

00381
2ej^o
6.

RECEIVED
BIBLIOTECA
UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA DE MEXICO

UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA DE MEXICO

FACULTAD DE CIENCIAS

ECOLOGIA Y PESQUERIA DEL CAMARON BLANCO

Penaeus setiferus (LINNAEUS, 1767) EN

LA LAGUNA DE TERMINOS-SONDA DE CAMPECHE



24 JUN 1989

NO ADEUDA LIBROS
EN BIBLIOTECA
CENTRAL

T E S I S

DOCTORADO EN CIENCIAS (BIOLOGIA)

ADOLFO GRACIA GASCA

MEXICO, D. F.

1989

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN



Universidad Nacional
Autónoma de México



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.

CONTENIDO

RESUMEN	1
ABSTRACT	2
1. INTRODUCCION	3
2. ANTECEDENTES	4
3. AREA DE ESTUDIO	5
LAGUNA DE TERMINOS	5
SONDA DE CAMPECHE	7
4. MATERIAL Y METODOS	8
OBTENCION DE LA INFORMACION. METODOS DE MUESTREO Y MUESTREAS	8
LARVAS PLANCTONICAS	8
POSTLARVAS PLANCTONICAS	8
POSTLARVAS EPIBENTICAS	9
JUVENILES	9
ADULTOS	9
ANALISIS DE LA INFORMACION	10
TRATAMIENTO DE LOS REGISTROS DE CAPTURA	10
ESTIMACION DE PARAMETROS POBLACIONALES	11
CRECIMIENTO	11
MORTALIDAD	11
ANALISIS DE LA POBLACION VIRTUAL	13
MODELOS POBLACIONALES	14
MODELO DE PRODUCCION	14
MODELOS DE POBLACION REPRODUCTORA-RECLUTAS	14
MODELOS DE SIMULACION	15
5. RESULTADOS Y DISCUSION	16
CICLO DE VIDA, DISTRIBUCION Y ABUNDANCIA	16
DISTRIBUCION GEOGRAFICA	16
DISTRIBUCION BATIMETRICA Y AREAS DE DESOVE	17
LARVAS PLANCTONICAS MARINAS	19
AREAS DE CRIANZA	28
INMIGRACION DE POSTLARVAS PLANCTONICAS	28
VARIACIONES TEMPORALES EN LA INMIGRACION DE POSTLARVAS PLANCTONICAS	29
POSTLARVAS EPIBENTICAS	31
JUVENILES	34
LAGUNAS ADYACENTES A LA LAGUNA DE TERMINOS	34
LAGUNA DE TERMINOS	34
Distribución	34
Densidad y Biomasa	35
Tiempo de residencia y migración	36
Variaciones estacionales de la abundancia	36
VARIACIONES MENSUALES DE LA CAPTURA POR UNIDAD DE ESFUERZO (CPUE) EN LA POBLACION MARINA	39
RELACION CON PARAMETROS AMBIENTALES	42
JUVENILES EN LA LAGUNA DE TERMINOS	43
CAPTURA TOTAL. REPRODUCTORES Y RECLUTAS	44
PERIODO MENSUAL	44
Captura por unidad de esfuerzo total	44
Captura por unidad de esfuerzo de reproductores	45
Captura por unidad de esfuerzo de reclutas	45

	Análisis de regresión múltiple	46
	PERIODO DE AÑOS BIOLÓGICOS	47
	Captura por unidad de esfuerzo total	47
	Captura por unidad de esfuerzo de reproductores	47
	Captura por unidad de esfuerzo de reclutas	47
	Análisis de regresión múltiple	48
	IMPORTANCIA DE LA DESCARGA FLUVIAL Y TIPO DE RELACION CON LA ABUNDANCIA DEL CAMARON BLANCO	49
	CRECIMIENTO	53
	MORTALIDAD	57
	LARVAS PLANCTONICAS	57
	JUVENILES	58
	POBLACION MARINA	59
	Estimación de la mortalidad natural por métodos empíricos	60
	Estimación de la mortalidad por medio de la captura por unidad de esfuerzo mensual	60
	Estimación de la mortalidad por medio de la CPUE por año biológico	61
	Estimación de la mortalidad mediante la disminución de la CPUE (número) en periodos cortos	62
	Estimaciones de la mortalidad mediante la edad y longitud promedio	63
	COMPARACION DE LAS TASAS DE MORTALIDAD NATURAL	66
	CARACTERIZACION DEL CICLO DE VIDA DEL CAMARON BLANCO	68
	TIEMPO DE GENERACION Y ESTRATEGIA REPRODUCTIVA	70
	PESQUERIA DEL CAMARON BLANCO	74
	DESCRIPCION DE LA PESQUERIA Y MODELO DE PRODUCCION	74
	MORTALIDAD POR PESCA	78
	MODELO DE POBLACION REPRODUCTORA-RECLUTAS	82
	Período Biológico Anual	82
	Período Mensual	84
	RELACION POBLACION REPRODUCTORA-RECLUTAS CON VARIABLES AMBIENTALES	86
	RELACION RECLUTAS-POBLACION REPRODUCTORA	88
	MODELO GENERAL POBLACION REPRODUCTORA-RECLUTAS	89
	MODELOS DE SIMULACION	91
	EFFECTO DE LA EXPLOTACION DE POSTLARVAS SOBRE LA PESQUERIA DEL CAMARON BLANCO	91
	PESQUERIAS SECUENCIALES. PESCA ARTESANAL LAGUNAR Y PESQUERIA MARINA	96
	PESQUERIAS PARALELAS. ARTESANAL E INDUSTRIAL MARINAS	100
	POBLACION REPRODUCTIVA	103
	INTERACCIONES ECOLOGICAS	106
6.	CONCLUSIONES	109
7.	LITERATURA CITADA	112
8.	AGRADECIMIENTOS	124
9.	ANEXOS	125

RESUMEN

Se analiza la biología, dinámica poblacional, parámetros referentes a la explotación pesquera del camarón blanco P. setiferus y su relación con factores ambientales en la Laguna de Términos y Sonda de Campeche. A partir de la información obtenida se elaboran modelos poblacionales que consideran en forma integral los elementos esenciales de la historia de vida del camarón blanco. Se hacen simulaciones de diferentes condiciones de explotación pesquera y se evalúa su efecto sobre la población de camarón blanco.

Las variaciones estacionales e interanuales de la abundancia del camarón blanco en sus distintos estadios del ciclo de vida se relacionan con parámetros ambientales (viento, temperatura, precipitación pluvial y descarga fluvial). Dentro de un ciclo anual se delimita un período de alta y otro de baja abundancia en las fases de larvas, postlarvas, juveniles y adultos. La descarga fluvial se determina como la variable de mayor influencia en las fluctuaciones de la abundancia de P. setiferus. Los parámetros de crecimiento del camarón blanco de acuerdo al modelo de von Bertalanffy ajustados con información de todo el ciclo de vida se calcularon para hembras ($L_{\infty}=215$, $K=0.1957$, $t_0=-0.5026$), machos ($L_{\infty}=197$, $K=0.2279$, $t_0=-0.4396$) y ambos sexos ($L_{\infty}=206$, $K=0.2106$, $t_0=-0.3267$). El camarón blanco presenta dos generaciones anuales importantes, cuya fuerza depende en gran medida de las condiciones ambientales en las áreas estuarinas de la Laguna de Términos. La estrategia reproductiva de P. setiferus consiste en adoptar una actitud oportunista para aprovechar en forma óptima las variaciones estacionales de la capacidad de carga de las áreas estuarinas que representan un hábitat crítico para su desarrollo.

La explotación del camarón blanco hasta 1984 se encuentra por abajo del rendimiento máximo sostenible de 1,629 ton.. La mortalidad por pesca media más alta en la fase marina se ejerce sobre los organismos de 9 meses de edad promedio. La mortalidad por pesca es máxima en los reclutas en octubre, en subadultos en diciembre y en adultos en junio. La presión pesquera sobre reclutas y subadultos muestra un incremento en el período 1980-1984, mientras que en los organismos adultos disminuye. Se establece la relación reproductores-reclutas en las dos cohortes anuales más abundantes y se elabora un modelo multivariado con la inclusión de la descarga fluvial durante el período de desove y en el mes previo al reclutamiento (r múltiple=0.9). La simulación de una explotación de postlarvas para cultivo muestra que el impacto sobre la pesquería es bajo (0.3-5%) si se capturan postlarvas de 12-15 días y aumenta hasta 42% con la obtención de juveniles. Se analiza mediante modelos de simulación la relación entre las pesquerías secuenciales (artesanal estuarina-pesquerías marinas) y las pesquerías paralelas (artesanal marina-industrial marina) del camarón blanco. El efecto de las tres pesquerías sobre la población reproductiva de P. setiferus se examina a través de simulaciones. Se analizan las interacciones ecológicas del camarón blanco y se plantea la necesidad del manejo de la pesquería dentro de un marco ecológico en el largo plazo.

ABSTRACT

The biology, population dynamics, fishery parameters of white shrimp *Penaeus setiferus* and its relation with environmental conditions in Términos Lagoon and Campeche Sound are analyzed. Populations models, which combine information of the main aspects of white shrimp life cycle are provided. Simulation models are used to analyze the interaction of the artisanal and industrial fisheries and, to assess its effect on white shrimp population.

Seasonal and annual abundance variations of the different life cycle stages are correlated with environmental factors (wind velocity, temperature, rain and river discharge). Within a year a low and a high abundance period of these stages are identified. River discharge is the most important environmental variable, which affects white shrimp abundance. A growth von Bertalanffy model is fitted, which consider information of the whole life cycle (females: $L_{\infty} = 215$ mm, $K = 0.1597$, $t_0 = -0.5026$; males: $L_{\infty} = 197$ mm, $K = 0.2279$, $t_0 = -0.4396$; both: $L_{\infty} = 206$ mm, $K = 0.2016$, $t_0 = -0.3267$). *P. setiferus* presents two main annual generations, whose strength depends partly on the environmental conditions in Términos Lagoon. White shrimp reproductive strategy allows it to perform as an opportunistic species in order to exploit optimally the carrying capacity variations of the nursery environment.

White shrimp exploitation until 1984 was slightly under the maximum sustainable yield (1,629 ton.). Fishing mortality by age is highest at 9 months. Maximum fishing mortality on recruits occurs in October, on subadults in December and on adults in June. Fishing effort on recruits and subadults has increased since 1980, whereas it has decreased in adults in the same period (1980-1984). A Stock-Recruitment relationship based on the two strongest cohorts is established. River discharge during the spawning period and one month before recruitment are included in a multivariate model of Stock-Recruitment ($r = 0.9$). A simulation of postlarvae exploitation for aquaculture shows that fishery impact is minimum (0.3-5%), if postlarvae are collected at 12-15 days age. Impact on the shrimp catch increases up to 42%, if juveniles are used as wild seed. Simulations models are also used to analyze relationships between sequential (artisanal inshore-marine fisheries) and parallel white shrimp fisheries (artisanal and industrial offshore). Simulation results of the effect of the three fisheries on reproductive population suggest that it is near the area of critical reproductive biomass at current fishing effort (1984). Ecological white shrimp interactions are analyzed and the need to manage the fishery within an ecological framework is stressed.

1. INTRODUCCION

El camarón es uno de los recursos pesqueros fundamentales del país ya que representa una fuente importante de divisas y proporciona empleos para un sector de la población pesquera. La captura de este crustáceo se lleva a cabo en ambas costas de la República Mexicana y sus pesquerías presentan diferentes características. En el Golfo de México, el recurso está compuesto por varias especies entre las cuales destacan el camarón rosado Penaeus duorarum, el camarón café P. aztecus, y el camarón blanco P. setiferus, quienes por su talla y volumen de captura constituyen las especies comerciales más importantes. Aproximadamente las dos terceras partes (~12800 tons.) de la producción nacional del Golfo de México se obtienen en el Banco de Campeche cuya captura está compuesta de la siguiente forma: P. duorarum 61%, P. aztecus 21% y P. setiferus 18% (Anónimo, 1988).

El camarón blanco, a pesar de ser la especie comercial en menor proporción de la captura del Banco de Campeche, es un recurso apreciado por la talla que alcanza y está sujeto a una explotación pesquera de tipo artesanal e industrial en la fase marina y a una artesanal clandestina en la Laguna de Términos. El esfuerzo pesquero que soporta esta especie en sus diferentes estadios, además del uso potencial que pueda tener como generadora de postlarvas silvestres con fines de semicultivo, pueden afectar directamente a la población, por lo cual sus efectos deben ser examinados para prevenir problemas al recurso. Por otro lado, las pescas industrial y artesanal que inciden sobre P. setiferus constituyen actividades competidoras que pueden generar conflictos entre estos sectores. Estas características de la pesquería le confieren a su estudio un interés particular y resaltan la necesidad de su evaluación.

EL manejo adecuado de esta especie requiere de información biológica, ecológica y pesquera que pueda servir de base a los administradores pesqueros para implementar las medidas convenientes en su explotación. Para ello es necesario tomar en consideración el desarrollo del camarón blanco en todo su ciclo de vida con respecto a la influencia de parámetros ambientales críticos.

Este trabajo pretende proporcionar estas bases y ubicar el problema de la pesquería en un contexto ecológico, para lo cual se da un enfoque integral al estudio de la población de P. setiferus con el fin de caracterizar los procesos principales y su relación con variables ambientales. A partir de la información obtenida se intenta elaborar modelos poblacionales simples que reflejen el efecto conjunto de los parámetros poblacionales y pesqueros sobre la abundancia y la actividad pesquera en esta especie.

2. ANTECEDENTES

Con respecto a las especies de camarón que se distribuyen en el Golfo de México existe una amplia información sobre la biología y ecología de sus diferentes estadios en el área norte (Cook y Lindner, 1970; Costello y Allen, 1970; Lindner y Cook, 1970; Parrack, 1979; Rothschild y Brunenmeister, 1984; Sheridan et al., 1984; etc.), pero su aplicación a las poblaciones del suroeste del Golfo de México no es enteramente posible.

La literatura disponible sobre las tres especies de mayor importancia comercial en el sur del Golfo de México comprende aspectos biológico pesqueros de las poblaciones adultas y a las fases estuarinas de éstas (Villalobos et al., 1969; Chávez, 1973; Fuentes y Portugal, 1974; Fuentes et al., 1976; Castro y Villalobos, 1976; Soto, 1980; Soto et al., 1981; Alvarez, 1984; Sánchez-Chávez, 1986; Alvarez et al., 1987).

En particular sobre P. setiferus en el suroeste del Golfo de México existe literatura sobre distribución de larvas planctónicas en el ambiente marino (Alonso y López, 1975; Mou Sue, 1985); inmigración de postlarvas planctónicas a la Laguna de Términos (Arenas-Mendieta y Yáñez-Martínez, 1981; Alarcón, 1986); distribución y abundancia de las fases estuarinas bénticas del camarón blanco (Signoret, 1974; Sánchez-Martínez, 1981) y sobre aspectos biológico-pesqueros y ecológicos de la etapa juvenil (Paulino, 1979; Smith, 1984; Aguilar Sierra, 1985; Gracia y Soto, 1986 a y b; Gracia y Soto, manuscrito; Hernández et al., 1987). En la etapa adulta la información disponible de camarón blanco es escasa y se refiere a su distribución abundancia y aspectos biológico-pesqueros (Schultz-Ruiz y Chávez, 1976; Soto y Gracia, 1987).

3. AREA DE ESTUDIO

LAGUNA DE TERMINOS

La Laguna de Términos está situada en el litoral del suroeste del Golfo de México (91° 15' - 91° 51' longitud O y 18° 27' - 18° 50' latitud N) en el estado de Campeche y tiene un área aproximada de 2500 km². La laguna está separada de la Sonda de Campeche por la Isla del Carmen de aproximadamente 32 km de largo y mantiene comunicación con el medio marino a través de dos amplias bocas (Fig 1). La boca de Puerto Real localizada al noreste de Isla del Carmen, tiene 3.3 km de ancho y una profundidad máxima de 15 m. La Boca del Carmen al sur de la isla de barrera tiene 4.2 km de ancho y una profundidad máxima de 11 m (Cruz-Orozco, 1980). Este cuerpo lagunar es somero, con una profundidad media de 3.5 m y 4 m de profundidad máxima en el centro de la cuenca (Yañez, 1963).

La laguna recibe la descarga de varios ríos entre los cuales los más importantes son: Palizada, Chumpán y Candelaria. La parte suroeste de la Laguna de Términos recibe el mayor aporte de la descarga fluvial (> 50%). Las variaciones tanto anuales como estacionales en el nivel de descarga están directamente relacionadas con el régimen de precipitación de la región.

La circulación en el interior de la laguna tiene una dirección este a oeste ocasionada por los vientos predominantes del este y las corrientes litorales del Golfo de México. En consecuencia existe un flujo neto de agua marina a través de la Boca de Puerto Real y una salida de agua por la Boca del Carmen (Phieger y Ayala-Castañares, 1971).

El sustrato en la laguna varía desde sedimentos limosos en el sur y oeste de la laguna hasta arenas con un alto contenido de carbonato de calcio en el área de Puerto Real. Este gradiente en el tipo de sedimento se origina por el patrón de circulación y las fuentes principales de sedimento constituidas por el aporte de sedimentos terrígenos de origen fluvial y los sedimentos arenosos calcáreos provenientes de las playas cercanas a la Boca de Puerto Real (Phieger y Ayala-Castañares, 1971).

Las fluctuaciones de salinidad en la laguna están relacionada con el régimen de precipitación y la descarga de los ríos. Los valores más altos se localizan en el área de la boca de Puerto Real y Boca del Carmen (~35 %) y disminuyen hacia las áreas afectadas por el aporte fluvial (~2 %). La temperatura del agua varía entre 24° C en invierno hasta 32° C en primavera. En el área se presentan tres periodos climáticos característicos que consisten en una temporada de estío, lluvias y un periodo de "nortes" con la presencia de fuertes vientos y lluvias.

Descripciones detalladas del área de estudio, además de las referencias ya citadas se pueden encontrar en Yañez-Arancibia y Day (1982) y Yañez-Arancibia et al. (1983), entre otros.

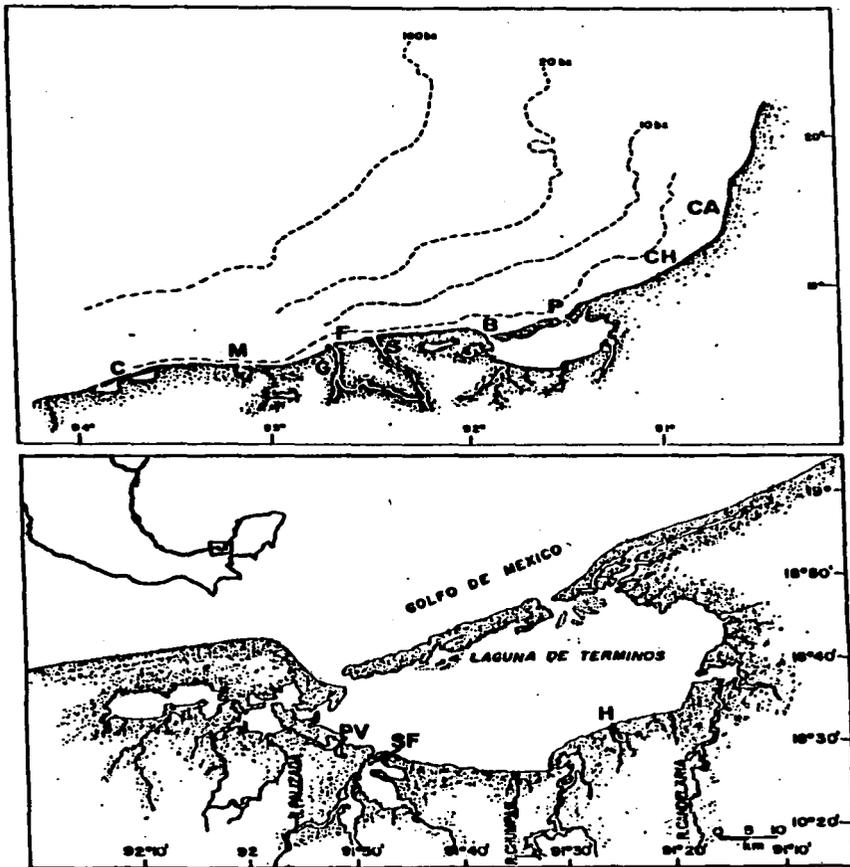


Fig. 1. Area de estudio y toponimia. B: Boca del Carmen, C: Lagunas del Carmen y Machona, CA: Campeche, CH: Champlotón, F: Frontera, G: Río Grijalva, H: Laguna de Chacahito, M: Laguna de Mecoacán, P: Boca de Puerto Real, PV: Laguna de Palizada Vieja, S: Río San Pedro, SF: Laguna de San Francisco.

SONDA DE CAMPECHE

La region marina adyacente a la Laguna de Terminos conocida como la Sonda de Campeche tiene una plataforma continental extensa y está situada en el suroeste del Golfo de México entre los estados de Tabasco a Yucatán. Esta área es muy importante, tanto por sus recursos bióticos como por sus reservas de petróleo (Fig. 1).

La Sonda de Campeche recibe la descarga de varios ríos entre los cuales los mas importantes son el río Grijalva Usumacinta, el río San Pedro y el aporte de la Laguna de Términos.

La zona frente a la Laguna de Términos se ubica en la provincia sedimentológica Banco de Campeche definida por Bouma (1981). La parte costera al oeste de la Laguna de Términos se caracteriza por sedimentos terrigenos que provienen principalmente de los sistemas fluviales adyacentes. En contraste, el área costera al este de la Laguna de Términos recibe la influencia de la plataforma de Yucatán, que se refleja en los sedimentos carbonatados de la zona. Los sedimentos de la plataforma externa están compuestos principalmente por limos (Machado et al., 1979).

La circulación del área está determinada primordialmente por la Corriente de Yucatán que ocasiona un flujo en dirección Este-Oeste y se dirige hacia el norte durante la mayor parte del año (Nowlin, 1972). En el área suroeste del Golfo de México se ha detectado la presencia continua de un giro ciclónico, que no cubre siempre la Bahía de Campeche. En particular en la plataforma continental de Yucatán se ha observado una corriente débil hacia el suroeste, que probablemente responde a influencia del viento (Emilsson y Mancilla, 1976). El efecto del viento, las corrientes de marea y el de arrastre y acarreo de las desembocaduras de ríos adquieren mayor importancia para la circulación en zonas someras cercanas a la costa.

4. MATERIAL Y METODOS

OBTENCION DE LA INFORMACION. METODOS DE MUESTREO Y MUESTREADORES

Con el fin de realizar un estudio integral del comportamiento de la población de P. setiferus, en este trabajo se analiza la información de las distintas etapas de este peneido obtenida por el autor a lo largo de varios años. En los casos necesarios, se complementa y se compara con los resultados de otros autores sobre esta especie en la misma área.

El estudio de las variaciones espacio-temporales de los diferentes estadios requiere de métodos y artes de muestreo específicos para cada fase que se describen brevemente a continuación.

LARVAS PLANCTONICAS

La fase larvaria del camarón blanco se examinó mediante lances efectuados con una red bongo de 60 cm de boca y abertura de malla de 303 y 505 micras a bordo del B/o. JUSTO SIERRA en una red de estaciones ubicada en la plataforma continental del suroeste del Golfo de México (Fig. 5). La operación de arrastre se llevó a cabo en forma oblicua desde el fondo a la superficie tanto en periodos de obscuridad como de iluminación. Mayores detalles del método de arrastre se pueden encontrar en Flores-Coto et al. (1988).

Las muestras obtenidas de esta forma durante marzo de 1983 y julio de 1984 fueron examinadas al microscopio estereoscópico y óptico para separación e identificación de los organismos peneidos. Cuando el volumen de la muestra fue demasiado grande se tomaron alícuotas con un separador Folsom, cuyo volumen (1/16, 1/8) se determinó de acuerdo a pruebas estadísticas de tamaño de muestra previas.

La identificación de los organismos se realizó con las claves de Pearson(1939), Williams (1959), Cook (1966) y Ringo y Zamora (1968). La medidas de longitud total de los individuos se tomaron con un microscopio estereoscópico graduado.

POSTLARVAS PLANCTONICAS

La información de postlarvas planctónicas provino de muestreos quincenales en la Boca de Puerto Real (Fig. 1) efectuados por Arenas-Mendieta y Yáñez-Martínez (1981) con un dispositivo compuesto de dos redes de plancton cilíndricas fijas, una de ellas al nivel de la superficie y la otra cercana al fondo. Las redes empleadas fueron de 1.5 m de longitud, 0.5 m de diámetro y un tamaño de malla de 450 micras. Adicionalmente se tomaron registros del volumen de agua filtrada con un contador de flujo y temperatura y salinidad con un termosalinómetro. Los muestreos comprendieron periodos mayores de 12 horas, con obtención de muestras cada dos horas de filtrado.

