, T. J., M. L. Cody & E. Ezcurra (Eds.) A new island biogeography of the Sea of Cortés. Oxford University Press, Nueva York, NY., USA. 669pp.
- Thomson, D. A., L. T. Findley & A. N. Kerstitch. 2000. Reef fishes of the Sea of Cortez. The University of Texas Press. Austin, Texas USA. 353pp.
- Tolimieri, N., P. F. Sale, R. S. Nemeth & K. B. Gestring. 1998. Replenishment of population of Caribbean reef fishes: are spatial patterns of recruitment consistent through time? *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 230:55-71.
- Trnski, T. 2002. Behaviour of settlement-stage larvae of fishes with an estuarine juvenile phase: *in situ* observations in a warm-temperate estuary *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 242:205-214.
- Trujillo, M. O. 2003. *Reclutamiento de peces de arrecife en Isla Cerralvo y Punta Perico, B.C.S., México*. Tesis de Maestría. CICIMAR-IPN. México. 84pp.

- Trujillo-Millán, O., J. De la Cruz-Agüero & J. F. Elorduy-Garay. 2006. First reported records of *Prionurus laticlavius* (Perciformes: Acanthuridae) from the Gulf of California. *Bull. Mar. Sci.*, 78(2):393-395.
- Valle. C., J. T. Bayle & A. A. Ramos. 2003. Weight-length relationships for selected fish species of the western Mediterranean Sea. *J. Appl. Ichthyol.*, 19:261-262.
- Valles, H., D. L. Kramer & W. Hunte. 2006. A standard unit for monitoring recruitment of fishes to coral reef rubble. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 336:171-183.
- Victor, B.C. 1986. Larval settlement and juvenile mortality in a recruitment-limited coral reef fish population. *Ecol. Monogr.*, 56(2):145-160.
- Victor, B. C. 1991. Settlement strategies and biogeography of reef fishes. 231-260 En: Sale, P. F. (Ed.) *The Ecology of coral reef fishes*. Academic Press, San Diego, CA, USA. 754pp.
- Victor, B. C. & G. M. Wellington. 2000. Endemism and the pelagic larval duration of reef fishes in the eastern Pacific Ocean. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 205:241-248.
- Victor, B. C., G. M. Wellington, D. R. Robertson & B. I. Ruttenberg. 2001. The effect of the El Niño-southern oscillation event on the distribution of reef-associated labrid fishes in the Eastern Pacific Ocean *Bull. Mar. Sci.*, 69(1):279-288.
- Vigliola, L. & M. Harmelin-Vivien. 2001. Post-settlement ontogeny in three Mediterranean reef fish species of the genus *Diplodus*. *Bull. Mar. Sci.*, 68:271-286.
- Waldner, R. E. & D. R. Robertson. 1980. Patterns of habitat partitioning by eight species of territorial Caribbean damselfishes (Pisces: Pomacentridae). *Bull. Mar. Sci.* 30: 171-186.
- Waltho, N. D. & J. Kolasa. 1996. Stochastic determinants of assemblage patterns in coral reef fishes: a quantification by means of two models. *Environ. Biol. Fish.*, 47:255-267.

- Wantiez, L. & P. Thollot. 2000. Settlement, post-settlement mortality and growth of the damselfish *Chromis fumea* (Pisces: Pomacentridae) on two artificial reefs in New Caledonia (south-west Pacific Ocean). *J. Mar. Biol.*, 80:1111-1118.
- Warner, R. R. 1982. Mating systems, sex change and sexual demography in the rainbow wrasse, *Thalassoma lucasanum*. *Copeia*, 3:653-661.
- Wilson, D. T. 2001. Patterns of replenishment of coral-reef fishes in the nearshore waters of the San Blas Archipelago, Caribbean Panama. *Mar. Biol.*, 139:735-753.
- Wilson, D. T. & M. I. McCormick. 1999. Microstructure of settlement-marks in the otoliths of tropical reef fishes. *Mar. Biol.*, 134:29-41.
- Wright, K. J., D. M. Higgs, A. J. Belanger & J. M. Leis. 2005. Auditory and olfactory abilities of pre-settlement larvae and post-settlement juveniles of a coral reef damselfish (Pisces: Pomacentridae). *Mar. Biol.*, 147:1425-1434.
- Zander, C. D., J. Nieder & K. Martin. 1999. Vertical distribution patterns. 29-48. En: Horn, M. H., K. L. M. Martin & M. A. Chotkowski. (Eds.) Intertidal fishes, life in two worlds. Academic Press, San Diego, CA. USA. 399pp.
- Zar, H.J. 1974. Biostatistical analysis. Prentice Hall. Biological Sciences Series. USA. 620pp.

ANEXO 1

A continuación se presenta, en orden alfabético, una reseña de las especies seleccionadas:

Abudefduf troschelii (Bloch & Schneider, 1801)

Familia Pomacentridae

Nombre común: Mulegino

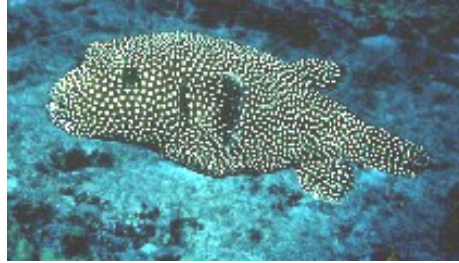


Especie asociada al arrecife. Se distribuye desde la superficie hasta los 15 m de profundidad. Presenta una longitud total máxima registrada de 23 cm. Se distribuye en el Pacífico desde Bahía San Juanico, Baja California y el Golfo de California hasta el norte de Perú incluyendo las Islas Galápagos. Usualmente forma agregaciones. Es una especie carnívora que se alimenta durante el día del plancton y de pequeños invertebrados bentónicos. Presenta un cuerpo de color amarillo en el dorso y la parte ventral blanca a verde plateada; cinco barras negras a cada lado y una sexta menos distintiva en el pedúnculo caudal. Especie gonocórica de fertilización externa y desoves bentónicos. Se reproduce durante el verano hasta el otoño. Durante el periodo reproductivo, el macho reproductivo adquiere una tonalidad de cuerpo azul-morado oscuro y establece un territorio temporal dentro del cual forma y cuida del nido donde las hembras depositan sus huevos. Especie con potencial de ornato. Referencias: Foster (1987); Hernández-Olalde (2008); Robertson & Allen (2006); Froese & Pauly (2008).

