

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE BAJA CALIFORNIA



FACULTAD DE CIENCIAS MARINAS



“¿EL TAMAÑO IMPORTA EN LOS PECES? CAMBIOS LATITUDINALES EN LAS ESTRUCTURAS DE TALLAS DE SEIS ESPECIES DE PECES ASOCIADOS A LOS BOSQUES SUBMARINOS DE LA COSTA OCCIDENTAL DE BAJA CALIFORNIA, MÉXICO”

T E S I S
QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE
O C E A N Ó L O G O
PRESENTA:

JUAN CARLOS VILLASEÑOR DERBEZ

ENSENADA, B. C., MARZO DEL 2015

Resumen

La pesca comercial tradicionalmente se enfoca en las tallas mayores, que producen una mayor utilidad por un esfuerzo pesquero relativamente similar. Toda vez que la pesca se dirige a individuos de tallas grandes, se estima que la aplicación de un esfuerzo pesquero diferencial a gran escala geográfica puede resultar en estructuras de tallas diferentes entre las poblaciones. Los bosques submarinos de *Macrocystis pyrifera* en la costa occidental de Baja California sostienen algunas de las pesquerías de mayor importancia en la región, incluyendo la pesca comercial y deportiva de escama. Durante Octubre y Noviembre del 2013 se evaluó la comunidad íctica asociada a estos bosques. Se realizaron censos visuales con buceo autónomo en 14 localidades a través de un gradiente latitudinal mayor a 300 km, abarcando zonas asociadas a alta y baja presión pesquera. Se analizó la estructura de tallas (distribución, rangos y promedios) de 3 especies explotadas (*Paralabrax clathratus*, *Semicossyphus pulcher* y *Sebastes atrovirens*) y 3 no explotadas (*Chromis punctipinnis*, *Oxyjulis californica* y *Embiotoca jacksoni*). Mediante pruebas de Kolmogorov-Smirnov, se comprobó que las distribuciones de tallas de las especies explotadas eran similares entre localidades con esfuerzo pesquero similar. El análisis de regresión (tallas vs. distancia latitudinal) mostró que las especies explotadas presentaron un incremento de las tallas en sentido sur ($p < 0.1$). Este análisis también evidenció que las localidades norteñas (asociadas a un mayor esfuerzo pesquero) tuvieron una ausencia de organismos con tallas cercanas a las máximas reportadas para cada especie. El índice de correlación de Pearson (tallas vs. distancia latitudinal) mostró correlación significativa para las especies explotadas ($p < 0.05$) pero no para las no explotadas ($p > 0.05$). Las especies no explotadas no evidenciaron patrón alguno a lo largo del gradiente latitudinal. Adicionalmente, se identificó que las poblaciones de localidades con bajo esfuerzo pesquero presentaron una mayor proporción de organismos potencialmente maduros, en comparación a las localidades con alto esfuerzo pesquero. Se sugiere que los patrones observados en el gradiente latitudinal podrían ser una respuesta a la mayor presión pesquera que prevalece en las localidades norteñas. Debido a que la ausencia de organismos grandes en una población sobreexplotada supone una disminución en la fecundidad poblacional neta, se esperaría un incremento la probabilidad del colapso. Estos resultados son de especial importancia, pues la variación latitudinal de las estructuras de tallas representa un factor importante al proponer medidas de manejo, como tallas mínimas de captura o la implementación de áreas naturales protegidas.

“¿EL TAMAÑO IMPORTA EN LOS PECES? CAMBIOS LATITUDINALES EN LAS ESTRUCTURAS DE TALLAS DE SEIS ESPECIES DE PECES ASOCIADOS A LOS BOSQUES SUBMARINOS DE LA COSTA OCCIDENTAL DE BAJA CALIFORNIA, MÉXICO”

T E S I S


QUE PRESENTA:

JUAN CARLOS VILLASEÑOR DERBEZ

A P R O B A D A P O R :



M.C. Juan Arturo Ramírez Valdez
Presidente del Jurado



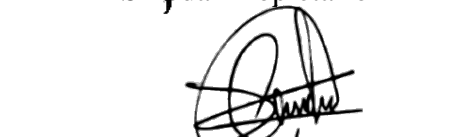
Dr. Antonio Trujillo Ortiz
Sinodal Propietario



Dra. Gabriela Montaña Moctezuma
Sinodal Propietario



Dr. Guillermo Torres Moya
Sinodal Propietario



Dr. Octavio Aburto Oropeza
Sinodal Propietario

Dedicatoria

A mis padres:

Juan Carlos Villaseñor y Karenina Derbez

Por su incondicional amor y apoyo. Por ser mis guías y mis amigos.

Estas pocas y sobrias páginas no son nada en comparación, les estaré eternamente agradecido.

A mis tíos:

Carmen Villaseñor y Andrés Gonzales-Cuevas

Por su gran corazón y solidaridad.. No tengo palabras para agradecerles.

A mis mentores, evaluadores y amigos:

Arturo Ramírez, Gabriela Montaña y Guillermo Torres

Por las magníficas experiencias. Por siempre empujar mi formación académica y personal.

A la Facultad de Ciencias Marinas (y Profesores):

Segunda casa y testigo de mi formación.

Índice

Introducción	1
Hipótesis y Objetivos	5
Metodología	7
Resultados	14
Discusiones	22
Referencias	26
Anexos	32

Lista de tablas

Tabla I.- Localidades muestreadas en la costa occidental de Baja California, México.....	9
Tabla II.- Información de historia de vida de las seis especies seleccionadas	10
Tabla III.- Valores de D_{max} de Komogorov-Smirnov y sus p valores asociados para las comparaciones de distribución de tallas entre localidades con alta y baja presión pesquera.....	16
Tabla IV.- Modelos de regresiones lineales para las seis especies seleccionadas.	18
Tabla V.- Coeficientes de correlación de Pearson para LT_E promedio contra λ para las seis especies seleccionadas.	20

Lista de figuras

Figura 1.- Mapa de las localidades de muestreo en la costa occidental de la Península de Baja California, México.	8
Figura 2.- Distribuciones de tallas de las seis especies, comparando entre localidades con alta (gris) y baja (blanco) presión pesquera.	15
Figura 3.- Modelos de regresión lineal de la distribución de los promedios (\pm desv. est.) de LT_E por localidad, como funciones de la distancia latitudinal (λ).	19
Figura 4.- Frecuencias relativas de OPM en localidades con alta (gris) y baja (blanco) presión pesquera.	21

Lista de anexos

Anexo I.- Distribuciones de tallas por especie y por localidad.....	32
Anexo II.- Comparación de distribución de tallas por especie y por localidad	38

INTRODUCCIÓN

La remoción selectiva por tallas, donde los organismos más grandes de una especie en particular son extirpados, es común en ecosistemas marinos y terrestres (Fenberg y Roy, 2008). La pesca comercial tradicionalmente enfoca sus esfuerzos en la extracción de tallas mayores, que producen una mayor utilidad a cambio un esfuerzo pesquero relativamente similar (Hepell *et al.*, 2005; Hamilton *et al.*, 2007). En la pesca recreativa se presenta una situación similar debido a que los individuos de mayor tamaño resultan más atractivos, porque generan más resistencia a la captura y mayores incentivos culturales y económicos (Shroeder y Love, 2002). Para el estado de Baja California la pesca recreativa representa una captura de 19 organismos por viaje, equivalentes a 54 kg (Sosa-Nishizaki *et al.*, 2013), y un importante aporte de divisas indirectas para el sector turismo (Ibáñez, 2001; Sosa-Nishizaki *et al.*, 2013).

La remoción selectiva de los individuos de tallas mayores de una población puede resultar en cambios en la estructura de tallas y biomasa de las poblaciones (Hamilton *et al.*, 2007), así como en la respuesta evolutiva o la plasticidad fenotípica de las poblaciones (Brown y Parman, 1993; Fenberg y Roy, 2008). Esto puede afectar muchos aspectos de la biología de una especie, desde la historia de vida, demografía, genética y el comportamiento, hasta las abundancias locales y biomásas de las poblaciones (Fenberg y Roy, 2008).

Se entiende que la distribución de tallas de una población es una respuesta a la historia de vida de una especie, así como los factores locales (*e.g.* disponibilidad de

alimento o si la población resulta una fuente o un sumidero de esta especie). La teoría nos dice que la historia de vida de una población responde a la mortalidad, que comúnmente resulta aleatoria a lo largo de ésta. Sin embargo, debido a que las mortalidades no son aleatorias (*e.g.* pesca selectiva), las historias de vida tenderán a ser modificadas (Hepell *et al.*, 2005), junto con las estructuras de tallas (Hamilton *et al.*, 2007).

Como producto de esta remoción selectiva, las tallas grandes de una especie son truncadas (Conover, 2000; Heino *et al.*, 2002). Por ejemplo, Thompson y Stokes (1996) comprobaron que para el bacalao del Atlántico (*Gadus morhua*), el arte de pesca utilizado en diferentes poblaciones producía distintas estructuras de tallas.

Existen diversos efectos benéficos como resultado de la presencia de organismos grandes en la población. Entre algunos de ellos, diferentes trabajos destacan un aumento en la fecundidad, la calidad de los huevos (contenido energético) y una mejor aptitud reproductiva (*i.e.* selección de espacio y tiempo para los eventos reproductivos; Heinimaa y Heinimaa, 2004, Berkeley *et al.*, 2004; Bobko, 2004, Birkeland y Dayton, 2005; Evans *et al.*, 2008).

Una de las estrategias de manejo pesquero más utilizada ha sido la implementación de tallas mínimas de captura (Johannes, 1998; Birkeland y Dayton, 2005). El propósito de esto es proteger a los juveniles, brindándoles la oportunidad de participar en los eventos reproductivos. Sin embargo, algunos trabajos han propuesto que una medida más eficiente sería establecer intervalos de captura (con tallas mínimas y máximas) que protejan también a los organismos grandes, con mayor potencial reproductivo (Birkeland

y Dayton, 2005). Por supuesto, la implementación de intervalos de captura sugiere algunas complicaciones, pues algunos artes de pesca difícilmente serán selectivos hacia los organismos grandes.

Los bosques de macroalgas son unos de los ambientes más productivos del planeta (Mann, 1973; Steneck *et al.*, 2002), y sostienen poblaciones de peces, algas e invertebrados de importancia ecológica y comercial (Erlandson, 2001). Este estudio se realizó en los bosques submarinos de macroalgas frente a las costas de Baja California, donde la especie estructuradora es *Macrocystis pyrifera*. La pesca recreativa, con creciente popularidad, es una de las actividades más habituales que ejercen presión sobre los bosques submarinos (Shroeder y Love, 2002; Coleman *et al.*, 2003) que, por ser un recurso transfronterizo (Torres-Moye *et al.*, 2013), sugiere retos específicos para el manejo.