POSTLARVAS EPIBENTICAS

Esta etapa se examinó mediante muestreos periódicos en las lagunas de Palizada Vieja y San Francisco (Fig. 1) cada 5 o 7 días durante un mes en las temporadas de estío (marzo), lluvias (agosto-septiembre) y nortes (diciembre) de 1986.

Las muestras se obtuvieron con una red de barra tipo Renfro (Renfro, 1963) de 1.3 m de boca y 2 mm de luz de malla. La red fue operada manualmente en transectos de 50 m de longitud paralelos a la línea de costa. El área cubierta por la red se estimó en 65 m². El material colectado se identificó mediante los caracteres taxonómicos propuestos por Williams (1959), Cook (1966), Ringo y Zamora (1968) y Pérez Farfante (1970). Las mediciones de longitud total se obtuvieron con un microscopio estereoscópico graduado y un vernier. En cada muestreo se efectuaron mediciones de salinidad y temperatura del agua con un refractómetro y un termómetro de cubeta.

JUVENILES

La fase juvenil del camarón blanco se estudió con la ayuda de diferentes artes de muestreo que incluyeron desde atarrayas y redes fijas en la laguna de Chacahito, cuyo uso se describe en Gracia y Soto (1986a), hasta redes de prueba camaronesa. Esta última se empleó mas frecuentemente y consistió de una red pequeña de 5.0 m de largo y abertura de malla de 2.5 cm. La operación de esta red y el área cubierta en un ciclo anual (agosto 1979-julio 1980) por muestreos mensuales en la Laguna de Términos se describen ampliamente en Gracia y Soto (manuscrito). El área estimada de barrido por la red de arrastre se estimó en 1852 m². La biomasa, número de organismos de camarón blanco, temperatura y salinidad del agua se registraron en cada lance. En el laboratorio, los camarones se identificaron y se determinó su peso, longitud y sexo.

En la laguna de Chacahito se utilizaron métodos de marcado y recaptura para estimar el crecimiento, mortalidad y tamaño de la población de juveniles de P. setiferus. El marcado se efectuó con colorantes vitales y cintas vinílicas, cuya técnica se describe detalladamente en Gracia y Soto (1986a).

ADULTOS

La información referente a la abundancia y distribución de los organismos en el ambiente marino se obtuvo a partir de cinco campañas oceanográficas realizadas en la Sonda de Campeche en el área ubicada entre las lagunas del Carmen y Machona y Champotón (Fig. 1). Estas se efectuaron entre julio de 1978 y abril de 1981 abordo del barco camaronero LA NUEVA LEY DE PESCA y cubrieron tanto la provincia deltaica, como la carbonatada del Banco de Campeche en un intervalo de profundidad de 7 (12.6 m) a 40 (72.8

m) brazas de profundidad, con un total de 102 localidades de muestreo.

Las muestras se obtuvieron mediante la utilización de redes camaroneras comerciales con arrastres paralelos a la costa de 30 minutos de duración. La identificación y procesado del material biológico se llevó a cabo a bordo de las embarcaciones y en el laboratorio con las claves taxonómicas apropiadas. Mayor detalle de la metodología se encuentra en Soto et al. (1981) y Soto y Gracia (1987).

ANALISIS DE LA INFORMACION

TRATAMIENTO DE LOS REGISTROS ESTADISTICOS DE CAPTURA

La información contenida en los registros de producción total mensual por categoría comercial de P. setiferus (kg) de los años 1973-1984, proporción por sexos y datos biométricos, proporcionada por el Centro Regional de Investigaciones Pesqueras de Cd. del Carmen, Camp. sirvió de base para obtener el número de organismos capturados en el ambiente marino. En esta oficina se concentra la información estadística de captura de camarón blanco del área de la Sonda de Campeche y están agrupados en kilogramos de categorías comerciales. Estas categorías se limitan de acuerdo al número de abdómenes que suman un total de una libra: 10-14, 15-20, 21-25, 26-30, 31-35, 36-40, 41-50, 51-60, y 60-"over".

Con base en la media, desviación estándar (s), proporción por sexos y la suposición de una distribución normal de pesos abdominales en cada una de las ocho categorías comerciales en que se divide a la captura, se estimó el número total de organismos por sexo y unidad de peso abdominal. Las estimaciones se realizaron con la ayuda de una hoja electrónica de cálculo alimentada con la abundancia de cada categoría comercial y la probabilidad de cada unidad de peso dentro de cada categoría de acuerdo al valor de Z de las tablas de ordenadas de una curva normal (Snedecor y Cochran, 1971). Este último procedimiento consistió en desglosar la probabilidad obtenida (Z/s) para cada unidad de peso multiplicada por el peso abdominal y una constante de 10000 para luego obtener la suma de todos los elementos de la distribución normal en cada categoría comercial.

La división de la captura total por cada categoría comercial entre la suma de todos los elementos de la distribución normal da un factor de conversión para cada categoría que multiplicado por la probabilidad de aparición de cada categoría refleja la proporción de peso correspondiente a dicha unidad. La división de esta proporción de la captura por unidad de peso abdominal entre el peso del abdomen da la estimación del número de organismos por unidad de peso en cada categoría comercial.

Finalmente, la suma de todos los organismos estimados por unidad de peso por categoría comercial da el número total de cada clase. Estos se separaron de acuerdo a la proporción de sexos por categoría comercial para obtener el número total de organismos por sexo. Los resultados así obtenidos sirvieron de base para el análisis de la población virtual.

Con los registros de captura mensual por categoría y el esfuerzo pesquero aplicado se calculó la captura por unidad de esfuerzo total mensual de la pesquería de camarón blanco. Con base en la curva de crecimiento, edad de reproducción y edad de reclutamiento de P. setiferus obtenidos en este trabajo se calculó también la captura por unidad de esfuerzo de los organismos reproductores que contiene a las categorías comerciales de 10 a 25 abdomenes por libra y la captura por unidad de esfuerzo de reclutas que corresponde a la categoría comercial de 50-60 abdomenes por libra.

ESTIMACION DE PARAMETROS POBLACIONALES

CRECIMIENTO

La tasa de crecimiento de P. setiferus en la fase juvenil se estimó mediante métodos de marcado y recaptura con cinta vinílica y colorantes vitales (Gracia y Soto, 1986a). Además, también se aplicó el análisis de componentes modales en una distribución de tallas mediante el procedimiento de Battacharya (1967).

El patrón de crecimiento del camarón blanco en su etapa marina se estimó a partir de un análisis de progresión modal de la composición de muestras mensuales de peso de abdomenes, obtenidas en plantas empacadoras por personal del Instituto Nacional de la Pesca en el período de junio de 1980 a junio de 1981. El peso abdominal se convirtió a longitud total y se aplicó la técnica de Battacharya (1967). El seguimiento de modas se llevó a cabo para los dos sexos y se empleó el método de Gulland y Holt (1959) para intervalos de tiempo irregulares, con el fin de estimar los parámetros del modelo de crecimiento de von Bertalanffy.

Posteriormente, estas tasas de crecimiento en la fase adulta se compararon y combinaron con las tasas de crecimiento de los juveniles de camarón blanco para obtener estimaciones más adecuadas del crecimiento de este peneido en todo sus estadios. Para esto, se empleó la modificación del método de Gulland y Holt (1959), descrito por Pauly (1983).

MORTALIDAD

En la etapa juvenil la estimación de las tasas de mortalidad instantánea total, natural y por pesca se efectuaron mediante técnicas de marca-recaptura (Gracia y Soto, 1986a) y la relación

de Ricker (1958) $E = (F/Z) (1 - e^{-ZT})$; donde Z es la tasa de mortalidad total y la tasa de explotación E representa la razón del número de marcas recapturada y liberadas. Una vez, obtenida F (mortalidad por pesca) del despeje de la ecuación anterior, la mortalidad natural (M) se calcula mediante la sustracción de F en Z.

La mortalidad de los juveniles de P. setiferus en la Laguna de Términos, se estimó también a través del ajuste de curvas exponenciales negativas a la distribución de frecuencia de tallas con respecto a la edad.

En la etapa adulta se aplicaron diversos métodos para obtener la mortalidad total y natural, desde los empíricos que dan una aproximación de estos parámetros, hasta los que se basan en la composición de la captura comercial y el esfuerzo de pesca. Los métodos empleados se describen a continuación.

a) Método de Rikhter y Efanov (1976).

$M = 1.521(T \cdot tm_{50})^{-0.720} - 0.155$; donde M = Mortalidad natural y tm_{50} es la edad cuando el 50% de la población es madura reproductivamente.

b) Regresiones múltiples de Pauly (1983).

Con respecto al crecimiento en longitud total.

$$\log M = -0.0066 - 0.279 \log L_{inf} + 0.6543 \log K + 0.4634 \log T$$

Con respecto al crecimiento en peso.

$$\log M = -0.2107 - 0.0824 \log P_{inf} + 0.6757 \log K + 0.4687 \log T$$

donde: log es el logaritmo base 10, M es la mortalidad natural, L_{inf} es la longitud máxima en cm, P_{inf} es el peso asíntótico de la especie en g, K es el coeficiente de crecimiento de la curva de von Bertalanffy y T es la temperatura media anual del agua en la cual vive el recurso en grados centígrados.

c) Método de Beverton y Holt (1957) y Paloheimo (1961) para estimar la mortalidad total a partir de la captura por unidad de esfuerzo, cuya ecuación es la siguiente:

$$Z_j = \ln \left(\frac{\sum_{k=Er-1}^{Em} C_{j-1,k} / f_j + 1}{\sum_{k=Er}^{Em} C_{j,k} / f_j} \right)$$

donde: Z_j es la tasa de mortalidad total estimada para el mes j, Er es la edad de reclutamiento, Em es la última edad explotada, C_{jk} es el número de organismos de la edad k capturados el mes j, f_j es el esfuerzo de pesca aplicado en el mes j.

d) Método de la disminución de la captura por unidad de esfuerzo en número de organismos durante periodos cortos (Berry, 1967). Este procedimiento consiste en una regresión lineal del logaritmo natural de la captura por unidad de esfuerzo en número de organis-

mos de los periodos descendentes contra las unidades de tiempo de dicho periodo.

e) Estimaciones de la mortalidad total a partir de la edad y longitud promedio. Se utilizaron tres tipos de procedimientos :

Método de Beverton y Holt (1966).
 $Z = 1/(t^{\sim} - t_c)$

donde: t^{\sim} es la edad promedio de los organismos mas grandes que la edad t_c de primera captura.

Método de Beverton y Holt (1956) a partir de la talla media de captura.
 $Z = K(L \text{ inf.} - L \text{ med}) / (L \text{ med} - L^{\sim})$

Método de Ssestongo y Larkin (1973) también a partir de la talla media de captura.
 $Z = K / ((L \text{ inf.} - L^{\sim}) / (L \text{ inf.} - L \text{ med}))$

donde: $L \text{ inf.}$ y K son parámetros de la ecuación de von Bertalanffy, $L \text{ med}$ es la longitud media de la captura estimada de tallas mayores de L^{\sim} , y L^{\sim} es la longitud de los organismos plenamente representados en la captura. En ambos casos se omitió el término multiplicador ($n/n=1$); ya que como se utilizó un número grande de organismos éste tiende a uno y puede ser eliminado.

f) Como complemento de los incisos c-f, y para obtener estimaciones de la mortalidad natural (M) y el coeficiente de capturabilidad, se empleó una regresión lineal de los valores de mortalidad total (Z) sobre el esfuerzo de pesca de acuerdo a Paloheimo (1961).

ANALISIS DE LA POBLACION VIRTUAL

La técnica del análisis de la población virtual, ampliamente utilizada en la evaluación de recursos marinos explotados (Jones, 1984) es un procedimiento para determinar el número de organismos que debería haber en el mar, con base en la proporción de la población removida por la captura y las pérdidas causadas por la mortalidad natural. El método se basa en las ecuaciones de captura y sobrevivencia para resolver cohorte por cohorte en forma retrospectiva, el tamaño de la población y las tasas de mortalidad por pesca en cada periodo.

$$C_i / N_{i+1} = F_i (\exp(Z_i) - 1) / Z_i$$

$$N_i = N_{i+1} \exp(Z_i)$$

donde: C_i es la captura en el periodo i , M_i es la mortalidad natural en el periodo i , F_i es la mortalidad por pesca en el periodo i , N_i es el tamaño de la población al comenzar el periodo i , y $Z_i = F_i + M_i$ es la mortalidad total en el periodo i .

Los cálculos para resolver estas ecuaciones tienen que efectuarse mediante el uso de tablas o por procedimientos reiterativos, para lo cual se implementó un programa de computación.

La información base para esta técnica consiste en la captura en número y la tasa de mortalidad natural por edad y la mortalidad total y por pesca de la edad mas vieja de cada cohorte. La obtención de los parámetros necesarios para efectuar este análisis fue descrita en los incisos anteriores.

Con los cálculos calibrados del análisis de población virtual se estimó la mortalidad por pesca específica de cada edad, y del número original de organismos por edad se obtuvieron índices de reclutamiento y de la población reproductora.

MODELOS POBLACIONALES

MODELO DE PRODUCCION

El modelo de Schaefer (1954) que relaciona la captura total y el esfuerzo de pesca invertido, se empleó con el fin de tener una descripción de la situación general de la pesquería del camarón blanco. El ajuste de una curva parabólica de esta relación permite obtener una estimación del rendimiento máximo sostenible y el esfuerzo óptimo de la pesquería. Los procedimientos en detalle para ajustar este modelo se describen ampliamente en Ricker (1975).

MODELOS DE POBLACION REPRODUCTORA - RECLUTAS

La relación Población Reproductora-Reclutas se analizó con base en las curvas de Reclutamiento, de los siguientes autores:

Ricker (1954) $R = aS \exp(-bS)$

donde: R es el número de reclutas o índice de reclutamiento,
S es el tamaño o índice de la población reproductora,
a y b son parámetros que definen la curva.

Beverton y Holt (1957) $R = \frac{1}{a+B/S}$

donde : R y S son términos equivalentes a la ecuación de Ricker,
a y B son parámetros de esta curva.

Las curvas se ajustan mediante regresiones no lineales y lineales, cuyo procedimiento se describe en Ricker (Ricker, 1975).

MODELOS DE SIMULACION

La simulación de la dinámica de la población de P. setiferus se realizó con base en la información de los parámetros poblacionales estimados en este trabajo: mortalidad natural en la fase juvenil y adulta, mortalidad por pesca por clases de edad, mortalidad por pesca en la etapa lagunar-estuarina, estimaciones del nivel de reclutamiento y capturas promedio de los últimos años.

Para llevar a cabo la simulación se utilizaron los programas de computación de los modelos de simulación de la FAO de Coppola, García y Willmann (1986) y el modelo de Sparre (1987) que consideran la interacción entre dos sectores pesqueros artesanal e industrial. Estos son modelos predictivos, dinámicos y analíticos, cuya parte biológica está basada en el modelo de rendimiento por recluta de Thompson y Bell descrito en Ricker (1975). El objetivo principal consiste en calcular, de un determinado número de reclutas, la producción total obtenida de la presión pesquera ejercida sobre una cohorte a lo largo de toda su vida.

El modelo de Coppola et al. (1986) supone que en equilibrio, la producción de una cohorte es equivalente a la producción obtenida en un año de todas las cohortes presentes en la pesquería. El supuesto básico en este caso es que el nivel de reclutamiento, la mortalidad natural y el patrón de mortalidad por pesca permanecen constantes para todas las cohortes. En contraste, el modelo de Sparre acepta variaciones estacionales en los parámetros poblacionales (edad de emigración de la laguna, tasas de mortalidad, tasas de crecimiento y nivel de reclutamiento), lo cual permite realizar simulaciones acordes a la biología del camarón.

5. RESULTADOS Y DISCUSION

DISTRIBUCION GEOGRAFICA

El camarón blanco Penaeus setiferus se distribuye desde Fire Island, N. Y. en la costa oeste de los Estados Unidos Americanos, a través del Golfo de México hasta la plataforma continental de Yucatán. La distribución del camarón blanco es discontinua y presenta varios centros de alta abundancia en la parte norte del Golfo de México frente a las costas de Georgia, noroeste de Florida y Louisiana (Pérez-Farfante, 1969; Lindner y Coqk, 1970).

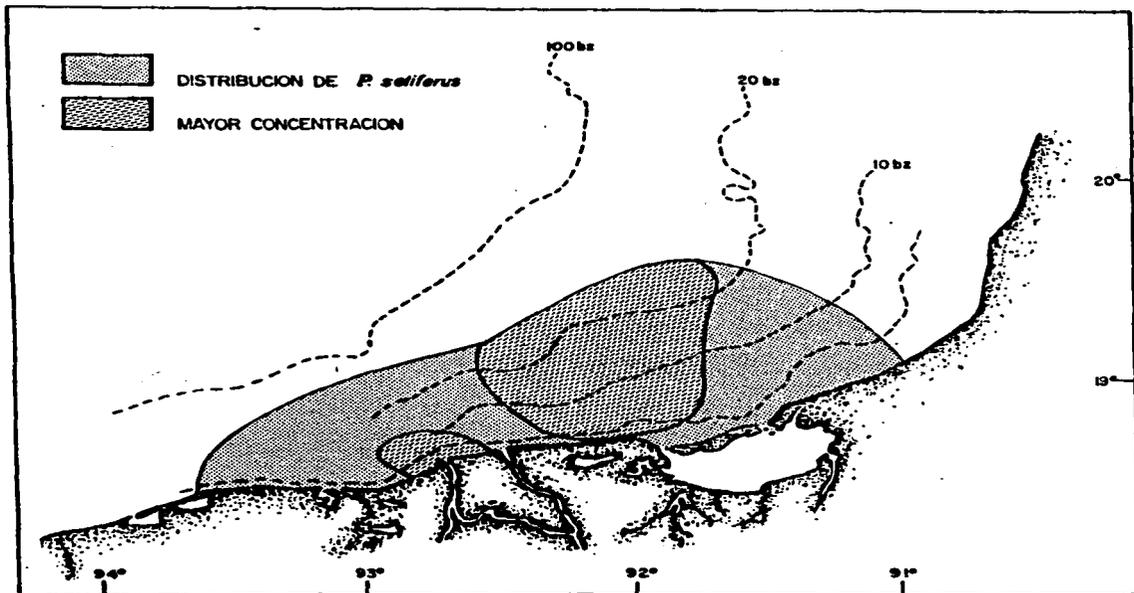


Fig. 2. Distribución general y áreas de mayor concentración de *P. setiferus* en la zona costera del área de estudio.

En la parte sur de su distribución, se localiza un tercer centro de abundancia importante en la Sonda de Campeche entre las costas de los estados de Tabasco y Campeche. En esta área el camarón blanco constituye un recurso pesquero valioso, cuya explotación representa cerca del 20 % de la captura total de peneidos.

En el suroeste del Golfo de México, el camarón blanco coexiste con *P. duorarum* y *P. aztecus* en una amplia zona; sin embargo, presenta claras diferencias en la distribución batimétrica con las dos especies anteriores. *P. setiferus* se encuentra generalmente cercano a la costa a bajas profundidades sobre sustratos de lodo o arena-lodo.

Soto y Gracia (1987) señalan para la Sonda de Campeche que las concentraciones más altas de *P. setiferus* se localizan en las zonas influidas por las descargas fluviales del sistema Grijalva-Usumacinta y frente a la Boca del Carmen en la Laguna de Términos (Fig. 2).

DISTRIBUCION BATIMETRICA Y AREAS DE DESOVE

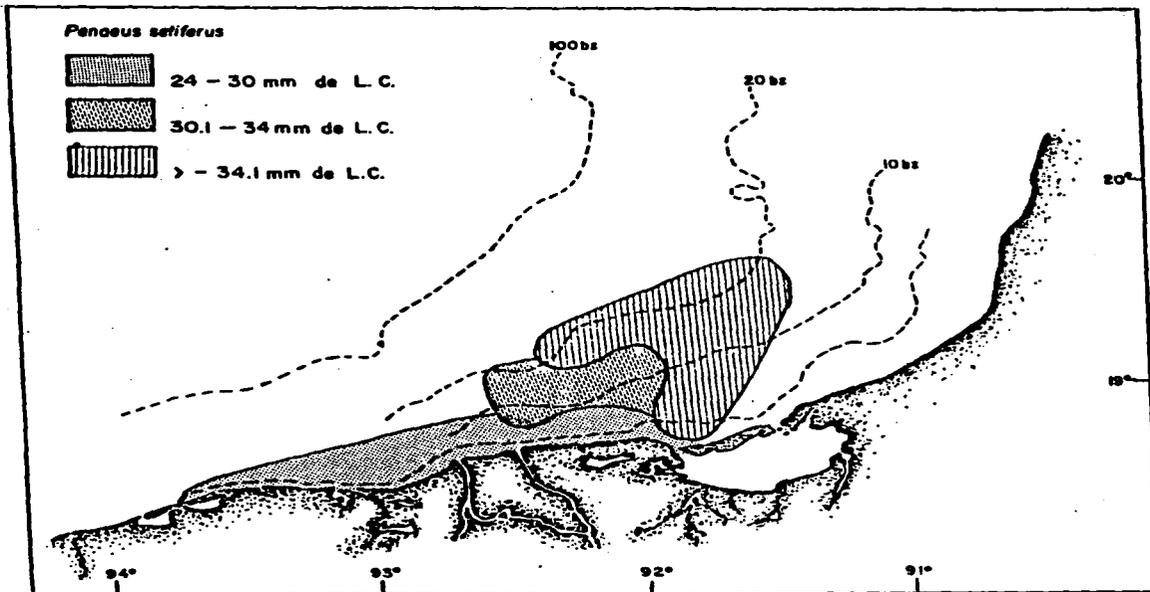


Fig. 3. Distribución batimétrica de tallas de *P. setiferus* en la Sonda de Campeche.

El camarón blanco muestra una correlación positiva ($P < 0.05$) entre la talla de organismos y la profundidad. El incremento en talla de los organismos conforme aumenta la profundidad puede estar relacionado con el movimiento migratorio de los organismos hacia aguas marinas para llevar a cabo actividades reproductivas.

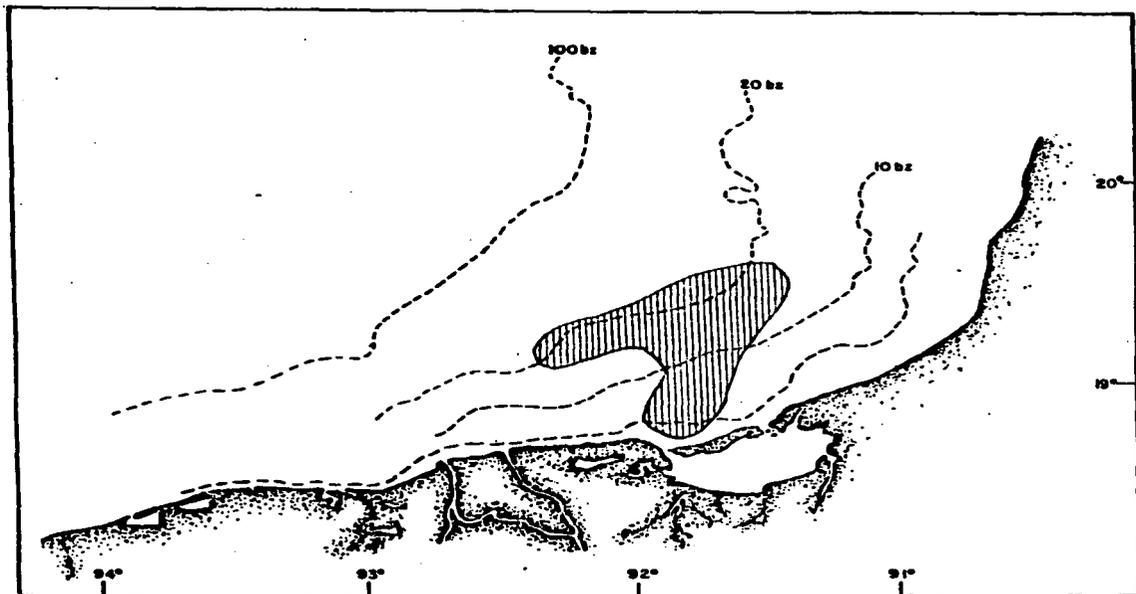


Fig. 4. Area de Mayor concentración de reproductores de *P. setiferus* en la Sonda de Campeche.

Con base en la información recopilada en varias campañas oceanográficas, Soto y Gracia (1987) definen el patrón general de distribución batimétrica con respecto a las tallas de *P. setiferus* en la Sonda de Campeche (Fig. 3). Las tallas más pequeñas (24-30 mm de longitud de cefalotórax, L. C.) se concentran en la zona costera adyacente a las desembocaduras de ríos y sistemas lagunares de Tabasco y Campeche. Posteriormente, los organismos subadultos (30.1-34 mm de L. C.) se desplazan hacia el área localizada frente a la Isla del Carmen, entre 7 y 25 brazas de profundidad (12.6-45 m), donde alcanzan tallas adultas (> 34.1 mm de L. C.).

