



“Evaluación de la dinámica poblacional en las especies de camarones penéidos de importancia comercial para la pesquería en la costa norte de Nayarit y Sinaloa (Pacífico Central Oriental)”

T E S I S

que para obtener el grado académico de
MAESTRA EN CIENCIAS
(BIOLOGÍA)

P r e s e n t a

Bióloga Gabriela Elvira Romero Moreno

Director de tesis: Dr. Juan Madrid Vera

Comité Tutorial: Dr. Adolfo Gracia Gasca
Dr. Michel Hendrickx Reners

Jurado:
Dra. Martha Gabriela Gaxiola Cortés
Dra. Maite Mascaró Miquelajauregui

México, DF. 2009



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

HOJA DE DATOS DE JURADO

1. Datos del alumno

Romero
Moreno
Gabriela Elvira
55730205
Universidad Nacional Autónoma de México
Instituto de ciencias del Mar y Limnología
Maestría en Ciencias
098170562

2. Datos del Tutor:

Dr.
Juan
Madrid
Vera

Dr.
Adolfo
Gracia
Gasca

Dr.
Michel
Hendrickx
Reners

Dra.
Martha Gabriela
Gaxiola
Cortés

Dra.
Maite
Mascaró
Miquelajauregui

3. Datos de la Tesis

“Evaluación de la dinámica poblacional en las especies de camarones penéidos de importancia comercial para la pesquería en la costa norte de Nayarit y Sinaloa (Pacífico Central Oriental)”

125p
2009

Mar

Masa inerte
fluido constante,
temperatura oscilante,
amor incontrolable

Fuerza que se impone,
Y !deslumbra en el horizonte!

Ondas con frecuencias
de intensidad que varía
Ondas con longitud
de distancia que oscila

Belleza manifiesta
Lejana, en la cercanía
Belleza que se resguarda
desde el abismo hasta la cima

alivio de la amargura,
fuerza oculta...
que sana

Agradecimientos

Un agradecimiento muy especial al Instituto Nacional de Pesca, por los datos proporcionados, y por brindarme todo el apoyo necesario para realizar mi tesis.

Agradezco profundamente la amistad y el apoyo académico que me brindaron todos los investigadores que formaron parte de mi comité tutorial; la Dra. Maite Mascaró Miquelajauregui, la Dra. Martha Gabriela Gaxiola, el Dr. Michel E. Hendrickx Reners, el Dr. Adolfo Gracia Gasca.

Uno de mis más grandes agradecimientos a mi tutor Dr. Juan Madrid Vera, por todos los conocimientos y por el gran apoyo académico que me brindó, agradezco especialmente su comprensión y amistad, agradezco de manera muy especial por confiar en mí y darme a la posibilidad de ir al Barcelona y poder haber fortalecido mi crecimiento como científica. Otro gran agradecimiento muy especial a mi tutor en Barcelona Dr. Pere Abelló, por su gran apoyo académico, por ser una excelente persona y por brindarme su amistad.

También agradezco a los profesores que fueron unos excelentes maestros, y excelentes amigos (Dra. Nuria Méndez, Dr. Hugo Aguirre, Dr. Carlos Green, Dr. Alberto Salas, Dra. Adela Monreal, Dra. Gloria Vilaclara, Dr. Manuel Alcocer).

Agradecimiento especial al personal del posgrado campus Mazatlán Natalia, Magali, Clara, Carlos y en el campus de ciudad universitaria Diana, Chantal, Lupita y Gabriela Almaraz... gracias por todas las veces que me brindaron su apoyo.

Por supuesto, mi más profundo agradecimiento a las personas que hicieron posible que iniciara y concluyera mis estudios, gracias por siempre estar conmigo y apoyarme en todo **MIS PADRES y hermanas Rosario y Verónica.**
A toda mi familia.

Agradezco a todas las personas que se encontraron en mi vida durante este proceso (principalmente con quien viví y conviví más de un año en Mazatlán)... que son muy importantes en mi vida, y que sin ellas no habría salido adelante. Un pensamiento especial a la gente que conocí en Barcelona gracias por hacer de ese viaje algo inolvidable. Y no puede faltar un agradecimiento a los amigos, los que me han apoyado durante años, Caro y Abril, Fer y Tavera, Mari, Panda, Lalo, Hugo, Miriam, Hajime.

A toda la gente de la facultad y el instituto, por ser mis colegas, mis compañeros y amigos durante años.

Esta Maestría no hubiera podido ser realizada sin el apoyo de CONACYT, un agradecimiento especial al programa de Becas Mixtas.

I. Dedicatoria y Agradecimientos.....	1-4
II. Índice general.....	5-6
III. Índice de figuras.....	7-8
IV. Índice de tablas.....	9
V. Resumen.....	10

1.	Introducción	
1.1.	Importancia del camarón y su pesquería en México.....	1
1.2.	Dinámica poblacional y evaluación de los recursos pesqueros.....	3
1.3.	Manejo ambiental de los recursos y sus principales indicadores.....	5
2.	Objetivo general.....	7
2.1	Objetivos particulares.....	7
3.	Antecedentes	
3.1	Pesquería de camarón en el Pacífico mexicano.....	8
3.2	Dinámica poblacional.....	9
3.3	Modelos matemáticos.....	11
3.3.1	Análisis multivariado.....	12
3.3.2	Modelo multinomial.....	13
3.3.3	Modelo de von Bertalanffy y modificaciones de Pitcher y MacDonald (1973).....	13
3.3.4	Modelo estructurado por edades o del acervo dinámico.....	14
3.4	Revisión sobre la gestión ambiental.....	15
3.5	Biología de las especies.....	17
3.6	Zona de estudio.....	18
4.	Material y métodos	
4.1	Base de datos de biomاسas (toneladas por lances de capturas).....	22
4.2	Base de datos de estructura de tallas.....	24
4.3	Modelo multinomial.....	27
4.4	Modelo de crecimiento de von Bertalanffy.....	28
4.4. 1	Modificaciones de Pitcher y Mcdonald (1973) al modelo de von Bertalanffy.....	30

4.5	Modelo estructurado por edades: modelo por recluta y clase anual.....	31
5.	Resultados	
5.1	Estructura general de los datos.....	34
5.1.1	Población de camarón azul (<i>Litopenaeus stylirostris</i>).....	36
5.1.2	Población de camarón blanco (<i>Litopenaeus vannamei</i>).....	38
5.1.3	Población de camarón café (<i>Farfantepenaeus californiensis</i>).....	40
5.2	Relación con la temperatura.....	42
5.3	Resultado de los modelos.....	48
5.3.1	Población de camarón azul (<i>Litopenaeus stylirostris</i>).....	49
5.3.2	Población de camarón blanco (<i>Litopenaeus vannamei</i>).....	58
5.3.3	Población de camarón café (<i>Farfantepenaeus californiensis</i>)...	67
6.	Discusión.....	76
6.1	Datos generales.....	77
6.2	Modelos.....	84
7.	Conclusiones.....	97
8.	Literatura.....	100

Índice de figuras

Figura 1. Área de estudio. Se indica la zona de pesca y las localidades de muestreos (• recuadro) consideradas en los análisis (INAPESCA, 2002a; Madrid-Vera et al., 2007).

Figura 2. Zona 30 de pesca de camarón, correspondiente a la costa norte de Sinaloa (tomado de INAPESCA, 2002a; García-Borbón et al., 2005).

Figura 3. Zonas 40 y 60 de pesca de camarón, correspondiente a las costas sur de Sinaloa y norte de Nayarit (tomado de INAPESCA, 2002a; García-Borbón et al., 2005).

Figura 4. Captura en toneladas, cruceros de veda de 1992 a 2005, en la región norte de Nayarit y Sinaloa, México. (Datos proporcionados por el INAPESCA).

Figura 5. Indicadores de la abundancia (toneladas) del camarón azul, blanco y café. Durante el periodo de 1992-2005 en la región norte de Nayarit y Sinaloa, México. (Datos proporcionados por el INAPESCA).

Figura 6. Porcentaje de juveniles, pre-adultos y adultos observados en la población del camarón azul (*Litopenaeus stylirostris*), (A) estuario, (B) ribera (datos del norte de Sinaloa) y (C) altamar en la región del norte de Nayarit y Sinaloa, México.

Figura 7. Proporción acumulada en la estructura de tallas en la población de camarón azul durante las vedas de 1999 a 2006, para la región del norte de Nayarit y Sinaloa, México.

Figura 8. Porcentaje de juveniles, pre-adultos y adultos observados en la población del camarón blanco (*Litopenaeus vannamei*), (A) estuarios, (B) ribera (datos del norte de Sinaloa) y (C) altamar en la región del norte de Nayarit y Sinaloa, México.

Figura 9. Proporción acumulada en la estructura de tallas en la población de camarón blanco durante las vedas de 1999 a 2006, para la región del norte de Nayarit y Sinaloa, México.

Figura 10. Porcentaje de juveniles, pre-adultos y adultos observados en la población del camarón café (*Farfantepenaeus californiensis*), (A) estuarios, (B) ribera (datos del norte de Sinaloa) y (C) altamar en la región del norte de Nayarit y Sinaloa, México.

Figura 11. Proporción acumulada en la estructura de tallas en la población de camarón café durante las vedas de 1999 a 2006, para la región del norte de Nayarit y Sinaloa, México.

Figura 12. Indicadores de la abundancia (toneladas) de la población de camarón azul, en relación a la temperatura media superficial del mar (por región del Niño), durante el periodo de 1992-2005 en la región del norte de Nayarit y Sinaloa, México.

Figura 13. Indicadores de la abundancia (toneladas) de la población del camarón blanco, en relación a la temperatura media superficial del mar (por región del Niño), durante el periodo de 1992-2005 en la región del norte de Nayarit y Sinaloa, México.

Figura 14. Indicadores de la abundancia (toneladas) de la población del camarón café, en relación a la temperatura media superficial del mar (por región del Niño), durante el periodo de 1992-2005 en la región del norte de Nayarit y Sinaloa, México.

Figura 15. Soluciones del Análisis de Componentes Principales. Variables activas (vectores negros) o capturas en toneladas de las poblaciones de las tres especies de camarones penéidos y para las variables suplementarias (vectores grises) o dispersión de la temperatura media superficial del mar por estación climática.

Figura 16. Número de grupos de tallas registradas por año, en las poblaciones de los camarones azul, blanco y café por año de 1999 a 2006 en relación: A) Dispersión de la temperatura media del mar por año; B) Temperatura media del mar por año, en la región del norte de Nayarit y Sinaloa, México.

Figura 17. Modelo multinomial para la longitud total en la población de camarón azul, para los periodos de veda de 1999 a 2006, de la región norte de Nayarit y Sinaloa, México.

Figura 18. Modelos de crecimiento de Bertalanffy y modificaciones (PMcD) para camarón azul de la zona norte de Nayarit y Sinaloa, (gráfica superior). Ajuste de los parámetros y su precisión utilizando las rutinas de verosimilitud, (gráficas inferiores).

Figura 19. Ajuste tridimensional de los parámetros y su precisión utilizando las rutinas de verosimilitud, para el modelo de crecimiento de von Bertalanffy y modelo modificado (PMcD), para camarón azul de la zona norte de Nayarit y Sinaloa.

Figura 20. Modelo de Quinn y Derisso (1999) modificado, para el crecimiento de la cohorte de 20 a 48 semanas, en una corrida de 2000 pruebas, para la población de camarón azul. Se presenta las soluciones acumuladas y su ajuste, se conserva los datos de Chi cuadrada para $p > 0.05$.

Figura 21. Solución de 200 mil corridas para el crecimiento de la cohorte de 20 a 48 semanas, en el modelo de Quinn y Derisso (1999) modificado, para la población de camarón azul.

Figura 22. Modelo multinomial para la longitud total en la población de camarón blanco, para los periodos de veda de 1999 a 2006, de la región norte de Nayarit y Sinaloa, México.

Figura 23. Modelos de crecimiento de Bertalanffy y modificaciones (PMcD) para camarón blanco de la zona norte de Nayarit y Sinaloa, (gráfica superior). Ajuste de los parámetros y su precisión utilizando las rutinas de verosimilitud, (gráficas inferiores).

Figura 24. Ajuste tridimensional de los parámetros y su precisión utilizando las rutinas de verosimilitud, para el modelo de crecimiento de von Bertalanffy y modelo modificado (PMcD), para camarón blanco de la zona norte de Nayarit y Sinaloa.

Figura 25. Modelo de Quinn y Derisso (1999) modificado, para el crecimiento de la cohorte de 20 a 48 semanas, en una corrida de 2000 pruebas, para la población de camarón blanco. Se presenta las soluciones acumuladas y su ajuste, se conserva los datos de Chi cuadrada para $p > 0.05$.

Figura 26. Solución de 200 mil corridas para el crecimiento de la cohorte de 20 a 48 semanas, en el modelo de Quinn y Derisso (1999) modificado, para la población de camarón blanco.

Figura 27. Modelo multinomial para la longitud total en la población de camarón café, para los periodos de veda de 1999 a 2006, de la región norte de Nayarit y Sinaloa, México.

Figura 28. Modelos de crecimiento de Bertalanffy y modificaciones (PMcD) para camarón café de la zona norte de Nayarit y Sinaloa, (gráfica superior). Ajuste de los parámetros y su precisión utilizando las rutinas de verosimilitud, (gráficas inferiores).

Figura 29. Ajuste tridimensional de los parámetros y su precisión utilizando las rutinas de verosimilitud, para el modelo de crecimiento de von Bertalanffy y modelo modificado (PMcD), para camarón café de la zona norte de Nayarit y Sinaloa.

Figura 30. Modelo de Quinn y Derisso (1999) modificado, para el crecimiento de la cohorte de 20 a 48 semanas, en una corrida de 2000 pruebas, para la población de camarón café. Se presenta las soluciones acumuladas y su ajuste, se conserva los datos de Chi cuadrada para $p > 0.05$.

Figura 31. Solución de 200 mil corridas para la cohorte de 20 semanas, en el modelo de Quinn y Deriso (1999) modificado, para la población de camarón café.

Índice de tablas

Tabla 1. Eigenvalores del Análisis de Componentes Principales de la matriz de correlación en las abundancias de las capturas.

Tabla 2. Eigenvectores o soluciones de la matriz de abundancias de las capturas de camarones comerciales por el Análisis de Componentes Principales. Se presentan las soluciones a las variables suplementarias.

Tabla 3. Promedios y desviación estándar de la longitud total en milímetros (mm) para cada una de los grupos de tallas en la población de camarón azul.

Tabla 4. Ajuste de los parámetros poblacionales, para la población de camarón azul para la zona norte de Nayarit y Sinaloa, México.

Tabla 5. Solución de los parámetros poblacionales para una corrida de 2000 pruebas del modelo estructurado por edades (Quinn y Deriso, 1999), para la población de camarón azul.

Tabla 6. Promedios y desviación estándar de la longitud total en milímetros (mm) para cada una de los grupos de tallas en la población de camarón blanco.

Tabla 7. Ajuste de los parámetros poblacionales, para la población de camarón blanco para la zona norte de Nayarit y sur de Sinaloa, México.

Tabla 8. Solución de los parámetros poblacionales para una corrida de 2000 pruebas del modelo estructurado por edades (Quinn y Deriso, 1999), para la población de camarón blanco.

Tabla 9. Promedios y desviación estándar de la longitud total en milímetros (mm) para cada una de los grupos de tallas en la población de camarón café.

Tabla 10. Ajuste de los parámetros poblacionales, para la población de camarón café para la zona norte de Nayarit y Sinaloa, México.

Tabla 11. Solución de los parámetros poblacionales para una corrida de 2000 pruebas del modelo estructurado por edades (Quinn y Deriso, 1999), para la población de camarón café.

“Evaluación de la dinámica poblacional en las especies de camarones penéidos de importancia comercial para la pesquería en la costa norte de Nayarit y Sinaloa (Pacífico Central Oriental).”

Resumen

Los efectos de la pesquería del camarón deben ser estudiados y evaluados para entender sus relaciones con el ecosistema, y mejorar el manejo del recurso. La captura de camarón en el Pacífico mexicano se compone principalmente del camarón azul (*Litopenaeus stylirostris*), camarón blanco (*L. vannamei*) y camarón café (*Farfantepenaeus californiensis*), que son nuestro objeto de estudio. En este trabajo se analizan la estructura de tallas y la abundancia de las capturas de la población. Las frecuencias de tallas fueron analizadas mediante modelos multinomiales. El intervalo de longitud total en la población de camarón azul va de los 45mm a los 245mm, con 16 grupos de tallas o edad. El intervalo de longitud total en la población de camarón blanco va de los 35mm a los 230mm, con 15 grupos de tallas. El intervalo de longitud total en la población de camarón café va de los 55mm a los 240mm, con 13 grupos de tallas. Se construyeron los modelos de Bertalanffy, en su forma estándar y oscilatoria, las longitudes infinitas de las tres especies van de los 218mm a 290mm para todos los modelos, las tasas de crecimiento van de 0.024mm/semana a 0.06mm/semana. Se obtuvieron las relaciones de peso y longitud. Utilizando como base los parámetros estimados en los modelos anteriores se construyeron los modelos del acervo dinámico. En la población de camarón azul el grupo de edad mejor representada fue el de 24 semanas, la densidad promedio se estimó en 5 millones de individuos con una biomasa de 369 toneladas; Esta cohorte representa el 14.76% respecto al total de la biomasa. En la población de camarón blanco el grupo mejor representado fue el de 28 semanas, la densidad promedio se estimó en 4 millones de individuos con una biomasa de 270 toneladas; Esta cohorte representa 13.5%, respecto al total de la biomasa. En la población de camarón café el grupo mejor representado fue el de 20 semanas, la densidad promedio se estimó en 14 millones de individuos con una biomasa de 800 toneladas; Esta cohorte representa 13.33% respecto al total de la biomasa.

.Palabras claves: camarones penéidos, dinámica poblacional, pesquería de camarón, estructura de tallas.

Introducción

En la actualidad una gran proporción de las poblaciones de invertebrados en el mundo son objeto de una intensa explotación y en algunos casos sobreexplotación, según la FAO (2004) se estima que alrededor de 50% de los recursos de la pesca en el mundo están completamente explotados, y 25% sufren explotación excesiva o se encuentran agotadas y necesitan estudios científicos para tomar medidas urgentes sobre la ordenación y poder ser recuperadas. Según las instituciones encargadas del manejo y explotación de los recursos marinos, éstos son recursos naturales auto-renovables propiedad de la nación, que el Estado administra y regula para su aprovechamiento a través de la pesca, como una actividad extractiva generadora de riqueza, empleo y bienestar para la población (FAO, 2003).

1.1 Importancia del camarón y su pesquería en México

Los camarones son organismos crustáceos del orden Decapoda, familia Penaeidae y del género *Litopenaeus* y *Farfantepenaeus*. Comparten algunas características en su biología (Pérez-Farfante y Kensley, 1997). Las especies de penéidos comerciales más importantes del Pacífico mexicano son *Litopenaeus stylirostris* (camarón azul), *Litopenaeus vannamei* (camarón blanco) y *Farfantepenaeus californiensis* (camarón café) (SAGARPA, 2003; SEMARNAT, 2006). Durante su ciclo de vida los camarones del género *Litopenaeus*, habitan en ambientes marinos y de estuarios (FAO, 1992; Hendrickx, 1996; Morales-Bojórquez, 2005; Ramos-Cruz *et al.*, 2006) y los del género *Farfantepenaeus* no necesariamente tienen que penetrar en sistemas estuarinos (Ramos-Cruz, 2000; Ramos-Cruz *et al.*, 2006), sin embargo se ha documentado que tal proceso si sucede (INAPESCA 2001, 2002, 2003, 2004, 2005; Valenzuela-Quiñónez *et al.*, 2006)

Las especies *Litopenaeus* comparten su ciclo de vida entre los ambientes marino y lagunar, y algunas otras características biológicas (Aragón-Noriega, 2007; Caetano da Costa, y Fransozo, 2004; Gracia, 1991,1996; Hendrickx,

1986, 1996; INP, 2002; Pérez-Farfante y Kensley, 1997; Polanco, 1988; Ramos-Cruz, 2000). Una de las más sobresalientes esta relacionada con la biología reproductiva de estos penéidos, ya que son camarones con télico abierto, que es una modificación en las hembras de los últimos 2 o 3 segmentos torácicos y que funciona para transferir los espermátóforos y después escudar el receptáculo seminal que les da una ventaja en su biología reproductiva. (Pérez-Farfante y Kensley, 1997). Las especies *Farfantepenaeus* poseen un télico cerrado. *Litopenaeus vannamei* (camarón blanco) de las tres especies citadas, es la que está más asociada a estuarios (Hendrickx, 1996).

Debido a la gran importancia de estos organismos y el impacto que genera la pesquería de los mismos, existe una gran diversidad de trabajos relacionados con este recurso y de institutos que trabajan con el camarón y su pesquería en el Pacífico mexicano. El ahora Instituto Nacional de la Pesca, INAPESCA, desde su creación en 1960 ha tenido como propósito generar el sustento para impulsar el desarrollo de la actividad pesquera y acuícola en México, realizando importantes investigaciones y evaluando las poblaciones de diferentes especies de importancia comercial, incluyendo los camarones penéidos objeto de estudio de esta investigación.

Los trabajos sobresalientes sobre el tema incluyen las "Claves ilustradas para la identificación de los camarones comerciales de América Latina" de Pérez-Farfante (1970), trabajos posteriores sobre la taxonomía y biodiversidad realizados por Hendrickx (1986,1996-1999), trabajos sobre ecología y evaluación pesquera, tales como los realizados por Gracia (1989, 1991, 1992, 1995, 1996, 1997, 1999). Los dictámenes del INAPESCA que evalúan la pesquería de camarón, la estructura y la composición de las poblaciones de camarón del Pacífico mexicano, son los antecedentes que sustentan este trabajo.

De acuerdo con el Anuario Estadístico de Pesca para el año 2002 (SAGARPA, 2003), del total de los recursos pesqueros mexicanos, la vertiente del Pacífico contribuye con alrededor del 80% de las capturas en la pesquería nacional de camarón. La Carta Nacional Pesquera 2004, indica que en la pesquería

participan 1,371 embarcaciones mayores y 12,339 menores (INP-CONAPESCA, 2007).

Las zonas de mayor captura del camarón de alta mar en el Pacífico mexicano son las costas de los estados de Sonora y Sinaloa, que tienen una plataforma continental angosta, de fondo areno-fangoso, donde se puede arrastrar las redes sin peligro (FAO, 1986).

La pesca del camarón en México se encuentra sobreexplotada y sobrecapitalizada, y ha habido una reducción evidente en la producción camaronera debido a la disminución de las poblaciones silvestres (Arreguín-Sánchez *et al.*, 2008; Gracia, 1989, 1991, 1996; INP-CONAPESCA, 2007; Madrid-Vera *et al.*, 2001a; SAGARPA, 2003; SEMARNAT, 2006).

Además, los artes de arrastre utilizados para la captura de camarón están considerados como ecológicamente poco amables con los ecosistemas marinos debido a su escasa selectividad e impacto sobre el fondo (Gracia, 1989, 1996). Tan sólo en el año 2000 se estimó que el descarte de fauna de acompañamiento de esta pesquería (es decir, las diversas especies atrapadas en redes camaroneras y regresadas al mar, ya sean muestras, dañadas o vivas) ascendió a 190,798 toneladas (Arreguín-Sánchez, 2008; Madrid-Vera *et al.*, 2001a; SEMARNAT, 2006).

1.2 Dinámica poblacional y evaluación de los recursos pesqueros

La ecología distingue diferentes niveles de organización y jerarquía, empezando por el nivel de organismos, pasando por el de especie hasta llegar al nivel de ecosistema. El nivel de especie, se reconocen como el que conforma las poblaciones, definidas estas como el conjunto de organismos que comparten el mismo espacio en un período determinado. La dinámica de poblaciones se encarga de estudiar el comportamiento de las poblaciones a

través del tiempo (Frank y Leggett, 1994; Hanski y Gilpin, 1997; Hilborn y Mangel, 1997; Maass, 2003; Pisanty, 2003).

La dinámica de las poblaciones locales y regionales está marcada por las tasas de natalidad, mortalidad, migración, dispersión, depredación (factores bióticos) y ambientales (Pisanty, 2003). Puede haber diferencias, en la estructura de categorías entre las poblaciones, aun cuando haya una continuidad genética considerable. En los sistemas marinos, la dinámica poblacional también es afectada por la pesca y es necesario considerar dentro del estudio la mortalidad por pesca (Ferrandis, 2007; Ferrandis y Hernández, 2007; Pisanty, 2003).

La modelación matemática es la herramienta actual que nos ayuda a estudiar la dinámica de las poblaciones, y a predecir su comportamiento. La modelación matemática es una herramienta imperfecta, pero muy potente y usada para explorar las consecuencias de varios planes de manejo y políticas ambientales (Francis *et al.*, 2007).

La evaluación de la pesquería necesita de estudios científicos para conocer la disponibilidad del recurso; ésta se obtiene mediante de métodos sofisticados de estimación (modelación matemática) que puedan ser usados para saber el comportamiento y la respuesta del stock en relación a las variables ambientales (Beverton y Holt, 1995; Beddington *et al.*, 2007b).

En general, para evaluar los recursos pesqueros y construir un plan de manejo ambiental la FAO (2003) considera necesario: disponer de bases de datos apropiadas, llevar a cabo los análisis adecuados, realizar proyecciones a corto y largo plazos de las capturas y de los stocks, determinar los puntos de referencia biológica a largo plazo, estimar los efectos a corto y a largo plazo en las capturas de los stocks para diferentes estrategias de explotación pesquera, entre otros.

La evaluación pesquera, además de las condiciones necesarias mencionadas, hace uso de puntos de referencia biológica y puntos de referencia pesquera (Caddy y Mahon, 1996; Ferrandis y Hernández, 2007). Los puntos de

referencia biológicos se refieren a la biomasa por recluta y al rendimiento por recluta, usados en el manejo ambiental (Ferrandis y Hernández, 2007). Los segundos indicadores usados en todas las dinámicas de poblaciones son la esperanza de vida, la vida media residual y la mediana del tiempo de supervivencia. La mortalidad por pesca, la mortalidad natural y la mortalidad total son puntos de referencia pesqueros (Ferrandis y Hernández, 2007). Otro parámetro de referencia es la edad crítica definida como la biomasa esperada y la evolución de una cohorte (Ferrandis y Hernández, 2007). En esta última perspectiva es en la que se pudiera ubicar este trabajo.

Podemos sintetizar, que dependiendo de las bases de datos disponibles, se va a determinar el tipo de modelo a utilizar (FAO, 2003).

1.3 Manejo ambiental de los recursos y sus principales indicadores

Las poblaciones humanas y sus demandas de tierra, energía y recursos naturales están en crecimiento exponencial, creando gran presión sobre los ecosistemas. La dirección de este problema, necesita un manejo de estrategias holísticas, basadas en el manejo de ecosistemas (Arkema *et al.*, 2006). En algunos casos existe información limitada y mucha incertidumbre acerca del estado de las poblaciones (Hanski *et al.*, 1997; Hanski, 1998; Madrid-Vera *et al.*, 2001a).

En este sentido, la planeación de medidas de investigación y su manejo es una tarea delicada con objetivos claros en la gestión ambiental. Las dificultades técnicas y prácticas para mantener los stocks en sus niveles óptimos de producción así como las experiencias de stocks colapsados, han llevado al desarrollo de un protocolo para la gestión de los recursos renovables que se conoce como “principio de precaución o principio precautorio”, el cual hace referencia a poner énfasis en proteger a los ecosistemas no perturbados o con un nivel bajo de perturbación, por encima de restaurar los que están en un nivel muy alto de perturbación (Jones, 1996). Este principio se origina en la

Declaración de Rio de Janeiro 1992 en su principio 15, el cual menciona: “Para proteger al medio ambiente, el Principio de Precaución deberá de ser aplicado por los estados. Donde haya riesgo de daños serios o irreversibles, la falta de conocimiento científico no será usada como razón para retrasar la toma de medidas efectivas que nos protejan de la degradación ambiental” (Jones, 1996).

Es difícil implementar los criterios de manejo ecológico (Kremen, 2005), debido principalmente a que los objetivos del manejo incorporan más elementos de criterio humano que ecológico. Sin embargo, es necesario enfatizar los criterios del servicio ecológico en los objetivos del manejo de los ecosistemas, en lugar de sólo utilizar criterios estrictamente económicos (Arkema *et al.*, 2006).

Parte fundamental del conocimiento, es el análisis de la dinámica poblacional y la evaluación del stock, informaciones que se investigarán en este estudio en las poblaciones de camarones penéidos de mayor importancia comercial para las costas del Pacífico mexicano y por el efecto que pueden tener sobre los ecosistemas marinos de la región.

2. Objetivo general

Analizar la dinámica poblacional en las especies más abundantes de camarones penéidos comerciales del Pacífico Central Oriental (costa norte de Nayarit y Sinaloa): *Litopenaeus vannamei*, *L. stylirostris* y *Farfantepenaeus californiensis*, mediante un modelo que integre diferentes componentes de la población y discutir los resultados mediante un enfoque de manejo de ecosistemas.

2.1 Objetivos particulares

Evaluar la biomasa de estas tres especies.

Estudiar la estructura de tallas de estas tres especies.

Relacionar la estructura de tallas y la biomasa de estas tres especies en relación a la temperatura.

Comparar la dinámica poblacional entre estas tres especies.

3. Antecedentes

La integración de la dinámica poblacional con el uso de modelos básicos, con un enfoque de manejo de ecosistemas ha sido de gran utilidad en las últimas décadas, debido a los problemas ecológicos presentes en el manejo de pesquerías (Grumbine, 1994). Dentro de las causas de los problemas ecológicos en los ecosistemas marinos podemos encontrar la sobrepesca y las variaciones océano-climatológicas, a priori como las más relevantes, que afectan la estructura poblacional de los organismos que componen las comunidades explotadas (FAO, 2004).

