

**CENTRO DE INVESTIGACIÓN CIENTÍFICA Y DE EDUCACIÓN  
SUPERIOR DE ENSENADA, BAJA CALIFORNIA**



---

**PROGRAMA DE POSGRADO EN CIENCIAS EN  
ECOLOGÍA MARINA**

---

**Ecología poblacional y pesquería del pepino de mar  
*Isostichopus fuscus* en Bahía de los Ángeles, Baja California,  
México**

Tesis

para cubrir parcialmente los requisitos necesarios para obtener el grado de  
Maestro en Ciencias

Presenta:

**Andrea Glockner Fagetti**

Ensenada, Baja California, México  
2014

Tesis defendida por

**Andrea Glockner Fagetti**

y aprobada por el siguiente Comité

---

Dr. Luis Eduardo Calderón Aguilera  
Codirector del Comité

---

Dra. María Dinorah Herrero Pérezrul  
Codirectora del Comité

---

Dra. Lydia B. Ladah  
Miembro del Comité

---

Dr. Javier Helenes Escamilla  
Miembro del Comité

---

Dra. María Lucila del Carmen Lares Reyes  
Coordinador del Posgrado en  
Ecología Marina

---

Dr. Jesús Favela Vara  
Director de Estudios de Posgrado

Septiembre, 2014

Resumen de la tesis de **Andrea Glockner Fagetti**, presentada como requisito parcial para la obtención del grado de Maestro en Ciencias en Ecología Marina.

**Ecología poblacional y pesquerías del pepino de mar *Isostichopus fuscus* en Bahía de los Ángeles, Baja California, México.**

Resumen aprobado por:

---

Dr. Luis Eduardo Calderón Aguilera

Codirector del Comité

---

Dra. María Dinorah Herrero Pérezrul

Codirectora del Comité

El pepino de mar *Isostichopus fuscus* se distribuye en el Pacífico oriental tropical y Golfo de California. En México se encuentra bajo protección especial al ser una especie vulnerable a la pesquería por su lento crecimiento. El objetivo de este trabajo fue estimar la estructura y los parámetros poblacionales de *I. fuscus* en Bahía de los Ángeles en dos periodos (2005–2007 y 2013), e identificar posibles cambios que hayan ocurrido. Se realizaron evaluaciones nocturnas, los pepinos de mar recolectados se pesaron con una báscula digital y se midieron con un ictiómetro en la embarcación. Se estimó la abundancia por sitio y la densidad, se calculó la proporción de individuos  $\geq 20$  cm, con los datos de talla y peso se calculó la media y se realizaron histogramas de frecuencia. Se obtuvo la relación talla – peso, índice de condición relativa, edad y tasas de crecimiento y mortalidad. La densidad presentó una distribución log-normal y fue mayor en 2005 – 2007 ( $0.10 \text{ ind}\cdot\text{m}^{-2}$ ) con respecto a 2013 ( $0.07 \text{ ind}\cdot\text{m}^{-2}$ ). La talla promedio fue  $13.9 \pm 3.4$  y  $17.8 \pm 3.8$  cm, respectivamente y se encontró una mayor proporción de individuos  $\geq 20$  cm en 2013 ( $p < 0.05$ ). Las ecuaciones de la relación talla – peso fueron  $P = 3.7L^{1.6}$  ( $R^2 = 56\%$ ) y  $P = 1.9L^{1.7}$  ( $R^2 = 51\%$ ), no se encontraron diferencias significativas entre las pendientes y el tipo de crecimiento es alométrico. Las ecuaciones de crecimiento para ambos periodos fueron  $L_t = 33.2*[1 - e^{(-0.27*t)}]$  y  $L_t = 35.7*[1 - e^{(-0.26*t)}]$ , respectivamente. La diferencia en la edad promedio fue significativa ( $p < 0.01$ ), siendo mayor en 2013 (2.8 años) con respecto al periodo anterior (2.1 años), mientras que la mortalidad fue mayor en 2005 – 2007 ( $0.4$  y  $0.3 \text{ año}^{-1}$ , respectivamente). Desde las primeras evaluaciones en 1992 a la fecha, la densidad ha disminuido 82% y la talla promedio 26%, mientras que en los últimos ocho años se ha visto un aumento en la talla de 22% y mayor proporción de individuos  $\geq 20$  cm, sin embargo, la tendencia de la densidad sigue siendo negativa. Las medidas de manejo de la especie, como talla mínima de captura y veda reproductiva, no han sido suficientes para asegurar el aprovechamiento sustentable de esta especie en Bahía de los Ángeles.

Palabras clave: **dinámica poblacional, parámetros poblacionales, mortalidad**

Abstract of the thesis presented by **Andrea Glockner Fagetti** as partial requirement to obtain the Master in Science degree in Marine Ecology.

**Population ecology and fishery of the brown sea cucumber *Isostichopus fuscus* in Bahía de los Angeles, Baja California, Mexico.**

Abstract approved by:

---

Dr. Luis Eduardo Calderón Aguilera

Thesis Codirector

---

Dra. María Dinorah Herrero Pérezrul

Thesis Codirector

The brown sea cucumber *Isostichopus fuscus* has a broad distribution over the eastern tropical Pacific. It is under special protection in Mexico due to its slow growth rate. The objective of this study was to estimate the population parameters and dynamics of *I. fuscus* in Bahía de los Angeles during two periods (2005–2007 and 2013) and to identify possible changes in the population structure. Nocturnal census were carried on, length and weight of recollected sea cucumbers were measured. Abundance, density and proportion of  $\geq 20$  cm individuals were estimated. Length-weight relation and relative index condition were calculated. Size frequency data were analyzed to estimate the parameters of von Bertalanffy equation and age. Density showed a log-normal distribution and was higher in 2005 – 2007 ( $0.10 \text{ ind}\cdot\text{m}^{-2}$ ) than 2013 ( $0.07 \text{ ind}\cdot\text{m}^{-2}$ ). Mean length was lower in the first period ( $13.9 \pm 3.5$  and  $17.8 \pm 3.8$  cm, respectively) and also the proportion of  $\geq 20$  cm individuals. The equations of length-weight were  $W = 3.7L^{1.6}$  and  $W = 1.9L^{1.7}$ , respectively. There were no differences in the slopes and the populations shows an allometric growth. The von Bertalanffy equations for length at age were  $L_t = 33.2*[1 - e^{(-0.27*t)}]$  and  $L_t = 35.7*[1 - e^{(-0.26*t)}]$ , respectively. Age of individuals was higher in 2013 (2.8 years) than in 2005 – 2007 (2.1 years). Mortality rate was higher in 2005 – 2007 ( $0.4 \text{ year}^{-1}$ ) than 2013 ( $0.3 \text{ year}^{-1}$ ). In 20 years (1992 to date), density has decrease in 82% and length in 26%. Despite the increase in 22% of mean length in the last eight years (2005 to date), the results show a negative tendency in density. Basic management programs such as minimum size of capture and reproductive ban, have not been sufficient to assure the sustainable exploitation of sea cucumber in Bahía de los Angeles.

Key words: **population dynamics, population parameters, mortality**

*para las más chiquitas, Áruna y Anya,  
para Vale, Antonella y Julio*

## Agradecimientos

Al Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, por la oportunidad de ingresar al Posgrado y cursar la Maestría.

A CONACYT, por el apoyo económico otorgado a través del programa de becas de maestría.

Al Dr. Luis Eduardo Calderón Aguilera por su apoyo durante estos dos años, dentro y fuera del ámbito profesional. Por haber confiado en el proyecto y hacer hasta lo imposible para llevar a cabo las salidas de campo.

A la Dra. Dinorah Herrero Pérezrul por haber compartido su amplio conocimiento en el tema y haber aportado con comentarios y observaciones.

A los miembros del Comité Dra. Lydia Ladah y Dr. Javier Helenes, por su tiempo, apoyo y comentarios que sin lugar a dudas contribuyeron a la mejora de la tesis.

A José M. Domínguez de la División de Oceanología por el diseño del mapa del área de estudio.

Al laboratorio de Ecología y Pesquerías de la Zona Costera y su equipo de trabajo Víctor Moreno, Ceci, Laura, Paula, Rubén, Jenny, Geo, Orión, por sus comentarios, las horas de ensayos y por el apoyo mutuo.

A los que hicieron posible las salidas de campo, la cooperativa Buzos de Bahía, en especial a Héctor, Marcos y Francisco Urías Avilés, por su apoyo en los buceos nocturnos y por compartir conmigo su conocimiento. A Luis por gestionar, a Víctor por la logística y a Laura, Fer y Gina por haber hecho todo más divertido.

A mis compañeros de generación y anexos, Ele, Paula, Celia, Luz, Juanma, Gerardo, Laurica, Anto, Rubén, Luis, las Karen, Yama, Oscar, Gera y Edgar.

A las niñas, Anita, Ceci, Laura, Aideé, Fer y Zyanya, por haber compartido viajes y tantas experiencias, risas y lágrimas. Lo que vivimos juntas fue extraordinario, aunque nos hayan faltado muchas cosas por hacer.

A Nolhui por demostrar una vez más que ni el tiempo ni los kilómetros importan y por traerme días de playa y muchas risas.

A Rafa, porque estos dos años fueron increíbles gracias a ti, no sólo por tu amistad, sino por tu buen humor, inteligencia y cariño.

A mis papás y mi hermana y a toda mi familia, por ser tan chingones. A Fide, Julio y Vianey por sus ocurrencias y cariño.

# Contenido

<b>Resumen</b> .....	<b>ii</b>
<b>Abstract</b> .....	<b>iii</b>
<b>Dedicatoria</b> .....	<b>iv</b>
<b>Agradecimientos</b> .....	<b>v</b>
<b>Lista de figuras</b> .....	<b>vii</b>
<b>Lista de tablas</b> .....	<b>ix</b>
<b>Lista de acrónimos</b> .....	<b>x</b>
<b>Capítulo 1. Introducción</b>	
1.1 Introducción .....	1
1.1.1 Características biológicas .....	1
1.1.2 Pesquerías: el caso de Bahía de los Ángeles.....	3
1.2 Antecedentes .....	8
1.3 Justificación .....	12
1.4 Hipótesis .....	13
1.5 Objetivos .....	13
1.5.1 Objetivo general.....	13
1.5.2 Objetivos particulares .....	13
<b>Capítulo 2. Metodología</b>	
2.1 Área de estudio .....	14
2.2 Metodología .....	17
2.2.1 Abundancia y densidad.....	18
2.2.2 Estructura de tallas y pesos .....	20
2.2.3 Crecimiento, edad y mortalidad .....	22
<b>Capítulo 3. Resultados</b>	
3.1 Resultados .....	26
3.1.1 Abundancia y densidad.....	26
3.1.2 Estructuras de talla y peso.....	29
3.1.3 Crecimiento, edad y mortalidad .....	38
<b>Capítulo 4. Discusión</b> .....	<b>43</b>
<b>Capítulo 5. Conclusión</b> .....	<b>54</b>
<b>Lista de referencias</b> .....	<b>56</b>
<b>Anexo</b> .....	<b>64</b>

## Lista de figuras

Figura		Página
1	Peso desembarcado (toneladas) de pepino de mar <i>Parastichopus parvimensis</i> para el estado de Baja California (CONAPESCA 2012).....	5
2	Producción de pepino de mar en Bahía de los Ángeles durante el periodo 1990-2000 (Tomado y modificado de Avendaño 2007).....	7
3	Promedio mensual de temperatura superficial del mar en BLA durante el periodo 2005 – 2013 (Datos obtenidos de Ocean Color Web 2014).....	14
4	Mapa del polígono Reserva de la Biósfera Bahía de los Ángeles, Canales de Ballenas y Salsipuedes. Tomado y modificado de Daneman y Ezcurra (2008) .....	15
5	Mapa del área de estudio.....	16
6	Abundancia promedio (individuos/transecto) por localidad para el periodo 2005-2007 comparado con 2013. Las barras verticales representan la desviación estándar.....	26
7	Comparación de la abundancia de individuos por transecto entre zonas y periodos ( $F_{(2,69)} = 1.2151$ , $p = 0.3029$ ).....	27
8	Comparación entre periodos de la densidad de individuos ( $t_{(1,95)} = 3.75$ , $p < 0.01$ ). El punto representa la media y las barras verticales la desviación estándar.....	27
9	A) Prueba de distribución normal ( $X^2 = 9.68$ , K-S: $d = 0.13981$ , $p < 0.05$ ). B) Prueba de distribución log-normal ( $X^2 = 12.77$ , K-S: $d = 0.11005$ , $p < 0.20$ ).....	28
10	Densidad promedio por año calculado con media aritmética y distribución delta. Las barras verticales denotan el error estándar y las líneas la tendencia.....	29
11	Proporción de individuos menores a 20 cm y mayores o iguales a la talla mínima de captura. A) Periodo 2005 – 2007. B) Periodo 2013.....	30
12	Comparación entre periodos de la abundancia de individuos mayores o iguales a la talla mínima de captura ( $t_{(1,43)} = -4.00608$ , $p < 0.01$ ). El punto representa la media y las barras verticales la desviación estándar.....	31
13	Histograma de longitud (cm) para el periodo 2005 – 2007. A) Noviembre de 2005 ( $n = 574$ ). B) Agosto de 2006 ( $n = 980$ ). C) Julio de 2007 ( $n = 651$ ). La curva indica la distribución normal.....	32



## Lista de figuras (continuación)

14	Histograma de longitud (cm) para el periodo 2013. A) Julio de 2013 (n = 333). B) Agosto de 2013 (n = 372). C) Septiembre de 2013 (n = 496). La curva indica la distribución normal.....	33
15	Histograma de longitud (cm). A) Periodo 2005 – 2007 (n = 2204). B) Periodo 2013 (n = 1201). La curva indica la distribución normal...	34
16	Histograma de peso (g). A) Periodo 2005 – 2007 (n = 1631). B) Periodo 2013 (n = 1199). La curva indica la distribución normal.....	35
17	Relación talla – peso. A) Periodo 2005 – 2007 (n = 1631). B) Periodo 2013 (n = 1199).....	37
18	Factor de condición relativa (Kn). A) Periodo 2005 – 2007 (n = 1631). B) Periodo 2013 (n = 1199).....	38
19	Curvas de crecimiento individual para los periodos 2005 – 2007 y 2013. ....	39
20	Histograma de edad (años). A) Periodo 2005 – 2007. B) Periodo 2013. ....	40
21	Tasa de supervivencia estimada para los periodos 2005 – 2007 y 2013. ....	41
22	Probabilidad de captura por clase de talla.....	42
23	Densidad de <i>I. fuscus</i> antes y después de la temporada de pesca (Datos tomados de Toral-Granda et al. 2003).....	44

## Lista de tablas

Tabla		Página
1	Relación de permisos otorgados para el aprovechamiento extractivo de pepino de mar ( <i>I. fuscus</i> ) en el Golfo de California durante 2008 (Tomado y modificado de Calderon-Aguilera <i>et al.</i> 2008).....	8
2	Nombre de los sitios y coordenadas de posible ocurrencia de pepino de mar en la región de Bahía de los Ángeles.....	17
3	Valores de mortalidad calculado a partir de distintos índices.....	41
4	Comparación de la longitud promedio (L), coeficiente de isometría (b) y coeficiente de condición relativa (Kn) de <i>I. fuscus</i> .....	48
5	Comparación de los parámetros de la ecuación de crecimiento de von Bertalanffy para holoturias (Tomado y modificado de Herrero-Pérezrul <i>et al.</i> 1999). .....	51
6	Comparación de los valores estimados de mortalidad (M) para <i>I. fuscus</i> .....	52

## Lista de acrónimos

**ANP:** Área Natural Protegida

**BC:** Baja California

**BCS:** Baja California Sur

**BLA:** Bahía de los Ángeles

**CONABIO:** Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad

**CONANP:** Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas

**CONAPESCA:** Comisión Nacional de Pesca y Acuicultura

**CTP:** Captura Total Permissible

**DGVVS:** Dirección General de Vida Silvestre

**DOF:** Diario Oficial de la Federación

**LGEEPA:** Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente

**LGPAS:** Ley General de Pesca y Acuicultura Sustentables

**NOM-059:** Norma Oficial Mexicana NOM-059-ECOL-2010

**PROFEPA:** Procuraduría Federal de Protección al Ambiente

**SAGARPA:** Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación

**SEMARNAT:** Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales

**TMC:** Talla Mínima de Captura

**UMAs:** Unidades de Manejo para la Conservación de la Vida Silvestre

# Capítulo 1. Introducción

---

## 1.1 Introducción

### 1.1.1 Características biológicas

Las holoturias o pepinos de mar (Echinodermata: Holothuria) son equinodermos de cuerpo alargado y blando, cuyo esqueleto calcáreo está reducido a espículas microscópicas embebidas en la pared corporal (Brusca y Brusca 2002). Son un grupo de invertebrados marinos muy abundante y diverso, con aproximadamente 1,400 especies descritas (Kerr 2000). La mayoría de las holoturias son bentónicas y habitan sobre sustratos suaves o sobre rocas y arrecifes de coral (Conand 1990). Se distribuyen en casi todas las latitudes, desde la zona intermareal hasta las trincheras oceánicas, en donde constituyen hasta el 90% de la biomasa abisal (Kerr y Kim 2001).

Los organismos de la clase Holothuroidea se caracterizan por tener una simetría bilateral secundaria aunque sus órganos y sistemas se encuentran arreglados en múltiplos de cinco (Brusca y Brusca 2002). La boca se encuentra en un extremo del cuerpo, dirigida hacia adelante o hacia abajo, y está rodeada por una corona de tentáculos orales que dirigen alimento hacia la boca (Caso 1961). Las holoturias poseen un anillo calcáreo alrededor de la faringe el cual sostiene a los músculos que contraen al cuerpo longitudinalmente, así como aquellos que operan los tentáculos orales (Kerr 2000). La parte ventral del cuerpo se distingue del dorso por presentar pies ambulacrales que sirven para la locomoción y para adherirse al sustrato (Brusca y Brusca 2002).

En el ecosistema marino, los equinodermos representan diferentes niveles tróficos y sus hábitos alimenticios pueden influir en la estructura comunitaria del bentos (Lawrence 1987). La importancia ecológica de los pepinos de mar radica en su papel como detritívoros, pues aprovechan la materia orgánica y la microbiota presentes en el sedimento (Tagliafico *et al.* 2011). Algunas especies pueden procesar hasta 20 g/m<sup>2</sup>/año (Hauksson 1979) y de esta forma no solo evitan la estratificación y la acumulación de patógenos en la superficie del mismo, sino que también concentran algunos nutrientes (Conde *et al.* 1995; Purcell *et al.* 2010). Los paquetes fecales están enriquecidos con hasta el doble de nitrógeno que el sedimento contiguo (Conde *et al.* 1995). Algunas

holoturias tropicales presentan una eficiencia de asimilación de la materia orgánica de 50% (Bakus 1973) y se ha observado cierta selectividad hacia los sedimentos ricos en nutrientes (Moriarty 1982; Hammond 1983).

El pepino de mar *Isostichopus fuscus* (Aspidochirotida: Stichopodidae) se distribuye geográficamente a lo largo del Pacífico oriental tropical, desde el norte del Golfo de California hasta Ecuador, incluyendo las islas Galápagos (Deichmann 1958). Habita en fondos rocosos, arenosos y en arrecifes de aguas someras, hasta los 60 m de profundidad (Maluf 1988; Kerstitch 1989). Es una especie longeva y de lento crecimiento, que alcanza la madurez sexual hasta los 5 años y que en el Golfo de California, puede alcanzar los 28 cm de longitud y pesar hasta 960 g (Herrero-Pérezrul *et al.* 1999). Se ha observado que son más activos durante la noche (Shepherd *et al.* 2004) y no poseen ningún depredador natural (Francour 1997).

Es una especie gonocórica, sin embargo, se ha observado hermafroditismo casual, el cual, según señalan los autores, puede estar favorecido por las bajas densidades en el medio debido a la sobrepesca (Herrero-Pérezrul *et al.* 1998). La proporción de machos y hembras en el medio es 1:1 y no presenta dimorfismo sexual externo (Herrero-Pérezrul 1994). El ciclo reproductivo en el Golfo de California es anual y los desoves ocurren durante el verano, asociados al incremento en la temperatura superficial (Herrero-Pérezrul *et al.* 1999), mientras que en Galápagos, *Isostichopus fuscus* presenta actividad reproductiva durante todo el año, independientemente de la temperatura, con desoves mensuales que ocurren de uno a cuatro días después de la luna nueva (Mercier *et al.* 2007). La fertilización es externa y de 3 a 15 días después, se desarrolla una larva pelágica oligotrófica. En condiciones de laboratorio, el asentamiento de los juveniles de 1 mm de longitud ocurre 28 días posteriores a la fertilización (Hamel *et al.* 2003).

El éxito de fertilización está en función de la dispersión espacial de los reproductores y, de hecho, la densidad mínima se conoce sólo para algunas especies (Bell *et al.* 2008). Para *Isostichopus fuscus*, en el caso de Galápagos, se requiere de  $\sim 1.2$  ind·m<sup>-2</sup> para alcanzar un 50% de éxito de fertilización (Shepherd *et al.* 2004). Sin embargo, *I. fuscus* no sólo es susceptible a la sobrepesca sino también a la edad de captura (Herrero-Pérezrul y Chávez 2005).

### 1.1.2 Pesquerías: el caso de Bahía de los Ángeles

La explotación comercial de equinodermos, principalmente erizos y holoturias, ha cobrado importancia en las últimas décadas (Conand y Byrne 1993). Aunque los volúmenes de captura son menores que los de otras pesquerías, representan cerca del 40% del valor pesquero mundial, por su alto valor económico (Caddy 1989). La pesquería de equinodermos generalmente es artesanal y se realiza a pequeña escala, mediante buceo libre o semiautónomo (Purcell *et al.* 2010). De acuerdo con Conand y Bryne (1993), la pesquería de holoturias en países tropicales está basada en poco más de una docena de especies de las familias Holothuridae (*Actinopyga* spp y *Holothuria* spp) y Stichopodidae (*Parastichopus* spp, *Isostichopus* spp y *Thelenota* spp).

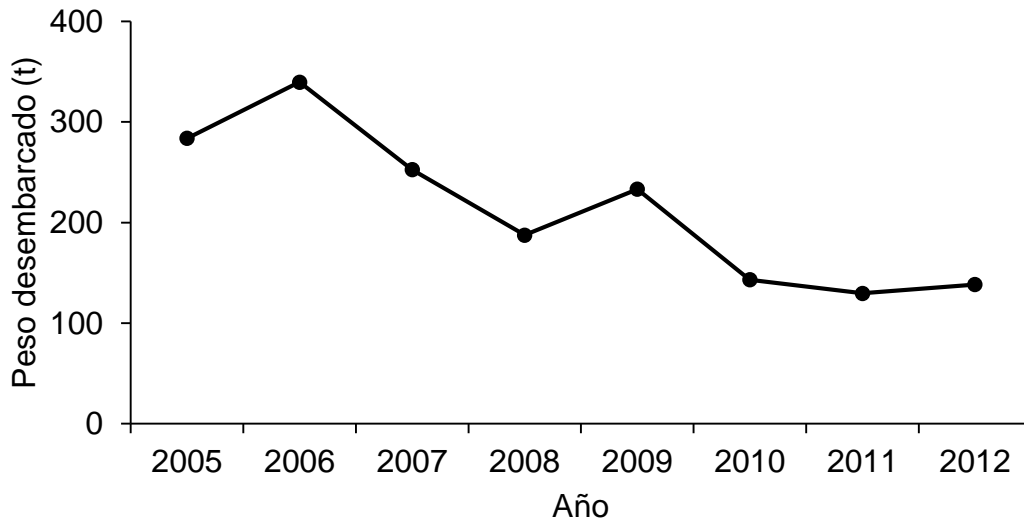
Los pepinos de mar son explotados por su pared corporal, los músculos longitudinales y las vísceras, los cuales pueden consumirse crudos o hervidos (Conand y Byrne 1993). Sin embargo, el producto más importante es la pared corporal deshidratada, el cual se conoce como “bêche-de-mer” o “trepang” (Conand 2004). Como producto de exportación, el kilogramo de producto seco, puede alcanzar los \$80 USD, dependiendo principalmente de la especie, el tamaño y el aspecto general (Tuwo 2008). Cerca del 90% de la producción global de pepino de mar se consume en el sureste de Asia, siendo China y Hong Kong los principales mercados de importación (Ferdouse 2004). La tendencia de las pesquerías de pepino de mar es hacia el incremento en las capturas debido a la demanda del producto, por lo tanto, el riesgo de sobreexplotación de las poblaciones es inminente (Conand y Byrne 1993).