En esta zona, además de la predominancia de tallas adultas se presentan concentraciones altas de camarón blanco, por lo que se sugiere como un área de desove (Fig. 4). De acuerdo a estudios realizados en el norte del Golfo de México en esta especie (Lindner y Anderson, 1956; Renfro y Brusher, 1965; Joyce, 1965) el desove se realiza entre 4 y 17 brazas de profundidad, lo cual coincide con el intervalo de profundidad registrada para el área de desove propuesta en la Sonda de Campeche.

Por otro lado, las observaciones de los estadios sexuales del camarón blanco colectados en las campañas y la distribución de larvas de P. setiferus en la Sonda de Campeche (Mou Sue, 1985) proveen también elementos de apoyo para la zona señalada como un área de desove importante.

LARVAS PLANCTONICAS MARINAS

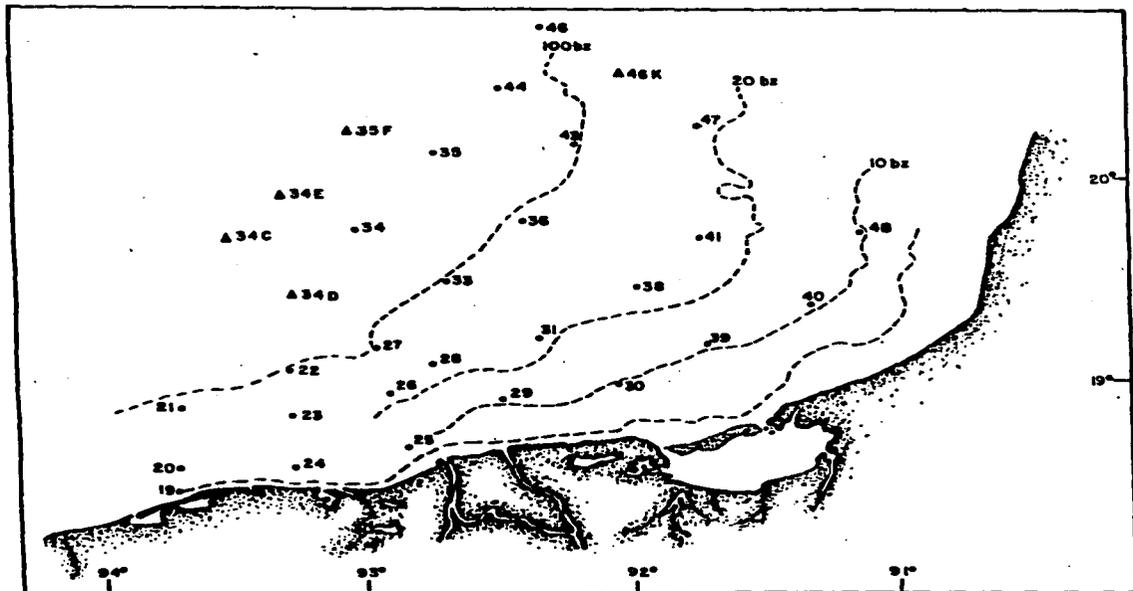


Fig. 5. Localidades examinadas en las campañas oceanográficas PROGMEX1 (Primavera 1983) y PROGMEX3 (Verano 1984).

principales áreas de concentración para los dos periodos exploratorios.

En la campaña oceanográfica de marzo (PROGMEX 1) las fases larvarias de P. setiferus se distribuyeron en la mayor parte del área de estudio; en particular en las estaciones localizadas en la plataforma continental. Los valores más altos de densidad se presentaron en la parte interna y media de la plataforma continental hasta una profundidad máxima de 72 m; mientras que los registrados en el borde de la plataforma fueron relativamente bajos, con excepción de la localidad situada al norte de la Boca de Puerto Real, Laguna de Términos. Las concentraciones más altas se localizaron entre los 18 y 36 m de profundidad frente a las lagunas de Carmen y Machona a la Boca del Carmen, Laguna de Términos y el río Champotón. En esta zona se destaca un área comprendida del río San Pedro al frente de Boca del Carmen, donde se registraron densidades de 69 y 23 ind/100 m³, respectivamente (Fig. 6).

Todos los individuos colectados durante primavera se encontraron en los estadios de postlarvas I y II, con 1 a 3 espinas rostrales. La distribución de tallas promedio de las postlarvas planctónicas en el área situada entre Boca del Carmen y las lagunas de Carmen y Machona muestra un patrón progresivo en dirección suroeste y hacia la línea de costa. Las tallas más grandes (postlarvas II), por lo general se localizaron frente a desembocaduras de ríos y lagunas costeras que pueden funcionar como áreas de crecimiento para el camarón blanco. Cabe hacer notar que en el borde de la plataforma continental frente al Río San Pedro se detectaron organismos de tallas grandes (Fig. 6).

En el área situada al este noreste de la Boca del Carmen las tallas parecen presentar un patrón inverso (este noreste); ya que las tallas promedio más grandes se distribuyeron en la plataforma continental externa y frente al río Champotón. Los individuos colectados frente a la Laguna de Términos, aunque de menor talla promedio, ya se encuentran en estadios de postlarva I y II, y ya están en posibilidad de inmigrar a este sistema lagunar que representa un área de crecimiento de peneidos (Fig. 6).

Las isolíneas de tallas trazadas a partir de la información disponible sugieren un patrón radial de dispersión de larvas de P. setiferus con el centro situado frente a la Boca del Carmen (Fig. 7).

Durante verano (PROGMEX 3), los estadios larvarios de P. setiferus se detectaron principalmente en la plataforma continental; sin embargo, se registró su presencia en dos estaciones oceánicas. La distribución de postlarvas en esta época presenta dos áreas de alta concentración, una de ellas situada entre las lagunas del Carmen y Machona y el río Frontera, donde las mayores densidades (5-10 ind./100m³) se hallan en las localidades cercanas a la costa sobre profundidades bajas (18 m) (Fig. 8).

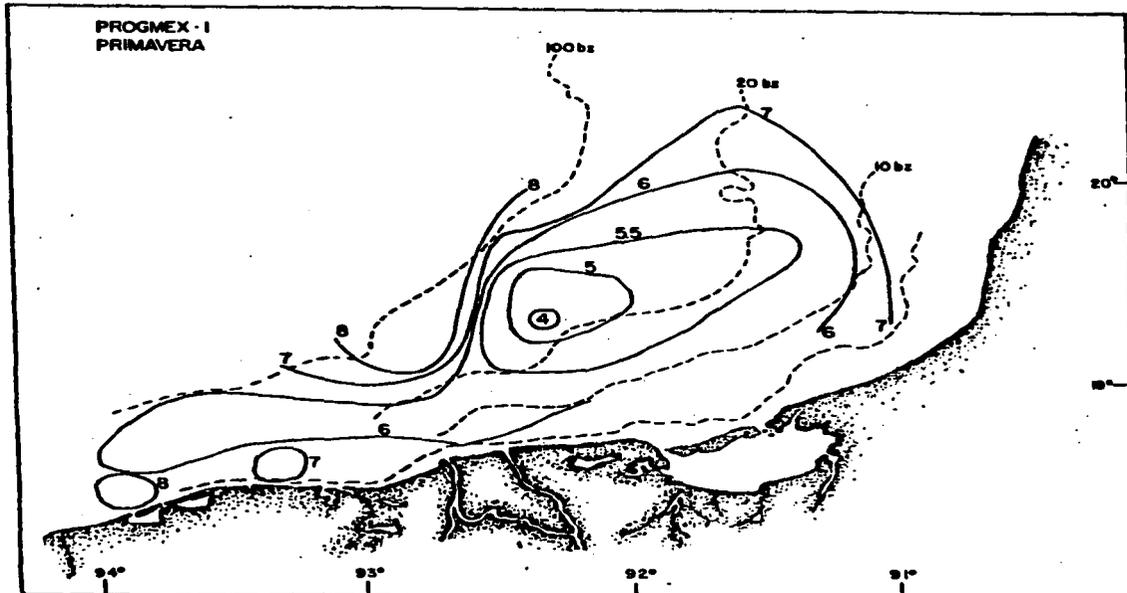


Fig. 7. Isolíneas de las tallas promedio (longitud total mm) de las fases larvarias de P. setiferus durante Primavera (PRGMEXI).

La segunda zona se encuentra frente a la Laguna de Términos, en la cual la distribución y abundancia de postlarvas planctónicas de P. setiferus no mostró un patrón claro de incremento de densidad de organismos conforme los sitios de muestreo se acercan a la costa. No obstante, es conveniente resaltar que las localidades ubicadas frente a la Boca del Carmen se mantienen con niveles altos de densidad (5-15 ind./100m³) de postlarvas en verano (Fig. 8). Esta zona presenta además concentraciones altas de protozoos y mysis de Penaeus sp. De acuerdo a Soto y Gracia (1987), en esta zona se concentran los organismos reproductores de P. setiferus, por lo cual podría esperarse que una alta proporción de estas larvas no identificadas pertenezcan al camarón blanco.

En verano, el patrón de incremento de tallas promedio en dirección sur y suroeste detectado en primavera al oeste de Boca del Carmen,

no se manifiesta claramente debido en parte a la ausencia de postlarvas entre Laguna de Términos y el río Frontera. Las tallas más altas se encuentran cercanas a la costa frente a ríos y lagunas costeras, con tallas menores a mayor profundidad, lo cual confirma el gradiente talla-profundidad observado en primavera en esta región (Fig. 8).

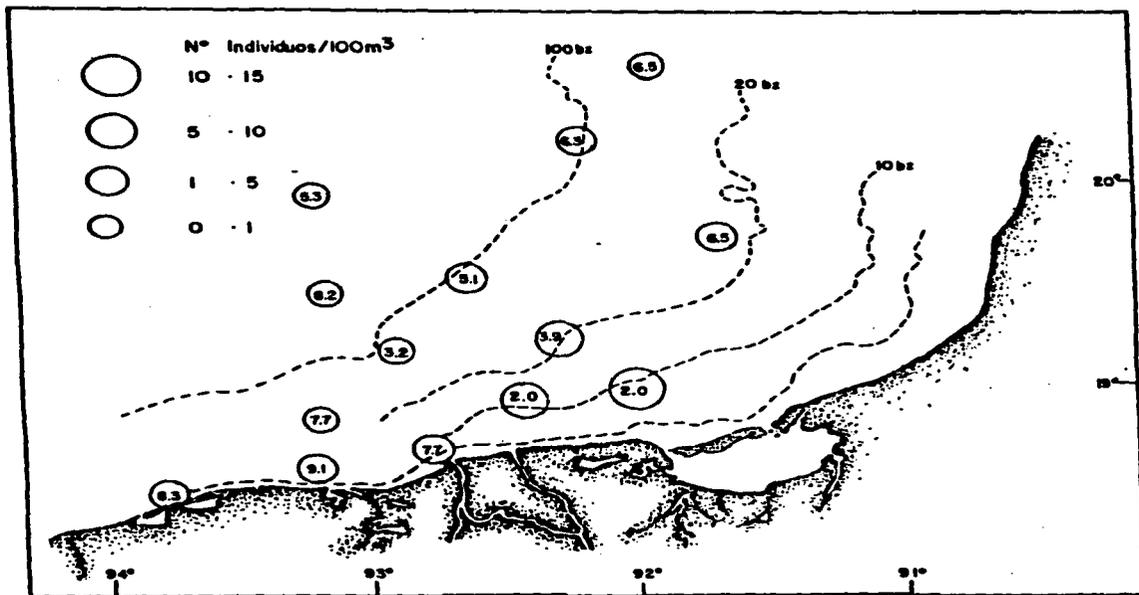


Fig. 8. Distribución, abundancia y tallas (longitud total promedio en mm representadas dentro de los círculos) de las fases larvarias de P. setiferus durante Verano (PROGMEX3).

En la zona al este noreste de Boca del Carmen la relación talla promedio de postlarvas planctónicas con la profundidad tiene un sentido tanto positivo como negativo. En el transecto frente a Boca del Carmen las tallas promedio de postlarvas tienden a aumentar conforme se alejan de la costa, mientras que el transecto cercano a la Boca de Puerto Real se observa un incremento pequeño

(6.3-6.5 mm) en las tallas promedio de postlarvas cercanas a la costa.

Las isoclinas de tallas larvarias en este periodo coinciden en sugerir una dispersión radial a partir del área situada frente a la Boca del Carmen en Laguna de Términos. La porción externa de la plataforma frente a esta área queda abierta; ya que no se colectaron postlarvas en esas estaciones oceánicas durante verano (Fig. 9).

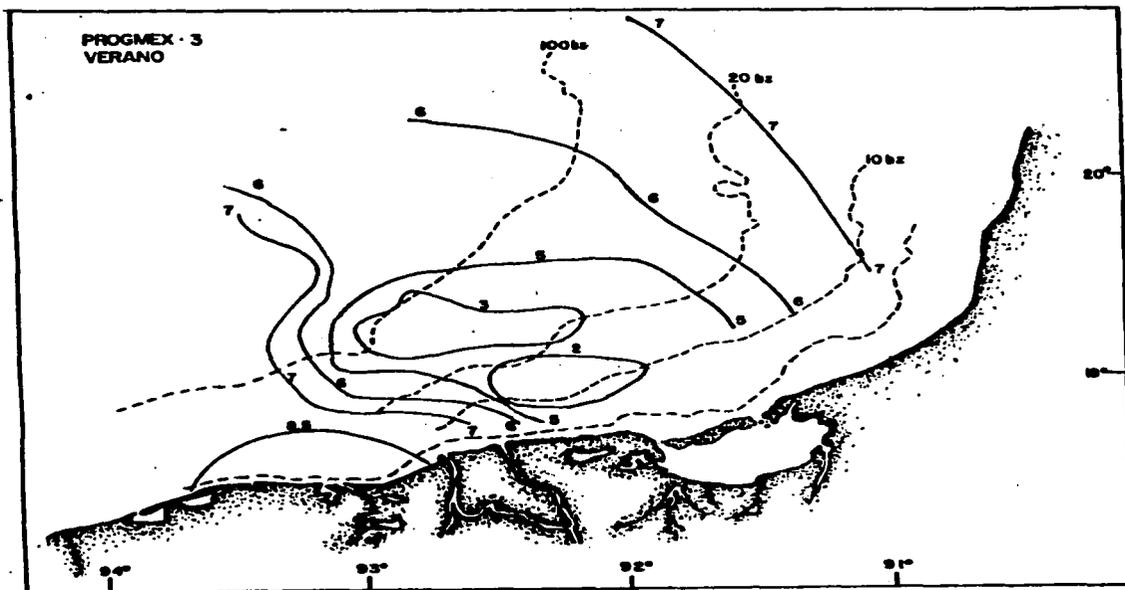


Fig. 9. Isoclinas de las tallas promedio (longitud total mm) de las fases larvarias de *P. setiferus* durante Verano (PROGMEX3).

La comparación de las densidades de organismos registradas en las dos campañas oceanográficas indica una abundancia mayor en primavera, además de una distribución más amplia de las postlarvas planctónicas en el área. La abundancia de postlarvas sugiere que durante este periodo se presenta un máximo en la actividad reproductiva de *P. setiferus*. Sin embargo, la información sobre el comportamiento de postlarvas planctónicas se refiere solo a dos

periodos y no permite hacer un análisis detallado de las variaciones estacionales en la abundancia de postlarvas y de esta forma inferir sobre las probables variaciones en la actividad reproductiva.

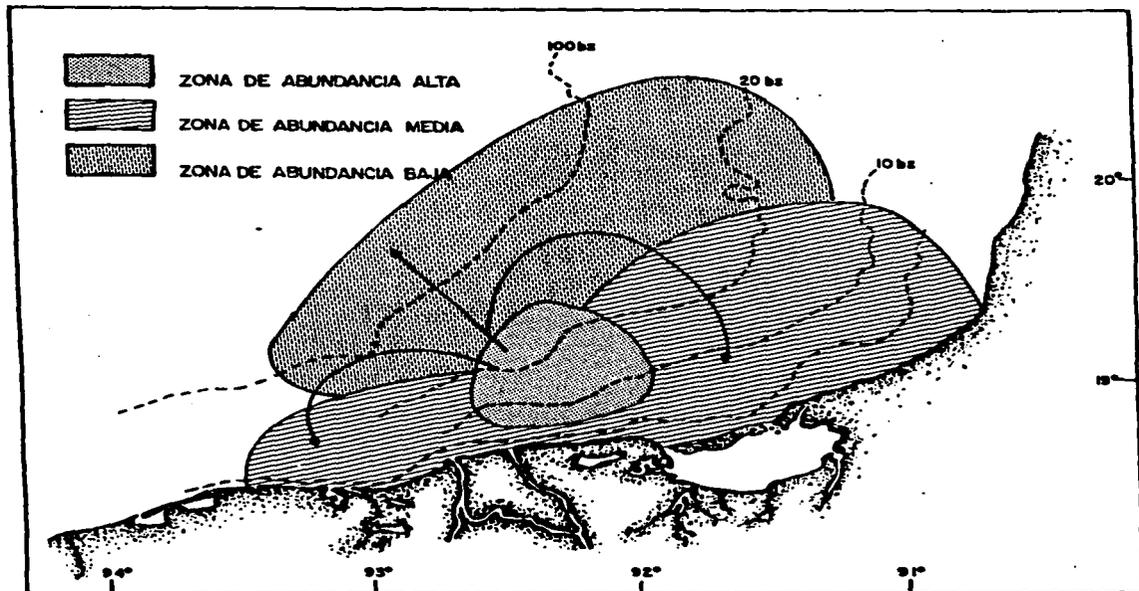


Fig. 10. Areas de alta, media y baja abundancia de la fase larvaria de *P. setiferus* y rutas principales de dispersión.

De todas formas, la información permite sugerir un patrón general de abundancia y distribución en dos periodos distintos, así como las probables rutas de migración relacionadas con las corrientes del área. Comparativamente se pueden establecer tres zonas de alta, media y baja abundancia para primavera y verano con la información de ambos periodos (Fig. 10). El área de mayor abundancia coincide con las densidades más altas de estadios larvarios del género *Penaeus* spp. y la ubicación del área de desove señalada por Soto y Gracia (1987); mientras que las zonas de abundancia media y baja se localizan frente a áreas de crianza potenciales (lagunas del Carmen y Machona, Frontera, Laguna de Términos) y en el área de plataforma externa y el ambiente oceánico, respectivamente.

La abundancia de postlarvas en las diferentes zonas depende de la extensión del área de desove, intensidad del proceso reproductivo, el efecto de las corrientes sobre las larvas durante la migración hacia áreas de crianza, y el tiempo transcurrido entre el desove y el momento de muestreo. Si se toma en consideración la distribución de tallas, la ubicación del área de desove, la mayor abundancia de estadios larvarios de Penaeus sp. y postlarvas planctónicas de P. setiferus, se puede proponer un esquema general de las rutas de dispersión de esta especie (Fig. 10). El movimiento de las fases larvarias del camarón blanco a partir del área principal de desove puede suceder en tres direcciones principalmente: en sentido sur-suroeste a lo largo de la costa, en dirección circular frente a la Laguna de Términos y hacia la región oceánica. Las dos primeras conducen a las postlarvas a lagunas y ríos (Champotón, Laguna de Términos, San Pedro, Frontera, Carmen y Machona) que pueden ser utilizados como área de crianza, mientras que la última lleva a las postlarvas hacia zonas donde las probabilidades de sobrevivencia disminuyen.

Estas tres direcciones principales propuestas se ven apoyadas por las isolíneas de dispersión obtenidas a partir de la inclusión de las tallas de larvas del camarón blanco, rosado y café, las tallas de ingreso de P. setiferus registradas por Alarcón (1986) para la Boca de Puerto Real y los registros de tallas de establecimiento de camarón blanco en la laguna de Palizada Vieja cercana a la Boca del Carmen. Las isolíneas determinadas de esta forma, al igual que las correspondientes a los periodos de primavera y verano muestran una dispersión radial a partir del centro de mayor abundancia definido frente a la Boca del Carmen; sin embargo, se aprecia en forma más clara una dirección circular en la dispersión larvaria en el área oriental (Fig. 11).

El esquema general de dispersión de larvas presenta variantes relacionadas con cambios estacionales del patrón general de corrientes. Según Bessonov *et al.* (1971) y Anónimo (1974), el ciclo anual puede dividirse en dos periodos durante los cuales el régimen de corrientes cambia de un flujo continuo en dirección sur y paralelo a la costa en primavera y parte de verano a un flujo de menor velocidad con giros de tipo ciclónico entre Cayo Arcas y Veracruz que pueden provocar una inversión en la corriente principal en el segundo periodo del año. Estos cambios se reflejan en la distribución de postlarvas en primavera, durante la cual se observa una tendencia a concentrarse hacia el sur-suroeste de la Sonda de Campeche en dirección de la corriente dominante en este periodo. Cabe hacer notar que no se tiene un conocimiento adecuado de la circulación costera, cuyo patrón puede explicar movimientos de las larvas diferentes del patrón predominante en esta época del año. Las tallas promedio de los organismos se ven afectadas también por las corrientes, ya que al permanecer más tiempo en el plancton alcanzan tamaños más grandes antes de establecerse en las áreas de crianza (Ej. áreas de crianza al suroeste de la Sonda de Campeche).

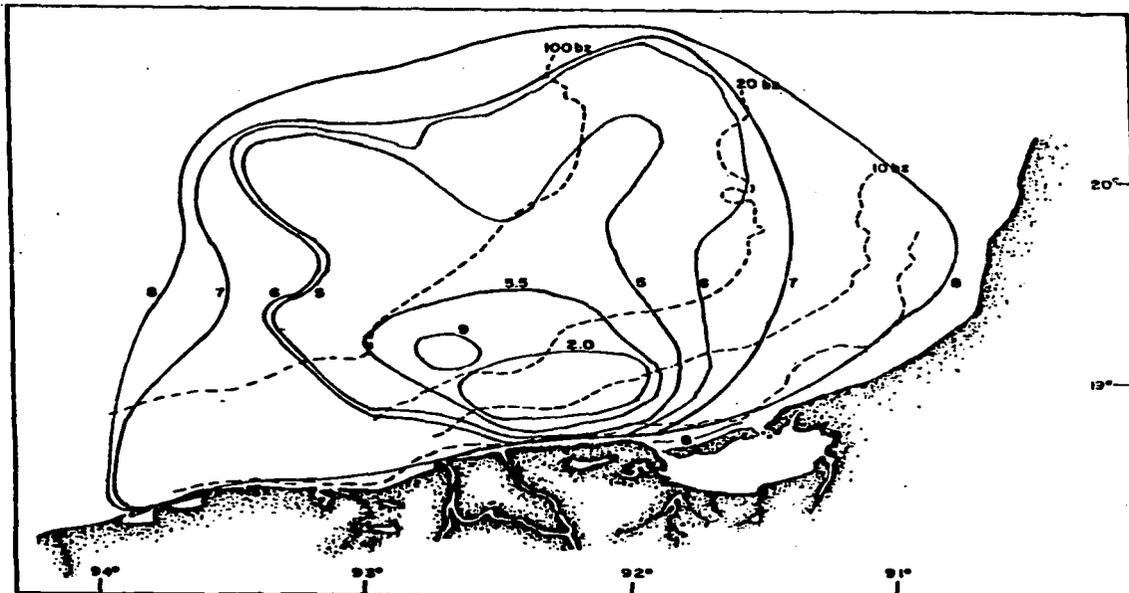


Fig. 11. Isolíneas anuales de las tallas promedio de las fases larvarias de penéidos.

La circulación de tipo ciclónico durante el segundo periodo del año puede favorecer la existencia de un patrón de migración circular frente a la Laguna de Términos, lo cual explicaría en parte una alta inmigración de postlarvas a este sistema lagunar. La distancia a recorrer en la deriva de estas larvas puede ser grande; sin embargo, hay que considerar la capacidad de dispersión de los penéidos en este estadio, que de acuerdo a Rothlisberg *et al.* (1983) puede llegar hasta 165 km durante las dos o tres semanas que dura el periodo larval.

Además de las corrientes dominantes, el viento y las corrientes locales desempeñan un papel muy importante para llevar a las larvas al área de influencia de los estuarios. Entre éstas, las corrientes de marea frente a la Laguna de Términos, pueden ser responsables del transporte de postlarvas de tallas pequeñas desde el centro principal de desove. La importancia relativa de las

diferentes rutas y mecanismos de dispersión en la determinación del patrón de reclutamiento de postlarvas a las áreas de crianza no puede ser evaluada con la información disponible. Estudios cooperativos de oceanografía y comportamiento de las larvas son necesarios para tener un conocimiento adecuado de esta parte del ciclo de vida responsable de las fluctuaciones en el proceso de inmigración de postlarvas a estuarios y lagunas costeras de la Sonda de Campeche.

AREAS DE CRIANZA

El camarón blanco como la mayoría de los peneidos permanece parte de su ciclo de vida en el interior de lagunas costeras y estuarios en estado de postlarva epibéntica y juvenil. Estos cambios de ambiente están relacionados con la fisiología de los camarones durante su desarrollo, en particular con respecto a su capacidad de osmoregulación.