Arothron meleagris (Bloch & Schneider, 1801)

Familia Tetraodontidae

Nombre común: Botete Pinto

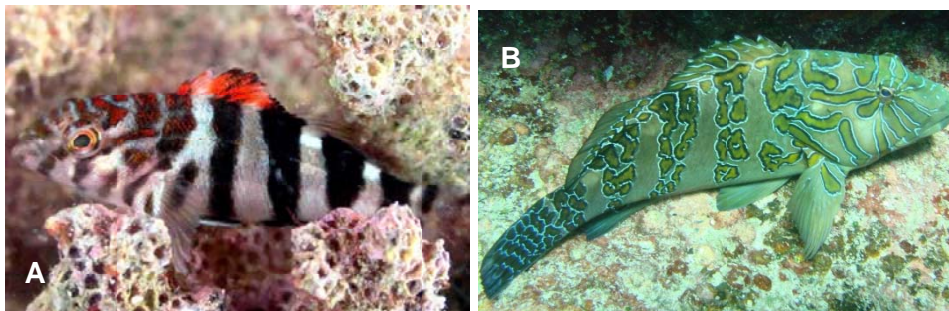


Especie con distribución tropical y subtropical en áreas del Atlántico, Índico y Pacífico. Se encuentra asociada a los arrecifes de coral y rocoso, con una distribución vertical entre 2 m y 30 m de profundidad. Es un omnívoro que se alimenta principalmente de coral, esponjas, moluscos, briozoarios, tunicados, algas y detrito. Generalmente se observa solitaria. Por su abundancia se considera como una especie común o rara. Longitud total máxima 40 cm. Color del cuerpo negro con puntos blancos. Presenta un alto valor de apreciación en los acuarios, alcanzando precios entre \$550 y \$750 MN. Referencias: Escobar-Fernández & Siri (1997), Robertson & Allen (2006), Froese & Pauly (2008).

Cirrhitis rivulatus Valenciennes, 1846

Familia Cirrhitidae

Nombre común: Mero Chino



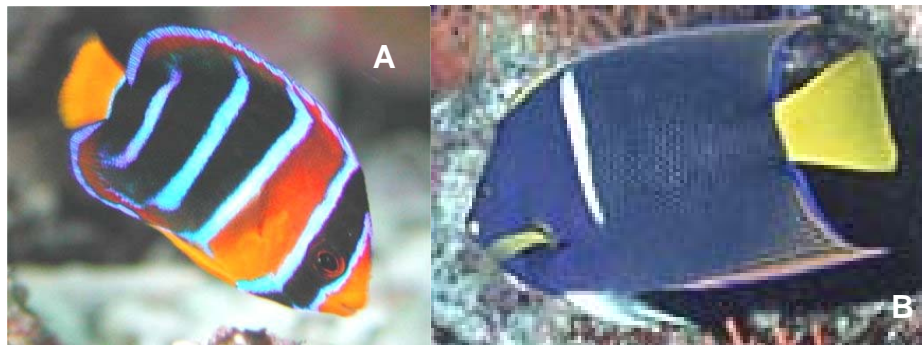
Especie tropical asociada a arrecifes del Pacífico Oriental Central, se distribuye desde el Golfo de California, México, hasta Colombia y en las Islas

Galápagos. Se encuentra desde 2 m hasta 23 m de profundidad. Es una especie carnívora de pequeños cangrejos, peces y moluscos. Vive solitaria en aguas poco profundas. Los adultos presentan una coloración verde aceituna en el cuerpo, con cuatro franjas oblicuas formadas por manchas irregulares más oscuras con el borde azul cobalto, manchas y franjas similares en la cabeza dispuestas radialmente a partir del ojo (B). Los juveniles son de color blanco con franjas negras, la porción espinosa de la aleta dorsal es de color rojo (A). Es una especie hermafrodita protogínica que se reproduce principalmente de verano a otoño. Los machos mantienen su territorio con varias hembras, desovando en la columna de agua durante el ocaso. Longitud total máxima 60 cm, con un peso máximo de 5000 g. Tiene valor comercial para consumo humano, así como para la pesca deportiva. Por su abundancia es una especie rara. En una especie con potencial para la pesca de ornato. Referencias: Fisher *et al.* (1995), Escobar-Fernández & Siri (1997), Hernández-Olalde (2008); Froese & Pauly (2008).

Holacanthus passer Valenciennes, 1846

Familia Pomacanthidae

Nombre común Ángel Rey



Especie asociada al arrecife con distribución tropical. Se encuentra desde los 4 m hasta los 30 m de profundidad. Los adultos (B) con una coloración gris azul aterciopelada; una barra blanca en el costado posterior de la aleta pectoral; aleta caudal amarilla a naranja intenso; juveniles (A) anaranjados en la parte anterior, color café atrás formando barras delimitadas por cuatro barras azules angostas, una barra semejante en la cabeza que pasa por el ojo. Los juveniles

viven solitarios al ser territorialistas y pueden comportarse como “limpiadores” de parásitos de otros peces; los adultos forman agrupaciones. Su alimentación omnívora le permite acceder a todo tipo de presa. Es una especie hermafrodita protogínica con un sistema social de harén; las hembras con tallas más cortas que los machos. Es un desovador parcial pelágico con desarrollo asincrónico de las gónadas. El periodo reproductivo inicia en abril y finaliza en noviembre con picos máximos de actividad reproductiva de junio a septiembre. La fecundidad parcial media estimada es de 59 690 ovocitos/individuo. Especie con gran importancia comercial en la industria del acuarismo, alcanzando precios entre \$300 y \$1000 MN. Longitud total máxima 36 cm. En el Bajo Golfo su reclutamiento ocurre principalmente durante la época cálida. En la región es una especie frecuente. Referencias: Bourillón *et al.* (1991), Fisher *et al.* (1995), Escobar-Fernández & Siri (1997), Arellano-Martínez *et al.* (1999), Arellano-Martínez & Ceballos-Vázquez (2001), Paredes (2000); Froese & Pauly (2008).

Johnrandallia nigrirostris (Gill, 1862)

Familia Chaetodontidae

Nombre común: Mariposa Barbero

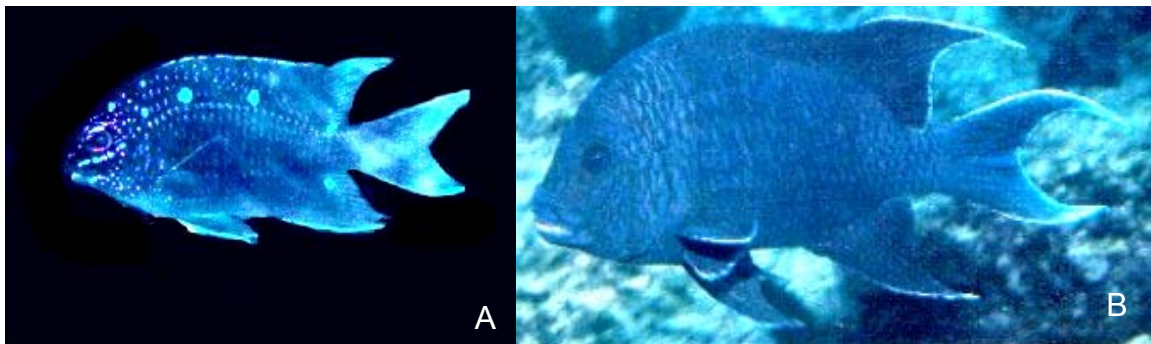


Especie de ambientes tropicales asociada al arrecife. Puede formar grandes cardúmenes sobre los arrecifes coralinos o rocosos. Especie carnívora que se alimenta de gasterópodos y pequeños crustáceos. Se distribuye verticalmente en la columna del agua desde 6 m hasta 40 m de profundidad, pero usualmente se encuentra de 6 m a 12 m. Longitud total máxima 20 cm. Presenta un cuerpo color amarillo con bandas negras sobre la nariz, a través de los ojos y la cabeza y a lo