En general, las holoturias son vulnerables a las prácticas de extracción y susceptibles a la sobreexplotación, debido a que su reproducción es denso-dependiente, su maduración sexual es tardía y presentan bajas tasas de reclutamiento (Bruckner *et al.* 2003). A pesar de que este recurso ha sido ampliamente explotado en el Indo-Pacífico y en el Pacífico oriental, las investigaciones sobre el estatus de las poblaciones son escasas y hay muy pocas publicaciones sobre los parámetros poblacionales (Reyes-Bonilla y Herrero-Pérezrul 2003; Herrero-Pérezrul y Reyes-Bonilla 2008), así como sobre el crecimiento y la mortalidad (Preston 1993). Existen muy pocas pesquerías tropicales con el apropiado manejo de especies de holoturias (Uthicke y Benzie 2001).

Tradicionalmente, la pesquería de pepino de mar se ha realizado en el Indo-Pacífico desde hace más de mil años, sin embargo, desde 1980 esta práctica se expandió a otros países que comenzaron a exportar el producto (Bruckner *et al.* 2003). En México, la extracción comercial de *Isostichopus fuscus* se inició en 1988, en la costa occidental de la península de Baja California, y un año después la de *Parastichopus parvimensis*, en la costa oriental (Ramírez-Soberón *et al.* 2001). Por otra parte, en Ecuador, la pesquería de *I. fuscus* inició en 1989 y tan sólo dos años después se tuvo que trasladar a Galápagos, debido al agotamiento del stock, en donde se desarrolló un plan de manejo a partir de 1999 (Bruckner *et al.* 2003).

Esta actividad incrementó rápidamente en respuesta a la demanda asiática y al alza de los precios, que en sólo cuatro años pasaron de \$11 USD/kg a \$25 USD/kg en 1993 (Fajardo-Leon y Vélez 1996). En 1991, en el Golfo de California, se alcanzaron capturas históricas de casi 2,000 kg/buzo/embarcación con ganancias de más de un millón de dólares. Sin embargo, en un par de años, las poblaciones mostraron signos de sobreexplotación (Aguilar-Ibarra y Ramírez-Soberón 2002). En 1994, *Isostichopus fuscus* se incluyó en la NOM-059-ECOL-1994 bajo la categoría en peligro de extinción, por lo que se prohibió su captura y la pesquería cerró.

En los registros de capturas de pepino de mar de la CONAPESCA (2012), no se especifica la especie en cuestión. En el caso del estado de Baja California, podría tratarse de *Parastichopus parvimensis* ya que esta se mantiene activa en algunas localidades de la costa occidental (Herrero-Pérezrul com.pers). Sin embargo, es de vital importancia diferenciar la producción tanto de *P. parvimensis* como de *Isostichopus fuscus*, ya que por sus características biológicas cada especie responde de forma distinta a la presión pesquera. De acuerdo con las estadísticas, la producción de pepino de mar (*P. parvimensis*) ha descendido de 340 t en 2006, a 130 t en 2012 (Figura 1). Los meses de mayor captura son de mayo a julio (44 t mensuales). Mientras que de septiembre a febrero, el peso desembarcado no sobrepasa las 8 t.



**Figura 1. Peso desembarcado (toneladas) de pepino de mar *Parastichopus parvimensis* para el estado de Baja California (CONAPESCA 2012).**

Actualmente, *Isostichopus fuscus* no se considera en peligro de extinción, sin embargo, permanece en la lista de especies protegidas de la NOM-059-ECOL-2010 bajo el estatus de protección especial. Esta categoría incluye a especies amenazadas que requieren de programas de manejo para propiciar su recuperación y conservación. Por lo cual, la única forma de acceder a *I. fuscus* es de forma precautoria mediante permisos de pesca de fomento (Ramírez-Soberón *et al.* 2001). La Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT), a través de la Dirección General de Vida Silvestre (DGVS) está a cargo de la administración del recurso pepino de mar (Avendaño 2007).

Bahía de los Ángeles ha sido una localidad de intensa interacción humana con los recursos naturales (Shepard-Espinoza y Danemann 2008). De acuerdo con Cariño-Olvera (2008), en su historia es posible reconocer cuatro estrategias de apropiación de la naturaleza, estas son la simbiosis humano/naturaleza, durante la época prehispánica, el aprovechamiento racional de los recursos, durante el siglo XVIII, el saqueo, que comenzó a finales del siglo XIX y, por último, la conservación, que inició a finales de la década de 1950.

El saqueo comenzó con la explotación intensiva de los recursos, hasta agotarlos casi por completo. Cuando el oro se acabó de las minas, alrededor de 1940, se impulsó a la pesca como principal actividad productiva. A partir de entonces, recursos como

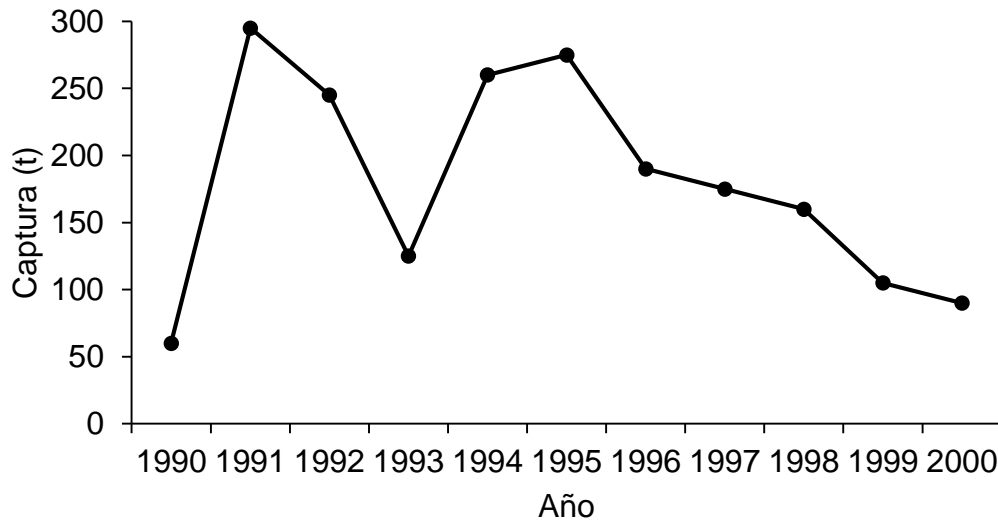


totoaba, tiburón, tortuga, huevos de aves marinas, entre otros, fueron objeto de explotación intensiva, exhaustiva y sin regulación (Cariño-Olvera 2008). La extracción de pepino de mar y almeja voladora, están entre los recursos bentónicos más importantes debido a su valor comercial (CONANP 2005).

Cuando en 1988 se inició la pesquería de pepino de mar en Bahía de los Ángeles, diariamente, una sola embarcación, podía producir una tonelada de producto fresco. Trabajaban entre 10 y 30 embarcaciones, tripuladas por máximo tres personas, provistas con equipo de buceo semiautónomo (tipo hooka). En tierra, más personas trabajaban en el eviscerado, cocido y secado de los pepinos de mar, para después ser transportados al norte del país y exportarlos a Asia (Shepard-Espinoza y Danemann 2008).

La pesquería de pepino de mar en Bahía de los Ángeles era muy redituable, y esto atrajo también a pescadores de Sonora y otras localidades de Baja California. Esta actividad aportó el 10.4% de las capturas, de un total de 19,310 ton, por lo que se colocó en segundo lugar de importancia económica, sólo después de la pesquería de tiburones. El año de mayor captura fue 1991 con aproximadamente 295 t de pepino fresco (Figura 2), mientras que en el periodo 1980-1994, la importancia relativa del recurso alcanzó el 26.07% (Avendaño 2007; Valdez-Ornelas *et al.* 2008).

Con la prohibición de la captura de pepino de mar en 1994, los pescadores tuvieron que buscar nuevas formas de obtener ingresos. Su importancia se redujo al 6.75% del total de las capturas para el periodo 1995-2004. Para ese entonces el flujo del turismo nacional y extranjero se había incrementado gracias a la construcción de carreteras y hoteles. La actividad pesquera comenzó a sustituirse por servicios turísticos como observación del tiburón ballena, recorridos en kayak y pesca deportiva (Shepard-Espinoza y Danemann 2008; Valdez-Ornelas *et al.* 2008).



**Figura 2. Producción de pepino de mar en Bahía de los Ángeles durante el periodo 1990-2000 (Tomado y modificado de Avendaño 2007).**

En junio de 2007, se decretó la Reserva de la Biósfera Bahía de los Ángeles y Canales de Ballenas y Salsipuedes (DOF 2007) con el objetivo conservar la riqueza de especies y promover la sustentabilidad en el aprovechamiento de los recursos naturales en beneficio de las comunidades locales (Danemann y Ezcurra 2008). Hasta la fecha, el plan de manejo del área natural protegida no ha sido publicado, por lo cual se desconoce si existen especificaciones para el aprovechamiento sustentable de pepino de mar en el área. Sin embargo, en 2005, la DGVS ordenó los lineamientos para establecer el plan de manejo regional de pepino de mar en la península de Baja California.

Posteriormente, se integró la Mesa Técnica, órgano consultivo operado por la SEMARNAT, para la extracción de pepino de mar, quien recomendó las tasas de aprovechamiento extractivo. Estas son equivalentes al 10% de la biomasa total estimada y se otorgaron a diez permisionarios a partir de 2008 (Tabla 1). En las reuniones de la Mesa Técnica se llegó a la conclusión de que una forma de evitar la pesca furtiva era otorgando permisos de aprovechamiento extractivo (Calderon Aguilera *et al.* 2008).

**Tabla 1. Relación de permisos otorgados para el aprovechamiento extractivo de pepino de mar (*I. fuscus*) en el Golfo de California durante 2008 (Tomado y modificado de Calderón-Aguilera *et al.* 2008).**

<b>Permisionario</b>	<b>Superficie (ha)</b>	<b>Cuota anual (t)</b>
1	8,612	80
2	8,221	65
3	9,296	46
4	17,152	225
5	6,419	114
6	15,251	96
7	30,596	36
8	4,615	17
9	33,627	8
10	4,210	4

La población de pepino de mar y de otras especies, presentan una tendencia a la reducción en los volúmenes de captura. En algunos casos, las capturas no alcanzan las cuotas anuales aprobadas por la DGVS. Esto se debe a que el recurso es escaso y refleja que la explotación pesquera carece de un sistema de regulación, a pesar de que la mayor parte de la población local depende de los recursos marinos y costeros (CONANP 2005; Valdez-Ornelas *et al.* 2008). Las medidas básicas de manejo que se han establecido para controlar las poblaciones de *Isostichopus fuscus* incluyen la captura total permisible (CTP), veda reproductiva de junio a septiembre y la talla mínima de captura (TMC) (Herrero-Pérezrul y Reyes-Bonilla 2008).

## **1.2 Antecedentes**

Los estudios sobre *Isostichopus fuscus* se han desarrollado principalmente en el Golfo de California y Galápagos, sitios que han recibido mayor atención debido a la importancia de la pesquería. A principios de los 90s, la demanda del producto pepino de mar motivó las evaluaciones del recurso en nuevos sitios con potencial pesquero. En Baja California Sur, Massó (1990) estimó el tamaño de las poblaciones silvestres y la biomasa total, equivalente a 2,244 toneladas de producto fresco, del cual recomendó extraer 673,287 kg para la pesca comercial. Al año siguiente, en las mismas localidades, Vélez (1991) reportó densidades entre 0.0014 y 0.734 ind·m<sup>-2</sup> y calculó una biomasa total de 98,383

kg, de la cual recomendó extraer el 30% para evitar la sobreexplotación. Por otra parte, en Bahía de los Ángeles, Baja California, Salgado-Castro (1992) estimó una densidad de 0.378 ind·m<sup>-2</sup> y recomendó un monto de captura de 400 kg/equipo. Asimismo, registró una talla y peso promedios de 23.0 cm y 522 g, respectivamente.

Las evaluaciones del recurso continuaron durante la década de los 90 en el Pacífico mexicano. En Jalisco, se reportó una densidad máxima de 0.430 ind·m<sup>-2</sup> y se estableció como TMC 19 cm (Girón *et al.* 1991). Al año siguiente se reportaron densidades mucho menores, de 0.006 ind·m<sup>-2</sup>, y se recomendó no autorizar la extracción en la zona (Girón y González 1992). En Michoacán la densidad estimada fue de 0.025 ind·m<sup>-2</sup> (Orbe 1991), mientras que en Oaxaca el recurso se agotó después de haber otorgado varios permisos de pesca (Sierra 1994). La mayoría de los estudios sobre pepino de mar hacen referencia a la disminución del recurso debido a la pesca furtiva (INP 2000).

La localidad de Santa Rosalía, BCS y zonas aledañas, aportaron entre el 90 y 100% de la captura total de pepino de mar del estado, de 1989 a 1994 (Fajardo-León *et al.* 1995). Un estudio sobre la ecología poblacional y ciclo reproductor de *Isostichopus fuscus* durante un ciclo anual, reveló que los desoves ocurren durante el verano y están asociados a un incremento en la temperatura (Fajardo-León *et al.* 1995). La talla y peso promedio fue 25.1 cm y 458 g respectivamente y la ecuación que describe tal relación fue  $P = 0.0598L^{1.6}$  ( $R^2 = 60\%$ ). Asimismo, se propuso una veda de reproducción de mayo a septiembre.

El análisis de la pesquería en la costa oriental de Baja California Sur a partir de los registros de captura, señaló una disminución en la biomasa y las tallas promedio, así como un descenso en las capturas, de 14 toneladas anuales por embarcación en 1992 a cinco en 1993. Con base en estos resultados, los autores recomendaron establecer medidas regulatorias (Singh-Cabanillas y Vélez-Barajas 1996).

La reproducción y el crecimiento de *I. fuscus* fueron evaluados en Isla Espíritu Santo, frente a La Paz, BCS (Herrero-Pérezrul *et al.* 1999), donde se encontró que la reproducción es anual. Se registraron cinco estadios gonadales y se encontró que los desoves ocurren de julio a septiembre, asociados al aumento en la temperatura. La talla

y peso promedio estimados fueron  $23.25 \pm 0.26$  cm y  $385 \pm 7.81$  g, respectivamente, mientras que la ecuación que describe tal relación fue  $P = 1.142L^{1.832}$  ( $R^2 = 71\%$ ). La edad promedio de la población fue de 5 a 7 años. Se estimó que el 40% de los reclutas no sobrevive al primer año de vida y menos del 20% alcanza la madurez sexual.

Los promedios de talla y peso ( $19.27 \pm 0.29$  cm y  $338.17 \pm 9.31$  g) de *Isostichopus fuscus* en Bahía San Gabriel, B.C.S, indican que los individuos de esta población son de menor tamaño que los de las poblaciones del norte del golfo (Reyes-Bonilla y Herrero-Pérezrul 2003). La relación talla – peso estimada fue  $P = 5.871L^{1.360}$  ( $R^2 = 50\%$ ) y se trata de un crecimiento tipo alométrico. La tasa de mortalidad estimada fue  $Z = 0.70$ , asimismo, la curva de probabilidad de captura indicó que el 50% de la población mayor a 5 años es susceptible a la explotación.

Se ha demostrado que *Isostichopus fuscus* puede cultivarse en cautiverio, por lo tanto, la acuicultura puede ser una solución a la pesquería (Hamel *et al.* 2003). El desarrollo ontogénico de *I. fuscus* consta de tres fases larvales, que inician 24 h después de la fertilización, durante las cuales la tasa de crecimiento es  $0.5 - 1.0$  mm día<sup>-1</sup>. Los primeros asentamientos de juveniles (1.5 mm de largo) ocurren el día 22. Después de 72 días aproximadamente, los juveniles alcanzan los 3.5 cm de longitud y están listos para ser trasladados a pozas de cultivo en el mar para completar su crecimiento (Hamel *et al.* 2003).

Herrero-Pérezrul y Chávez (2005) evaluaron la pesquería en el Golfo de California a través de un modelo de simulación basado en la estructura de edad. La pesquería puede ser sostenible siempre y cuando la edad de captura y la mortalidad por pesca se optimicen. Los autores concluyeron que *I. fuscus* no solamente es vulnerable a la sobrepesca, sino también a la edad de captura. Para permitir que la población se recupere es necesario extraer únicamente individuos mayores a 5 años ( $> 20$  cm,  $> 400$  g).

Por otra parte, en Isla Espíritu Santo, B.C.S., la población estudiada presentó un promedio de  $23.3 \pm 0.1$  cm y  $385.9 \pm 3.9$  g, mientras que la relación talla – peso fue  $P = 1.1421L^{1.8321}$  ( $R^2 = 71\%$ ). Se estimó el índice de condición relativa ( $Kn = 1.04 \pm 0.027$ ), el cual no tuvo diferencias significativas durante el año, sin embargo, los valores máximos

se observaron de noviembre a abril. La condición de los individuos aumenta en los primeros años, hasta alcanzar su máximo, en la talla de la primera madurez sexual (21 cm). Los autores señalan que el decrecimiento de  $K_n$  con la edad es un posible indicio de senectud (Herrero-Pérezrul y Reyes-Bonilla 2008).

El Parque Nacional Bahía de Loreto, BCS, es un área natural protegida donde se practica la pesquería mediante unidades de manejo para la vida silvestre (UMAS). La densidad estimada es  $0.028 \pm 0.0004 \text{ ind}\cdot\text{m}^{-2}$  y, aunque no hubo diferencias significativas entre los sitios, las menores abundancias se encontraron en la localidad más cercana a la costa, donde se lleva a cabo la mayor parte de la pesca (Reyes-Bonilla *et al.* 2008). Los autores concluyeron que, a pesar de que la densidad es baja comparada con otros sitios del Golfo de California, la situación de las poblaciones no parece estar en estado crítico.

En Islas Galápagos, los datos históricos de densidad y estadísticas de captura se utilizaron en un modelo para determinar los efectos de la pesquería sobre la población y su capacidad de recuperación a cada temporada de pesca (Hearn *et al.* 2005). Los resultados indican que el reclutamiento de *Isostichopus fuscus* es esporádico y dependiente de eventos climáticos y se concluye que los niveles de captura son insostenibles.

Por otra parte, el estudio del ciclo reproductivo y los patrones de desove de *Isostichopus fuscus* en Islas Galápagos revelaron una periodicidad lunar en la liberación de gametos, pues cerca del 35% de los organismos desovaron de 1 a 4 días después de la luna nueva (Mercier *et al.* 2007). Los machos inician la liberación de gametos al atardecer, mientras que el pico de desove de las hembras fue después. Los autores observaron que el ciclo reproductivo individual fue más largo que la periodicidad de desove mensual, la cual se observa a nivel poblacional, por lo tanto, esta especie es capaz de reproducirse durante todo el año.

### 1.3 Justificación

El pepino de mar, *Isostichopus fuscus*, posee un alto valor comercial por lo cual ha sido una fuente de ingresos para las comunidades locales en el Golfo de California y Pacífico mexicano. Esta pesquería tuvo su auge a mediados de los 90, posteriormente se prohibió debido a que las poblaciones mostraron signos de sobreexplotación. Actualmente se tiene un mayor conocimiento sobre la biología de la especie y se encuentra bajo protección especial en la NOM-059-SEMARNAT-2010.

*Isostichopus fuscus* puede alcanzar grandes tallas, sin embargo, es una especie de lento crecimiento y baja fecundidad. Son individuos longevos que alcanzan la madurez sexual a los 5 años de edad y su ciclo reproductivo es anual, con los desoves durante el verano. Por estas razones, es vulnerable a las prácticas de extracción que se han realizado en el Golfo de California y Pacífico mexicano.

En la actualidad se puede acceder al recurso de manera precautoria, mediante permisos de pesca de fomento. Los volúmenes de captura han disminuido considerablemente desde los inicios de la pesquería a la fecha, no sólo porque las cuotas se han limitado sino porque el recurso no es tan abundante como antes.

Las cuotas de captura se establecen con base en la media aritmética de la abundancia en un predio pero, debido al tipo de distribución de *I. fuscus*, se generan altos sesgos y una sobreestimación del tamaño poblacional. Por tal motivo es de vital importancia conocer el estado actual de la población, es decir, estimar la densidad y estructura de tallas, así como evaluar la función en el ecosistema, de manera que podamos entender la biología de la especie y determinar la capacidad de las poblaciones para soportar niveles de captura establecidos.

Gracias al establecimiento del ANP en 2007, Bahía de los Ángeles cuenta con un Programa Permanente de Inspección y Vigilancia de la CONANP en coordinación con la Delegación Federal de la PROFEPA. Asimismo, se ha apoyado la realización de un programa de ordenamiento pesquero y de conservación y manejo del ANP.

La última evaluación del recurso pepino de mar que se realizó en Bahía de los Ángeles fue en el periodo 2005 a 2007 para establecer los permisos y las cuotas de

aprovechamiento. Desde entonces no se han realizado estudios para conocer el estado de la población. A partir de 2008, la DGVS otorga permisos de captura a los pescadores con tasas anuales establecidas por la Mesa Técnica y respaldadas por evaluaciones científicas del recurso.

Aunque el ANP aún no cuenta con un plan de manejo, las medidas básicas de aprovechamiento que se han establecido para controlar las poblaciones de *Isostichopus fuscus* incluyen la captura total permisible (CTP), veda reproductiva de junio a septiembre y la talla mínima de captura (TMC).

## **1.4 Hipótesis**

Con las medidas de manejo y conservación implementadas a partir de 2008 en Bahía de los Ángeles, se espera encontrar una mayor densidad de *Isostichopus fuscus* e individuos de tallas mayores, en 2013, comparado con las evaluaciones realizadas antes del establecimiento del ANP (2005 – 2007).

## **1.5 Objetivos**

### **1.5.1 Objetivo general**

Estimar la densidad y parámetros poblacionales del pepino de mar *Isostichopus fuscus* en Bahía de los Ángeles en dos periodos, 2005 – 2007 y 2013, para identificar cambios en la estructura poblacional.

### **1.5.2 Objetivos particulares**

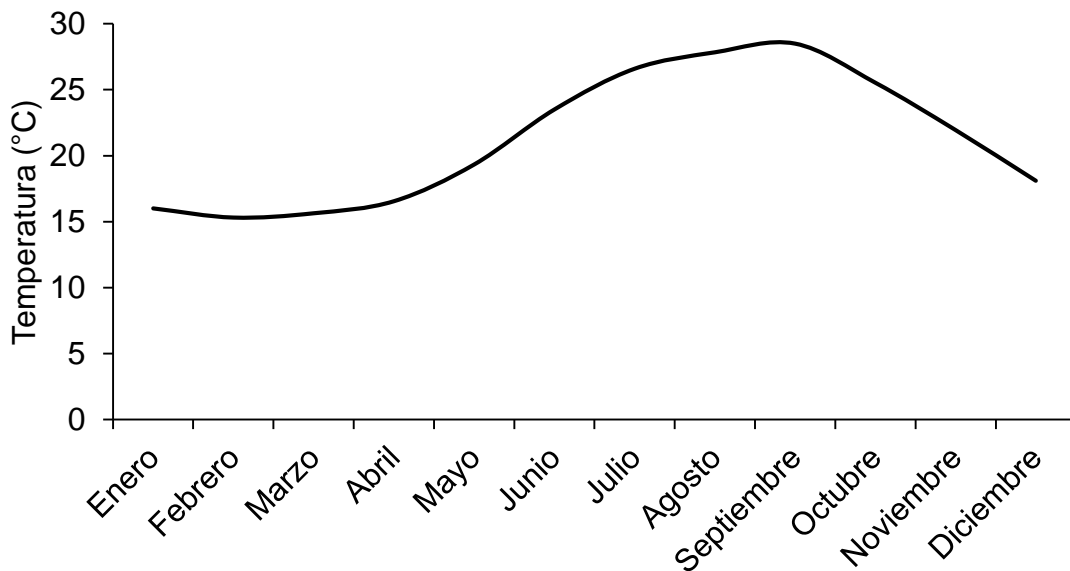
- Estimar la abundancia y densidad del pepino de mar.
- Describir la estructura de tallas y calcular el modelo de la relación longitud-peso.
- Estimar el índice de condición relativa, los parámetros de crecimiento, la edad y la mortalidad.
- Identificar cambios en la estructura poblacional de pepino de mar en Bahía de los Ángeles del periodo 2005 – 2007 a 2013.