En el suroeste del Golfo de México existen varias lagunas costeras y estuarios que representan áreas de crianza para el camarón blanco. Se pueden nombrar entre éstas, las lagunas del Carmen y Machona, Mecoacán y las desembocaduras de ríos como el Frontera y San Pedro y San Pablo. Indudablemente, la Laguna de Términos; situada frente al banco de Campeche, es el área de crianza más importante para P. setiferus en el suroeste del Golfo de México. Esta laguna es utilizada además, por otras dos especies de importancia comercial: P. aztecus y P. duorarum. Sin embargo, la utilización diferencial en forma espacio-temporal de esta laguna por las tres especies atenúa las posibles interacciones competitivas y permite el establecimiento de las fases estuarinas del ciclo de vida de estos peneidos. De esta manera, las fases estuarinas de P. duorarum se establecen preferencialmente en los ambientes de mayor influencia marina en la Laguna de Términos sobre sustratos cubiertos principalmente por Thalassia testudinum. El camarón blanco, aunque coexiste temporalmente con el camarón rosado, presenta una exclusión espacial; ya que se establece en sustratos limo-arcillosos del área suroeste de la laguna y subsistemas lagunares adyacentes que reciben la descarga directa de los ríos. El camarón café (P. aztecus) se distribuye en la misma zona que el camarón blanco, solo que la mayor abundancia se presenta en el interior de la laguna en un período corto (dos meses); cuando la población de P. setiferus disminuye en número (Gracia y Soto, 1986b).

INMIGRACION DE POSTLARVAS PLANCTONICAS

Las postlarvas planctónicas de camarón blanco ingresan a la Laguna de Términos por las Bocas de Puerto Real y del Carmen durante todo el año. Estudios realizados en la Boca de Puerto Real (Arenas-Mendieta y Yáñez-Martínez, 1981; Alarcón et al., 1985) señalan que

P. setiferus constituye un alto porcentaje (47-80 %) de las postlarvas de peneidos que entran a la Laguna de Términos; entre las cuales se encuentran los géneros Penaeus (P. setiferus, P. duorarum, P. aztecus), Trachypenaeus, Sicyonia y Xiphopenaeus. En la Boca del Carmen las postlarvas de P. setiferus también predominan sobre otros peneidos durante el proceso de inmigración y el número de organismos que entran es mayor con respecto a la Boca de Puerto Real (Alarcón, información inédita).

Las postlarvas de P. setiferus no presentan un patrón de distribución vertical definido con respecto al fotoperíodo. En el sentido horizontal Alarcón (1986) sugiere que existen diferencias en la densidad de postlarvas relacionadas con variaciones horizontales en la velocidad de la corriente. Las densidades más altas según este autor se observaron asociadas a bajas velocidades en masas de agua poco alteradas, lo cual evita la sobredispersión de los parches de postlarvas. Debido a las dimensiones de ambas bocas y sus características hidrodinámicas, el patrón de circulación de la laguna es el principal factor que afecta a la inmigración de postlarvas al área.

La talla promedio de ingreso registrada por Alarcón (1986) para la Boca de Puerto Real varía de 6.5 a 8.2 mm de longitud total con un promedio anual de 7.6 mm de L. T. . Las tallas más altas fueron observadas durante noviembre y febrero (8.5 mm de longitud total, L. T.), mientras que los organismos más pequeños se detectaron en mayo (5.6 mm de L. T.). La talla promedio de ingreso en la Boca del Carmen no ha sido registrada; sin embargo, es probable que ésta pueda ser más pequeña por la cercanía a las áreas de desove.

VARIACIONES TEMPORALES EN LA INMIGRACION DE POSTLARVAS PLANCTONICAS

Arenas-Mendieta y Yáñez-Martínez (1981) señalan un patrón de inmigración variable con varios máximos de abundancia durante el periodo anual (julio de 1979 a julio de 1980). Estos se presentan en orden creciente de verano a otoño con un máximo más pequeño en invierno y corresponden a los meses de junio-julio, noviembre y febrero. La información sobre la densidad de postlarvas por 100 m^3 obtenida en periodos quincenales por estos autores fue transformada mediante el uso de logaritmo natural más uno ($\ln(x+1)$), con el fin de atenuar variaciones debidas al muestreo y determinar las fluctuaciones del patrón de inmigración de postlarvas de P. setiferus. Los valores transformados confirman tres máximos en la inmigración en los meses señalados (junio-julio, noviembre y enero); sin embargo, al ajustarse estos datos a través de curvas polinomiales de octavo orden se delimitan dos periodos de alta y baja abundancia de postlarvas planctónicas. En el periodo de mayor inmigración (junio-diciembre) existen dos máximos conspicuos, uno al principio de verano (junio-julio) y otro en otoño (noviembre) durante las temporadas de lluvias y nortes. Los registros de densidad relativamente altos detectados en enero-febrero no se mantienen cuando se suaviza la curva de inmigración

y quedan comprendidos dentro del periodo de baja abundancia que se extiende de enero a mayo con un valor mínimo en marzo (Fig. 12). La densidad promedio estimada para estos dos periodos definidos como alta y baja abundancia asciende a 10.6 y 3.5 org./100 m³, respectivamente.

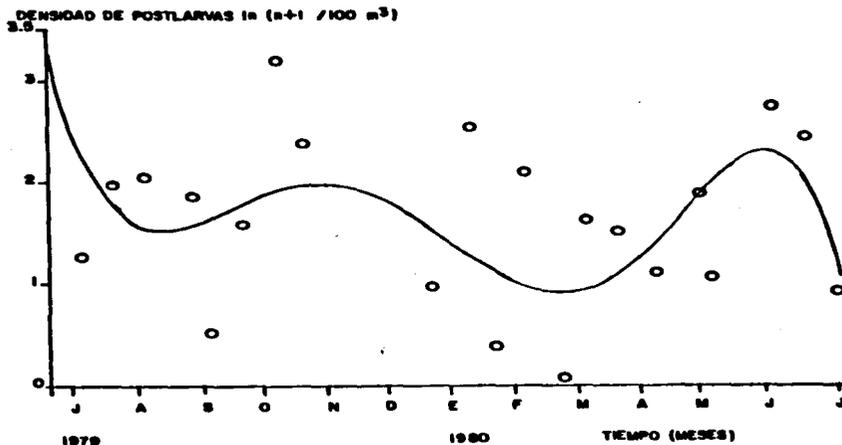


Fig. 12. Patrón anual de inmigración de postlarvas planctónicas de P. setiferus en la Boca de Puerto Real (julio 1979-julio 1980).

Los registros de densidad de postlarvas planctónicas obtenidos por Alarcón (1986) y procesados también a través de regresiones polinomiales presentan un patrón de inmigración similar con un periodo de baja y otro de alta abundancia y dos máximos notorios en este último. En lo general confirman el patrón anual de inmigración determinado en este trabajo con ligeras variaciones en cuanto a los meses de mayor abundancia. Estas variaciones pueden ser un efecto del muestreo mensual que se aplicó en este caso o deberse a variaciones interanuales.

Las fluctuaciones estacionales definidas en este trabajo para P. setiferus dependen directamente de la actividad reproductora de este crustáceo, la cual a juzgar por los datos es continua durante todo el año con dos máximos ubicados en primavera y otoño. De acuerdo a García (1985) este patrón de reproducción con dos

máximos de desove es muy frecuente en los camarones peneidos y aún en peces tropicales (Johanes, 1978; ISRA/ORSTOM, 1979). Esto ocurre generalmente durante periodos con características particulares como incrementos en la temperatura o productividad y se refleja posteriormente en la inmigración de postlarvas a las zonas de cría.

El patrón anual de inmigración identificado mediante regresiones polinomiales en la Laguna de Términos, sugiere que el periodo principal de desove de camarón blanco se presenta en primavera-principios de verano, ya que la mayor densidad de postlarvas ocurre en junio-julio. El ciclo anual de inmigración presentado en este trabajo puede considerarse como representativo de las fluctuaciones estacionales de la densidad de postlarvas, aunque como ya se mencionó anteriormente está sujeto a variaciones interanuales que pueden modificar los tiempos y niveles de los periodos de alta y baja abundancia. Por lo tanto, es posible que en algunos años las mayores densidades se presenten en el segundo máximo de otoño y no a fines de primavera-principio de verano como en este caso.

POSTLARVAS EPIBENTICAS

El periodo de postlarvas epibénticas durante el cual la postlarva planctónica adquiere hábitos bénticos es relativamente corto y existe indefinición en cuanto a su duración; incluso, algunos autores (Zimmerman y Minello, 1984) consideran a esta fase como juveniles pequeños desde que se incorporan al sustrato. Debido a la importancia que representa este periodo en el ciclo de vida, mediante el cual las postlarvas se reclutan a las áreas de cría y cambian de medio ambiente, en este trabajo se considera como postlarvas epibénticas a aquellos organismos que se encuentran en el fondo y aún no presentan caracteres sexuales definidos. Esta fase delimitada en los términos anteriores tiene una duración aproximada de 7 a 10 días y las tallas de los organismos fluctúan entre 6 y 17 mm de L. T. .

Las colectas efectuadas con una periodicidad de 5 a 7 días mediante una red tipo Renfro en las lagunas de Palizada Vieja y San Francisco (Fig. 13), durante los periodos climáticos de estio (marzo), lluvias (agosto-septiembre), y nortes (noviembre-diciembre) sugieren que las postlarvas planctónicas que ingresan por ambas bocas se dirigen principalmente hacia las lagunas situadas al suroeste de la Laguna de Términos (Laguna de Atasta, laguna de Palizada Vieja, laguna de Balchacah, Chacahito y Panlau) y en menor grado al área costera de ésta, donde se fijan en sustratos de limo-arcilla a baja profundidad (Fig. 14).

Las postlarvas planctónicas se establecieron en las lagunas de Palizada Vieja y San Francisco con una longitud total modal de 6-8 mm durante los tres periodos examinados. Las tallas más pequeñas de reclutamiento a estas lagunas variaron desde 6 mm de L. T. para

la laguna de San Francisco en marzo hasta 4 mm en agosto-septiembre y 5.8 mm de L. T. en noviembre-diciembre para la laguna de Palizada Vieja. La talla de reclutamiento modal (6-8 mm de L.T.) registrada sugiere que las postlarvas planctónicas que se establecen en estas lagunas provienen de la Boca del Carmen, mientras que las que ingresan por la Boca de Puerto Real podrían reclutarse en lagunas cercanas situadas hacia el sureste como la laguna de Chacahito.

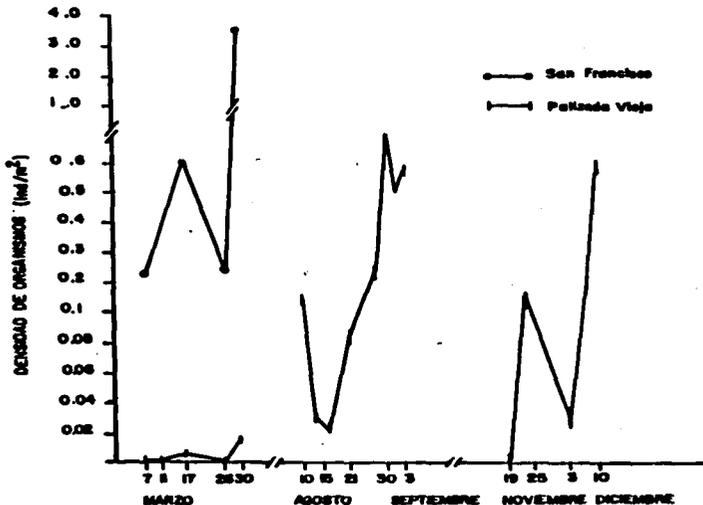


Fig. 13. Fluctuaciones de la densidad de postlarvas epibénticas de camarón blanco en las Lagunas de Palizada Vieja y San Francisco durante los periodos de estio (marzo), lluvias (agosto-septiembre) y nortes (noviembre-diciembre) de 1985.

La presencia de esta fase del camarón blanco en la laguna de San Francisco se limitó a la temporada de estio, con una alta densidad de reclutas a fines de marzo y principios de abril (3.51 ind./m²) mientras que en la laguna de Palizada Vieja se extendió a los tres periodos de muestreo. Este comportamiento puede deberse, entre

otros factores ambientales, a las amplias variaciones de salinidad, la cual disminuyó hasta valores de 0 ‰ en San Francisco durante lluvias y nortes (Hernández *et al.*, 1987). La salinidad más baja asociada a la captura de postlarvas fue de 2 ‰ en las áreas examinadas.

Cabe resaltar que la densidad media de postlarvas epibénticas en San Francisco (1.15 ind./m²) fue alta comparada con la registrada en Palizada Vieja (0.004 ind./m²) en estío, ya que constituyó alrededor del 98% de la captura total de estas lagunas. A esto es conveniente agregar que el sustrato muestreado en la laguna de San Francisco está cubierto por pastos, mientras que el de Palizada Vieja es desnudo. Fondos como estos cubiertos de vegetación y bajo la influencia de la descarga de los ríos pueden representar áreas de cría con alta disponibilidad de alimento; las cuales son solo accesibles a las postlarvas durante el período de estío cuando la salinidad no es tan baja como para limitar su establecimiento.

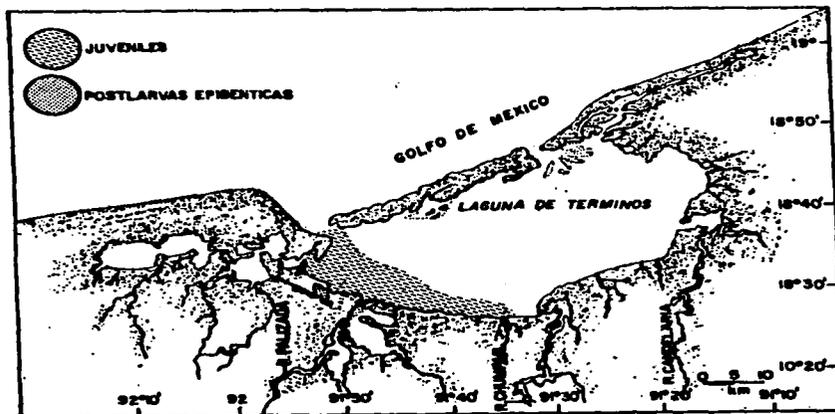


Fig. 14. Áreas de establecimiento de postlarvas epibénticas y de mayor concentración de juveniles de P. setiferus en la zona de la Laguna de Términos.

Con los muestreos efectuados se detectó un patrón de variación estacional de la densidad promedio de las dos lagunas con tendencia decreciente de marzo a diciembre (estío-lluvias-nortes). Los valores registrados fueron 0.33, 0.16 y 0.12 ind./m² para cada uno de los periodos, y además se identificaron pulsos quincenales en la abundancia de postlarvas dentro de estos periodos (Fig. 13).

JUVENILES

LAGUNAS ADYACENTES A LA LAGUNA DE TERMINOS

En los muestreos efectuados con red de arrastre de prueba camaronera en el interior de la laguna de Chacahito (1983) y Palizada Vieja (1986), las fases juveniles de P. setiferus se observaron distribuidas a mayor profundidad que las postlarvas epibénticas. La composición de tallas de la población de juveniles en el interior de estas lagunas presentó un intervalo de 17 a 140 mm de longitud total. La talla promedio de los organismos fue de 80 mm de L. T. y presentó variaciones en los diferentes periodos de muestreo en Palizada Vieja; ya que en estío la talla promedio fue 79 mm de L.T., en lluvias 79 mm y en nortes 58 mm de L.T..

Gracia y Soto (1986) mediante estudios de marca-recaptura en la laguna de Chacahito, proporcionan una estimación de la densidad y biomasa de la población media de juveniles en el intervalo de 80-122 mm de L. T. de 0.12 ± 0.06 ind./m² y 0.62 ± 0.3 g/m², correspondiente a la temporada de mayor producción (lluvias).

La composición de tallas de los juveniles en el momento de emigrar a la Laguna de Términos presenta un intervalo de 65 a 140 mm de L. T. De acuerdo a las modas presentes para ambos sexos, los juveniles de P. setiferus salen de las lagunas interiores con mayor frecuencia al alcanzar una longitud total de 80-85 mm. La segunda moda observada en la laguna de Chacahito (100-105 mm de L.T.) representa también una talla de emigración importante en cuanto a número. El tiempo de residencia de estos organismos en la lagunas de Chacahito; calculada a partir de la tasa de crecimiento media de los juveniles del camarón blanco varía entre 9 y 11 semanas para cada moda (Gracia y Soto, 1986a).

LAGUNA DE TERMINOS

Distribución

Los juveniles de P. setiferus se distribuyen principalmente en el área suroeste de la Laguna de Términos donde la influencia de descarga de los ríos es mayor. Los organismos capturados en esta laguna presentaron un intervalo de longitud total de 67 a 175 mm,

con tallas promedio mensuales que variaron entre 67 a 103 mm de L. T. . Varios autores (Signoret, 1974; Smith, 1984; Aguilar-Sierra, 1985; Gracia y Soto 1986a y b; Gracia y Soto, inédito) coinciden en señalar esta área y estos intervalos de talla de P. setiferus para la Laguna de Términos.

Densidad y Biomasa

Los valores más altos de densidad y biomasa de juveniles en la Laguna de Términos se obtuvieron en el área cercana a la boca del Carmen en los meses de agosto (0.3 ind./m², 1.6 g/m²) y noviembre (1.1 ind./m², 5.4 g/m²) durante el ciclo anual estudiado (agosto, 1979-julio, 1980). Las localidades situadas al noreste de la Laguna de términos registraron la menor densidad y biomasa (0-0.07 g m⁻²).

Con base en los registros de densidad y biomasa se pudo definir un área de aproximadamente 380 km² situada en la parte suroeste de la Laguna de Términos donde la concentración de juveniles es relativamente alta (Fig. 14). La biomasa mensual media estimada en este sector a partir de operaciones de arrastre con una eficiencia de 0.4 (Loesch, 1976) varió entre 0.05 a 0.9 g/m² peso húmedo, con una media anual de 0.27 ± 0.16 g/m². Estos valores concuerdan con el intervalo de biomasa (0.0-0.83 g/m²) obtenido por Smith (1984) y Aguilar-Sierra (1985). Por otro lado, los valores altos registrados en agosto (0.47 g/m²) y noviembre (0.88 g/m²) son cercanos al registro estimado (0.62 ± 0.3 g/m²) por Gracia y Soto (1986) en la Laguna de Chacahito mediante técnicas de marca-recaptura para la temporada de lluvias. No obstante la similitud de estas estimaciones, éstas se consideran bajas comparadas con la producción registrada para otras lagunas como las marismas templadas del norte del Golfo de México, cuya producción varía de 1.45-3.27 g/m² en Louisiana del Sur (Jacob, 1969) y representa una captura de 155 toneladas por mes en Mobile Bay (Loesch, 1976). La diferencia se hace más notable cuando se relaciona con los valores de producción 10 a 11 g/m² del sistema Huizache-Caimanero en la costa del Pacífico Mexicano (Mendoza Von Borstel, 1972; Edwards, 1977).

Con respecto al camarón blanco, la Laguna de Términos es menos productiva que los otros sistemas referidos; sin embargo, en la estación cercana a la Boca del Carmen se obtuvieron valores similares (1.58-5.38 g/m²) a los de los estuarios del norte del Golfo de México mencionados anteriormente. Por otro lado, Paulino (1979) señala rendimientos de 590 kg/hr en la zona suroeste, que representan aproximadamente 7.8 g/m², cifra que evidentemente está sobreestimada ya que no existen elementos para considerar una producción extraordinaria en el periodo 1975-1976 o que el rendimiento haya disminuido por la pesca en el interior de la laguna, dado que a partir de 1975 entró en vigencia la prohibición de explotación del crustáceo en la Laguna de Términos. Estimaciones preliminares de la biomasa de juveniles de P. setiferus en el suroeste de la Laguna de Términos basadas en los lances efectuados

con red de arrastre alcanzan una cifra promedio mensual de 102 toneladas.

Las estimaciones a partir de redes de arrastre tienden a subestimar la densidad real de los camarones por su respuesta de escape a la operación; aunque en este trabajo se consideró una eficiencia de 0.4 para obtener los estimados de biomasa, los valores deben ser considerados en función de la variabilidad alta del muestreador que puede producir resultados artificiales de la abundancia. Los valores obtenidos reflejan adecuadamente la variación de la densidad de organismos en el área; sin embargo, para definir el potencial y áreas de pesca de este recurso en la Laguna de Términos es necesario diseñar un muestreo de pesca exploratoria, de acuerdo a la información básica sobre densidad de organismos proporcionada en este trabajo.

Tiempo de Residencia y Migración

El tiempo de residencia de camarón blanco en la Laguna de términos, que incluye también el lapso que pasa en las lagunas adyacentes una parte de la población, varía de acuerdo a los períodos climáticos. Durante el período de estío la estancia de P. setiferus puede extenderse hasta 4-5 meses, mientras que en las temporadas de nortes y lluvias permanece 7 y 11 semanas, respectivamente. Aguilar-Sierra (1985) observa también esta variación durante un ciclo anual, con el mayor período de residencia en estío (118 días), un intermedio en lluvias (90 días) y el menor en nortes (82 días). La variación en el período de residencia está relacionada con las fluctuaciones de salinidad que cuando alcanzan valores bajos pueden provocar la emigración de los organismos (Ruello, 1973).

La distribución de tallas del camarón blanco tanto en las lagunas adyacentes como en la Laguna de Términos sugieren que el patrón principal de emigración de los juveniles se desarrolla en sentido suroeste-noroeste para finalmente salir a través de la Boca del Carmen.

Variaciones Estacionales de la Abundancia

El ciclo anual de abundancia del camarón blanco durante el período 1979-1980 muestra que los valores más altos se registraron de junio a diciembre en las temporadas de lluvias y parte de nortes, con la abundancia máxima en el mes de noviembre (Fig. 15). El ajuste de los datos de abundancia mediante $\ln(x+1)$, homogeniza en parte la variabilidad de la información; pero se mantiene la misma tendencia con tres máximos aparentes, dos de los cuales (junio-agosto y noviembre) se presentan en el período de mayor abundancia y el tercero (febrero) sobresale en el período de baja abundancia. El ajuste de los valores de densidad mediante curvas polinomiales de octavo orden mantiene la diferencia entre dos períodos de alta y baja abundancia delimitados entre junio-enero y febrero-mayo, respectivamente. Al igual que lo descrito en la inmigración de

postlarvas planctónicas el máximo de abundancia relativa registrado en febrero pierde importancia. El mínimo en la abundancia según la curva ajustada se localiza en marzo; mientras que en el periodo de alta abundancia se destaca un comportamiento bimodal con un valor alto en agosto, una ligera disminución en los meses subsiguientes (septiembre y octubre) y un segundo incremento en el mes de noviembre (Fig. 15).

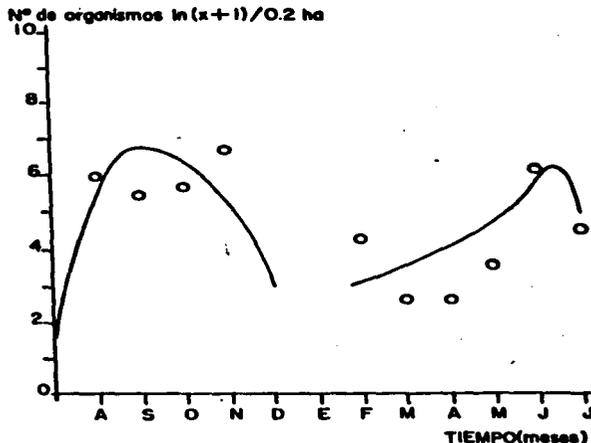


Fig. 15. Ajuste polinomial del patrón anual de abundancia de juveniles de P. setiferus en la Laguna de Términos (1979-1980).

Las variaciones en la densidad de organismos de camarón blanco en la Laguna de Términos descritas por Smith (1984) y Aguilar-Sierra (1985), son similares al patrón definido mediante curvas polinomiales. En ambos casos se observan dos periodos distintos de alta y baja abundancia, respectivamente. Sin embargo, cuando se aplica el tratamiento anterior consistente en conversión por logaritmos y ajuste polinomial a la información presentada por estos autores, se observa un desfase respecto a la delimitación temporal de los periodos y la persistencia de una configuración bimodal del periodo de alta abundancia (Fig. 16). Durante el primer año de la

serie el periodo de mayor abundancia se ubica entre los meses de abril a septiembre y el valor alto registrado en noviembre no se manifiesta claramente; así también, la curva ajustada señala el mínimo para el mes de diciembre. La segunda parte de la curva presenta una conformación similar a la temporada 1979-1980 señalada anteriormente; ya que se obtiene un periodo de alta abundancia más extenso (marzo-diciembre) con un doble máximo (junio-julio y fin de noviembre) y el periodo de baja densidad se define entre enero-marzo con el mínimo en febrero.