largo de la base de la aleta dorsal y rostro blanco. Especie con importancia comercial acuarística, siendo los juveniles los que representan mayor valor comercial, entre \$200 y \$250 MN. Su intervalo de distribución se extiende desde Baja California a Panamá y las Islas Galápagos. Por su abundancia, en el área de estudio puede considerarse común. Referencias: Escobar-Fernández & Siri (1997), Robertson & Allen (2006); Froese & Pauly (2008).

Microspathodon dorsalis (Gill, 1862)

Familia Pomacentridae
Nombre común: Damisela Gigante



De ambiente tropical, es una especie asociada al arrecife encontrándose por debajo de la zona de oleaje (1 m) hasta los 25 m de profundidad. Longitud patrón máxima registrada 31 cm. Se distribuye en la parte sur de la península de Baja California y Golfo de California hasta ecuador incluyendo las islas oceánicas excepto las Clipperton. Los juveniles (A) presentan una coloración azul iridiscente con puntos azul brillante a lo largo del dorso; los adultos (B) tienen una coloración azul oscuro con el margen de las aletas de color claro. Se alimenta principalmente de algas. Los machos adquieren un territorio permanente que defienden como zona de alimentación y de reproducción. Especie gonocórica de fertilización externa con desove bentónico. Durante la época de reproducción (verano), los machos forman un nido dentro del territorio en el cual las hembras adhieren sus huevos. El valor de apreciación de la especie dentro de la pesca de ornato es medio, alcanzando valores alrededor de los \$200 MN. Los juveniles al parecer se encuentran preferentemente alrededor de los 3 m de profundidad. Es una especie frecuente a común en los arrecifes del sureste de Golfo de California. Referencias:

Fisher *et al.* (1995), Escobar-Fernández & Siri (1997), Hernández-Olalde (2008); Froese & Pauly (2008).

***Prionurus punctatus* Gill, 1862**

Familia Acanthuridae

Nombre común: Cirujano Cochinito



Especie de ambiente tropical asociada al arrecife. Se distribuye en ambas costas de la porción sur de la península de Baja California y norte del Golfo de California hasta Costa Rica incluyendo las Islas Galápagos. Los juveniles (A) se encuentran principalmente por debajo de la rompiente de las olas. Los adultos (B) se encuentran en la columna del agua en cardúmenes, generalmente entre 6 m y 12 m y raramente a mayor profundidad. Cuerpo color gris con numerosos puntos pequeños de color negro cubriendo su cabeza y cuerpo; dos barras oscuras en la cabeza; aleta caudal amarilla brillante. Los juveniles con dos variables de color, la más común de color similar al adulto y otra de cuerpo completo color amarillo. Se alimenta de algas que se encuentran sobre las rocas. Alcanza una longitud total máxima de 60 cm. Con importancia comercial para el acuarismo, alcanzando un valor de \$60 MN por individuo. Usualmente forma cardúmenes y puede asociarse con el pez cirujano *Acanthurus triostegus* tanto en su periodo juvenil como adulto. Especie dominante a frecuente en los arrecifes del Golfo de California. Referencias: Escobar-Fernández & Siri (1997), Espino-Barr *et al.* (2003), Robertson & Allen (2006); Froese & Pauly (2008).

***Stegastes rectifraenum* (Gill, 1862)**

Familia Pomacentridae

Nombre común: Damisela de Cortés



A



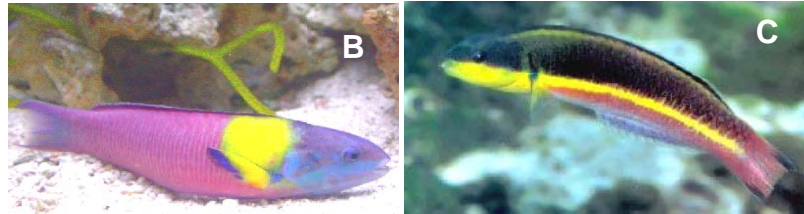
B

Especie marina subtropical asociada a arrecifes rocosos entre 1 m y 12 m de profundidad. Longitud total máxima registrada 13 cm. Su alimentación es omnívora. Se distribuye desde el norte de Baja California, incluyendo el Golfo de California y hasta Acapulco incluyendo las islas Revillagigedo. Los juveniles (A) presentan una coloración de cuerpo azul, el centro de las escamas y un par de líneas sobre la cabeza y nuca de color azul neón y un ocelo negro rodeado de un azul neón ubicado en la base de la aleta dorsal blanda; los adultos (B) con un cuerpo de color café oscuro. Los machos adquieren un territorio permanente que defienden como zona de alimentación y de reproducción. Especie gonocórica de fertilización externa con desove bentónico. Durante la época de reproducción (verano), los machos forman un nido dentro del territorio en el cual las hembras adhieren sus huevos. El valor de apreciación de la especie dentro de la pesca de ornato es bajo, alcanzando valores alrededor de los \$50 MN. Es una especie frecuente en los arrecifes del sureste de Golfo de California. Referencias: Piña (2005); Robertson & Allen (2006); Froese & Pauly (2008); Hernández-Olalde (2008).