## Capítulo 2. Metodología

### 2.1 Área de estudio

El Golfo de California es un mar semicerrado, con una superficie aproximada de 258,593 km<sup>2</sup>, alberga más de 900 islas e islotes y se caracteriza por ser una región rica en hábitats y diversidad de especies (Brusca *et al.* 2005). Representa una gran cuenca de evaporación, comunicada al sur con el océano Pacífico (Roden 1964). La temperatura superficial del mar tiene una gran variación anual (Figura 3), puede descender hasta 8 a 12 °C en invierno, mientras que en verano alcanza los 30 °C (Brusca *et al.* 2005). Por otra parte, la salinidad no varía significativamente ni estacional ni geográficamente, a excepción de áreas de esteros o desembocaduras de ríos, manteniéndose entre 35.0 y 35.8 (Walker 1960; Roden 1964).

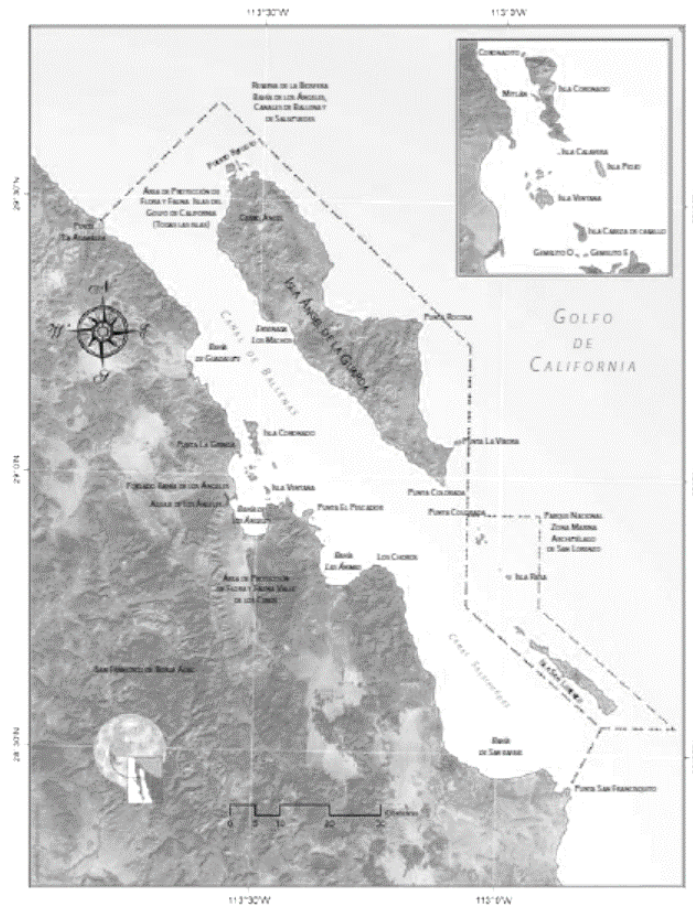


**Figura 3. Promedio mensual de temperatura superficial del mar en BLA durante el periodo 2005 – 2013 (Datos obtenidos de Ocean Color Web 2014).**

El clima en el norte del Golfo de California es muy seco, con menos de 100 mm de precipitación al año (Brusca *et al.* 2005). Durante el invierno, los vientos del noroeste desplazan el agua superficial hacia el sur, causando surgencias en la costa este del golfo, mientras que en verano, los vientos del sureste desplazan las aguas hacia el noroeste y causan surgencias a lo largo de la costa de Baja California (Roden 1964).

El golfo se divide en tres grandes regiones faunísticas, la región del norte, influenciada por el delta del Río Colorado, la central o de las Grandes Islas y la del sur o Boca del Golfo (Walker 1960). La región de las Grandes Islas del Golfo de tiene características oceanográficas únicas, presenta las menores temperaturas superficiales y la mayor concentración de nutrientes debido a la persistencia de surgencias (Alvarez-Borrego 2008). Las islas Tiburón y Ángel de la Guarda son las más grandes en extensión y tienen una fuerte mezcla por mareas (Walker 1960).

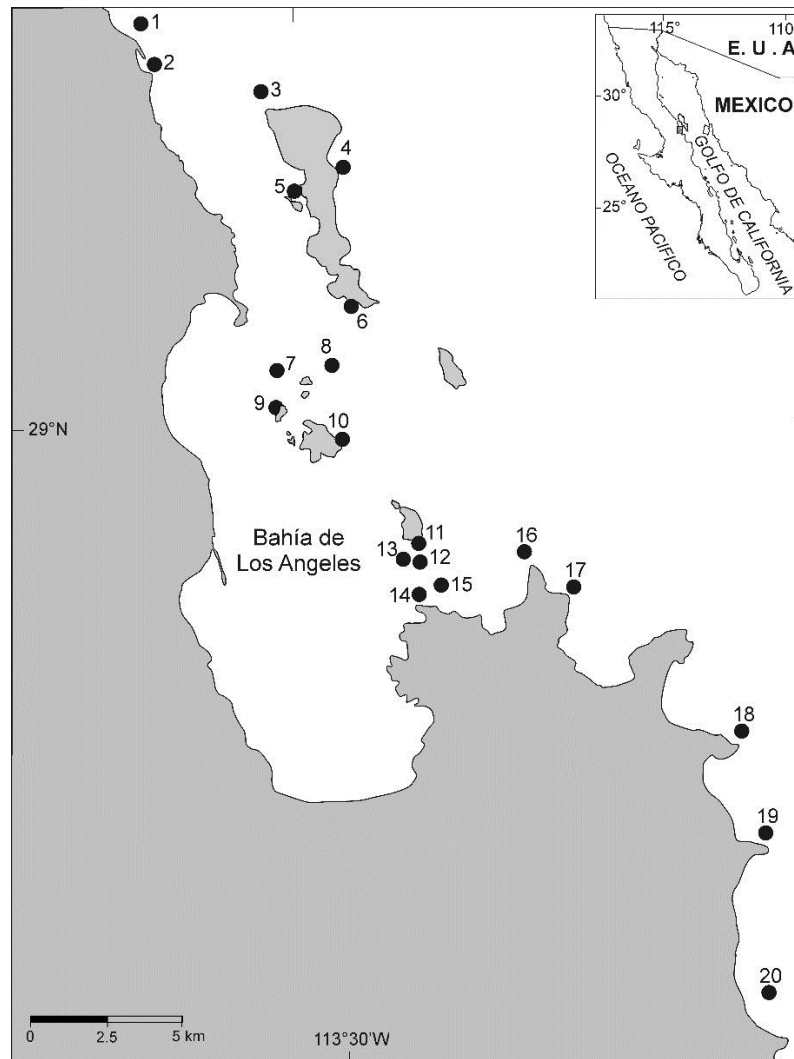
Dentro de la región de las Grandes Islas se encuentra la Reserva de la Biósfera Bahía de los Ángeles, Canales de Ballenas y Salsipuedes (Figura 4). Fue decretada el 5 de junio de 2007 y abarca 388 mil hectáreas de hábitat marino prioritario, incluyendo playas, esteros y zonas de pesca. Esta reserva tiene como objetivo conservar la riqueza de especies y promover la sustentabilidad en el aprovechamiento de los recursos naturales en beneficio de las comunidades locales (Danemann y Ezcurra 2008).



**Figura 4.** Mapa del polígono Reserva de la Biósfera Bahía de los Ángeles, Canales de Ballenas y Salsipuedes. Tomado y modificado de Daneman y Ezcurra (2008).

La Zona de Amortiguamiento de la Reserva de la Biósfera está dividida en ocho Subzonas de Aprovechamiento Sustentable de los Recursos Naturales. De acuerdo con el programa de manejo, estas subzonas son aquellas superficies en las que los recursos naturales pueden ser aprovechados. Para mejorar el uso y la conservación de sus ecosistemas a largo plazo, es necesario que todas las actividades productivas se efectúen bajo esquemas de aprovechamiento sustentable.

Los sitios de muestreo (Figura 5) se encuentran dentro de la subzona Puntas La Asamblea-San Francisquito y Bahías de Guadalupe, de los Ángeles y de las Ánimas, conformada por un polígono con una superficie total de 84,495 ha. Una de las actividades permitidas en esta subzona, es el aprovechamiento del pepino de mar, de conformidad con lo establecido en la NOM-059-SEMARNAT-2010.



**Figura 5. Mapa del área de estudio.**

## 2.2 Metodología

Para conocer el estado de la población de *Isostichopus fuscus*, se realizaron muestreos mensuales de julio a septiembre de 2013. Las localidades (Tabla 2) se seleccionaron con el previo conocimiento de la existencia de bancos de pepino de mar y con base en los muestreos realizados en el periodo 2005 – 2007, como parte de las evaluaciones del recurso solicitadas por la Fundación Produce. Los muestreos de ambos periodos se realizaron durante la temporada de verano (junio a noviembre), durante la cual la temperatura del agua está por encima de los 20°C.

**Tabla 2. Nombre de los sitios y coordenadas de posible ocurrencia de pepino de mar en la región de Bahía de los Ángeles.**

Código	Localidad	Zona	Coordenadas	
			N	W
1	La Vaquilla	Norte	29° 07.005'	113° 34.216'
2	El Cardón	Norte	29° 06.266'	113° 33.995'
3	Coronadito	Norte	29° 05.755'	113° 31.767'
4	Coronado	Norte	29° 04.504'	113° 30.127'
5	Cerro Prieto	Norte	29° 04.076'	113° 30.150'
6	El Nido	Norte	29° 02.270'	113° 29.993'
7	La Flecha	Centro	29° 00.114'	113° 31.441'
8	Razito	Centro	29° 00.854'	113° 30.394'
9	El Borrego	Centro	29° 00.785'	113° 31.449'
10	La Ventana	Centro	28° 59.523'	113° 30.271'
11	Cabeza de Caballo	Centro	28° 57.990'	113° 28.636'
12	Gemelo sur	Centro	28° 27.325'	113° 25.571'
13	Gemelo 2	Centro	28° 57.352'	113° 28.837'
14	Herradura	Centro	29° 56.773'	113° 28.676'
15	Piedra Blanca	Centro	28° 56.895'	113° 28.120'
16	Puerto don Juan	Sur	28° 57.435'	113° 26.364'
17	El Quemado	Sur	28° 56.797'	113° 25.399'
18	Alacrán	Sur	28° 54.241'	113° 22.053'
19	El Soldado	Sur	28° 52.327'	113° 21.585'
20	Las Ánimas	Sur	28° 49.545'	113° 21.493'

Los censos fueron nocturnos y se empleó equipo de buceo semiautónomo tipo hooka (compresor de aire) con dos mangueras. En cada localidad la inmersión fue realizada por un buzo experimentado y un buzo observador. El tiempo de muestreo fue

de 10 minutos, en una línea paralela a la costa y abarcando un área aproximada de 100 m<sup>2</sup>. Por lo tanto, la unidad de muestreo para calcular la densidad fue ind·m<sup>-2</sup>.

Los pepinos de mar encontrados se recolectaron en una bolsa de malla y, una vez en la embarcación, se colocaron en contenedores con agua de mar para evitar la contracción del cuerpo. La longitud total se midió con un ictiómetro ( $\pm 0.5$  cm) y se pesaron en una báscula digital ( $\pm 1$  g) después de haber drenado por completo el líquido de la cavidad corporal. Al finalizar las mediciones, los individuos fueron devueltos al medio.

En cada localidad se midieron parámetros hidrográficos como temperatura, salinidad, pH y oxígeno disuelto mediante una sonda multiparámetros YSI. Además, se registraron las coordenadas del sitio, la profundidad promedio, la velocidad del viento y la hora de muestreo.

### **2.2.1 Abundancia y densidad**

Con la base de datos del periodo 2005 – 2007 y los datos obtenidos en 2013, se estimó la abundancia por localidad, es decir el número de individuos encontrados por muestreo. Asimismo, las localidades se dividieron por zonas y con esta información se realizó un análisis de la varianza de dos vías, con un nivel de confianza del 95%, para comparar la abundancia por zona y entre periodos. Se utilizó una prueba de Tukey de comparaciones múltiples, para encontrar la fuente de estas diferencias.

La densidad de pepino de mar se estimó dividiendo el número de organismos encontrados en cada sitio entre el área muestreada (ind·m<sup>-2</sup>). Para conocer la densidad promedio acumulada para el área de estudio, se emplearon dos métodos: media aritmética y distribución de probabilidad  $\Delta$ .

Se realizó una prueba de normalidad de Kolmogorov-Smirnov y un método gráfico para conocer si la distribución de los datos era normal. Posteriormente se calcularon la media aritmética ( $\bar{x}$ ) y la varianza muestral ( $S^2$ ) de la densidad.

Es apropiado utilizar una distribución de probabilidad  $\Delta$  cuando los datos observados presentan una alta proporción de ceros y su distribución es del tipo log-

normal (Pennington 1996). Primero es necesario probar que los datos presentan una distribución log-normal, para lo cual se transformó la variable de estudio (densidad) a logaritmo natural, mediante la fórmula:

$$z = \ln(x_i + 0.001) \quad (1)$$

Posteriormente se generó la curva de distribución normal esperada y se realizó una prueba de bondad de ajuste chi-cuadrada ( $X^2$ ) para probar qué tan lejos se encuentran los datos observados de los esperados:

$$X^2 = \sum_{i=1}^k \frac{(f_i - \hat{f}_i)^2}{\hat{f}_i} \quad (2)$$

Donde  $X^2$  es el valor de la prueba,  $f_i$  es la frecuencia observada y  $\hat{f}_i$  es la frecuencia esperada. El valor de chi-cuadrada se compara con el valor crítico a un nivel de significancia del 5% y grados de libertad  $k-1$ , donde  $k$  es el número de categorías donde se distribuyen los datos por frecuencias.

La media ( $c$ ) y la varianza ( $d$ ) en la distribución  $\Delta$  están dadas por las siguientes expresiones:

$$c = \begin{cases} \frac{m}{n} \exp(\bar{y}) g_m \left( \frac{s^2}{2} \right), & m > 1 \\ \frac{x_1}{n}, & m = 1 \\ 0, & m = 0 \end{cases} \quad (3)$$

$$d = \begin{cases} \frac{m}{n} \exp(2\bar{y}) \left\{ g_m(2s^2) - \left( \frac{m-1}{n-1} \right) g_m \left( \frac{m-2}{m-1} s^2 \right) \right\}, & m > 1 \\ \frac{x_1^2}{n}, & m = 1 \\ 0, & m = 0 \end{cases} \quad (4)$$

Donde  $n$  es el número de observaciones,  $m$  es el número de valores ceros,  $y = \ln(\bar{x})$ ,  $\bar{y}$  y  $s^2$  son la media y la varianza de los valores no ceros transformados al logaritmo natural,  $x_1$  es el simple valor sin transformar cuando  $m = 1$ . Mientras que  $g_m$  es una función de  $m$  y  $t$  definida por:

$$g_m(t) = 1 + \frac{m-1}{m}t + \sum_{j=2}^{\infty} \frac{(m-1)^{2j-1}}{m^j(m+1)(m+3)\dots(m+2j-3)} \times \frac{t^j}{j!} \quad (5)$$

Se realizó una comparación de ambos métodos y se determinó cuál es el más adecuado para ser empleado en la estimación de la densidad de pepino de mar en el área de estudio. Utilizando el programa STATISTICA 6.0, se realizó una prueba t-Student con un nivel de confianza del 95%, para encontrar diferencias significativas en la densidad de pepino de mar entre los periodos 2005 – 2007 y 2013.

### 2.2.2 Estructura de tallas y pesos

Se estimó la proporción de aquellos organismos con una longitud por encima de la talla mínima de captura (TMC), es decir,  $\geq 20$  cm, con respecto a aquellos  $< 20$  cm. Utilizando el programa STATISTICA 6.0, se realizó una prueba t-Student con un nivel de confianza del 95%, para encontrar diferencias significativas en la abundancia de individuos  $\geq 20$  cm entre los periodos.

Por otra parte, con los datos de talla y peso del periodo 2005 – 2007 y 2013, se realizaron histogramas de frecuencia, cuyos intervalos de clase fueron 2 cm y 40 g respectivamente, mensualmente y con los datos acumulados. Se calculó la distribución de tallas y pesos para conocer si esta era normal, con la siguiente fórmula:

$$Fc(x) = \frac{n dL}{s\sqrt{2\pi}} * \exp \left[ -\frac{(x-\bar{x})^2}{2s^2} \right] \quad (6)$$

Se estimaron parámetros estadísticos como media y desviación estándar de las tallas y pesos. Utilizando el programa STATISTICA 6.0, se realizó un análisis de la varianza de una vía, con un nivel de confianza del 95%, para encontrar diferencias en la talla y el peso entre los años.

Se realizó una regresión no lineal con los datos del periodo 2005 – 2007 por una parte, y por otra, con los datos de 2013. El modelo general de la relación talla – peso es:

$$P = a L^b \quad (7)$$

Donde  $P$  es el peso del individuo (g),  $L$  su longitud (cm),  $a$  es la ordenada al origen o factor de condición y  $b$  es la pendiente de la curva o coeficiente de isometría.

Para conocer si la pendiente del conjunto de datos 2005 – 2007 es significativamente diferente a la del conjunto de datos de 2013, se realizó una prueba de pendientes. El estimador utilizado es una variación de la prueba t-Student para probar que las pendientes pertenecen a una misma población (Zar 1999):

$$t = \frac{b_1 - b_2}{s_{b_1 - b_2}} \quad (8)$$

Donde  $b_1$  es la pendiente del conjunto de datos 2005 – 2007,  $b_2$  es la pendiente del conjunto de datos 2013 y  $s_{b_1 - b_2}$  es:

$$s_{b_1 - b_2} = \sqrt{\frac{(s^2 y \cdot x)_p}{(\sum x^2)_1} + \frac{(s^2 y \cdot x)_p}{(\sum x^2)_2}} \quad (9)$$

Donde los residuales  $(s^2 y \cdot x)_p$  son:

$$(s^2 y \cdot x)_p = \frac{(\text{residual SS})_1}{(\text{residual DF})_1} + \frac{(\text{residual SS})_2}{(\text{residual DF})_2} \quad (10)$$

Utilizando los datos de talla, peso y los parámetros  $a$  y  $b$  de la regresión (9), se calculó el factor de condición relativa ( $Kn$ ) para cada individuo. Este es un índice que expresa cuán diferente es el peso de un individuo del valor esperado calculado para la población entera (Herrero-Pérezrul y Reyes-Bonilla 2008).

$$Kn = \frac{P}{aL^b} \quad (11)$$

Se calculó la media y la desviación estándar de  $Kn$  con los datos acumulados. Se graficaron los valores de  $Kn$  con los datos de longitud, para mostrar la relación con una regresión polinomial de segundo orden. Asimismo, se realizó un análisis de la varianza de una vía para determinar si existían diferencias significativas en  $Kn$  entre los periodos 2005 – 2007 y 2013.



### 2.2.3 Crecimiento, edad y mortalidad

Para realizar el análisis poblacional se utilizaron los datos de frecuencia de tallas para alimentar las rutinas del paquete FiSAT, cuyos procedimientos están descritos en Gayanilo *et al.* (1997). La tasa de crecimiento individual se basa en la ecuación general de crecimiento de von Bertalanffy:

$$L_t = L_\infty [1 - (e^{-k(t-t_0)})] \quad (12)$$

Donde  $L_t$  es la longitud total,  $L_\infty$  es la longitud máxima de un individuo,  $K$  es la tasa de crecimiento individual o parámetro de la curvatura y representa la rapidez con la cual el individuo alcanza  $L_\infty$ ,  $t$  es la edad en años y  $t_0$  es el parámetro de condición inicial, o el momento en el cual el individuo tiene una talla igual a 0.

El parámetro  $L_\infty$  se obtuvo a partir de la gráfica de Powell-Wetherall, de una muestra representativa de una población en estado de equilibrio. Este método permite aproximarse al valor de  $L_\infty$  mediante la agrupación de una serie temporal de datos de frecuencia de tallas y la identificación de la longitud de corte  $L'$ . Se obtienen los parámetros de la siguiente regresión lineal:

$$\bar{L} = \frac{L_\infty + L'}{1 + (\frac{Z}{K})} \quad (13)$$

Donde  $L_\infty = -a/b$  y  $Z/K = -(1 + b)/b$ .

Una vez conocido el valor de  $L_\infty$ , se utilizó la rutina ELEFAN I, la cual estima los parámetros de crecimiento directamente de la composición de longitudes del stock, sin transformar estas longitudes a edades. El método realiza una exploración de valores de  $K$  a partir de un valor fijo de  $L_\infty$  e identifica la curva de crecimiento que mejor se ajusta al conjunto de datos de frecuencia de tallas (Gayanilo y Pauly 1997).

La edad de los individuos se estimó despejando  $t$  de la ecuación de crecimiento de von Bertalanffy (11):

$$t = \frac{1}{K} * \ln \frac{L_\infty}{L_\infty - L_t} + t_0 \quad (14)$$

Donde  $t$  es la edad en años,  $K$  es la tasa de crecimiento individual,  $L_{\infty}$  es la longitud máxima de un individuo,  $L_t$  es la longitud total y  $t_0$  es el parámetro de condición inicial, del cual se puede prescindir debido a que no tiene significado biológico.

Se obtuvo la media y la desviación estándar de la edad de la población. Asimismo, se realizó un histograma de frecuencia de edades para determinar cuál era la clase modal mejor representada. Utilizando el programa STATISTICA 6.0, se realizó un análisis de la varianza de una vía con un nivel de confianza del 95%, para encontrar diferencias en las edades de pepino de mar entre el periodo 2005 – 2007 y 2013.

Se graficó la curva de crecimiento individual para ambos periodos, utilizando los datos de edad de los individuos, como variable independiente y la longitud como variable dependiente. El comportamiento de la curva depende del valor de  $K$ , es decir, del incremento de la talla por unidad de tiempo y mientras más alto sea este valor, más rápido se alcanzará la longitud asintótica.

La mortalidad ( $Z$ ) es un parámetro poblacional que refleja la tasa a la cual los individuos de esa población mueren, es decir, el número de muertes por unidad de tiempo (Gayanilo y Pauly 1997). Por lo tanto,  $Z$  es una proporción entre el número de sobrevivientes a la edad  $t$  ( $N_t$ ) entre el número inicial de individuos ( $N_0$ ). Se considera que  $Z$  es la suma de la mortalidad ( $M$ ) y la mortalidad por pesca ( $F$ ).

La mortalidad natural ( $M$ ) se estimó mediante los métodos de Chapman-Robson, Beverton-Holt, Hoenig, curva de captura, Alagaraja, Rikhter-Efanov, Jensen y Taylor. Una vez obtenidos todos los valores, se calculó la mediana para obtener un único valor de  $M$ . Se empleó la mediana porque es un estimador más representativo que la media aritmética cuando se trata de una población heterogénea, debido a que no se ve afectada por la dispersión de los datos (Zar 1999).

El método de Chapman-Robson consiste en un estimador de  $M$  (CR) de mínima varianza, calculado a partir de datos de edad de captura (Dunn *et al.* 2002):

$$CR = \ln \left( \frac{1 + \bar{a} - 1/n}{\bar{a}} \right) \quad (15)$$

Donde  $\bar{a}$  es la edad promedio en años por encima de la edad de reclutamiento y  $n$  es el tamaño de la muestra.