Los recursos marinos asociados a los bosques submarinos de la costa occidental de Baja California, México, han recibido poca atención en contraste con sus homólogos de la costa este de Estados Unidos. Las macroalgas e invertebrados han sido ampliamente estudiadas (*e.g.* Ladah *et al.*, 1999; Torres-Moye *et al.*, 2013; Torres-Moye y Escofet, 2014), sin embargo, existe poca información disponible sobre los recursos ícticos (Hamilton *et al.*, 2007; Sosa-Nishizaki *et al.*, 2013). Debido a la carencia de estudios de estos recursos en la región, el conocimiento de las estructuras de tallas de las poblaciones ícticas se limita a datos de arribos pesqueros, con falta de representación de tallas y especies no capturadas. Esta falta de información dificulta la toma de decisiones e implementación de medidas de manejo apropiadas.

El estudio aquí presentado cuenta con información proveniente de censos visuales que, a diferencia de los datos de arribos pesqueros, tiene representación de especies que no son objetivo de las pesquerías. Además, dado que no existe un muestreo selectivo, los buzos monitores son capaces de identificar un mayor espectro de tallas, reduciendo así el sesgo comúnmente observado.

HIPÓTESIS Y OBJETIVOS

Dado que la distribución de tallas de una población responde a factores locales, las poblaciones tienden a presentar distintas estructuras de tallas. Sin embargo, estas diferencias no presentan patrones en su distribución y naturalmente ocurren más bien de manera aleatoria. Se piensa que la aplicación de un esfuerzo pesquero diferencial a gran escala geográfica (como el observado en la zona, mayor en el norte) alterará las estructuras de tallas y producirá un patrón, reduciendo las abundancias de organismos grandes en localidades con una alta presión pesquera. Sin embargo, se piensa que estas alteraciones únicamente se observarán en las especies sujetas a esfuerzo pesquero.

Asociadas a las distribuciones de tallas, se encuentran los promedios de tallas de cada población. Debido a que las primeras responden a los factores locales, las poblaciones suelen presentar tallas promedio distintas. Si la presión pesquera (*i.e.* remoción selectiva por tallas) fuese un factor importante en la regulación de las tallas de las poblaciones, las tallas promedio responderían a ésta. Por lo tanto, se piensa que las especies pescadas mostrarán tallas promedio mayores en la región sur de la zona de estudios, donde el esfuerzo pesquero es menor.

Dado que la madurez sexual de los organismos depende de la longitud de estos, la proporción de organismos potencialmente maduros (OPM) de una población depende de la estructura de tallas de la misma. Por ende, se observarán diferencias en las proporciones de OPM de poblaciones de especies pescadas al comparar entre localidades bajo distintos grados de presión pesquera. Se espera que las localidades con alta presión

pesquera presenten una menor proporción de OPM, con respecto de las localidades con baja presión pesquera.

El objetivo de este trabajo es evaluar y describir la estructura de tallas de seis especies de peces asociadas a los bosques submarinos de la costa occidental de Baja California, México. Para esto, se analizarán las distribuciones de tallas de las seis especies en búsqueda de patrones, comparándolas entre localidades y bajo agrupaciones según la presión pesquera aplicada a cada una. Además, se compararán las tallas promedio por especie y por localidad, y se buscarán relaciones con la latitud. Finalmente, se estimará la proporción de organismos potencialmente maduros. Esta información nos permitirá identificar si existen especies (o poblaciones de algunas especies) que presenten características distintas a las esperadas. Además, este representará una línea base de importantes factores a ser considerados en el manejo de estas especies y, posiblemente, en la implementación de áreas naturales protegidas.

METODOLOGÍA

Durante Octubre y Noviembre del 2013 se realizó una campaña de muestreo, visitando 14 localidades a través de un gradiente geográfico de 291 km (Fig.1, Tabla I). En cada localidad se evaluó la comunidad íctica por medio de censos visuales con buceo autónomo. Se realizaron 164 transectos de 30 m con una ventana de muestreo de 2 x 2 m; en cada transecto se registró la riqueza de especies, abundancias y longitudes totales estimadas (LT_E , en intervalos discretos de 5 cm). El esfuerzo muestral se repartió equitativamente entre localidades, realizando 12 transectos en la mayoría de los sitios, a excepción de ICO y ERO, en donde se realizaron 10 (Tabla I). Todos los buzos fueron entrenados con el fin de estandarizar la estimación de tallas y abundancias, al igual que la identificación visual de las especies. Los buzos se alternaron entre grupos de muestreo, para reducir los errores personales y la variación en las estimaciones de tallas (Sandin *et al.*, 2008)

De un total de 64 especies que constituyen el elenco de las comunidades de peces de las localidades estudiadas (Montaño-Moctezuma *et al.*, 2013), se seleccionaron seis especies que aparecieron consistentemente en las 14 localidades y fueron importantes en la estructura comunitaria de cada localidad (análisis de similitudes porcentuales entre localidades, SIMPER; Clarke, 1993; Clarke y Warwick, 2001). La información de la historia de vida de estas especies se presenta en la Tabla II.

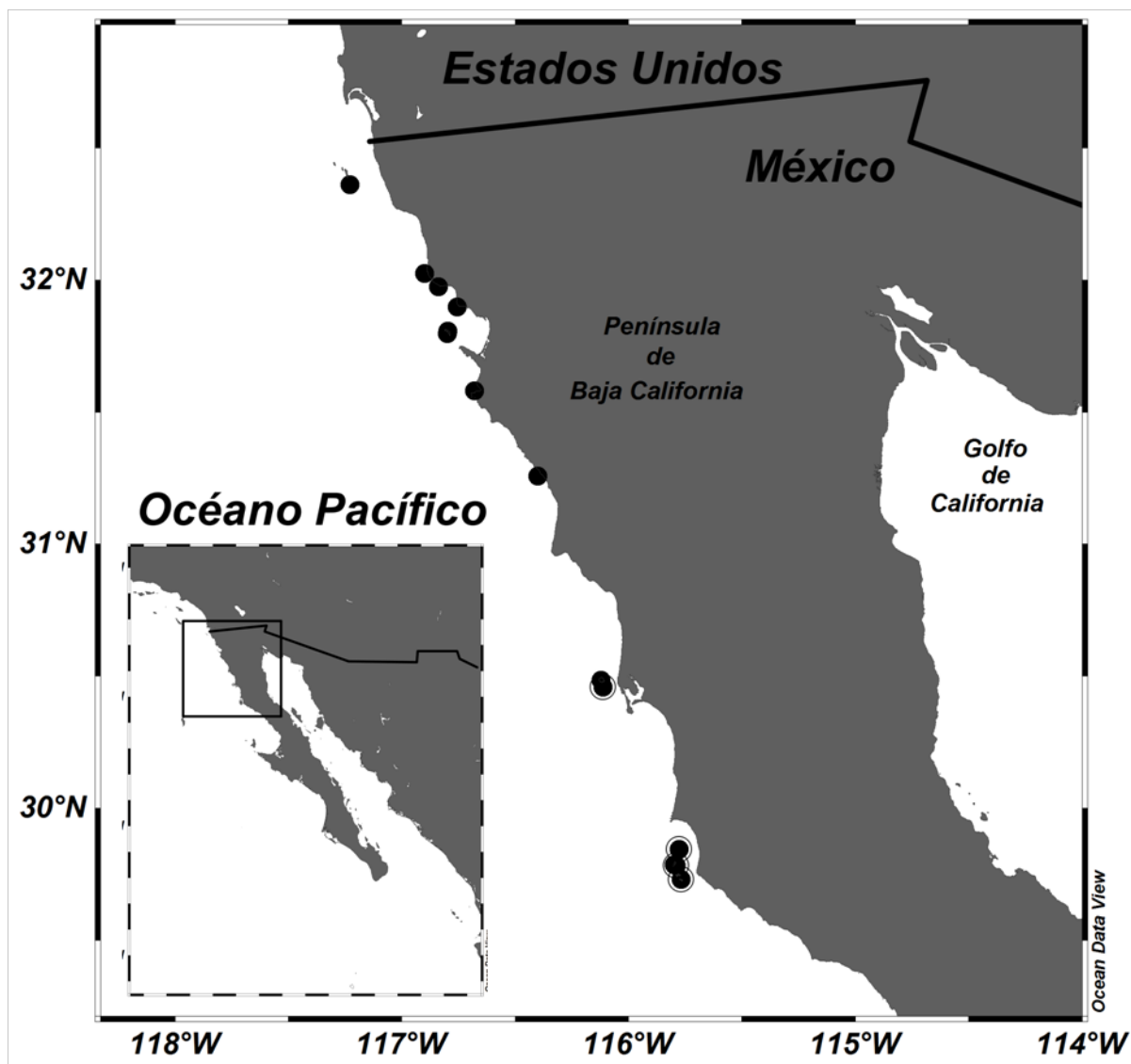


Figura 1.- Mapa de las localidades de muestreo en la costa occidental de la Península de Baja California, México.

Tabla I.- Localidades muestreadas en la costa occidental de Baja California, México

(♦=presión pesquera alta *=presión pesquera baja; Sosa-Nishizaki *et al.*, 2013).

Localidad	Código	Latitud (°N)	Longitud (°W)
Islas Coronado ♦	ICO	32.362	117.231
Bajamar*	BMA	32.025	116.902
Salsipuedes*	SSI	31.976	116.839
San Miguel ♦	SMI	31.900	116.757
Isla Todos Santos Protegido ♦	ITSP	31.808	116.799
Isla Todos Santos Expuesto ♦	ITSE	31.797	116.800
El Retiro*	RET	31.581	116.681
Eréndira*	ERE	31.259	116.401
Isla San Martín Expuesto ♦	ISME	30.485	116.122
Isla San Martín Protegido ♦	ISMP	30.460	116.112
El Rosario*	ERO	29.845	115.778
Isla San Jerónimo Expuesto*	ISJE	29.787	115.799
Isla San Jerónimo Protegido*	ISJP	29.785	115.790
Arrecife Sacramento*	ASA	29.732	115.768

Tabla II.- Información de historia de vida de las seis especies seleccionadas (Froese y Pauly, 2014). Las LT_{50} para *P. clathratus* y *S. pulcher* fueron obtenidas de Love *et al.* (1996) y Alonzo *et al.* (2004) y Hamilton y Caselle, (2015), respectivamente.