Thalassoma lucasanum Gilbert, 1890

Familia Labridae

Nombre común: viejita arcoiris de Cortés



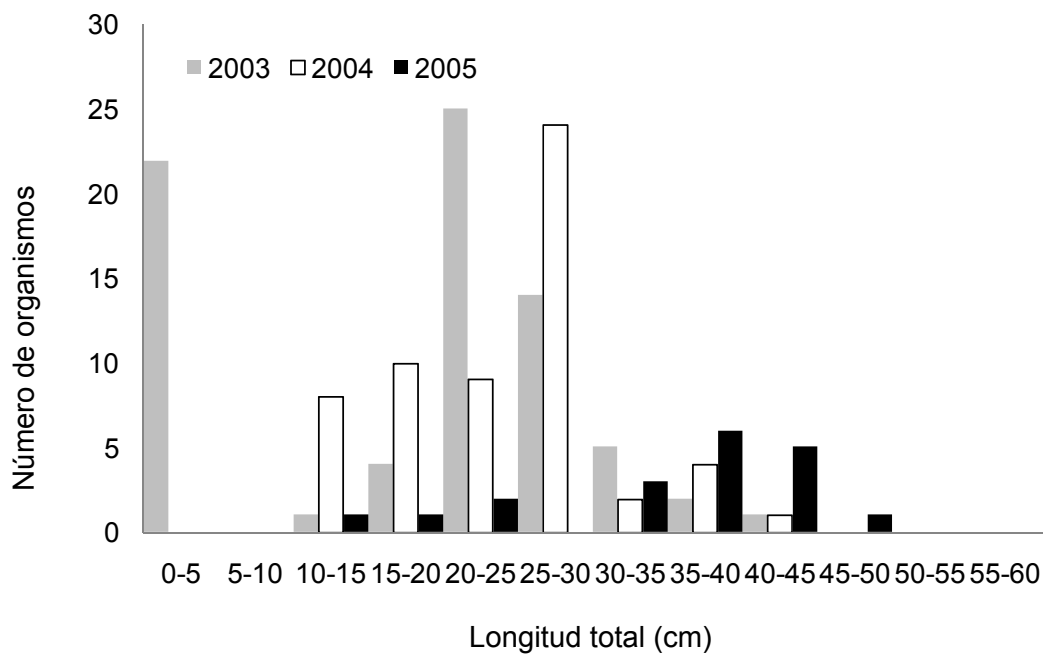
Especie tropical de actividad diurna asociada al arrecife. Forma agregaciones pequeñas que nadan por encima del arrecife. Microcarnívoro que se alimenta de plancton, pequeños peces e invertebrados. Tiene un valor acuarístico de medio a bajo, alcanzando precios de playa de \$10 a \$30 MN y de \$120 MN en acuarios. Se encuentra a profundidades a partir de unos cuantos centímetros hasta 64 m. Es un desovador pelágico de fecundación externa. La población presenta la formación de machos primarios y machos secundarios producto de la reversión sexual (hermafrodita protogínico) que se completa de dos a seis semanas. Longitud total máxima 15 cm. Los juveniles (A) y los machos y hembras (B) presentan una coloración similar de tonalidad amarilla con una franja ancha media dorsal café obscura que va desde el extremo del hocico hasta la base de la aleta caudal, y una franja café obscura estrecha de la mitad dorsal de la cabeza y cuerpo hacia la aleta dorsal, una tercera franja estrecha de color rojizo con un estrecho borde distal azulado en la parte ventral. Los machos dominantes (también conocidos como secundarios o “super-machos”) presentan un dicromatismo sexual con la cabeza azulada, seguida de una franja amarilla a la altura de la aleta pectoral y el resto del cuerpo rosa con brillos azules a verdes (C). Los machos dominantes son generalmente solitarios con un mayor rango de dispersión cuidando de su harén, pero permaneciendo dentro de la zona. Esta especie llega a ser la mas dominante de los arrecifes rocosos de la parte sur del Golfo de California, ocupando generalmente entre el primero y quinto lugar del índice de valor biológico (IVB). La época de reclutamiento ocurre principalmente

en verano pero puede durar de primavera a otoño. Los juveniles pueden presentar comportamiento de "limpiadores" y a veces se encuentran asociados con juveniles de otras especies de lábridos, como *T. grammaticum*, *Halichoeres dispilus* y *H. nicholsi*, algunos escáridos (*Scarus* spp.) y el blenio *Plagiotremus azaleus*, todos ellos mimetizándose con el fin de parecer un cardumen. Referencias: Warner (1982), Escobar-Fernández & Siri (1997), Froese & Pauly (2008).

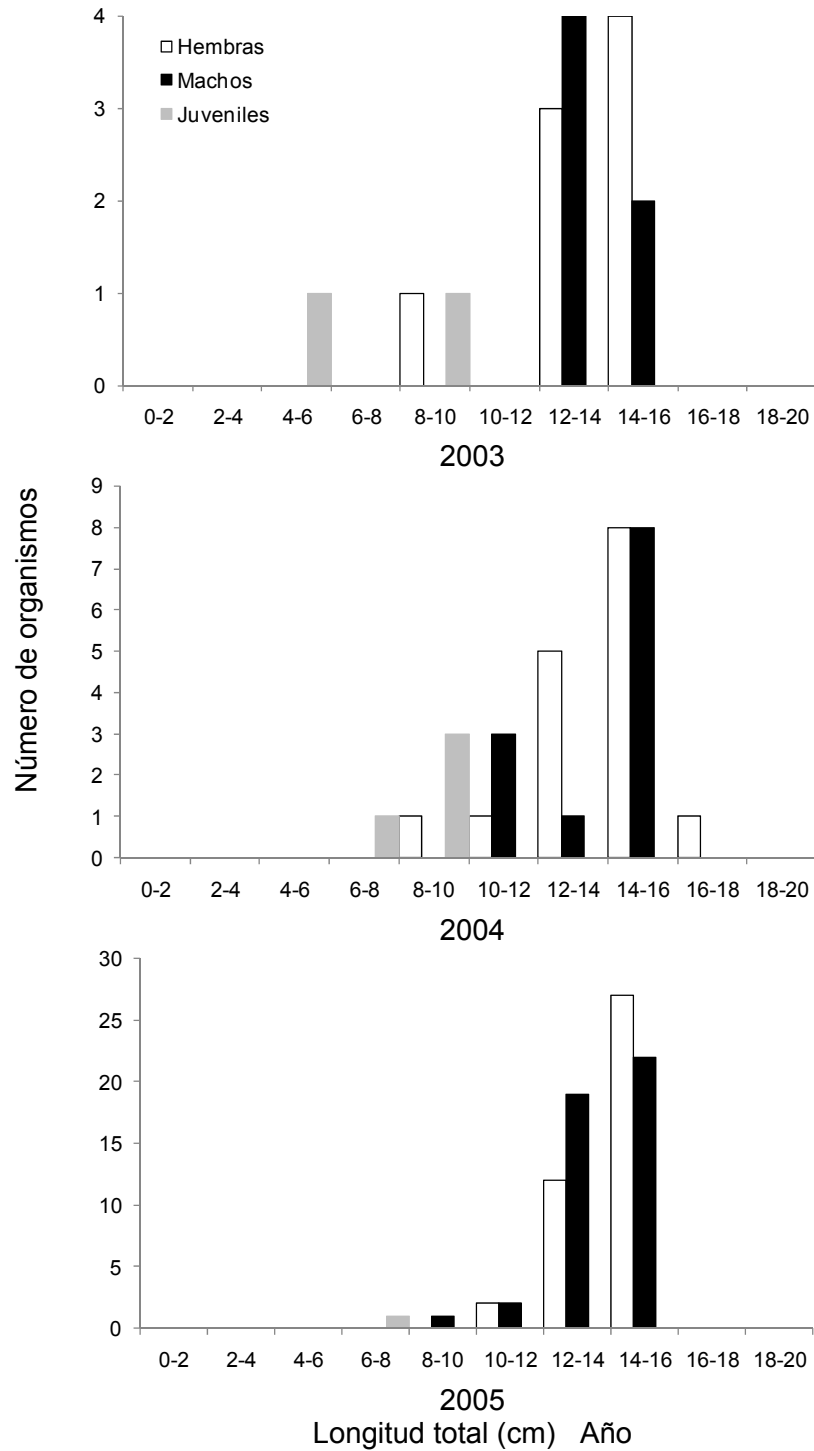
ANEXO 2

Distribución de frecuencias de longitud (cm) para las especies de arrecife recolectadas durante el periodo 2003 a 2005