3.1 Pesquería de camarón en el Pacífico mexicano

El camarón ha sido desde hace tiempo un recurso de importancia económica y social para nuestro país. Por su importancia, este recurso en 1928 por primera vez se reservó su explotación exclusivamente a pescadores ribereños organizados en cooperativas (FAO, 1992; Polanco *et al.*, 1988;), es decir, este grupo de especies forman parte del conjunto al que la legislación mexicana definió “especies reservadas”, cuya explotación asigna exclusividad a favor de grupos de ciudadanos económicamente desprotegidos y organizados en sociedades cooperativas, con el objeto de propiciar su incorporación al desarrollo nacional (FAO, 1992; Polanco *et al.*, 1988).

Ésta disposición gubernamental se limitaba entonces a la zona estuarina del sur de Sinaloa y del norte de Nayarit, pero en 1930 otro decreto se extendió a todo el Estado de Sinaloa y Sonora, en el Pacífico mexicano (FAO, 1992).

La importancia de éste recurso radica en el hecho de que ha significado para México uno de los productos que mayores divisas genera al país por su exportación. Así, durante la década de 1976 a 1986, México fue el principal abastecedor del crustáceo al mercado de los Estados Unidos. (FAO, 1992; Polanco *et al.*, 1988). Las relaciones entre cooperativas y armadores formaron uno de los capítulos más importantes de la historia social y económica de la

pesca mexicana, capítulo superado a raíz de que la flota camaronera privada fue transferida al sector cooperativo en 1981–1982 (FAO, 1992; Polanco *et al.*, 1988).

Diversos problemas asociados con la pesquería del camarón fueron apareciendo a raíz del aumento del esfuerzo pesquero que han hecho necesario profundizar en la investigación. A partir de 1995 el Instituto Nacional de la Pesca empezó a utilizar modelos cuantitativos basados en la biología y dinámica de diferentes especies para sugerir fechas de inicio y cierre de las vedas estacionales a los responsables de la toma de decisiones y al sector pesquero (Dictamen INAPESCA, 2001-2002). Ramírez-Rodríguez *et al.*, (2000) documentan la caída de la pesquería del camarón rosado (*Farfantepenaeus duorarum*), con una disminución de 20,000 t (década de los 80s) a casi 5,000 en la última década (INAPESCA, 2007).

Los resultados de las investigaciones del INAPESCA (2002) comprueban que en nuestra zona de estudio, Sinaloa, el camarón azul se encuentra en el límite sustentable con una biomasa del 10% abajo del $Bo/2$ ($Bo/2$, quiere decir que la biomasa de la población se encuentra a la mitad de lo que tendría en su condición virgen), el camarón blanco es el stock más deteriorado del Pacífico presenta una biomasa al 25% del $Bo/2$, y el camarón café esta en el límite sustentable con una biomasa 10% abajo del $Bo/2$. Aunado a lo anterior, el deterioro severo (natural y antropogénico) de los sistemas lagunares costeros ha provocado disminución de la producción (Beltrán-Pimienta y Retamoza-Leyva, 2003; INP 2001, INP, 2001-2002).

3.2 Dinámica poblacional

La dinámica poblacional hace uso de modelos básicos con un enfoque de manejo de ecosistemas, que es de gran utilidad en las últimas décadas, debido a los problemas ecológicos de la actualidad (Grumbine, 1994).

Una de las formas para analizar las poblaciones, como en el presente trabajo, consiste en analizar proporciones y compararlas con los datos históricos

disponibles, a través de programas que estimen el total de la captura para el/los stock de especies comerciales.

Estimadores como la biomasa, la mortalidad natural y por pesca, el crecimiento y la estructura de tallas son necesarios para evaluar el impacto de la pesquería sobre especies no comerciales y sobre el ecosistema, así como poder evaluar el impacto de la pesquería para proponer técnicas de manejo y medidas regulatorias que reduzcan la mortalidad e incrementen el tamaño de las poblaciones y el diseño de las áreas naturales protegidas con un enfoque integral (Ferrandis, 2007; Ferrandis y Hernández, 2007; Madrid-Vera *et al.*, 2001a; Madrid-Vera *et al.*, 2007).

Para mantener una población sana y equilibrada, económicamente sustentable, podemos indicar que la edad y el tamaño de los organismos en la estructura de la población son muy importantes, al igual que la magnitud de la biomasa, para proveer una captura sustentable y para que el ecosistema siga su ruta natural de evolución (Francis *et al.*, 2007). Este criterio ha sido utilizado en este trabajo para considerarlo en el análisis de las poblaciones.

Sin embargo, es complicado mantener esta estructura contemplando la complejidad de un ecosistema, por que la captura en la pesquería es multiespecífica (Arellano-Torres *et al.*, 2006; FAO, 2004; Gil-López y Sarmiento-Náfat, 2003; Madrid-Vera *et al.*, 2007), y la captura óptima para una especie podría ser insostenible para otra, debido a las interacciones entre las poblaciones que componen la pesca. La estructura de edades en la población tiene una dinámica espacial compleja. Así, estudios teóricos han demostrado que la dinámica poblacional puede generar patrones espaciales complejos (Hassell *et al.*, 1994). Los patrones espaciales complejos en modelos espaciales explícitos localizan éstas interacciones y un intervalo de migración restringida de los individuos.

Para mantener la estructura de edades en la población, se puede considerar tres puntos: primero, obtener capturas con intervalos sustentables, que puedan ser eficientes económicamente; segundo, implementar límites reales en la en el

tamaño de pesca de organismos tanto pequeños como grandes; y tercero, implementar áreas naturales protegidas para que sirvan de refugio a organismos maduros y de gran tamaño y así mantener la estructura del stock y asegurar su subsistencia (Bohnsack, 1998; Clark *et al.*, 1979; Pattillo, 1997). Sin embargo, usar áreas naturales protegidas como método principal olvidando la integración de disciplinas no es totalmente efectivo, y hay que tener en mente que el manejo ambiental debe ser holístico. (Beddington *et al.*, 2007a; Hilborn *et al.*, 2004; Hilborn y Mangel, 1997; Roberts *et al.*, 2005; Stefansson *et al.*, 2003).

Puede ser viable cerrar físicamente algunas áreas de crecimiento y crianza de las especies afectadas. Esta clausura podría lograrse usando arrecifes artificiales en las zonas donde legalmente está prohibida la pesca de arrastre, tal y como las áreas cercanas a la línea de costa a unos 9m de profundidad. Dicha medida tendría la prioridad de reducir la mortalidad de la comunidad de organismos y mantener la estructura del stock (Madrid-Vera *et al.*, 2007; Santaella-Álvarez y Revenga-Martinez de Pazos, 1996; Serra-Perris y Medina-Folgado, 1988).

3.3 Modelos matemáticos

La disponibilidad del recurso requiere de métodos sofisticados de estimación, que puedan ser usados para el conocimiento de la respuesta del stock en relación a las variables ambientales (Beverton y Holt, 1957; Beddington *et al.*, 2007b). Éstos métodos se basan en la construcción de modelos para explicar “fenómenos”, los cuales son observados para establecer relaciones, causas (factores) y explicaciones sobre la evolución con el tiempo (FAO, 2003); Burgman *et al.*, (1993) definen un modelo como: una representación simplificada de la naturaleza, que nos permite explicar sistemas complejos donde varios procesos operan simultáneamente, es decir, es una síntesis del conocimiento; el conjunto de ecuaciones que representan los procesos en los que estamos interesados es a lo que llamamos un modelo matemático (véase Jones, 1996). Levin (1998a; 1998b), establece que “Todos los ecosistemas son

sistemas adaptables complejos, gobernados por la selección local y por principios termodinámicos similares”, y esto es la base del camino para la construcción de modelos de un ecosistema, (Hanski, 1998; Levin, 1998a) y en 1970 define las metapoblaciones y propone el primer modelo.

El problema del estudio ecológico es que, frecuentemente los datos presentan dos problemas: la gran variación en la abundancia o en la composición de datos, y la relación con las variables ambientales que pocos modelos pueden incluir (Ter Braak, 1986). La discusión del problema ambiental debe ser realizada bajo un enfoque ecológico y de conservación, priorizando las condiciones de persistencia de las poblaciones, y enfatizar la restauración de hábitats, que cada vez están más fragmentado (Hanski, 1998).

3.3.1 Análisis multivariado

En estudios ecológicos es importante establecer la relación entre factores ambientales y biológicos, y es de mucha ayuda utilizar las técnicas del análisis multivariado (donde se consideran más de dos variables) porque consideran la variación de la composición de la comunidad o de las poblaciones (Ter Braak, 1986). Un análisis multivariado adecuado es el Análisis de Componentes Principales (ACP) (Ter Braak, 1986) porque los datos son a menudo variables que no sólo están correlacionadas, que son grandes en número, y esto hace que la interpretación de los datos y la detección de su estructura sea difícil; pero con la transformación de las variables originales a un número menor de variables no-correlacionadas mediante el ACP el trabajo se hace más fácil, y cumple con dos objetivos: 1) La reducción del número de variables a un número menor de variables "representativas" y no-correlacionadas y 2) La clasificación de las variables y los casos (manual electrónico, Statistica 7.0).

El razonamiento de la técnica es asumir, ante su previa verificación, una distribución normal o Gausiana. En general los métodos multivariados se clasifican en dos grandes grupos 1) Métodos explicativos y 2) Métodos descriptivos, como el análisis de componentes principales (Ter Braak, 1986).

3.3.2 Modelo multinomial

Cuando tenemos situaciones donde hay más de dos posibles resultados de una observación se utiliza la distribución multinomial (según la teoría de probabilidad, la distribución multinomial es una generalización de la distribución binomial). La teoría multinomial se ha conocido incluso antes de que fuera posible llevarse a cabo, aunque en la práctica, la viabilidad del método tuvo que esperar hasta el uso de la computadora a principios de los años 1950. Halton (1970) presenta una exhaustiva revisión del método (Chandra, 2001).

La distribución multinomial es una distribución discreta que provee de distintas probabilidades por medio de la verosimilitud (Haddon, 2001). Con la distribución multinomial nosotros utilizamos verosimilitudes denotada por $P(m, n | p)$. Con el multinomial, esta debe ampliarse, de forma que en lugar de sólo dos resultados (una probabilidad p) tenemos una probabilidad para cada uno de los posibles resultados k (p_k) en n ensayos (Haddon, 2001).

3.3.3 Modelo de von Bertalanffy (1938) y modificaciones de Pitcher y MacDonald (1973)

August Pütter en 1920 elaboró un modelo de crecimiento que se considera la base para los modelos del crecimiento subsiguiente, incluido el modelo de Ludwig von Bertalanffy propuesto en 1938 (Wiff y Quiñones, 2004). Este modelo es usado para conocer el crecimiento individual y sirve como base para conocer la dinámica de las poblaciones (Wiff y Quiñones, 2004), ha sido ampliamente usado en pesquerías, ya que es usado como sub-modelos en modelos más complejos que describen la dinámica de poblaciones y se ajusta adecuadamente el crecimiento de muchos organismos. (Wiff y Quiñones, 2004).

Después de que von Bertalanffy y Müller hubieran evocado el crecimiento estacional en 1943, Ursin fue el primero en publicar modificaciones al modelo

de Bertalanffy, tomando en cuenta las oscilaciones. Posteriormente, en 1973, se hicieron otras modificaciones al modelo, propuestas por Pitcher y MacDonald (también tomando en cuenta las oscilaciones, utilizadas en este trabajo) (véase Wiff y Quiñones, 2004).

Este modelo de crecimiento (von Bertalanffy 1938) es de tipo exponencial en función al tiempo de vida, es decir, la talla del cuerpo en función de la edad, y ha sido aplicado para muchas especies. En la evaluación ambiental bajo el planteamiento de precaución es necesario medir la incertidumbre, e incluir ésta en los modelos (Cerviño-López, 2004; Haddon, 2001; Hilborn y Mangel, 1997), en este trabajo se utiliza el criterio de Akaike, desarrollado por [Hirotugu Akaike](#) bajo el nombre de "criterio de la información" (AIC) en 1971 (Cerviño-López, 2004; Haddon, 2001) y propuesto en 1974.

3.3.4 Modelo estructurado por edades o del acervo dinámico

Para realizar un modelo estructurado por edades, se utilizan dos principios básicos para representar el cambio en una población, ecuaciones en diferencias y ecuaciones diferenciales. En las ecuaciones en diferencias, el tiempo es visto como un índice en puntos discretos, y en las ecuaciones diferenciales el tiempo es usado como una variable continua (Quinn y Deriso, 1999).

El modelo supone la existencia de la mortalidad, el crecimiento y el reclutamiento, considerando que la dinámica del stock está estructurada según la edad y que el crecimiento es un atributo de la población, de tal forma que es posible utilizar la información de composición por tallas para modelar la dinámica poblacional del stock (Quinn y Deriso, 1999).

3.4 Revisión sobre la gestión ambiental

Durante la historia, la transición de las pesquerías hacia el enfoque de manejo de ecosistemas ha tenido algunas características clásicas del paradigma

Kuhniano del cambio (Kuhn, 1962; discutido por Francis *et al.*, 2007). Un paradigma es un modelo o patrón dentro del cual se lleva a cabo la ciencia, el cambio de Kuhn contiene un cambio de significado que acompaña al cambio de paradigma, tiene una noción de inconmensurabilidad que está en contra de la noción acumulativa de la ciencia. La inconmensurabilidad se da a nivel diacrónico cuando después de un cambio revolucionario se altera el significado de los conceptos. Ahora este cambio en las pesquerías no es enteramente Kuhniano, ya que no se alteran del todo los conceptos y el cambio se da mediante un proceso, solo hay un cambio en el enfoque hacia la sustentabilidad, esto es porque se establece una visión con nuevas ideas, básicamente más progresistas, haciendo referencia a tener un enfoque holístico (integral) en las pesquerías y que se haga de una manera sustentable.

Los primeros esfuerzos internacionales sobre la ecología de sistemas marinos, fueron dados en la Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar (CONVEMAR), celebrada en Ginebra en 1958 y 1960, sin embargo no se firmó ningún acuerdo.

Hacia finales de la década de los 80's, las implicaciones de la estructura espacial y dinámica llegaron a ser extensamente reconocidos a través de la biología (Hanski, 1998). La esencia de la ecología espacial está dada por la estructura espacial de las interacciones ecológicas que afectan a las poblaciones, tanto como lo hacen los índices de natalidad medios y de mortalidad, competencia y depredación (Hanski y Gilpin, 1997; Hanski, 1998). En 1982, la CONVEMAR, reconoce la interdependencia de las especies objetivo con otros organismos marinos y la dependencia de su entorno ambiental (Artículo 61.4 de la CONVEMAR, 1982).

Como respuesta a la conservación y al manejo de los ecosistemas, la FAO monitoreó el estado de la pesquería alrededor del mundo y ha estimado que, desde 1990, aproximadamente un cuarto de los recursos han sido sobreexplotados. (FAO, 2007; García *et al.*, 1996). Posteriormente, en la cumbre de Río de Janeiro, Brasil, en 1992, en el punto tratado sobre el cuidado de la biodiversidad, fueron puestos sobre la mesa medidas sobre el "bienestar

de los océanos”, principalmente en la explotación de los recursos pesqueros. También se examinó el potencial de la aplicación en el principio precautoria de la pesquería, que llegó a ser un tema central internacional adoptado por la UNICEF, ya que es fundamental para el desarrollo sustentable (García *et al.*, 1996). En 1997, el Comité Asesor sobre las Investigaciones Pesqueras (CAIP) de la FAO señaló que, como cambio en las perspectivas de la investigación, uno de los puntos en que debe centrarse la atención era el estudio de los ecosistemas.

En el 2001, se lleva acabo la declaración de Reykjavik, sobre la pesca responsable en el Ecosistema Marino, se menciona la necesidad de fortalecer y sostener la capacidad de ordenación responsable y sostenible en el ecosistema marino. Una de las iniciativas más importantes, en respuesta al monitoreo y a los resultados obtenidos por parte de la FAO, ha sido la Asociación Agua Blanca Agua Azul (*WW2BW*), anunciada en la Cumbre Mundial del Desarrollo Sostenible, realizada en Johannesburgo, Sudáfrica, en septiembre de 2002. En febrero del 2003, periodo de sesiones del comité de la FAO (COFI 25) celebrado en Roma, se puso en manifiesto que el enfoque de la pesca basado en el ecosistema constituía una base para el ordenamiento de la pesquería.

Por todo este panorama, implementar planes de manejo es de carácter urgente. Es necesario investigar y proveer las bases científicas (principalmente el conocimiento acerca de la dinámica poblacional) para proponer un plan de manejo funcional aplicado a la pesquería (Arkema *et al.*, 2006; Beddington *et al.*, 2007a, b; Francis *et al.*, 2007; Madrid-Vera *et al.*, 2001a; Madrid-Vera *et al.*, 2007).

3.5 Biología de las especies

La pesquería del camarón en el Pacífico mexicano, está sustentada en tres especies de penéidos *Farfantepenaeus californiensis*.- (camarón café); *Litopenaeus vannamei* (camarón blanco); *Litopenaeus stylirostris* (camarón

azul); Estas especies presentan similitudes biológicas, como la preferencia de hábitat, ya que han sido registradas con mayor probabilidad en fondos arenosos y arcillosos (Beltrán-Pimienta y Retamoza-Leyva, 2003; Hendrickx, 1996).

De éstas especies la primera (camarón café) es la más importante en las capturas comerciales de la flota de altura en el Pacífico mexicano, conformando alrededor del 65-70 % del total de la captura (INAPESCA, 2007) su distribución abarca desde la bahía de San Francisco, California, E.U.A., hasta Callao, Perú, incluyendo todo el golfo de California y las islas Galápagos, (Hendrickx, 1986). Se encuentra en todo el litoral del Pacífico mexicano, aunque su distribución no es uniforme. Las mayores capturas se obtienen entre las 11 brazas (18.37m) y 40 brazas (66.8m) de profundidad. Se presentan dos periodos reproductivos uno de junio a julio y el segundo de octubre a noviembre (Romero-Sedano, 2004).

Por su parte el camarón blanco, se distribuye desde la bahía de Yavaros, Sonora hasta la frontera con Guatemala, y su distribución no es uniforme en todo el litoral y puede alcanzar las costas del Perú (Méndez, 1981). En los sistemas lagunares del Pacífico norte la proporción de captura es hasta del 95% del total. Las mayores abundancias y capturas se encuentran entre las 5 brazas (8.35m) y 15 brazas (25m) de profundidad (INAPESCA, 2007), pero se han informado de capturas en profundidades de hasta 50 brazas (83.5m). El periodo de reproducción que inicia en mayo y alcanza el máximo en junio, julio y agosto (Beltrán-Pimienta y Retamoza-Leyva, 2003).

Y por último el camarón azul, es la segunda especie de mayor abundancia en la porción central y norte del golfo de California, y la especie dominante en las lagunas, estuarios y bahías ubicados desde el norte de Mazatlán hasta el río Colorado. En general se distribuye desde Punta Abreojos, Baja California Sur, México, hasta Tumbes, Perú, incluyendo el golfo de California (Hendrickx, 1996). La especie prefiere las aguas poco profundas, y en el mar su distribución batimétrica alcanza las 25 brazas (41.75m) de profundidad (INAPESCA, 2007). El período reproductivo en el sur es de de siete meses

(mayo a agosto). En el norte, la reproducción tiene lugar durante un período de cuatro meses aproximadamente el período cálido (Aragón-Noriega, 2007).

3.6 Zona de estudio

La pesquería de camarones penéidos en el Pacífico mexicano abarca desde el alto golfo de California, en el delta del río Colorado, hasta la frontera con Guatemala, incluyendo la costa occidental de Baja California Sur, y los sistemas lagunares a lo largo del Pacífico mexicano. Para fines de evaluación y ordenamiento en las pesquerías de camarón, los investigadores del INAPESCA dividen el Pacífico mexicano en siete zonas de estudio.

En este estudio se analizan las poblaciones de la plataforma continental de los estados de Sinaloa y norte de Nayarit (zonas 30, 40 y 60) (Figura 1). El área de estudio abarca desde punta Ahome, Sinaloa ($25^{\circ}47' N$, $109^{\circ}29' W$) hasta boca Custodio, Nayarit ($21^{\circ}19' N$, $105^{\circ}15' W$).



Figura 1. Área de estudio. Se indica la zona de pesca y las localidades de muestreos (• recuadro) consideradas en los análisis (INAPESCA, 2002a; Madrid-Vera *et al.*, 2007).

Zona 30

Comprende desde punta Ahome hasta punta Cerritos en Mazatlán, Sinaloa, de los 25°47'N , 109° 29'W a los 23°32'N , 106°54'W, se divide en cinco sub-zonas (31,32, 33, 34, y 35). El área abarca hasta las 40 brazas (66.8m) de profundidad, e incluye un área aproximada de 8,631.89 km² (Figura 2).

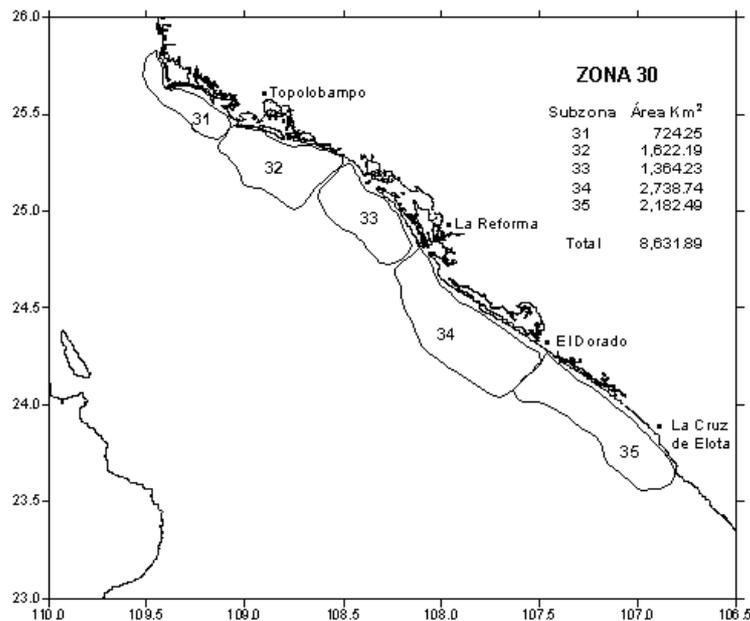


Figura 2. Zona 30 de pesca de camarón, correspondiente a la costa norte de Sinaloa (tomado de INAPESCA, 2002a; García-Borbón et al., 2005).

Zona 40

Abarca de punta Cerritos, Mazatlán, Sinaloa hasta el canal de Cuautla, en Nayarit (22°11'N, 105°45'W). Se divide en dos sub-zonas (41 y 42). El área abarca hasta las 40 brazas (66.8m) de profundidad, e incluye un área aproximada de 2,783.00 km² (Figura 3).

Zona 60

Desde el canal de Cuautla hasta la boca Custodio, Nayarit (21°19'N, 105°15'W). En ella se ubican dos sub-zonas (61 y 62). El área abarca hasta las

40 brazas (66.8m) de profundidad, e incluye un área aproximada de 2,131.00 km² (Figura 3).

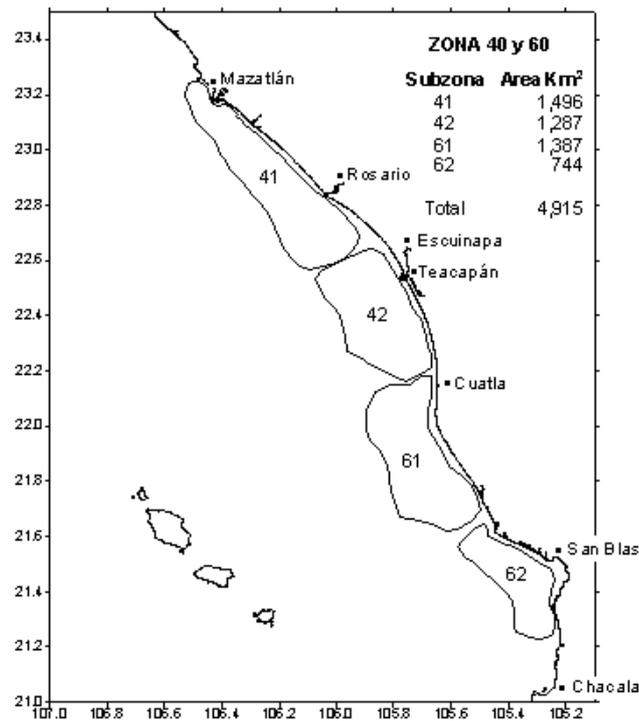


Figura 3. Zonas 40 y 60 de pesca de camarón, correspondiente a las costas sur de Sinaloa y norte de Nayarit (tomado de INAPESCA, 2002a; García-Borbón *et al.*, 2005).

Los muestreos para las tres zonas (30, 40 y 60) incluyen diferentes ambientes:

A) Altamar: zona 3, correspondiente a muestreos fuera de la zona de costa, y una de las zonas más importante a nivel de flota comercial.

B) Estuario: zona 1, corresponde a zonas de aguas protegidas, cercanas a la costa y asociadas a ríos. Esta zona es muy importante estudiarla y saber cómo se encuentra la composición de la población, para saber si está cumpliendo el objetivo de protección de las poblaciones de estas especies.

C) Ribera: zona 2, zona que corresponde a la o a zona costera, zona importante en la economía de las pequeñas flotas o flota artesanal, e importante ecológicamente ya que es la zona de transición entre la etapa oceánica y estuarina, por lo tanto una zona en la que se debe tener importancia particular en la pesca (siguiendo un enfoque de ecosistemas).

4. Material y métodos

En este estudio, el fin último es entender la dinámica de las tres especies de camarones penéidos del Pacífico mexicano, su relación entre ellos y con la temperatura por medio de modelos matemáticos, con la finalidad de obtener información útil para el manejo de ecosistemas. Nuestro enfoque intenta al menos rebasar el enfoque de una sola especie.

En este estudio, lo primero es analizar la distribución de tallas de las especies objetivo, conocer cual es la aportación de cada grupo de tallas, reconocer las modas y saber cual es el grupo más representativo, posteriormente se hace el análisis de crecimiento individual para estimar los parámetros de crecimiento saber la relación peso/longitud. Con todo lo anterior tenemos la posibilidad de resolver un modelo integrativo que prediga la evolución de la cohorte y saber cual es la dinámica de la población y con base en esto definir la salud del stock.

4.1 Base de datos de Biomasa (toneladas por lances de capturas)

La matriz de datos de biomasa fue proporcionados por el INAPESCA, e incluye datos en toneladas por lance de captura en cruceros de veda de 1992 a 2005, y los promedios de temperatura superficial del mar por región (NOAA, 2008), y datos de temperatura superficial del mar por estación climática (datos proporcionados por el INP, 2007).

Esta matriz fue organizada tomando en cuenta los años (filas) y las especies y las temporadas climáticas (columnas), obteniéndose el promedio, la desviación estándar (*DE*) y la mediana general de los datos por columna. Con estos datos, posteriormente se realizó la distribución normal estandarizada (promedio cero y varianza sigma cuadrada) de la biomasa (BM).

El comportamiento de cada una de las poblaciones de camarón fue graficado por separado considerando las capturas en toneladas por temporada de pesca,

en relación con la temperatura superficial del mar por región (Niño 1+2, Niño 3, Niño 3+4, Niño 4).

Se llevó a cabo un Análisis de Componentes Principales (ACP) por medio del programa Statistica 7.0, a partir de de una matriz de correlación. Para relacionar la abundancia por año y las temporadas climáticas.

Este método consiste en organizar una matriz simétrica (correlación o covarianza) e indicar como se relaciona la varianza. Los resultados (gráficos o en datos) obtenidos nos indican qué porcentaje de la varianza es explicada por el primer componente, el segundo, y así sucesivamente. Este análisis tiene sentido si existen altas correlaciones entre las variables, ya que esto es indicativo de que existe información redundante y, por tanto, pocos componentes explicarán gran parte de la variabilidad total, y por lo tanto la confiabilidad del análisis será mayor. Los gráficos obtenidos se muestran en dos dimensiones (manual electrónico, STATISTICA 7.0).

En otras palabras, el objetivo es tomar $P(\mu=0 \text{ y } \sigma^2=1)$ variables correlacionadas (X_1, X_2, \dots, X_p) y encontrar combinaciones de éstas, para producir índices (Z_1, Z_2, \dots, Z_p) que no están correlacionados. Si éstos, no están correlacionados miden Z_p , distintas dimensiones para responder ¿Cuáles son los componentes que intervienen más en la variabilidad del proceso, para entender su estructura?. Z_p son los Componentes Principales, y pretenden explicar la mayor cantidad de varianza posible, para poder comprender la estructura del proceso. Este análisis es sumamente potente sobre todo en estudios ecológicos, ya que podemos incluir en el análisis las variables ambientales.

En este análisis se encuentran los Eigenvalores, que corresponden a la diagonal de la matriz:

$$C = \begin{matrix} C11 & C12 & C1P \\ C21 & C22 & C23 \\ CP1 & CP2 & CPP \end{matrix}$$

La solución para los elementos de la diagonal de la matriz, la varianza de los valores X_i y X_j , son los eigenvalores (la suma de la diagonal) de la solución a la matriz de correlación, los eigenvectores son la solución de los datos respecto a los eigenvalores, es decir son la solución a n dimensiones.

4.2 Bases de datos de Estructura de Tallas

Se capturaron y analizaron todos los histogramas de frecuencia de tallas en las poblaciones de camarones azul, blanco y café, publicados en la página de INAPESCA en la parte de Dictámenes, del año 1999 hasta 2006. A partir de estos datos se obtuvieron:

- a) Una matriz donde se registra la presencia o la ausencia del grupo de talla, matriz madre de “Estructura de Edades”.
- b) Una matriz donde se registra los máximos observados o modas.