Familia	Especie	Nivel trófico	Talla máxima (cm)	LT_{50} (cm)	Importancia para la pesca
Pomacentridae	<i>Chromis punctipinnis</i>	2.7	25	-	no
Embiotocidae	<i>Embiotoca jacksoni</i>	3.3	42	-	no
Labridae	<i>Oxyjulis californica</i>	3.1	25	-	no
Serranidae	<i>Paralabrax clathratus</i>	3.9	76	25	sí
Sebastidae	<i>Sebastes atrovirens</i>	3.4	46	21	sí
Labridae	<i>Semicossyphus pulcher</i>	3.6	95	30	sí

Debido a que la zona de estudio presenta regiones con esfuerzos pesqueros diferentes, las seis especies seleccionadas se asignaron a dos grupos, catalogados como “localidades con alta presión pesquera” y “localidades con baja presión pesquera”. Las localidades con alta presión pesquera fueron aquellas identificadas por Sosa-Nishizaki *et al.* (2013), como regiones con mayor actividad de pesca deportiva del estado de Baja California. Las localidades con baja presión pesquera (diferente a nula) fueron todas aquellas no contempladas en el estudio mencionado.

Utilizando una prueba de normalidad de D’Agostino-Pearson (Zar, 1999; Trujillo-Ortiz y Hernández-Walls, 2003), se comprobó una ausencia de normalidad en las distribuciones de tallas (por especie) de las muestras de alta y baja presión pesquera. Posteriormente, se calculó la D_{max} de Kolmogorov-Smirnov (Zar, 1999; Friedlander y DeMartini, 2002) para dos muestras (ecuación 1) para comparar las distribuciones de tallas de cada especie entre localidades bajo distintos niveles de presión pesquera. De manera complementaria, se realizaron histogramas de distribución de frecuencia de tallas por especie y localidad (Anexo I). Estas distribuciones de tallas (*i.e.* sin agrupación por presión pesquera) también fueron comparadas, por especie y localidad, con la metodología previamente descrita (Anexo II).

$$D_{max} = \max(|F_1(x) - F_2(x)|) \dots\dots\dots \text{ecuación (1)}$$

Donde F_1 es la proporción de valores menores o iguales a x en la primera distribución, y F_2 es la proporción de valores menores o iguales a x en la segunda distribución.

Se calcularon los promedios de LT_E por especie para cada una de las localidades. Se realizó un modelo lineal por especie, relacionando la LT_E promedio y la distancia latitudinal entre la localidad mas norteña de este estudio (ICO) y el resto de las localidades (λ ; Ecuación 2). Posteriormente, se realizó un análisis de regresión (ANOREG), que evaluó la validez de los modelos lineales propuestos y se calculó el coeficiente de correlación de Pearson (r) entre λ y LT_E promedio para cada especie. La significancia de los coeficientes r se calculó utilizando una distribución t de Student. En todos los casos, ICO representó la primera localidad (*i.e.* $\lambda = 0$ km) y ASA representó la última localidad (*i.e.* $\lambda = 291$ km), pues se encuentra en el límite sur del área estudiada.

$$LT_E = b_0 + b_1\lambda \dots\dots\dots\text{ecuación (2)}$$

Donde LT_E (promedio por localidad) es función de λ , “ b_0 ” es la ordenada al origen y “ b_1 ” la pendiente.

Considerando las agrupaciones según el grado de presión pesquera, se calculó la proporción de organismos potencialmente maduros por especie (OPM), utilizando Lt_{50} para *P. clathratus* y *S. pulcher* y Lt_{100} para *S. atrovirens*. Lt_{50} representa la longitud total en la que la mitad de los organismos son sexualmente maduros, Lt_{100} representa la longitud total en la que todos los organismos son sexualmente maduros.

Para *P. clathratus* y *S. pulcher*, se utilizaron $Lt_{50}=25$ cm y $Lt_{50}=30$ cm, respectivamente, que fueron obtenidos de Love *et al.* (1996) y Alonzo *et al.* (2004) y Hamilton y Caselle, (2015), respectivamente. Debido a la ausencia de información para *S. atrovirens*, se utilizó información de Love *et al.* (1990) de Lt_{50} de hembras y machos

de 19 especies congéneres y del mismo sistema, y se calculó la relación entre los promedios reportados (entre hembras y machos) y la longitud máxima reportada para cada especie (Froese y Pauly, 2014). Utilizando la regresión lineal obtenida ($LT_{50} = 0.4297 * LT_{max} + 1.9314$; $r^2 = 0.8115$, $p < 0.001$), se calculó $LT_{50} = 21.69$. El análisis de proporción de individuos potencialmente maduros únicamente se realizó con las 3 especies pescadas, debido a la ausencia de información para las no pescadas.

RESULTADOS

Las seis especies seleccionadas contribuyeron con 67.62% de las disimilitudes totales por densidades de acuerdo al análisis SIMPER (Clarke, 1993; Clarke y Warwick, 2001), y estuvieron entre las 8 más importantes en la estructura comunitaria. Todas las especies mostraron abundancias distintas en cada una de las localidades. *Chromis punctipinnis*, no fue registrada en ERE, *Embiotoca jacksoni* en ITSP, ERO e ISJE y *Sebastes atrovirens* en ISJP, mientras que *Oxyjulis californica*, *Paralabrax clathratus* y *Semicossyphus pulcher* fueron registradas en todas las localidades.

El análisis de distribución de frecuencias entre localidades con alta y baja presión pesquera mostró diferencias significativas para todas las especies, menos *E. jacksoni* (Tabla III). Para las especies explotadas, los promedios de LT_E fueron siempre menores en las localidades con alta presión pesquera (Fig. 2b). En contraste, las distribuciones de las especies no explotadas fueron muy similares entre las localidades con alta y baja presión pesquera (Fig. 2a). Además, las localidades con baja presión pesquera fueron las únicas que mostraron organismos con tallas cercanas a las máximas reportadas (Fig. 2b).

Los histogramas de distribución de tallas para las especies explotadas, por localidad (Anexo I, Figs. 4-6), mostraron mayor variación entre localidades, presentando una moda en las tallas de organismos pequeños (especialmente en las localidades norteñas) y una ausencia de organismos grandes. También mostraron que las LT_E promedio en las localidades sureñas se acercaban más a las tallas máximas reportadas. Por el contrario, las especies no explotadas (Anexo I, Figs. 1-3) presentaron distribuciones similares entre localidades.

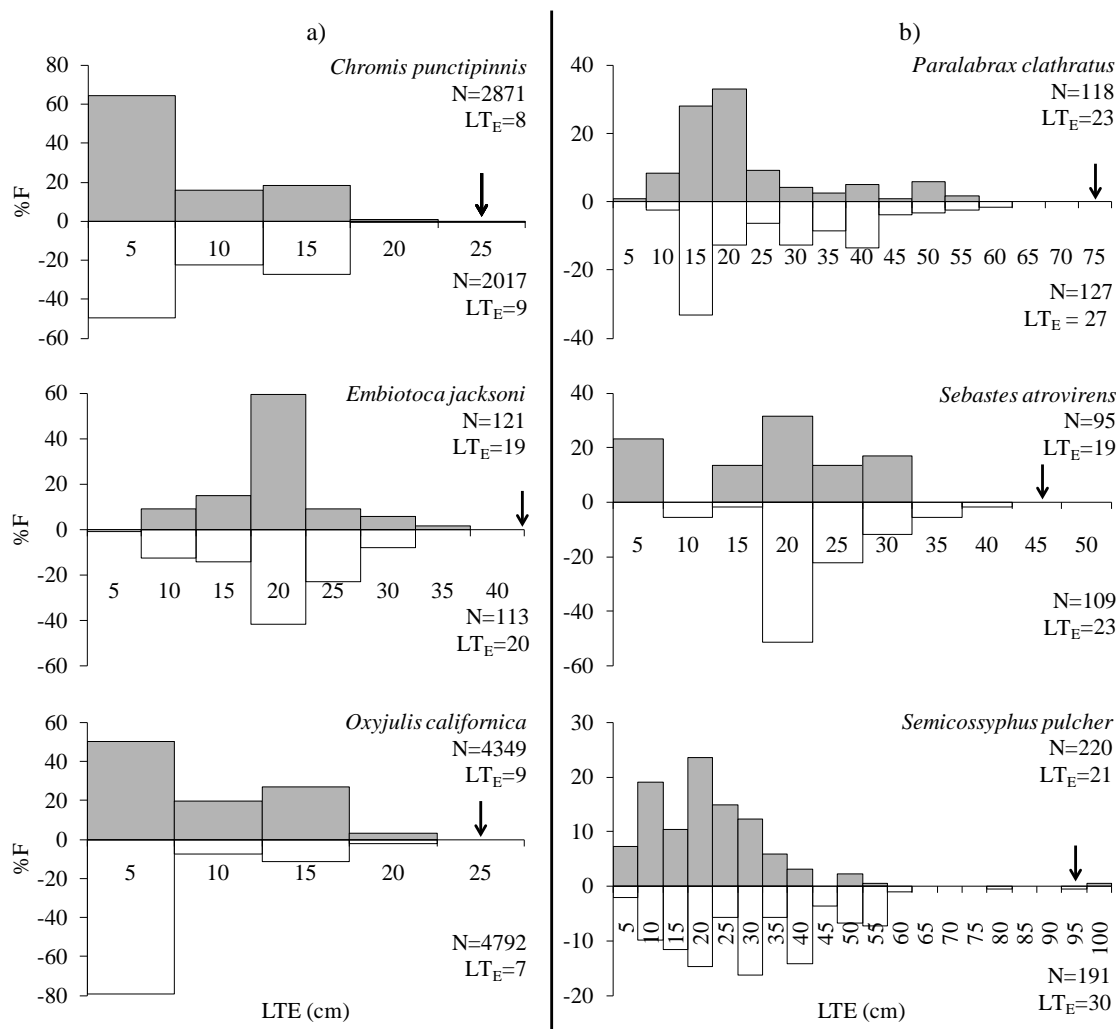


Figura 2.- Distribuciones de tallas de las seis especies, comparando entre localidades con alta (gris) y baja (blanco) presión pesquera. Panel a) contiene las especies no pescadas y b) especies pescadas. Las flechas indican la talla máxima reportada (Froese y Pauly, 2014).

Tabla III.- Valores de D_{\max} de Komogorov-Smirnov y sus p valores asociados para las comparaciones de distribución de tallas entre localidades con alta y baja presión pesquera. (*) Son especies no pescadas

Especie	D_{\max}	p
<i>Chromis punctipinnis</i> *	0.1483	0
<i>Embiotoca jacksoni</i> *	0.1444	0.1600
<i>Oxyjulis californica</i> *	0.2899	0
<i>Paralabrax clathratus</i>	0.2533	0.0595×10^{-2}
<i>Sebastes atrovirens</i>	0.2950	0.0207×10^{-2}
<i>Semicossyphus pulcher</i>	0.3148	0.0188×10^{-7}

El análisis de regresión aplicado a los promedios de LT_E y λ mostró que las pendientes y ordenadas al origen de los modelos propuestos fueron significativos (Tabla IV). Con excepción de *C. punctipinnis*, todas las especies presentaron pendientes positivas, indicando que los promedios de LT_E incrementan hacia el sur. Las pendientes correspondientes a las tres especies pescadas fueron un orden de magnitud mayor que las de especies no pescadas (Fig. 3; Tabla IV). Además, en las especies pescadas, el promedio de la LT_E en las localidades del sur (ASA) fue el doble de aquellas obtenidas en el extremo norte (ICO).