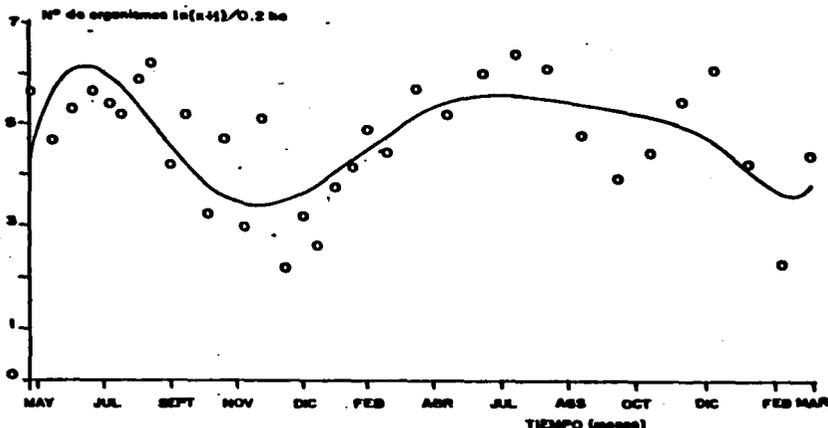


Fig. 16. Ajuste polinomial de la abundancia de juveniles de *P. setiferus* en la Laguna de Términos (abril 1981-marzo 1983) con base en la información de Smith (1984) y Aguilar-Sierra (1985).

En términos generales el patrón anual con periodos de alta y baja abundancia es válido para *P. setiferus* y es coherente con el patrón definido en las postlarvas planctónicas, lo cual es lógico

ya que los juveniles dependen directamente de éstas y del patrón reproductivo.

VARIACIONES MENSUALES DE LA CAPTURA POR UNIDAD DE ESFUERZO (CPUE) EN LA POBLACION MARINA

Los registros de producción pesquera de camarón blanco en la Sonda de Campeche expresados a través de la captura por unidad de esfuerzo (kg/día de pesca) y transformados mediante logaritmos naturales constituyen un índice de la abundancia de este peneído. Además de la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) total, se analizó la captura por unidad de esfuerzo de reproductores y reclutas. La proporción de estos elementos en la captura se calculó a partir de los registros por categorías comerciales, con base en la curva de crecimiento y la edad de primera reproducción (8 meses) estimadas en este trabajo. De esta forma, la CPUE de reproductores corresponde a la captura de categorías comerciales 10-14, 15-20 y 21-25 y la de reclutas a las categorías mayores de 50 abdómenes por libra.

Las variaciones mensuales de la captura por unidad de esfuerzo total, organismos reproductores y reclutas de P. setiferus correspondientes al periodo 1974-1984 presentan oscilaciones estacionales relativamente constantes de cada uno de estos componentes de la población de camarón blanco (Fig. 17).

Las variaciones de la captura por unidad de esfuerzo total y la de los reproductores sigue una tendencia similar con marcadas discrepancias en los meses de máximo reclutamiento. En estos meses la abundancia presenta las diferencias más notables con respecto a la captura total debido a la incorporación de reclutas a la población de camarón blanco en el ambiente marino y al efecto de la pesquería en los organismos adultos.

El patrón de variación de la abundancia total y de reproductores presenta pulsos conspicuos, irregulares y de diferente amplitud que tienden a conformar un periodo de alta y otro de baja abundancia. Tanto la amplitud como las fechas en que ocurren estos periodos presentan variaciones interanuales; sin embargo, se observa una tendencia general de mayor abundancia entre los meses de junio a febrero para el total de la población, mientras que los máximos en la abundancia de reproductores se presentan entre octubre-junio y los mínimos alrededor de septiembre (Fig. 17).

Este patrón en la abundancia se observa con mayor claridad en la figura 18 elaborada a partir de las medias mensuales de la captura por unidad de esfuerzo total y de reproductores de camarón blanco durante el periodo examinado. La CPUE total se mantiene en niveles comparativamente altos entre los meses de junio a marzo con un mínimo entre abril y mayo.

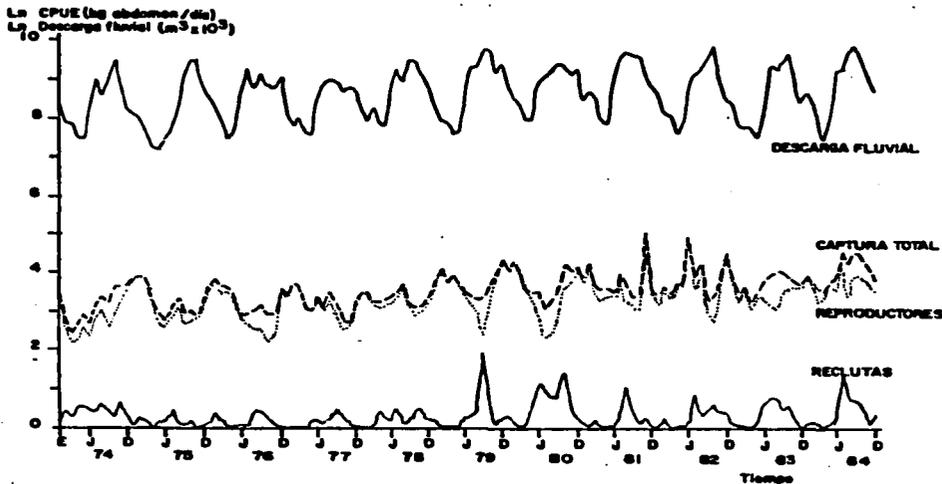


Fig. 17 Variaciones de la Captura por unidad de esfuerzo total, de reproductores, reclutas de P. setiferus y la descarga fluvial al área en el periodo 1974-1984.

El periodo de mayor abundancia de los reproductores se encuentra desfasado con la abundancia total; ya que se presenta entre noviembre y julio, y se comporta en forma distinta. La CPUE de reproductores compuesta por organismos de edad 8 en adelante presenta un máximo entre diciembre y febrero seguido de un descenso en marzo a mayo y posteriormente muestra un segundo máximo de menor magnitud en el mes de junio. Por otro lado, la abundancia mas baja de reproductores se registra entre julio y octubre, la cual coincide con el máximo de reclutamiento (Fig. 18).

La abundancia de los reclutas al igual que los reproductores y el total de organismos presenta pulsos de amplitud, periodicidad y magnitud variables en el periodo analizado (Fig. 17). No obstante, en varios años se detecta un patrón similar consistente en un periodo de alta abundancia en verano-otoño y una temporada con baja CPUE en invierno, pero con un máximo notorio. En esta figura

se aprecia también que en el mes de septiembre es más frecuente la aparición de un reclutamiento fuerte.

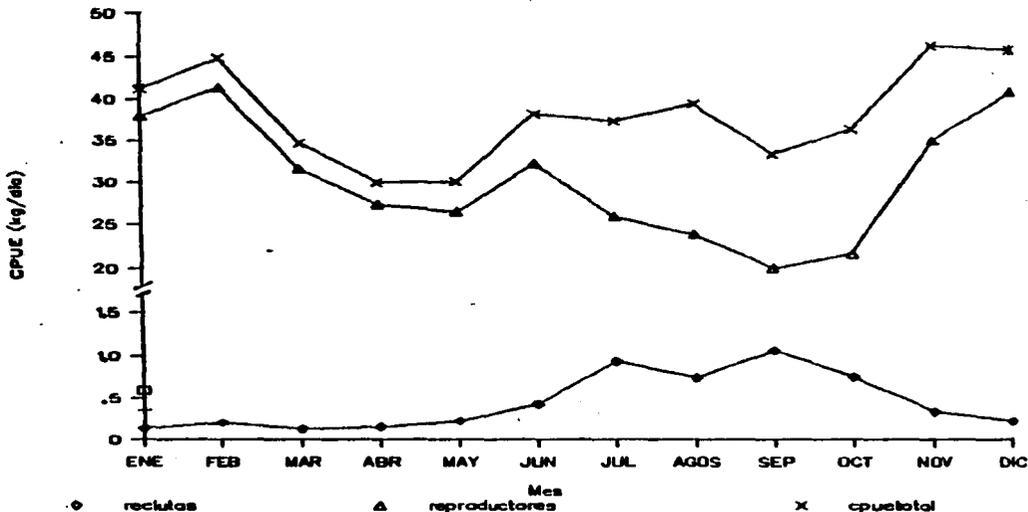


Fig. 18. Captura por unidad de esfuerzo media mensual total, de reproductores y de reclutas de P. setiferus en el periodo 1974-1984.

El comportamiento anual medio de las variaciones estacionales de los reclutas de P. setiferus confirma las tendencias descritas (Fig. 18). El periodo de mayor abundancia, de acuerdo a esta figura, se puede delimitar entre los meses de junio a noviembre y el periodo de menor abundancia entre diciembre y mayo. En estos dos periodos destaca la presencia del máximo de la CPUE durante el mes de septiembre y un pequeño incremento en febrero.

Debido a que el camarón es un organismo de vida corta, las variaciones interanuales de la abundancia del camarón blanco en el ambiente marino dependen básicamente del vigor de las cohortes más importantes y de las variaciones en el reclutamiento. El análisis de la captura por unidad de esfuerzo señala que las variaciones estacionales y anuales de la abundancia de estas clases del camarón blanco son cíclicas y relativamente estables. Sin embargo,

la longitud de las series de tiempo anuales disponible no es suficiente para distinguir adecuadamente señales interanuales ocasionadas por variaciones a largo plazo.

Desde el punto de vista estacional, las variaciones de la abundancia de camarón blanco registradas coinciden cronológicamente con el comportamiento de las fases estuarinas, en cuanto a la definición de los periodos de alta y baja abundancia. Cabe hacer notar, en este punto que las fluctuaciones en la abundancia y número de cohortes relativamente fuertes es mayor en las fases tempranas y disminuye en las etapas marinas, donde destacan dos generaciones (Fig. 27).

RELACION CON LOS PARAMETROS AMBIENTALES

La captura por unidad de esfuerzo obtenida de los registros de la actividad comercial de los años 1974 a 1984 se usó como un índice de la abundancia de camarón blanco en la Sonda de Campeche. Este índice es el mejor indicador de la abundancia, cuando la población no está explotada al máximo (Vance et al., 1985). Para llevar a cabo el análisis de la influencia de los parámetros ambientales, se identificaron tres variables a partir de la captura: captura por unidad de esfuerzo total, captura por unidad de esfuerzo de los organismos reproductores que contiene a las categorías comerciales de 10 a 25 abdómenes por libra y la captura por unidad de esfuerzo de los reclutas que corresponde a la categoría comercial 50-60 abdómenes por libra. En el estadio juvenil se emplearon los registros de densidad mensual en la Laguna de Términos de este trabajo y los obtenidos por Smith (1984) y Aguilar-Sierra (1985) correspondientes al periodo 1979-1982.

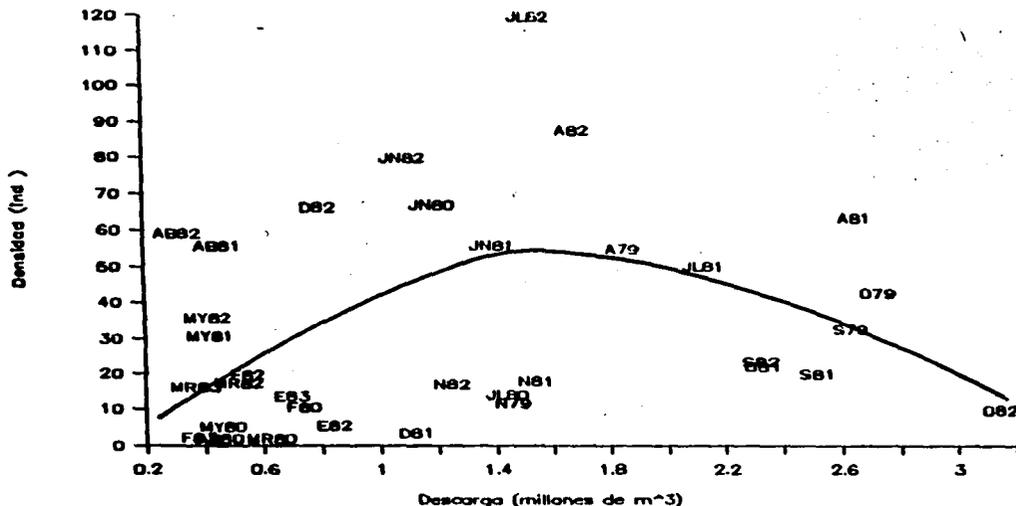
La captura por unidad de esfuerzo de los tres componentes de la población marina y la abundancia de juveniles se analizaron mediante un análisis de correlación simple con la descarga de ríos del área proporcionadas por la Secretaría de Recursos Hidráulicos, y con la precipitación pluvial media, precipitación pluvial máxima, velocidad media del viento, velocidad del viento máxima y temperatura ambiental registrados por Cruz-Drozco y Ley Lou (1979a y b), Cruz-Drozco et al. (1979a y b) y Machado y López-Lara (1983). Los datos ambientales se arreglaron con distintos periodos de retraso basados en eventos importantes del ciclo de vida del camarón blanco: el periodo medio de permanencia en la Laguna de Términos, la edad media de reclutamiento y edad media de primera reproducción. Así se agregó como variables ambientales el promedio de 3, 4 y 8 meses previos. La relación de las variables ambientales del mes anterior, también se probó con el análisis de correlación. La descarga fluvial se examinó para cada uno de los ríos y en conjunto.

Las correlaciones se efectuaron con la información mensual. Posteriormente se efectuó un análisis de regresión múltiple por

pasos con el fin de determinar cuales variables tienden a explicar la mayor parte de las variaciones de la abundancia de P. setiferus

La información mensual de captura por unidad de esfuerzo total, de reproductores y reclutas se reordenó en años biológicos (junio-mayo) y se analizó también mediante correlación simple y regresiones múltiples por pasos con las variables climáticas de mayor peso. Esto se llevó a cabo con el fin de utilizar esta relación en modelos predictivos anuales.

JUVENILES EN LA LAGUNA DE TERMINOS



anterior solo se obtuvo una correlación significativamente positiva con la temperatura ambiental ($0.05 > P > 0.002$); la descarga del río Palizada del mes previo presentó una relación negativa que no alcanzó valores significativos ($P > 0.05$).

El análisis de regresión múltiple por pasos efectuado con las variables meteorológicas incluyó dentro del modelo a la descarga mensual del río Palizada, la descarga promedio de los 8 meses previos del río Palizada y la temperatura ambiental del mes en curso. La varianza explicada por estas variables alcanzó 61 %. Al relacionar la abundancia de juveniles con los registros de las variables climatológicas del mes previo la magnitud de la variabilidad explicada por el modelo de regresión disminuyó a 49 %. Las variables responsables de esta variación fueron la descarga del río Palizada, descarga promedio de los 8 meses previos y la precipitación máxima. La relación con estas variables fue negativa en los tres casos.

La descarga del río Palizada demostró ser la variable indicadora de mayor importancia de cambios en la abundancia de juveniles por lo que se examinó la relación con mas detalle. El comportamiento de la abundancia de juveniles de camarón blanco ajustado mediante una ecuación cuadrática se asemeja a una curva normal, pero presenta una dispersión relativamente alta (Fig. 19). Esta fuerte varianza puede estar relacionada con otro tipo de factores, principalmente efectos del muestreo, además de que también pueden influir los factores bióticos.

CAPTURA TOTAL, REPRODUCTORES Y RECLUTAS

Las correlaciones de la captura por unidad de esfuerzo total, de reproductores y de reclutas con las variables ambientales en sus diferentes combinaciones se describen a continuación.

PERIODO MENSUAL

Captura por unidad de esfuerzo total

Los coeficientes de correlación de la captura total con las variables ambientales mensuales variaron desde .03 ($n=48, P > 0.5$) con la precipitación pluvial máxima, hasta 0.60 ($n=48, P < 0.001$) que se obtuvo con el promedio de gasto de ríos de los 8 meses previos. De las variables examinadas solo el promedio de la suma de la descarga fluvial de 8 y 4 meses previos de los ríos San Pedro, Boca del Cerro y Palizada, la descarga del río San Pedro y la temperatura ambiental presentaron relaciones estadísticamente significativas. La relación con la temperatura ambiental fue negativa, mientras que las demás fueron positivas. Si se consideran los cuatro ríos más importantes que vierten sus aguas a la Sonda de Campeche y la Laguna de Términos (San Pedro, Boca del Cerro, Palizada y Candelaria) la correlación (0.60) con la descarga promedio de 8 y 4 meses previos es similar a la obtenida

con solo tres ríos (Anexo B). Debido a que los registros del río Candelaria no están completos para todo el periodo considerado y que el conjunto de tres ríos presenta una correlación alta, es preferible emplear a éstos que cubren todo el lapso analizado. Las correlaciones con la descarga fluvial promedio y la descarga acumulada durante el mismo periodo fueron muy similares, por lo que se optó solo emplear la descarga promedio.

Cuando se relaciona la captura por unidad de esfuerzo total con las variables ambientales del mes previo, los coeficientes de correlación significativos se obtienen solo con la descarga de los ríos Palizada, Boca del Cerro y la suma de la descarga de Candelaria y Palizada. La influencia de estas variables se manifiesta en forma negativa (Anexo C).

Captura por unidad de esfuerzo de reproductores

La abundancia de los reproductores de camarón blanco presenta una correlación significativamente positiva con la descarga fluvial promedio de 8 y 4 meses previos perteneciente a tres ríos y una relación negativa con la descarga mensual de los ríos Palizada, Boca del Cerro, así como las combinaciones de Candelaria y Palizada. En este caso la precipitación pluvial total del mes ($0.05 > P > 0.02$) y la temperatura ambiental ($0.01 > P > 0.005$) muestran una correlación negativamente significativa con la captura por unidad de esfuerzo de los reproductores. Al igual que con los registros de CPUE total las correlaciones más altas se obtuvieron con el promedio de descarga de los tres ríos en los periodos de 8 y 4 meses previos (Anexo B).

La descarga de los ríos Candelaria, Palizada, Boca del Cerro, las sumatorias de éstos y la precipitación pluvial total del mes son las variables ambientales que presentan una correlación significativamente negativa ($0.05 > P > 0.001$) cuando se utilizan los registros de las variables ambientales del mes previo (Anexo C).

Captura por unidad de esfuerzo de reclutas

El índice de abundancia de reclutas mensuales se correlaciona positivamente con la descarga fluvial de los diferentes ríos y sus combinaciones, excepto con las descargas promedio de los tres ríos en sus dos modalidades, cuya correlación negativa no es significativa. Los valores de correlación más altos se obtuvieron con el aporte fluvial de los ríos Palizada, Boca del Cerro y sus combinaciones. La precipitación pluvial total del mes también muestra una correlación positiva estadísticamente significativa, aunque en menor grado que con el gasto de ríos (Anexo B).

La correlación de las variables ambientales del mes previo con la CPUE de reclutas fue positiva en todos los casos en que ésta resultó significativa, los cuales se presentaron con la descarga de los ríos y la precipitación total del mes anterior. Las

correlaciones mas altas correspondieron a las efectuadas con la descarga del río Candelaria y la del río San Pedro (Anexo C).

Análisis de regresión múltiple

Con el fin de elaborar un modelo descriptivo basado en la información mensual de las variables ambientales se empleó un análisis de regresión múltiple por pasos. A partir de esta técnica se examinaron las relaciones de la captura por unidad de esfuerzo y las variables ambientales disponibles. El análisis de correlación simple se continuó con este método multivariado y se tomó como base las variables con correlaciones significativas.

Tabla 1. Modelos de Regresión múltiple obtenidos para la captura por unidad de esfuerzo mensual total, de reproductores y reclutas de P. setiferus con variables ambientales.

	Modelo	Coefficiente de correlación	Varianza total explicada %
Captura total	$Ct = -57.09 + 2.14 T_m + (4.78 \times 10^{-6}) R_3$	0.66	43
Reproductores	$Rep = -0.357 - 0.246 R_4 + (6.78 \times 10^{-6}) R_3$	0.69	48
Reclutas	$Rsc = 0.124 - (7.35 \times 10^{-6}) C + (1.2 \times 10^{-5}) Ca - (3.06 \times 10^{-7}) Pa$	0.78	60

Variables incluidas en el modelo:

T_m = Temperatura ambiental del mes

C = Descarga mensual del Río Candelaria

Ca = Descarga del Río Candelaria en el mes previo

R_3 = Descarga media fluvial (3 ríos) de los 3 meses previos

R_4 = Descarga media fluvial (3 ríos) de los 4 meses previos

Pa = Descarga del Río Palizada en mes previo

Captura por unidad de esfuerzo total

Los resultados de la regresión múltiple con la CPUE total incluyen en el modelo a la descarga promedio del periodo de 8 meses previo de los tres ríos seleccionados anteriormente y a la temperatura ambiental del mes anterior. La varianza de la captura por unidad de esfuerzo total explicada por estas dos variables asciende a 43% (Tabla 1).

Captura por unidad de esfuerzo de reproductores

El modelo obtenido para examinar la abundancia de los reproductores incluyó solamente la descarga promedio de los tres ríos en

conjunto en los periodos previos de 8 y 4 meses. Mediante este modelo es posible explicar 48 % de la variación observada en la captura de reproductores (Tabla 1).

Captura por unidad de esfuerzo de reclutas

Con respecto a la abundancia de reclutas, las variables incluidas en el modelo mediante la regresión múltiple correspondieron a la descarga de los ríos Candelaria y Palizada del mes previo; así como el aporte del río Candelaria durante el mes en que se obtiene la captura de reclutas. El nivel de variación mensual explicado por estas variables alcanzó 60 %, de acuerdo a los cálculos realizados (Tabla 1).

PERIODO DE AÑOS BIOLÓGICOS

La información de captura por unidad de esfuerzo ordenada en años biológicos se correlacionó con la descarga de los tres ríos identificada como la variable ambiental más importante. Con el fin de examinar la relación de la CPUE con la descarga fluvial de cada uno de los periodos climáticos del área, el aporte de ríos se agrupó de acuerdo a los temporadas de estío, lluvias y nortes.

Captura por unidad de esfuerzo total

La captura por unidad de esfuerzo total presentó una correlación lineal significativamente positiva ($0.002 > P > 0.005$) con la descarga promedio de los tres ríos durante el año biológico en cuestión y con el aporte fluvial de la temporada de lluvias ($P < 0.001$). La relación significativa con estas dos variables se mantuvo al correlacionar la magnitud de la descarga fluvial del año anterior, tanto la descarga de los ríos durante el periodo de lluvias ($0.005 > P > 0.002$) como la descarga anual ($0.01 > P > 0.005$) presentaron una relación lineal positiva (Anexo D).

Captura por unidad de esfuerzo de reproductores

La abundancia de los organismos reproductores del camarón blanco se correlacionó positivamente con la descarga media anual de los tres ríos ($0.005 > P > 0.002$) y con la de la temporada de lluvias ($P < 0.001$). Al desfasar un año los valores de aporte fluvial, las correlaciones significativas se obtuvieron también con la descarga promedio de los tres ríos ($0.05 > P > 0.02$). La relación que guarda esta variable con la descarga de los ríos es de tipo exponencial (Anexo D).

Captura por unidad de esfuerzo de reclutas

En esta parte de la población del camarón blanco, la única variable que mostró una correlación lineal significativamente positiva ($0.02 > P > 0.01$) fue la descarga media de los tres ríos

registrada en el periodo de estio del mismo año biológico (Anexo D). El comportamiento de los reclutas con respecto a la descarga de ríos durante la temporada de lluvias se ajusta a una curva de tipo cuadrática; la abundancia de reclutas muestra un descenso con relación a las descargas altas de los ríos, pero la curva obtenida se interrumpe en estos niveles sin que la abundancia de reclutas alcance valores mínimos. La relación de reclutas con la descarga de ríos en estio se ajusta a una curva de tipo exponencial.

Cuando se correlacionaron las descargas medias del año biológico previo con la abundancia de reclutas solo resultó significativa ($0.05 > P > 0.02$) la relación positiva con la descarga de la temporada de lluvias (Anexo D).

Regresión Múltiple

El análisis de regresión múltiple efectuado con la descarga de ríos por periodo climático como variables independientes y la CPUE de los distintos componentes de la población de camarón blanco correspondientes a un año biológico muestra que el aporte de ríos durante la temporada de lluvias representa la variable mas importante en la variabilidad de la captura por unidad de esfuerzo total y de reproductores (Tabla 2). En el primer caso la descarga de los tres ríos en la temporada de lluvias contribuye a explicar el 78 % de la captura por unidad de esfuerzo total del mismo año y 81 % de la variación de la abundancia de reproductores. Con respecto a la CPUE de reclutas, el aporte fluvial de estio contribuye a explicar 58 % de la variación observada.

Tabla 2. Modelos de Regresión múltiple efectuados para la captura por unidad de esfuerzo total, reproductores y reclutas con la descarga fluvial durante un período biológico anual y las temporadas de estio, lluvias y nortes.