Estas matrices se organizaron en Excel, se añadieron los datos de temperatura superficial media del mar (por región del Niño, NOAA, 2008) y se acomodaron a los años correspondientes. Se añadió una columna más a la matriz, donde a cada dato de la temperatura, se le restó la mediana. Del resultado de la transformación, obtenemos la dispersión de la temperatura superficial media del mar.

La matriz madre consta de 2525 datos, de los cuales 900 son correspondientes a la población de camarón azul, 967 corresponden a la población de camarón blanco y 658 corresponden a la población de camarón café. Para la matriz de modas, que pueden representar grupos de tallas, tenemos 1029 datos. De los cuales 362 son correspondientes a la población de camarón azul, 395 corresponden a la población de camarón blanco y 271 corresponden a la población de camarón café. Las tallas están registradas para los meses de junio, julio y agosto en los años de 1999 hasta 2006.

Los datos de las matrices fueron ordenados en una tabla dinámica, con la cual organizamos los datos de distintas formas para hacer diferentes matrices, obteniendo lo siguiente:

- 1) Una matriz de modas o grupos de tallas registradas por año de cada una de las poblaciones de camarones (i.e., azul, blanco y café).
- 2) Una tabla de promedios de la temperatura superficial del mar por año, del promedio de la dispersión por año y del número de modas o máximos por año, en las tres especies de camarones.

Con la matriz de modas, se realizó un análisis gráfico relacionando tallas y estadio (edad) para conocer la estructura de la población. El sustento académico para definir el intervalo de tallas (y asociarle una edad) para cada estadio, se basó en el documento técnico 393 de la FAO (2003), INAPESCA (2001, 2002, 2003, 2004, 2005, 2006), y los artículos de Ramos-Cruz (2000), Ramos-Cruz *et al.*, (2006); Romero-Sedano (2004) y SAGARPA (2007); Los porcentajes se obtuvieron del número de intervalos de tallas presentes en las muestras entre el número total de intervalos de tallas (para cada estadio y zona específica) entre el total registradas para la zona.

Para la población de camarón azul y blanco se definió que los juveniles fueran de 25mm a 120mm, los pre-adultos de 125mm a 180mm y los adultos >180mm según lo establecido FAO (2003), Ramos-Cruz (2000) y por Ramos-Cruz *et al.*, (2006). Para la población de camarón café se definió que los juveniles fueran de 25mm a 75mm, los pre-adultos de 80mm a 155mm y los adultos ≥ 160 mm, ya que las hembras maduras más pequeñas, en estadio III miden 145mm, dejando un intervalo de confianza con un enfoque precautorio sería 160mm, además de que los machos maduros son más pequeños y en este caso la muestra esta mezclada (a sabiendas que hay un fracción reproductora menor) Romero-Sedano (2004) y SAGARPA (2007)**Error! Reference source not found.**

A cada matriz de modas o grupos de tallas registradas por año se aplicó una transformación de datos obteniendo las matrices derivadas o sub-matrices. La primera obtenida es la sub-matriz de datos transformados, cada dato se dividió entre la suma de la columna, es decir, el total de datos por columna. Después se obtuvo la segunda sub-matriz o de datos acumulados, la cual se construyó utilizando los datos de la matriz anterior (sub-matriz de datos transformados) a cada dato se le suma el dato del renglón anterior. De cada una de las matrices de datos acumulados se hacen las gráficas correspondientes.

Matriz madre: $X_{ij} = \text{dato observado}$

Sub-matriz datos transformados

$$(1): pX_{ij} = \frac{X_{ij}}{\sum X_{ij}}$$

Sub-matriz datos acumulados

$$(2): \sum_{i=1}^n \sum pX_{ij} = \frac{pX_{ij}}{\sum pX_{ij}} + \frac{pX_{ij} + 1}{\sum pX_{ij}}$$

4.3 Modelo multinomial

Los grupos de tallas o estimación de las modas observadas en la distribución de las modas o máximos fueron determinados a través del análisis de frecuencias de longitud total (mm).

Se utilizó una distribución multinomial:

$$P\{x_i | n, p_1, p_2, \dots, p_k\} = n! \prod_{i=1}^k \frac{p_i^{x_i}}{x_i!}$$

Donde x_i es el número de veces que un evento i sucede en n muestras, n es el tamaño de la muestra, y P_i son las probabilidades de cada uno de los eventos k posibles (Haddon, 2001).

Para la estimación de los parámetros del modelo, se transforma la ecuación previa en una expresión de verosimilitud como sigue:

$$-\ln L \{x_i | n, p_1, p_2, \dots, p_k\} = \sum_{i=1}^n [x_i \ln(p_i)]$$

El principal supuesto para la estimación de los parámetros es que la distribución de tallas para cada longitud media o modal puede ser estimada con una distribución normal, determinando que cada moda corresponde a un grupo de talla (o cohorte) en la población. Bajo esta condición, las estimaciones de las proporciones relativas esperadas de cada categoría se describen con la función de densidad:

$$p_{L_F} = \frac{1}{\sigma_n \sqrt{2\pi}} \times e^{-\frac{(L_F - \mu_F)^2}{2\sigma_n^2}}$$

Donde μ_F y σ_F son los promedios y la desviación estándar de la longitud total de cada grupo de talla (Haddon, 2001).

Para estimar las frecuencias esperadas y estimar los parámetros del modelo, se contrastan los valores estimados y observados a través de la siguiente función logarítmica de distribución multinomial (Haddon, 2001):

$$-\ln L \{L | \mu_F, \sigma_F\} = -\sum_{i=1}^n L_i \ln(\hat{p}_i) = -\sum_{i=1}^k L_i \ln\left(\frac{\hat{L}_i}{\sum \hat{L}_i}\right)$$

En esta expresión los parámetros μ_F y σ_F corresponden a los promedios y las desviaciones estándar de la longitud total correspondientes a los n promedios que están presentes en la distribución de longitudes de cada periodo (Haddon, 2001). Este fue resuelto maximizando la probabilidad, corriendo con la herramienta del Excel *solver* bajo las condiciones de un criterio de estimación cuadrática, con derivadas progresivas y el algoritmo de Newton. Logrando que el número observado fuera igual al estimado, es decir, que lo que modelamos puede acercarse a la realidad. A esto se le conoce como el método de máxima verosimilitud, fue propuesto por [Fisher \(1890-1962\)](#), las diferencias en la función de verosimilitud se alteran arbitrariamente con la escala de medida (Haddon, 2001; Hilborn y Mangel, 1997; Madrid-Vera *et al.*, 2007; Rochet, 2000).

4.4 Modelo de crecimiento de von Bertalanffy

Para resolver el modelo de crecimiento, se analizó la distribución de frecuencias ó histogramas de altamar de agosto del año 2005 (cada grupo de talla fue calculado por la rutina multinomial, y se obtuvieron μ y s a partir de los cuales se ajustaron lo modelos de crecimiento) para ver los máximos. A estos se les asignó una edad en semanas, apoyada teóricamente, para camarón azul y blanco (FAO, 2003; INP, 2005, 2006, 2007, Ramos-Cruz, 2000; Ramos-Cruz *et al.*, 2006; SAGARPA, 2002) y para camarón café (FAO, 2003; INP, 2005, 2006, 2007; Romero-Sedano, 2004; SAGARPA, 2007). Se buscaron los promedios de cada grupo de talla, representadas en el multinomial.

El modelo de crecimiento de von Bertalanffy utilizado fue la versión clásica del tipo:

$$L_t = L \alpha (1 - \exp(-k(t - t_0)) + e_i$$

Los parámetros pueden interpretarse biológicamente como: (L_∞) L infinita, la talla medida de un organismo muy viejo (en sentido estricto infinitamente viejo), parámetro que también es denominado “longitud asintótica”; “ K ” es el parámetro de curvatura o tasa (coeficiente) de crecimiento $\kappa=1/\text{semanas}$, que

determina la rapidez con la que el pez alcanza L^∞ ; el tercer parámetro, “ t_0 ”, es denominado “tiempo teórico de inicio de crecimiento” o edad hipotética cuando la longitud es igual a cero, que en realidad no tiene una interpretación biológica, y e_i es el error aleatorio con promedio cero y σ^2 desconocida y que se asume se distribuye de manera log normal.

Los parámetros estimados del modelo de crecimiento de von Bertalanffy, son calculados con la siguiente función de verosimilitud, expresada como una función objetivo:

$$-\log L(L_\infty, \kappa, t_0 | data) = -\ln\left(\frac{1}{\sigma\sqrt{2\pi}} \exp\left(-\frac{(Observado - esperado)^2}{2\sigma^2}\right)\right)$$

Donde observado se refiere al valor promedio de longitud del grupo de talla y esperado es el calculado por el modelo de crecimiento.

Para sigma o desviación estándar (σ) la solución analítica propuesta fue:

$$\sigma = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n ((\ln R_o - \ln R_E)^2)}$$

Para un solo parámetro p , el intervalo de confianza es definido como todos los valores de p que satisfacen la siguiente condición:

$$2[L(Y|P_{estimada}) - L(Y|P)] \leq \chi_{1,1-\alpha}^2$$

Donde $2[L(Y|P_{est})]$ representa la estimación de máxima verosimilitud, que satisface a p y $\chi_{1,1-\alpha}^2$ (Haddon, 2001; Hilborn y Mangel, 1997).

4.4.1 Modificaciones de Pitcher y Mcdonald (1973) al modelo de von Bertalanffy

Se hicieron dos modificaciones para el modelo de crecimiento de von Bertalanffy que puede representar el crecimiento estacional de las poblaciones y pueden ser de utilidad en modelos de simulación (Haddon, 2001; Pitcher y Macdonald, 1973).

Las modificaciones que se proponen están descritas en la siguiente ecuación (Haddon, 2001):

$$L_t = L\alpha(1 - \exp\left[C1\sin\left(\frac{2\pi(T - S1)}{52}\right) + C2\sin\left(\frac{2\pi(T - S2)}{P}\right) + k(t - t0) \right]_i)$$

Donde C representa la magnitud de las oscilaciones abajo y arriba de la curva no-estacional de crecimiento, S es el punto en el tiempo a partir de donde comienza la oscilación (relativo a la fase), las constantes k , $L\alpha$ y $t0$ se definen por el modelo original de von Bertalanffy. La variable t es la edad o longitud en Lt el valor de 52, indica el valor de la escala del evento en semanas y son las semanas de un año. P es el periodo del segundo ciclo (Haddon, 2001).

El objetivo general es obtener un balance óptimo entre el modelo y el escenario real del proceso obteniendo una forma óptima de los datos (Haddon, 2001).

4.5 Modelo estructurado por edades: modelo por-recluta y clase-anual

El stock como metapoblaciones, estructurado por edades representa explícitamente una población como un grupo de diferentes intervalos de edades o cohortes (Quinn y Deriso, 1999).

Para poder resolver este modelo se utilizaron los datos de los modelos anteriores. A partir del modelo multinomial se calcularon las proporciones de cada grupo de talla, esta proporción fue multiplicada por la captura total y se obtuvo la biomasa total (conocida la relación peso-longitud se puede conocer el número de individuos por kilogramo y de la razón de este con la biomasa total se obtiene los números para cada cohorte), se obtuvo la edad de la cohorte decidiendo cual era la aportación de cada grupo de tallas para reconocer las modas y saber cual es el grupo más representativo. Los parámetros poblacionales L^∞ , k y t_0 estimados en el modelo de von Bertalanffy modificado. Los estimados de los parámetros de la relación del peso / longitud fueron obtenidos de información disponible en la literatura. La mortalidad considera esta en valores entre 0.03 y 0.2 semanalmente, es decir, si dividimos las 28 semanas entre 1 sería de 0.0357 por semana, para evaluar se le definió como de carácter estocástico, basado en una función aleatorio para un intervalo o función definida.

En el modelo t_r puede ser definido como la edad de interés o de reclutamiento, generalmente N_r es elegida, en algún valor real, en este caso del modelo multinomial. Se examina el efecto de la mortalidad considerando que la mortalidad acumulada sea 1 e incluye a la natural (m) y por pesca (f), de tal modo que $M = m+f$. La talla de entrada, dentro del stock, fue obtenida con base al primer intervalo registrado (Quinn y Deriso, 1999). La mortalidad natural es asumida por ser aleatoria para todas las edades $t \geq t_r$.

El modelo para resolver los cambios en el número de organismos, la biomasa y el tiempo acoplados para resolver el acervo dinámico incluyen a:

$$N(t) = N_r e^{-M(t-t_r)}$$

$N(t)$: Numero de organismos de una cohorte dada la edad t

$N(r)$: Abundancia inicial de la cohorte

M : Mortalidad

t_r : Edad del reclutamiento

t : Tiempo de la edad relativa

$$B(t) = N(t)W(t)$$

$B(t)$: es la Biomasa al tiempo t

$N(t)$: el número al tiempo t

$W(t)$: el peso al tiempo t

$$t^* = t_0 + \frac{1}{k} \ln\left(1 + \frac{\beta}{M/k}\right)$$

t^* : el máximo de la curva de la biomasa

t_0 : tiempo teórico de inicio de crecimiento

β : pendiente de la relación peso/longitud

M : mortalidad

K : tasa de crecimiento

5. Resultados

5.1 Estructura general de los datos

Los promedios de las capturas por año de las poblaciones de camarón blanco, azul y café (en toneladas, periodo de 1992 a 2005) se ajustaron a una distribución normal estandarizada (Figura 4) para obtener una aproximación a la probabilidad ($p \geq 0.05$). Se recompilaron los datos de la abundancia poblacional por especie, reconstruidas a partir de las proporciones de organismos obtenidos en los cruceros de veda del INAPESCA, y a su vez multiplicadas por las capturas señaladas en los avisos de arribo (Figura 4).

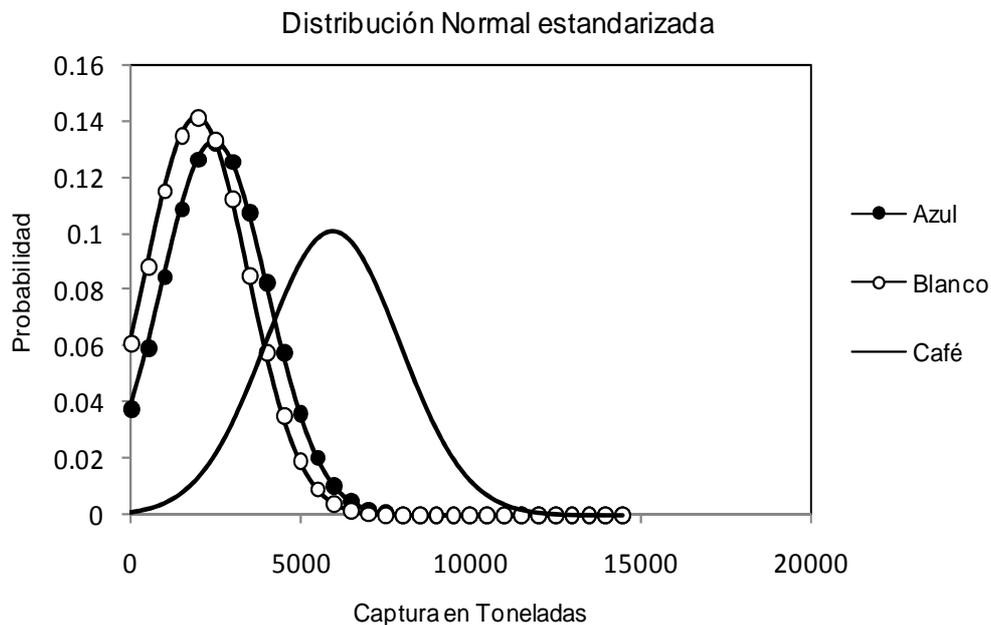


Figura 4. Captura en toneladas, cruceros de veda de 1992 a 2005, en la región norte de Nayarit y Sinaloa, México. (Datos proporcionados por el INAPESCA).

De manera general podemos analizar las capturas históricas en las tres especies. Se observa (Figura 5) que la población de camarón café aumentó en los últimos años y las poblaciones de camarón blanco y azul decrecen drásticamente en los últimos años del análisis.

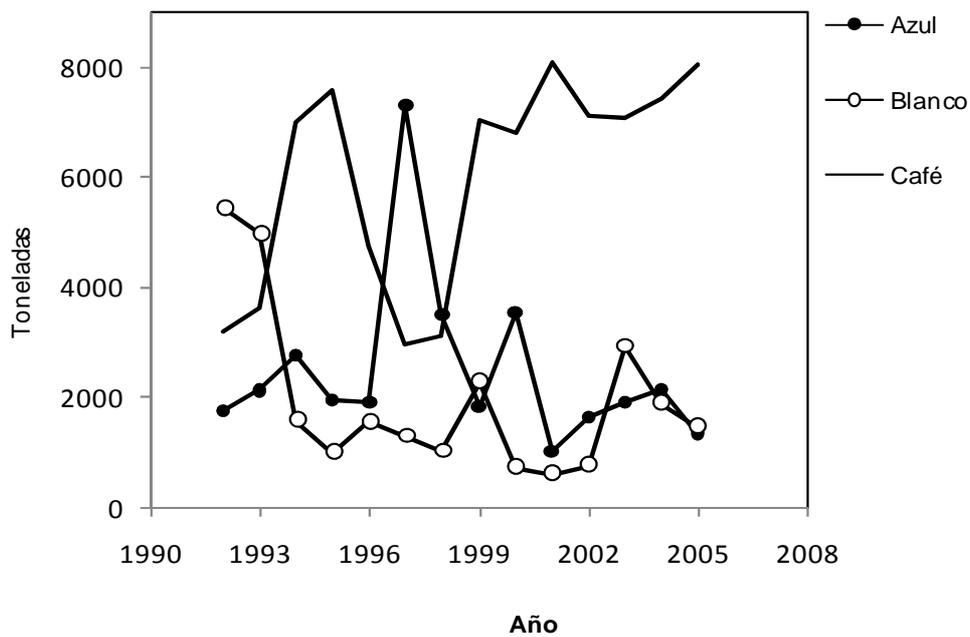


Figura 5. Indicadores de la abundancia (toneladas) del camarón azul, blanco y café. Durante el periodo de 1992-2005 en la región norte de Nayarit y Sinaloa, México. (Datos proporcionados por el INAPESCA).

5.1.1 POBLACIÓN DE CAMARÓN AZUL (*Litopenaeus stylirostris*).

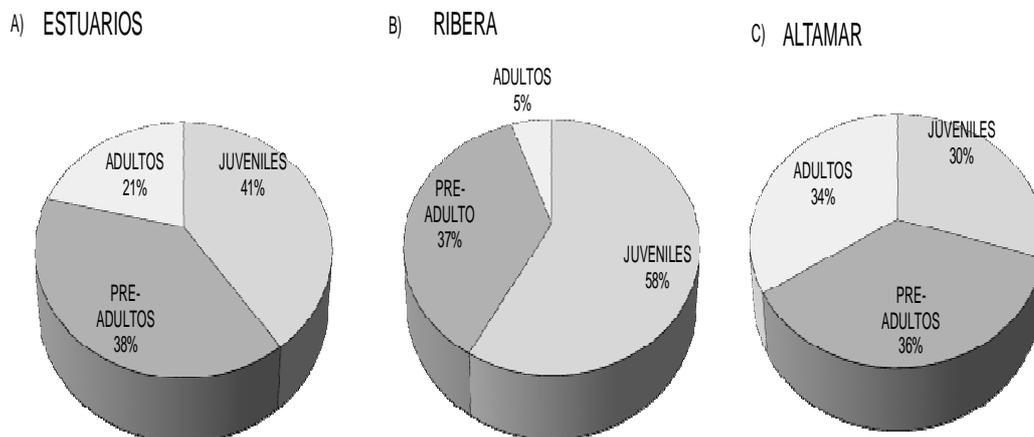


Figura 6. Porcentaje de juveniles, pre-adultos y adultos observados en la población del camarón azul (*Litopenaeus stylirostris*), (A) estuario, (B) ribera (datos del norte de Sinaloa) y (C) altamar en la región del norte de Nayarit y Sinaloa, México.

Observamos que el estadio de la población más representado en todas las zonas de estudio son los juveniles y pre-adultos (Figura 6). La presencia de una proporción alta de organismos adultos en las poblaciones naturales es considerado como un índice de salud de esta población, según el manejo de ecosistemas (Arkema, 2006; Francis et al., 2007), según lo observado, estas proporciones en altamar son del 34% y en los estuarios del 21%; En cambio, el porcentaje es bajo en la ribera (5%), pero los datos corresponden únicamente al norte de Sinaloa.

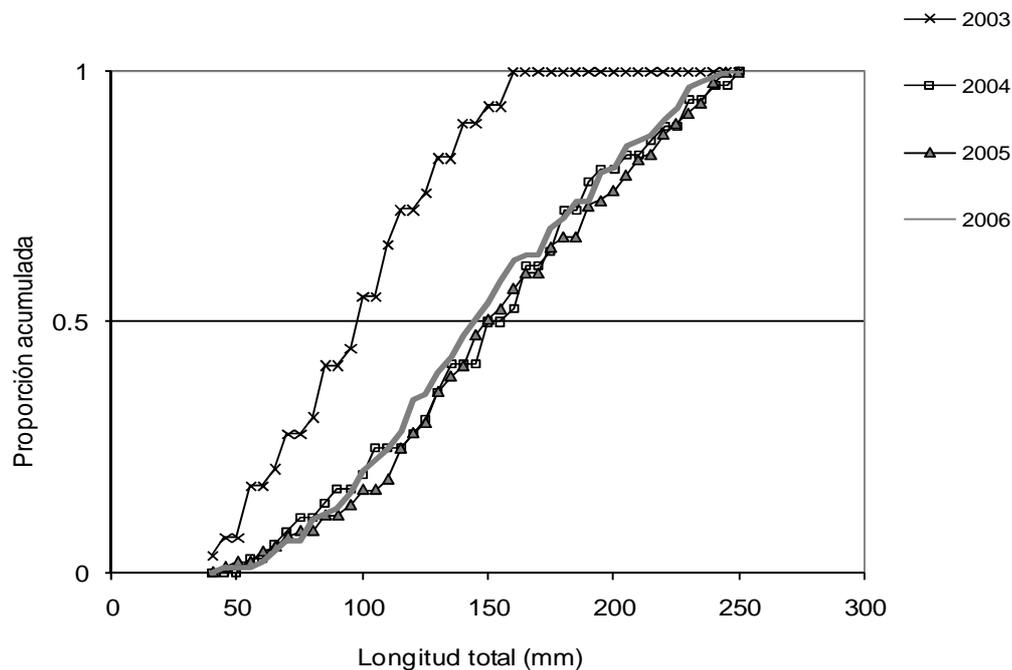


Figura 7. Proporción acumulada en la estructura de tallas en la población de camarón azul durante las vedas de 1999 a 2006, para la región del norte de Nayarit y Sinaloa, México.

Al representar la distribución de tallas por el método de proporción acumulada (Figura 7) el punto de inflexión en 0.5 representa cercanamente al promedio de los datos. En el año 2003 (X) se observa el valor mínimo, con una longitud total o talla de 100mm. El valor máximo se observa en el año 2004 (□) y 2005 (▲) con una longitud total o talla de en los 155mm. En el año 2006 (-) los valores son cercanos al máximo, el promedio considerando el valor en el punto de inflexión, es de 145mm, las tallas van desde los 45mm a los 250mm aproximadamente.

5.1.2 POBLACIÓN DE CAMARÓN BLANCO (*Litopenaeus vannamei*).

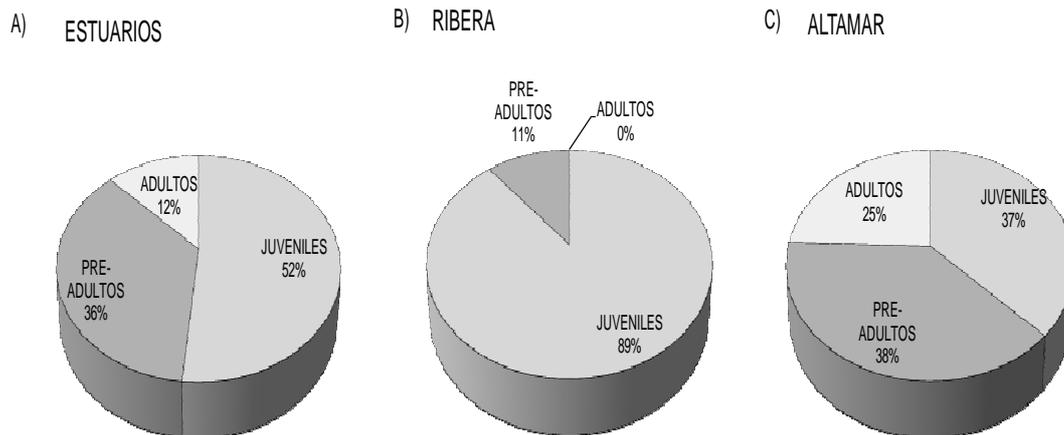


Figura 8. Porcentaje de juveniles, pre-adultos y adultos observados en la población del camarón blanco (*Litopenaeus vannamei*), (A) estuarios, (B) ribera (datos del norte de Sinaloa) y (C) altamar en la región del norte de Nayarit y Sinaloa, México.

Observamos porcentajes mayores al 50%, en organismos juveniles en todas las zonas de muestreo. Los organismos pre-adultos en la zona de altamar son del 38% y estuarios 36%; en la ribera se presenta un bajo porcentaje al respecto de las zonas anteriores (11%), pero son datos solo del norte de Sinaloa. Según lo observado, los porcentajes de adultos presentes en altamar son del 25% y en los estuarios 12%. En la ribera no hay organismos adultos presentes (Figura 8).

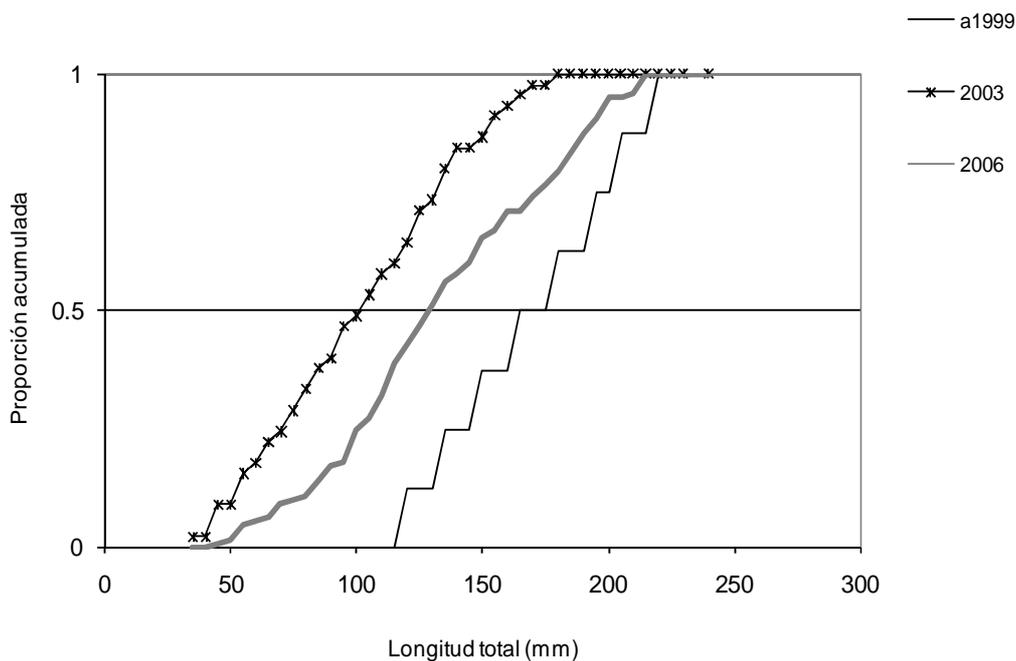


Figura 9. Proporción acumulada en la estructura de tallas en la población de camarón blanco durante las vedas de 1999 a 2006, para la región del norte de Nayarit y Sinaloa, México.

Al representar la distribución de tallas por el método de proporción acumulada (Figura 9) el punto de inflexión en 0.5 representa cercanamente al promedio de los datos. En el año 2003 (*) se observa el valor mínimo, con una longitud total o talla en los 100mm. El valor máximo se observa en el año 1999 (-) con un valor de 175mm. En el año 2006 (-) los valores son cercanos al mínimo y el promedio, considerando el valor en el punto de inflexión, es de 130mm, las tallas van desde los 45mm a los 215mm aproximadamente.

5.1.3 POBLACIÓN DE CAMARÓN CAFÉ (*Farfantepenaeus californiensis*).

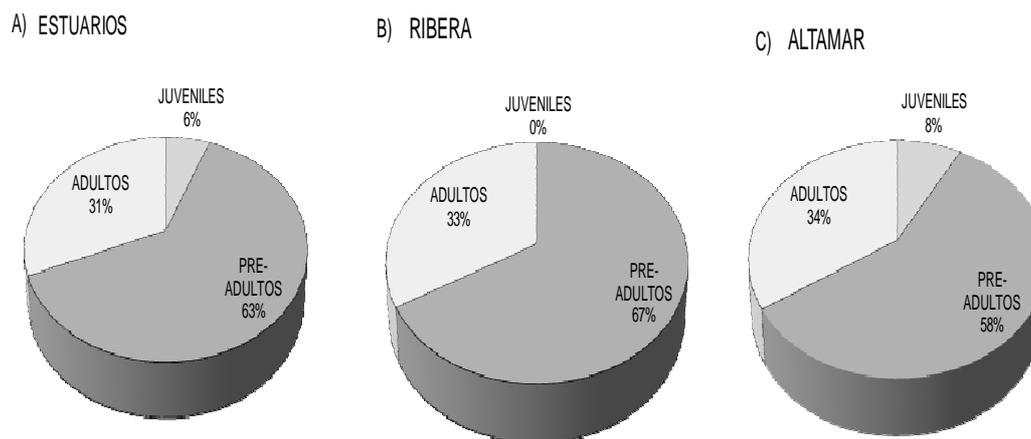


Figura 10. Porcentaje de juveniles, pre-adultos y adultos observados en la población del camarón café (*Farfantepenaeus californiensis*), (A) estuarios, (B) ribera (datos del norte de Sinaloa) y (C) altamar en la región del norte de Nayarit y Sinaloa, México.