Beverton-Holt calcula  $M$  a partir de la talla promedio. Es un método simple que se aplica en situaciones donde las cohortes no se distinguen fácilmente en las distribuciones de talla, o bien, las muestras de frecuencia son muy pequeñas (Wetherall *et al.* 1987):

$$M = K \frac{L_{\infty} - \bar{L}}{\bar{L} - L'} \quad (16)$$

Donde  $K$  es la tasa de crecimiento anual,  $L_{\infty}$  la longitud máxima,  $\bar{L}$  la longitud promedio y  $L'$  la longitud de corte. Esta última puede ser identificada en la gráfica de pseudo-captura de Powell-Whetherall (Gayanilo y Pauly 1997).

El método de Hoening relaciona la longevidad con la mortalidad, las cuales están inversamente correlacionadas. Este modelo de regresión lineal puede ser utilizado cuando no existen los datos necesarios para hacer estimaciones directas del parámetro  $M$  (Hewitt y Hoenig 2005):

$$\ln(M) = 1.44 - 0.98 \ln(t_{max}) \quad (17)$$

Donde  $t_{max}$  (longevidad) es la edad máxima observada en años.

Por otra parte, la ecuación de Jensen indica que la mortalidad es 1.5 veces la tasa de crecimiento anual:

$$M = 1.5K \quad (18)$$

Taylor relaciona la mortalidad con la edad a la cual se alcanza el 95% de la longitud máxima a 0.95 (Larrañeta 1979):

$$M = \frac{2.996}{A_{0.95}} \quad (19)$$

El valor de mortalidad estimado para cada periodo se utilizó en la ecuación general del tamaño poblacional de un stock no explotado, para determinar la supervivencia anual de una cohorte:

$$N_t = N_0 * e^{-Mt} \quad (20)$$

Donde  $N_t$  es el número de individuos sobrevivientes de una cohorte que alcanzan la edad  $t$ ,  $N_0$  es el número inicial de individuos de la cohorte (en este caso  $N_0 = 100$ ),  $M$  es la tasa de mortalidad natural y  $t$  es la edad de la cohorte en años.

## Capítulo 3. Resultados

### 3.1 Resultados

#### 3.1.1 Abundancia y densidad

Durante el periodo 2005 – 2007, la mayor abundancia promedio de individuos por transecto se encontró en El Quemado ( $47 \pm 0.5$ ), seguida por Coronado ( $45 \pm 0.9$ ). Mientras que en el periodo 2013, las localidades de mayor abundancia promedio fueron Gemelo Sur ( $33 \pm 0.2$ ) y La Herradura ( $30 \pm 0.7$ ). Por otra parte, las localidades que mantuvieron abundancias altas en ambos periodos fueron El Nido, Gemelo Sur, La Herradura, Puerto don Juan y El Quemado (Figura 6).

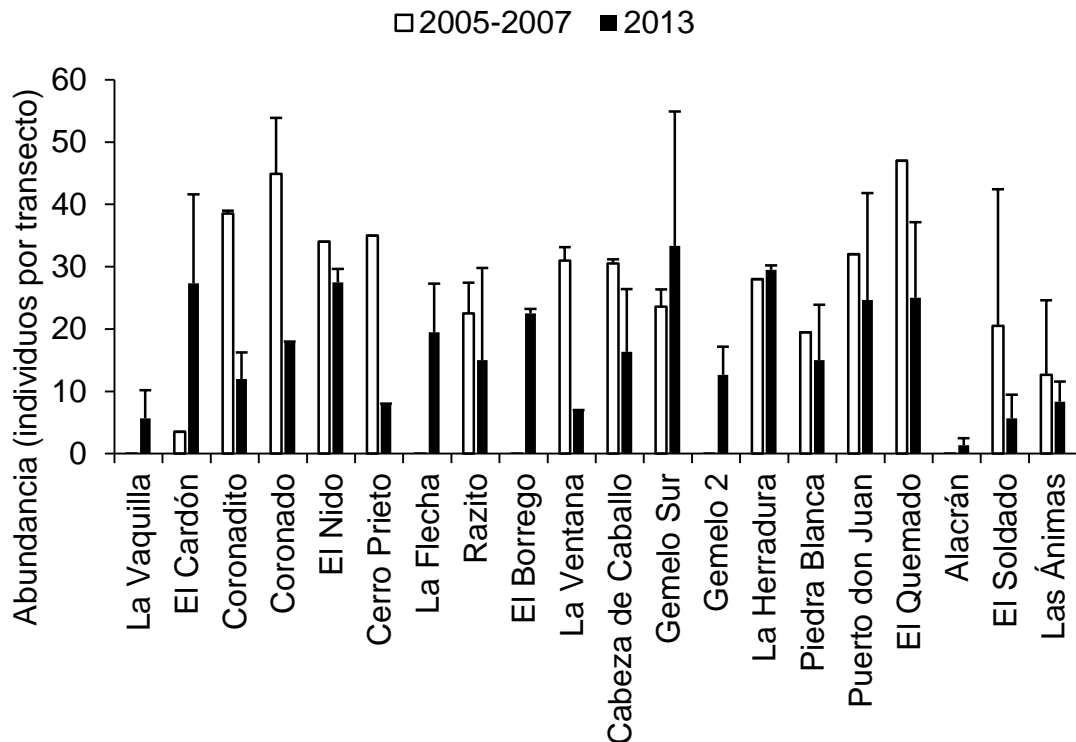
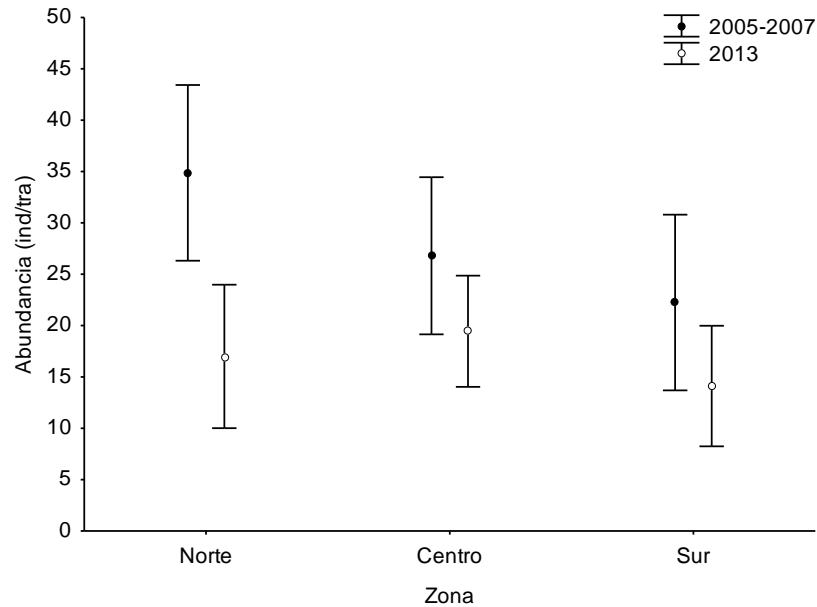


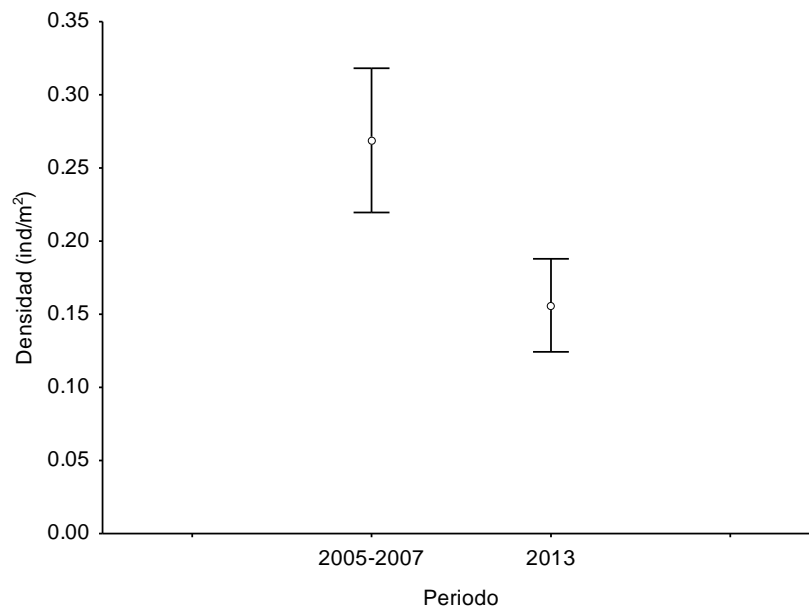
Figura 6. Abundancia promedio (individuos/transecto) por localidad para el periodo 2005 – 2007 comparado con 2013. Las barras verticales representan la desviación estándar.

En el periodo 2005 – 2007, no se encontraron diferencias significativas en la abundancia de individuos entre las zonas ( $p > 0.05$ ), sin embargo, la mayor densidad se observó en el norte y la menor en el sur. Por otra parte, en el periodo 2013, la mayor densidad se encontró en la zona centro y las diferencias entre norte y sur fueron

significativas ( $p < 0.05$ ). En ambos periodos, la abundancia fue mayor en el centro que en el sur, mientras que la abundancia en el norte disminuyó de un periodo a otro (Figura 7). Asimismo, al comparar la densidad de individuos entre los periodos (Figura 8), las diferencias fueron significativas ( $t_{(1,95)} = 3.75$ ,  $p < 0.01$ ). 2005 – 2007 mostró una mayor densidad ( $0.269 \pm 0.122$  ind·m<sup>-2</sup>), mientras que el promedio observado en 2013 fue menor ( $0.156 \pm 0.134$  ind·m<sup>-2</sup>).

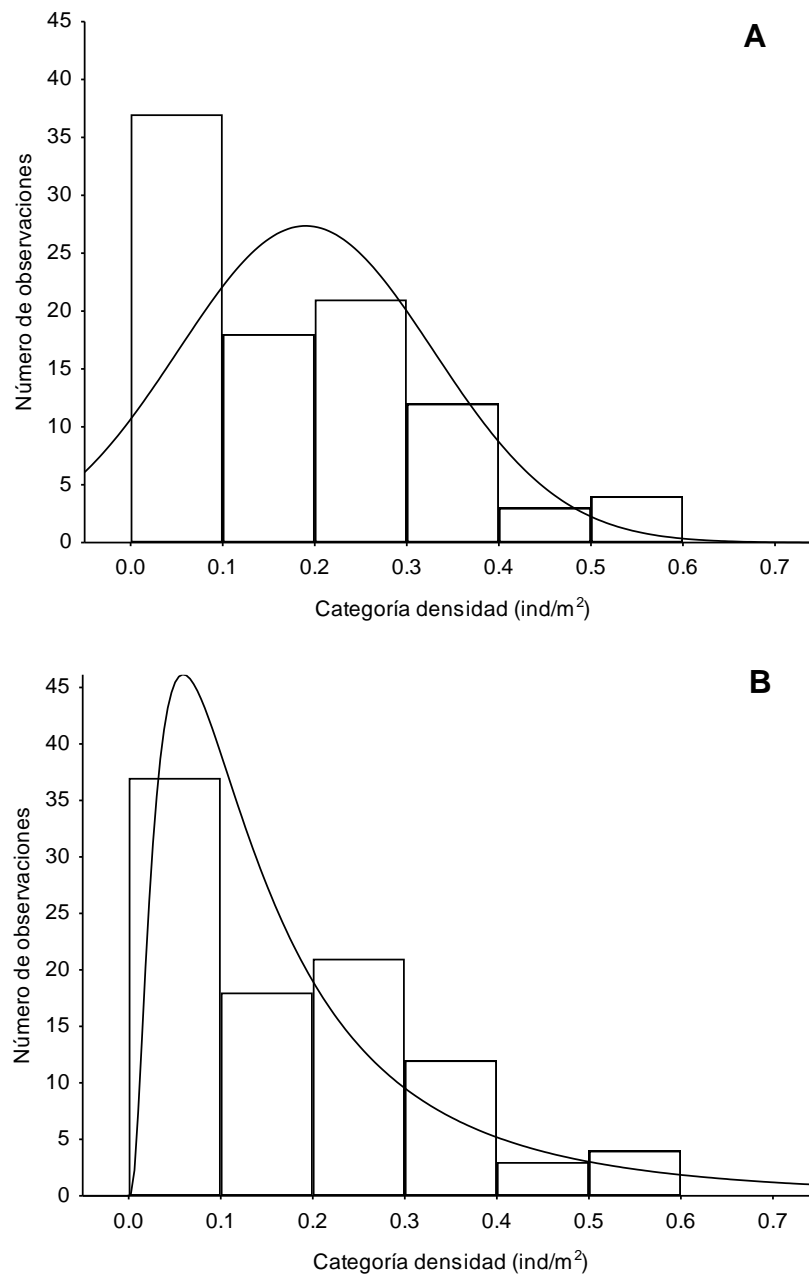


**Figura 7. Comparación de la abundancia de individuos por transecto entre zonas y periodos ( $F_{(2,69)} = 1.2151$ ,  $p = 0.3029$ ).**



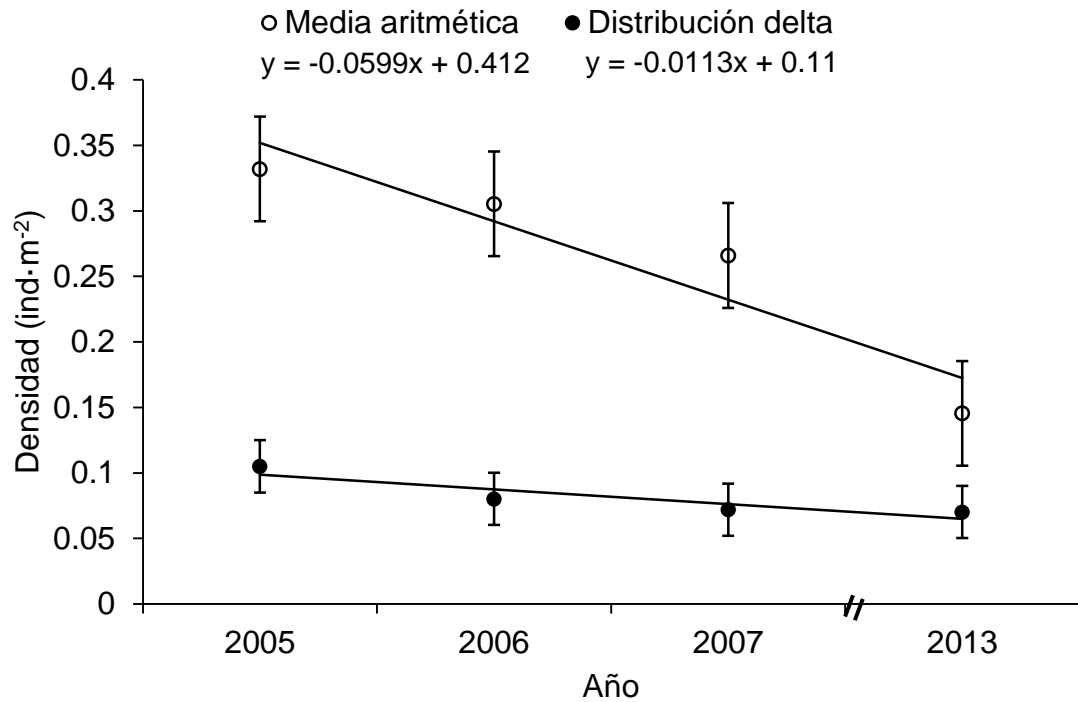
**Figura 8. Comparación entre periodos de la densidad de individuos ( $t_{(1,95)} = 3.75$ ,  $p < 0.01$ ). El punto representa la media y las barras verticales la desviación estándar.**

Las pruebas de bondad de ajuste chi-cuadrada ( $\chi^2$ ) y Kolmogorov-Smirnov (K-S) aplicadas sobre los datos de densidad de individuos, revelaron que la densidad no presenta una distribución normal ( $\chi^2 = 9.68$ , K-S:  $d = 0.13981$ ,  $p < 0.05$ ) (Figura 9A), sino que el tipo de distribución es log-normal ( $\chi^2 = 12.77$ , K-S:  $d = 0.11005$ ,  $p < 0.20$ ) (Figura 9B). Por lo tanto, el método más adecuado para estimar la densidad es la distribución  $\Delta$  de Pennington (1985) y no la media aritmética.



**Figura 9. A) Prueba de distribución normal ( $\chi^2 = 9.68$ , K-S:  $d = 0.13981$ ,  $p < 0.05$ ). B) Prueba de distribución log-normal ( $\chi^2 = 12.77$ , K-S:  $d = 0.11005$ ,  $p < 0.20$ ).**

Al comparar los valores de densidad estimados mediante los dos métodos (Figura 10), se observa un decaimiento de 2005 a 2013. Sin embargo, la pendiente es más pronunciada con el método de media aritmética y ésta sobreestima la densidad de individuos. Los valores van de 0.332 ind·m<sup>-2</sup> en 2005 a 0.145 ind·m<sup>-2</sup> en 2013. Por otra parte, cuando se estima con distribución  $\Delta$ , los valores oscilan entre 0.105 ind·m<sup>-2</sup> y 0.070 ind·m<sup>-2</sup> y la pendiente, aunque es negativa también, es menos pronunciada.



**Figura 10.** Densidad promedio por año calculado con media aritmética y distribución delta. Las barras verticales denotan el error estándar y las líneas la tendencia.

### 3.1.2 Estructuras de talla y peso

La proporción de individuos por debajo de la TMC en el periodo 2005 – 2007, es muy baja (Figura 11A). En La Herradura se encontró la mayor proporción (43%), seguido de El Cardón (29%) y Cerro Prieto (15%), el resto de las localidades presentaron porcentajes menores a 10%. Se observó que para el periodo 2013, la proporción de individuos  $\geq 20$  cm aumentó considerablemente, es decir, se encontró un mayor número de individuos por encima de la TMC (Figura 11B). La localidad con mayor porcentaje fue La Flecha (63%), seguida de Alacrán y Cerro Prieto (50%) y La Vaquilla y El Borrego (43%). En



comparación con 2005 – 2007, la localidad que tuvo menor proporción fue El Cardón (9%).

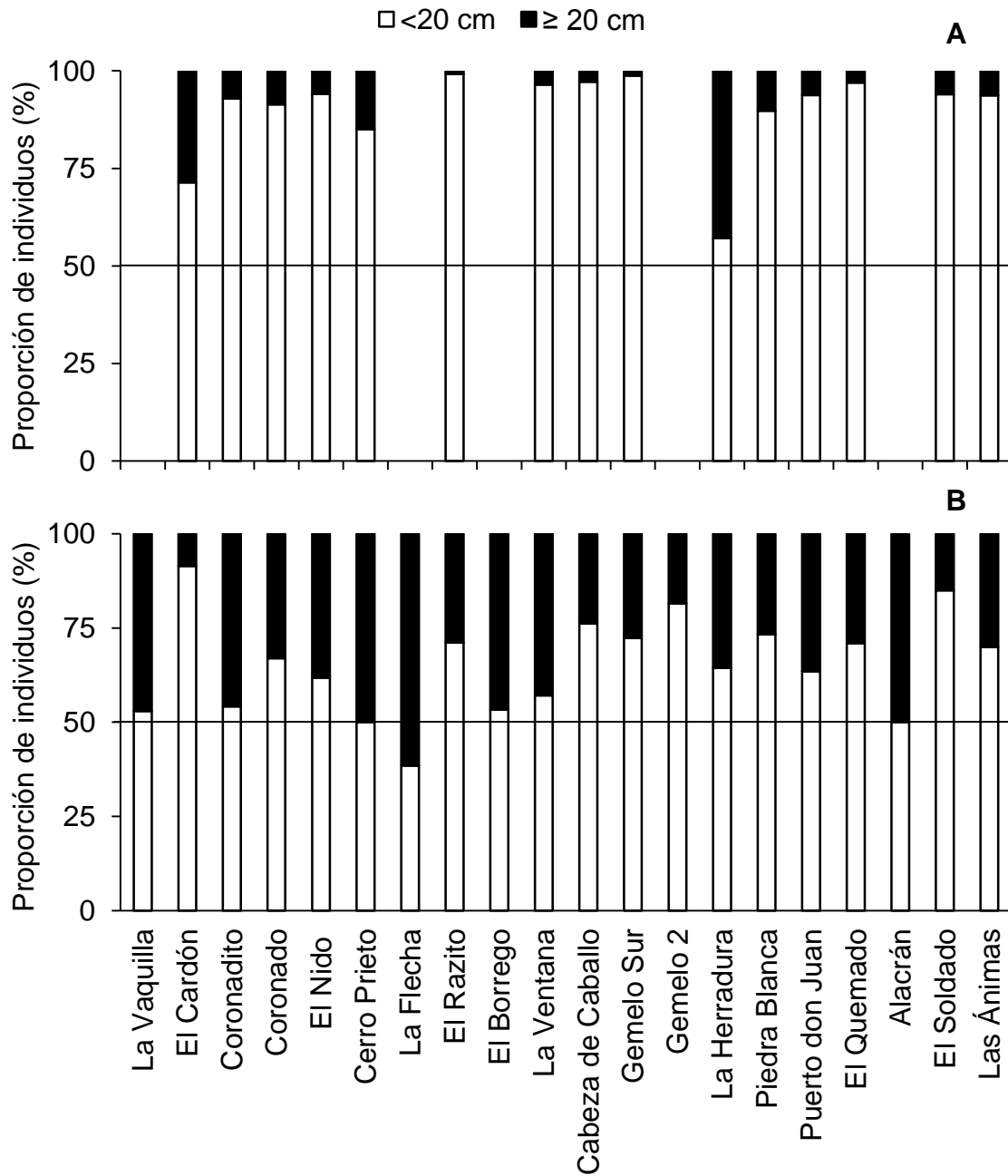
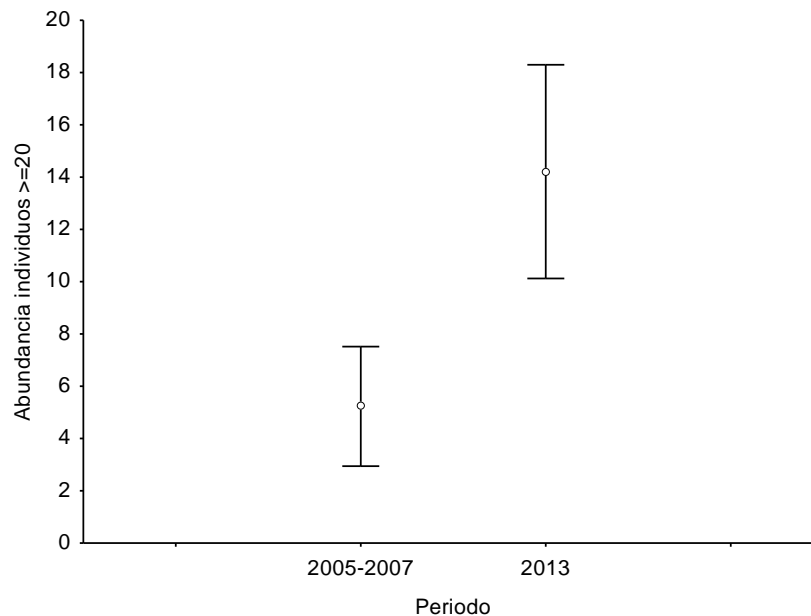


Figura 11. Proporción de individuos menores a 20 cm y mayores o iguales a la talla mínima de captura. A) Periodo 2005 – 2007. B) Periodo 2013.