	Modelo	Coefficiente de correlación	Varianza total explicada
Captura total	$C = 3.873 + (3.376 \times 10^{-6})L$	0.88	78
Reproductores	$Rep = 3.85 + (2.70 \times 10^{-6})L$	0.90	81
Reclutas	$Rec = -0.42 + (2.90 \times 10^{-7})E$	0.76	58

VARIABLES INCLUIDAS EN EL MODELO

L = Descarga fluvial durante la temporada de lluvias

E = Descarga fluvial durante la temporada de estio

Cuando se aplica un retraso de un año en la descarga fluvial, el aporte durante la temporada de lluvias se mantiene como la variable de mayor influencia en la variación de las capturas total y de reproductores. La varianza explicada por la descarga fluvial del periodo climático de lluvias del año previo alcanza 75 % en el caso de la CPUE total y 52 % en los reproductores. La abundancia de reclutas presenta diferencias; ya que la variación de la abundancia se explica en menor grado (44 %) por la descarga anual de los tres periodos climáticos.

IMPORTANCIA DE LA DESCARGA FLUVIAL Y TIPO DE RELACION CON LA ABUNDANCIA DE CAMARON BLANCO

Entre las variables examinadas mediante análisis de correlación simple y regresiones múltiples la descarga fluvial destacó como la variable de mayor influencia en la variación de la abundancia de camarón blanco en la Laguna de Términos y Sonda de Campeche. Aunque el análisis de regresión no es prueba de causa y efecto sugiere que la descarga de ríos tiene una influencia considerable sobre las capturas. La correlación entre el aporte fluvial y la captura de peneidos ha sido señalada anteriormente por diferentes autores en forma tanto positiva como negativa (García y Le Reste, 1981). Esta situación también se presenta en P. setiferus, ya que para el norte del Golfo de México se han registrado relaciones positivas (Gunter y Edwards, 1969) y negativas (Barret y Gillespie, 1973; 1975) con la descarga fluvial.

La aparente contradicción en los efectos del agua dulce en la producción de peneidos indica que la relación no es lineal y después de cierto nivel cambia. Esto se confirma con la relación de tipo normal que se presenta entre la densidad de juveniles en la Laguna de Términos y la magnitud del aporte fluvial del río Palizada (Fig. 19). La mayoría de las hipótesis (García y Le Reste, 1981) proponen que el efecto de la descarga de agua está relacionado con el aporte de nutrientes a las áreas de distribución de juveniles y adultos, lo cual afecta al número de reclutas.

Browder y Moore (1981) proponen que el flujo de agua dulce a los estuarios puede influenciar la producción pesquera directa o indirectamente a través del transporte de nutrientes, detrito, sedimentos, reducción de la salinidad y mezclado y transporte de las masas de agua. La interacción de estos factores da como resultado un área de salinidades favorables para el desarrollo de los organismos con relación a otros factores estáticos del habitat como profundidad, tipo de fondo y tipo de costa. El tamaño del área favorable resultante de estos factores aunado a la concentración de alimento constituyen los factores limitantes en el establecimiento de las fases estuarinas de P. setiferus (Gracia y Soto, 1986b). La disponibilidad de espacio y alimento afecta a su vez a través de mecanismos densodependientes el crecimiento y sobrevivencia de estos organismos (ver Tiempo de Generación y Estrategia Reproductiva). La amplia varianza observada en la curva

de respuesta de los juveniles de camarón blanco a la descarga de ríos puede estar relacionada con la acción de estos factores densodependientes o con la variabilidad inherente al muestreo. Los muestreos estacionales realizados en la Laguna de San Francisco apoyan esta hipótesis; ya que el establecimiento de postlarvas de P. setiferus solo se registró en la temporada de estío. El aumento de la descarga de ríos en los periodos de lluvias y nortes disminuyó la salinidad en la Laguna de San Francisco y restringió el habitat disponible para el camarón blanco a causa de limitaciones de tipo osmoregulatorio. Debido a esto la relación entre la descarga fluvial y la abundancia de juveniles se ajusta a una curva normal aunque la tendencia general haya sido de correlaciones negativas.

El efecto principal de la descarga fluvial en la población marina también puede ser a través del aporte de nutrientes al sistema, aunque aquí intervienen otros factores que modifican la relación descarga fluvial-abundancia de camarón blanco. La mayoría de las relaciones con el aporte fluvial fueron de tipo positivo, y las curvas ajustadas de la CPUE total, CPUE de reproductores y reclutas con los datos disponibles son de tipo lineal y exponencial, excepto en el caso de reclutas con la descarga de lluvias (Figs. 20 y 21). En este caso no se aprecia un nivel de descarga donde el efecto se torne negativo, lo cual puede deberse a que no se han alcanzado tales niveles o bien estar relacionado con las características ambientales marinas que amortiguan estas fluctuaciones de alguna manera.

El incremento anormal en la descarga fluvial puede tener un efecto negativo a largo plazo en el nivel de producción de camarón por la limitación de áreas de crecimiento en los estuarios; sin embargo, en periodos breves el efecto puede ser positivo debido a que la disminución de la salinidad estimula la emigración de los juveniles hacia al ambiente marino (Ruello, 1973; Staples, 1980). La combinación de estos efectos a lo largo del desarrollo de cada cohorte puede explicar en parte el porque el promedio de descarga de los ríos en los 8 y 4 meses previos es responsable de mas del 40 % de la varianza en las capturas mensuales. La abundancia de reclutas por su parte está mas relacionada con la descarga de los ríos que vierten sus aguas a la Laguna de Términos.

Cuando se emplea los periodos de años biológicos se disminuye la varianza estacional y la descarga ocurrida durante el periodo de lluvias explica gran parte de la variación en la abundancia de la captura total y los organismos reproductores. Esto se debe a que en organismos de vida corta, la captura anual depende en gran parte de la clase mas abundante reclutada durante el año, lo que generalmente sucede en la temporada de lluvias en el camarón blanco. Estos reclutas se ven mas afectados por la descarga de ríos en la temporada de estío, ya que durante la última parte de esta estación se desarrollan los juveniles.

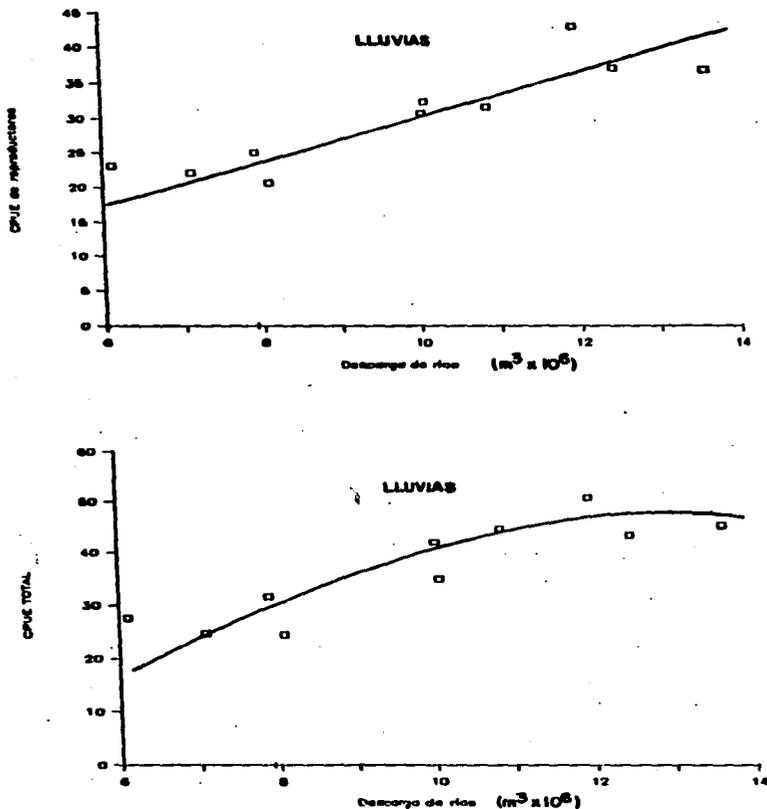


Fig. 20. Relación de la captura por unidad de esfuerzo total y de reproductores con la descarga fluvial durante las temporadas de lluvias de los años biológicos en el período 1974-1984.

La correlación de parámetros climáticos con diferentes periodos de retraso y la abundancia de camarón blanco puede dar relaciones simplemente por probabilidad. En este caso los retrasos incluidos en los análisis de correlación y regresión se escogieron de

acuerdo a características importantes del ciclo de vida de la población de camarón blanco, lo que les da un sentido biológico y hace confiables las relaciones observadas.

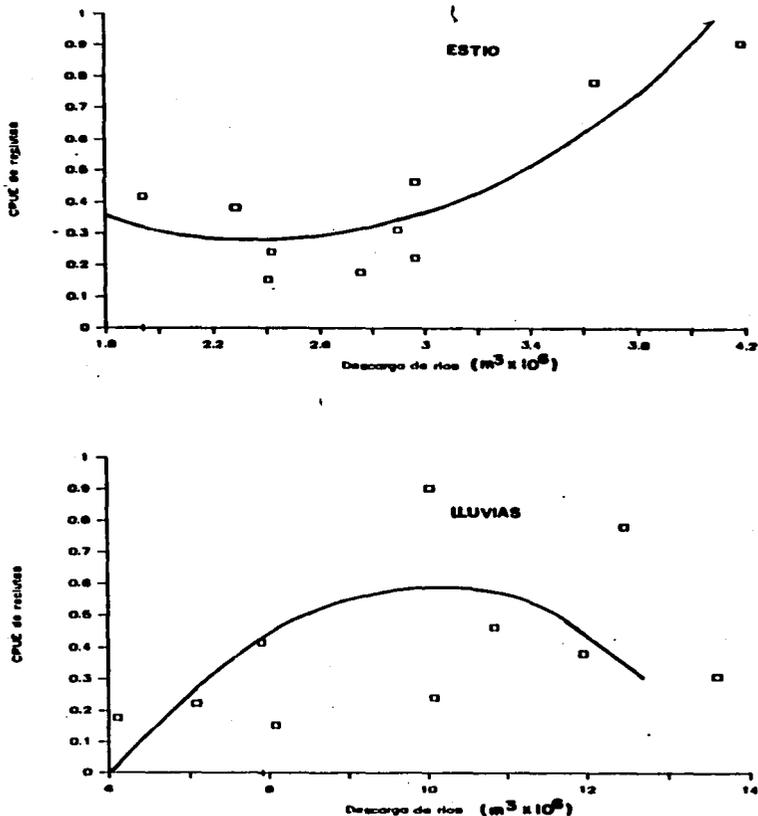


Fig. 21. Relación de la captura por unidad de esfuerzo de reclutas con la descarga fluvial durante las temporadas de estío y lluvias del periodo 1974-1984.

Cabe hacer notar que el número de años examinado es comparativamente pequeño si se pretende examinar fluctuaciones a largo plazo; no obstante, las relaciones obtenidas son suficientes para mostrar que la abundancia del camarón blanco varía anualmente en función de la descarga de ríos. García y Le Reste (1981) señalan que los parámetros climatológicos que han sido utilizados como la descarga de ríos, precipitación pluvial, temperatura o actividad solar pueden ser indicadores o estar relacionados con muchos otros parámetros que son factibles de influenciar la producción biológica de las poblaciones de camarón. Sin embargo, la relación empírica establecida entre la descarga de ríos y la abundancia de camarón blanco puede considerarse útil para los objetivos de este trabajo, aún sin comprender claramente los mecanismos que la determinan.

CRECIMIENTO

A partir de la aplicación del método de Bhattacharya (1967) para la descomposición de la estructura de tallas de una muestra de la población en sus componentes gaussianos, se identificaron tres cohortes de machos y hembras en la distribución de frecuencias mensuales de P. setiferus (Figs. 22 y 23). El análisis de regresión de las curvas de crecimiento definidas por los valores modales, efectuado de acuerdo al procedimiento de Gulland y Holt (1959) sirvió para estimar los parámetros L_{∞} y K del modelo de von Bertalanffy que se muestran a continuación:

	L_{∞} mm	K
Hembras	215	0.1928
Machos	197	0.2381

Debido a la posibilidad de que los periodos de muestreo de la composición por tallas en las plantas empacadoras no fueran adecuados, se efectuó una segunda estimación de los parámetros de crecimiento con base en la longitud infinito de cada sexo obtenidas en el ejercicio anterior y las tasas de crecimiento de juveniles calculadas mediante técnicas de marca-recaptura en la Laguna de Términos (Gracia y Soto, 1986a). Con la aplicación del método de Gulland y Holt modificado (1959) que considera los incrementos medios relacionados con la longitud asintótica se ajustó el modelo de von Bertalanffy para cada sexo.

Los parámetros de crecimiento definidos de esta forma son los siguientes:

	Lo ₀ mm	P ₀₀ g	K	t ₀
Hembras	215	90.9	0.1957	-0.5026
Machos	197	67.6	0.2279	-0.4396
Ambos	206	79.3	0.2106	-0.3267

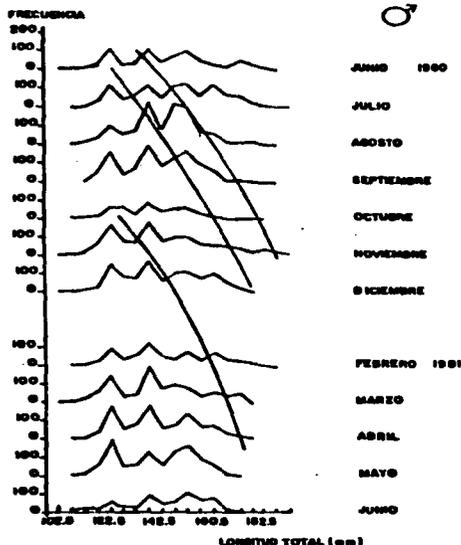


Fig. 22. Distribución de tallas de machos de P. setiferus y curvas de crecimiento estimadas con base en los muestreos de plantas empacadoras de camarón.

Cabe resaltar que la similitud entre los parámetros obtenidos por los dos métodos se debe en parte a que se emplea la misma longitud terminal para cada sexo en los dos procedimientos. La utilización

de las dos estimaciones proporciona un ajuste adecuado ya que se amplía el intervalo de tallas con la inclusión de las tasas de crecimiento de juveniles que no era cubierto con la información de los organismos provenientes de la captura comercial. Por otro lado, se emplean las longitudes infinito estimadas a partir de la composición de tallas de adultos que reflejan con mayor confiabilidad este parámetro.

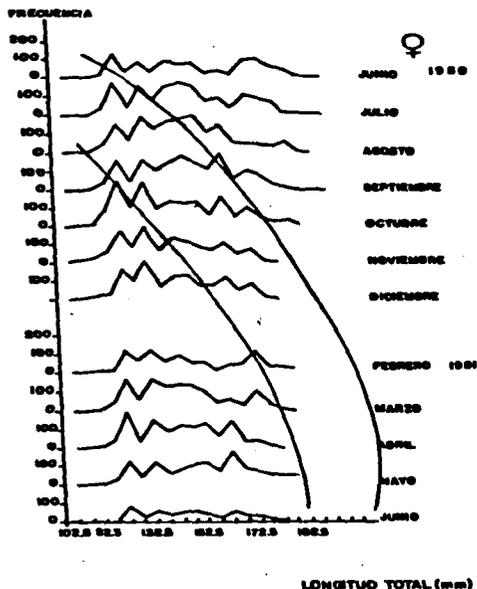


Fig. 23. Distribución de tallas de hembras de P. setiferus y curvas de crecimiento estimadas con base en los muestreos de plantas empacadoras de camarón.

Los parámetros de crecimiento calculados en este trabajo presentan una longitud infinito mayor a las estimadas (170-190 mm de L.T.) por Lindner y Anderson (1956) en el norte del Golfo de México para esta especie y son cercanas a la longitud máxima (214 mm) obtenida

por Klima (1974) para ambos sexos mediante marcado recaptura también en el norte del Golfo de México. Los coeficientes de crecimiento (K) registrado por ambos autores (0.36-0.81) son mayores que el calculado en este trabajo para el suroeste del Golfo de México.

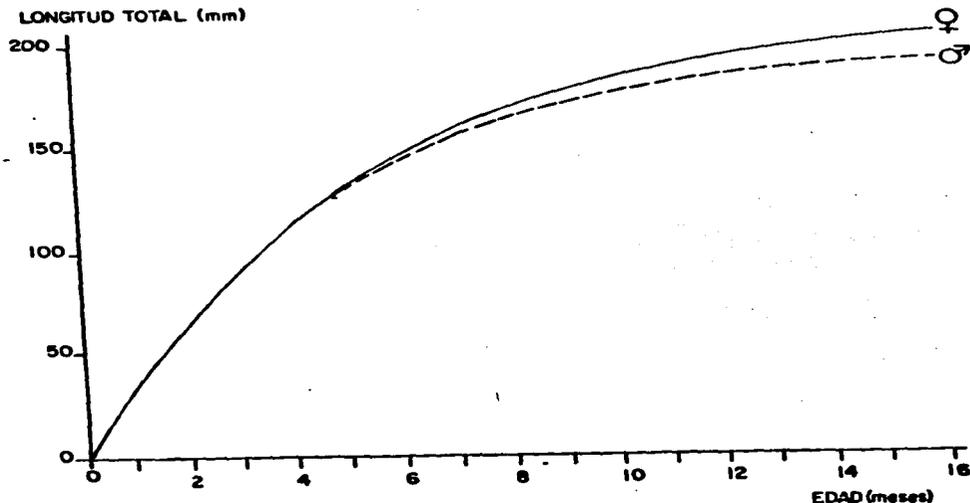


Fig. 24. Curva de crecimiento estimada de hembras y machos de P. setiferus.

Con respecto a la única estimación del crecimiento de P. setiferus realizada para camarón blanco en la Sonda de Campeche (Schultz-Ruiz y Chávez, 1976), la diferencia principal estriba en el valor de longitud infinito calculado por estos autores ya que los valores de K son similares (hembras=0.1833, machos=0.2264). El origen de la diferencia en las estimaciones de L_{∞} radica en los métodos empleados. Schultz-Ruiz y Chávez utilizaron el método visual de Petersen mientras que en este trabajo se calcularon los parámetros mediante una técnica estadística más confiable para la identificación de modas en una distribución de frecuencia de tallas. Por otro lado, la talla de los organismos mas grandes presentes en la captura comercial y las estimaciones de L_{∞} o por la relación empírica $L_{\max}/0.95 = L_{\infty}$ sugieren que las estimaciones de L_{∞} mediante el método de Bhattacharya (1967) están mas cercanas a la situación real. Debido a que los parámetros L_{∞} y K definen la curva de crecimiento, los sesgos en las estimaciones de

uno de ellos repercute en el otro, por lo cual se considera al modelo de von Bertalanffy obtenido en este trabajo como el más adecuado para el crecimiento de P. setiferus en la Sonda de Campeche.

Las curvas de crecimiento correspondientes a los modelos de von Bertalanffy ajustados para cada sexo muestran que el incremento por unidad de tiempo es similar para hembras y machos en la fase juvenil estuarina (Fig. 24). Después de la edad cinco se observa una diferenciación en las tasas de crecimiento, de tal forma que las hembras alcanzan mayor talla a una edad más temprana.

A pesar de que en el modelo de von Bertalanffy ajustado se consideró organismos de tallas juveniles (80-122 mm de L.T.), la extrapolación de la curva a los orígenes no puede llevarse a cabo por el período larval. El desarrollo larval de P. setiferus según Anderson *et al.* (1949) ocurre en un período de dos a tres semanas y de acuerdo a Johnson y Fielding (1956) requiere de 10 a 12 días. En este tiempo el camarón blanco alcanza el estado de postlarva; sin embargo, el período metamórfico puede variar en función de la temperatura, alimento y disponibilidad del hábitat para establecerse. Lindner y Cook (1970) señalan que el estado de postlarva en camarón blanco se alcanza en 9 a 13 días a una temperatura de 30 C° en el laboratorio y a 22° C son necesarios de 15 a 24 días.

Con base en esta información, así como la edad promedio de emigración de la laguna estimada a partir de la información de Gracia y Soto (1986a), la cercanía de las áreas de reproducción y la talla de inmigración de postlarvas a la laguna determinada en este trabajo, se adjudicó una duración promedio de quince días al desarrollo larval. La edad teórica estimada a partir del modelo de von Bertalanffy se ajustó con estas dos semanas para obtener la edad real del camarón blanco (Fig. 24).

MORTALIDAD

LARVAS PLANCTONICAS

La mortalidad durante la fase larval planctónica de P. setiferus no ha sido estimada adecuadamente debido a la complejidad de su estudio. Entre el período que transcurre (2 a 3 semanas) desde el desove hasta el ingreso de la postlarva a las áreas de crecimiento, el camarón presenta una mortalidad alta influida por el tiempo que permanece en el plancton, tasa de crecimiento individual, dirección de las corrientes, disponibilidad de alimento, y temperatura de las masas de agua.

La única estimación de mortalidad, en esta fase del ciclo de vida, registrada en la literatura para especies del Golfo de México corresponde a P. duorarum (Munro *et al.*, 1968). Estos autores sugieren una sobrevivencia diaria de 78.6% a 82.0% con una media

de 80.4% . Las tasas de mortalidad total instantáneas diarias de estas estimaciones varían entre -0.2408 a -0.1985, con un valor medio de -0.2182.

Para los objetivos de este estudio, se puede tomar estas tasas como una aproximación de la mortalidad de P. setiferus durante el periodo larval. Por otro lado, es conveniente resaltar el lapso en el cual el camarón cambia de postlarva planctónica a epibéntica, cuando la mortalidad puede tener un incremento abrupto debido al cambio de forma de vida a un ambiente béntico con mayores limitaciones de espacio. Este intervalo es crítico y de muy corta duración, pero guarda especial relevancia en la determinación del número de organismos que se establecen en las áreas estuarinas.

JUVENILES

Las tasas de mortalidad del camarón blanco en su fase estuarina estimadas en la Laguna de Términos por varios autores presentan un intervalo de valores mensuales de -0.61 a -1.90. Tanto las estimaciones realizadas por Paulino (1979), como las de Aguilar Sierra et al. (1985) se han efectuado con base en un ciclo anual y mediante métodos de captura por unidad de esfuerzo y análisis en la disminución de frecuencias de tallas, respectivamente. Estas estimaciones se refieren a la mortalidad total de los organismos en la Laguna de Términos, cuyos valores están influidos por la migración y la pesquería artesanal ilegal que se lleva a cabo en la laguna.

Paulino (1979) proporciona un valor medio mensual (-0.61) situado en el límite inferior del intervalo de mortalidad de P. setiferus, mientras que Aguilar-Sierra et al. (1985) señalan variaciones estacionales en las tasas de mortalidad total (-1.05 a -1.9) con valores ligeramente superiores asociados a la temporada de lluvias. Sin embargo, éstas diferencias no fueron significativas ($P = 0.05$) cuando se les analizó mediante un prueba de covarianza. Gracia y Soto (1986b) resaltan la posibilidad de que los valores de mortalidad de la temporada de lluvias y de nortes estén sobre-estimados en mayor proporción que los de estío, ya que la emigración de juveniles hacia el mar es más intensa durante los dos primeros periodos.

Las estimaciones de mortalidad (-1.1 a -1.3) en juveniles de camarón blanco (80-120 mm de longitud total) por medio de marca-recaptura en la Laguna de Chachahito, (Gracia y Soto, 1986a), presentan valores intermedios entre las aportadas por Paulino (1979) y Aguilar-Sierra et al. (1985). El método de marca-recaptura utilizado permitió estimar además la mortalidad natural (-0.8) y por pesca mensual (-0.44 a -0.50) en los organismos de esta laguna adyacente a la Laguna de Términos. Esta última no es aplicable a los juveniles de la Laguna de Términos, ya que corresponde a un arte de pesca fijo ("tapo") diferente a las redes de prueba camaronera ("changos") que se utilizan comúnmente en la

pesca artesanal. La estimación de este componente de la mortalidad se dificulta debido a la falta de registros estadísticos de captura y esfuerzo de la actividad pesquera ilegal en la laguna.

La obtención de la mortalidad natural de los juveniles de camarón blanco adquiere gran relevancia en diferentes niveles, ya que constituye uno de los pocos registros en la fase juvenil de peneidos y el único para esta especie. Desafortunadamente, este valor se refiere a una sola temporada (lluvias), cuando la presión de depredación es mayor debido a la abundancia y diversidad de la ictiofauna (Gracia y Soto, 1986a), lo cual puede influir sobre los niveles de mortalidad natural. De acuerdo a García (1985), uno de los pocos valores confiables de M para esta fase es el dado por Lucas (1974) para P. plebejus en Australia, el cual presenta un intervalo (-0.44 a -0.99/mes) que incluye la estimación de Gracia y Soto (1986). Otros valores de mortalidad de juveniles relativamente altos han sido presentados por Edwards (1977) para P. vannamei en la costa del Pacífico Mexicano, los cuales ascienden a -2.24/mes y corresponden a la mortalidad total, mientras que para la mortalidad natural alcanza 2.0/mes.