Casi no se encuentra presente el porcentaje en organismos juveniles, para las tres zonas de muestreo (Figura 10). La ribera no se encuentran organismos juveniles, pero los datos solamente son de la zona norte de Sinaloa. Es importante observar el porcentaje de los pre-adultos, para las tres zonas de muestreo, que es superior al 50%. Según lo observado, los organismos adultos presentan los siguientes porcentajes: altamar (34%), estuarios (31%) y ribera (33%).

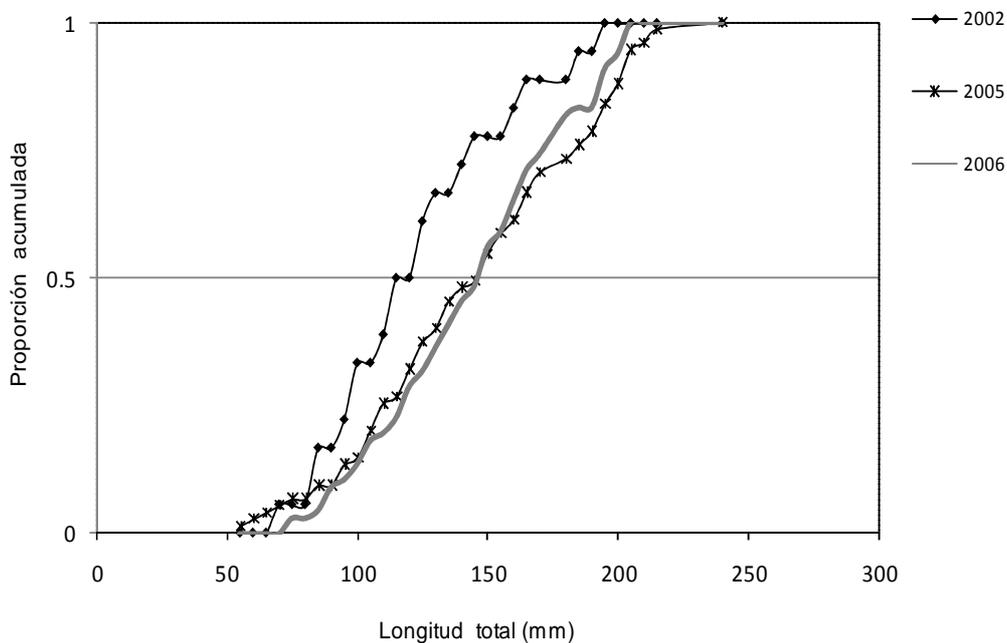


Figura 11. Proporción acumulada en la estructura de tallas en la población de camarón café durante las vedas de 1999 a 2006, para la región del norte de Nayarit y Sinaloa, México.

Al representar la distribución de tallas por el método de proporción acumulada (Figura 11), el punto de inflexión en 0.5 representa cercanamente al promedio de los datos. En el año 2002 (■) se observa el mínimo, con una longitud total o talla de 115mm. El valor máximo se encuentra en el año 2006 (-) y 2005 (*) con 145mm. La distribución para el año 2006 va desde los 75mm a los 200mm aproximadamente.

5.2 RELACIÓN CON LA TEMPERATURA

En general, la biomasa en la población de camarón azul crece cuando hay un aumento de las temperaturas (Figura 12). Esto se observa principalmente en la captura (abundancia) del año de 1997-98 cuando hay un aumento evidente en las temperaturas relacionado al fenómeno del Niño/Oscilación del Sur intenso en esos años (NOAA, 2008).



Figura 12. Indicadores de la abundancia (toneladas) de la población de camarón azul, en relación a la temperatura media superficial del mar (por región del Niño), durante el periodo de 1992-2005 en la región del norte de Nayarit y Sinaloa, México.

En el caso de la biomasa de la población del camarón blanco, se observa una captura (abundancia) muy abundante durante el periodo 1992-93, y un descenso drástico en los años subsiguientes, éste patrón no muestra una relación entre la dinámica de la población y la temperatura (Figura 13).

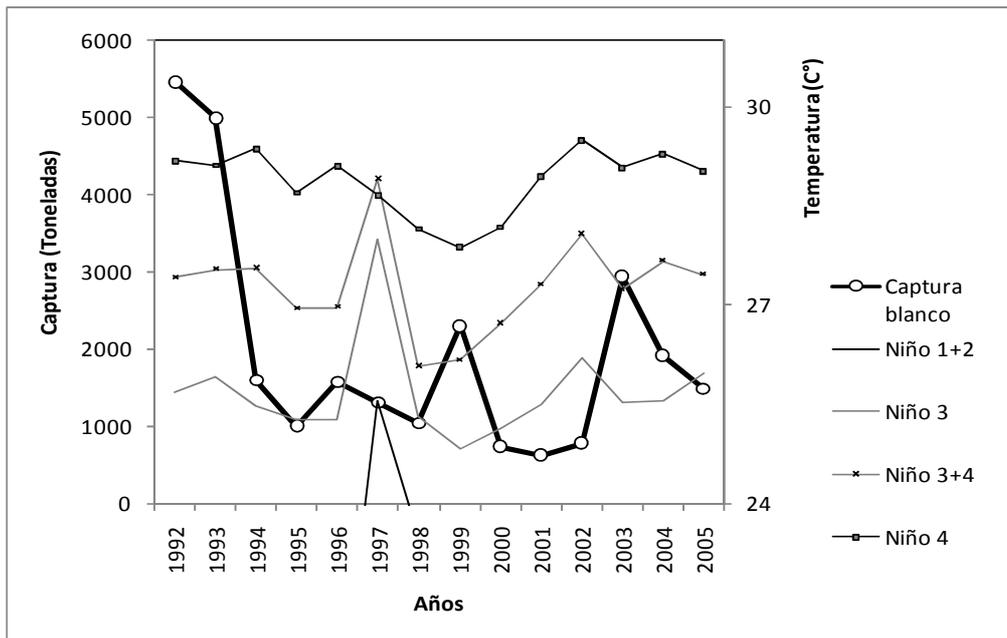


Figura 13. Indicadores de la abundancia (toneladas) de la población del camarón blanco, en relación a la temperatura media superficial del mar (por región del Niño), durante el periodo de 1992-2005 en la región del norte de Nayarit y Sinaloa, México.

En el caso de la biomasa de la población del camarón café (Figura 14), ésta disminuye cuando se presenta un aumento en la temperatura (contrario al de la población de camarón azul), tal es el caso observando un descenso drástico para los años de 1997-98 relacionado al fenómeno del Niño/Oscilación del Sur intenso en esos años (NOAA, 2008). Se observa un aumento en la captura (abundancia) de camarón café en el año 1995-96 y en 2000-02 relacionado al descenso en las temperaturas relacionado al fenómeno Niña (NOAA, 2008).



Figura 14. Indicadores de la abundancia (toneladas) de la población del camarón café, en relación a la temperatura media superficial del mar (por región del Niño), durante el periodo de 1992-2005 en la región del norte de Nayarit y Sinaloa, México.

En las Tabla 1 y Tabla 2 se muestran los resultados del Análisis de Componentes Principales, la matriz de partida fueron las abundancias de las especies de camarones comerciales, utilizando como variables suplementarias la dispersión de la temperatura superficial del mar por temporada climática. Los eigenvalores o varianza explicada por el ACP alcanzan más del 93% para dos componentes principales (Tabla 1), lo cuál nos indica que es un análisis muy efectivo.

Tabla 1. Eigenvalores del Análisis de Componentes Principales de la matriz de correlación en las abundancias de las capturas.

Nombre de valor	Eigenvalor de la matriz	%Varianza Total	Eigenvalor acumulado	Acumulado %
1	1.6347	54.49	1.63	54.49
2	1.1825	39.41	2.81	93.91
3	.1826	6.08	3.00	100.00

Tabla 1. Eigenvectores o soluciones de la matriz de abundancias de las capturas de camarones comerciales por el Análisis de Componentes Principales. Se presentan las soluciones a las variables suplementarias.

	Factor 1	Factor 2	Factor 3
Azul	0.66	0.70	-0.23
Blanco	0.52	-0.82	-0.21
Café	-0.95	0.04	-0.28
Verano (e V)	0.34	0.35	-0.11
Otoño (e O)	0.51	0.06	-0.16
Invierno (e I)	0.23	0.15	-0.24
Primavera (eP)	-0.15	0.31	-0.05

Se presenta la solución en dos dimensiones de la abundancia capturas y de las variables suplementarias (Figura 15). Los vectores a las variables se encuentran separados, lo cuál quiere decir que presentan soluciones distintas, cada eigenvector es representante de una población, y están ubicados en planos diferentes de la gráfica y por tanto, asociados a temporadas climáticas distintas. Las variables suplementarias son interpretadas en el círculo, como las posibles relaciones, en este caso, entre las poblaciones de camarón y las estaciones climáticas del año.

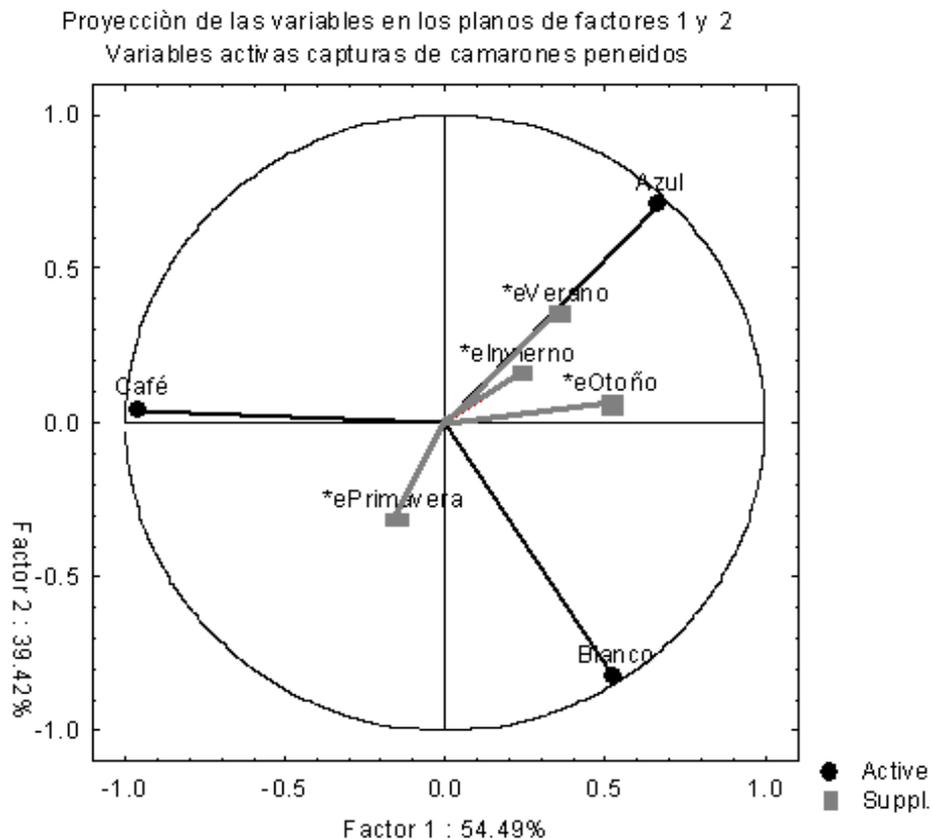


Figura 15. Soluciones del Análisis de Componentes Principales. Variables activas (vectores negros) o capturas en toneladas de las poblaciones de las tres especies de camarones penéidos y para las variables suplementarias (vectores grises) o dispersión de la temperatura media superficial del mar por estación climática.

Aparentemente hay una relación entre las estaciones de verano y la población de camarón azul (Figura 15), ya que los vectores de las variables suplementarias se relacionan más con esta especie que con las otras dos. La población de camarón blanco, pero los vectores más relacionados (indirectamente) son los de la primavera y el otoño (Figura 15). La población de camarón café muestra la solución más diferente, por que es el vector más alejado de los tres, y no se relaciona directamente con ninguna de las variables suplementarias, pero indirectamente el más cercano es la primavera (Figura 15).

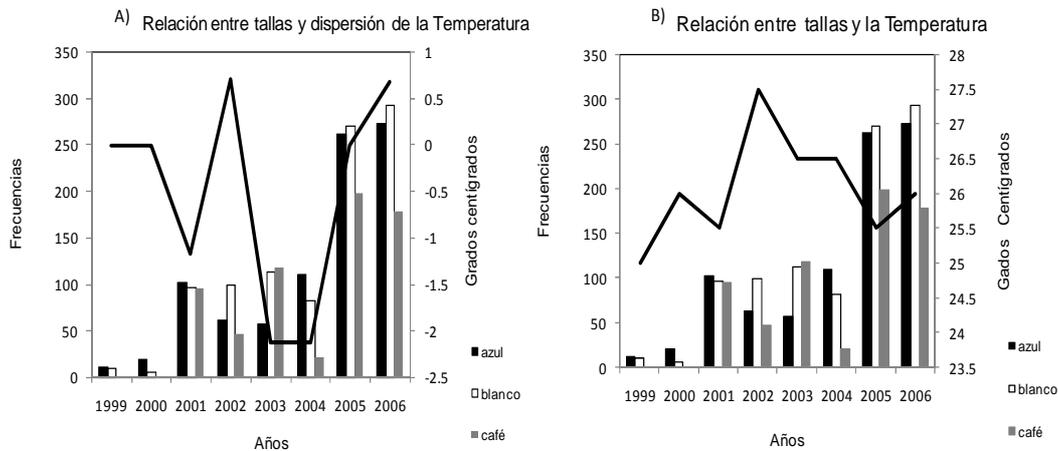


Figura 16. Número de grupos de tallas registradas por año, en las poblaciones de los camarones azul, blanco y café por año de 1999 a 2006 en relación: A) Dispersión de la temperatura media del mar por año; B) Temperatura media del mar por año, en la región del norte de Nayarit y Sinaloa, México.

Se presentan la dispersión (Figura 16, A) y la temperatura media superficial del mar (Figura 16, B), registrado para los años 1999 a 2006, en relación al número de tallas registradas para cada una de las tres poblaciones de camarones estudiadas. Las frecuencias de tallas registradas por año en 1999 a 2001, fueron notablemente menores en comparación a los años posteriores (debido a los datos disponibles). El año 2002 se presentó el mayor promedio de la temperatura media superficial del mar y la dispersión y la población con mayor frecuencia registrada es la de camarón blanco. En 2005 y 2006, se registra la mayor frecuencia de tallas para las tres especies, en comparación a los años anteriores, la que muestra mayor registro es la población de camarón blanco, seguida por la población de camarón azul y por último la población de camarón café (Figura 16). En el último año de registro (2006) las temperaturas ascienden, y este fenómeno se hace muy evidente en el análisis de la dispersión de las temperaturas. Este año presenta la mayor frecuencia registrada (para las tres especies) de modas en comparación a los demás años. (Figura 16, A) y B).

5.3 Resultado de los Modelos

Una de las principales causas de los descensos o colapsos en los stocks mundiales se debe a cambios ambientales, fallos en los modelos de gestión o su mala aplicación, la falta de conocimiento biológico e incertidumbre en la evaluación, lo cual provoca un exceso del esfuerzo pesquero y por tanto la sobre-explotación del mismo. La aplicación de modelos de stock unitario no es aplicable y la mezcla dinámica nunca se cumple, dado que las poblaciones de invertebrados marinos se comportan como metapoblaciones lo mejor es usar el modelo del acervo dinámico (Freire, 2000). Los modelos de peces y pesquerías industriales para analizar la dinámica poblacional de invertebrados costeros no funcionan, principalmente por las diferencias biológicas entre los stocks:

	Pesquería artesanal de invertebrados	Pesquerías industriales de peces
Tipo de recurso	Sedentario /Bentónico	Muy móvil Demersal /pelágico
Localización	Costera (oceánica)	Oceánica(costera)
Estructura espacial	Fuerte y persistente	Débil (fuerte)
Escala espacial del stock	Pequeña	Grande
Agregaciones	Si	No(si/pelágicos)
Relación stock-reclutamiento	Baja	Alta
Estructura metapoblacional	Alta	Baja
Impactos humanos	Pesquería Alteración de Hábitats	Pesquerías

Un modelo integrativo adecuado es el del acervo dinámico o Dynamic pool, ya que incluye diversos parámetros poblacionales y hace predicciones sobre la dinámica de las poblaciones (Freire, 2000).

5.3.1 Población de camarón azul (*Litopenaeus stylirostris*).

Se presenta el análisis de la distribución de los grupos de talla de la población de camarón azul de 1999 a 2006, con el objetivo de analizar la estructura de la población (Figura 17).

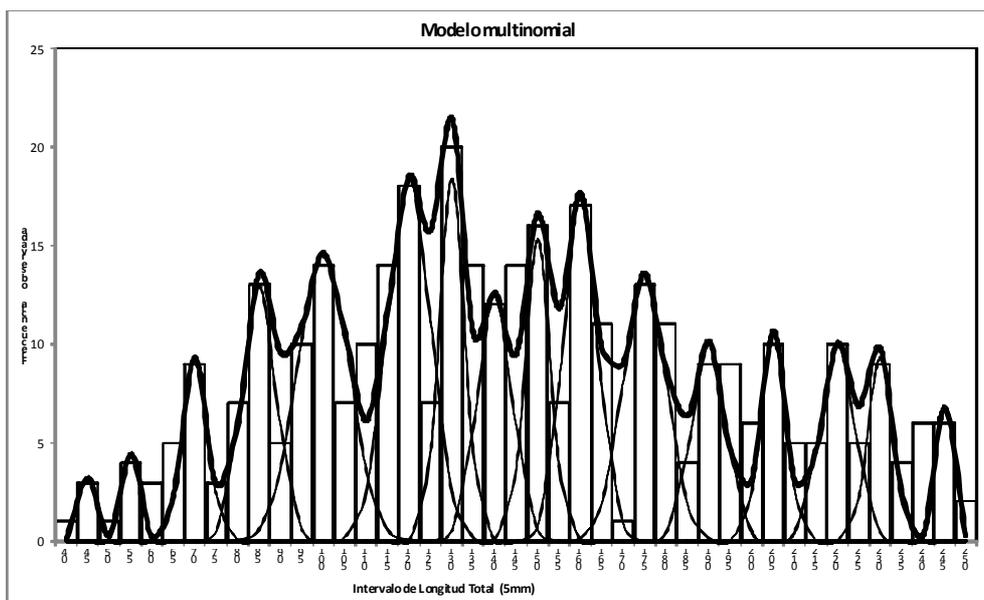


Figura 17. Modelo multinomial para la longitud total en la población de camarón azul, para los periodos de veda de 1999 a 2006, de la región norte de Nayarit y Sinaloa, México.

A partir del análisis multinomial presentado se produjeron los promedios y desviación estándar de la longitud total en milímetros (mm):

Tabla 2. Promedios y desviación estándar de la longitud total en milímetros (mm) para cada una de los grupos de tallas en la población de camarón azul.

Media (mm)	45	55	70	85	100	120	130	140	150	160	175	190	205	220	230	245
DE ±	2±	2±	3±	4±	6±	5±	3±	4±	3±	4±	5±	4±	3±	4±	3±	2±

Los datos se organizaron en intervalos de 5mm, los cuales fueron analizados a través de una rutina de probabilidades multinomiales, reduciendo el error a través de un criterio de máxima verosimilitud. El intervalo de los histogramas de las longitudes totales de *Litopenaeus stylirostris* incluye desde los 40mm hasta los 250mm (Figura 17).

Se observan 16 grupos de tallas de los cuales los menos representados o con menor frecuencia, se encuentran en los 40mm, 50, 60, 75, 90, 170, 185, 235 y 250mm; los más representados o con mayor frecuencia se encuentran en los 120mm, 130, 150 y 160mm.

Los juveniles ($\leq 120\text{mm}$) y los pre-adultos (125mm a 180mm) se encuentran presentes, corroborando lo observado en la Figura 6. Es importante considerar el grupo de tallas de los 130mm, que es uno de los mejor representados o con mayor densidad. Desde la perspectiva del manejo de ecosistemas y de la salud de la población, la presencia del grupo de talla de 245mm y 250mm (adultos), se puede considerar la fracción de la población más longeva, y un indicador de la salud de la población dado que hay con probabilidad presencia de organismos longevos.

Se presenta el ajuste de los parámetros y su precisión utilizando las rutinas de verosimilitud (Figura 18). El criterio de ajuste es el de Akaike Information Criterion (AIC) que se define como:

$$AIC = (2 \cdot -\log L) + (2 \cdot \theta)$$

–log L: suma de verosimilitudes
 θ : número de parámetros

Suma de verosimilitudes para el modelo estándar fue $9.2E-10$, y el número de parámetros 3, siendo $AIC=23.6$. La suma de verosimilitudes para las modificaciones de Pitcher y MacDonal fue $1.2E-12$, y el número de parámetros fue 8, siendo $AIC= 38.7$. La solución obtenida de los modelos fue la siguiente:

Tabla 4. Ajuste de los parámetros poblacionales, para la población de camarón azul para la zona norte de Nayarit y Sinaloa, México.

Parámetros	Modelo estándar	Modelo PMcD
L_{∞} (cm)	290.784	230
K (1/semana)	0.025	0.064
t_0 (semana)	-4.352	6
C1		5.3
S1		36.7
C2		5.1
S2		64.4
Periodo		54.1

Se muestra la relación entre el modelo estándar y las modificaciones de Pitcher y MacDonald (PMcD) (Figura 18) En la grafica superior, se observan 2 oscilaciones, de las cuales una se encuentran arriba de la curva de crecimiento del modelo estándar, y otra oscilación por debajo. En la parte inferior se muestran las gráficas de las soluciones para los parámetros poblacionales L_{∞} , K y t_0 , (Figura 18, Tabla 4).

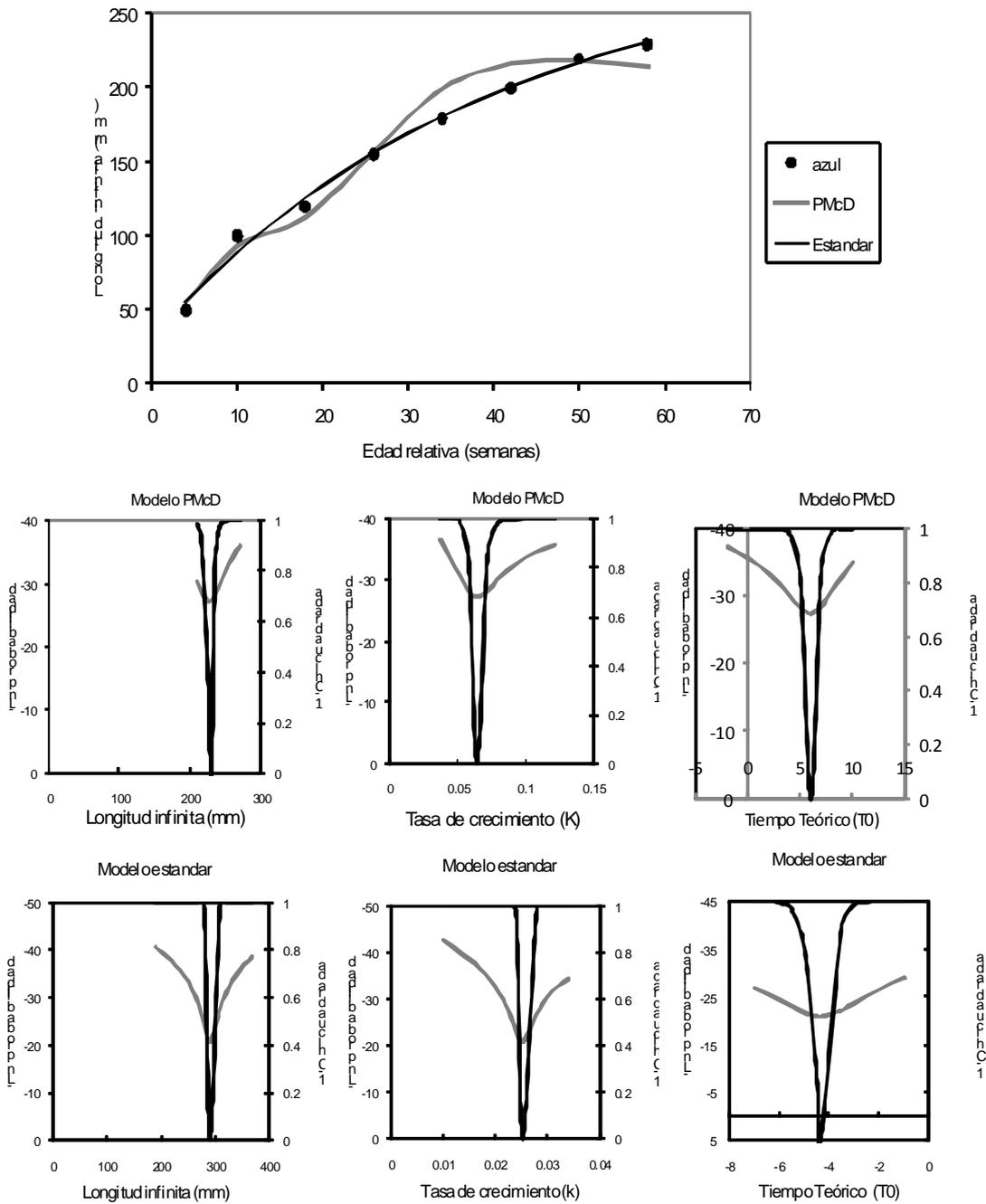


Figura 18. Modelos de crecimiento de Bertalanffy y modificaciones (PMcD) para camarón azul de la zona norte de Nayarit y Sinaloa, (gráfica superior). Ajuste de los parámetros y su precisión utilizando las rutinas de verosimilitud, (gráficas inferiores).

Se grafican tridimensionalmente (Figura 19) los parámetros de la población para el modelo estándar y las modificaciones de Pitcher y MacDonald (PMcD) (estimados en la Figura 18) la primera gráfica muestra L^∞ vs k , la segunda L^∞ vs t_0 , y la tercera k vs t_0 , con el objeto de precisar las soluciones para los parámetros.

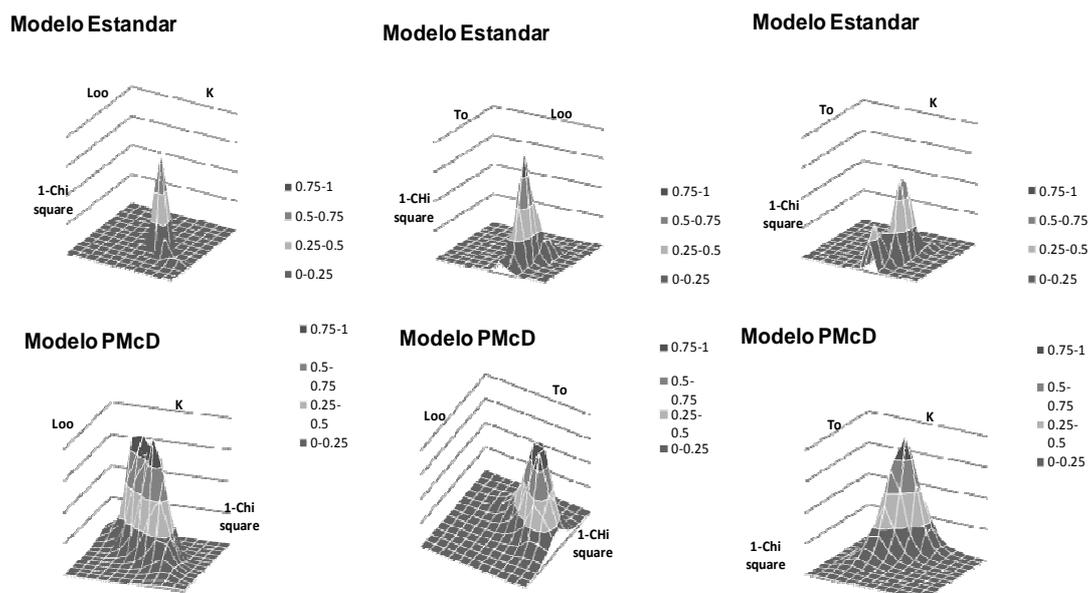


Figura 19. Ajuste tridimensional de los parámetros y su precisión utilizando las rutinas de verosimilitud, para el modelo de crecimiento de von Bertalanffy y modelo modificado (PMcD), para camarón azul de la zona norte de Nayarit y Sinaloa.

En la Figura 20 se muestran las soluciones para el modelo de dinámica poblacional estructurado por edades de Quinn y Deriso (1999) para camarón azul, y n corridas las condiciones fueron:

1. parámetros del modelo de crecimiento modificado (PMcD)
2. crecimiento entre 20 y 48 semanas
3. mortalidad aleatoria (0.01, 0.2)

4. número en la cohorte de 24 semanas y cercano a 11 millones (que se obtiene de correr el modelo de crecimiento para la edad asociada a esta longitud y resolver la multinomial para conocer la densidad o número).

Para una corrida se presenta la tabla los parámetros poblacionales y salida de 2000 pruebas del modelo que produce número, biomasa y la estructura de la cohorte. Simula una población i cuando i va de 1 a un número finito en este caso 2000 (Tabla 5).

Tabla 5. Solución de los parámetros poblacionales para una corrida de 2000 pruebas del modelo estructurado por edades (Quinn y Deriso, 1999), para la población de camarón azul.

Nombre	Parámetro poblacionales	Valor
M	Mortalidad	0.14
L^∞	Longitud infinita	230
K (1/semana)	Tasa de crecimiento	0.064
t_0 (semana)	Tiempo Teórico	6
W_{oo}	Peso infinito	107
$m=M/K$	$m=M/K$	2.33
tr	Edad de interés cohorte (semanas)	24
N_r	Número de la cohorte	11,000,000
B	Pendiente de longitud y peso	3.3
a	Ordenada	1.8E-06

Las gráficas de la Figura 20 son un ejemplo del modelo que simula lo que podría suceder con la cohorte de 24 semanas con las condiciones que definimos, con una corrida del modelo. Se escoge la cohorte que se considera más representativa ó más productiva, y es la de mayor rendimiento y captura.