El análisis de correlación entre λ y LT_E promedio fue significativo únicamente en las tres especies explotadas ($p < 0.05$; Tabla V). Los rangos de tallas y desviaciones estándar de estas especies también mostraron incremento hacia las localidades sureñas, indicando una mejor representación de todas las tallas (*i.e.* organismos más pequeños y más grandes).

El análisis de proporción de OPM en localidades con alta y baja presión pesquera mostró menores proporciones de OPM para las localidades con presión alta (Fig. 4). Se encontraron menores proporciones de OPM en las localidades con presión pesquera alta (Fig. 4). Particularmente, *S. pulcher* mostró los valores más bajos de OPM (24.32%), en contraste con un mayor porcentaje encontrado para *S. atrovirens* (63.54%). La diferencia en los valores de OPM entre las localidades con bajo y alto esfuerzo pesquero también fueron mayores para *S. pulcher* (30.5%), intermedias para *S. atrovirens* (26.5%) y menores para *P. clathratus* (21.5%).

Tabla IV.- Modelos de regresiones lineales para las seis especies seleccionadas. (*) Son especies no pescadas; b1 = pendiente, b0 = ordenada al origen. Los *p* valores se muestran a la derecha de cada coeficiente.

Especie	b₁	<i>p</i>	b₀	<i>p</i>
<i>Chromis punctipinnis</i> *	-0.0016	1.4169 X10 ⁻¹²	8.1857	0.0279
<i>Embiotoca jacksoni</i> *	0.0041	1.3835 X10 ⁻¹⁰	19.8419	0.0359
<i>Oxyjulis californica</i> *	0.0053	3.8063 X10 ⁻⁰⁸	8.2353	0.0378
<i>Paralabrax clathratus</i>	0.0547	0.0280	16.3543	0.0942
<i>Sebastes atrovirens</i>	0.0364	0.0014	19.3075	0.0628
<i>Semmicossyphus pulcher</i>	0.0349	0.0598	19.7038	0.0001

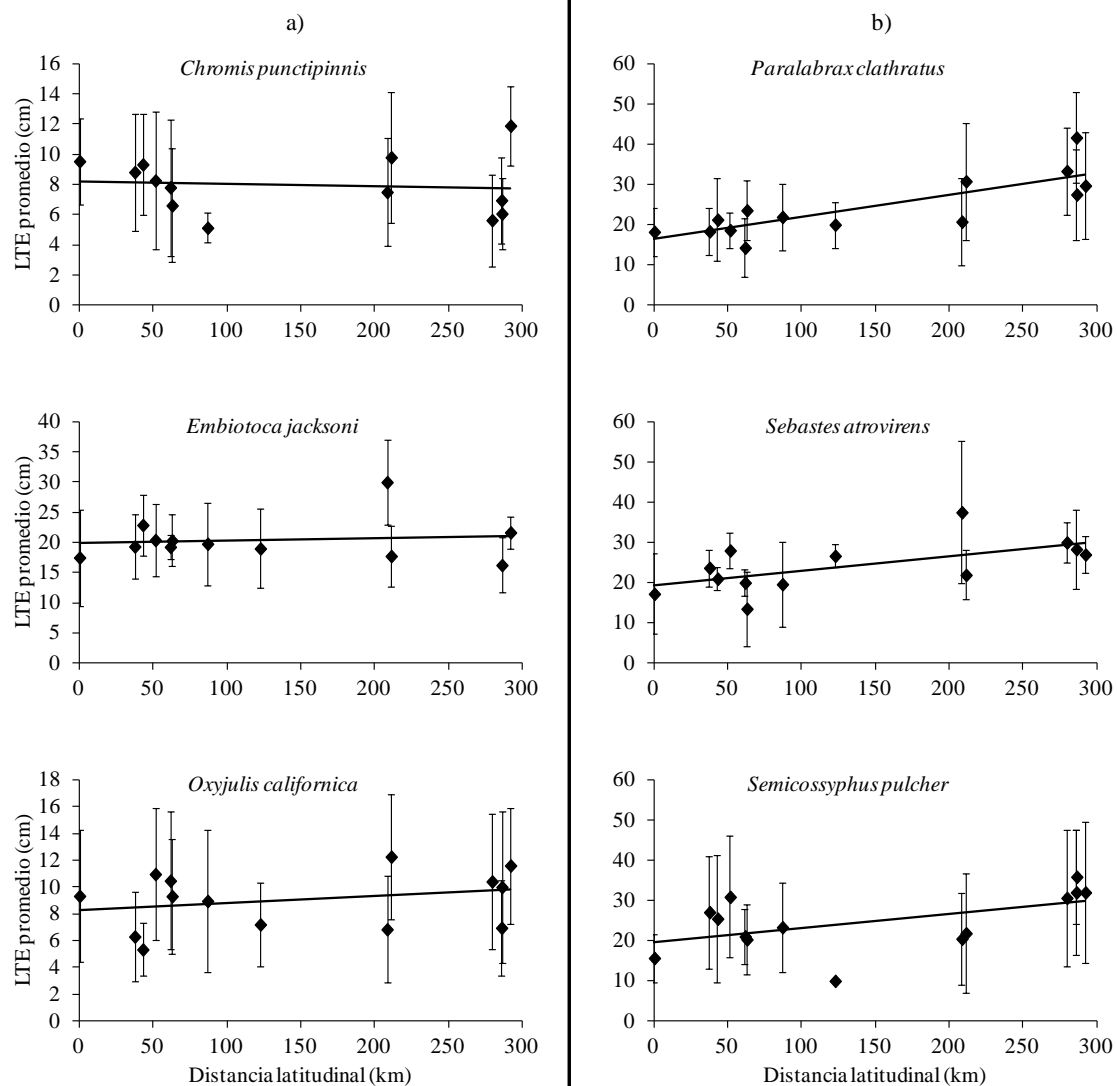


Figura 3.- Modelos de regresión lineal de la distribución de los promedios (\pm desviación estándar) de LT_E por localidad, como funciones de la distancia latitudinal (λ). Panel a) contiene las especies no pescadas y b) especies pescadas. Las líneas rectas representan los modelos lineales ajustados (Tabla IV).

Tabla V.- Coeficientes de correlación de Pearson para LT_E promedio contra λ para las seis especies seleccionadas. (*) Son especies no pescadas

Especie	<i>r</i>	<i>r</i>²	<i>p</i>	<i>n</i>
<i>Chromis punctipinnis</i> *	0.0954	0.0910	0.7554	4888
<i>Embiotoca jacksoni</i> *	0.1187	0.0140	0.7118	234
<i>Oxyjulis californica</i> *	0.2719	0.0739	0.3443	9141
<i>Paralabrax clathratus</i>	0.8111	0.6578	0.0002	245
<i>Sebastes atrovirens</i>	0.6168	0.3804	0.0220	204
<i>Semmicossyphus pulcher</i>	0.5352	0.2864	0.0455	411

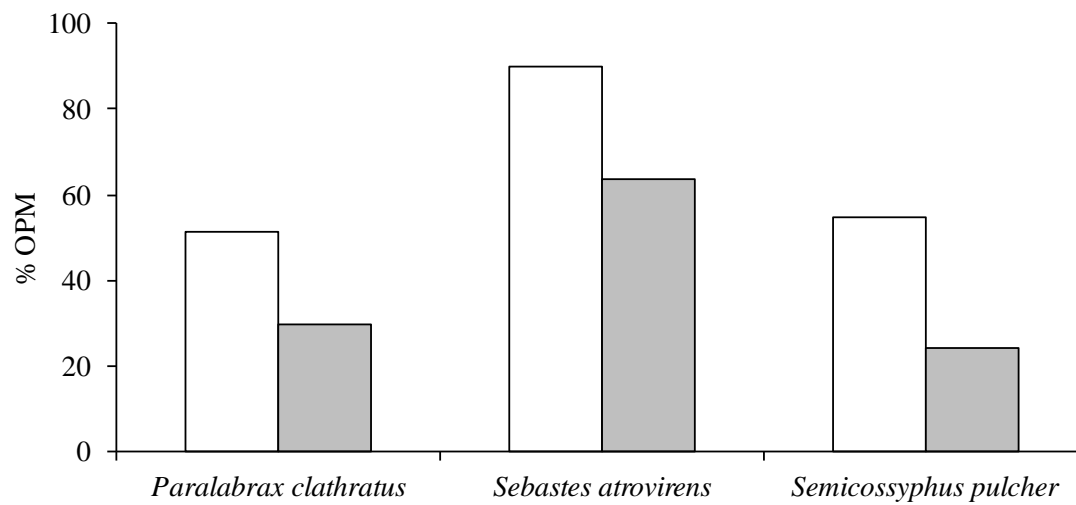


Figura 4.- Frecuencias relativas de OPM en localidades con alta (gris) y baja (blanco) presión pesquera.

DISCUSIONES

Del elenco de seis especies seleccionadas, tres fueron identificadas como especies pescadas: *Paralabrax clathratus*, *Sebastes atrovirens* y *Semicossyphus pulcher* (Love *et al.*, 1996; Shroeder y Love, 2002; Sosa-Nishizaki *et al.*, 2013), y tres especies como no pescadas: *Chromis punctipinnis*, *Embiotoca jacksoni* y *Oxyjulis californica*. La bibliografía indica que las tres especies pescadas son depredadores piscívoros y macroinvertívoros, mientras que las tres especies no pescadas se caracterizan por ser planctívoras o depredar pequeños invertebrados (Froese y Pauly, 2014).

Dos de las tres especies pescadas presentan consideraciones importantes en sus historias de vida. Por ejemplo, *S. atrovirens* pertenece a la familia Sebastidae, caracterizada por tener organismos de crecimiento lento (Love *et al.*, 1990., Gallagher, 2007). Además, como muchos labridos, *S. pulcher* es una especie hermafrodita secuencial protógina y es capaz de cambiar de sexo de hembra a macho a través de una serie de estadios gonadales (Warner, 1975). Para especies con estas características, diversos trabajos han señalado que resultan especialmente vulnerables a la presión pesquera (Love *et al.*, 1990; Hamilton *et al.*, 2007; Hamilton y Caselle, 2015; Shroeder y Love, 2002).