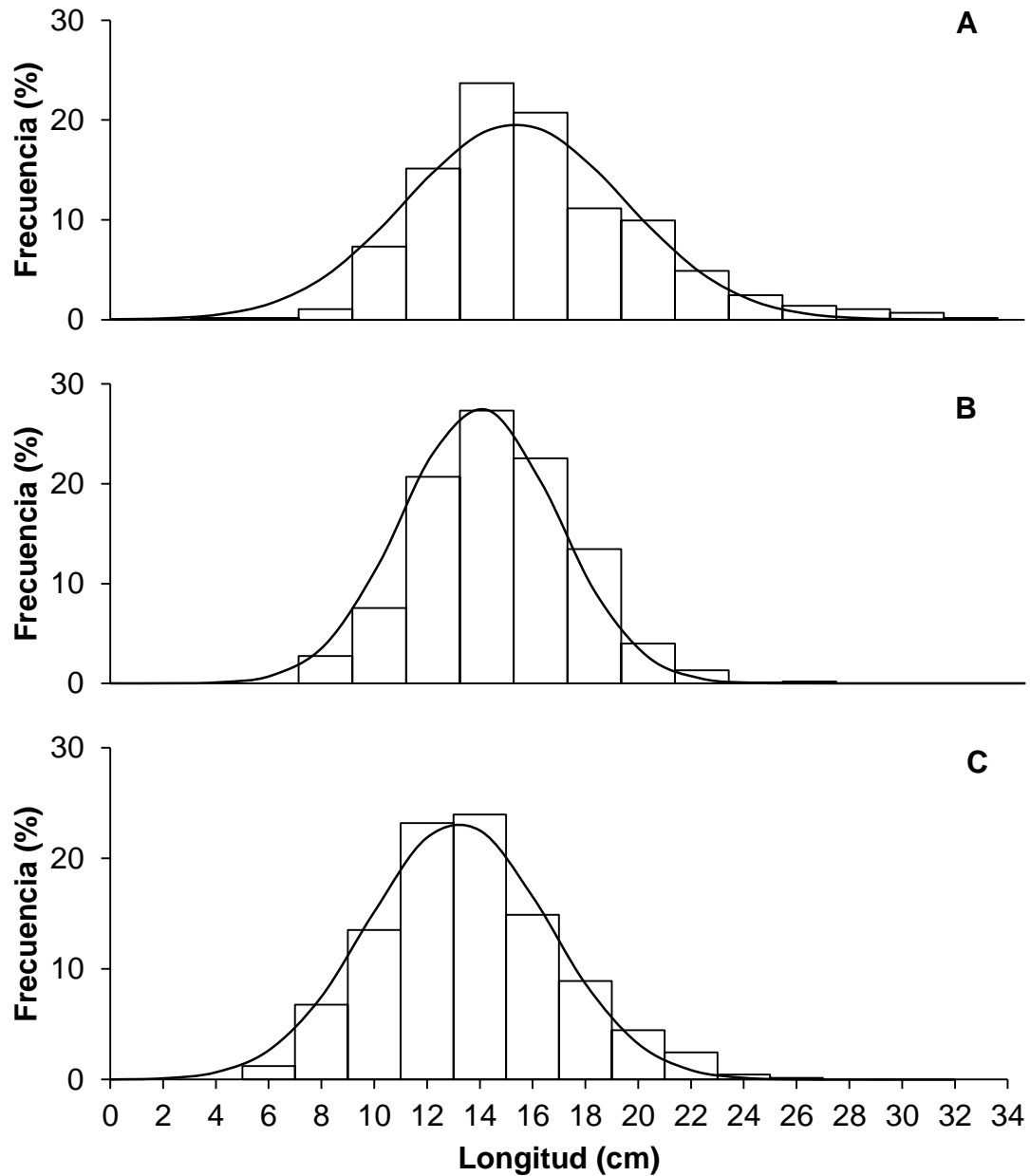
La prueba t-Student (t) para comparar la abundancia de individuos  $\geq 20$  cm (Figura 12), demostró que existen diferencias significativas entre los periodos ( $t_{(1,43)} = -4.00608$ ,

$p = 0.00024$ ). La media en 2013 fue  $14.21 \pm 9.09$  individuos, mientras que en el periodo 2005 – 2007 fue  $5.23 \pm 5.95$  individuos  $\geq 20$  cm.



**Figura 12. Comparación entre periodos de la abundancia de individuos mayores o iguales a la talla mínima de captura ( $t_{(1,43)} = -4.00608$ ,  $p < 0.01$ ). El punto representa la media y las barras verticales la desviación estándar.**

La clase modal mejor representada para el periodo 2005 – 2007 fue 14 cm, con una frecuencia de entre 23 y 26% (Figura 13). Noviembre de 2005 (Figura 13A) presentó una mejor distribución de las clases de tallas, individuos de 14 a 18 cm representaron el 56%, mientras que los extremos alrededor del 20%. En agosto de 2006 (Figura 13B) se encontró una mayor proporción de individuos de 14 a 18 cm (63%), mientras que el extremo de 0 a 12 cm aumentó a 31% y el valor acumulado de frecuencias para individuos entre 20 y 34 cm se redujo a 6%. Finalmente, en julio de 2007 (Figura 13C) se observó una mayor proporción de individuos juveniles de entre 0 y 12 cm (45%), mientras que los intermedios de 14 a 18 cm representaron el 48% y los adultos tan sólo el 8% de la población muestreada.



**Figura 13. Histograma de longitud (cm) para el periodo 2005 – 2007. A) Noviembre de 2005 (n = 574). B) Agosto de 2006 (n = 980). C) Julio de 2007 (n = 651). La curva indica la distribución normal.**

En el caso de 2013, se observa una progresión modal de julio a septiembre (Figura 14). La clase modal mejor representada en julio fue 16 cm, mientras que para agosto y septiembre fue 20 cm. En julio (Figura 14A) se observó el mayor porcentaje de juveniles de 0 a 12 cm (16%), individuos de 14 a 18 cm representaron el 60% de la población muestreada y los adultos de 20 a 34 cm el 24%. Por otra parte, en agosto (Figura 14B), el porcentaje de juveniles observados se redujo a 3% y el de los adultos aumentó a 62%,

con lo cual es posible observar el crecimiento de los individuos al pasar de una cohorte a otra. Finalmente, en septiembre (Figura 14C), se observó un incremento en juveniles (8%) y en individuos de 14 a 18 cm (47%), mientras que la frecuencia de adultos se redujo a 45%.

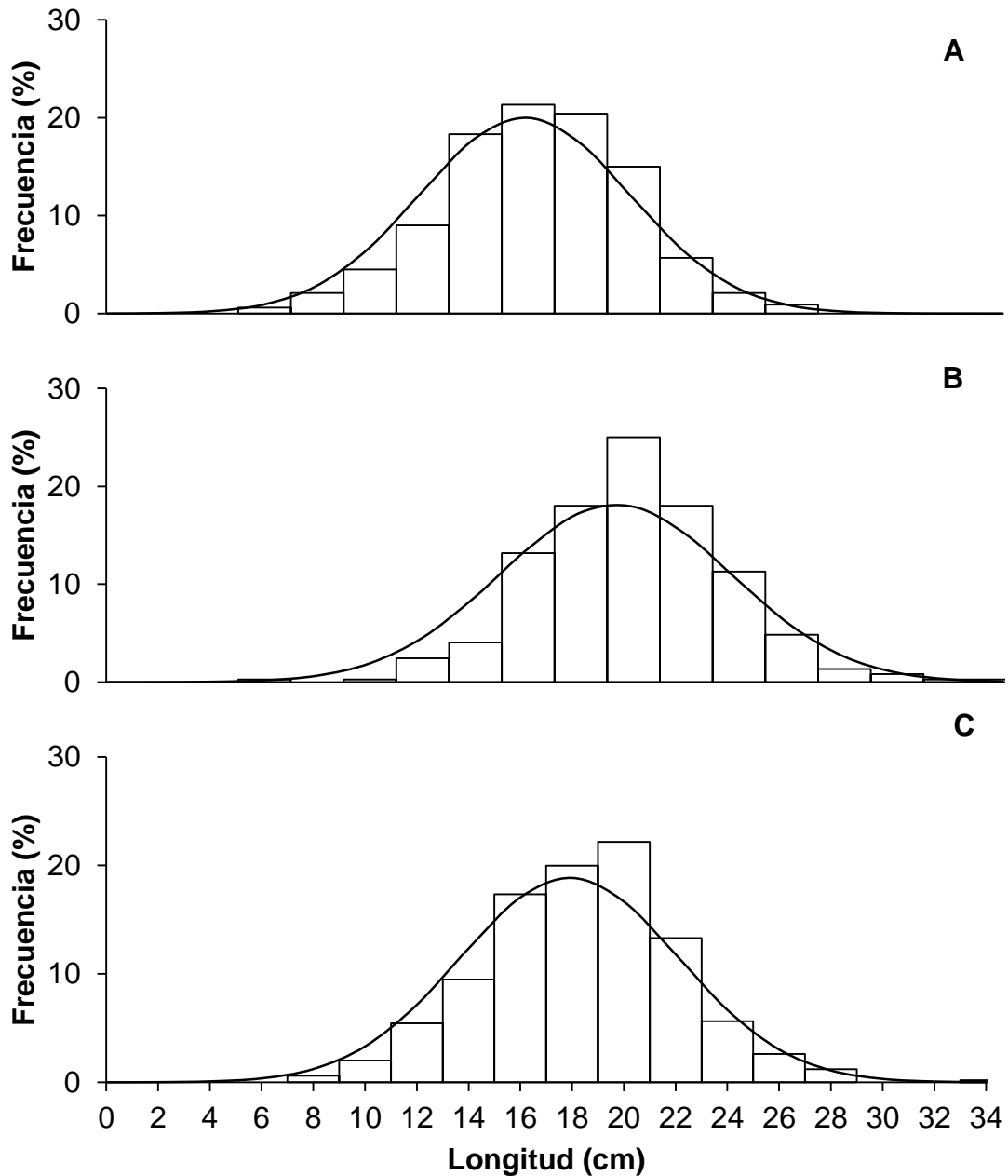


Figura 14. Histograma de longitud (cm) para el periodo 2013. A) Julio de 2013 (n = 333). B) Agosto de 2013 (n = 372). C) Septiembre de 2013 (n = 496). La curva indica la distribución normal.

En los histogramas de frecuencia de tallas con los datos acumulados para el periodo 2005 – 2007 (Figura 15A) se observa que la clase modal mejor representada fue 14 cm. Los juveniles representan el 33% de la población muestreada, mientras que los individuos de 14 a 18 cm más de la mitad (57%). Los adultos entre 20 y 34 cm sólo representaron el 10%. Por otra parte, en 2013 (Figura 15B), ha incrementado de 15 cm a 19 cm. El porcentaje de frecuencia de tallas de 0 a 11 cm es 22% en 2005 – 2007, mientras que en 2013 es sólo el 6%. Por otra parte, los organismos de 23 a 35 cm representan únicamente el 3% en 2005 – 2007, mientras que en 2013 el 16%. Sin embargo, el porcentaje de individuos de 13 a 21 cm se ha mantenido en ambos periodos, 75% y 78%, respectivamente.

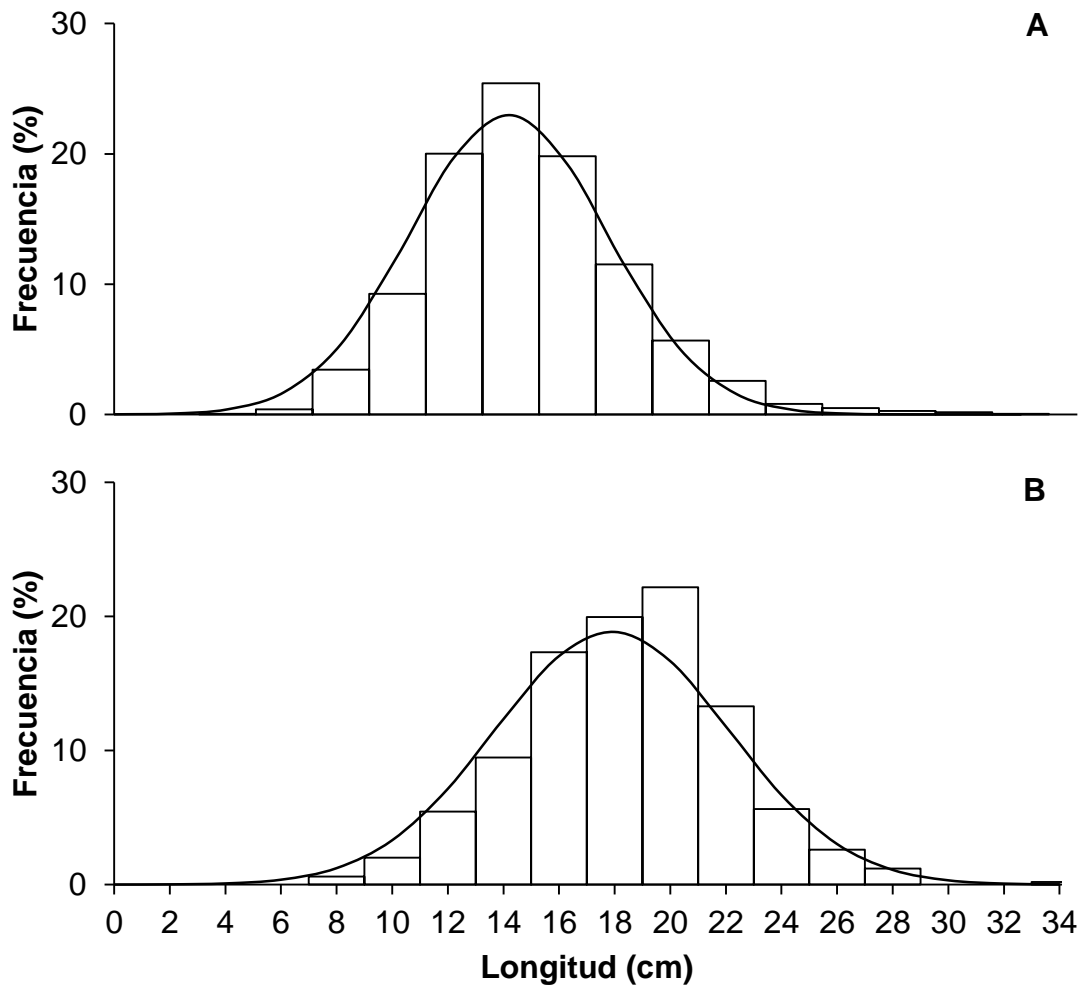


Figura 15. Histograma de longitud (cm). A) Periodo 2005 – 2007 (n = 2204). B) Periodo 2013 (n = 1201). La curva indica la distribución normal.

La talla promedio para el periodo 2005 – 2007 fue  $13.91 \pm 3.47$  cm, mientras que en 2013 fue  $17.78 \pm 3.78$  cm. Las diferencias fueron significativas entre los periodos, de acuerdo con el análisis de la varianza ( $F_{(1,3404)} = 879.03$ ,  $p < 0.01$ ).

En cuanto a la estructura de pesos con los datos acumulados de cada periodo, se observa que la clase modal mejor representada para 2005 – 2007 es 200 g (Figura 16A), mientras que para 2013 es 350 g (Figura 16B). Sin embargo, la media es alrededor de 300 g en ambos casos.

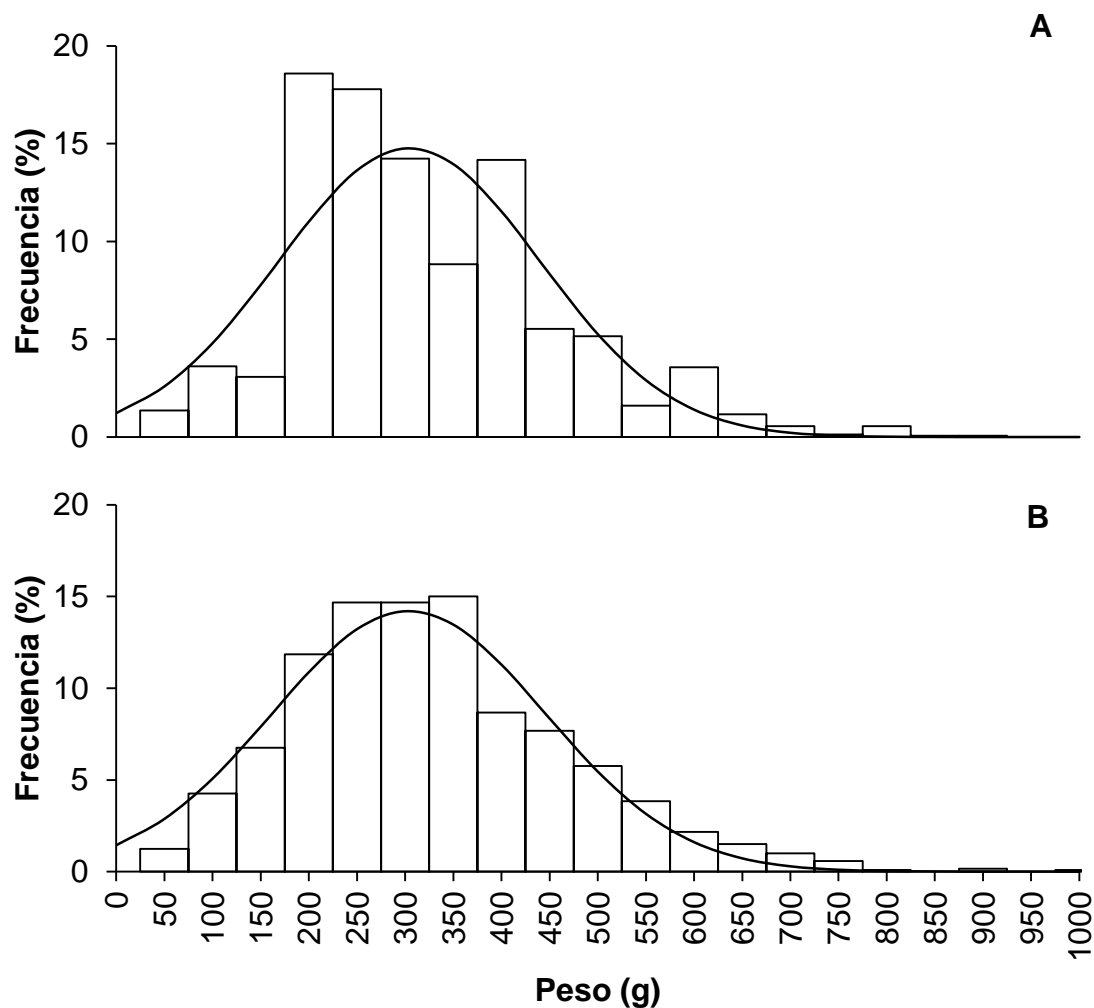


Figura 16. Histograma de peso (g). A) Periodo 2005 – 2007 (n = 1631). B) Periodo 2013 (n = 1199). La curva indica la distribución normal.

El peso promedio para la población en el periodo 2005 – 2007 fue  $304.33 \pm 136.23$  g, mientras que en 2013 fue  $303.76 \pm 141.88$  g. No se encontraron diferencias significativas entre los periodos ( $F_{(1, 2828)} = 0.01335$ ,  $p = 0.9080$ ).

La ecuación que describe la relación talla – peso (Figura 17A) para el periodo 2005 – 2007 fue:

$$P = 3.7434L^{1.6628} \quad (21)$$

Donde la ordenada al origen es  $a = 3.7434$  y la pendiente  $b = 1.6628$ . El valor del coeficiente de correlación es alto ( $R^2 = 56\%$ ), por lo que el modelo es significativo.

Para el periodo 2013 (Figura 17B), la ecuación de la relación talla – peso fue:

$$P = 1.9202L^{1.7297} \quad (22)$$

Donde la ordenada al origen es  $a = 1.9202$  y la pendiente  $b = 1.7297$ . El modelo es significativo, dado que valor del coeficiente de correlación es alto ( $R^2 = 51\%$ ).

La prueba de pendientes demostró que no existen diferencias significativas entre el parámetro  $b$  de ambos periodos ( $t_{0.5(2),2827} = 1.64$ ,  $p > 0.05$ ), además de que estas pendientes son diferentes de 3. Esto indica que se trata de un crecimiento de tipo alométrico.

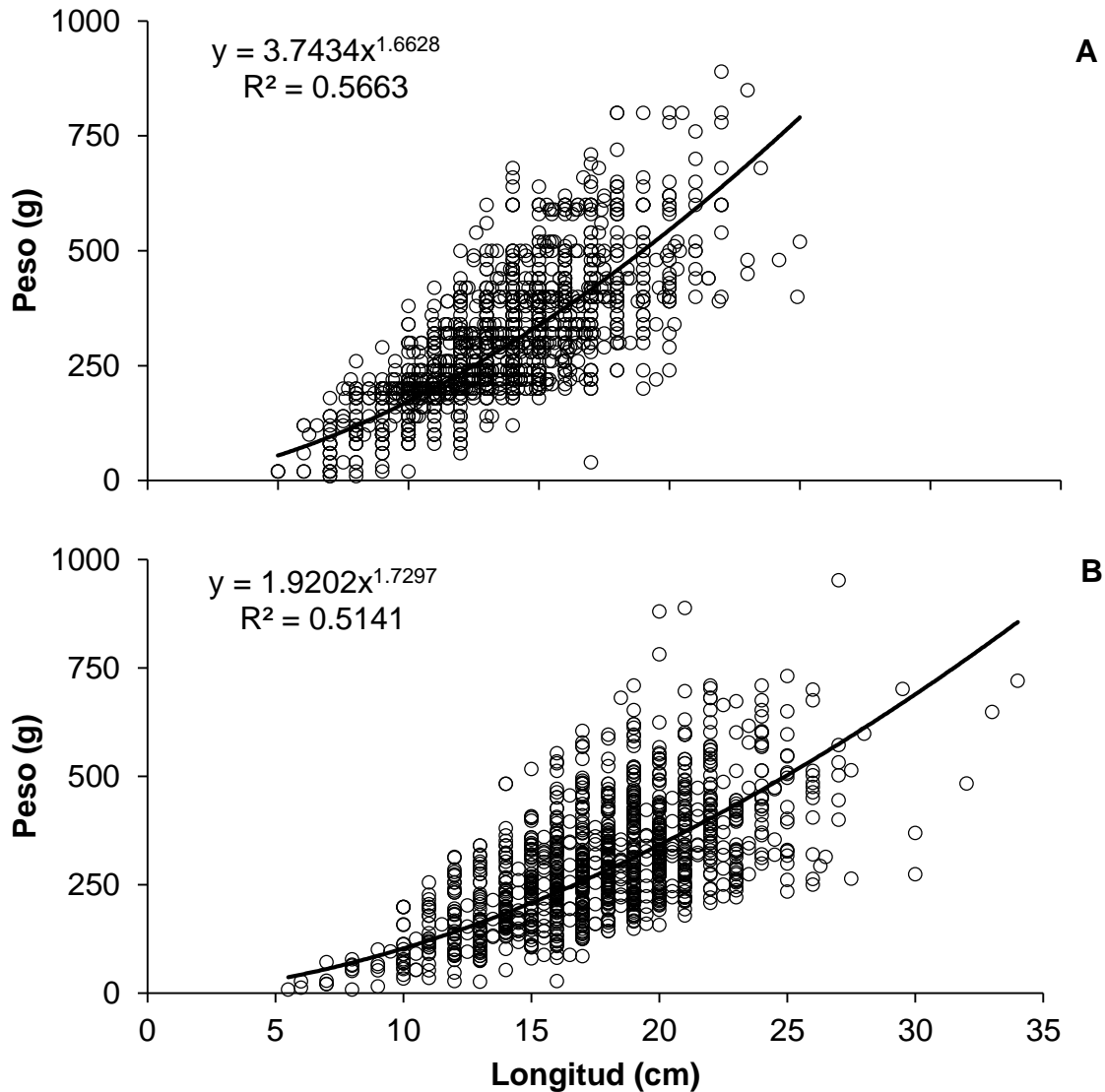


Figura 17. Relación talla – peso. A) Periodo 2005 – 2007 (n = 1631). B) Periodo 2013 (n = 1199).

El factor de condición relativa promedio para el periodo 2005 – 2007 fue  $1.05 \pm 0.32$ , con un máximo de 3.35 y mínimo de 0.08 (Figura 18A). Mientras que para 2013, el promedio fue  $1.08 \pm 0.27$ , con un máximo de 2.61 y mínimo de 0.1 (Figura 18B). De acuerdo con el análisis de la varianza, no existen diferencias significativas en las medias de  $Kn$  entre los periodos ( $F_{(1,2827)} = 2.7060$ ,  $p = 0.10$ ). Sin embargo, el comportamiento de la curva polinomial es distinto. El punto máximo se alcanzó a los 14 cm, con un valor de  $Kn = 1$ , en el periodo 2005 – 2007, mientras que en 2013 se alcanzó a los 17.5 cm, con un valor de  $Kn = 1.1$ .