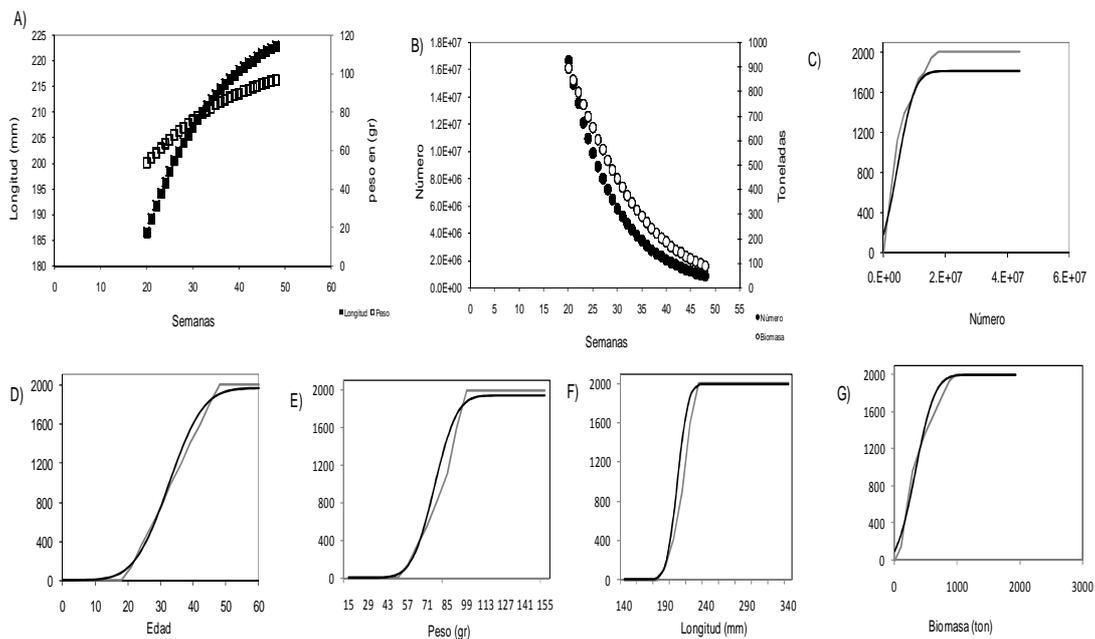


Figura 20. Modelo de Quinn y Derisso (1999) modificado, para el crecimiento de la cohorte de 20 a 48 semanas, en una corrida de 2000 pruebas, para la población de camarón azul. Se presenta las soluciones acumuladas y su ajuste, se conserva los datos de Chi cuadrada para $p > 0.05$.

Se presenta los modelos de crecimiento de Bertalanffy en peso y longitud en el tiempo (semanas) (Figura 20, gráfica A). Se muestra el número de individuos y la biomasa en toneladas en el tiempo (semanas) (Figura 20, gráfica B)). En las gráficas C), D), E), F) y G) (Figura 20) se muestran las proporciones acumuladas correspondientes cuando la cohorte crece estocásticamente de 20 a 48 semanas, la densidad máxima del valor esperado o calculado por el modelo se estimó en 17,600,000 de individuos y, la biomasa del valor esperado o calculado por el modelo se estimó en 970ton. El valor promedio de talla calculado por el modelo se estimó en 230mm, el valor promedio de peso calculado por el modelo se estimó en 99gr.

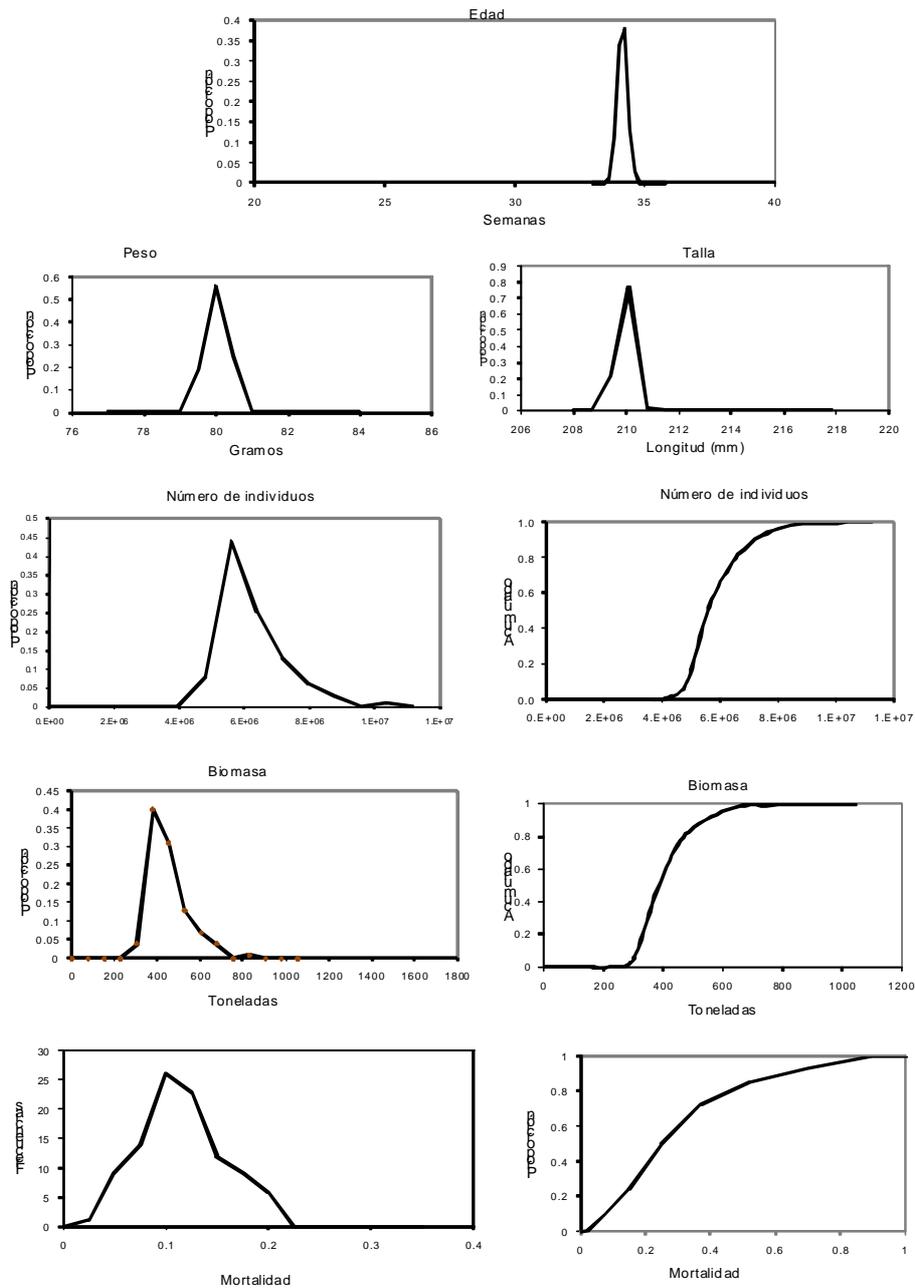


Figura 21. Solución de 200 mil corridas para el crecimiento de la cohorte de 20 a 48 semanas, en el modelo de Quinn y Deriso (1999) modificado, para la población de camarón azul.

Las gráficas de la Figura 21 representan la solución para 200 mil corridas del modelo, y es una predicción del comportamiento de la cohorte. Si consideramos que simulamos que hay n poblaciones (separadas o metapoblaciones) que están creciendo y extinguiéndose en diferentes espacios y tiempos. En este caso tenemos 200 mil sitios (si cada hectárea fuera un escenario) de 2 millones posibles, o 20 mil sitios si cada 10 hectáreas fuera un escenario.

Las proporciones (Figura 21) estiman que los organismos que la edad promedio que se simuló fue 33.6 a 34.6 semanas y se utiliza solo como referencia, el 77% de los organismos se encuentran con una talla de 210mm; el 56% de los organismos se encuentran con un peso de 80gr. Y las proporciones acumuladas muestran que la densidad promedio para las n corridas se estimó en 9,600,000 organismos, y una biomasa de 750 toneladas. Una proporción en la mortalidad entre 0.025 y 0.2, con una proporción acumulada de 1.

La contribución del promedio de esta cohorte (369 ton) es representativa, lo que produce y representa respecto al total (2,500 ton, que ya ha sido calculado en la Figura 5) es del 14.76%.

5.3.2 Población de camarón blanco (*Litopenaeus vannamei*).

Se presenta el análisis de la distribución de los grupos de talla de la población de camarón blanco de 1999 a 2006, con el objetivo de analizar la estructura de la población (Figura 22).

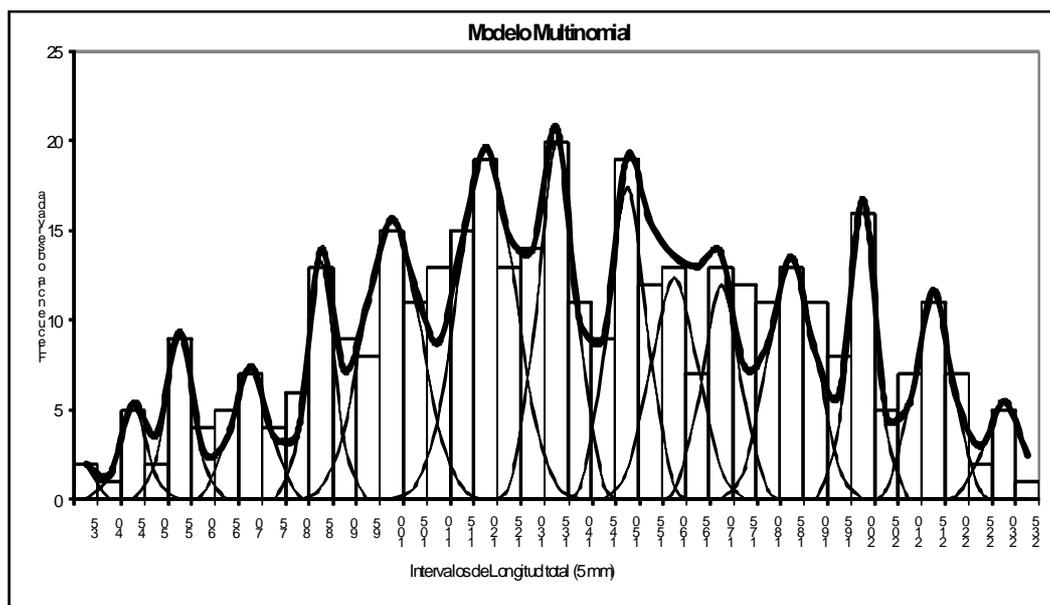


Figura 22. Modelo multinomial para la longitud total en la población de camarón blanco, para los periodos de veda de 1999 a 2006, de la región norte de Nayarit y Sinaloa, México.

A partir del análisis multinomial, se produjeron los promedios y desviación estándar de la longitud total en milímetros (mm):

Tabla 3. Promedios y desviación estándar de la longitud total en milímetros (mm) para cada una de los grupos de tallas en la población de camarón blanco.

Media (mm)	35	45	55	70	85	100	120	135	150	160	170	185	200	215	230
DE ±	2±	3±	3±	4±	3±	6±	6±	4±	4±	5±	4±	5±	3±	4±	4±

Los datos se organizaron en intervalos de 5mm, los cuales fueron analizados a través de una rutina de probabilidades multinomiales, reduciendo el error a través de un criterio de máxima verosimilitud.

El intervalo de los histogramas de las longitudes totales de *Litopenaeus vannamei* incluye desde los 35mm hasta los 235mm (Figura 22).

Se observan 15 grupos de tallas de los cuales los menos representados o con menor frecuencia, se encuentran en los 35mm, 40, 50, 225 y 235mm respectivamente; los más representados o con mayor frecuencia se encuentran en los 120mm, 135 y 150mm.

Es relevante observar que los grupos más representados se encuentran en el grupo de juveniles ($\leq 120\text{mm}$) y pre-adultos (125mm a $\geq 180\text{mm}$), corroborando lo observado en la Figura 8.

Es importante considerar el grupo de talla de los 200mm y los 235mm (adultos), porque desde la perspectiva del manejo de ecosistemas, la presencia de estos grupos se puede considerar como un indicador de la salud de la población dado que hay con probabilidad presencia de organismos longevos.

Se presenta el ajuste de los parámetros y su precisión utilizando las rutinas de verosimilitud (Figura 23), bajo el criterio de Akaike (AIC).

Suma de verosimilitudes para el modelo estándar fue $6.2\text{E}-11$, y el número de parámetros 3, siendo $\text{AIC} = 31$. La suma de verosimilitudes para el modelo PMcD fue $3.04\text{E}-13$, y el número de parámetros fue 8, siendo $\text{AIC} = 41.6$.

La solución obtenida de los modelos fue la siguiente:

Tabla 7. Ajuste de los parámetros poblacionales, para la población de camarón blanco para la zona norte de Nayarit y sur de Sinaloa, México.

Parámetros	Modelo estándar	Modelo PMcD
L_{∞}	284.40	229.9
K (1/semana)	0.0269	0.059
t_0 (semana)	-4.4491	5.7
C1		5.3
S1		36.7
C2		5.1
S2		64.4
Periodo		54

Se muestra la relación entre el modelo estándar y las modificaciones de Pitcher y MacDonald (PMcD) (Figura 23) En la grafica superior, se observan claramente 2 oscilaciones, de las cuales una se encuentra arriba de la curva de crecimiento del modelo estándar, y otra oscilación por debajo. En la parte inferior se muestran las gráficas de las soluciones para los parámetros poblacionales L_{∞} , K y t_0 , (Figura 23, Tabla 7).

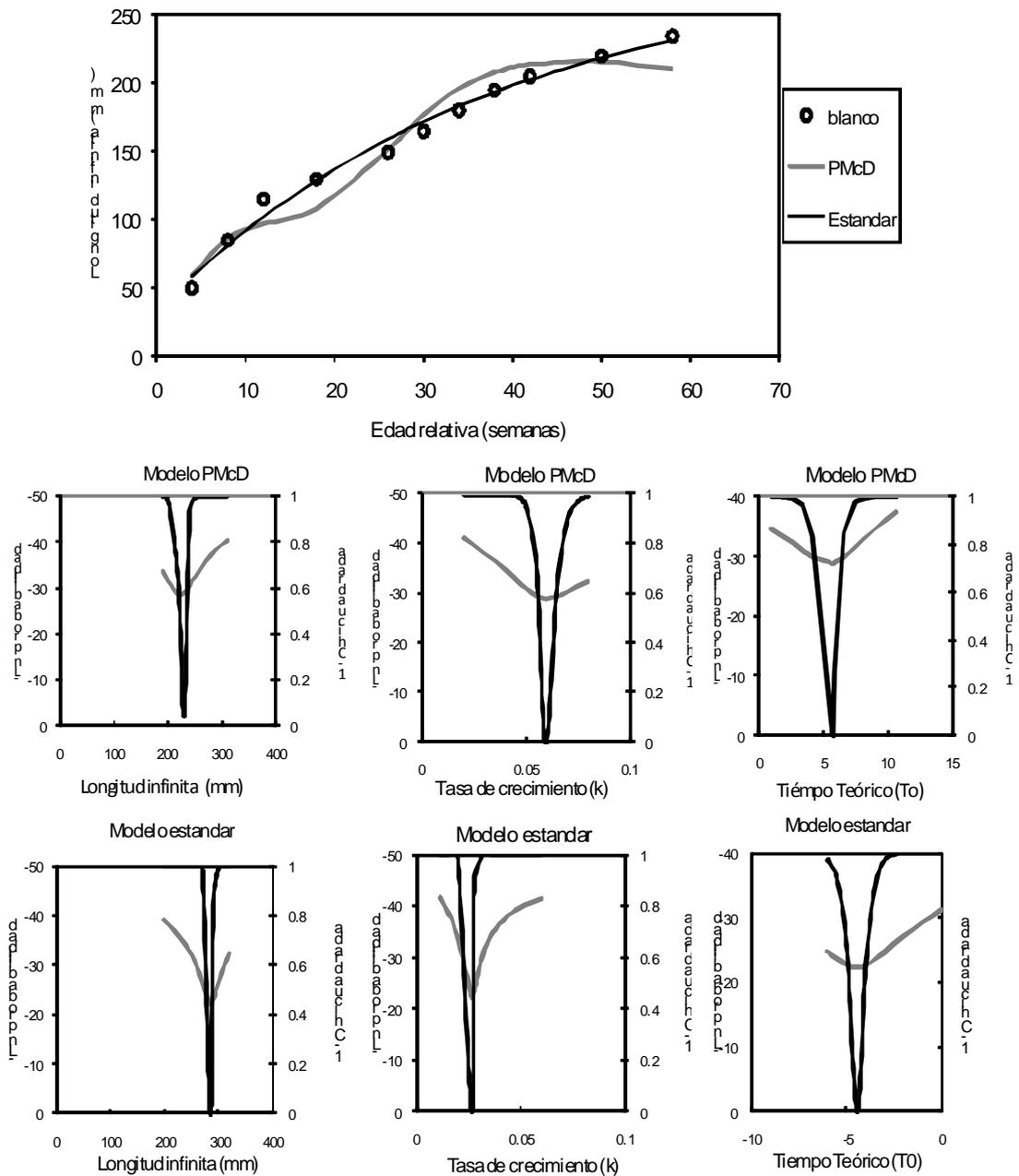


Figura 23. Modelos de crecimiento de Bertalanffy y modificaciones (PMcD) para camarón blanco de la zona norte de Nayarit y Sinaloa, (gráfica superior). Ajuste de los parámetros y su precisión utilizando las rutinas de verosimilitud, (gráficas inferiores).

Se grafican tridimensionalmente (Figura 24) los parámetros de la población en para el modelo estándar y las modificaciones de Pitcher y MacDonald (PMcD), (estimados en la Figura 23) la primera gráfica muestra L^∞ Vs k , la segunda L^∞ vs t_0 , y la tercera k vs t_0 , con el objeto de precisar las soluciones para los parámetros.

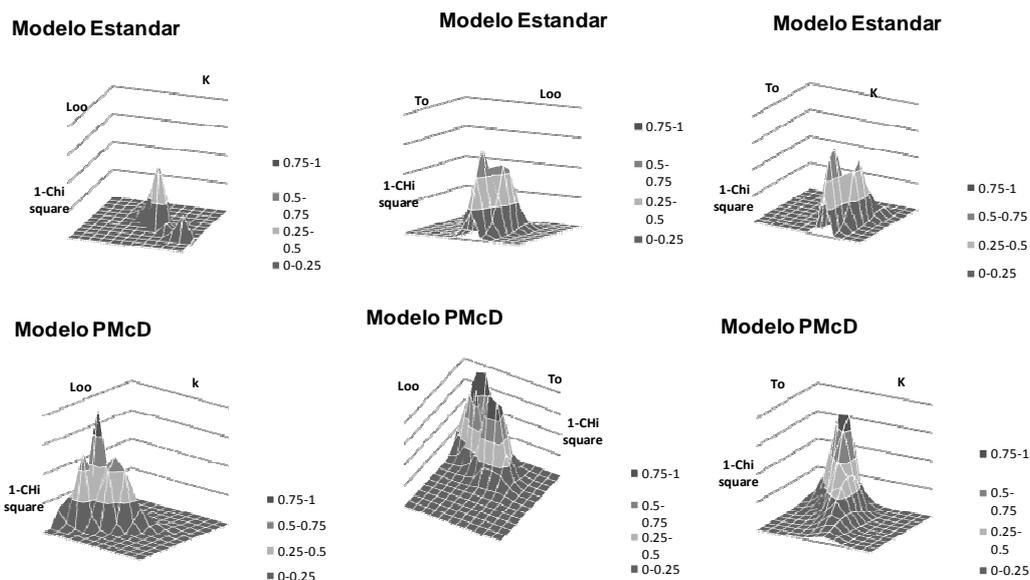


Figura 24. Ajuste tridimensional de los parámetros y su precisión utilizando las rutinas de verosimilitud, para el modelo de crecimiento de von Bertalanffy y modelo modificado (PMcD), para camarón blanco de la zona norte de Nayarit y Sinaloa.

En la Figura 25 se muestran las soluciones para el modelo de dinámica poblacional estructurado por edades de Quinn y Deriso (1999) para camarón blanco, y n corridas las condiciones fueron:

1. parámetros del modelo de crecimiento modificado (PMcD)
2. crecimiento entre 20 y 48 semanas
3. mortalidad aleatoria entre (0, 0.2)

4. número en la cohorte de 28 semanas y aproximadamente 5 millones (que se obtiene de correr el modelo de crecimiento para la edad asociada a esta longitud y resolver la multinomial para conocer la densidad o número).

Para una corrida se presenta la tabla los parámetros poblacionales y salida de 2000 pruebas del modelo que produce número biomasa y la estructura de la cohorte. Simula una población i cuando i va de 1 a un número finito en este caso 2000 (Tabla 5).

Tabla 8. Solución de los parámetros poblacionales para una corrida de 2000 pruebas del modelo estructurado por edades (Quinn y Deriso, 1999), para la población de camarón blanco.

Nombre	Parámetro poblacionales	Valor
M	Mortalidad	0.1
L^∞	Longitud infinita	229.9
K (1/semana)	Tasa de crecimiento	0.059
t_0 (semana)	Tiempo teórico	5.7
W_{∞}	Peso infinito	108
$m=M/K$	$m=M/K$	1.705
t_r	Edad de interés cohorte (semanas)	28
N_r	Número de la cohorte	5,123,417
B	Pendiente de longitud y peso	3.2
a	Ordenada	2.4E-06

Las gráficas de la Figura 25 son un ejemplo del modelo que simula lo que podría suceder con la cohorte de 28 semanas con las condiciones que definimos, con una corrida del modelo. Se escoge a la cohorte que se considera la más representativa ó más productiva, y es la de mayor rendimiento y captura.

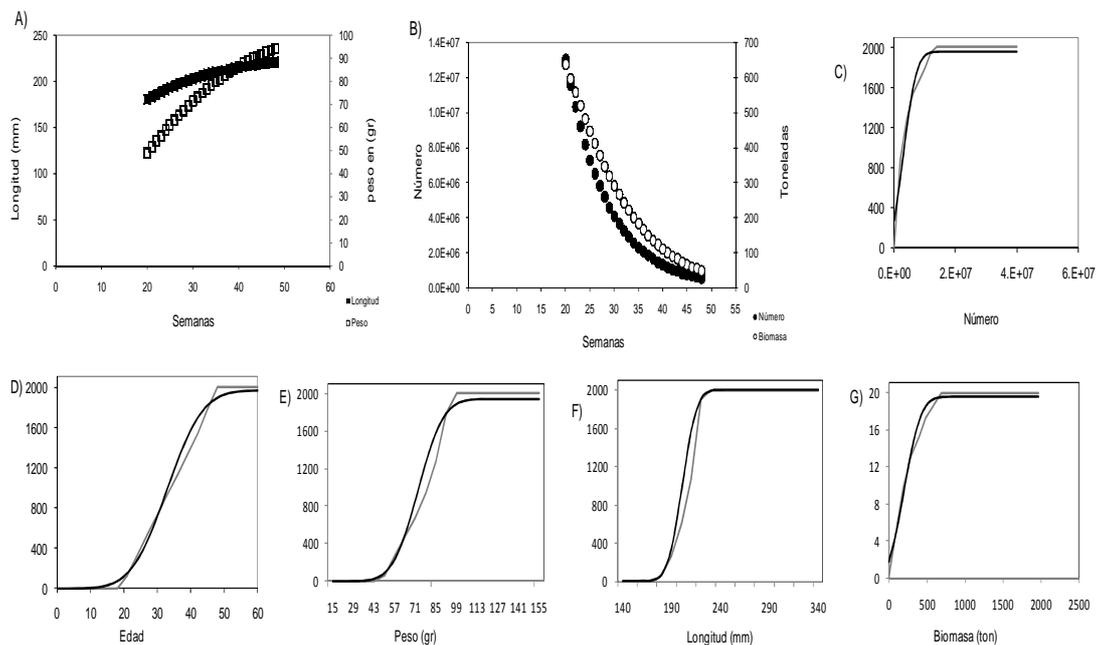


Figura 25. Modelo de Quinn y Derisso (1999) modificado, para el crecimiento de la cohorte de 20 a 48 semanas, en una corrida de 2000 pruebas, para la población de camarón blanco. Se presenta las soluciones acumuladas y su ajuste, se conserva los datos de Chi cuadrada para $p > 0.05$.

Se presentan los modelos de crecimiento de Bertalanffy, peso y longitud en el tiempo (semanas) (Figura 25, gráfica A)). Se muestra el número de individuos y la biomasa en toneladas en el tiempo (semanas) (Figura 25, grafica B)). En las gráficas C), D), E), F) y G) (Figura 25) se muestran las proporciones acumuladas correspondientes cuando la cohorte crece estocásticamente de 20 a 48 semanas, la densidad promedio del valor esperado o calculado por el modelo se estimó en 14, 000,000 individuos y, la biomasa del valor esperado o calculado por el modelo se estimó en 686 ton. El valor promedio de talla calculado por el modelo se estimó en 230mm, el valor promedio de peso calculado por el modelo se estimó en 99gr.

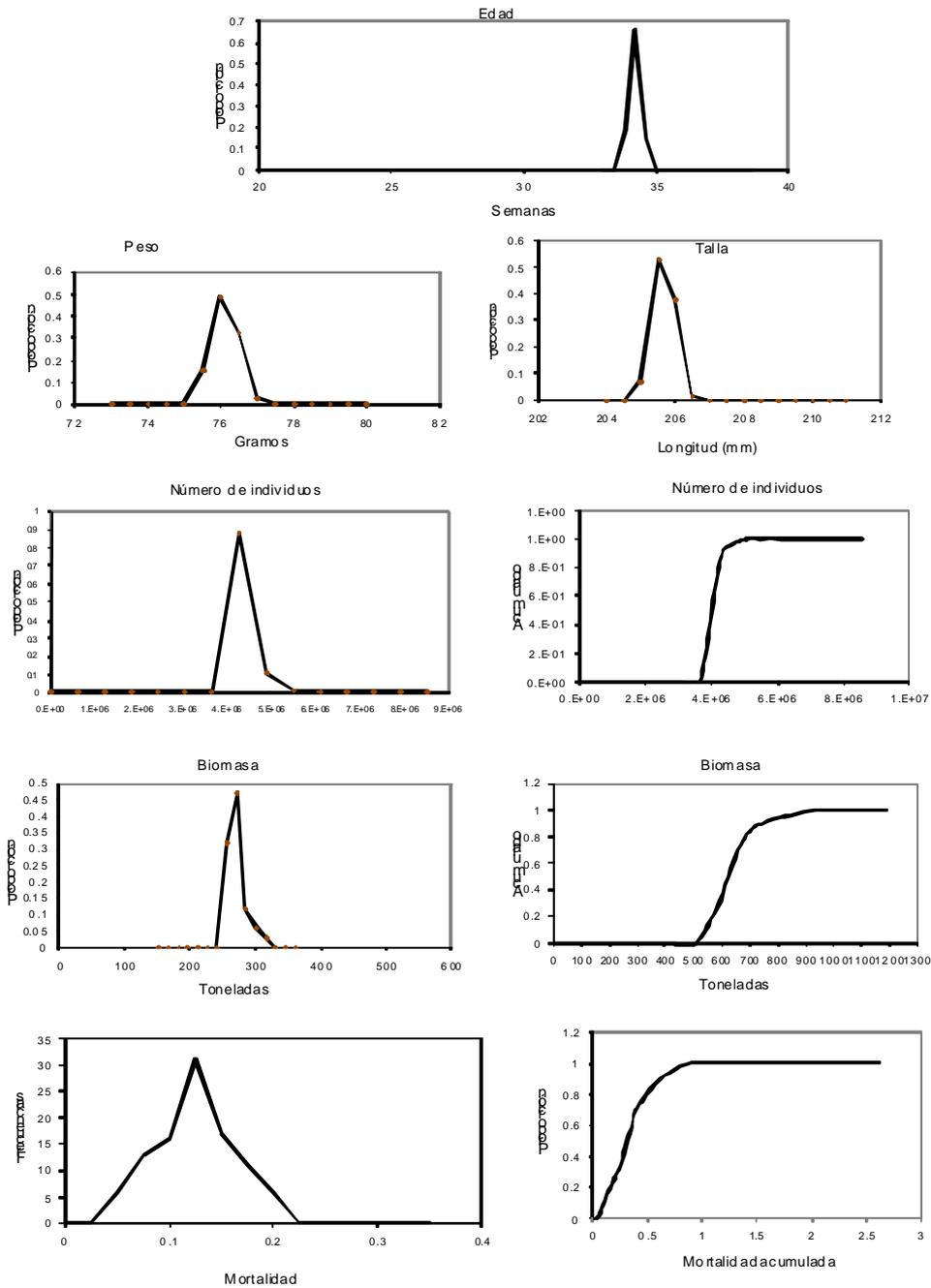


Figura 26. Solución de 200 mil corridas para el crecimiento de la cohorte de 20 a 48 semanas, en el modelo de Quinn y Deriso (1999) modificado, para la población de camarón blanco.

Las gráficas de la Figura 26 representan la solución para 200 mil corridas del modelo, y es una predicción del comportamiento de la cohorte. Si consideramos que simulamos que hay n poblaciones (separadas o metapoblaciones) que están creciendo y extinguiéndose en diferentes espacios y tiempos. En este caso tenemos 200 mil sitios (si cada hectárea fuera un escenario) de 2 millones posibles, o 20 mil sitios si cada 10 hectáreas fuera un escenario.