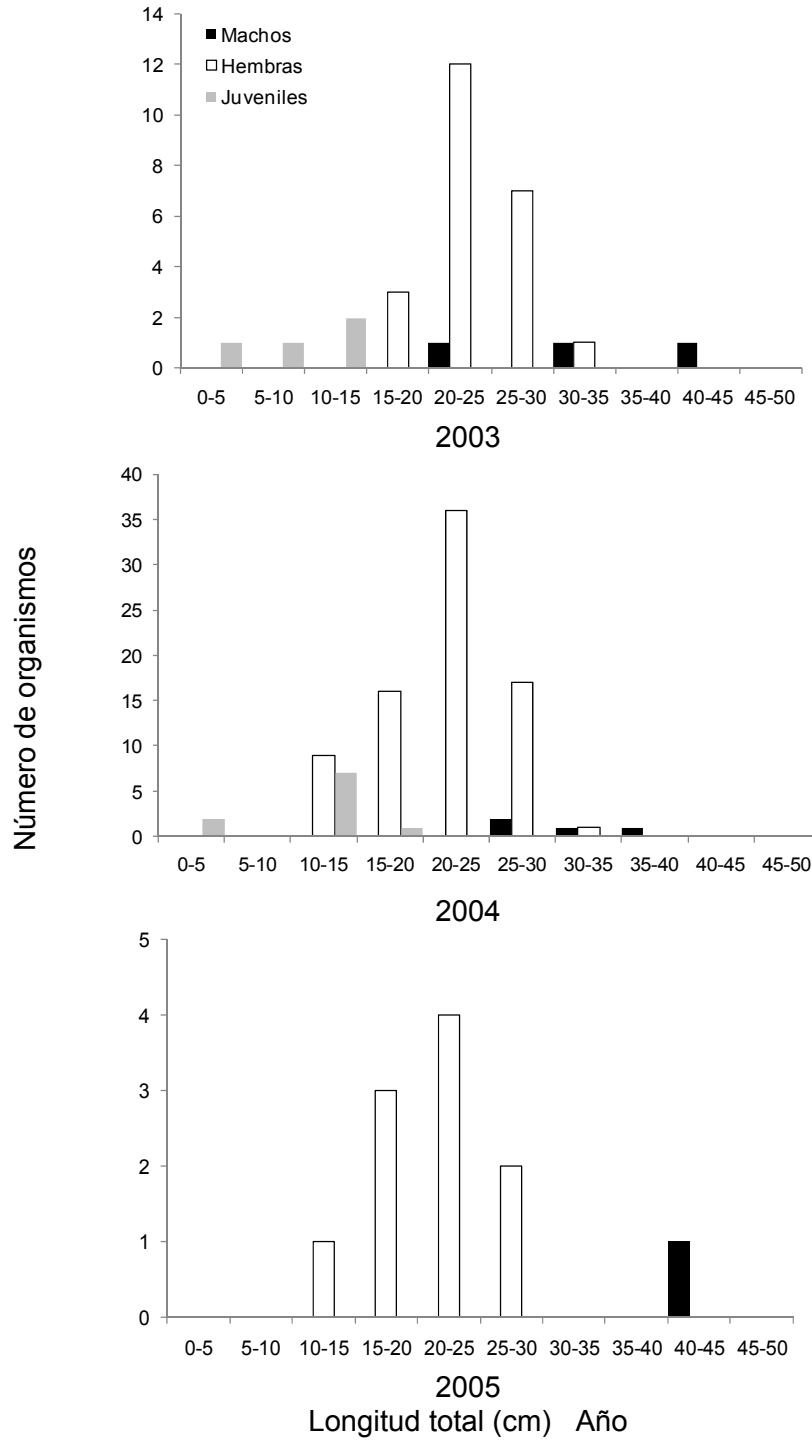
Prionurus punctatus (Acanthuridae)



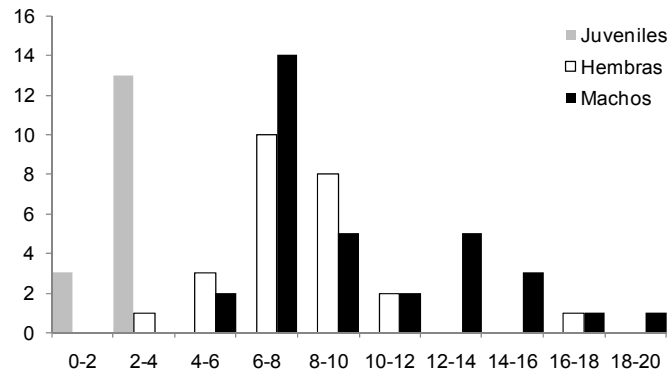
***Johnrandallia nigrirostris* (Chaetodontidae)**



Cirrhitus rivulatus (Cirrhitidae)