Los patrones en los que se observan distribuciones similares para diferentes localidades pueden ser influenciados por la pesca que, al remover selectivamente a los organismos grandes, induce un sesgo en las distribuciones de tallas (Hamilton *et al.*, 2007). En este estudio, se observó un sesgo en la distribución de tallas a través de las poblaciones, indicando cambios relacionados con la latitud. Estos cambios latitudinales

pueden estar asociados a la mayor presión pesquera que prevalece en la región norte de la zona de estudio.

Diversos trabajos han demostrado la existencia de diferencias significativas en estructura de tallas y biomasa para regiones con y sin pesca o bajo diferentes grados de esfuerzo pesquero (Paddock y Estes, 2000; Friedlander y DeMartini, 2002; Hamilton *et al.*, 2007; Evans *et al.*, 2008, DeMartini *et al.*, 2008). En este estudio, las especies explotadas presentaron tallas dos veces más grandes en las localidades sureñas que en las norteñas. Dada la importancia de los organismos grandes (*e.g.* mayor fecundidad, aptitud reproductiva y estado de condición), la remoción selectiva de estos compromete el futuro de las poblaciones y sugiere que deben de tomarse consideraciones especiales en el manejo de estas especies (Heinimaa y Heinimaa, 2004, Berkeley *et al.*, 2004; Bobko, 2004, Birckeland y Dayton, 2005; Evans *et al.*, 2008).

La ausencia de organismos grandes en localidades con alta presión de pesca implica también una disminución en la proporción de OPM. Este efecto de la disminución en la fecundidad de las poblaciones de peces sometidas a un mayor esfuerzo pesquero ha sido ampliamente reportado (Evans *et al.*, 2008; Berkeley *et al.*, 2004). Este efecto es visible en las tres especies pescadas, y es evidente que las poblaciones de *S. pulcher* presentan diferencias importantes en las proporciones de OPM. La ausencia de organismos próximos a la talla máxima representa una problemática para las regiones con alto esfuerzo pesquero, pues el potencial reproductivo neto y resiliencia de estas poblaciones será potencialmente menor incrementando la probabilidad de colapso.

La ausencia de organismos grandes en el norte, el incremento de LT_E promedio hacia el sur y las diferencias en proporción de OPM fueron patrones observados únicamente en las especies pescadas. Las especies no pescadas no mostraron variación con la latitud; sin embargo, las distribuciones de tallas fueron diferentes entre localidades. Esto se puede deber al comportamiento natural de las poblaciones, que, al tener mortalidades aleatorias, responden de manera aleatoria (Hepell *et al.*, 2005).

Dadas las características biológicas de las tres especies pescadas (Tabla II), y el gran potencial de extracción asociado a la pesca deportiva (Shroeder y Love, 2002, Sosa-Nishizaki *et al.*, 2013), la remoción de estas especies depredadoras supone impactos significativos en el ecosistema por medio de modificaciones en las redes tróficas (Dayton *et al.*, 1995; Pauly *et al.*, 1998; Essington *et al.*, 2005). Trabajos que comparan regiones con y sin pesca (*e.g.* Friedlander y DeMartini, 2002; DeMartini *et al.*, 2008; Sandin *et al.*, 2008) han demostrado que, aunado a las alteraciones a nivel poblacional causadas por la explotación, existe un efecto a nivel del ecosistema, de tal manera que las localidades con menos depredadores tienden a tener una mayor cantidad de herbívoros, que pueden sobrepastorear a las algas.

Para los bosques submarinos de *M. pyrifera*, la ausencia de organismos grandes de *S. pulcher* en algunas localidades, comprobada en este trabajo, tiene implicaciones importantes a nivel de la comunidad, debido a que esta especie tiene el potencial de controlar a las poblaciones de erizos (*Strongylocentrotus purpuratus*; Hamilton y Caselle, 2015); en consecuencia pueden sobrepastorear a *M. pyrifera* y degradar el hábitat que es importante para otras especies.

Este estudio pone de manifiesto la existencia de un patrón latitudinal en las estructuras de tallas (distribución, rangos y promedios), así como la proporción de OPM, únicamente para las especies explotadas. Las marcadas diferencias entre las estructuras de tallas de poblaciones bajo un esfuerzo pesquero diferencial sugieren que la pesca (remoción selectiva de tallas) podría ser un factor importante en la regulación del estado de estas poblaciones ícticas. Los patrones aquí identificados muestran diferencias entre poblaciones con distintos grados de explotación, y representan un factor importante que debe de ser tomado en cuenta al proponer estrategias de manejo, como cuotas o tallas de captura, así como la implementación de áreas naturales protegidas.

REFERENCIAS

- Alonzo S.H., Key M., Ish T.y McCall A.D., 2004. Status of the california sheephead (*Semicossyphus pulcher*) stock (2004). Technical Report, 171 pp
- Berkeley SA., Chapman C., and Sogard S. 2004. Maternal Age as a Determinant of Larval Growth and Survival in a Marine Fish, *Sebastes melanops*. Publications, Agency and Staff of the U.S. Department of Commerce, 429:1257-1264
- Birkeland C. and Dayton PK. 2005. The importance in fishery management of leaving the big ones. *TRENDS in Ecology and Evolution*. 20(7): 356-358
- Bobko SJ, Berkeley SA. 2004. Maturity, ovarian cycle, fecundity, and age-specific parturition of black rockfish, (*Sebastes melanops*). *Fisheries Bulletin*, 102: 418–429
- Brown J.S. and Parman A.O. 1993. Consequences of Size-Selective Harvesting as an Evolutionary Game en: The Exploitation of Evolving Resources, *Lecture Notes in Biomathematics* 99: 248-261
- Clarke, K.R. 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology* 18: 117-143
- Clarke, K.R. and Warwick R.M. 2001. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation, 2nd edition. *PRIMER-E*, Plymouth
- Coleman D.W., O'Donoghue P., Jorgenson J.T., Hogg J.T., Strobeck C., y Festa-Bianchet M. 2003. Undesirable evolutionary consequences of trophy hunting. *Nature*, 426: 655–658
- Conover D.O. 2000. Darwinian fishery science. *Marine Ecology Progress Series*, 208: 303-307

- Dayton P.K., Thrush S.F., Agardy M.T., and Hofman R.J. 1995. Environmental effects of marine fishing. *Aquatic conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 5: 205-232
- DeMartini E.E., Friedlander A.M., Sandin S.A. and Sala E. 2008. Differences in fish-assemblage structure between fished and unfished atolls in the northern Line Islands, central Pacific. *Marine Ecology Progress Series* 365: 199-215. doi: 10.3354/meps07501
- Erlandson, J.M. 2001. Anatomically modern humans, maritime voyaging, and the Pleistocene colonization of the Americas. In: *The First Americans: The Pleistocene Colonization of the New World*, ed. N.G. Jablonski, pp. 1–9. San Francisco, CA, USA: California Academy of Sciences
- Essington T.E., Beaudreau A.H., and Wiedenmann J. 2005. Fishing through marine food webs. *PNAS*, 103(9): 3171-3175
- Evans R.D., Russ G.R., and Kritzer J.P. 2008. Batch fecundity of *Lutjanus carponatus* (Lutjanidae) and implications of no-take marine reserves on the Great Barrier Reef, Australia. *Coral Reefs* 27:179:189. doi: 10.1007/s00338-007-0309-8
- Fenberg P.B. and Roy K. 2008. Ecological and evolutionary consequences of size-selective harvestig: how much do we know? *Molecular Ecology* 17: 209-220. doi: 10.1111/j.1365-294X.2007.03522.x
- Friedlander, A.M. and DeMartini E.E. 2002. Contrast in density, size, and biomass of reef fishes between the northwestern and the main Hawaiian islands: The effects of fishing down apex predators. *Marine Ecology Progress Series*, 230: 253-264

- Froese, R. and Pauly D.. Editors. 2014. FishBase. URL: www.fishbase.org, version (08/2014)
- Gallagher M.B. 2007. Growth rates and species composition of juvenile rockfish (Sebastes spp.) in Oregon's nearshore estuarine habitats. Master of Science Thesis. Oregon State University
- Hamilton SL, and Caselle JE. 2015 Exploitation and recovery of a sea urchin predator has implications for the resilience of southern California kelp forests. Proc. R. Soc. B 282: 20141817, doi:10.1098/rspb.2014.1817
- Hamilton, S.L., Caselle, J.E., Standish, J.D., Schroeder, D.M., Love, M.S., Rosales-Casian, J.A., and Sosa-Nishizaki, O. 2007. Size-selective harvesting alters life histories of a temperate sexchanging fish. Ecol. Appl. 17(8): 2268–2280.
- Heinimaa, S and Heinimaa, P. 2004. Effect of the female size on egg quality and fecundity of the wild Atlantic salmon in the sub-arctic River Teno. Boreal Environment Research., 9:55-62
- Heino M., Dieckmann U., and Godo O.R. 2002. Estimating reaction norms from age and size at maturation with reconstructed immature size distributions: A new technique illustrated by the application to Northeast Atlantic cod. ICES Journal of Marine Science 59: 562-575
- Heppell S.S., Heppell S.A., Read A.J. and Crowder L.B. 2005. Effects of fishing on long-lived marine organisms en Marine Conservation Biology. Eds: Norse E.A. and Crowder L.B. Island Press

- Ibáñez R. 2011. Pesca deportiva-recreativa como un atractivo turístico en México: Caracterización, estimación de su demanda futura y efecto multiplicador a otros sectores. *Revista de Investigación en turismo y desarrollo local*, 4(10): 1-20
- Johannes R.E. 1998. The case for data-less marine resource management: examples from tropical nearshore fisheries. *Trends in Ecology and Evolution*, 13: 243-246
- Ladah L.B., Zertuche-González J.A., and Hernández-Carmona G. 1999. Giant kelp (*Macrocystis pyrifera*, Phaeophyceae) recruitment near its southern limit in Baja California after mass disappearance during ENSO 1997-1998. *Journal of Phycology*, 35: 1106-1112
- Love M.S., Brooks A., Busatto D., Stephens J. and Gregory P.A. 1996. Aspects of the life histories of the kelp bass, *Paralabrax clathratus*, and barred sand bass, *P. nebulifer*, from the southern California Bight. *Fishery Bulletin* 94:472-481
- Love, M.S., Morris P., McCrae M., and Collins R.. 1990. Life history aspects of 19 rockfish species (Scorpaenidae: *Sebastes*) from the southern California Bight. NOAA-TR-NMFS-87, La Jolla, CA
- Mann, K.H. 1973. Seaweeds: their productivity and strategy for growth. *Science* 182: 975-981
- Montaño-Moctezuma, G., G. Torres-Moye, L. Aguilar-Rosas, A., Ramirez-Valdez. 2013. Estructura de la comunidad de peces, macroinvertebrados y macroalgas asociada a los bosques de *Macrocystis pyrifera* de la región Ensenadense de Baja California. Información base para una propuesta de monitoreo. Informe final de