Las proporciones máximas (Figura 27) estiman que los organismos que la edad promedio que se simuló fue 33.8 a 34.6 semanas y se utiliza solo como referencia, el 53% de los organismos se encuentran con una talla de 205.5mm; el 49% de los organismos se encuentran con un peso de 76gr. Y las proporciones acumuladas muestran que la densidad promedio de las n corridas se estimó en 4, 880,000 organismos, y una biomasa de 850 toneladas. Una proporción de mortalidad entre 0.05 y 0.2, con una proporción acumulada de 1.

La contribución del promedio de esta cohorte (270 ton), lo que produce y representa respecto al total (2,000 ton, que ya ha sido calculado en la Figura 5) es del 13.5%.

5.3.3 Población de camarón café (*Farfantepenaeus californiensis*).

Se presenta el análisis de la distribución de los grupos de talla de la población de camarón café de 1999 a 2006, con el objetivo de analizar la estructura de la población (Figura 27).

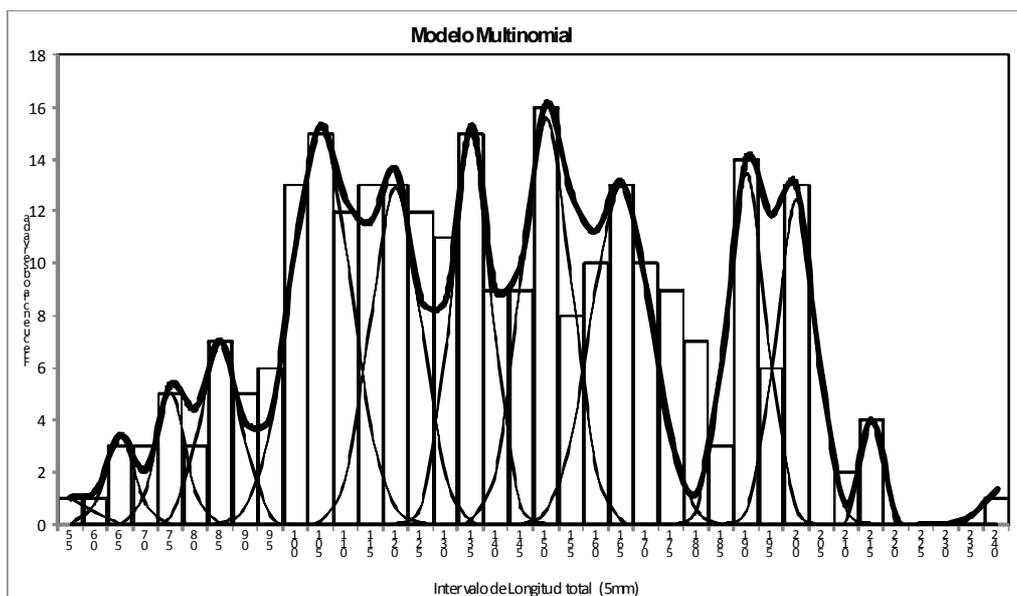


Figura 27. Modelo multinomial para la longitud total en la población de camarón café, para los periodos de veda de 1999 a 2006, de la región norte de Nayarit y Sinaloa, México.

A partir del análisis multinomial presentado se produjeron los promedios y desviación estándar de la longitud total en milímetros (mm):

Tabla 4. Promedios y desviación estándar de la longitud total en milímetros (mm) para cada una de los grupos de tallas en la población de camarón café.

Media (mm)	55	65	75	85	105	120	135	150	165	190	200	215	240
DE ±	4±	3±	3±	4±	6±	5±	4±	5±	6±	4±	4±	2±	3±

Los datos se organizaron en intervalos de 5mm, los cuales fueron resueltos a través de una rutina de probabilidades multinomiales, reduciendo el error a través de un criterio de máxima verosimilitud.

El intervalo de los histogramas de las longitudes totales de *Farfantepenaeus californiensis* incluye desde los 55mm hasta los 240mm (Figura 27).

Se observan 13 grupos de tallas de los cuales los menos representados o con menor frecuencia, se encuentran en las modas de 55mm, 60 y 185, 210 y 240mm; los más representados o con mayor frecuencia se encuentran en los 105mm, los 135 y 150mm.

Es importante observar un indicador de baja presencia de juveniles, los cuales consideramos en intervalos ≤ 75 mm. La población de pre-adultos (80mm hasta los 155mm) y los adultos (≥ 160 mm) son fracciones de la población bien representadas, corroborando lo observado en la Figura 11. El grupo de los 150mm es uno de los mejores representados o con mayor frecuencia o densidad. Desde la perspectiva del manejo de ecosistemas, la presencia del grupo de 240mm, es un indicador de la salud de la población dado que hay con probabilidad presencia de organismos longevos.

Se presenta el ajuste de los parámetros y su precisión utilizando las rutinas de verosimilitud (Figura 31), bajo el criterio de ajuste Akaike (AIC).

Suma de verosimilitudes para el modelo estándar fue $4.3E-15$ y el número de parámetros 3, siendo AIC= 50. La suma de verosimilitudes para el modelo PMcD fue $5E-12$, y el número de parámetros fue 8 siendo AIC= 36.

La solución obtenida de los modelos fue la siguiente:

Tabla 10. Ajuste de los parámetros poblacionales, para la población de camarón café para la zona norte de Nayarit y Sinaloa, México.

Parámetros	Modelo estándar	Modelo PMcD
L^∞	299.138	218.5
K (1/semana)	0.0239	0.06
t_0 (semana)	-5.253	5
C1		5.3
S1		36.7
C2		5.1
S2		64.4
Periodo		54.1

Se muestra la relación entre el modelo estándar y las modificaciones de Pitcher y MacDonald (PMcD) (Figura 28). En la grafica superior se observan 1 oscilación por debajo de la curva de crecimiento del modelo estándar. En la parte inferior se muestran las gráficas de las soluciones para los parámetros poblacionales L^∞ , K y t_0 , (Figura 28, Tabla 10).

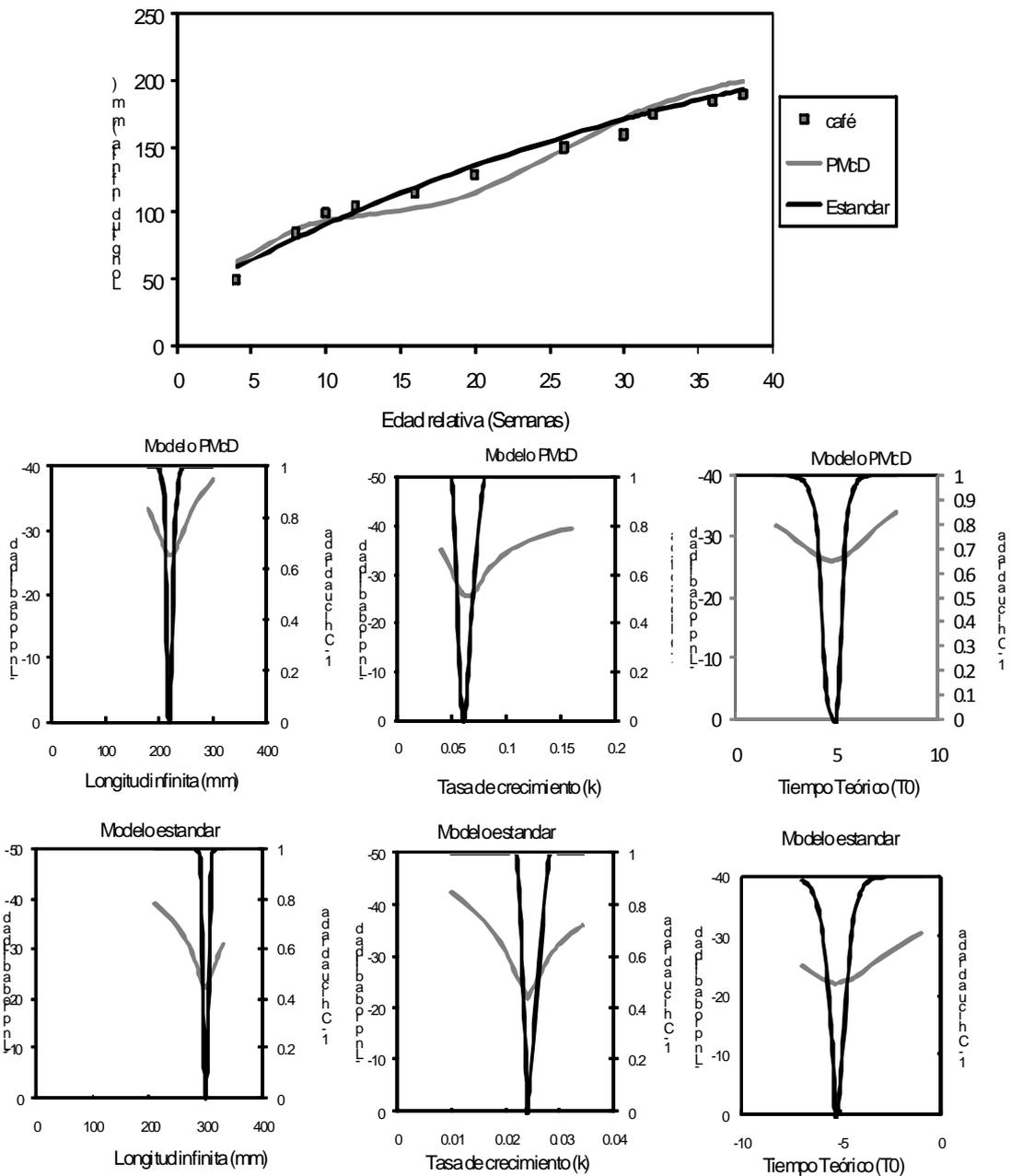


Figura 28. Modelos de crecimiento de Bertalanffy y modificaciones (PMcD) para camarón café de la zona norte de Nayarit y Sinaloa, (gráfica superior). Ajuste de los parámetros y su precisión utilizando las rutinas de verosimilitud, (gráficas inferiores).

Se grafican tridimensionalmente (Figura 29) los parámetros de la población en para el modelo estándar y las modificaciones de Pitcher y MacDonald (PMcD) (estimados en la Figura 28) la primer gráfica muestra L^∞ Vs k , la segunda L^∞ vs t_0 , y la tercera k vs t_0 , con el objeto de precisar las soluciones para los parámetros.

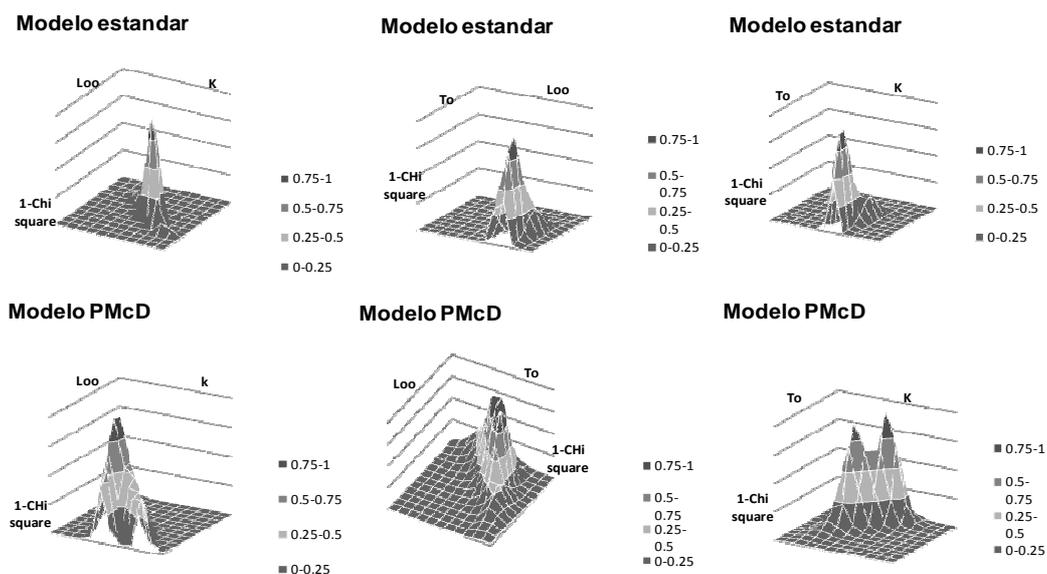


Figura 29. Ajuste tridimensional de los parámetros y su precisión utilizando las rutinas de verosimilitud, para el modelo de crecimiento de von Bertalanffy y modelo modificado (PMcD), para camarón café de la zona norte de Nayarit y Sinaloa.

En la Figura 30 se muestran las soluciones para el modelo de dinámica poblacional estructurado por edades de Quinn y Deriso (1999) para camarón café, y n corridas las condiciones fueron:

1. parámetros del modelo de crecimiento modificado (PMcD)
2. crecimiento entre 20 y 48 semanas
3. mortalidad aleatoria entre (0, 0.2)

4. número en la cohorte de 20 semanas y cercano de 36.5 millones (que se obtiene de correr el modelo de crecimiento para la edad asociada a esta longitud y resolver la multinomial para conocer la densidad o número).

Para una corrida se presenta la tabla los parámetros poblacionales y salida de 2000 pruebas del modelo que produce número biomasa y la estructura de la cohorte. Simula una población i cuando i va de 1 a un número finito en este caso 2000 (Tabla 11).

Tabla 11. Solución de los parámetros poblacionales para una corrida de 2000 pruebas del modelo estructurado por edades (Quinn y Deriso, 1999), para la población de camarón café.

Nombre	Parámetro poblacionales	Valor
M	Mortalidad	0.073
L^∞	Longitud infinita	218.5
K (1/semana)	Tasa de crecimiento	0.059
t_0 (semana)	Tiempo teórico	5.7
W_{oo}	Peso infinito	92
$m=M/K$	$m=M/K$	1.24
t_r	Edad de interés cohorte (semanas)	20
N_r	Número de la cohorte	36,500,000
B	Pendiente de longitud y peso	3.2
a	Ordenada	2.4E-06

Las gráficas de la Figura 30 son un ejemplo del modelo que simula lo que podría suceder con la cohorte de 20 semanas con las condiciones que definimos. Se escoge a la cohorte que se considera la más representativa ó más productiva, y es la de mayor rendimiento y captura.

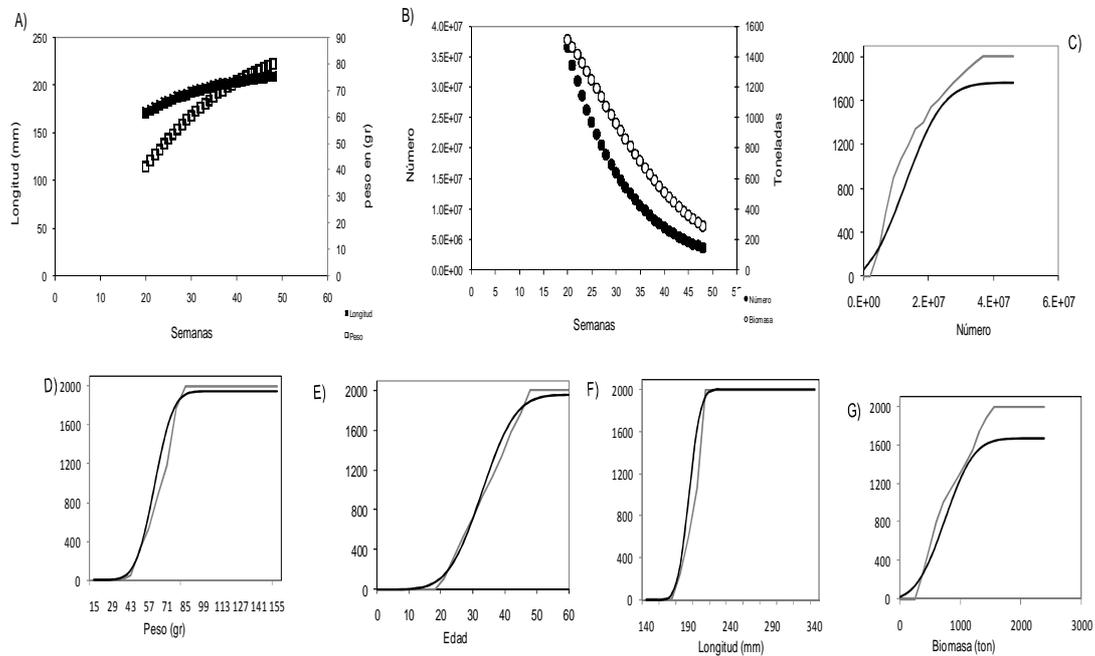


Figura 30. Modelo de Quinn y Derisso (1999) modificado, para el crecimiento de la cohorte de 20 a 48 semanas, en una corrida de 2000 pruebas, para la población de camarón café. Se presenta las soluciones acumuladas y su ajuste, se conserva los datos de Chi cuadrada para $p > 0.05$.

Se presenta los modelos de crecimiento de Bertalanffy, peso y longitud en el tiempo (semanas) (Figura 30, gráfica A)). Se muestra el número de individuos y la biomasa en toneladas en el tiempo (semanas) (Figura 30, gráfica B)). En las gráficas C), D), E), F) y G) (Figura 30) se muestran las proporciones acumuladas correspondientes cuando la cohorte crece estocásticamente de 20 ha 48 semanas, la densidad promedio del valor esperado o calculado por el modelo se estimó en 36, 800,000 individuos y, la biomasa del valor esperado o calculado por el modelo se estimó en 1,547ton. El valor promedio de talla calculado por el modelo se estimó en 210mm, el valor promedio de peso calculado por el modelo se estimó en 85gr.

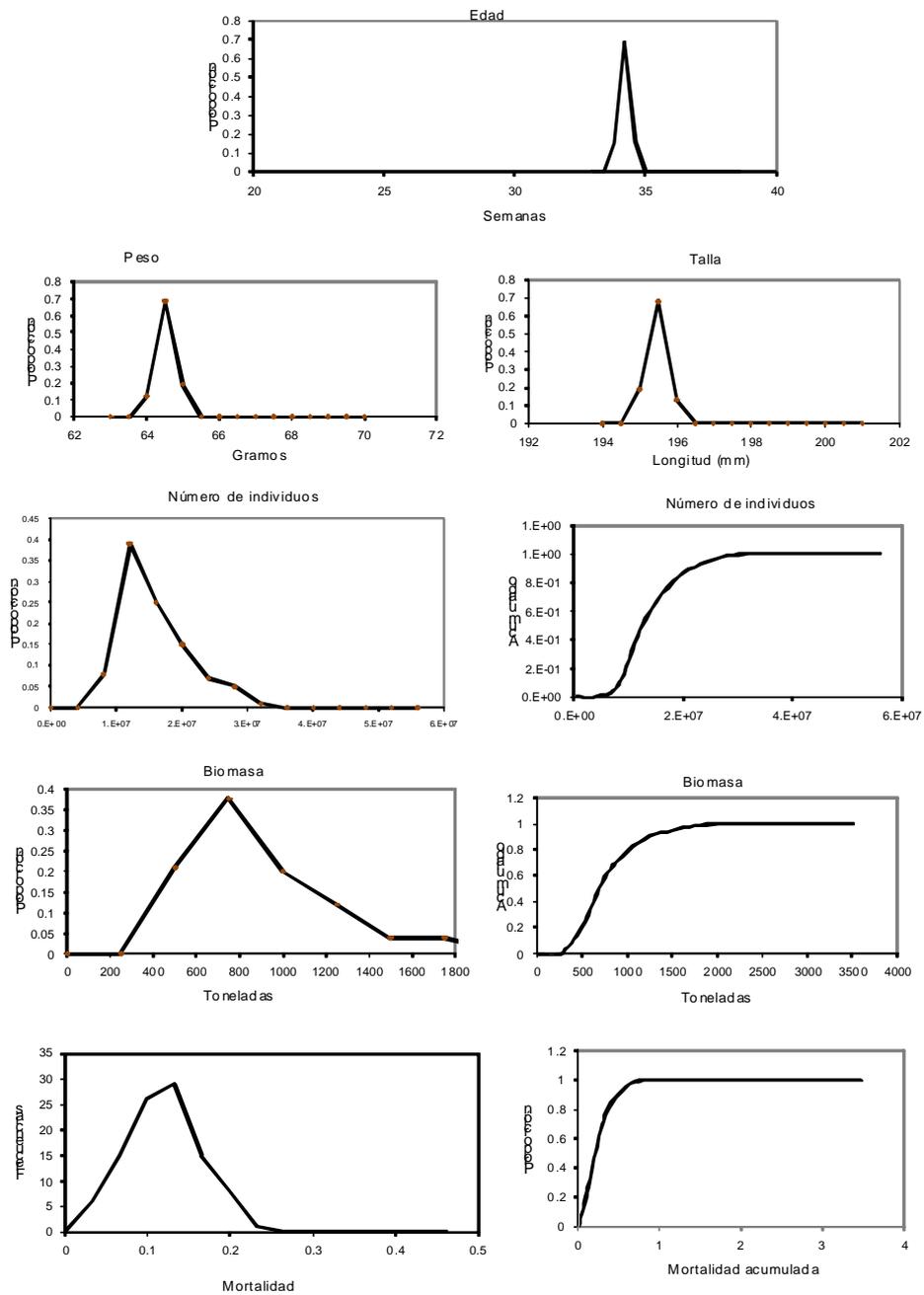


Figura 31. Solución de 200 mil corridas para la cohorte de 20 semanas, en el modelo de Quinn y Deriso (1999) modificado, para la población de camarón café.

Las gráficas de la Figura 31 son un ejemplo que simula representan la solución para 200 mil corridas del modelo, y es una predicción a corto plazo del comportamiento de la cohorte. Si consideramos que simulamos que hay n poblaciones (separadas o metapoblaciones) que están creciendo y extinguiéndose en diferentes espacios y tiempos. En este caso tenemos 200 mil sitios (si cada hectárea fuera un escenario) de 2 millones posibles, o 20 mil sitios si cada 10 hectáreas fuera un escenario.

Las proporciones (Figura 31) estiman que los organismos que la edad promedio que se simuló fue 33.8 y 34.6 semanas y se utiliza solo como referencia, el 68% de los organismos se encuentran con una talla de 195.5 milímetros; el 69% de los organismos se encuentran con un peso de 64.5 gramos. Y las proporciones acumuladas muestran que la densidad máxima se estimó en 28, 000,000 organismos, y una biomasa máxima en 1,750 toneladas. Una proporción en la mortalidad entre 0.033 y 0.231, con una proporción acumulada de 1.

La contribución del promedio (800 ton) de esta cohorte, lo que produce y representa respecto al total (6000 ton, que ya ha sido calculado en la Figura 5) es del 13.33%.

6. Discusión

La ecología se encarga de estudiar la dinámica de poblaciones, la cual puede ser definida como el estudio de los cambios de las poblaciones biológicas en el espacio y en el tiempo en cuanto a tamaño dimensiones físicas, estructura de edad y otros parámetros que las definen. Es fundamental estudiar los factores que causan esos cambios, tanto bióticos, como abióticos y los mecanismos por los que se producen (Frank y Leggett, 1994; Hanski y Gilpin, 1997; Hilborn y Mangel, 1997; Maass, 2003; Pisanty, 2003).

Es importante mencionar que estos cambios también son causados por la evolución de las pesquerías, y es necesario considerarlos. La pesquería causa disminución de las poblaciones, es decir, un índice de mortalidad, que a su vez es causa de una selección direccional en las poblaciones (Conover, 2000; Frank y Leggett, 1994; Francis *et al.*, 2007) y manipula la evolución de las historias de vida mediante la selección artificial (Francis *et al.*, 2007; Rijnsdorp 1993). Esta selección artificial afecta a los ecosistemas (es necesario conocer sus efectos) al reducir la adecuación de las poblaciones (decrece la frecuencia de genotipos entre generaciones) y al modificar la adecuación relativa del genotipo que codifica para diferentes historias de vida dentro de la población (Conover, 2000; Francis *et al.*, 2007).

Tomando en cuenta, todo lo anterior este estudio discute los resultados con un enfoque ecológico, y brinda información importante para la evaluación de las pesquerías de camarón en el Pacífico mexicano, para lograr un manejo sustentable del recurso.

6.1 Datos generales

El primer análisis realizado (**Error! Reference source not found.**) comprueba el comportamiento de los datos se distribuyen normalmente, condición necesaria para hacer todos los análisis posteriores (Romeu, 2003). Éste enfoque general, que en un análisis profundo puede cambiar, nos ayuda a definir el tipo de análisis posterior a realizar.

Conocer qué tan deteriorado se encuentra el stock o la población es fundamental para saber que tan drásticas deben ser las medidas ambientales a implementar; Comparar el estado virgen del stock con el actual es la manera más directa, pero si esos datos no están disponibles (como lo es el caso de éste estudio), hacer una revisión histórica de las capturas nos ayuda, ya que son indicadores del estado de sobre-explotación (Freire, 2000)

La abundancia del camarón café se ha mantenido estable (**Error! Reference source not found.**) (incluso ha aumentado ligeramente) desde el año 2002 a 2005, apoyando los resultados del dictamen del INAPESCA (2006), que menciona que históricamente ha sido la especie dominante en las capturas y que el último año de registro (2005) se muestra por encima del promedio histórico (6,000 ton; **Error! Reference source not found.**) que es de 8,030 ton. Para el caso de camarón azul la temporada 2005 ha sido de las temporadas más bajas históricamente (1,350 ton) y se muestra por debajo del promedio histórico (2500 ton; **Error! Reference source not found.**) apoyando los resultados del dictamen del INAPESCA (2006). La población de camarón blanco presenta capturas bajas (**Error! Reference source not found.**) para el año 2005, (1,471 ton), fortaleciendo el conocimiento previo de ser el stock más deteriorado del Pacífico (INP 2001, 2003-03), con capturas por debajo del promedio histórico (2000 ton; **Error! Reference source not found.**).

Se asocia a la talla una edad, para conocer los porcentajes en las diferentes etapas del ciclo de vida, y conocer los porcentajes (**Error! Reference source not found.**, **Error! Reference source not found.** y **Error! Reference source**

not found.); Entre más amplio sea el rango de la estructura de tallas (analizado con profundidad en el modelo multinomial) podemos asociar un stock estable. La mayoría de las investigaciones de recursos demersales, mencionan que los organismos más jóvenes no están presentes en las capturas, y los organismos viejos están sub-representados en la muestra (Ferrandis, 2007; Ferrandis y Hernández, 2007; Gracia, 1989; Ramos-Cruz, 2000; Ramos-Cruz *et al.*, 2006).

Éste análisis es una aproximación a lo ocurrido en la población, ya que se estima la estructura de las capturas y esta presenta un margen de error según el arte de pesca utilizado. La fracción de organismos menores a los 40mm (larvas, postlarvas y pre-juveniles) no se registran debido a la reglamentación de la luz de malla en las redes de arrastre (44.4mm) (Gil-López y Sarmiento-Náfat, 2003) y atarrayas (37,5mm), de esta manera las redes no capturan organismos menores a estas tallas (NOM-002-PESC-1993; Ramos-Cruz *et al.*, 2006).

En principio, se espera encontrar una estructura de tallas (y edades) con composiciones diferentes entre las especies y entre las zonas de muestreo, debido a la biología (principalmente entre los géneros *Litopenaeus* y *Farfantepenaeus*), a la distribución espacial (tanto longitudinalmente como batimétricamente) y a las capacidades adaptativas entre las especies (Pérez-Farfante y Kensley, 1997), que producen comportamientos diversos en la dinámica poblacional.

Los adultos reproductores, son una parte de la población importante en sentido del manejo de ecosistemas (Arkema *et al.*, 2006; Francis *et al.*, 2007), ya que regeneran a la misma. En el artículo Francis *et al.*, 2007 mencionan que es fundamental mantener las estructuras de edades (viejos-maduros) de las poblaciones, pero ¿Por qué hay que mantener la estructura en la población “vieja”?, esto es por que generalmente se asume que todos los huevos son idénticos, los huevos de hembras jóvenes y hembras viejas (Beverton y Holt, 1957). Esta noción es polémica, las hembras viejas producen huevos viejos esto es, que es necesario mantener los números de hembras maduras (sin ser viejas) porque estas producen huevos de mejor calidad que las hembras viejas

(Nikolsky, 1953) esto está comprobado para datos de laboratorio, sin embargo no está comprobado para poblaciones silvestres. Pero, sí es necesario mantener un equilibrio en la estructura de la población adulta para asegurar la estabilidad de la misma (Francis *et al.*, 2007).

Para la población de camarón café es importante subrayar que en las tres zonas de muestreo (estuario, ribera y altamar) los pre-adultos son dominantes presentan porcentajes superiores al 50%, y los juveniles están casi ausentes presentan porcentajes menores del 10% (**Error! Reference source not found.**). Estos datos demuestran 2 cosas, primero que esta especie entra a aguas protegidas y esteros; Esta evidencia es una contribución importante al conocimiento biológico de la especie, ya que esta especie es considerada como oceánica (Romero-Sedano *et al.*, 2004). Segundo, que para ésta especie la veda protege a los reproductores.

Los datos de la ribera solo corresponden al norte de Sinaloa y se comparan solo con fines indicativos.

La población de camarón azul presenta un alto porcentaje de juveniles en la ribera (58%) (**Error! Reference source not found.**), lo que significa que el asentamiento puede estar sucediendo en alta mar o en la ribera como es este caso y que habría que discutir. Con el camarón blanco la proporción de juveniles es alta en las tres zonas de muestreo, principalmente en la ribera (89%) (**Error! Reference source not found.**), lo cual nos haría pensar que la veda está protegiendo a los reclutas y no a los reproductores, causando el evidente deterioro de ésta población.

Lograr una estabilidad en mortalidad de pesca no significa estabilidad en las capturas, y a la vez no significa que se ha logrado la estabilidad en el esfuerzo de pesca (INAPESCA, 2007; Steele, 1996); Por lo anterior se fundamenta la teoría de mantener el stock reproductor. Las evidencias primarias que llevan a evitar la sobrepesca del reclutamiento en términos poblacionales, es la presencia de hembras maduras en los distintos stocks. En términos de la

pesquería se debe observar la tendencia de la abundancia relativa, los cuales pueden marcar un notable descenso (INAPESCA, 2007).