Es conveniente hacer notar que las estimaciones de Gracia y Soto (1986a) pueden presentar sesgos positivos debido a la emigración de juveniles de la laguna. La posibilidad de sobreestimación es mayor en los valores obtenidos mediante marca-recaptura por las limitantes propias de la técnica; sin embargo, la diferencia entre las estimaciones de los métodos indica que en este caso el sesgo no fue considerable. En todo caso el sesgo más importante se debe a la emigración, la cual afecta por igual a las dos técnicas utilizadas y cuya magnitud no es posible evaluar con la información disponible. De acuerdo a estas consideraciones es probable que la M dada por estos autores sea mayor que la real y además debido a los factores ambientales, su aplicación para todo el año deba tomarse con precaución. Con el fin de analizar el comportamiento de las poblaciones en la fase estuarina se pueden ensayar valores inferiores cercanos a esta cifra, sin olvidar la importancia que tiene los valores de mortalidad natural en los resultados de los modelos.

POBLACION MARINA

La estimación correcta de las tasas instantáneas de mortalidad natural (M), por pesca (F) y total (Z) del camarón blanco en la fase marina es básica para el análisis y desarrollo de modelos poblacionales. Debido a la importancia de este parámetro, se aplicaron métodos basados en los parámetros de crecimiento, datos de la composición por edades de la captura comercial y esfuerzo de pesca.

En los métodos utilizados se invirtió especial interés en la estimación de la mortalidad natural, la cual se empleó posteriormente para desarrollar el análisis de la población virtual y

obtener estimaciones específicas por edad tanto de la mortalidad total como por pesca.

Estimaciones de la Mortalidad Natural por métodos empíricos

La estimación de la mortalidad natural mediante el método de Rikhter y Efanov (1976) que considera una asociación cercana entre este parámetro y la edad cuando el 50% de la población es sexualmente madura alcanzó un valor mensual de $M = -0.22$.

Las regresiones múltiples propuestas por Pauly (1980), basadas en las relaciones del coeficiente anual de crecimiento de la curva de von Bertalanffy (K), la longitud máxima del organismo en cm (L_∞) y la temperatura media anual en grados centígrados (T), fueron aplicadas para estimar la mortalidad natural de P. setiferus. Estas ecuaciones indican en forma aproximada el efecto de factores bióticos, principalmente la depredación, y factores ambientales sobre la mortalidad natural. Los valores de mortalidad natural mensual obtenidos por este método fueron: -0.29 y -0.31 para las fórmulas que incluyen L_∞ y P_∞, respectivamente.

Estimación de la mortalidad por medio de la captura por unidad de esfuerzo mensual

La información de la composición de la captura por edades y esfuerzo de pesca se procesó por la forma más común (Beverton y Holt, 1957; Paloheimo, 1961) para obtener estimaciones mensuales de la tasa de mortalidad total. Se obtuvieron 131 estimaciones mensuales de Z en un intervalo de 0.03-1.18 para distintas edades de reclutamiento. De acuerdo al método tradicional, estas se ajustaron a una regresión lineal con el esfuerzo de pesca en el eje de las abscisas para estimar M y q. Debido a que los estimados de Z consideran el cambio en el logaritmo de la CPUE en dos meses consecutivos, en realidad corresponden al promedio de dos tasas mensuales. En consecuencia la covariable, esfuerzo de pesca, se tomó como el promedio de dos meses sucesivos.

El ajuste lineal al conjunto de datos para cada una de las edades de reclutamiento empleadas se presentan en la tabla 3. Entre los parámetros estimados para las distintas edades de reclutamiento se escogió aquella en la cual se presenta el reclutamiento pleno, ya que las edades parcialmente reclutadas tienden a subestimar M. En este caso la edad de reclutamiento masivo se refleja en el valor del coeficiente de correlación.

Las correlaciones obtenidas entre los ajustes de las Z estimadas por mes y el esfuerzo medio correspondiente fueron muy bajas y en ninguno de los casos el modelo lineal alcanzó a explicar el 1% de la varianza en Z_j. No obstante, el valor más altos de correlación para estos ajustes se encuentran en la edad 6; lo cual indica que

en esta edad se presenta el reclutamiento completo a la pesquería. La estimación de M para esta edad fue: -0.23.

Tabla 3. Estimaciones de mortalidad natural con distintas edades iniciales por el método de captura por unidad de esfuerzo en períodos mensuales.

Edad	M	q	r ²
4	0.006	-1.1x10 ⁻⁵	0.0004
5	0.12	-5.96x10 ⁻⁶	0.00012
6	0.23	1.0x10 ⁻⁵	0.000335
7	0.37	-1.10x10 ⁻⁵	0.000326

Estimación de la mortalidad por medio de la CPUE por año biológico

Debido al reclutamiento continuo durante la mayor parte del año del camarón blanco, una generación anual puede consistir de 12 cohortes mensuales sujetas a variaciones estacionales en la mortalidad y/o el esfuerzo de pesca. Con el fin de atenuar estas variaciones en lo posible, se hizo una segunda estimación de la mortalidad basada en la distribución anual por edades de la captura mediante el método de CPUE (Beverton y Holt, 1957; Paloheimo, 1961). Las estimaciones de mortalidad se obtuvieron para cada "año biológico" definido desde junio a mayo, en función de las variaciones en la captura por unidad de esfuerzo y el reclutamiento; ya que este período delimita adecuadamente las fluctuaciones mensuales de la población.

El coeficiente de correlación mas alto se obtuvo para la edad 4 ($r = 0.46$, $P > 0.05$), con una M de -0.39 (Tabla 4). La varianza de Zj explicada por el ajuste en la edad 4 (20%) es casi cinco veces la explicada por la curva de la edad 6 determinada anteriormente como edad de reclutamiento completo. A pesar de la alta correlación de la estimación de la edad 4, el valor obtenido de M es demasiado grande como para ser razonable. El valor de M calculado para la edad 5 se encuentran dentro de un intervalo más confiable (Tabla 4), y el que mayor coeficiente de correlación presenta (0.40). La explicación a la falta de congruencia en la edad de reclutamiento pleno a la pesquería entre las dos series de estimaciones realizadas con el mismo método, pero con diferentes períodos de tiempo (mensual y año biológico) puede radicar en las variaciones estacionales de la intensidad de reclutamiento y las variaciones del esfuerzo de pesca sobre cada edad.

Tabla 4. Estimaciones de mortalidad natural con distintas edades iniciales por el método de captura por unidad de esfuerzo por año biológico.

Edad	M	q	r ²
4	0.39	-1.41x10 ⁻⁵	0.21
5	0.25	-1.15x10 ⁻⁵	0.16
6	0.06	-6.30x10 ⁻⁶	0.044
7	0.22	-1.97x10 ⁻⁶	0.003

Estimación de la mortalidad mediante la disminución de la CPUE (número) en periodos cortos

Con el fin de aplicar este procedimiento (Berry, 1967) se examinó la figura 25, en la cual se observan las variaciones en la CPUE en número y las tallas promedio de los organismos capturados inversamente relacionados. El método asume que en periodos cortos después del reclutamiento, la composición de la población permanece constante y los cambios numéricos de la CPUE (en número) pueden ser relacionados con la mortalidad. Con base en esta suposición, la pendiente de los segmentos descendentes se consideró como la mortalidad total y se efectuaron estimaciones mensuales de Z. Estos estimados se obtuvieron por medio de una regresión entre el logaritmo natural de la CPUE (número) y los meses del intervalo elegido.

Con la información disponible de CPUE correspondiente al periodo 1973-1984 se estimó la Z mensual en 17 segmentos con pendiente negativa, cuyos valores fluctuaron entre -0.15 y -0.60 (valores de sobrevivencia mensuales de 86 y 55%) con coeficientes de correlación entre -0.81 y -0.99. El modelo lineal obtenido entre estas estimaciones de mortalidad total y el esfuerzo medio de pesca de cada periodo presentó un coeficiente de correlación bajo (0.18), lo cual corresponde a una explicación de 3% de la varianza de Z en f. La M obtenida mediante este método fué -0.28 y el coeficiente de capturabilidad 1.69×10^{-5} .

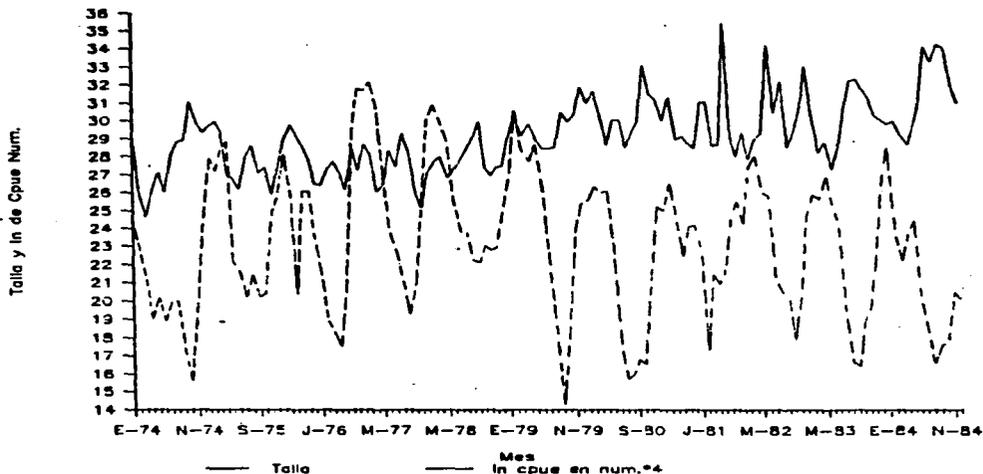


Fig. 25. Relación de las fluctuaciones de la CPUE en número con la talla promedio de P. setiferus en el periodo 1974-1984.

Estimaciones de la Mortalidad mediante la edad y longitud promedio

El método de Beverton y Holt (1966) que considera la estimación de Z a partir de la composición de edades de la población se aplicó a la captura mensual y ordenada en años biológicos. Los valores de Z calculados mediante este procedimiento variaron entre -0.20 a 0.60 . La mortalidad natural estimada de la regresión de Z y el esfuerzo de pesca tanto para la información agrupada anualmente como en periodos mensuales se muestran en las tablas 5 y 6. Las correlaciones más altas en ambos casos se obtuvieron para las edades 6 y 5, solo que mientras en los ajustes correspondientes a un año biológico el modelo explica el 28 % de la varianza, cuando se utilizan las capturas mensuales ésta disminuye hasta 1.3 %. La M estimada con las edades mencionadas tienen un valor de -0.41 y -0.34 para los periodos anuales y mensuales, respectivamente.

Los parámetros resultantes de las regresiones realizadas para estimar M con las distintas edades se presentan en las tablas 5 y 6. Las regresiones efectuadas con las estimaciones de Z de las edades 5 y 6 se mantienen con correlaciones comparativamente altas, al seguir los dos procedimientos mencionados. Al igual que sucedió con la aplicación del método de la edad promedio de

Beverton y Holt (1956), la dispersión de los estimados de Z es mayor cuando se emplea la captura mensual. En consecuencia el porcentaje de la varianza explicada por el modelo lineal es mayor para la información agrupada en años biológicos (28 %) que las capturas mensuales (1.4%) en ambos procedimientos.

Tabla 5. Estimaciones de mortalidad natural por distintas edades y métodos de aproximación mensuales.

Método de edad promedio (Beverton y Holt, 1956)			
Edad	M	q	r ²
4	0.28	-7.05x10 ⁻⁶	0.0085
5	0.34	-9.53x10 ⁻⁶	0.0125
6	0.40	-7.64x10 ⁻⁶	0.0066
7	0.45	-2.02x10 ⁻⁶	0.00052

Método de longitud promedio (Beverton y Holt, 1956)			
Edad	M	q	r ²
4	0.21	-7.46x10 ⁻⁶	0.0086
5	0.27	-1.03x10 ⁻⁵	0.0144
6	0.35	-8.94x10 ⁻⁶	0.0084
7	0.38	-2.32x10 ⁻⁶	0.00086

Método de longitud promedio (Ssestongo y Larkin, 1973)			
Edad	M	q	r ²
4	0.31	-7.79x10 ⁻⁶	0.0086
5	0.36	-1.06x10 ⁻⁵	0.014
6	0.44	-9.09x10 ⁻⁶	0.0084
7	0.47	-2.36x10 ⁻⁶	0.00086

La ecuación de Ssestongo y Larkin (1973) da valores altos comparados con los obtenidos del método de Beverton y Holt (1956) de longitud promedio, pero se acerca a aquellos estimados a partir de

la edad promedio. Este procedimiento de acuerdo a algunos autores (Pauly, 1983) es susceptible de un sesgo positivo; por lo cual la estimación de Beverton y Holt de la longitud promedio se acerca más a la realidad, en particular aquella estimada a partir de periodos mensuales.

Tabla 6. Estimaciones de mortalidad natural por distintos métodos de aproximación y con diferentes edades iniciales en años biológicos.

Método de edad promedio (Beverton y Holt, 1956)

Edad	M	q	r ²
4	0.28	-9.46x10 ⁻⁷	0.087
5	0.24	-1.54x10 ⁻⁶	0.22
6	0.41	-1.79x10 ⁻⁶	0.28
7	0.46	-1.62x10 ⁻⁶	0.19

Método de longitud promedio (Beverton y Holt, 1956)

Edad	M	q	r ²
4	0.21	-8.58x10 ⁻⁷	0.056
5	0.27	-1.58x10 ⁻⁶	0.19
6	0.35	-1.92x10 ⁻⁶	0.29
7	0.38	-1.53x10 ⁻⁶	0.21

Método de longitud promedio (Ssestongo y Larkin, 1973)

Edad	M	q	r ²
4	0.30	-8.98x10 ⁻⁷	0.06
5	0.37	-1.63x10 ⁻⁶	0.19
6	0.45	1.97x10 ⁻⁶	0.29
7	0.48	1.56x10 ⁻⁶	0.21

COMPARACION DE LAS TASAS DE MORTALIDAD NATURAL

Las tasas de Mortalidad Natural estimadas a partir de los valores de Z obtenidos por los distintos métodos empleados que presentaron el mayor grado de correlación variaron desde -0.22 a -0.45 (Tabla 7). Entre estas, los valores extremos resultaron de los métodos aproximados que toman en cuenta las relaciones de M con la edad (Beverton y Holt, 1956), madurez sexual (Rikhter y Efanov, 1976), y talla promedio (Ssestongo y Larkin, 1973). Estos métodos no son precisos para organismos de vida corta como los camarones (García y Le Reste, 1981); sin embargo, permiten tener una idea preliminar de la magnitud de M como se comprueba con la baja variación en el intervalo de mortalidades naturales estimadas. Con base en estas apreciaciones es probable que estos valores extremos tengan un sesgo negativo en el primer caso y positivo en el segundo, que las invalida con respecto a las otras estimaciones.

Tabla 7. Estimaciones de la mortalidad natural (M) y el coeficiente de capturabilidad (q) de *P. setiferus* en el suroeste del Golfo de México por distintos métodos.

Método	M	q	r	n
Rikhter y Efanov, 1976	0.22			
Fauly, 1980 (Loo)	0.29			
Fauly, 1980 (Woo)	0.31			
Captura por unidad de esfuerzo (mensual)	0.23	1.024×10^{-5}	0.03	131
Captura por unidad de esfuerzo (año biológico)	0.25	1.15×10^{-5}	0.40	9
Disminución de la c.p.u.e. en número	0.28	1.69×10^{-5}	0.18	17
Edad promedio mensual	0.34	-9.53×10^{-6}	0.11	132
Edad promedio año biológico	0.41	1.79×10^{-6}	0.53	10
Longitud promedio 1 (mensual)	0.27	1.03×10^{-5}	0.12	132
Longitud promedio 1	0.35	1.92×10^{-6}	0.53	10
Longitud promedio 2 (mensual)	0.36	1.06×10^{-6}	0.12	132
Longitud promedio 2	0.45	1.97×10^{-6}	0.48	10

1) Beverton y Holt, 1956

2) Ssestongo y Larkin, 1973

El resto de las estimaciones de M presentan un intervalo de -0.23 a -0.31 entre las cuales se incluyen las estimadas mediante métodos empíricos como los de talla promedio de Beverton y Holt (1956) y regresiones múltiples de Pauly (1980). Los valores incluidos en este grupo son similares; sin embargo, los más confiables son aquellos basados en la captura por unidad de esfuerzo, cuyos valores varían de -0.23 a -0.28. Los coeficientes más altos de correlación se obtienen por los métodos que consideran la CPUE en un año biológico y la disminución de la CPUE en periodos cortos, cuyos valores de M están alrededor de un valor medio de -0.25. Estas correlaciones aunadas a la similitud en los valores de M obtenidos por los métodos anteriores, incluso los aproximados, permite suponer que $M = -0.25$ sea un valor confiable para el camarón blanco de la Sonda de Campeche.

Cabe hacer notar que los coeficientes de correlación obtenidos en la regresión de las Z de métodos de captura por unidad de esfuerzo son bajos ($P > 0.05$), por lo cual explican un porcentaje pequeño de la varianza en f (0.1-15%). La dispersión de los puntos es mayor cuando se emplea información mensual y disminuye al agrupar la CPUE en años biológicos. La relativamente alta dispersión sugiere que las tasas de mortalidad natural o el coeficiente de capturabilidad puedan variar en los periodos considerados (Tablas 3 y 4).

La probabilidad de que M presente variaciones es obvia, ya que el valor de mortalidad natural no es estable y depende en gran medida de diferentes variables del ecosistema (variaciones estacionales y cíclicas en parámetros ambientales, fluctuaciones en la abundancia de depredadores, variaciones poblacionales en los patrones de distribución, agregación y migración, etc.) y de la forma de explotación a que está sujeta la población. A pesar de la importancia de estas variaciones, los modelos pesqueros empleados en la actualidad asumen a la mortalidad natural como constante durante la fase de explotación. Este supuesto es necesario para aplicar modelos basados en la estructura de edades; sin embargo, los resultados de estos modelos se pueden ver afectados por la variabilidad de este parámetro tan difícil de medir.

Existen otras alternativas para estimar M en las que se considera las interacciones de las especies y el valor de M es el resultado de las abundancias relativas y tasas de alimentación de depredadores y presas en el ecosistema. Estas alternativas son más atractivas desde el punto de vista ecológico, sobretudo en un ambiente tropical como éste, y pueden ofrecer una estimación de la mortalidad basada en eventos del propio sistema más precisas, cuando los efectos multi-específicos tienden a sesgar los cálculos obtenidos a partir de una sola población, aunque presentan problemas en su aplicación. De acuerdo a Csirke y Caddy (1983), la estimación de M a partir de un sistema es posible si éste está en un estado estable y tiene una varianza baja. La probabilidad de que un recurso pesquero esté en un sistema estable cambia con el número de especies con el que tiene que interactuar, así como otras características de los depredadores. Por otro lado, la información necesaria y la precisión de ésta hace difícil su

implementación y funciona mejor para obtener estimaciones preliminares y una predicción de los efectos de cierto tipo de cambios poblacionales en la mortalidad natural, que como método para estimar el valor de M (Caddy y Sharp, 1986). Con base en lo anterior, el supuesto de un valor de mortalidad natural estable durante periodos definidos es tolerable en la evaluación de una sola especie.

Además de la influencia real de las variables del ecosistema en las oscilaciones de M , es conveniente resaltar que las violaciones a los supuestos del método de CPUE también pueden contribuir a la variabilidad en las estimaciones. Entre éstas, la más importante sería la existencia de cambios en el coeficiente de capturabilidad no debidos al azar, lo cual conduciría a estimaciones sesgadas de M . La consistencia en los valores obtenidos por diferentes métodos respalda en cierta forma la validez de esta estimación.

Cabe añadir al respecto que la M obtenida en este trabajo se encuentra dentro del intervalo registrado en la literatura para *P. setiferus* y es cercana a la cifra media (-0.2) señalada por García (1983) como la más frecuente en peneidos. En el norte del Golfo de México, las estimaciones confiables de M de esta especie se encuentran en un intervalo de -0.22 a -0.30; ya que el resto son tasas altas que presentan sobreestimaciones (Rothschild y Brunne-Weister, 1984). Particular atención merece el único registro de mortalidad natural de camarón blanco en la Sonda de Campeche (Schultz-Ruiz y Chávez, 1976), cuyo valor es menor no solo a los estimados en este estudio (Tabla 7), sino también a aquellos del norte del Golfo de México. El intervalo de mortalidad natural obtenido por diferentes métodos durante 1973-1984, así como la consistencia alrededor de -0.25, sugieren que el valor dado por estos autores está subestimado con respecto al periodo analizado en este estudio.

CARACTERIZACION DEL CICLO DE VIDA DEL CAMARON BLANCO

La información de la tasa de crecimiento promedio de *P. setiferus*, así como la obtenida en las diferentes fases de desarrollo permiten definir el ciclo de vida promedio de este peneido (Fig. 26).

El desove se lleva a cabo en el mar y la postlarva entra a la Laguna de Términos a la edad de dos semanas. En la laguna, el camarón permanece principalmente en el área suroeste por un periodo aproximado de tres meses, durante el cual se ve sujeto a una pesca artesanal. La edad media de reclutamiento a esta pesquería es dos meses cuando alcanza una talla mayor de 60 mm de L. T. y es capturado dentro de la laguna hasta tallas promedio de 90-100 mm de L.T. . La emigración de juveniles al ambiente marino ocurre entre la edad de 3 y 4 meses.

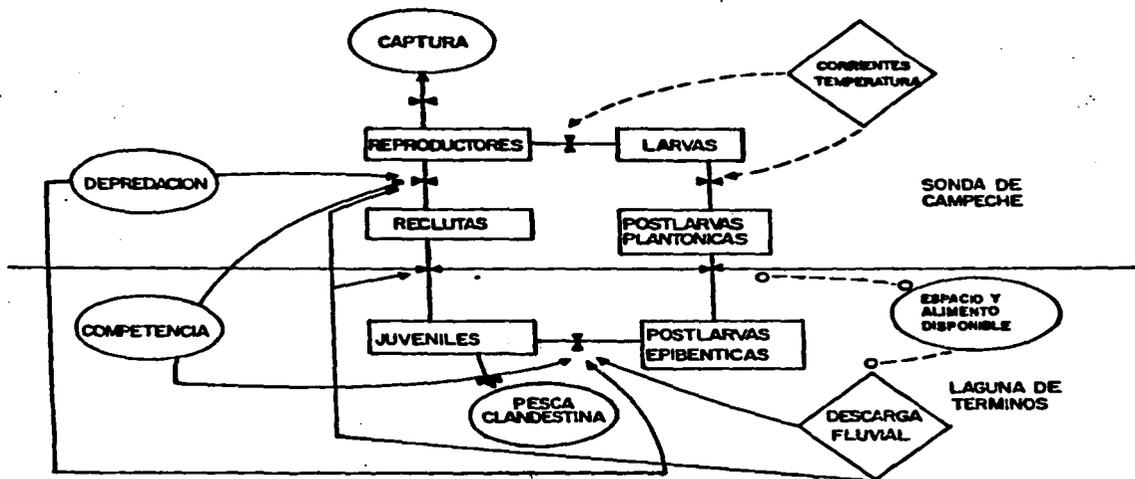
Penaeus setiferus

Fig. 26. Modelo esquemático del ciclo de vida de *P. setiferus* con la representación de los principales factores ambientales y las pesquerías que soporta.

El reclutamiento a la pesquería marina se presenta a una edad media de 4 meses y permanece como organismo subadulto hasta los 8 meses cuando alcanza la edad de primera maduración. Esta edad de primera reproducción, no coincide con la edad de reproducción masiva, que como se verá mas adelante puede ser alrededor del año de edad. El camarón blanco habita en el ambiente marino hasta una edad media máxima de 16 meses, por lo cual cada cohorte está presente en la pesquería industrial por espacio de un año.

Las variaciones descritas anteriormente en las distintas fases del ciclo de vida confirman que este ciclo promedio se puede ver modificado por factores ambientales. Las edades de migración, reclutamiento y maduración pueden atrasarse o adelantarse en función de variables tales como el patrón de corrientes y magnitud de la descarga de ríos.

El efecto de los factores ambientales sobre las diferentes fases del ciclo de vida del camarón blanco es distinto en cada etapa y puede ser tan importante como el tamaño de la población para determinar el tamaño de la siguiente generación. Entre estos estadios destaca el periodo transcurrido en las lagunas costeras y estuarios que es determinante del nivel de reclutamiento y en consecuencia de la fuerza de cada cohorte debido al carácter anual de P. setiferus.

TIEMPO DE GENERACION Y ESTRATEGIA REPRODUCTIVA

A partir del seguimiento de la información obtenida sobre los ciclos estacionales de inmigración de postlarvas, juveniles, índices de reclutamiento y crecimiento de P. setiferus se pueden hacer inferencias sobre el tiempo de generación y la sincronización de las cohortes principales.