- proyecto Financiado por Fondo Sectorial de Investigación Ambiental. SEMARNAT-INE-CONACYT. Abril 2013. 46 p.
- Paddack M.J. and Estes J.A. 2000. Kelp forest fish populations in marine reserves and adjacent exploited areas of central California. *Ecological Applications* 10:855–870
- Pauly D., Christensen V., Dalsgaard J., Froese R., Torres F.Jr. 1998. Fishing Down Marine Food Webs. *Science, New Series*, 279 (5352): 860-863
- Sandin S.A., Smith J.E., DeMartini E.E., Dinsdale E., Donner S.D., Friedlander A.M., Konotchick T., Malay M., Maragos J.E., Obura D., Pants O., Paulay G., Tichie M., Rohwer F., Schroeder R.E., Walsh S., Jackson J.B.C., Knowlton N., and Sala E. 2008. Baselines and degradation of coral reefs in the northern Line Islands *PLoS One* 3(2):e1548
- Schroeder D.M. and Love M.S.. 2002. Recreational Fishing and Marine Fish Populations. *CalCOFI Report.*, Vol. 43.
- Sosa-Nishizaki O., Guerrero-Ávila C., García-Rodríguez E., Rodríguez-Medrano M.C., Saldaña-Ruiz L.E., Mejía-Mercado B.E., Domínguez-Reza R.H., Castro-Velasco F. 2013. Caracterización de la pesca deportiva en Baja California. Informe Técnico. Centro de Investigación Científica y Educación Superior de Ensenada, 56 pp.
- Steneck, R.S., M.H. Graham, B.J. Bourque, D. Corbett, Erlandson J.M., Estes J.A., Tegner M.J. 2002. Kelp forest ecosystems: biodiversity, stability, resilience and future. *Environmental Conservation*, 29 (4): 436–459.

- Thompson A.B. y Stokes T.K. 1996. Evolution of growth rate and size -selective fishing: A computer simulation study. MAFF, Directorate of Fisheries Research, Lowestoft, (UK)
- Torres-Moye G., Edwards M.S., Montaña-Moctezuma C.G. 2013. Benthic community structure in kelp forests from the Southern California Bight. *Ciencias Marinas*, 39(3): 239–252
- Torres-Moye, G. and Escofet, A. 2014. Land-Sea Interactions in Punta China (Baja California, México): Addressing Anthropic and Natural Disturbances in a Retrospective Context. *Journal of Environmental Protection* 5:1520-1530.
<http://dx.doi.org/10.4236/jep.2014.516144>
- Trujillo-Ortiz, A. and Hernandez-Walls R. 2003. DagoSPtest: D'Agostino-Pearson's K2 test for assessing normality of data using skewness and kurtosis. A MATLAB file. URL: <http://www.mathworks.com/matlabcentral/fileexchange/loadFile.do?objectId=3954&objectType=FILE>
- Warner, R.R. 1975. The reproductive biology of the protogynous hermaphrodite *Pimelometopon pulchrum* (Pisces: Labridae). *Fishery Bulletin* 73:262–283.
- Zar, J. H. .1999. *Biostatistical Analysis* (2da ed.).NJ: Prentice-Hall, Englewood Cliffs. Pp.663

Anexos

Anexo I.- Distribuciones de tallas por especie y por localidad.

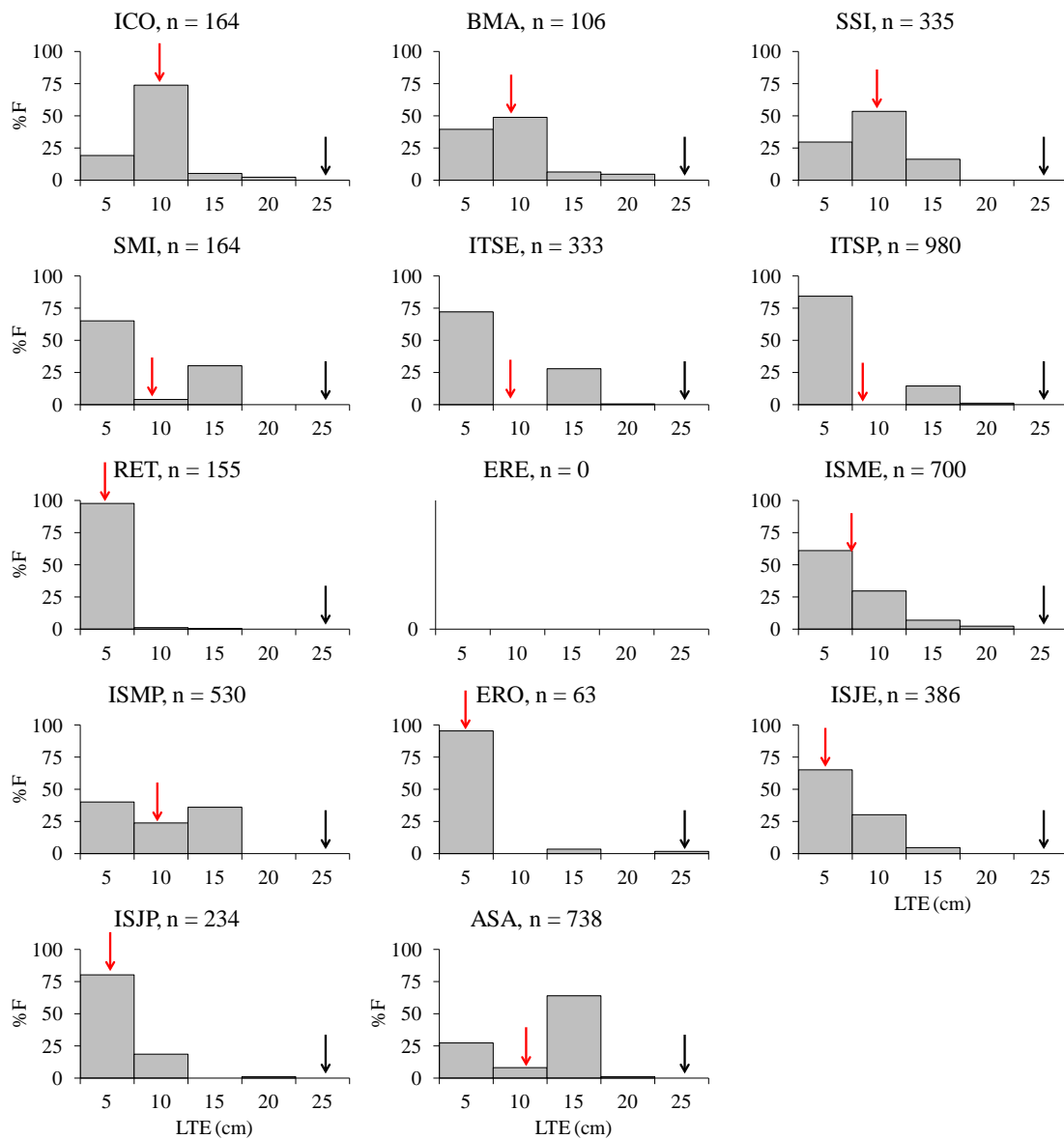


Figura 1.- Distribución relativa de tallas, por localidad, de *Chromis punctipinnis*. La flecha roja indica la LT_E promedio; la flecha negra indica la talla máxima (Froese y Pauly, 2004).

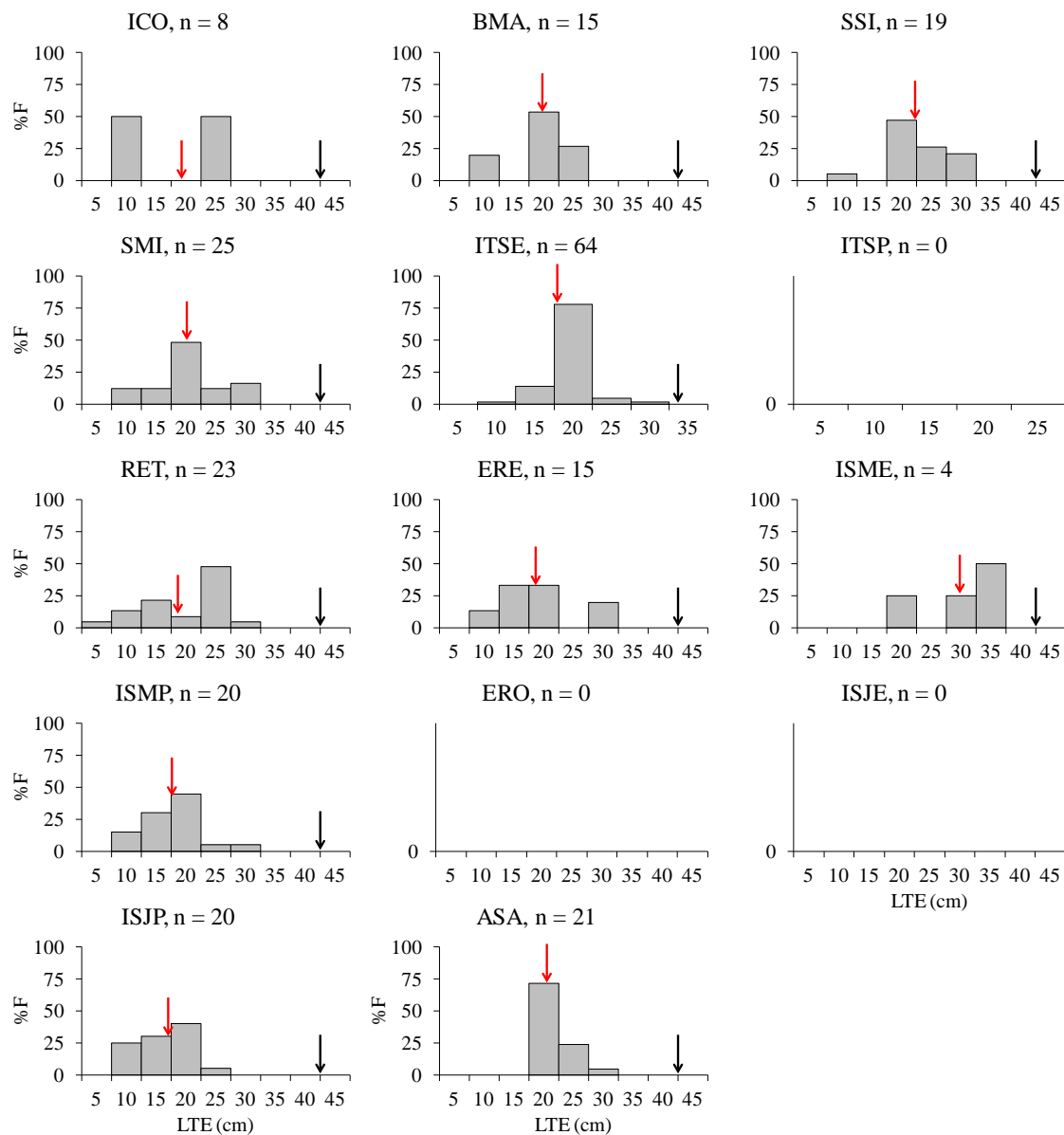


Figura 2.- Distribución relativa de tallas, por localidad, de *Embiotoca jacskoni*. La flecha roja indica la LT_E promedio; la flecha negra indica la talla máxima (Froese y Pauly, 2004).