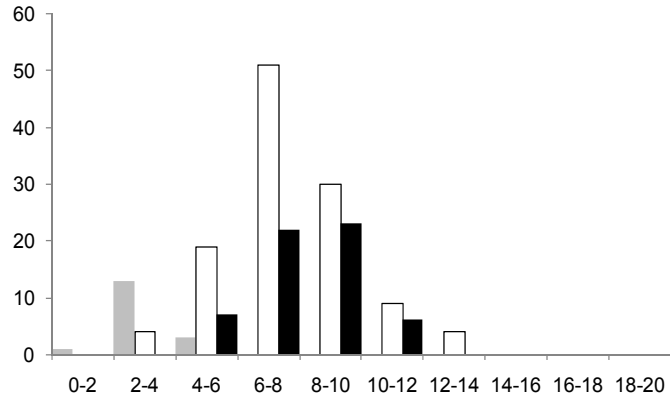


***Thalassoma lucasanum* (Labridae)**

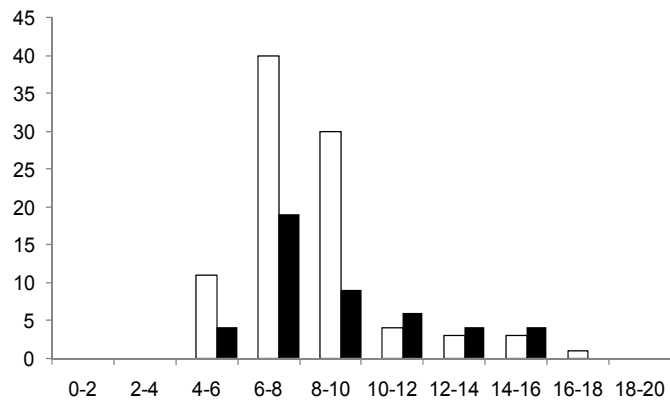


2003

Número de organismos



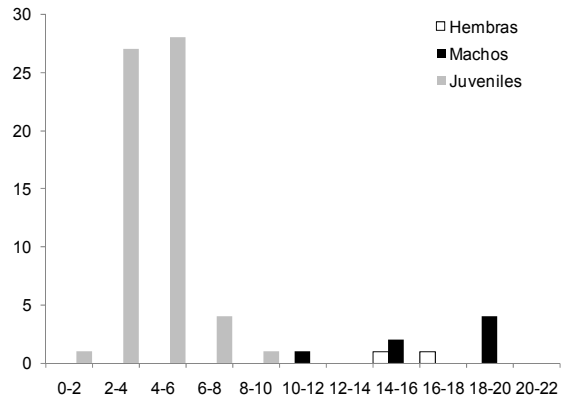
2004



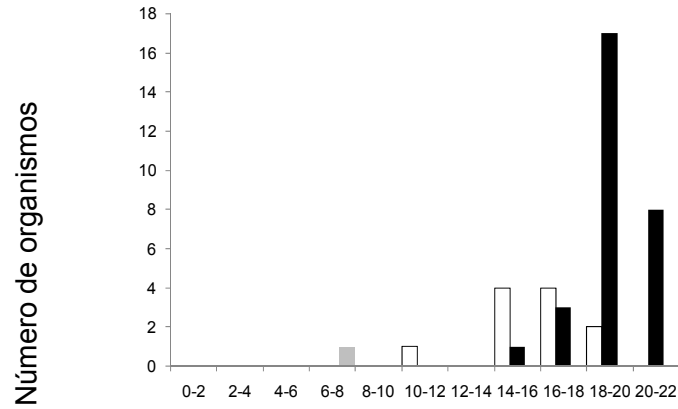
2005

Longitud total (cm) Año

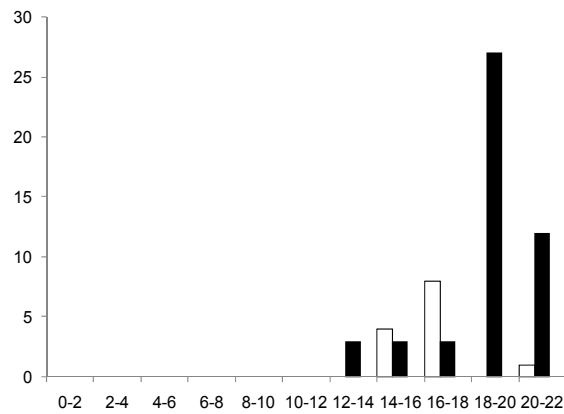
***Abudefduf troschelii* (Pomacentridae)**