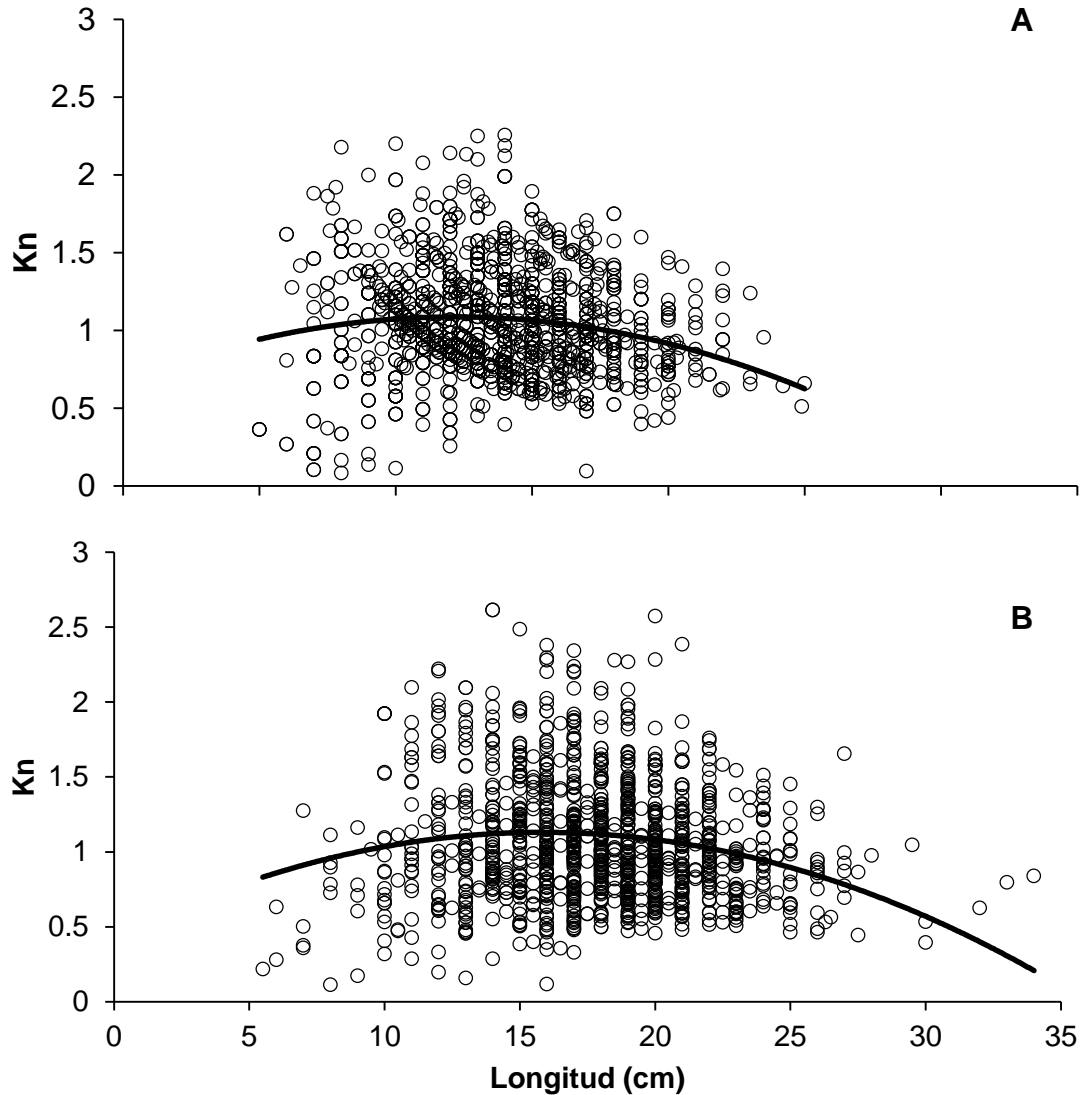


Figura 18. Factor de condición relativa (Kn). A) Periodo 2005 – 2007 (n = 1631). B) Periodo 2013 (n = 1199).

### 3.1.3 Crecimiento, edad y mortalidad

Se estimaron los parámetros  $L_{\infty}$  y  $K$ , de acuerdo con la ecuación general de crecimiento de von Bertalanffy. Para el periodo 2005 – 2007, la ecuación resultante fue:

$$L_t = 33.25 * [1 - e^{(-0.27*t)}] \quad (23)$$

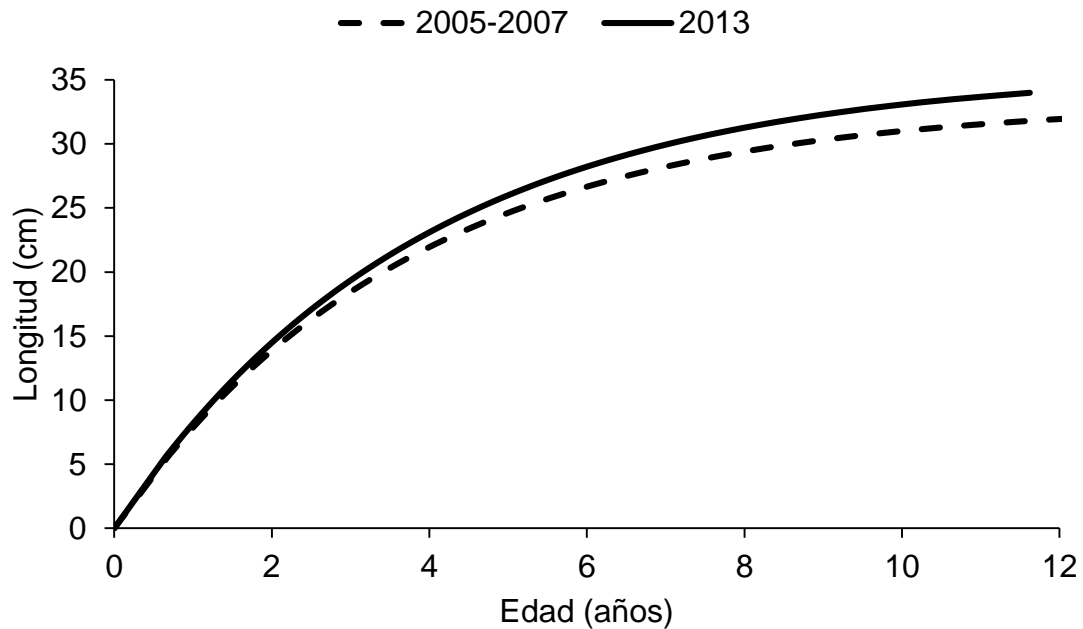
Donde  $L_{\infty} = 33.25$  cm y  $K = 0.27$  año<sup>-1</sup>.

Mientras que para el año 2013, la ecuación resultante fue:

$$L_t = 35.74 * [1 - e^{(-0.26*t)}] \quad (24)$$

Donde  $L_\infty = 35.74$  cm y  $K = 0.26$  año<sup>-1</sup>.

Las curvas de crecimiento individual para ambos periodos (Figura 19) difieren en que la longitud asintótica se alcanza antes para 2005 – 2007, mientras que en 2013, los individuos presentan una mayor talla.



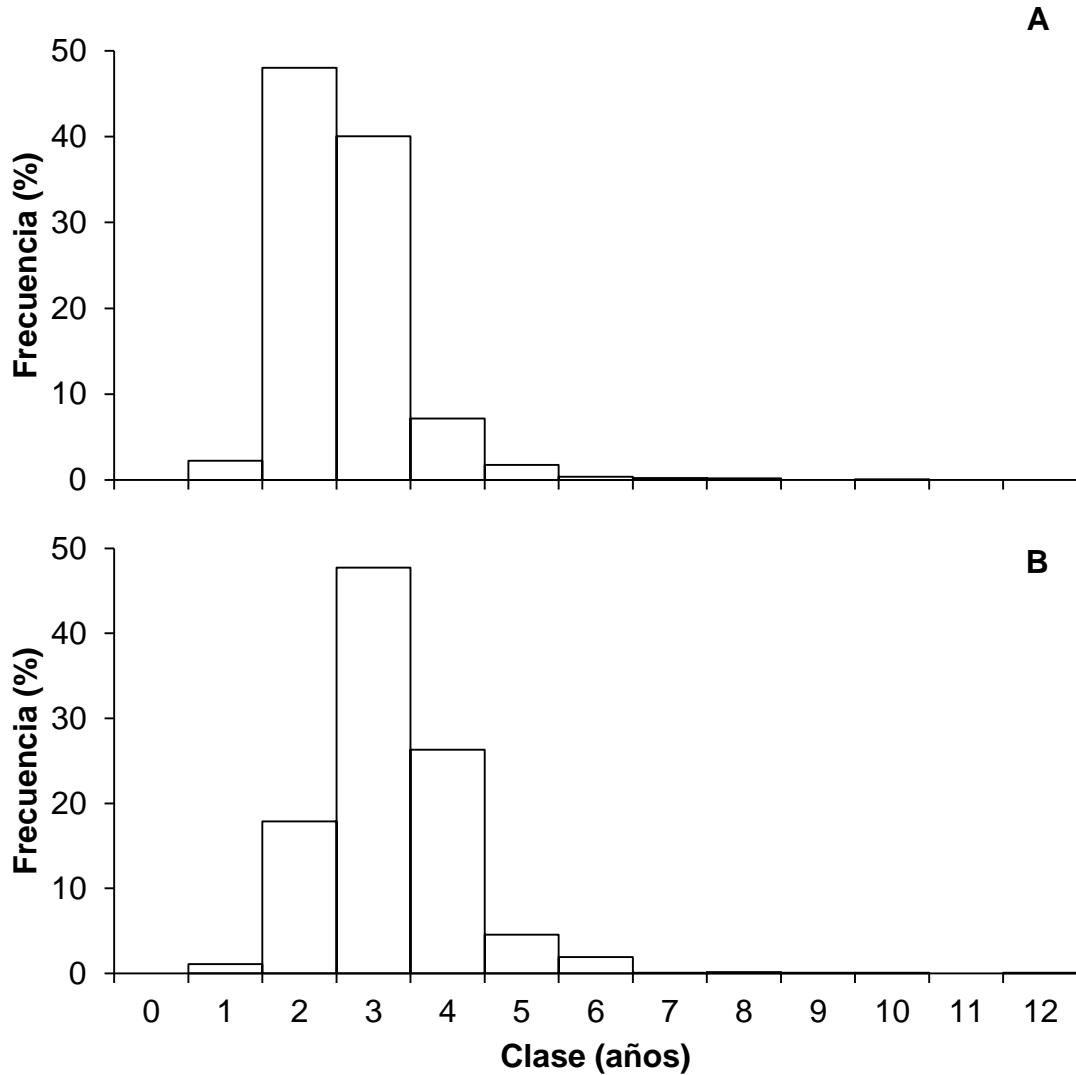
**Figura 19. Curvas de crecimiento individual para los periodos 2005 – 2007 y 2013.**

La edad promedio calculada para el periodo 2005 – 2007 fue  $2.08 \pm 0.78$  años, mientras que para 2013 fue  $2.75 \pm 1.32$  años. Estas diferencias en el promedio de edad fueron significativas entre los periodos ( $F_{(1,3404)} = 491.58$ ,  $p < 0.01$ ).

La estructura de edades para el periodo 2005 – 2007 (Figura 20A) muestra que casi la mitad de la población (48%) se encuentra en la clase de edad de 2 años, mientras que un 40% en la clase de 3 años. El 2% de la población tiene entre 0 y 1 año y el otro 10% es mayor a 4 años de edad.

Por otra parte, en la estructura de edades para 2013 (Figura 20B), casi la mitad de la población (47.7%) se sitúa en la clase de edad de 3 años, mientras que el 33% de la

población es mayor a 4 años. El 19% de la población tiene entre 0 y 2 años. A diferencia del periodo anterior, en este años se observan organismos muy longevos, de hasta 11 años, mientras que el porcentaje de individuos de un año de edad es sólo 1%.



**Figura 20. Histograma de edad (años). A) Periodo 2005 – 2007. B) Periodo 2013.**

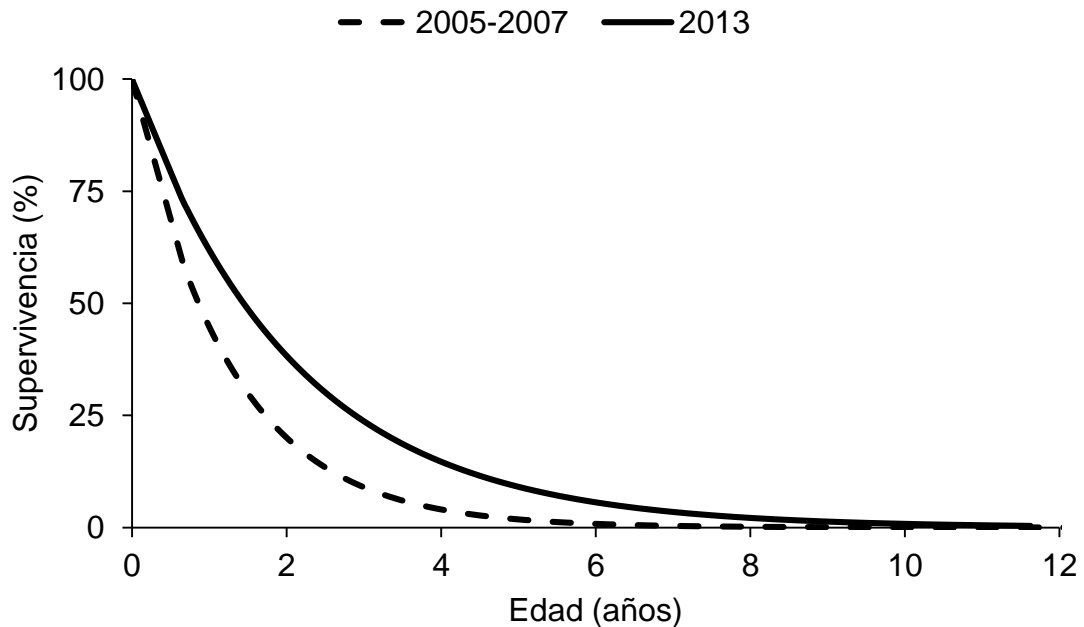
El valor de mortalidad estimado para el periodo 2005 – 2007 (Tabla 3) fue  $0.40 \text{ año}^{-1}$ . En cuanto a los índices utilizados, el valor más alto se obtuvo mediante la curva de captura ( $0.58 \text{ año}^{-1}$ ) y el menor con el método de Taylor ( $0.27 \text{ año}^{-1}$ ), donde la mortalidad es 1.5 veces la tasa de crecimiento individual  $K$ .

Por otra parte, para 2013, el valor de mortalidad estimado fue menor ( $0.31 \text{ año}^{-1}$ ) que en el periodo anterior. El método de curva de captura estimó el valor mínimo ( $0.24 \text{ año}^{-1}$ ), mientras que el de Jensen el valor máximo ( $0.39 \text{ año}^{-1}$ ).

**Tabla 3. Valores de mortalidad calculado a partir de distintos índices.**

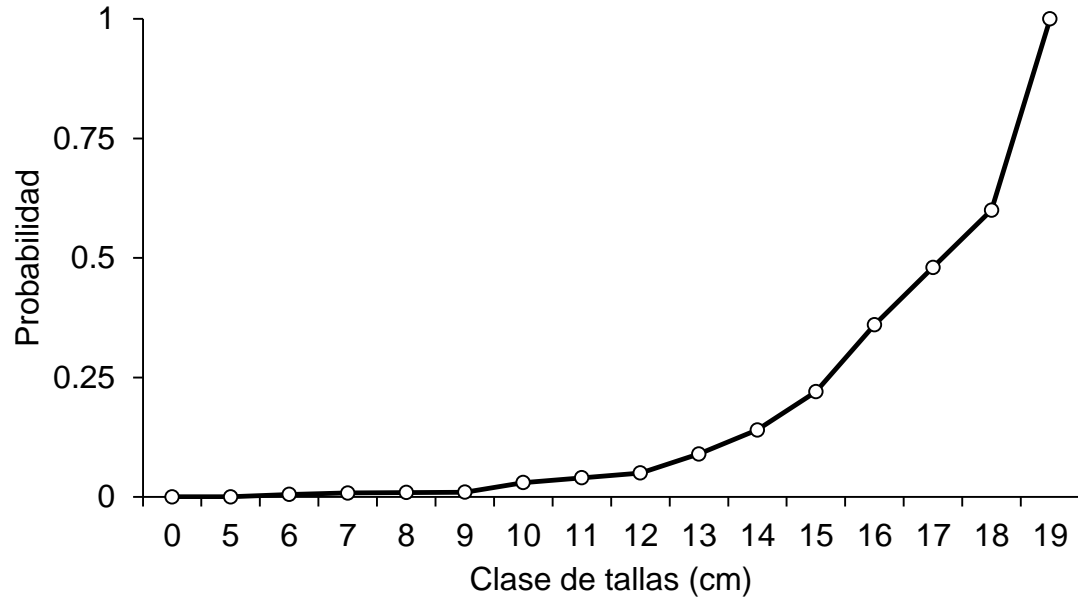
Índice	2005 – 2007 ( $\text{año}^{-1}$ )	2013 ( $\text{año}^{-1}$ )
Chapman-Robson	0.39	0.31
Beverton-Holt	0.48	0.32
Curva de captura	0.58	0.24
Hoenig	0.44	0.38
Jensen	0.41	0.39
Taylor	0.27	0.26
<b>Mediana</b>	<b>0.40</b>	<b>0.31</b>

El porcentaje de supervivencia a la edad de 2 años fue mucho menor en 2005 – 2007 ( $< 25\%$ ) comparado con 2013 ( $40\%$ ). En el primer periodo, el  $50\%$  de la población no sobrevive al primer año, mientras que en el segundo periodo el  $25\%$  de la población logra superar los 3 años de edad (Figura 21).



**Figura 21. Tasa de supervivencia estimada para los periodos 2005 – 2007 y 2013.**

La probabilidad de captura alcanza su máximo a los 19 cm, mientras que los organismos de tallas entre 17 y 18 cm tienen el 50% de probabilidad de ser capturados (Figura 22).



**Figura 22. Probabilidad de captura por clase de talla.**

## Capítulo 4. Discusión

---

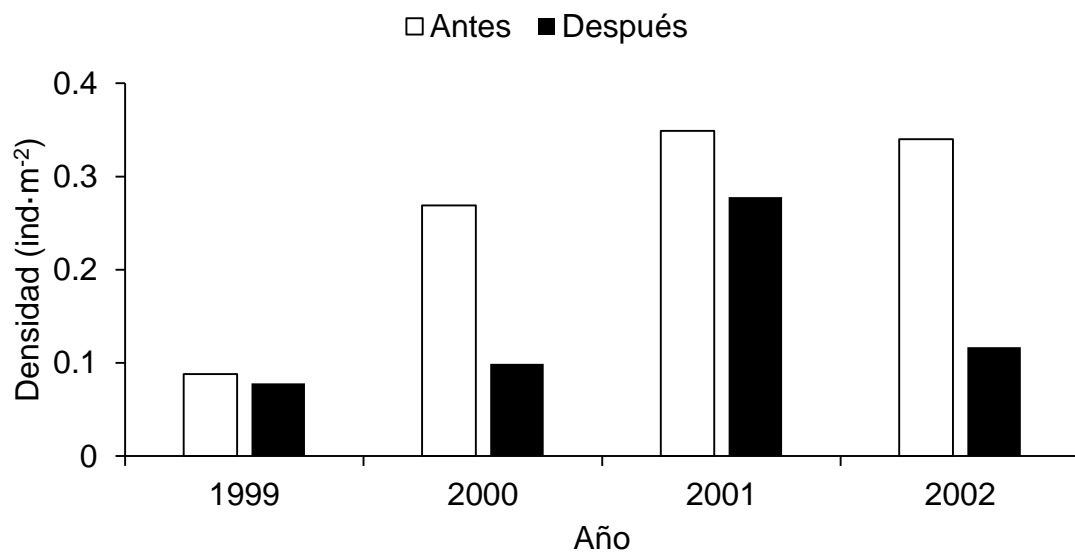
A partir de 2008, en Bahía de los Ángeles, se establecieron algunas medidas básicas de aprovechamiento de las poblaciones de *Isostichopus fuscus*, tales como captura total permisible (CTP), veda reproductiva de junio a septiembre y talla mínima de captura (TMC). Debido a la implementación de estas medidas de manejo, la hipótesis del presente trabajo planteó, por un lado, encontrar una mayor densidad de *Isostichopus fuscus* en 2013, comparado con el periodo 2005 – 2007, y por otro, encontrar individuos de tallas mayores. Sin embargo, los resultados difieren parcialmente de lo esperado. Se observó que la densidad tiende a disminuir, mientras que la talla promedio aumentó.

El valor de densidad estimado en el presente estudio para el periodo 2005 – 2007 ( $0.12 \text{ ind}\cdot\text{m}^{-2}$ ) fue similar al registrado por Reyes-Bonilla y Herrero-Pérezrul en 2006 ( $0.14 \text{ ind}\cdot\text{m}^{-2}$ ). Estos valores son menores si se comparan con el registro que se tiene en la década de los 90. Salgado-Castro (1992) registró en Bahía de los Ángeles densidades de hasta  $0.378 \text{ ind}\cdot\text{m}^{-2}$ . Los resultados más recientes del presente estudio, revelan que, después de cinco años de reiniciarse las capturas a través de permisos de pesca de fomento, la densidad ha decaído a  $0.070 \text{ ind}\cdot\text{m}^{-2}$ , lo cual representa una disminución del 83% desde 1992. Asimismo, las estadísticas de captura en Bahía de los Ángeles, demuestran que la abundancia de pepino de mar muestra una tendencia a la disminución.

El caso de Bahía de Loreto, es comparable con el de BLA. Loreto es una ANP en donde la pesquería se maneja, desde 2003, a través de Unidades de Manejo para la Conservación de la Vida Silvestre (Reyes-Bonilla *et al.* 2008) o Predios de Jurisdicción Federal. Evaluaciones realizadas entre 1989 y 1993 registraron densidades al sur del Golfo de California, incluyendo Bahía de Loreto, entre  $0.03$  y  $0.30 \text{ ind}\cdot\text{m}^{-2}$  (Fajardo-León y Vélez-Barajas 1996).

Posteriormente, de 1997 a 1998, Holguín-Quiñones *et al.* (2000) registraron valores menores a  $0.02 \text{ ind}\cdot\text{m}^{-2}$ , disminución que fue atribuida a la sobrepesca. Estudios más recientes (Reyes-Bonilla *et al.* 2008), estimaron una densidad de  $0.028 \text{ ind}\cdot\text{m}^{-2}$  en el periodo 2005 a 2006. La estabilidad en la densidad se atribuye al establecimiento de las UMAs y los autores consideraron que la población no se encuentra en estado crítico.

Por otra parte, en Islas Galápagos, donde *I. fuscus* se pesca oficialmente desde 1999, se realizan monitoreos poblacionales antes y después de cada temporada de pesca. Los resultados de 2000 y 2002 reflejan una disminución drástica del 66%. En el periodo de estudio de 1999 a 2002 (Figura 23), la densidad promedio antes de las temporadas de pesca fue  $0.26 \text{ ind}\cdot\text{m}^{-2}$ , y después de las temporadas se redujo a  $0.14 \text{ ind}\cdot\text{m}^{-2}$  (Toral *et al.* 2003). Sin embargo, se observa una recuperación de la población de un año al siguiente. Este estudio remarca los cambios interanuales que existen cuando hay actividad de pesca.