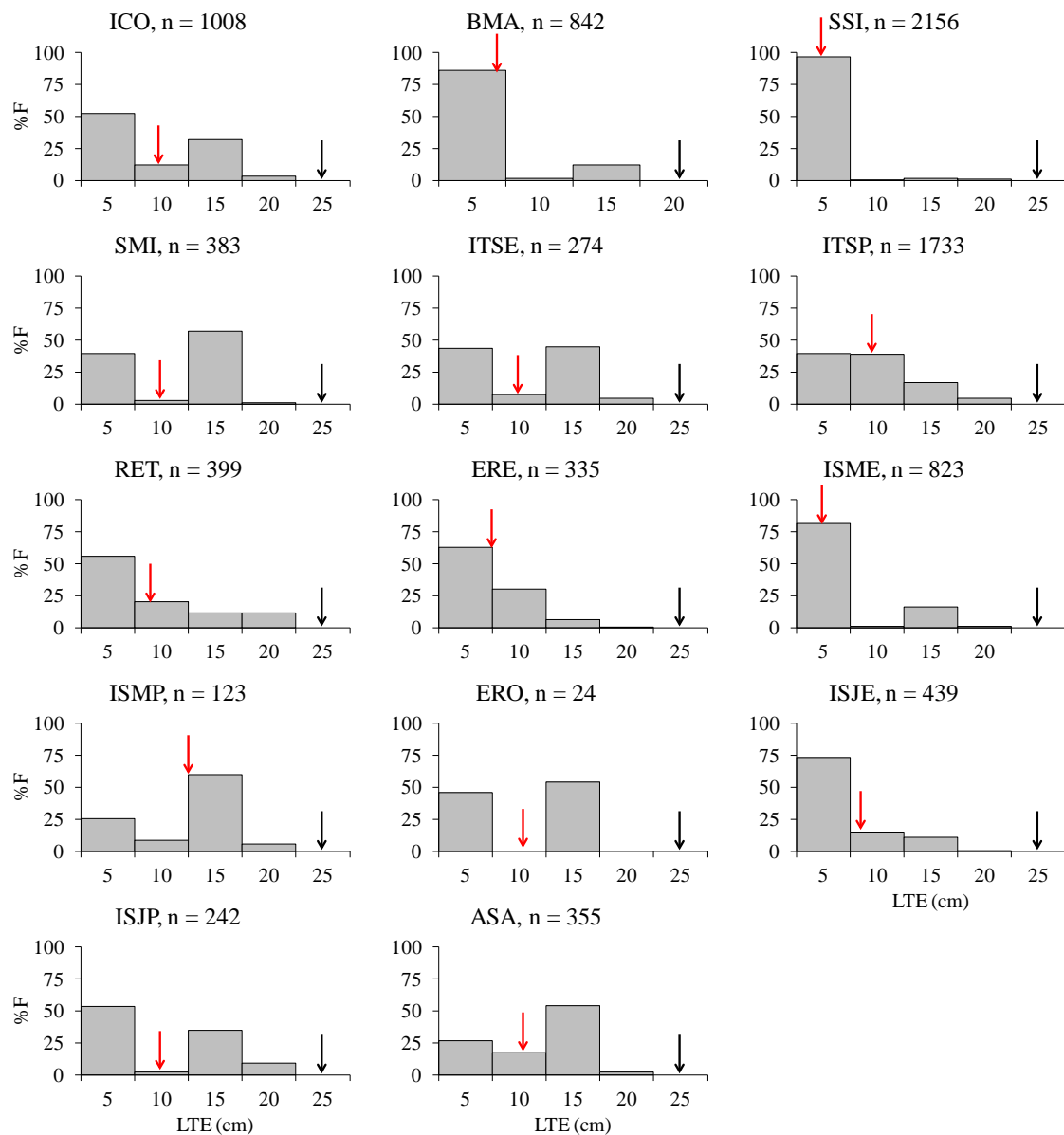


Figura 3.- Distribución relativa de tallas, por localidad, de *Oxyjulis californica*. La flecha roja indica la LT_E promedio; la flecha negra indica la talla máxima (Froese y Pauly, 2004).

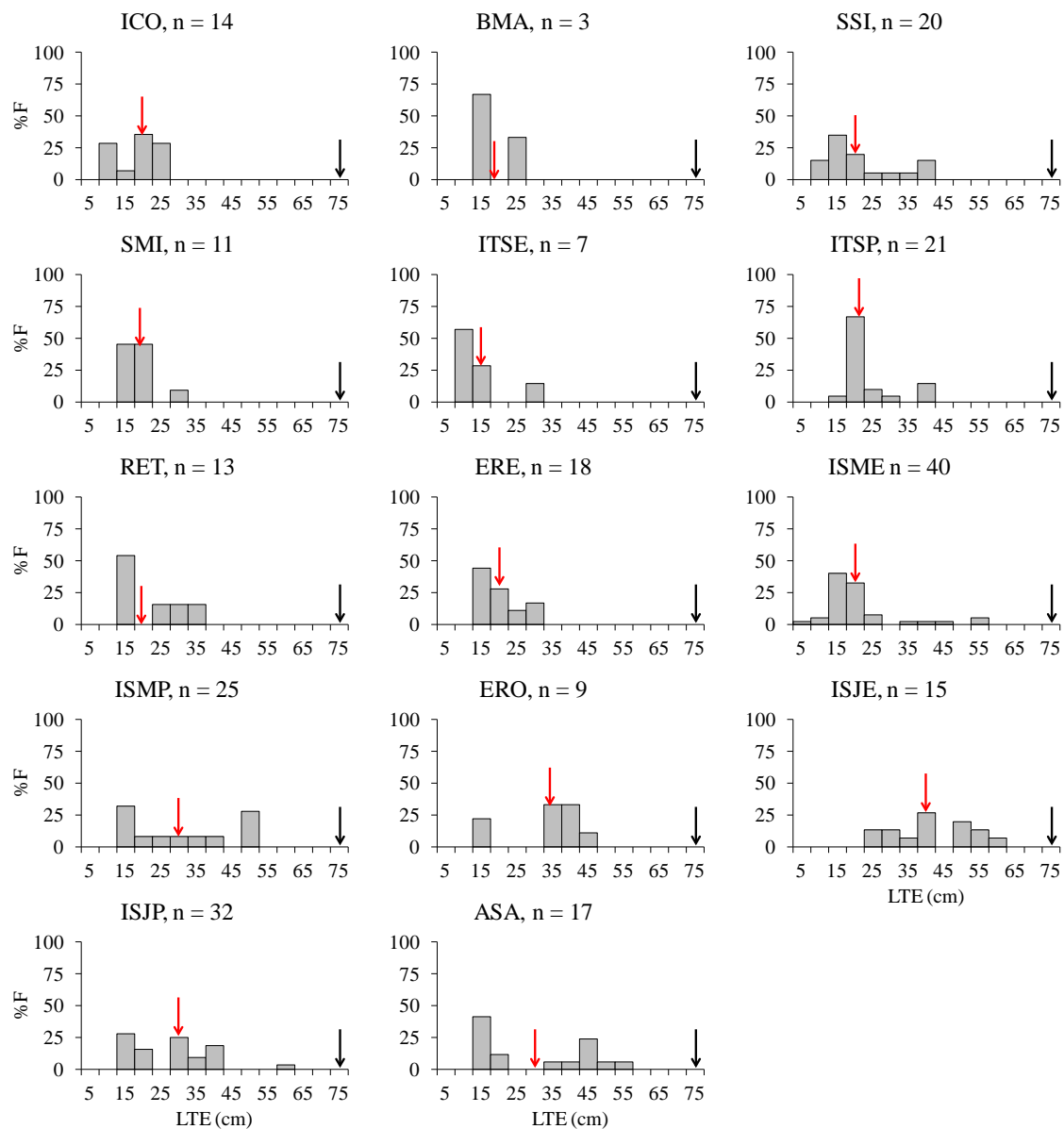


Figura 4.- Distribución relativa de tallas, por localidad, de *Paralabrax clathratus*. La flecha roja indica la LT_E promedio; la flecha negra indica la talla máxima (Froese y Pauly, 2004).