2003



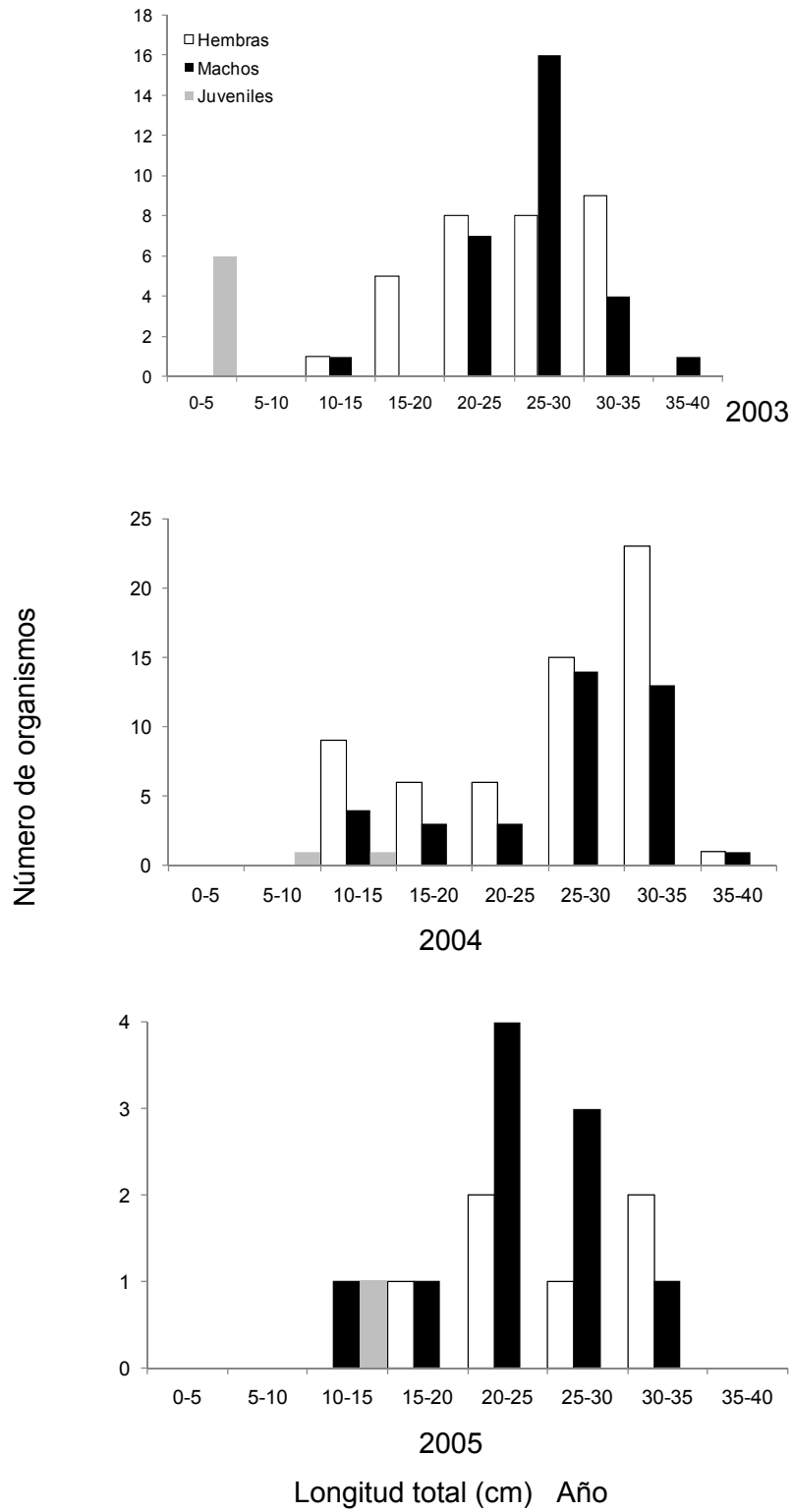
2004



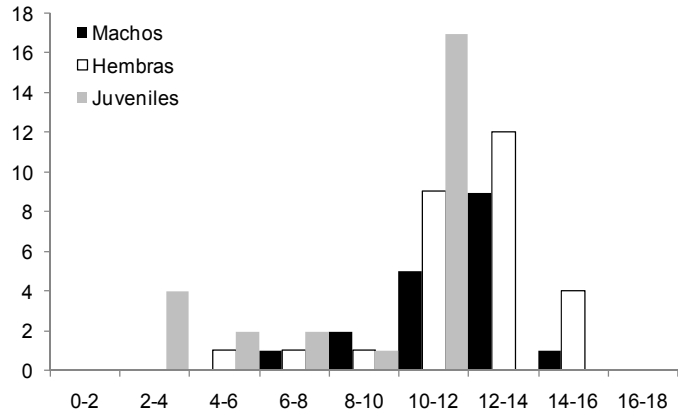
2005

Longitud total (cm) Año

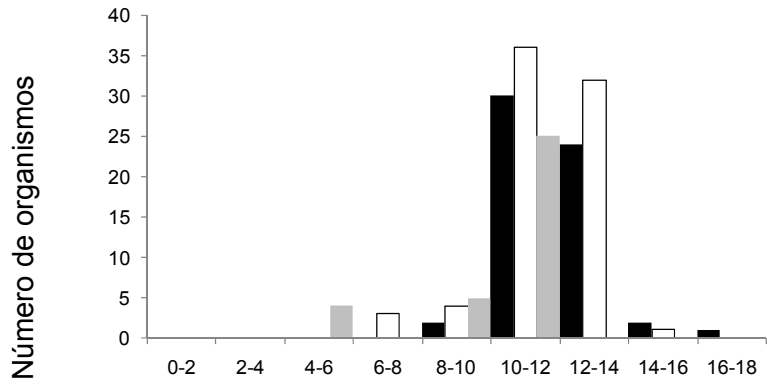
***Microspathodon dorsalis* (Pomacentridae)**



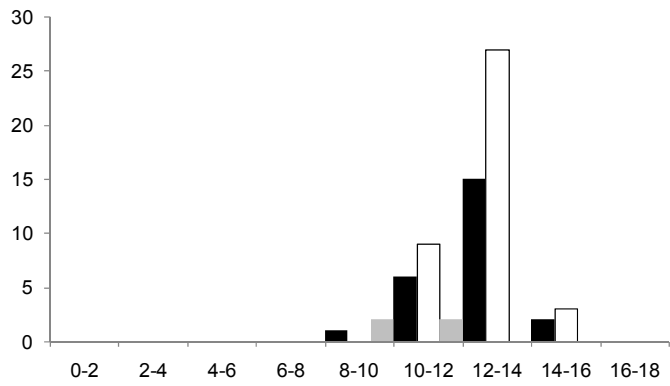
***Stegastes rectifraenum* (Pomacentridae)**



2003



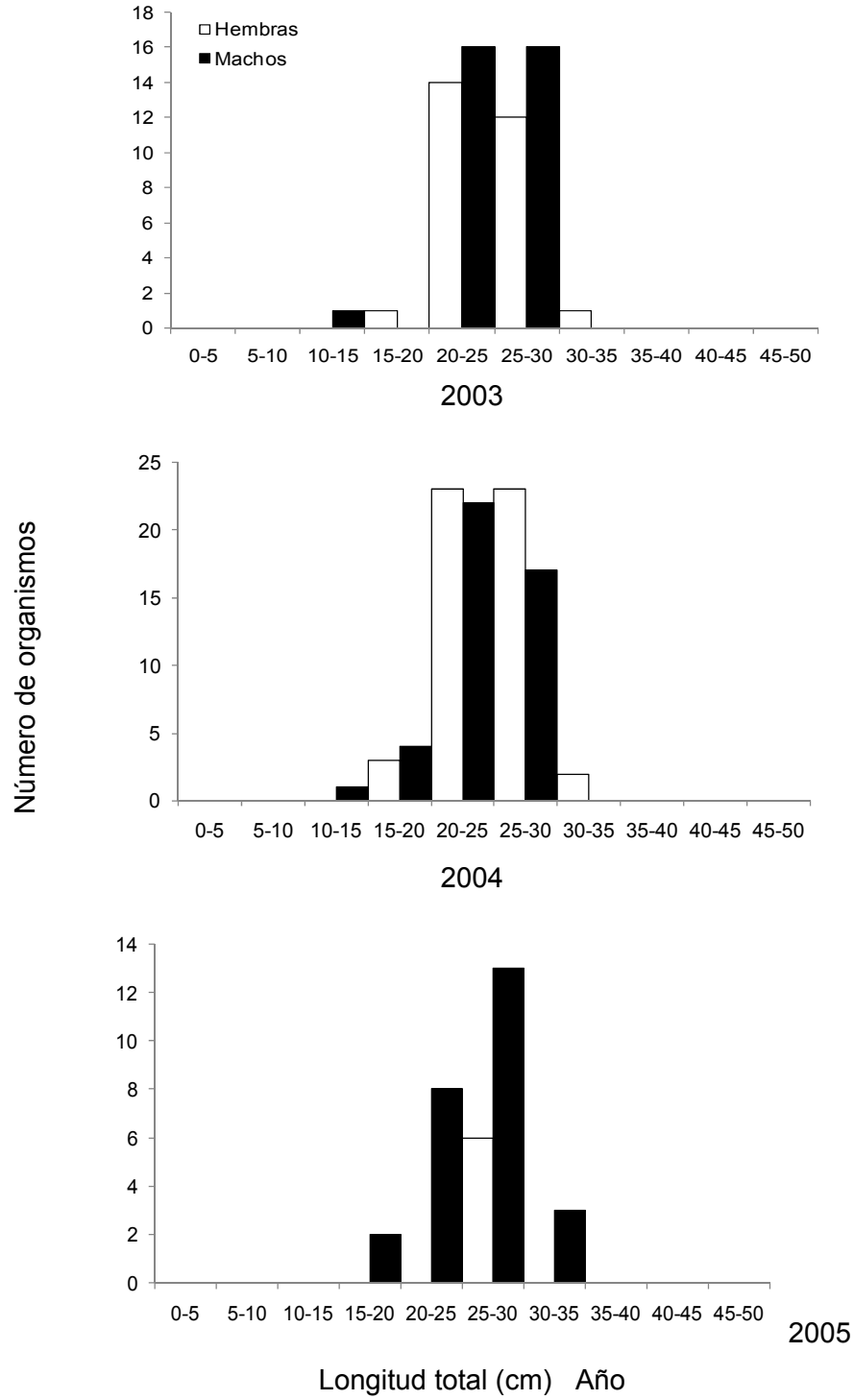
2004



2005

Longitud total (cm)

***Arothron meleagris* (Tetraodontidae)**



ANEXO 3

Especies conspicuas identificadas en el arrecife de la zona de estudio, su acrónimo formado por las tres primeras letras del género y la especie y nivel trófico (NT) obtenido de Fishbase.