**Figura 23. Densidad de *I. fuscus* antes y después de la temporada de pesca (Datos tomados de Toral-Granda *et al.* 2003).**

A pesar de la intensa presión pesquera, las densidades en Islas Galápagos siguen siendo más altas que en el Pacífico mexicano, incluso que en el Golfo de California. Ya se había descrito que *I. fuscus* era el invertebrado más notorio de los fondos someros de Galápagos (Wellington (1974) *In*: Toral *et al.* 2003). Este éxito se debe principalmente a que presentan dos picos reproductivos durante el año, tanto en la temporada fría como en la cálida (Toral 1996), mientras que en el Golfo de California sólo se reproducen una vez al año (Herrero-Pérezrul *et al.* 1999). En ambos casos, la madurez sexual se alcanza a los 21 cm de longitud, lo que en el Golfo de California corresponde a 5 años de edad.

Por otra parte, las densidades de *Isostichopus fuscus* estimadas en localidades del Pacífico mexicano, son mucho menores que las registradas en el presente estudio.

Por ejemplo, en Jalisco, la densidad reportada es 0.0082 ind·m<sup>-2</sup> (Nuño-Hermosillo 2003) y en Oaxaca, 0.018 ind·m<sup>-2</sup> (Glockner 2012). Las costas de ambos estados comparten características oceanográficas como la temperatura superficial del mar (26 – 28 °C), plataforma continental estrecha, altas tasas de sedimentación y tipo de sustrato rocoso y coralino. Por lo que las densidades son muy similares y menores a las observadas para el Golfo de California.

Sin embargo, registros históricos de la densidad de esta especie en Jalisco, Guerrero y Oaxaca, reportaban densidades entre 0.05 y 0.430 ind·m<sup>-2</sup>, con lo cual se otorgaron permisos de captura en los 90 (Sierra 1990; Girón *et al.* 1991). Por lo que, las bajas densidades observadas en estudios más recientes pueden ser el resultado del esfuerzo pesquero que se llevó a cabo y que pusieron en peligro a la especie, además de ser la evidencia de que las poblaciones no se han recuperado.

De acuerdo con Schroeter *et al.* (2001), en la mayoría de los casos, los programas de monitoreo de la abundancia de especies de pepino de mar no comienzan sino hasta que la amenaza a las poblaciones es inminente debido a la presión pesquera. En el caso de *I. fuscus* no se cuenta con evaluaciones de la densidad antes del inicio de la pesquería en 1988, por lo que es difícil saber en qué medida han decaído las poblaciones ante la pesquería.

Otro inconveniente es que las evaluaciones de pepino de mar se han realizado bajo distintas metodologías y, por lo tanto, existe un error al comparar los datos estimados por cada estudio. Se han empleado transectos de banda y circulares, así como muestreos por tiempo. Además, se ha utilizado la media aritmética cuando hemos observado que la densidad no presenta una distribución normal. Tal como lo ha señalado Ulate (2011), este método sobreestima la densidad de pepino de mar.

La distribución  $\Delta$  ha sido empleada para estimar la abundancia de organismos marinos cuya distribución espacial es desigual y en donde las muestras presentan una gran cantidad de ceros, lo cual ocasiona sesgos y gran varianza en los parámetros poblacionales estimados. Aparentemente, los estimadores de abundancia basados en un modelo de distribución log-normal son más precisos y no requieren de un tamaño de muestra muy grande (Pennington 1996).



Es de gran importancia establecer los métodos de evaluación del recurso para establecer las cuotas anuales de aprovechamiento y asegurar que no se está sobreestimando la densidad, ya que las poblaciones se pueden ver afectadas por las prácticas de pesca. Como en el caso de Galápagos, las disminuciones en las capturas llevaron a la pesquería a cambiar del día a la tarde-noche (Hearn *et al.* 2005). Durante la noche, el pepino tiene mayor actividad, es cuando sale de entre las rocas y viaja a aguas más someras, por lo tanto es más vulnerable. Por ello es de gran importancia restringir la actividad pesquera al día, ya que se le da una ventaja a aquellos organismos que permanecen ocultos o a mayores profundidades.

Asimismo, la metodología para definir las cuotas de extracción debe basarse en estimaciones del tamaño poblacional, asumiendo que la densidad presenta un tipo de distribución log-normal y empleando el método de Pennington (1996). Se recomienda realizar evaluaciones antes y después de la temporada de pesca para llevar un seguimiento de las poblaciones e incluso implementar el procedimiento de control de impacto antes y después (BACI before-after control-impact) descrito por Lincoln-Smith *et al.* (2006). De esta forma, es posible conocer cuánto queda del stock después de cada temporada, si la población se recupera cada año y si la pesca no incide sobre las tallas de los individuos.

Debido a la biología de especies sedentarias, como el pepino de mar, el manejo del espacio es una estrategia que puede proveer beneficios más significativos que el establecimiento de límites de captura. Son especies de fertilización externa que requieren altas densidades en el medio para reproducirse exitosamente y, por lo general, estas altas concentraciones de individuos son las primeras en ser objetivo de la pesca (Hilborn *et al.* 2004). De esta forma, si se identifican los bancos de reproductores y se protege esa zona, el manejo del espacio en el ANP será una estrategia más exitosa que la CTP, y asegurará la reproducción de los individuos.

Al respecto de la disminución de las tallas, la hipótesis del presente trabajo esperaba encontrar organismos mayores en 2013 con respecto al periodo 2005 – 2007, de resultar favorables las medidas de conservación y protección para *I. fuscus*. Se encontró un aumento de 3.87 cm de un periodo al siguiente, es decir, un incremento en la talla promedio del 22%. Sin embargo, debido a que los muestreos de 2013 se realizaron

antes de la temporada pesquera, la cual inicia a mediados de septiembre, se cree que la pesquería aún no había incidido sobre la población muestreada y, por lo tanto, se encontraron organismos de tallas mayores.

Ambos muestreos se realizaron durante el verano, la diferencia radica en que durante el primer muestreo aún no se había establecido la veda reproductiva de julio a septiembre, y no había control sobre la pesquería. Una talla promedio reducida puede indicar los efectos negativos de la pesquería. Por otra parte, el muestreo de 2013 refleja las condiciones de una población en veda, la cual no está totalmente recuperada ya que la talla promedio debería estar por encima de los 20 cm.

Si comparamos la talla promedio registrada en el presente estudio con el registro histórico de Salgado-Castro, observamos que disminuyó de 23 cm en 1992, a 17.78 cm en 2013 (disminución en un 26%). Este decremento es una señal de que la pesquería ha incidido negativamente en las tallas. Los efectos de la pesquería sobre las poblaciones de *I. fuscus* han sido evaluados por Hearn *et al.* (2005) en Galápagos. La talla promedio de los individuos disminuyó un 16%, de 23.7 cm en 1999, a 19.9 cm en 2003.

En Galápagos, se ha observado un incremento en la proporción de individuos por debajo de la TMC desde 1999, hasta alcanzar alrededor del 50% de las capturas en 2003, debido a la presión pesquera (Hearn *et al.* 2005). En el presente estudio, la proporción de individuos mayores a la TMC fue mayor en 2013 con respecto a 2005 – 2007. Sin embargo, durante el muestreo de 2013, la temporada de pesca aún no había iniciado, por lo tanto, fue posible encontrar ejemplares de todas las cohortes, ya que la pesquería no había incidido sobre los organismos de tallas permisibles para la captura. Mientras que en 2005 – 2007, todavía no se otorgaban los permisos de captura y había una mayor pesca furtiva (Calderon Aguilera y Moreno 2007), es por ello que se observa la incidencia de la pesca sobre las tallas en esta época.

Herrero-Pérezrul *et al.* (1999) mencionan que existe una relación directa entre la longitud de los individuos y la latitud, ya que las tallas mayores habían sido registradas en el Golfo de California y las menores en Islas Galápagos (Tabla 4). Sin embargo, existe suficiente evidencia de que las tallas en Galápagos se han reducido debido al efecto de la pesca (Sonnenholzner 1997; Toral 2001; Toral *et al.* 2003; Hearn *et al.* 2005). Por lo

tanto, la reducción de tallas en Bahía de los Ángeles probablemente es una señal de que la pesquería ha incidido negativamente sobre las tallas de *I. fuscus* en esta zona.

**Tabla 4. Comparación de la longitud promedio (L), coeficiente de isometría (b) y coeficiente de condición relativa (Kn) de *I. fuscus*.**

Latitud	L (cm)	b	Kn	Referencia
29°N	23	ND	ND	Salgado-Castro (1992)
29°N	13.91	1.65	1.05	Este estudio (2005 – 2007)
29°N	17.78	1.73	1.08	Este estudio (2013)
27°N	25.1	1.6	ND	Fajardo-León <i>et al.</i> (1995)
24°N	23.25	ND	ND	Herrero-Pérezrul <i>et al.</i> (1999)
24°N	23.3	1.83	1.04	Herrero-Pérezrul & Reyes-Bonilla (2008)
19°N	23.9	1.21	ND	Nuño-Hermosillo (2003)
15°N	22.4	2.32	1.04	Glockner (2012)
0°	20	ND	ND	Sonnenholzner (1997)
0°	18	ND	ND	Toral-Granda <i>et al.</i> (2003)
0°	19.9	ND	ND	Hearn <i>et al.</i> (2005)

Se ha comentado que la talla en los pepinos de mar puede ser muy variable debido a su capacidad para contraerse. Sin embargo, el peso está más relacionado con la cantidad de alimento y agua en las cavidades corporales, así como con la edad y la condición del organismo, mientras que la talla puede ser más constante (Herrero-Pérezrul 2014 com.pers). Se han realizado experimentos con *I. fuscus* fijados, donde la talla se reduce hasta un 23% (Reyes-Bonilla y Herrero-Pérezrul 2003).

Para futuras evaluaciones de la estructura poblacional del pepino de mar, se recomienda utilizar la raíz cuadrada del producto longitud-peso (SLW), empleado por Poot-Salazar *et al.* (2014) en *Isostichopus badionotus*. Este índice, al combinar parámetros biométricos, reduce la variabilidad de la longitud y, por lo tanto, facilita el cálculo de los parámetros de crecimiento mediante métodos indirectos.

En la relación talla – peso, los parámetros *a* y *b* tienen significados biológicos. Las variaciones en *a* pueden explicar fluctuaciones en el peso debido, no sólo a variaciones en la longitud, sino a cambios en la cantidad estomacal o estados fisiológicos y de madurez sexual (Safran 1992). Por otra parte, *b* puede explicar las variaciones en la forma y condición de los organismos en las diferentes fases del ciclo de vida. El valor

teórico de  $b$  es 3, lo cual indica que los organismos pequeños tienen la misma forma que los grandes. El tipo de crecimiento alométrico ( $b < 3$ ) es una condición que se presenta en la familia Stichopodidae (Conand y Sloan 1989). Esto significa que los organismos, al llegar a adultos, cambian la forma de su cuerpo para volverse más alargados (Froese 2006).

Las estimaciones de  $b$  para *Isostichopus fuscus* han sido consistentes a lo largo de diversos estudios (Tabla 4) y todos indican que presenta un tipo de crecimiento alométrico (Fajardo-León *et al.* 1995; Herrero-Pérezrul *et al.* 1999; Reyes-Bonilla y Herrero-Pérezrul 2003). El presente estudio confirma esta afirmación, ya que el valor estimado de  $b$  fue menor al valor hipotético ( $b = 3$ ) y no se encontraron diferencias en las pendientes entre los periodos.

Reyes-Bonilla (1997) indica que conforme *Isostichopus fuscus* crece, el agua sustituye al tejido vivo para ser utilizada como soporte interno, por lo tanto, un individuo joven es desproporcionadamente más pesado que un adulto al poseer mayor cantidad de tejido. Por lo encontrado en el presente estudio, un individuo juvenil de 10 cm puede llegar a pesar hasta 250 g. Cuando este individuo duplica su talla, a 20 cm, el peso oscila entre los 400 y 500 g, pero al triplicar la talla a 30 cm, el peso pocas veces supera los 600 g.

Asimismo, el valor del factor de condición relativa ha sido consistente en los diversos estudios que se han realizado en el Golfo de California y Oaxaca (ambos  $Kn = 1.04$ ). Los valores más altos se registraron de noviembre a mayo, y en marzo y agosto, respectivamente, lo cual podría indicar que los periodos reproductivos en el Golfo de California y el Pacífico están desfasados (Herrero-Pérezrul y Reyes-Bonilla 2008; Glockner 2012). La condición de un individuo es consecuencia directa de su habilidad para adquirir alimento y un valor alto refleja sus posibilidades de supervivencia y éxito reproductivo (Kaufman *et al.* 2007).

Herrero-Pérezrul y Reyes-Bonilla (2008) señalan que *I. fuscus* no incrementa su peso por encima de los niveles esperados cuando tiene actividad reproductiva, ya que el valor de  $Kn$  se mantiene constante durante el año. Por lo observado en el presente estudio, los organismos se encontraban en mejor condición en 2013 ( $Kn = 1.08 \pm 0.27$ )

en comparación con 2005 – 2007 ( $K_n = 1.05 \pm 0.32$ ), lo cual puede ser un reflejo del incremento en la talla de un periodo a otro. Sin embargo, las diferencias en  $K_n$  no fueron significativas entre los periodos.

A lo largo de los años se han intentado varios métodos para estimar el crecimiento en holoturias. Ebert (1978) utilizó tetraciclina para marcar el anillo calcáreo y medir el crecimiento después de un año. Sin embargo, encontró con que la mayoría de los organismos no presentaban las marcas de tetraciclina y lo atribuyó a la regeneración del anillo calcáreo. Por otra parte, también se ha empleado el método de marca y recaptura, pero debido a la rápida regeneración del tegumento, las marcas se pierden en pocos meses (Conand 1983). Debido a que los pepinos de mar no cuentan con estructuras duras para evaluar el crecimiento (como es el caso de los otolitos de los peces), se ha recurrido a métodos indirectos que estiman la edad a partir de progresión modal de las tallas (Herrero-Pérezrul *et al.* 2008).

Esta estrategia ha sido la más empleada y debido a que los métodos se han realizado de forma consistente, se tiene certidumbre en la estimación de los parámetros poblacionales (Reyes-Bonilla y Herrero-Pérezrul 2003). La longitud asintótica ( $L_\infty$ ) y la tasa de crecimiento individual ( $K$ ), han sido estimadas para diferentes especies de holoturias de importancia comercial (Tabla 5). *Parastichopus parvimensis* y *Theleonata ananas* se encuentran entre las especies más grandes, mientras que *Actinopyga echinites* entre las más pequeñas, sin embargo, presentan la mayor tasa de crecimiento individual ( $0.78 \text{ año}^{-1}$ ).

*Isostichopus fuscus* se encuentra entre las especies con una  $L_\infty$  relativamente alta, entre 35 y 39 cm, mientras que su tasa de crecimiento individual es baja, entre  $0.18$  y  $0.35 \text{ año}^{-1}$ . Estos valores son comparables con otras especies, como *Stichopus japonicus* y *S. chloronotus*. Sin embargo, al comparar con otra especie del mismo género, *I. badionotus*, ésta presenta una  $L_\infty$  menor pero una  $K$  más alta, ya que al crecer más rápido, la longitud asintótica se alcanza más rápidamente y, por lo tanto, la mortalidad va a ser mayor.

Tabla 5. Comparación de los parámetros de la ecuación de crecimiento de von Bertalanffy para holoturias (Tomado y modificado de Herrero-Pérezrul *et al.* 1999).

Especie	$L_{\infty}$ (cm)	K (año <sup>-1</sup> )	Referencia
<i>Actinopyga echinites</i>	23.1	0.78	Shelley (1985)
<i>A. echinites</i>	29.5	0.30	Conand (1988)
<i>A. mauritiana</i>	34	0.12	Conand (1988)
<i>Holothuria atra</i>	32.4	0.11	Ebert (1978)
<i>H. pulla</i>	30.7	0.24	Pauly <i>et al.</i> (1993)
<i>H. scabra</i>	29.0	0.52	Pauly <i>et al.</i> (1993)
<i>Isostichopus badionotus</i>	31.6	0.60	Poot-Salazar <i>et al.</i> (2014)
<i>I. fuscus</i>	36.1	0.18	Herrero-Pérezrul <i>et al.</i> (1999)
<i>I. fuscus</i> (fijado)	29.1	0.24	Reyes-Bonilla y Herrero-Pérezrul (2003)
<i>I. fuscus</i>	39.7	0.35	Nuño-Hermosillo (2003)
<i>I. fuscus</i>	35.74	0.26	Este estudio (2013)
<i>Parastichopus parvimensis</i>	52.5	0.30	Pérez-Plascencia (1995)
<i>P. parvimensis</i>	50	0.60	Chávez <i>et al.</i> (2011)
<i>Stichopus chloronotus</i>	32.2	0.45	Conand (1990)
<i>S. japonicus</i>	36.7	0.33	Hamano <i>et al.</i> (1989)
<i>Theleonata ananas</i>	66.3	0.20	Conand (1990)

Los valores de mortalidad de *Isostichopus fuscus* (Tabla 6) más bajos han sido calculados en Islas Galápagos (0.174 – 0.208 año<sup>-1</sup>). La mortalidad calculada para el periodo 2005 – 2007 (0.40 año<sup>-1</sup>) es cercano al estimado en localidades como Isla Espíritu Santo, BCS (0.51 año<sup>-1</sup>), y Jalisco (0.53 año<sup>-1</sup>), mientras que el valor registrado en 2013 (0.31 año<sup>-1</sup>) es menor y cercano al estimado en Bahía San Gabriel, BCS (0.35 año<sup>-1</sup>).

La mortalidad natural depende de las estimaciones de  $L_{\infty}$  y  $K$ , sin embargo, los valores han sido consistentes en los diferentes estudios. Emplear este método indirecto ha sido una de las opciones más viables, ya que se desconocen depredadores de la especie y se sabe que, al ser estrategias-K, presentan bajas tasas de mortalidad y crecimiento, así como una gran talla y longevidad (Herrero-Pérezrul *et al.* 1999).

**Tabla 6. Comparación de los valores estimados de mortalidad (M) para *I. fuscus*.**

Latitud	M (año <sup>-1</sup> )	Referencia
29°N	0.40	Este estudio (2005 – 2007)
29°N	0.31	Este estudio (2013)
24°N	0.51	Herrero-Pérezrul <i>et al.</i> (1999)
24°N	0.354	Reyes-Bonilla & Herrero-Pérezrul (2003)
19°N	0.53	Nuño-Hermosillo (2003)
0°	0.208	Toral-Granda <i>et al.</i> (2003)
0°	0.174	Hearn <i>et al.</i> (2005)

Existe un vacío en las leyes y normas mexicanas con respecto a las especies que se encuentran en riesgo y que a su vez son de interés comercial. Tal es el caso de *Isostichopus fuscus*, pues en el plan de manejo se establece que está permitida su extracción de conformidad a lo establecido en la NOM-059-SEMARNAT-2010. Sin embargo, en esta norma sólo se hace referencia a *I. fuscus* en la lista de las especies que están sujetas a protección especial, mas no se estipulan las medidas necesarias para asegurar su conservación o aprovechamiento sustentable.

Asimismo, tal y como señala Danemann (2002), existe una incongruencia entre los objetivos de la LGEEPA y la LGPAS, pues mientras la primera obliga a la administración de las ANP a abordar la problemática pesquera, la segunda no les otorga atribuciones legales. Incongruencias similares ocurren con las Secretarías, ya que la CONAPESCA se encarga de expedir los permisos de pesca, sin embargo, al ser *Isostichopus fuscus* una especie en peligro, los permisos de colecta los otorga la SEMARNAT a través de la Dirección General de Vida Silvestre, la cual no contempla los avisos de arribo de las capturas. Por lo tanto, no existe un medio legal para reunir y utilizar la información de las capturas de una especie que está protegida y es vulnerable a las prácticas de extracción.

Una de las actividades humanas que más dañan a las poblaciones de *Isostichopus fuscus* es la pesca ilegal. Aunque se establezcan las tasas anuales de aprovechamiento y se lleve un control sobre todas las capturas, los esfuerzos serán en vano si no se tiene conocimiento de cuál es el efecto de esta actividad. En el plan de manejo no se identifica esta problemática y, por lo tanto, no se han tomado las medidas necesarias para estimar

qué porcentaje del recurso se pierde por la pesca ilegal ni se han llevado a cabo acciones para evitarla.

En el estudio previo justificativo para el establecimiento del Área Natural Protegida (CONANP 2005) se reconoce que existe una limitación en el estado de derechos sobre la pesquería y que los pescadores no tienen acceso a los permisos de pesca, lo cual contribuye a las prácticas de pesca ilegal. Si bien es cierto que la CONAPESCA coordina las actividades de vigilancia con la PROFEPA, es posible que los esfuerzos de monitoreo de embarcaciones que no cuenten con el permiso no sea suficiente.



## Capítulo 5. Conclusión

---

Al comparar las evaluaciones más recientes con los registros históricos de hace 20 años en Bahía de los Ángeles, observamos que la densidad de pepino de mar ha decaído un 82% ( $0.308 \text{ ind}\cdot\text{m}^{-2}$ ) y la talla promedio un 26% (6 cm). La pesquería ha incidido sobre los individuos de tallas más grandes ( $> 20 \text{ cm}$ ), por lo tanto, la disminución en la densidad puede deberse a la falta de reproductores, ya que el éxito reproductivo de *I. fuscus* es denso-dependiente.

Las poblaciones de pepino de mar en Bahía de los Ángeles muestran signos de intensa presión por pesca, como en el caso de Galápagos. Con una reducción en la talla promedio de la población, los individuos se ven obligados a madurar y reproducirse más temprano. Por consiguiente, la tasa de crecimiento es mayor y no alcanzarán longitudes muy grandes. Y si los individuos crecen más rápidamente, entonces la mortalidad será mayor. Esto es lo que se observó en el periodo 2005 – 2007.

Por otra parte, en 2013, se observó un incremento en la talla promedio y en la proporción de individuos mayores a la talla mínima de captura, gracias a la implementación de la veda de junio a septiembre. Debido a que no existe una presión sobre los organismos grandes, estos pueden madurar y reproducirse tardíamente y alcanzar tallas mayores. Por consiguiente, su tasa de crecimiento y mortalidad serán menores.

Los métodos indirectos basados en la progresión modal de la frecuencia de tallas siguen siendo los más efectivos para estimar los parámetros poblacionales y el crecimiento de las holoturias, debido a que éstos no cuentan con estructuras duras.

Al parecer, la veda reproductiva contribuye a la recuperación de la población después de cada temporada de pesca. Sin embargo, se requieren estudios posteriores para estimar si la densidad de individuos es suficiente para asegurar el éxito en la reproducción y estimar el reclutamiento de juveniles después de cada temporada de pesca.

Es probable que el establecimiento del ANP y medidas de protección como la veda reproductiva y la TMC, estén favoreciendo la recuperación de *Isostichopus fuscus*, sin embargo, no son suficientes para asegurar el aprovechamiento sustentable de la especie en Bahía de los Ángeles. Esto se debe, por una parte, a que las evaluaciones se han realizado utilizando métodos incorrectos que sobreestiman la abundancia y, por lo tanto, las cuotas de aprovechamiento otorgadas rebasan la capacidad de la población.

Se requiere estandarizar el método para realizar las evaluaciones de la densidad, así como llevarlas a cabo antes y después de la temporada de pesca. De esta forma se tendrá un seguimiento de la población y podrán identificarse posibles señales de sobreexplotación. Asimismo, es necesario conocer el ciclo reproductivo de la especie en BLA, ya que aún dentro del Golfo de California, puede haber variaciones en los periodos de desove y, por lo tanto, la veda reproductiva no estaría cumpliendo con su objetivo.

En conclusión, las medidas de manejo y conservación implementadas a partir de 2008 en Bahía de los Ángeles, no han sido suficientes para notar un cambio favorable en la densidad de la población de *I. fuscus*. De seguir por este camino, es probable que se exponga nuevamente al peligro de la sobreexplotación. La pesquería y el furtivismo han incidido negativamente en las tallas, lo cual es posible notar en un lapso de dos décadas.