Dado que la frecuencia absoluta está influenciada por el tamaño de la muestra, y esto hace que no sea útil para comparar, se utiliza la frecuencia relativa en su forma acumulada (**Error! Reference source not found.**, **Error! Reference source not found.** y **Error! Reference source not found.**). Este análisis produce una perspectiva histórica para comparar la talla de las especies (en sentido profundo la estructura de la población madura) y saber si se ha reducido o mantenido. Con base a lo anterior, lo más importante es observar el comportamiento del último año de registro, 2006, para conocer la tendencia de los datos.

Se observa en general que la estructura en el camarón azul tiende a los valores máximos (**Error! Reference source not found.**) y el camarón café es el valor máximo (**Error! Reference source not found.**), lo cual indica un que la estructura de la población no se ha reducido drásticamente, ya que hay tallas grandes y por lo tanto adultos y reproductores. En el stock del camarón blanco se observa que los valores se encuentran entre el valor mínimo histórico y el valor máximo histórico (**Error! Reference source not found.**), lo cual nos indica al menos una reducción ligera en la estructura de la población.

Parte importante de esta investigación (basados en el manejo de ecosistemas) es estimar el efecto de los parámetros ambientales con la dinámica de la población, específicamente con la temperatura, que aunque no es suficiente para saber el efecto de las variables abióticas es información de gran utilidad para un primer análisis. Por medio de la modelación matemática se puede hacer la predicción del comportamiento del sistema, en términos del efecto del clima sobre la estructura y dinámica del ecosistema (Francis *et al.*, 2007).

La importancia de la temperatura en este organismo es que son animales poiquilotermos, es decir, sin capacidad para regular la temperatura interna de su cuerpo, por lo que en estos organismos la velocidad de sus reacciones metabólicas depende de la temperatura del agua; a mayor temperatura se

acelera su mecanismo de respiración, nutrición, reproducción y movimiento general, como consecuencia, el aumento de la temperatura ambiente eleva el consumo de oxígeno y alimento (Maitland, 1990; Jobling, 1995). Sin embargo, las temperaturas elevadas son letales en muchas especies por la reducción de los niveles de oxígeno, la alta temperatura ambiental normalmente conlleva a los organismos a un estado oxiconforme (Herreid, 1980). Otra actividad importante de la temperatura y el O₂ es que son factores ambientales que están muy relacionados, y ambos influyen importantemente sobre la distribución de los animales (Kennedy, 1982; Barber *et al.*, 1983)

La temperatura al regular las actividades metabólicas, intervienen en el crecimiento de los organismos, y por lo tanto la relación de esta variable juega un papel muy importante en la dinámica poblacional y en la estructura de la población. La temperatura también afecta los periodos reproductivos, ya que delimita la duración de la época de desove en los invertebrados marinos, incluyendo a los crustáceos (Bauer, 1992; Bauer y Vega, 1992; Caetano da Costa y Fransozo, 2004), estudios realizados entre la temperatura y los periodos reproductivos indican similitudes en el comportamiento entre la población de camarón café y azul, ambos tienen preferencia por temperaturas elevadas, periodos de máxima reproducción corresponden a meses cálidos (Aragón-Noriega, 2007). Sin embargo esta investigación demuestra que la especie de camarón café muestra un patrón contrario de comportamiento, con respecto a la temperatura, mostrando mayores abundancias en años fríos (**Error! Reference source not found., Error! Reference source not found. y Error! Reference source not found.**).

La temperatura oceánica se ve alterada por el fenómeno del Niño, el cual consiste en un cambio en los patrones de movimientos de las masas de aire provocando, un retardo en la cinética de las corrientes marinas "normales", desencadenando el calentamiento de las aguas superficiales sudamericanas; La Niña se caracteriza por temperaturas frías y perdurables. La pesquería mexicana se ve afectada, por las altas temperaturas del agua produciendo la disminución del plancton, y por consiguiente la de algunas pesquerías, además del aumento de algunas especies tóxicas resistentes a los cambios térmicos

(Magaña *et al.*, 1997). Lo reportado en FAO y la OLDEPESCA sugiere que el fenómeno favorece las condiciones de desarrollo de crustáceos, ampliando sus áreas habituales, como es el caso de los camarones o langostinos, langostas, jaibas, entre otras (OLDEPESCA, 2005). Los resultados de éste trabajo sugieren que el aumento de la temperatura no beneficia a todas las especies de camarones.

En la población del camarón azul, la especie presenta un aumento en las capturas cuando se acrecienta la temperatura (**Error! Reference source not found.**), esto es muy evidente en el año de 1997 (año intenso del Niño). Ésta especie presenta la distribución batimétrica más superficial (hasta las 25 brazas) causa probable de que el efecto del fenómeno sea más directo y, que sea una especie adaptada a temperaturas más altas. En la población de camarón blanco no se observa un patrón claro, es decir, con respecto a la temperatura (**Error! Reference source not found.**). Con el camarón café, la especie presenta una disminución evidente (**Error! Reference source not found.**) en las capturas cuando se acrecienta la temperatura en el año de 1997 (año intenso del Niño). Esta especie presenta una distribución batimétrica más profunda (Hendrickx, 1986; INAPESCA, 2007), y por tanto la temperatura ideal de reproducción y sobrevivencia sea menor que las otras dos especies, y además los cambios en la temperatura no son tan drásticos en la profundidad y necesita haber un fenómeno intenso (como el del año de 1997) para que afecte mayor profundidad y tenga un efecto sobre ésta especie.

Otro análisis realizado para conocer el impacto de la temperatura en las poblaciones es el mostrado en la **Error! Reference source not found.**, que indica el número de grupos de tallas registrados por año, es decir, es una aproximación de la estructura de talla por año. Este análisis indica que no hay una relación entre la estructura de la población y la temperatura. La estructura de tallas está determinada por varios factores (biológicos y ambientales), pero la pesca es un factor importante (Arkema *et al.*, 2006; Francis *et al.*, 2007). La población con una estructura más amplia es la de camarón azul seguida muy de cerca por la población de camarón blanco, El camarón café presenta una estructura menor, es decir, una estructura menos amplia. Esto se corrobora en el modelo multinomial, mostrando una estructura de tallas mas amplio en la

población de camarón azul, seguido del camarón blanco y por último en la población de camarón café. Las gráficas no indican un patrón de comportamiento entre la temperatura y en estructura de tallas en la población.

La solución del Análisis de Componentes Principales ACP (**Error! Reference source not found.**) corrobora lo observado en los análisis anteriores. La población en la que se observa mayor relación con las temporadas climáticas, principalmente caliente (verano) es la población de camarón azul, ya que la solución, los eigenvectores se encuentra en el mismo plano. Así mismo, se observa que el comportamiento de la población de camarón café es la que difiere más de las tres especies, ya que el vector, la solución, se encuentra en el plano más alejado de la gráfica.

6.2 Modelos

El uso de modelos nos permiten ajustar la información disponible, a las posibles concepciones sobre el comportamiento dinámico de las poblaciones explotadas (Jones, 1996). La opción para el futuro radica en que la guía de manejo de pesquerías no quede en ideas, y tenga una visión a largo tiempo y hacia la productividad sustentable. La base del conocimiento para lograrlo incluye los mecanismos de estudio ecológicos (Arkema *et al.*, 2006; Francis *et al.*, 2007).

Para que la pesca sea sustentable y el stock no se colapse, es necesario mantener una estructura en la población estable y completa (sana) (Arkema, 2006; Francis *et al.*, 2007), teniendo un porcentaje representativo en los juveniles (pensando en el futuro de la población) y en los reproductores (para asegurar la nueva generación.) Para especies con ciclo de vida corto (menos de dos años) como los camarones penéidos, se diseñan vedas con un esquema común estacional, para proteger los desoves y maximizar el rendimiento de las cohortes (Watson *et al.*, 1993; Die y Watson, 1993). Pero, ¿Realmente estas vedas están cumpliendo sus objetivos?, se está protegiendo los reproductores o a los ¿reclutas?. Los criterios de manejo basados en

tácticas de manejo debe considerar una época de veda temporal y espacial, esperando el desove de los reproductores y el eventual reclutamiento a la pesquería (INAPESCA, 2007).

Los objetivos de la evaluación varían dependiendo de los organismos gestores de las naciones o de la sociedad, pero en general se podrían resumir en: establecer el estado del stock y de la explotación; proporcionar una relación histórica de las capturas, abundancia y tasas de explotación; comparar con el estado actual del stock la dinámica de la población para estudiar la evolución a corto, medio y largo plazo o hacer predicciones a corto, mediano y largo plazo (en este estudio se hace por medio del modelo estructurado por edades) y, por último, analizar las alternativas de gestión (Jones, 1996). Todos estos objetivos, son logrados por medio de la modelación matemática, y en este estudio se abarcan al menos dos de éstos, y son utilizados para determinar si es necesario aumentar las restricciones a la pesca o, por el contrario, si es posible aumentar las oportunidades de pesca sin poner en riesgo la sustentabilidad del recurso (Jones, 1996). El primer modelo, necesario para analizar la distribución en la estructura de tallas y asociar edades, fue el multinomial.

Los datos provenientes de la pesca incluyen capturas (utilizadas en este estudio) y esfuerzo. Las capturas cuantifican la totalidad de individuos eliminados del stock, se expresan en número o biomasa, y se pueden considerar una aproximación a la estructura de la población, mediante la distribución de tallas o edades (Gracia, 1989; Jones, 1996; Madrid-Vera *et al.*, 2001a, 2007). Entre más completa sea la estructura poblacional (más amplio el intervalo de tallas) estará más estable la población, sin embargo estas estructuras en las poblaciones no son comparables entre las especies (solo comparables entre si), por las diferencias biológicas; La estructura que muestra el modelo si la comparamos con datos históricos podemos saber qué tanto se ha reducido a población y puede servir como indicador de salud poblacional, pero por si solo no es un indicador.

Este análisis de distribución de tallas, nos señala que la población de camarón azul tiene la estructura de tallas tiene un amplio rango, (**Error! Reference source not found.**), el modelo multinomial muestra claramente que se presentan 16 grupo de tallas, que va de los 45mm a los 245mm (**Error! Reference source not found.**) mostrando las mayores frecuencias en el intervalo de 130mm, relacionando con los mayores porcentajes de la **Error! Reference source not found.**, se observa que los estadios juveniles y pre-adultos son los más representados, lo cual indica que parte de la población más protegida son los reclutas. Hay una buena estructura de la población, pero no podemos decir que la población o el stock está sano, es necesario que se complemente al análisis incluyendo la biomasa y la comparación histórica.

La estructura de tallas en la población de camarón blanco se observan 15 grupos de tallas que van de los 35mm a los 230mm (**Error! Reference source not found.**) mostrando la mayor frecuencia en los 135mm, relacionando con los mayores porcentajes de la **Error! Reference source not found.****Error! Reference source not found.**, se observa que principalmente los juveniles son los más representados, lo cual indica que el estadio más protegido son los reclutas (**Error! Reference source not found.**)**Error! Reference source not found.** Aunque hay una buena estructura de la población, cuando se complementa el análisis incluyendo la biomasa y la comparación histórica observamos que esta especie ésta sujeta a una intensa presión de pesca (INP, 2006) por las flotas industrial y artesanal (Arellano-Torres *et al.*, 2006; Arreguín-Sánchez *et al.*, 2008; Beltrán-Pimienta y Retamoza-Leyva, 2003).

En la población de camarón café la estructura difiere de las otras dos especies (**Error! Reference source not found.****Error! Reference source not found.**)**Error! Reference source not found.**, observamos 13 grupos de tallas, que van de los 55mm a los 240mm (**Error! Reference source not found.**) mostrando la mayor frecuencia en el intervalo de 155mm, relacionando con los mayores porcentajes de la **Error! Reference source not found.****Error! Reference source not found.**, se observa que el grupo más protegiendo son los reproductores, esto podría ser una causa importante para la recuperación del stock, al igual que una mayor protección a las tallas muy pequeñas ≤ 55 mm.

Cuando el nivel de reproductores del stock es 20% del valor del stock virgen este valor es considerado crítico (Myers *et al.*, 1994), García (1996) menciona que una disminución del 25% del stock virgen es aceptable. En este caso no cuento con el valor del stock virgen; Sin embargo, una aproximación son los porcentajes obtenidos de los estadios (el análisis de los datos de altamar, ya que son los datos más completos, y los datos de ribera son solo del norte de Sinaloa) (**Error! Reference source not found.**, **Error! Reference source not found.** y **Error! Reference source not found.**) y el análisis multinomial de la estructura de tallas (**Error! Reference source not found.**, **Error! Reference source not found.** y **Error! Reference source not found.**), los cuales indican que en el camarón café los porcentajes de adultos en altamar son de 34%. En el caso de camarón azul el porcentaje de adultos en altamar es de 34%, en el camarón blanco en altamar el porcentaje de adultos de de 25%.

Todas las especies producen mayor número de descendientes que los necesarios para mantener el tamaño de la población, este es un principio fundamental para el concepto de [selección natural](#), y esto produce un crecimiento poblacional que es analizado por varios modelos, el utilizado en este trabajo es el modelo de crecimiento de tipo exponencial de von Bertalanffy que se ha usado para estudiar la dinámica del stock (Quinn y Deriso, 1999; Haddon, 2001).

Una característica clave de la evaluación bajo el planteamiento de precaución es la incertidumbre (Cerviño-López, 2004; Haddon, 2001; Hilborn y Mangel, 1997). La incertidumbre surge por la incapacidad para medir el sistema con precisión debido a un conocimiento incompleto de los factores que afectan la dinámica poblacional (Quinn y Deriso, 1999). Por lo tanto es necesario incorporar la incertidumbre a los modelos, pero también es necesario tener un criterio de validación o contraste de verosimilitud. En éste caso utilizamos el criterio de Akaike (AIC), que es una medida de bondad de ajuste de un total estimado del [modelo estadístico](#). Se basa en el concepto de [entropía](#), una medida relativa de la [pérdida de información](#) cuando un determinado modelo se

utiliza para describir la realidad y se puede describir el compromiso entre [el sesgo](#) y [la varianza](#) (Haddon, 2001; Quinn y Deriso, 1999).

Una de las utilidades del criterio (AIC) es que te permite hacer comparaciones entre modelos distintos, siempre y cuando tengan el mismo número de parámetros, el valor es dos veces la desviación estándar más dos veces el número de parámetros, si no hubiera diferencias y el valor de la desviación o la varianza fuera cero entonces el mínimo de AIC sería el número de parámetros, y el valor más bajo se considera el mejor. Los valores estimados (**Error! Reference source not found.**, **Error! Reference source not found.** y **Error! Reference source not found.**) son válidos, ya que se consideran bajos y con buenos ajustes. Las soluciones para el modelo estándar en la población de camarón azul tiene un valor de $AIC=23.6$, la población de camarón blanco tiene un valor de $AIC= 31$, en la población de camarón café tiene un valor de $AIC= 50$; Los valores del modelo modificado son para camarón azul tiene un valor de $AIC= 38.7$, para camarón blanco tiene un valor de $AIC= 41.6$; y en el camarón café tiene un valor de $AIC= 36$.

Los valores obtenidos, o estimación de parámetros poblacionales para el modelo modificado, difieren del modelo estándar por dos razones:

- 1) Es una parametrización del modelo original. Alterada por cambios estacionales (posiblemente la temperatura)
- 2) Los puntos del modelo estándar se amarran a los puntos de las oscilaciones, es por esta razón que L^∞ es más pequeña. Por que este modelo tiene 8 parámetros de estimación, a diferencia del modelo estándar que trabaja solo con 3 parámetros, por lo tanto su ajuste es más difícil pero más confiable.

Los parámetros poblacionales estimados en el modelo estándar (**Error! Reference source not found.**, **Error! Reference source not found.** y **Error! Reference source not found.**) indican que el camarón café tiene la longitud infinita (L^∞) más grande con 299mm, posteriormente por el camarón azul con 291mm y por último el camarón blanco con 284mm, sin embargo los resultados

del modelo modificado (PMcD) indican que la longitud infinita más pequeña con 219mm los presenta la especie de camarón café, ésta solución es más certera, ya que la literatura reporta que el camarón azul y blanco presentan mayores tallas que el camarón café.

El “parámetro de curvatura” k , que determina la rapidez con la que el organismo alcanzan es muy similar entre las tres especies (**Error! Reference source not found.**, **Error! Reference source not found.** y **Error! Reference source not found.**). El camarón azul presenta una $k=0.064$, el camarón café presenta una $k =0.06$, y el camarón blanco presenta una $k =0.059$; en términos de manejo ambiental es interesante observar que el camarón blanco que es el stock más deteriorado presenta la k más baja, es decir, que es más difícil que los organismos lleguen a ser longevos. Sin embargo, si analizamos el modelo estándar, es interesante ver que la población de camarón blanco presenta la menor L^∞ y la mayor k , lo que nos llevaría a pensar en términos de salud poblacional tiene una buena capacidad adaptativa. Esta idea es bastante viable, ya que por su rápido crecimiento y gran tolerancia es la especie de mayor cultivo en América (Roseberry, 1998), tanto en el Pacífico como en el Atlántico, lo que estos resultados indicarían sería muy alentador porque es el stock más deteriorado del Pacífico, y podría indicar una mayor facilidad en su recuperación. Esto es una aportación importante para sugerir investigaciones para determinar la estrategia reproductiva y adaptativa de la especie, y poder sugerir tener más herramientas para hacer un plan eficiente.

El parámetro de condición inicial o tiempo teórico de crecimiento (t_0) determina el punto en el tiempo en el que el camarón tiene una talla cero, pero biológicamente no tiene significado, ya que el crecimiento empieza a nivel larval y éste no es considerado en las capturas (Fraway, 2006; Hair *et al.*, 1998).

Como he mencionado, la temperatura es uno de los factores más en el crecimiento de los camarones, es por eso que analizamos las modificaciones a la ecuación de von Bertalanffy (véase García, 1996) considerando a las temperaturas, dentro del modelo. Estas oscilaciones aun no podemos definir a

que se deben, sin embargo podrían estar relacionados a cambios estacionales, como cambios climáticos principalmente la temperatura (por las estaciones climáticas) relacionados con los procesos metabólicos y de maduración sexual, cuyo gasto de energía es alto si se consideran los tamaños que pueden alcanzar las gónadas o la complejidad del espermatozoido (Bauer, 1992; Bauer y Vega, 1992; Caetano da Costa y Fransozo, 2004; Méndez-Sandino, 2003); Pero también puede deberse a otros tipos de cambios, como los químicos, por ejemplo la salinidad (debida a la temporada de lluvias), que es el factor determinante en el control de los movimientos migratorios (Arosamena, 1976)

En las gráficas superiores de las **Error! Reference source not found.** se observa la relación entre la curva de crecimiento normal y las oscilaciones, para el camarón azul y blanco se pueden observar claramente las 2 oscilaciones, indicando que puede haber influencia estacional en el crecimiento de los organismos, en el camarón café las oscilaciones no son claras, indicando que tal vez no hay una influencia estacional. Si estas oscilaciones se deben a los cambios en la temperatura, las especies más afectadas serían (como lo indica el modelo) el camarón azul y blanco, ya que son las especies con distribución batimétrica somera; En cambio el caso del camarón café al tener una distribución más profunda. (Hendrickx, 1986; INAPESCA, 2007; Pérez-Farfante y Kensley, 1997). Los resultados obtenidos en las figuras que relacionan la abundancia en relación a la temperatura (**Error! Reference source not found.**, **Error! Reference source not found.** y **Error! Reference source not found.**) y el Análisis de Componentes Principal (**Error! Reference source not found.**) apoyan la teoría de antes mencionada.

Los supuestos fundamentales de la teoría de pesca (stock unitario y mezcla dinámica) no se cumplen, ya que son organismos con ciclos vitales complejos, la relación stock-reclutamiento es evidente a nivel global solo en niveles del stock muy bajos, las agregaciones espaciales se dan a diferentes escalas y son metapoblaciones meroplanctónicas. (Arkema *et al.*, 2006; Francis *et al.*, 2007; Freire, 2000; Hanski, 1998; Kremen, 2005). Los invertebrados marinos se comportan bajo este supuesto, debido a que son especies marinas con fases

larvarias que no presentan mecanismos de reproducción local, son poblaciones locales abiertas. (Hendrickx, 1986 y 1996). Todas las larvas se dispersan independientemente de las condiciones del hábitat local, la dirección y amplitud de la dispersión es parcialmente un proceso de transporte físico (Arkema *et al.*, 2006; Butterworth y Newman, 1979; Francis *et al.*, 2007; Hendrickx, 1986 y 1996; Hanski, 1998; Kremen, 2005).

Bajo el modelo de Quinn y Deriso (1999) se puede considerar a la población como metapoblaciones y considerar que la dinámica del stock esta dada por las fluctuaciones en las estructura de edades y que el crecimiento es un atributo de la población, estas puede crecer de manera diferente en cada escenario espacial que intentamos simular en las corridas globales y las corridas extendidas. Así, sustentados. Este modelo considera que la población es una “piscina o mezcla” donde las entradas se deben al crecimiento y los reclutas, y las salidas se deben a las mortalidades naturales y por pesca (Butterworth y Newman, 1979).

Dependiendo de la información disponible se podrán aplicar distintos modelos para evaluar el stock, aunque dos son los fundamentales: modelos globales y los modelos estructurados por edades (Butterworth y Newman, 1979; Cerviño-López, 2004). Los datos necesarios para evaluar el estado de un stock son de dos tipos: dependientes de la pesca (captura y esfuerzo) e independientes de la pesca (índices de abundancia) (Cerviño-López, 2004; NMFS, 1998). En este estudio se utilizan las capturas, que cuantifican la totalidad de los individuos eliminados del stock y deben de incluir las capturas rechazadas o descartes; se expresan en número o en biomasa, y pueden considerar o no la estructura de la población, bien sea mediante distribuciones de tallas o de edades (Cerviño-López, 2004). La capacidad productiva de una población explotada, que incluye el crecimiento, la madurez, la fecundidad, la mortalidad, el reclutamiento, depende de su estructura de edades con lo cual los modelos estructurados representa mejor la realidad, a costa de una información más exigente, porque es necesario conocer la estructura de edades, al menos de las capturas. Por esta razón, los modelos estructurados por edades son preferibles a los modelos globales (Cerviño-López, 2004).

Las simulaciones en las corridas globales y las corridas extendidas, son predicciones hechas por el modelo, que nos indican cómo puede comportarse el stock de la población con las condiciones que nosotros establecimos con base a la información obtenida. Para resolver este modelo a cada grupo de talla de fue asociada una edad con base a la literatura, es importante observar las diferencias que se estiman en la duración de cada estadio y de la maduración sexual entre las 3 especies. El camarón azul y camarón blanco tienen similitudes biológicas en este aspecto, se mencionan que ambas especies a los 125mm tienen una edad en promedio de 4 o 5 meses, salen del sistema lagunar y es la talla máxima que se podría considerar como estadio juvenil; en promedio la maduración sexual se da a los 170mm (FAO, 2003, Ramos-Cruz 2000; Ramos-Cruz *et al.*, 2006). En el camarón café se mencionan que organismos de hasta 70mm son considerados como juveniles, las hembras maduras más pequeñas, en estadio III miden 145 mm, dejando un intervalo de confianza con un enfoque precautorio sería ≥ 160 mm, debido a que los machos son más pequeños y en este caso la muestra esta mezclada (Romero-Sedano, 2004; SAGARPA, 2007). Dado que el camarón café es la especie que madura más rápido, puede tener una recuperación más rápida la estructura de adultos en la población, y en el sentido de manejo de ecosistemas mantener la estructura de la población adulta (hembras maduras, principalmente) es fundamental, y puede ser una de las principales causas que influye en que sea el stock menos dañado.

Los reportes del INAPESCA (2006) indican que, para camarón azul, la temporada 2005-2006 fue de las más bajas registradas desde hace siete años, con 138ton, lo que concuerda con nuestros datos. Esto puede indicar que no hay un manejo adecuado de este recurso.

Los resultados de una corrida del modelo estructurado por edades (**Error! Reference source not found.**) para camarón azul, son una predicción de lo que puede ocurrir con la cohorte de 24 semanas, y muestra que las proporciones correspondientes cuando la cohorte crece estocásticamente (nuevos organismos se incorporan, mueren en el proceso a cualquier edad, o

permanecen) son de 20 millones de individuos y 1,000 toneladas. Para 200 mil corridas (**Error! Reference source not found.**), el modelo predice las proporciones acumuladas en 10 millones de organismos, y una biomasa máxima en 750 toneladas (Hay diferencias entre 1 corrida y 200 mil del modelo, dado que entre más corridas tiene el modelo sus predicciones son más confiables. En un modelaje de simulación no proporciona soluciones exactas, pero se incluye un mayor número de relaciones que permiten representar, más fielmente, el fenómeno bajo estudio). Estas proporciones estimadas, es lo máximo que puede producir la cohorte, según las condiciones definidas.

Es importante considerar la media de los datos como un enfoque precautorio, ya que si solo observamos los valores máximos estamos sobreestimando la producción de la cohorte. En estos términos, las cohortes que alcancen 24 semanas podrían producir 369 toneladas en promedio, lo que representa el 14.76%.

La mayor parte de camarón blanco que se genera de mayo a agosto (periodo de reproducción) (Beltrán-Pimienta y Retamoza-Leyva, 2003; Hendrickx, 1986,1996) son aprovechados en los sistemas lagunares y sólo una pequeña fracción escapa a la zona marina. El stock reproductor de junio-agosto (la cohorte de agosto es analizada en este estudio) da origen a la cohorte que sostiene la pesquería en los primeros meses de la temporada, cuando se obtiene la mayor parte de la captura (Arreguín-Sánchez, 2008; Beltrán-Pimienta y Retamoza-Leyva, 2003; Dictámenes INP, 2002a, 2006, 2007; Hendrickx, 1986,1996). Sin embargo, la veda realmente no esta protegiendo la población, ya que esta especie es explotada en todas sus fases, y lo que se protege en la veda es explotado en la fase marina, por lo tanto podríamos hablar de un colapso si no son tomadas medidas urgentes. La abundancia del stock reproductor en junio-agosto, que se protege durante la veda, depende del escape de aguas protegidas a la zona y de la supervivencia a la pesca de altamar en marzo-abril. Los estudios del INAPESCA indican una marcada tendencia negativa en la abundancia de reclutas de marzo-abril (el futuro stock reproductor de junio-agosto). Por ello se ha presentado una disminución en el reclutamiento para la siguiente temporada y por consiguiente, menos capturas

(Beltrán-Pimienta y Retamoza-Leyva, 2003; Dictámenes INP, 2002a, 2006, 2007). Por lo tanto, una de las causas del deterioro del camarón blanco en Nayarit y el sur de Sinaloa es la disminución del stock reproductor.

Los resultados de una corrida del modelo estructurado por edades para camarón blanco (**Error! Reference source not found.**), son una predicción de lo que puede ocurrir con la cohorte de 28 semanas, y muestra que las proporciones correspondientes cuando la cohorte crece estocásticamente (nuevos organismos se incorporan, mueren en el proceso a cualquier edad, o permanecen) son de 14 millones de individuos y 686 toneladas. Para 200 mil corridas (**Error! Reference source not found.**) **Error! Reference source not found.** el modelo predice las proporciones acumuladas en 5 millones de organismos, y una biomasa máxima en 850 toneladas. Estas proporciones estimadas, es lo máximo que puede producir la cohorte, según las condiciones definidas.

Es importante considerar la media de los datos como un enfoque precautorio, ya que si solo observamos los valores máximos estamos sobreestimando la producción de la cohorte. En estos términos, en el camarón blanco las cohortes que alcancen 28 semanas podrían producir 270 toneladas en promedio, lo que representa el 13.5%. Este porcentaje es alto, en esta temporada se muestra una recuperación del stock. Estos resultados concuerdan con análisis hechos por el INAPESCA (INP, 2006, 2008).

Los reportes del INAPESCA (2006) indican que, para camarón café, la temporada 2005-2006 se encuentra muy por encima del promedio histórico y en similar situación que la temporada anterior, lo que concuerda con nuestros datos. Esto indica que el stock se encuentra estable.

Los resultados de una corrida del modelo estructurado por edades (**Error! Reference source not found.**)**Error! Reference source not found.****Error! Reference source not found.** para camarón café, son una predicción de lo que puede ocurrir con la cohorte de 20 semanas, y muestra que las proporciones correspondientes cuando la cohorte crece estocásticamente (nuevos

organismos se incorporan, mueren en el proceso a cualquier edad, o permanecen) son de 37 millones de individuos y 1,547 toneladas. Para 200 mil corridas (**Error! Reference source not found.**) el modelo predice las proporciones acumuladas en 28 millones de organismos, y una biomasa máxima en 1,750 toneladas. Estas proporciones estimadas, es lo máximo que puede producir la cohorte, según las condiciones definidas.

Es importante considerar la media de los datos como un enfoque precautorio, ya que si solo observamos los valores máximos estamos sobreestimando la producción de la cohorte. En estos términos, las cohortes que alcancen 20 semanas podrían producir 800 toneladas en promedio, lo que representa el 10%.

La variabilidad del ecosistema (variables ambientales) tienen suma importancia la radiación solar, la rotación de la tierra, el constante movimiento de la base de la estructura del océano; Todos estos factores crean un continuo mosaico de cambios en los hábitats marinos. Este mosaico de factores, con el tiempo, se convierten en la guía de la evolución y organización de la estructura de las especies y de los mismos ecosistemas en diferentes direcciones (Arkema *et al.*, 2006; Berkeley *et al.*, 2004b; Conover, 2000; Francis *et al.*, 2007). Debido a lo anterior, es necesario seguir investigando y perfeccionando este último modelo integrando dichas variables, para obtener predicciones que se acerquen cada vez más a la realidad. Las predicciones en la evolución de esta cohorte mostradas en este estudio, son una aproximación de lo que sucede con la dinámica poblacional de las especies bajo estudio.