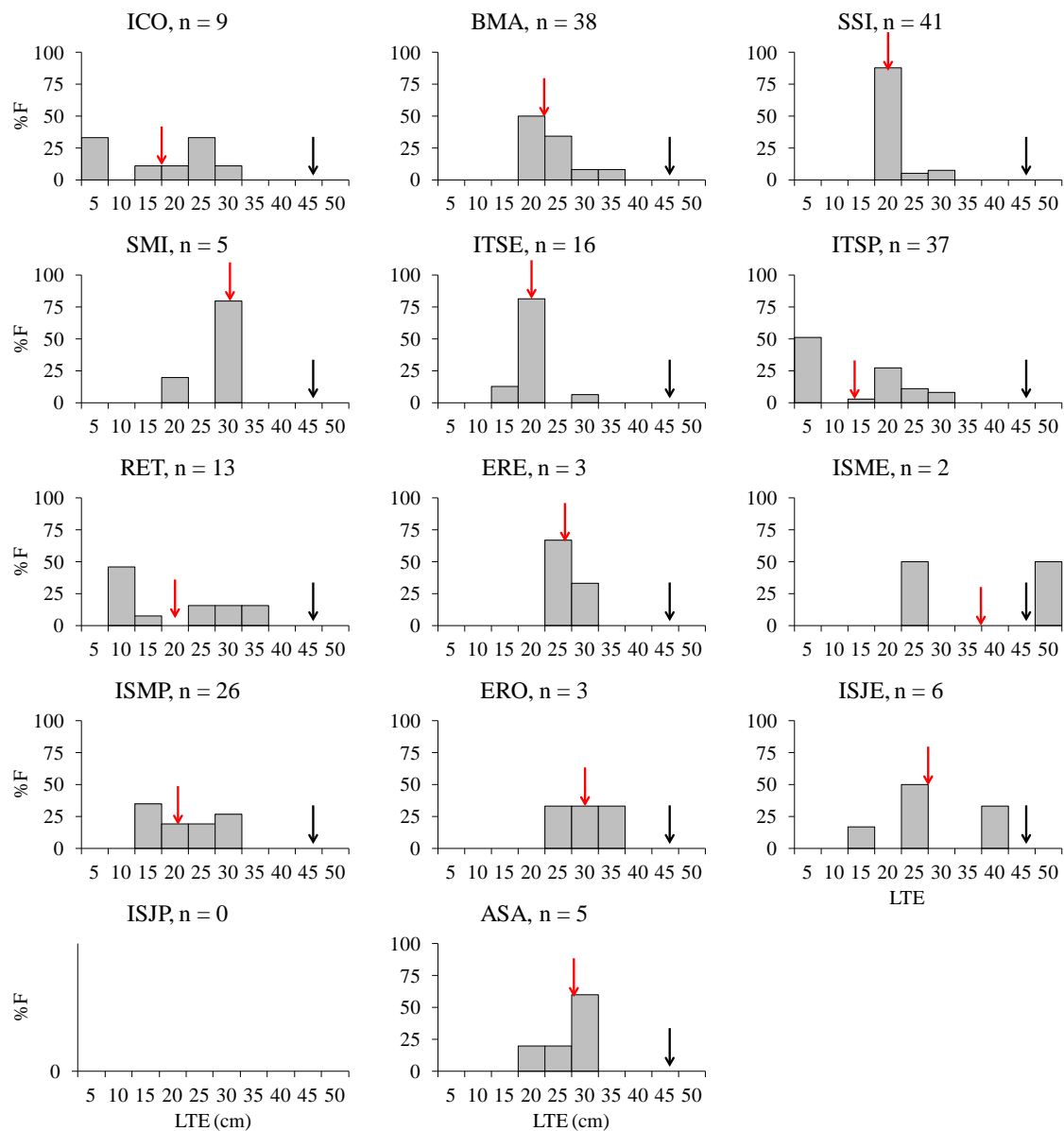


Figura 5.- Distribución relativa de tallas, por localidad, de *Sebastes atrovirens*. La flecha roja indica la LT_E promedio; la flecha negra indica la talla máxima (Froese y Pauly, 2004).

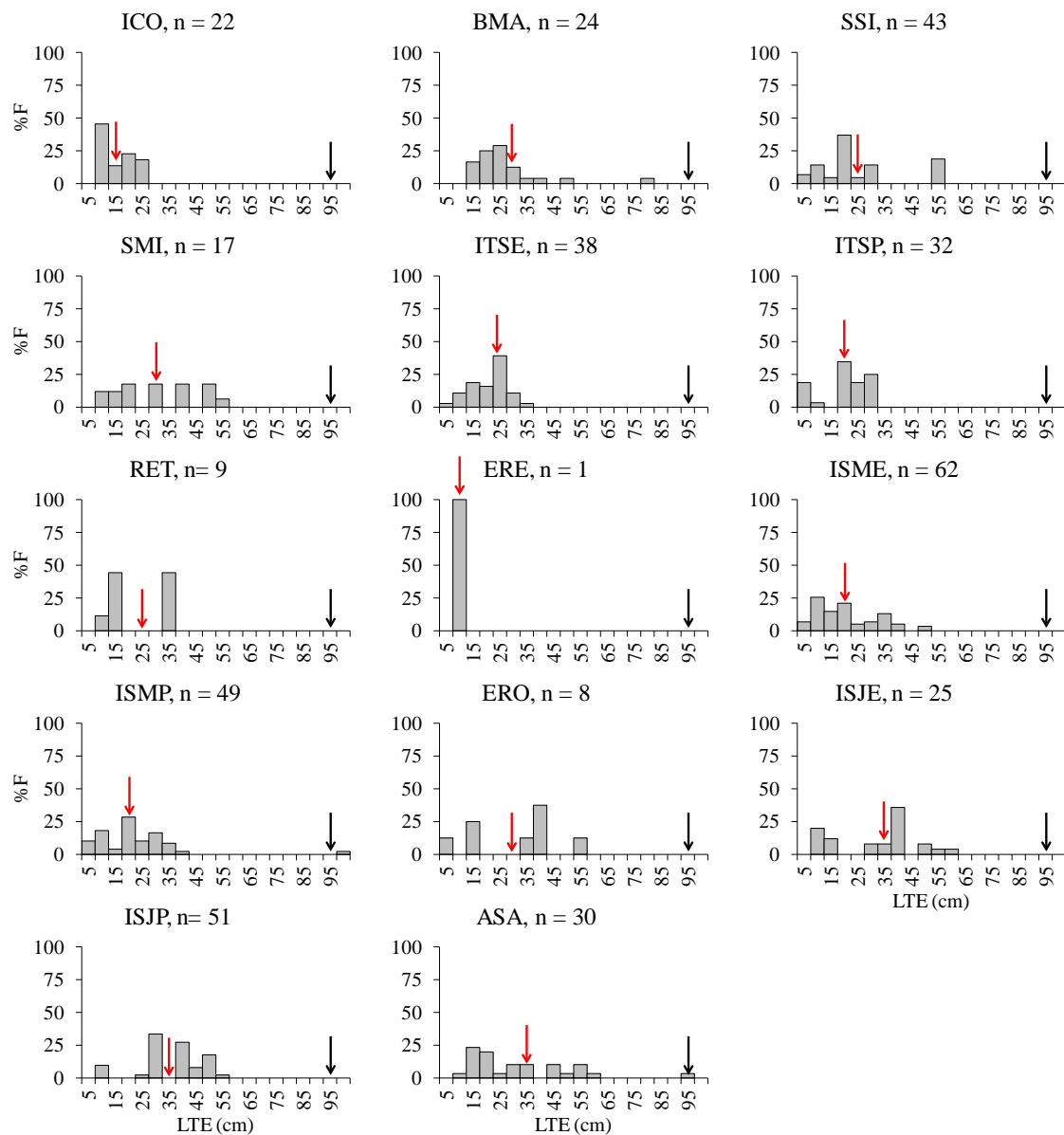


Figura 6.- Distribución relativa de tallas, por localidad, de *Semicossyphus pulcher*. La flecha roja indica la LT_E promedio; la flecha negra indica la talla máxima (Froese y Pauly, 2004).

Anexo II.- Comparación de distribución de tallas por especie y por localidad

Al comparar las distribuciones de tallas de las seis especies entre localidades se observó la ausencia de un patrón en las distribuciones para las especies no pescadas, siendo estas diferentes entre sí (Fig. 2). Contrariamente, las especies pescadas (Fig. 2) mostraron patrones donde las distribuciones de tallas fueron iguales para algunas localidades. Los resultados de esta prueba se representan con una matriz de similitud para cada especie, donde un asterisco (*) indica que las distribuciones de tallas son significativamente diferentes ($p < 0.05$).

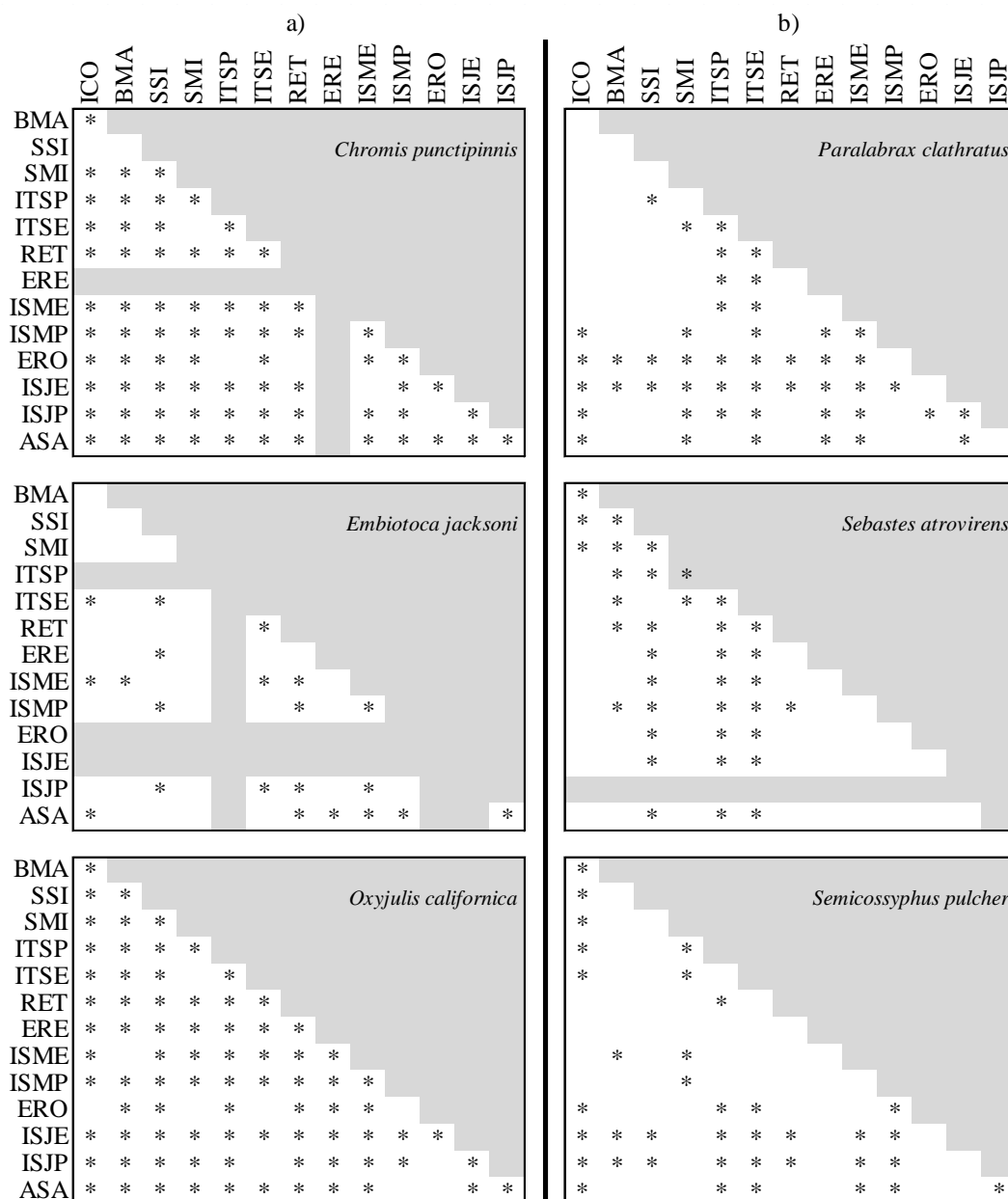


Figura 1.- Matrices de similitud comparando las distribuciones de tallas entre localidades. Los asteriscos (*) representan diferencias significativas ($p < 0.1$), los espacios vacíos representan distribuciones iguales. Panel a) contiene las especies no pescadas y b) especies pescadas. Las regiones sombreadas horizontal y verticalmente representan ausencia de datos para esas localidades.