## Lista de referencias

- Aguilar-Ibarra, A. y G. Ramírez-Soberón. (2002). Economic reasons, ecological actions and social consequences in the Mexican sea cucumber fishery. *SPC Beche-de-mer Inf. Bull* **15**(1):4-12.
- Alvarez-Borrego, S. (2008). "Oceanografía de la región de las grandes islas". In G. D. Danemann y E. Ezcurra, (Eds.) *Bahía de los Ángeles: recursos naturales y comunidad*. 45-65 pp. SEMARNAT, INE, Pronatura Noroeste A.C., San Diego Natural History Museum, México.
- Avendaño, L. (2007). Bases para el manejo de la pesquería del pepino de mar (*Isostichopus fuscus*) en Bahía de los Ángeles, Baja California, México. Tesis de Maestría. Universidad Autónoma de Baja California, Ensenada. 135 pp.
- Bakus, G. J. (1973). "The biology and ecology of tropical holothurians". In O. A. Jones y R. Endean, (Eds.) *Biology and geology of coral reefs*. 325-367 pp. Academic Press, New York.
- Bell, J. D., S. W. Purcell y W. J. Nash. (2008). Restoring small-scale fisheries for tropical sea cucumbers. *Ocean and Coastal Management* **51**(8–9):589-593.
- Bruckner, A., K. Johnson y J. Field. (2003). Conservation strategies for sea cucumbers: Can a CITES Appendix II listing promote sustainable international trade. *SPC Beche-de-mer Inf. Bull* **18**(1):24-33.
- Brusca, R. C. y G. J. Brusca. (2002). *Invertebrates*. (2 ed). Sinauer Associates Incorporated. 1005 pp.
- Brusca, R. C., L. T. Findley, P. A. Hastings, M. E. Hendrickx, J. T. Cosio y A. M. van der Heiden. (2005). "Macrofaunal diversity in the Gulf of California". In J.-L. Cartron, G. Ceballos, y R. S. Felger, (Eds.) *Biodiversity, ecosystems, and conservation in Northern Mexico*. 179-203 pp. Oxford University Press, New York.
- Caddy, J. F. (1989). *Marine invertebrate fisheries: Their assessment and management*. John Willey & Sons. 754 pp.
- Calderon Aguilera, L. E. y V. M. Moreno. (2007). Segunda etapa de evaluación de la densidad poblacional del pepino de mar (*Isostichopus fuscus*) en la costa del Golfo de Baja California, desde Puertecitos hasta el Barril. Reporte técnico, CICESE.
- Calderon Aguilera, L. E., V. M. Moreno y A. Romo-Curiel. (2008). ¿Es sustentable la pesquería de pepino de mar *Isostichopus fuscus* en Baja California? Reporte técnico, CICESE, Ensenada, BC.
- Cariño-Olvera, M. (2008). "Estrategias históricas de apropiación de los recursos naturales". In G. D. Danemann y E. Ezcurra, (Eds.) *Bahía de los Ángeles:*

*recursos naturales y comunidad*. 173-177 pp. SEMARNAT, INE, Pronatura Noroeste A.C., San Diego Natural History Museum, México.

- Caso, M. (1961). Los equinodermos de México. Tesis de Doctorado. UNAM, México. 123 pp.
- Conand, C. (1983). Methods of studying growth in holothurians (Beche-de-mer), and preliminary results from a Beche-de-mer tagging experiment in New Caledonia. *Fisheries Newsletter* **1**(26):31-38.
- Conand, C. (1988). Comparison between estimations of growth and mortality of two stichopodid holothurians: *Thelenota ananas* and *Stichopus chloronotus* (Echinodermata: Holothuroidea). Pages 661-665 in Proceedings 6th International Coral Reef Symposium.
- Conand, C. (1990). *The Fishery resources of Pacific island countries*. FAO Fisheries Technical Paper, Rome. 143 pp.
- Conand, C. (2004). "Present status of world sea cucumber resources and utilisation: an international overview". In A. Lovatelli, C. Conand, S. W. Purcell, S. Uthicke, J.-F. Hamel, y A. Mercier, (Eds.) *Advances in sea cucumber aquaculture and management*. 13-23 pp. FAO, Roma.
- Conand, C. y M. Byrne. (1993). A review of recent developments in the world sea cucumber fisheries. *Marine Fisheries Review* **55**(4):1-13.
- Conand, C. y N. Sloan. (1989). "World fisheries for echinoderms". In J. F. Caddy, (Ed.) *Marine invertebrate fisheries: Their assessment and management*. 647-663 pp. John Wiley & Sons.
- CONANP. (2005). *Estudio previo justificativo para el establecimiento del área natural protegida Reserva de la Biósfera "Bahía de los Ángeles y Canales de Ballenas y Salsipuedes"*. SEMARNAT, CONANP, México. 152 pp.
- CONAPESCA. (2012). Anuario estadístico de acuicultura y pesca. Recuperado de: [http://www.conapesca.sagarpa.gob.mx/wb/cona/consulta\\_especifica\\_por\\_produccion](http://www.conapesca.sagarpa.gob.mx/wb/cona/consulta_especifica_por_produccion).
- Conde, J. E., A. Sambrano y H. Díaz. (1995). Sedimentivorous activity, density and spatial distribution of the deposit-feeding holothurians *Holothuria mexicana* Ludwig and *Isostichopus badionotus* Selenka. Reporte técnico, Caracas, Venezuela.
- Chávez, E. A., M. Salgado-Rogel y J. Palleiro-Nayar. (2011). Stock Assessment of the warty sea cucumber fishery (*Parastichopus parvimensis*) of NW Baja California. *California Cooperative Oceanic Fisheries Investigations Reports* **52**(1):136-147.
- Danemann, G. D. (2002). Participación local en la administración pesquera. Un análisis de políticas públicas y sistemas de actividades humanas enfocado al caso de Bahía de los Angeles, Baja California. Tesis de Doctorado. Universidad Autónoma de Baja California, Ensenada, Mexico. 256 pp.

- Danemann, G. D. y E. Ezcurra. (2008). *Bahía de los Ángeles: recursos naturales y comunidad*. SEMARNAT, INE, Pronatura Noroeste A.C., San Diego Natural History Museum, México. 741 pp.
- Deichmann, E. (1958). *The Holothurioidea collected by the Velero III during the years 1932 to 1938*. University of Southern California Press. 376 pp.
- DOF. (2007). Decreto de creación de la Reserva de la Biósfera Bahía de los Ángeles y Canales de Ballenas y Salsipuedes. In CONANP y PRONATURA, (Eds.).
- Dunn, A., R. I. C. C. Francis y I. J. Doonan. (2002). Comparison of the Chapman–Robson and regression estimators of Z from catch-curve data when non-sampling stochastic error is present. *Fisheries Research* **59**(1–2):149-159.
- Ebert, T. A. (1978). Growth and size of the tropical sea cucumber *Holothuria (Halodeima) atra* Jäger at Enewetak Atoll, Marshall Islands. *Pacific Science* **32**(2).
- Fajardo-León, M., E. Michel-Guerrero, J. Singh-Cabanillas, J. Vélez-Barajas y A. Massó-Rojas. (1995). Estructura poblacional y ciclo reproductor del pepino de mar *Isostichopus fuscus* en Santa Rosalía, BCS, México. *Ciencia Pesquera* **11**(1):45-53.
- Fajardo-Leon, M. y B. Vélez. (1996). Pesquería de pepino de mar. *Estudio del potencial pesquero y acuícola de Baja California Sur* **2**(1):151-165.
- Ferdouse, F. (2004). "World markets and trade flows of sea cucumber/beche-de-mer". In A. Lovatelli, C. Conand, S. W. Purcell, S. Uthicke, J.-F. Hamel, y A. Mercier, (Eds.) *Advances in sea cucumber aquaculture and management*. 81 pp. FAO, Rome.
- Francour, P. (1997). Predation on holothurians: a literature review. *Invertebrate Biology* **116**(1):52-60.
- Froese, R. (2006). Cube law, condition factor and weight–length relationships: history, metaanalysis and recommendations. *Journal of Applied Ichthyology* **22**(4):241-253.
- Gayanilo, F. y P. Pauly. (1997). *FAO-ICLARM stock assessment tools*. FAO Computerized Information Series. 136 pp.
- Girón, B. R. y B. González. (1992). Opinión técnica relativa a las solicitudes de permisos para la explotación del pepino de mar presentadas a la Delegación Federal de Pesca del Estado de Jalisco. Reporte técnico.
- Girón, B. R., B. González y O. E. Trejo. (1991). Opinión técnica relativa a la factibilidad de explotación de pepino de mar, erizo de mar y caracol púrpura en la costa del estado de Jalisco. Reporte técnico.

- Glockner, A. (2012). Densidad poblacional y estructura de tallas del pepino de mar *Isostichopus fuscus* en tres localidades de Bahías de Huatulco, Oaxaca, México. Tesis de Licenciatura. Universidad del Mar, Puerto Ángel, Oaxaca. 74 pp.
- Hamano, T., M. Amio y K. Hayashi. (1989). Population dynamics of *Stichopus japonicus* Selenka (Holothuroidea, Echinodermata) in an intertidal zone and on the adjacent subtidal bottom with artificial reefs for *Sargassum*. *Aquaculture Science* **37**(3):179-186.
- Hamel, J., R. Ycaza-Hidalgo y A. Mercier. (2003). Larval development and juvenile growth of the Galapagos sea cucumber *Isostichopus fuscus*. *SPC Beche-de-mer Inf. Bull* **18**(1):3-8.
- Hammond, L. (1983). Nutrition of deposit-feeding holothuroids and echinoids (Echinodermata) from a shallow reef lagoon, Discovery Bay, Jamaica. *Marine ecology progress series. Oldendorf* **10**(3):297-305.
- Hauksson, E. (1979). Feeding biology of *Stichopus tremulus*, a deposit-feeding holothurian. *Sarsia* **64**(3):155-160.
- Hearn, A., P. Martinez, M. V. Toral-Granda, J. C. Murillo y J. Polovina. (2005). Population dynamics of the exploited sea cucumber *Isostichopus fuscus* in the western Galápagos Islands, Ecuador. *Fisheries Oceanography* **14**(5):377-385.
- Herrero-Pérezrul, M. D. (1994). Estudio comparativo de la reproducción de *Isostichopus fuscus* (Ludwig, 1875) y *Neothyone gibbosa* (Deichmann, 1941) (Echinodermata: Holothuroidea), en la Bahía de La Paz, Baja California Sur, México Tesis de Maestría. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, La Paz. 100 pp.
- Herrero-Pérezrul, M. D. y E. A. Chávez. (2005). Optimum fishing strategies for *Isostichopus fuscus* (Echinodermata: Holothuroidea) in the Gulf of California, México. *Rev. Biol. Trop* **53**(3):357-366.
- Herrero-Pérezrul, M. D. y H. Reyes-Bonilla. (2008). Weight-Length relationship and relative condition of the holothurian *Isostichopus fuscus* at Espíritu Santo Island, Gulf of California, México. *Rev. Biol. Trop* **56**(3):273-280.
- Herrero-Pérezrul, M. D., H. Reyes-Bonilla y F. García-Domínguez. (1998). Casual hermaphroditism in gonochoric *Isostichopus fuscus* (Ludwig, 1875) (Echinodermata: Holothuroidea) of the southern Gulf of California, Mexico. *Bulletin of marine science* **63**(3):611-615.
- Herrero-Pérezrul, M. D., H. Reyes Bonilla, F. García-Domínguez y C. E. Cintra-Buenrostro. (1999). Reproduction and growth of *Isostichopus fuscus* (Echinodermata: Holothuroidea) in the southern Gulf of California, México. *Marine Biology* **135**(3):521-532.
- Hewitt, D. A. y J. M. Hoenig. (2005). Comparison of two approaches for estimating natural mortality based on longevity. *Fishery Bulletin* **103**(2):433-437.

- Hilborn, R., K. Stokes, J.-J. Maguire, T. Smith, L. W. Botsford, M. Mangel, J. Orensanz, A. Parma, J. Rice, J. Bell, K. L. Cochrane, S. Garcia, S. J. Hall, G. P. Kirkwood, K. Sainsbury, G. Stefansson y C. Walters. (2004). When can marine reserves improve fisheries management? *Ocean & Coastal Management* **47**(3-4):197-205.
- INP. (2000). La pesquería de pepino de mar. Instituto Nacional de la Pesca, SEMARNAT.
- Kaufman, S., T. Johnston, W. Leggett, M. Moles, J. Casselman y A. Schulte-Hostedde. (2007). Relationships between body condition indices and proximate composition in adult walleyes. *Transactions of the American Fisheries Society* **136**(6):1566-1576.
- Kerr, A. M. (2000). Holothuroidea. Sea cucumbers. The Tree of Life Web Project. Recuperado de: <http://tolweb.org/Holothuroidea/19240/2000.12.01>.
- Kerr, A. M. y J. Kim. (2001). Phylogeny of Holothuroidea (Echinodermata) inferred from morphology. *Zoological Journal of the Linnean Society* **133**(1):63-81.
- Kerstitch, A. N. (1989). *Sea of Cortez marine invertebrates: A guide for the Pacific coast, Mexico to Ecuador*. Sea Challengers, California. 120 pp.
- Larrañeta, M. (1979). Mortalidad natural de la sardina de la pesquería de Castellón. *Investigaciones pesqueras* **42**(2):401-408.
- Lawrence, J. M. (1987). *A functional biology of echinoderms*. Johns Hopkins University Press, California. 340 pp.
- Lincoln-Smith, M., K. Pitt, J. Bell y B. Mapstone. (2006). Using impact assessment methods to determine the effects of a marine reserve on abundances and sizes of valuable tropical invertebrates. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **63**(6):1251-1266.
- Maluf, L. Y. (1988). *Composition and distribution of the central eastern Pacific echinoderms*. Natural History Museum of Los Angeles County. 142 pp.
- Massó, J. A. R. (1990). Evaluación de las poblaciones silvestres del recurso pepino de mar en Bahía de San Carlos, Punta Trinidad, Isla Tortuga, San Marcos, Tierra de Tepetates, Punta Chivato, Bahía San Nicolás y Ensenada Blanca (inédito). Reporte técnico.
- Mercier, A., R. H. Ycaza y J.-F. Hamel. (2007). Long-term study of gamete release in a broadcast-spawning holothurian: predictable lunar and diel periodicities. *Marine Ecology Progress Series* **329**(1):179-189.
- Moriarty, D. (1982). Feeding of *Holothuria atra* and *Stichopus chloronotus* on bacteria, organic carbon and organic nitrogen in sediments of the Great Barrier Reef. *Marine and Freshwater Research* **33**(2):255-263.

- Nuño-Hermosillo, A. (2003). Ecología poblacional, ciclo reproductivo e historia de la pesquería del pepino de mar *Isostichopus fuscus* (Ludwig, 1875)(Echinodermata: Holothuroidea) en Bahía Chamela, Jalisco, México. Tesis de Maestría. Universidad de Guadalajara. 121 pp.
- OceanColorWeb. (2014). Aqua MODIS Sea Surface Temperature (daytime). Recuperado de: <http://oceancolor.gsfc.nasa.gov/cgi/l3>.
- Orbe, M. (1991). Prospección sobre holoturias en la costa michoacana. Reporte técnico.
- Pauly, D., V. Sambilay Jr y S. Opitz. (1993). Estimates of relative food consumption by fish and invertebrate populations, required for modelling the Bolinao reef ecosystem, Philippines. Pages 236-225 in Trophic Models of Aquatic Ecosystems. V. Christensen and D. Pauly (eds.) ICLARM Conference Proceedings.
- Pennington, M. (1996). Estimating the mean and variance from highly skewed marine data. *Fishery Bulletin* **94**(3):498-505.
- Pérez-Plascencia, G. (1995). Crecimiento y reproducción del pepino de mar *Parastichopus parvimensis* en la Bahía de Todos Santos, Baja California, México. Reporte técnico.
- Poot-Salazar, A., Á. Hernández-Flores y P.-L. Ardisson. (2014). Use of the SLW index to calculate growth function in the sea cucumber *Isostichopus badionotus*. *Nature. Scientific reports* **4**(5151):1-7.
- Preston, G. L. (1993). "Beche-de-mer". In A. Wright y L. Hill, (Eds.) *Nearshore marine resources of the South Pacific: Information for fisheries development and management*. 371-401 pp. International Centre for Ocean Development, Canada.
- Purcell, S. W., A. Lovatelli y M. Vasconcellos. (2010). *Managing sea cucumber fisheries with an ecosystem approach*. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome. pp.
- Ramírez-Soberón, G., M. C. Fajardo-León, J. A. R. Massó, A. I. Aguilar y A. G. Gutiérrez. (2001). "Pepino de mar". In A. Cisneros, L. F. Belendez, E. Zarate, M. T. Gaspar, L. C. González, C. Sucedo, y J. Tovar, (Eds.) *Sustentabilidad y pesca responsable en México: Evaluación y manejo*. 851-874 pp, México.
- Reyes-Bonilla, H. (1997). Informe final del Proyecto H216\* Biología poblacional de *Isostichopus fuscus* (Ludwig, 1875)(Echinodermata: Holothuroidea) en el sur del Golfo de California. Reporte técnico, Universidad Autónoma de Baja California Sur.
- Reyes-Bonilla, H. y M. D. Herrero-Pérezrul. (2003). Population parameters of an exploited population of *Isostichopus fuscus* (Holothuroidea) in the southern Gulf of California, México. *Fisheries Research* **59**(3):423-430.



- Reyes-Bonilla, H., M. D. Herrero-Pérezrul, S. González-Romero, A. González-Peralta y Y. Ramírez-Hernández. (2008). Abundance of the brown sea cucumber *Isostichopus fuscus* at the National Park Bahía de Loreto, México. *Rev. Biol. Trop* **56**(3):265-271.
- Roden, G. I. (1964). "Oceanographic aspects of Gulf of California". *Marine Geology of the Gulf of California*. 30-58 pp.
- Safran, P. (1992). Theoretical analysis of the weight-length relationship in fish juveniles. *Marine Biology* **112**(4):545-551.
- Salgado-Castro, L. (1992). Summer evaluation of the commercial resource sea cucumber *Isostichopus fuscus* in Bahía de los Angeles and southern and northern adjacent areas in Baja California state, Mexico. Reporte técnico.
- Schroeter, S. C., D. C. Reed, D. J. Kushner, J. A. Estes y D. S. Ono. (2001). The use of marine reserves in evaluating the dive fishery for the warty sea cucumber (*Parastichopus parvimensis*) in California, U.S.A. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **58**(9):1773-1781.
- Shelley, C. (1985). Growth of *Actinopyga echinites* and *Holothuria scabra* (Holothurioidea: Echinodermata) in Papua New Guinea. Pages 297-230 in Proceedings 5th International Coral Reef Congress.
- Shepard-Espinoza, C. y G. D. Danemann. (2008). "Reseña histórica". In G. D. Danemann y E. Ezcurra, (Eds.) *Bahía de Los Ángeles: recursos naturales y comunidad, línea Base*. 147-172 pp. SEMARNAT, INE, Pronatura Noroeste A.C., San Diego Natural History Museum, México.
- Shepherd, S. A., P. Martinez, M. V. Toral-Granda y G. J. Edgar. (2004). The Galápagos sea cucumber fishery: management improves as stocks decline. *Environmental Conservation* **31**(2):102-110.
- Sierra, P. (1994). Prospección de pepino de mar *Stichopus fuscus* en la costa de Oaxaca, México. Resúmenes, CRIP, Manzanillo.
- Singh-Cabanillas, J. y J. Vélez-Barajas. (1996). La pesquería pepino de mar *Isostichopus fuscus* en la costa oriental de Baja California Sur y propuestas de regulación. *Ciencia Pesquera* **1**(12):13-18.
- Sonnenholzner, J. (1997). A brief survey of the commercial sea cucumber *Isostichopus fuscus* (Ludwig, 1875) of the Galapagos Islands, Ecuador. *SPC Beche-de-Mer Information Bulletin* **9**(1):12-15.
- Tagliafico, A., M. S. Rangel y N. Rago. (2011). Distribución y densidad de dos especies de holoturoideos en la isla de Cubagua, Venezuela. *Rev. Biol. Trop* **59**(1):843-852.

- Toral, M. (1996). Biología reproductiva del pepino de mar *Isostichopus fuscus* en la isla Caamaño, Santa Cruz, Galápagos. Tesis de Licenciatura. Universidad de Azuay Cuenca. 68 pp.
- Toral, M. (2001). Monitoreo de las poblaciones de *Stichopus fuscus* antes y después de la temporada de pesca 2000. Reporte técnico, Estación Científica Charles Darwin. Puerto Ayora, Galapagos.
- Toral, M., P. Martínez, A. Hearn y S. Vega. (2003). *Estado poblacional del pepino de mar (Isostichopus fuscus) en la Reserva Marina de Galápagos: Análisis comparativo de los años 1999–2002*. 40 pp.
- Tuwo, A. (2008). "Status of sea cucumber fisheries and farming in Indonesia". In A. Lovatelli, C. Conand, S. W. Purcell, S. Uthicke, J.-F. Hamel, y A. Mercier, (Eds.) *Advances in sea cucumber aquaculture and management*. 49-55 pp. FAO. Fisheries and Aquaculture Technical Paper, Rome.
- Ulate, K. (2011). Comparación de métodos para la estimación de la abundancia poblacional del pepino de mar *Isostichopus fuscus*. Tesis de Maestría. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C., La Paz, Baja California Sur. 117 pp.
- Uthicke, S. y J. Benzie. (2001). Effect of bêche-de-mer fishing on densities and size structure of *Holothuria nobilis* (Echinodermata: Holothuroidea) populations on the Great Barrier Reef. *Coral Reefs* **19**(3):271-276.
- Valdez-Ornelas, V. M., O. Aburto-Oropeza, E. Torreblanca-Ramirez, G. D. Danemann y R. Vidal-Talamantes. (2008). "Recursos pesqueros". In G. D. Danemann y E. Ezcurra, (Eds.) *Bahía de los Ángeles: recursos naturales y comunidad*. 741 pp. SEMARNAT, INE, Pronatura Noroeste, México.
- Vélez, B. (1991). Evaluación del recurso pepino de mar en el área de El Conejo y Punta Benita, Baja California Sur (inédito). Reporte técnico, CRIP, La Paz.
- Walker, B. W. (1960). The Distribution and Affinities of the Marine Fish Fauna of the Gulf of California. *Systematic Zoology* **9**(3/4):123-133.
- Wellington, G. (1974). Ambientes marinos de Galápagos. Reporte Técnico para el Departamento de Parques Naturales y Vida Silvestre, Galápagos.
- Wetherall, J., J. Polovina y S. Ralston. (1987). "Estimating growth and mortality in steady-state fish stocks from length-frequency data". In D. Pauly y G. Morgan, (Eds.) *Length-based methods in fisheries research*. 53-74 pp. ICLARM Conference Proceedings.
- Zar, J. H. (1999). *Biostatistical analysis*. Pearson Education India. 944 pp.

## Anexo

### Anexo 1. Comparación de variables entre periodos.

Variable	Parámetro	Periodo	
		2005-2007	2013
Densidad (ind·m <sup>-2</sup> )	$\bar{X}$	0.33	0.15
	$\sigma$	0.23	0.13
	$\varepsilon$	0.04	0.01
	$\Delta$	0.12	0.07
	$\sigma$	0.09	0.14
	$\varepsilon$	0.02	0.02
Talla (cm)	$\bar{X}$	13.92	17.78
	$\sigma$	3.47	3.78
	mín.	3.5	5.5
	máx.	31.0	34.0
Peso (g)	$\bar{X}$	304.33	303.76
	$\sigma$	136.23	141.88
	mín.	10.0	8.0
	máx.	890.0	952.0
Kn	a	3.82	1.92
	b	1.66	1.73
	$\bar{X}$	1.05	1.08
	$\sigma$	0.32	0.27
	mín.	0.08	0.11
	máx.	2.26	2.62
	K	0.27	0.26
	L $\infty$	33.25	35.74
Edad (años)	$\bar{X}$	2.08	2.75
	$\sigma$	0.78	1.32
	mín.	0.41	0.64
	máx.	9.97	11.62