Especie	Acrónimo	NT	Especie	Acrónimo	NT
<i>Acanthurus achilles</i>	Aca-ach	2.00	<i>Chromis atrilobata</i>	Chr-atr	3.40
<i>Acanthurus nigricans</i>	Aca-nig	2.00	<i>Chromis limbaughi</i>	Chr-lim	3.40
<i>Aluterus scriptus</i>	Alu-scr	2.00	<i>Cirrhitichthys oxicephalus</i>	Cir-oxy	3.40*
<i>Kyphosus analogus</i>	Kyp-ana	2.00	<i>Chromis alta</i>	Chr-alt	3.40
<i>Prionurus punctatus</i>	Pri-pun	2.00	<i>Haemulon sexfasciatum</i>	Hae-sex	3.40*
<i>Scarus compressus</i>	Sca-com	2.00	<i>Stegastes rectifraenum</i>	Ste-rec	3.40*
<i>Scarus perrico</i>	Sca-per	2.00	<i>Bodianus diplotaenia</i>	Bod-dip	3.44
<i>Scarus rubroviolaceus</i>	Sca-rub	2.00	<i>Thalassoma lucasanum</i>	Tha-luc	3.45
<i>Stegastes acapulcoensis</i>	Ste-aca	2.00	<i>Alphestes immaculatus</i>	Alp-imm	3.50
<i>Stegastes flavilatus</i>	Ste-flav	2.00	<i>Anisotremus interruptus</i>	Ani-int	3.50
<i>Stegastes leucorus</i>	Ste-leu	2.00*	<i>Anisotremus taeniatus</i>	Ani-tae	3.50*
<i>Scarus sp.</i>	Sca-sp	2.06*	<i>Apogon retrosella</i>	Apo-ret	3.50
<i>Scarus ghobban</i>	Sca-gho	2.25	<i>Haemulon steindachneri</i>	Hae-ste	3.50
<i>Acanthurus xanthopterus</i>	Aca-xan	2.41	<i>Halichoeres dispilus</i>	Hal-dis	3.50
<i>Zanclus cornutus</i>	Zan-cor	2.49	<i>Iniistius pavo</i>	Ini-pav	3.50
<i>Microspathodon bairdii</i>	Mic-bai	2.50	<i>Sargocentron suborbitalis</i>	Sar-sub	3.50
<i>Microspathodon dorsalis</i>	Mic-dor	2.56	<i>Thalassoma grammaticum</i>	Tha-gra	3.50
<i>Holacanthus passer</i>	Hol-pas	2.61	<i>Halichoeres notospilus</i>	Hal-not	3.52
<i>Holacanthus clarionensis</i>	Hol-clar	2.64	<i>Halichoeres chierchiaie</i>	Hal-chi	3.53
<i>Abudefduf concolor</i>	Abu-con	2.68	<i>Microlepidotus brevipinnis</i>	Mic-bre	3.55
<i>Sphoeroides annulatus</i>	Sph-ann	2.69	<i>Microlepidotus inornatus</i>	Mic-ino	3.55
<i>Sphoeroides lobatus</i>	Sph-lob	2.70*	<i>Diodon hystrix</i>	Dio-hys	3.61
<i>Ostracion meleagris</i>	Ost-mel	2.71	<i>Mulloidichthys dentatus</i>	Mul-den	3.69
<i>Chaetodon humeralis</i>	Cha-hum	2.72	<i>Heteropriacanthus cruentatus</i>	Het-cru	3.70
<i>Ophioblennius steindachneri</i>	Oph-ste	2.74	<i>Serranus psittacinus</i>	Ser-psi	3.70
<i>Acanthurus triostegus</i>	Aca-tri	2.78	<i>Cephalopolis panamensis</i>	Cep-pan	3.80
<i>Kyphosus elegans</i>	Kyp-ele	2.94	<i>Rypticus bicolor</i>	Ryp-bic	3.80
<i>Abudefduf troschelii</i>	Abu-tro	2.95	<i>Rypticus nigripinnis</i>	Ryp-nig	3.80
<i>Johnrandallia nigrirostris</i>	Joh-nig	2.97	<i>Scorpaena plumieri mystes</i>	Sco-mys	3.80
<i>Canthigaster punctatissima</i>	Can-pun	3.00*	<i>Muraena lentiginosa</i>	Mur-len	3.94
<i>Halichoeres melanotis</i>	Hal-mel	3.00*	<i>Echidna nebulosa</i>	Ech-neb	3.98
<i>Arothron meleagris</i>	Aro-mel	3.06	<i>Epinephelus labriformis</i>	Epi-lab	4.00
<i>Pomacanthus zonipectus</i>	Pom-zon	3.06	<i>Halichoeres nicholsi</i>	Hal-nic	4.00
<i>Cantherhines dumerilii</i>	Can-dum	3.07	<i>Paranthias colonus</i>	Par-col	4.01
<i>Haemulon flaviguttatum</i>	Hae-fla	3.10*	<i>Cirrhitus rivulatus</i>	Cir-riv	4.02
<i>Haemulon maculicauda</i>	Hae-mac	3.10*	<i>Gymnothorax castaneus</i>	Gym-cas	4.03
<i>Myripristis leiognathos</i>	Myr-lei	3.10	<i>Lutjanus argentiventris</i>	Lat-arg	4.04
<i>Lythrypnus dalli</i>	Lyt-dal	3.21	<i>Lutjanus viridis</i>	Lut-vir	4.16
<i>Novaculichthys taeniourus</i>	Nov-tae	3.25	<i>Haemulon scudderii</i>	Hae-scu	4.20
<i>Halichoeres semicinctus</i>	Hal-sem	3.26	<i>Synnodus sp.</i>	Syn-sp	4.20*
<i>Sufflamen verres</i>	Suf-ver	3.27	<i>Synodus lacertinus</i>	Syn-lac	4.20
<i>Oxycirrhites typus</i>	Oxy-typ	3.30	<i>Synodus sechurae</i>	Syn-sec	4.20*
<i>Diodon holocanthus</i>	Dio-hol	3.31	<i>Aulostomus chinensis</i>	Aul-chin	4.24
<i>Balistes polylepis</i>	Bal-pol	3.34	<i>Fistularia commersonii</i>	Fis-com	4.28
<i>Pseudobalistes naufragium</i>	Pse-nau	3.37	<i>Plagiotremus azaleus</i>	Pla-aza	4.42
<i>Forcipiger flavissimus</i>	For-fla	3.38	<i>Mycteroperca rosacea</i>	Myc-ros	4.50

* NT calculado a partir del promedio de especies emparentadas