El manejo del camarón se basa en que la producción excedente máxima se obtiene cuando la biomasa de la población se encuentra a la mitad de lo que tendría en su condición virgen ($B_0/2$); si este nivel de biomasa se mantiene constante, entonces es posible obtener el rendimiento máximo sostenible (RMS) (Dictamen INP, 2001-2002). Para lograr este RMS se sugiere (Dictamen del INP de 2008) que una fecha óptima de apertura de temporada de pesca es cuando al menos el 80% de los camarones capturados comercialmente alcancen tallas comerciales superiores a los 125 mm de

longitud total, las predicciones de este modelo aportan esta información, de gran utilidad para definir ésta apertura. Después de 20 semanas de crecimiento, las cohortes analizadas, sí alcanzan ésta condición, en las tres especies.

Debido a las diferencias biológicas (especialmente el tiempo de maduración y la tasa de crecimiento) entre las especies sujetas a estudio, el estado en el que se encuentra el stock y las dificultades que presenta mantener una captura óptima (porque la captura es multiespecífica), propondría establecer aperturas y cierres específicos para cada especie tomando en cuenta los resultados obtenidos en este estudio y todos los realizados de la dinámica poblacional de los camarones penéidos del Pacífico mexicano.

Este estudio contribuye al conocimiento necesario para ayudar a promover un buen manejo del ecosistema; ya que la elaboración de planes de manejo ambiental para que sean funcionales necesitan de herramientas y conocimiento de las especies y del ecosistema. Esta investigación ofrece resultados y algunas ideas para poder elaborar un plan de manejo sustentable, ya que como se menciona una actividad económica y social muy importante en México, principalmente en la región de estudio.

7. Conclusiones

Para la población de *Litopenaeus stylirostris* (camarón azul):

1. La estructura de tallas de la población es la más amplia (con un intervalo que va de los 45mm a los 250mm de longitud) de las tres especies. Se definen 16 grupos de tallas de unas 4 semanas de edad cada grupo. Presenta el mayor valor de talla máxima (250mm).
2. Se encuentran representadas todas las fases de los organismos en las tres zonas de muestreo; en estuarios y altamar son homogéneas las proporciones.
3. Los pre-adultos y adultos (parte importante de la población, según el enfoque de ecosistemas) son representativos en la población, en dos zonas de muestreo.
4. La relación histórica de las capturas muestra que es estable la biomasa en los últimos años, sin embargo ésta para el último año de muestreo (2005) es de 1,349ton por debajo del promedio (2,500ton).
5. El comportamiento en la estructura de tallas según el análisis histórico de proporciones acumuladas, muestra que las tallas de los organismos tienen un promedio cercana a los valores máximos.
6. Es la población que guarda mayor relación con la temperatura, la biomasa aumenta cuando aumentan las temperaturas.

Para la población de *Litopenaeus vannamei* (camarón blanco):

1. La estructura de tallas de la población es amplia, (con un intervalo que va de los 35mm a los 235mm de longitud). Se definen 15 grupos de tallas de unas 4 semanas de edad cada grupo. Presenta el valor mas bajo de talla mínima (35mm).
2. Los juveniles son la parte de la población más representada (ribera 89%) en las tres zonas de muestreo. En estuarios y altamar se encuentran representadas todas las fases de los organismos.

3. La relación histórica de las capturas muestra una disminución evidente entre los años de 1994 y 2000, pero 2003 la biomasa se recupera ligeramente, sin embargo el último año de muestreo (1,471ton) se encuentra por debajo del promedio histórico (promedio 2,000ton).
4. El comportamiento en la estructura de tallas según el análisis histórico de proporciones acumuladas, muestra que las tallas de los organismos tienen un promedio cercano a los valores medios.
5. Esta población parece responder de manera estocástica a las variaciones de temperatura, lo cual necesita estudiarse

Para la población de *Farfantepenaeus californiensis* (camarón café):

1. La estructura de tallas no tiene un rango muy amplio (incluye desde los 55mm hasta los 240mm en comparación a las otras especies. Se observan 13 grupos de tallas de unas 4 semanas de edad cada grupo.
2. Los organismos juveniles están poco representados en estuarios y altamar, en la ribera no hay registro.
3. La proporción de pre-adultos es mayor al 50% (parte importante de la población, según el enfoque de ecosistemas) para las tres zonas de muestreo.
4. La relación histórica de las capturas muestra un aumento a partir del año de 1998 a la actualidad.
5. El comportamiento en la estructura de tallas según el análisis histórico de proporciones acumuladas, muestra que las tallas de los organismos tienen un promedio en el valor máximo.
6. Esta población guarda relación con la temperatura, la biomasa decrece con las temperaturas bajas.

De los modelos de crecimiento individual de von Bertalanffy, con criterio estándar y oscilatorio (Pitcher y McDonald, 1973), se obtienen los siguientes resultados:

1. El camarón azul y blanco presentan L^∞ muy similares entre si, en la solución con los dos criterios.

2. La solución del modelo estándar para camarón blanco presenta la menor L^∞ y la mayor k , muestra una buena capacidad adaptativa.

3. La tasa de crecimiento semanal (k) son muy similares en las tres especies. Con el criterio estándar son de .024mm/semana a .027mm/semana, y con el criterio de PMcD son de .059 mm/semana a .064 mm/semana.

Del modelo estructurado por edades de Quinn y Deriso (1999), se obtienen los siguientes resultados:

En la población de camarón azul, cuando la cohorte crece de 20 a 48 semanas las proporciones acumuladas muestran que la densidad promedio se estimó en 10 millones de organismos, y una biomasa acumulada de 750 toneladas. Consideradas en términos del conjunto de cohortes la contribución es del 14.76%, la mayor contribución de las tres especies. Cuando las cohortes de 24 semanas alcancen las 48 semanas podrían producir 369 toneladas en promedio.

En la población de camarón blanco, cuando la cohorte crece de 20 a 48 semanas las proporciones acumuladas muestran que la densidad promedio se estimó en 5 millones de organismos, y una biomasa acumulada de 850 toneladas. Consideradas en términos del conjunto de cohortes la contribución es del 13.5%. Cuando las cohortes de 28 semanas alcancen las 48 semanas podrían producir 270 toneladas en promedio.

En la población de camarón café, cuando la cohorte crece de 20 a 48 semanas las proporciones acumuladas muestran que la densidad promedio se estimó en 28 millones de organismos, y una biomasa acumulada de 1,750 toneladas, los valores más altos de las tres especies. Consideradas en términos del conjunto de cohortes la contribución es del 10%. Cuando las cohortes de 20 semanas alcancen las 48 semanas podrían producir 800 toneladas en promedio.

8. Literatura

Aragón-Noriega, E. A. 2007. Coupling the reproductive period of blue shrimp *Litopenaeus stylirostris* Stimpson, 1874 (Decapoda: Penaeidae) and sea surface temperature in the Gulf of California. *Revista de biología marina y oceanografía* 42 (2): 167-175.

Arellano-Torres, A. Pérez-Castañeda, R. Defeo, O. 2006. Effects of a fishing gear on an artisanal multispecific penaeid fishery in a coastal lagoon of Mexico: mesh size, selectivity and management implications. *Fisheries Management and Ecology* 13 (5): 309 – 317.

Arosamena, M. 1976. Influencia de la salinidad y corrientes en la motilidad del camarón. *Memoria del simposio sobre biología y dinámica poblacional de camarones Guaymas Sonora* 1: 24-28.

Arkema, K. K. Abramson, S. C. Dewsbury, M. B. 2006. Marine ecosystem-based management: from characterization to implementation. *Ecology Environment* 10(4): 525-32.

Arreguín-Sánchez, F. Salcido-Guevara, L. A. del Monte-Luna, P. Cruz-Escalona, V. H. Zetina Rejón, M. J. Galván Piña V. H. 2008. Resumen de presentaciones del taller sobre el proyecto denominado el efecto de la pesquería de arrastre de camarón en las comunidades asociadas al sedimento marino en centro y norte del golfo de california: Simulación de efectos a largo plazo de la mortalidad asociada a la fauna acompañante de pesca de arrastre de camarón en tres ecosistemas del Golfo de California. *Resúmenes: efecto de la pesca de camarón Taller de Febrero 2008*. Pp.: 24.

Barber, R. Mooers, C. Bowman, M. Zeitzschel, B. 1983. Osmoregulation in estuarine and marine animals. Pp.:221.

Bauer, R. T. 1992. Testing generalizations about latitudinal variation in reproduction and recruitment patterns with sicyoniid and caridean shrimp species. *Invertebrate Reproduction and Development* 22: 139–202.

Bauer, R. T. y Vega, L. R. 1992. Pattern of reproduction and recruitment in two sicyoniid shrimp species (Decapoda: Penaeoidea) from a tropical seagrass habitat. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 161: 223–240.

Beddington, J. R. Agnew, D. J. Clark, C. W. 2007a. Supporting Online Material for Current Problems in the Management of Marine fisheries. *Science* 316(5832): 1713-1716.

Beddington, J. R. Agnew, D. J. Clark, C. W. 2007b. Current problems in the management of marine fisheries. *Science* 316(5832): 1713–1716.

Beltrán-Pimienta, R. y Retamoza-Leyva, S. 2003. Evaluación del uso de purina en la captura de camarón en la laguna El Caimanero, Sinaloa, México. SAGARPA, INAPESCA. Pp.: 21.

Berkeley, S. A. Chapman, C. Sogard, S. M. 2004a. Maternal age as a determinant of larval growth and survival in a marine fish, *Sebaste melanops*. *Ecology* 85: 1258-1264.

Berkeley, S. A. Hixon, M. A. Larson, R. J. Love M. S. 2004b. Fisheries sustainability via protection of age structure and spatial distribution of fish populations. *Fisheries* 29(8): 23-32.

Berkeley, S. A. Houde, E. D. 1978. Biology of two exploited species of halfbeaks, *Hemiramphus brasiliensis* and *H. balao* from southeast Florida. *Bulletin of Marine Science* 28: 624-644.

Beverton, R. J. H. Holt, S. J. 1957. On the dynamics of exploited fish populations. *Fish and fisheries series* 2. Pp.: 533.

Bohnsack, J.A. 1998. Application of marine reserves to reef fisheries management. *Australian Journal of Ecology* 23: 298-304.

Butterworth, D. S. Newman, G. G. 1979. Lecture notes in Biomathematics and Ecology. The application of modeling to Southern African Fisheries Management 33: 305-337.

Caddy, J. F. y Mahon, R. 1996. Puntos de referencia para la ordenación pesquera. Pp.: 347.

Caetano da Costa, R. y Fransozo, A. 2004. Reproductive biology of the shrimp *rimapenaeus constrictus* (decapoda, penaeidae) in the ubatuba region of Brazil. *Journal of Crustacean Biology* 24(2): 274-281.

Cerviño-López, S. 2004. Estudio de la incertidumbre asociada a los métodos de evaluación de las poblaciones de peces. Tesis Doctoral Universidad de Vigo Departamento de Ecología y Biología Animal. Pp.:274.

Chandra, R. B. 2001. Quasi-random maximum simulated likelihood estimation of the mixed multinomial logit model. *Transportation Research Part B: Methodological* 35(7): 677-693.

CIFEN. Septiembre 2006: "El Niño/La Niña: La Perspectiva en el Pacífico Oriental. Centro Internacional para la Investigación del Fenómeno El Niño (CIFEN). Pp.: 4.

Clark, C. W. Clarke, F. H. Munro, G. R. 1979. The optimal management of renewable resource stocks: problems of irreversible investment. *Econometrika* 47(1): 25-47.

Conover, D. O. 2000. Darwinian Fishery science: evolution of fisheries science. *Marine Ecology, Progress Series* 208: 303-307.

Die, D. J. y Watson, R. A. 1993. A per recruit model simulation for evaluating spatial closures in Australian penaeid fisheries. *Aquatic Living Resources* 5: 145-153.

FAO. 1986a. Anuario estadístico de producción 39 (70).

FAO. González-Lobato, P. 1992. Proyecto Aquila II, Documento de Campo N°2. Estudio socioeconómico del cultivo de camarón realizado por Sociedades Cooperativas. Pp.: 58.

FAO. Roma. 2003. Manual de evaluación de recursos pesqueros. Documento Técnico de Pesca. No. 393. Pp.: 162.

FAO. 2004. La pesca regional: perspectivas para un enfoque ecosistémico. Organización Latinoamericana de Desarrollo pesquero. Pp.: 21.

FAO. Roma. 2007. The State of World Fisheries and Aquaculture 2006. Fisheries and Aquaculture Department. Pp.: 176.

Ferrandis, E. 2007. On the stochastic approach to marine population dynamics. *Universidad de Alicante, Scientia Marina* 71 (1): 153-174.

Ferrandis, E. y Hernández, P. 2007. Direct Survival analysis: a new stock assessment method. *Universidad de Alicante, Scientia Marina* 7(1): 175-185.

Francis, C. R. Hixon, M. A. Clarke, M. E. Murawski, S. A. Ralston, S. 2007. Ten Commandments for Ecosystem-based Fisheries Scientists. *Fisheries*. Pp.: 28.

Frank, K. T. y Leggett, W. C. 1994. Fisheries ecology in the context of ecological end evolutionary theory. *Annual Review of Ecology and Systematic* 25: 401-422.

Fraway, J. J. 2006. Texts in statistical science extending the linear model with R: generalized linear, mixed effects and non-parametric regression models. Chapman y Hall/CRC. Pp.: 97-285.

Freire, J. 2000. Dinámica de poblaciones y gestión de pesquerías costeras: El caso Gallego. Departamento de Biología Animal, Biología Vegetal e Ecología Universidade da Coruña. Pp.: 42.

García, S. Le Reste, L. 1987. Ciclos vitales, dinámica, explotación y ordenación de las poblaciones de camarones penéidos costeros. Centro de Investigaciones Oceanográficas, Dakar Senegal. Departamento de Pesca FAO 203. Pp.: 180.

Gracia, A. 1989. Ecología y pesquería del camarón blanco *Penaeus setiferus* en la Laguna de Términos-Sonda de Campeche. Tesis Doctoral, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. Pp.: 127.

Gracia, A. 1991. Spawning stock-recruitment relationship of white shrimp in the southwestern Gulf of Mexico. Transactions of the American Fisheries Society 120: 519-527.

Gracia, A. 1996. White shrimp (*Penaeus setiferus*) recruitment overfishing. Marine and Freshwater Research 47: 59-65.

Garcia, S. M. 1989. The management of coastal penaeid shrimp fisheries. In marine Invertebrata Fisheries: their Assessment and management. New York Chichester, Brisbane, Toronto, Singapore. Pp.: 281-236.

Garcia, S. M. 1996. Stock recruitment Relationships and the precautionary Approach to management of tropical shrimp fisheries. Marine Freshwater Research 47: 43-58.

Gil-López, A.H. y Sarmiento-Náfat, S. 2003. Propuesta de modificación del tamaño de malla con base en la selectividad de las redes de arrastre

camaroneras en el golfo de Tehuantepec. 2º Foro de Camarón del Pacífico: Evaluación y Manejo. Pp.: 5-7.

Grumbine, R. E. 1994. What is ecosystem Management? Conservation Biology 8: 27-38.

Hair, S. F. Anderson, E. R. Thatm, L. R. Black, C. W. 1998. Multivariate data Analysis. Quinta edición prectice Hall. Pp.: 730.

Herreid, C. 1980. Hypoxia in invertebrates. Comparative Biochemistry Physiology 67A: 311-320.

Haddon, M. 2001. Modeling and quantitative methods in fisheries. Pp: 406.

Hanski, I. y Gilpin, M. E. 1997. Metapopulation Biology: Ecology, Genetics, and Evolution. San Diego. Pp.: 512.

Hanski, I. 1998. Metapopulation dynamics. Nature Macmillan Publishers 396: 41-49.

Hassell, M. P. Comins, H. N. May, R. M. 1994. Species coexistence and self-organizing spatial dynamics. Nature 370: 290-292.

Hendrickx, M. E. 1986. Resultados de las campañas SIPCO (sur de Sinaloa, México), a bordo del B/O "El Puma". Distribución y abundancia de los camarones *Penaeoidea* (Crustacea: Decápoda). Anuarios del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM 13 (1): 345-368.

Hendrickx, M. E. 1996. Los Camarones *Penaeoidea* Bentónicos (Crustacea: Decápoda: Dendrobranchiata) del Pacífico Mexicano. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, U.N.A.M México. Pp.: 147.

Hilborn R. y Mangel M. 1997. The ecological detective. Confronting models with data. Monographs in population biology. Princeton Academic Press. Pp.: 315.

Hilborn, R. Stokes, K. Maguire, J. J. Smith, T. Botsford, L. W. Mangel, M. Orensanz, J. Parma, A. Rice, J. Bell, J. Cochrane, K. L. Garcia, S. Hall, S. J. Kirkwood, J. P. Sainsbury, K. Stefansson G. y Walters C. 2004. When can marine reserves improve fisheries management? *Ocean and Coastal Management* 47(3-4):197-205.

Huges, T. P. Bellwood, D. R. Folke, C. Steneck, R. S. Wilson, J. 2005. New paradigms for supporting the resilience of marine ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution* 20: 380-86.

Instituto Nacional de la Pesca (INP), Cisneros Mata Miguel Ángel, 2001. Sustentabilidad y pesca responsable en México. Evaluación y manejo. Instituto Nacional de la Pesca, SAGARPA. Pp.: 389-410.

Instituto Nacional de la Pesca (INP). 2002. Evaluación de las poblaciones de camarón en el Pacífico mexicano durante la veda –2001 y criterios para el inicio de la temporada de pesca 2001- 2002. Pp.: 32.

Instituto Nacional de la Pesca (INP), Comisión Nacional de Acuacultura y Pesca. 2002a. Pesquería de camarón en el pacífico mexicano durante la temporada 2001-2002 y criterios para el inicio de veda en aguas protegidas y marinas. Pp.: 27.

Instituto Nacional de la Pesca (INP). 2006. Resultados del análisis de las poblaciones de camarón del litoral del Pacífico para implementación de la veda 2006. Pp.: 22.

Instituto Nacional de Pesca (INP). 2007. Estimación de la fecha óptima para la apertura de la temporada 2007–2008 de la pesquería de camarón café (*Farfantepenaeus aztecus*) en las costas de Tamaulipas y Veracruz. Dictamen Técnico. Pp.: 12.

Instituto Nacional de Pesca (INP). 2008. DICTAMEN TÉCNICO; Estimación de la fecha óptima para la apertura de la temporada 2007 – 2008 de la pesquería de camarón café (*Farfantepenaeus aztecus*) en las costas de Tamaulipas y Veracruz. Pp.: 11.

Jobling, M. 1995. Environmental Biology of Fishes. Edit. Chapman and Hall, London. Pp.: 455.

Jones, M. L. 1996. Fisheries management in the 21st century: what don't we need to know about?. Environmental Biology of Fishes 45:215-218.

Kaiser, M. J. Collie, J. S. Hall, S. J. Jennings, S. y Poiner, I. R. 2002. Modification of marine habitats by trawling activities: prognosis and solutions. Fish and Fisheries 3:114-136.

Kaiser, M. J. Clarke, K. R. Hinz, H. M. Austen, C. V. Somerfield, P. J. y Karakassis, I. 2006. Global analysis of response and recovery of benthic biota to fishing. Marine Ecology Progress Series 311:1-14.

Kennedy, V. S. 1982. Estuarine Comparisons. Academic Press. New York, USA. Pp.: 709.

Kremen, C. 2005. Managing ecosystem services: what do we need to know about their ecology?. Ecology 8: 468-79.

Kuhn, T. S. 1962. The structure of scientific revolutions. University of Chicago Press, Chicago, Illinois. Pp.: 226.

Levins, R. 1969. Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. Bulletin Entomological Society American 15: 237-240.

Levin, S. A. 1998a. Ecosystems and the biosphere as complex adaptive systems. Ecosystems 1:431-436.

Levin, S. A. Barrett, S. Aniyar, S. Baumol, W. Bliss, C. Bolin, B. Dasgupta, P. Ehrlich, P. Folke, C. Gren, I. M. Holling, C. S. Jansson, A. Jansson, B. O. Mäler, K. G. Martin, D. Perrings, C. Sheshinski, E. 1998b. Resilience in natural and socioeconomic systems. *Environment and Development Economics* 3: 221-262.

Maass, M. 2003 .Integración de conceptos de ecología, manejo de recursos naturales y desarrollo sustentable en programas de conservación de ecosistemas. Integración de conceptos de ecología, manejo de recursos naturales y desarrollo sustentable en programas de conservación de ecosistemas. Pp.: 36.

Maitland, P. 1990. *Biology of fresh waters*. Edit. Chapman and Hall, 2a. edic. Pp.: 276.

Magaña V., J. Pérez, C. Conde, C. Gay, S. Medina. 1997. El Fenómeno de El Niño y la Oscilación del Sur (ENOS) y sus impactos en México, Universidad Nacional Autónoma de México. Pp.: 120.

Madrid-Vera, J. Chávez-Herrera, D. Melchor-Aragón, J. M. 2001a. Situación actual de las poblaciones de camarón café (*Farfantepenaeus californiensis*), en las costas de Sinaloa y norte de Nayarit, México. Informe de Investigación. Instituto Nacional de la Pesca. CRIP-Mazatlán, Sinaloa, México.

Madrid-Vera, J. Amezcua, F. Morales-Bojórquez, E. 2007. An assessment approach to estimate biomass of fish communities from by catch data i a tropical shrimp-trawl fishery. *Science Direct Fisheries Research* 83: 81-89.

Mallet, J. P. Charles, S. Persat, H. y Auger P. 1999. Growth modeling in accordance with daily water temperature in European grayling (*Thymallus thymallus* L.) *Canadian Journal Fisheries and Aquatic Science* 56: 994-1000.

Méndez, M. 1981. Claves de Identificación y distribución de los langostinos y camarones (Crustacea: Decapoda) del Mar y ríos de la costa del Perú. *Boletín Instuto del Mar de Perú* 5: 1-170.

Myers, R. A. Rosenberg, A. A. Mace, P. M. Barrowman, N. y Restrepo, V. R. 1994. In research of treshold for recruitment overfishing. *Jornal in Marine Science* 51:191-205.

Morales-Bojórquez, E. García-Borbón, J. A. Madrid-Vera, J. Chávez-Herrera, D. Melchor-Aragón, J. Castro-Castro, D. Muñoz-Rubí, H. Moreno-Borrego, V. Ramos-Cruz, S. García-Juárez, A. R. Beléndez-Moreno, L. Loreto-Campos, P. y García Tirado. 2005. Análisis de las poblaciones de camarón durante la veda del 2005 en el litoral del Pacífico Mexicano. Dictamen Técnico Instituto Nacional de la Pesca.

Nikolsky, G. V. 1953. On some regularities of fecundity dynamics in fishes. *Ed. G.V. Nikolsky, The essay of the general problems in ichthyology. Academy of Sciences, USSR, Moscow. Pp.: 119-206.*

National Marine Fisheries Service (NMFS). 1998. Improving Fish Stocks Assessments. Washington D.C., National Academy Press. Pp.: 188.

NOAA, National Oceanic and Atmospheric Administration. 2008. Climate Prediction Center. Cold and Warm Episodes by Season.

http://www.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis_monitoring/ensostuff/ensoyears.shtml

NOM-002-PESC-1993. Norma Oficial Mexicana para ordenar el aprovechamiento de las Especies de Camarón en aguas de Jurisdicción Federal de los Estados Unidos Mexicanos. Publicado en el Diario Oficial de la Federación el 31 de diciembre de 1993 .PROFEPA. Pp.: 25.

Organización Latinoamericana de Desarrollo Pesquero (OLDEPESCA). 2005. Aproximación a los efectos del Niño en la región: su incidencia en las principales pesquerías. Pp.: 43.

Pattillo, B. J. 1997. El borde costero, una visión de la subsecretaría de marina y perspectivas para áreas marinas protegidas. *Estudios Oceanológicos* 16: 3-11.

Penn, J. W. y Caputi, N. 1985. Stock-recruitment relationships for the tiger prawn, *penaeus esculentus*, fishery in Exmouth Gulf, Western Australia and their implications for management. In second Australian National prawn Seminar. Pp.: 165-73.

Pérez-Farfante, I y Kensley, B. 1997. Penaeid and Sergestoid Shrimps and Prawns of the World: Key and Diagnoses for the Families and Genera. Tomo 175. Pp.: 233.

Pisanty, I. 2003. Integración de conceptos de ecología, manejo de recursos naturales y desarrollo sustentable en programas de conservación de ecosistemas. Instituto Nacional de Ecología. Pp.: 50.

Pitcher, T. J. y MacDonald P. D. M. 1973. Two models for seasonal growth in fishes. *Journal of Applied. Ecology* 10: 599-606.

Polanco, J. E. Mimbela, S. R. Beléndez, M.,L. Flores, M.,A. y Reynoso, A. A. L. 1988. Situación actual de las principales pesquerías mexicanas. SEPESCA, México. Pp.: 126.

Quinn, T. J. y Deriso, R. B. 1999. QUANTITATIVE FISH DYNAMICS. Biological resource management series. Capítulo 236-239. Pp.: 542.

Ramírez-Rodríguez, M. Chávez, E. y Arreguín-Sánchez, F. 2000. Perspectiva de la pesquería de camarón rosado (*Farfantepenaeus duorarum* BURKENROAD) en la sonda de Campeche, México. *Ciencias Marinas* 26(1):97-112.

Ramos-Cruz, S. 2000. Composición por tallas, edad y crecimiento de *Litopenaeus vannamei* (Natantia: Penaeidae) en la laguna del Mar Muerto, Oaxaca-Chiapas, México. *Revista de Biología Tropical* 48(4): 873-882.

Ramos-Cruz, S. Sanchez-Meraz, B. Carrasco-Ayusco, F. y Cervantes-Hernández, P. 2006. Estimación de la tasa de mortalidad natural de *Farfantepenaeus californiensis* (Holmes 1900) Y *Litopenaeus vannamei* (Boone, 1931) en la zona costera del Golfo de Tehuantepec, México. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 41(2): 221-229.

Roberts, C. M. Hawkins, J. P. Gell, F. R. 2005. The role of marine reserves in achieving sustainable fisheries, One contribution of 15 to a Theme Issue 'Fisheries: a Future?'. *Philosophical Transactions the Royal Society* 360 (1453): 123-132.

Roseberry, R. 1998. *World Shrimp Farming*, San Diego, California: Shrimp News International 11: 328.

Romeu, J. L. 2003. Kolmogorov-Smirnov: A goodness of fit test for small samples. *START Selected Topics in Assurance Related Technologies* 10(6):1-6.

Romero-Sedano, J. C. Aragón-Noriega, E. A. Manzano-Sarabia, M. M. Salinas-Zavala, C. A. García-Juárez, A. R. 2004. Reproductive period of the brown shrimp *Farfantepenaeus californiensis* (Holmes,1900) in the Agiabampo coastal lagoon system, Sonora, Sinaloa, México. *Ciencias Marinas* 30(003):465-475.

Rijnsdorp, A. D. 1993. Fisheries as a large-scale experiment on life-history evolution: disentangling phenotypic and genetic effects in changes in maturation and reproduction of North Sea plaice, *Pleuronectes platessa* L. *Oecologia* 96: 391-401.

SAGARPA, 2003. *Anuario Estadístico de Pesca para el año 2002*. Secretaria de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural Pesca y Alimentación.

SAGARPA, 2007. *Fundamento técnico para el establecimiento de vedas para la pesca de camarón en el golfo de México y mar Caribe (Informe Técnico)*.

Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural Pesca y Alimentación.
Pp.: 37.

Santaella-Álvarez, E. y Revenga-Martínez de Pazos, S. 1996. Planes de ordenación pesquera: arrecifes artificiales y reservas marinas. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Pp.: 11.

SEMARNAT, 2006. Informe de la situación del medio ambiente en México: *Compendio de Estadísticas Ambientales 2005*. SECRETARÍA DE MEDIO AMBIENTE Y RECURSOS NATURALES; Sistema Nacional de Información Ambiental y de Recursos Naturales (SNIARN). Pp.: 380.

Serra-Perris, J. y Medina-Folgado, J. R. 1988. Arrecifes Artificiales (II) Arrecifes Artificiales en el Litoral Español. Experiencia Valenciana. Revista de Obras Publicas. Pp.: 211-220.

STATISTICA 7.0, (manual electrónico).

Stefansson, G. y Rosenberg, A. A. 2003. Combining control measures for more effective management of fisheries under uncertainty: quotas, effort limitation and protected areas. *Philosophical Transactions, The Royal Society* 360(1453): 133-146.

Steele, J.H. 1996. Regime shifts in fisheries management. *Fisheries Research* 25:19-23.

Ter Braak, C. F. J. 1986. Canonical analysis correspondence. Analysis: a new eigenvector Technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology* 67(5):1167-1179.

Pitcher, T. J. y Macdonald, P. D. M. 1973. Two Models for Seasonal Growth in Fishes. *The Journal of Applied Ecology* 10(2): 599-606.

Valenzuela-Quiñónez W. E. Alberto Aragón-Noriega, José A. Arréola-Lizárraga, Cesar A. Salinas-Zavala, Salvador E. Lluch-Cota y Sergio Hernández-Vázquez. 2006. Habitat use for growth and recruitment of the pacific yellowleg shrimp, *Farfantepenaeus californiensis* (decapoda, penaeidae) on the continental shelf and Adjacent laguna agiabampo, Mexico. Crustaceana 79 (8): 933-948.

Wiff, R. y Quiñones R. A. 2004. Parametrización Ambiental en Modelos Biologico-Pesqueros: *Gayana (Conceptc.)* 68: 76-92.

Watson, R. A. Die, D.J. y Restrepo, V. 1993. Closed seasons and tropical penaeid fisheries. A simulation including fleet dynamics and uncertainty. Reviews in Fish Biology and Fisheries, North American Journal of Fisheries Management, 13