La reproducción en esta especie, como en la mayoría de los peneidos tropicales es continua durante todo el año; por lo que el tiempo de generación, de acuerdo a García (1985), puede definirse como el periodo promedio entre la fecha de nacimiento de la generación principal y la fecha media de nacimiento de la descendencia de esa generación. En la figura 27 se observa que existen dos generaciones compuestas de varias cohortes. Las curvas promedio de las diferentes fases del camarón blanco señalan una generación principal que se origina con un desove importante a finales de la temporada de primavera e inicio del verano. Esta generación se continúa en los estadios de juvenil y reclutas para incorporarse 8 meses después a la población adulta. Los organismos de camarón blanco a esta edad alcanzan la edad de primera madurez y pueden llevar a cabo eventos reproductivos. Sin embargo, la reproducción masiva de esta generación se efectúa a finales de la temporada de primavera del siguiente año. Este argumento se apoya en el hecho de que los desoves mas grandes se presentan en la temporada de primavera en el suroeste del Golfo de México (ver postlarvas planctónicas) y durante verano en el norte del golfo (Lindner y Cook, 1970).

La segunda generación de menor magnitud nace en otoño, se recluta a la población adulta en invierno y alcanza la primera madurez sexual a finales de la primavera, pero presenta el desove principal hasta el siguiente otoño (Fig. 27).

En ambos casos el tiempo medio de generación es cercano a 12 meses; ya que la mayor frecuencia de desove de cada generación tiende a presentarse un año después, aunque los individuos ya puedan participar en el proceso reproductivo antes de esa edad. García (1985) señala que el patrón reproductivo bimodal con dos generaciones de diferente fuerza y un tiempo de generación de un año es típico en el género Penaeus. Este autor discute las ventajas adaptativas que resultan de tener generaciones anuales en

comparación con un tiempo de generación de 6 meses propuesto por otros autores (Staples, 1979; Le Reste, 1978; Rothlisberg et al., 1985). El tiempo de generación anual es el más adecuado para que la población pueda ajustarse a las variaciones estacionales e invertir el mayor esfuerzo reproductivo en las condiciones más favorables para el transporte de larvas y desarrollo de las fases estuarinas.

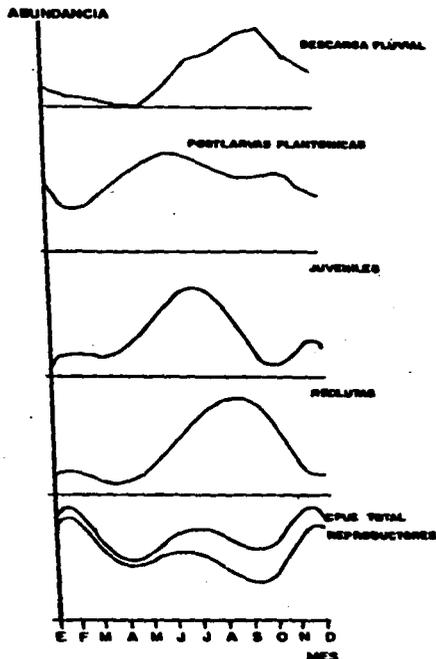


Fig. 27. Secuencia general del ciclo de vida promedio de *P. setiferus* basado en los periodos 1974-1984 para la descarga fluvial, captura total, reproductores y reclutas; 1979-1982 para juveniles y 1979-1980, 1982-1983 para postlarvas planctónicas.

El ciclo de vida promedio del camarón blanco presenta una sincronización de los periodos reproductivos con las variaciones estacionales de la descarga fluvial, resultado de un proceso adaptativo del camarón blanco a las oscilaciones ambientales en un largo plazo; ejemplificados en este caso por la descarga fluvial debido a su importancia y su relación con procesos productivos (Fig. 27). El desove de la generación primaria ocurre al inicio de la temporada de lluvias, cuando se presenta un incremento en la productividad primaria del suroeste del Golfo de México (Licea et al., 1982) y el patrón de circulación frente al área registra un giro ciclónico. Debido a esto, las probabilidades de sobrevivencia de la fases larvarias marinas aumentan. En el ambiente estuarino, la magnitud de la descarga fluvial mediante la interacción de los factores estáticos del habitat (tipo de fondo y profundidad) y los dinámicos (salinidad y productividad) determinan el espacio y alimento disponible, los cuales son mayores en los niveles de descarga intermedios al inicio de esta temporada y favorecen el establecimiento de las fases estuarinas del camarón blanco. En esta figura se observa como los máximos de abundancia promedio de postlarvas planctónicas y juveniles de las dos generaciones se presentan en niveles de descarga medios que ocurren alrededor de la máxima descarga fluvial anual. La capacidad de carga del área conforma la matriz para la interacción de los factores depredación y competencia, cuya intensidad dependerá en gran medida de los niveles de establecimiento de postlarvas.

La generación secundaria afronta condiciones menos benignas para su desarrollo, lo cual repercute en sus tasas de sobrevivencia. En particular, las características de las áreas de crecimiento referentes a la capacidad de carga desempeñan un papel importante y tienen una influencia directa sobre la duración de la fase estuarina que a su vez puede modificar la edad de emigración, reclutamiento y desove. Estas variaciones se observan en las fases estuarinas descritas para la Laguna de Términos que se presentan en la temporada de lluvias y nortes.

Tanto las fechas de nacimiento como la fuerza de las generaciones pueden presentar variaciones interanuales relacionadas con cambios ambientales. Estas variaciones pueden dar origen desde desfases pequeños hasta incrementos notables en fuerza de la segunda generación que incluso puede sobrepasar a la primera cuando la capacidad de carga estuarina lo permite (Fig. 18).

Los organismos de cada generación alcanzan la edad de la primera madurez sexual (8 meses), cuando ocurre el desove principal de la otra generación, de tal forma que los organismos de primera madurez pueden participar en el proceso reproductivo de la generación distinta de la que provienen (Fig. 28). Esto permite el intercambio genético de las dos generaciones y contribuye a aumentar el potencial reproductivo de la población en cada periodo.

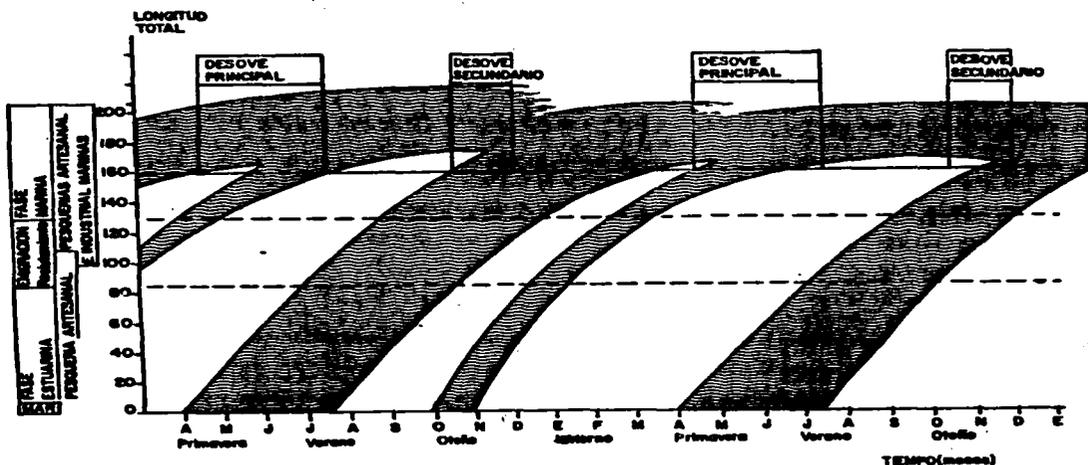


Fig. 28. Eventos esenciales en el ciclo de vida de *P. setiferus* e interacción de las dos generaciones principales (de acuerdo al esquema de García, 1985).

La estrategia reproductiva del camarón blanco con dos generaciones principales, reproducción continua durante todo el año y una fecundidad relativamente alta, consiste en mantener un gran potencial reproductivo durante la mayor parte del año, lo que le confiere una alta capacidad de dispersión y de respuesta ecológica a fluctuaciones ambientales. Estas condiciones, además, permiten al camarón blanco adoptar una estrategia oportunista para aprovechar en forma óptima los desfaseamientos a microescala de las fluctuaciones cíclicas que repercuten en la capacidad de carga ambiental, principalmente en las áreas de crecimiento estuarinas de acuerdo a lo expuesto en este trabajo.

PESQUERIA DEL CAMARON BLANCO

DESCRIPCION DE LA PESQUERIA Y MODELO DE PRODUCCION

La captura total ordenada en años biológicos durante el periodo correspondiente a 1974-1983 registra fluctuaciones con un descenso marcado en la captura hasta 1978, incrementos notables en 1979-80 a los niveles alcanzados en 1974 y posteriormente disminuye (Fig. 29). Estas variaciones denotan una tendencia negativa en la producción pesquera de P. setiferus en el periodo 1974-1983.

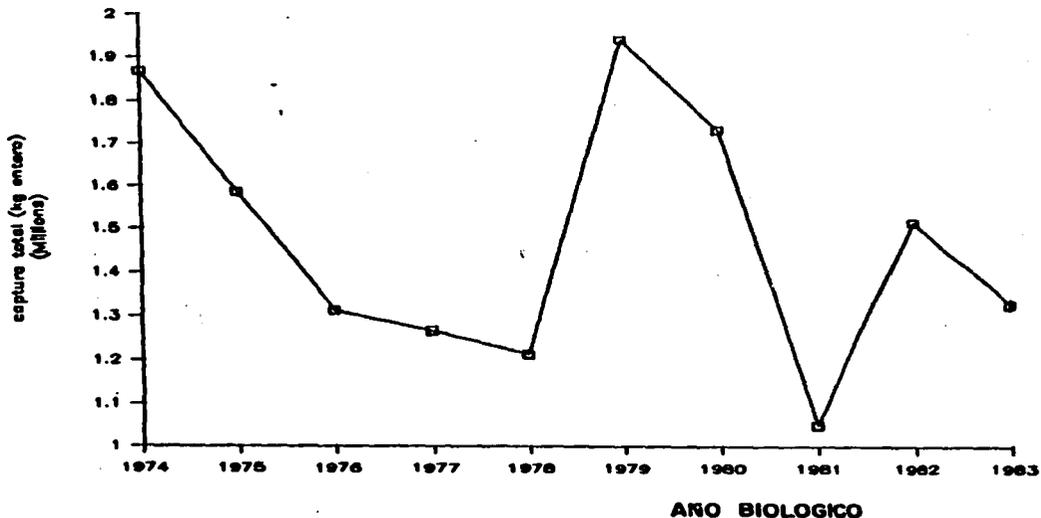


Fig. 29. Variación de la captura total de P. setiferus por año biológico en el periodo 1974-1984.

La captura por unidad de esfuerzo en este periodo muestra un comportamiento inverso con relación a la captura total (Fig. 30). La CPUE de camarón blanco se incrementa aproximadamente en 50%, debido en parte a la disminución del esfuerzo de pesca desde 1974 a 1983 (Fig. 31). El descenso del esfuerzo pesquero desde 1981 está asociado a la reducción de la flota pesquera de 760 a 506

barcos (Anónimo, 1982) y a sus condiciones operativas, lo cual causa que baje su poder de pesca.

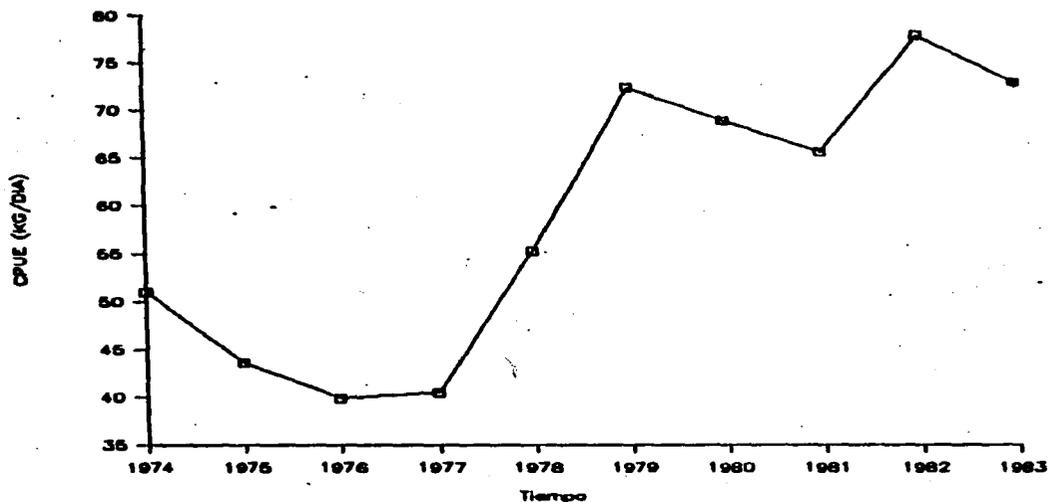


Fig. 30. Variación de la CPUE total de P. setiferus por año biológico en el período 1974-1983.

El modelo de producción de Schaefer ajustado con esta información describe claramente la trayectoria de la captura por unidad de esfuerzo de esta pesquería en el período considerado (Fig. 31). Los parámetros de la curva ajustada ($r = 0.76$) indican que el esfuerzo óptimo de la pesquería se encuentra en 33,406 días de pesca con un nivel de rendimiento máximo sostenible (RMS) de 1,629 toneladas de camarón entero.

La pesquería de camarón blanco, de acuerdo a la función parabólica estimada, se mantiene fluctuando alrededor del RMS en los años de 1974-1980 sin mostrar signos de sobreexplotación, lapso durante el cual se presenta una disminución notable en el esfuerzo de pesca. Después de este período, se observa una declinación del esfuerzo invertido hasta niveles de casi 50 % del esfuerzo óptimo en 1981 con la consecuente disminución en la captura total de P. setiferus.

La trayectoria de la captura de camarón blanco es en sentido inverso a lo que sucede normalmente en el desarrollo de una pesquería desde sus inicios hasta alcanzar niveles de explotación plena.

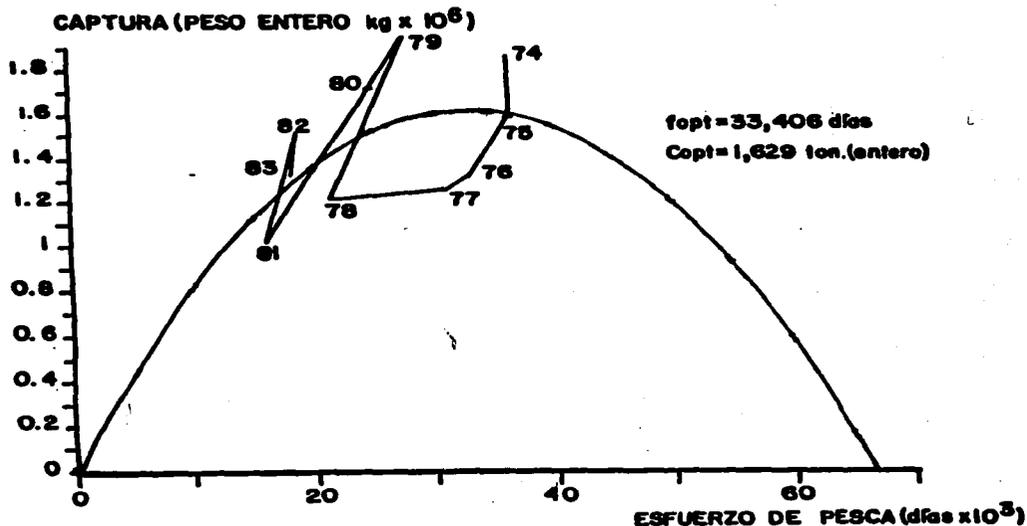


Fig. 31. Modelo de producción de la pesquería de P. setiferus con base en años biológicos (1974-1983).

La captura promedio en los años biológicos 81-83 del periodo analizado representa el 84 % de la captura en el nivel de RMS. Esto sugiere que la pesquería de camarón blanco se encuentra ligeramente subexplotada o que tiene potencial remanente para explotación. Sin embargo, desde el punto de vista de rendimiento económico y de manejo de la población puede ser mas conveniente que esté en estos niveles. Por otro lado, es conveniente resaltar que el decremento en el esfuerzo de pesca invertido y la magnitud

de las capturas se debe a la disminución de la flota pesquera activa y a las condiciones operacionales de la misma que disminuyó desde 1981 a causa de problemas de mantenimiento y que el esfuerzo de pesca ejercido por la flota total actual (506 embarcaciones camaroneras) en buenas condiciones se encontraría sobre el nivel de máximo rendimiento sostenible.

La utilidad del modelo de Schaefer a pesar de ser ampliamente aplicado (García y Le Reste, 1981), es restringida debido a las limitaciones que conlleva su carácter determinista. El problema principal radica en querer encuadrar el comportamiento de una pesquería afectada por variables tales como cambios en el patron de explotación, condiciones de equilibrio de la población, capturabilidad del recurso, estructura de edades, fuerza de las fases estuarinas y las fluctuaciones ambientales, en una gráfica bivariada. No obstante, según García (1984), este modelo determinista puede ser apropiado para los camarones penidos de vida corta, cuyas pesquerías están basadas en una edad anual y es mas conveniente cuando se emplean años biológicos en vez de años calendario.

Las relaciones obtenidas con el modelo de Schaefer son útiles en el sentido de que describen el comportamiento de la pesquería entre los años biológicos de 1974-1983. En el modelo se trató de diferenciar también el efecto combinado de los factores ambientales, representados principalmente a través de la descarga de los ríos en la temporada de lluvias y el esfuerzo de pesca. En el período 1974-1977 cuando el esfuerzo se mantiene en niveles relativamente constantes, la disminución en la captura de camarón blanco está fuertemente influida por el descenso en la magnitud del aporte fluvial. La recuperación en la producción de camarón blanco en los años de 1979-1980 está a su vez asociada con valores altos de descarga de agua dulce que se mantienen en los años posteriores. Sin embargo, la tendencia negativa en el esfuerzo de pesca a partir de 1981 tiene mayor peso en la determinación de la captura en este período.

La correlación de los residuales del modelo de producción y la descarga de ríos correspondiente a la temporada de lluvias, no alcanza valores significativos ($r=0.52$, $0.5 > P > 0.2$). Esto se debe a que existen dos periodos en cuanto a f , el primero de los cuales se encuentra alrededor del esfuerzo óptimo y las variaciones debidas a la descarga de los ríos se manifiestan claramente. En el segundo caso la varianza adicional de la descarga fluvial en el modelo de producción es menor a la ocasionada por la disminución de f y el modelo se comporta de acuerdo a sus supuestos.

MORTALIDAD POR PESCA

La mortalidad media por pesca del camarón blanco para cada edad en el periodo 1973-1984 estimada mediante el análisis de la población virtual no es constante, presenta un incremento sostenido desde la edad de reclutamiento (0.012) hasta la edad 9 cuando se manifiesta la mortalidad máxima debida a la explotación pesquera (Fig. 32). La mortalidad por pesca posterior a la edad 9 se mantiene en niveles altos (0.355-0.464) con variaciones pequeñas y una F de la edad terminal (0.330) mas baja en comparación con las registradas para las edades de 10-15 meses.

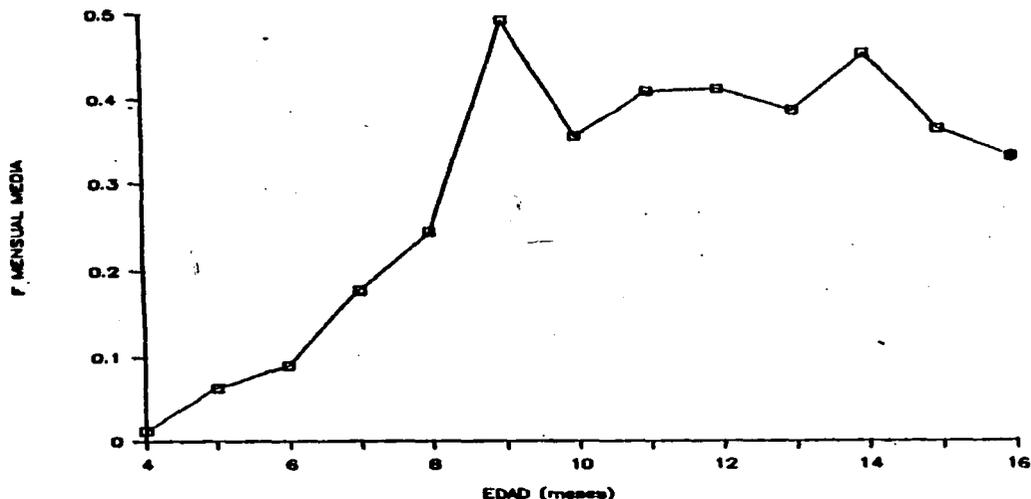


Fig. 32. Mortalidad por pesca (F) mensual media por edad de P. setiferus en el periodo 1973-1984.

De acuerdo a estas cifras el esfuerzo de pesca a que están sometidos los reclutas de P. setiferus por la pesquería de altamar es mínimo (0.012) en comparación con el ejercido sobre los organismos reproductores (0.245-0.490). La pesquería industrial se basa principalmente en organismos adultos mayores de 8 meses.

La mortalidad por pesca media total ejercida por la pesquería industrial alcanza un valor mensual de 0.316, lo que hace un total anual de 3.79. Este valor es superior al valor medio de 1.6 ± 0.3 señalado por García (1985) para camarones peneidos y se encuentra intermedio entre el intervalo de mortalidad por pesca (3.12-6.81 anual) registrado en el norte del Golfo de México para esta especie por varios autores (Klima, 1964; Klima y Benigno, 1965; Klima, 1974) y valores de F mas confiables de menor magnitud para la misma área cuyo valor mas alto es de 1.9 (Rothschild y Brunenmeister, 1984).

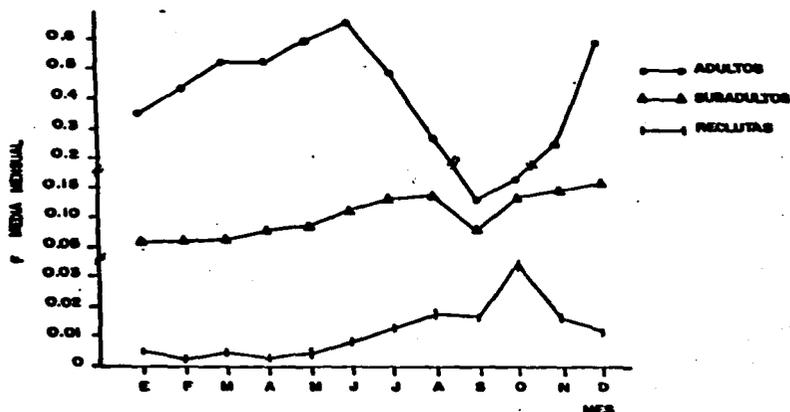


Fig. 33. Mortalidad por pesca media mensual en organismos adultos (> 8 meses), subadultos (5-7 meses) y reclutas (4 meses) de P. setiferus en el periodo 1973-1984.

Con el fin de examinar las variaciones de la mortalidad por pesca dentro de un periodo anual se agruparon las clases de edad existentes en la fase marina en tres grupos de acuerdo a su condición reproductiva (Fig. 33). De esta forma se obtuvo la

mortalidad por pesca media mensual para los reclutas (4 meses), organismos subadultos que no participan en la reproducción (5-7 meses) y organismos adultos que ya pueden intervenir en el proceso reproductivo (8-16 meses).

Las fluctuaciones de la mortalidad por pesca de estos grupos están directamente relacionadas con la disponibilidad de cada uno de ellos. Es obvio que la inversión de esfuerzo pesquero tenderá a concentrarse en tiempo y áreas donde se obtengan mayores rendimientos. Debido a esto la mortalidad derivada de la pesca en los organismos reclutas alcanza los valores mas altos entre los meses de junio a diciembre cuando la fuerza del reclutamiento a la población adulta es mayor y la disponibilidad de esta clase de edad es alta (Fig. 33). La mortalidad por pesca en los reclutas se incrementa 17 veces desde el valor promedio mínimo en abril (0.002) hasta el máximo obtenido para el mes de octubre (0.0342). Aunque este incremento es notable en cuanto al esfuerzo de pesca ejercido sobre los reclutas y afecta al 4 % de esta clase de edad, en términos comparativos con los otros dos grupos no es considerable ya que solo llega a representar el 60 % de la mortalidad por pesca mas baja del grupo de edades 5-7. La presión pesquera ejercida sobre los reclutas causa una mortalidad media mensual de 1 % de los organismos.

Los organismos subadultos (5-7meses) presentan variaciones de menor magnitud en la mortalidad por pesca, el valor máximo en diciembre (0.158) es solo tres veces mayor al mínimo estimado en febrero (0.057). La mortalidad debida a la pesca en este grupo de edades registra los valores medios mas altos en el periodo de junio a diciembre con un descenso conspicuo en septiembre (Fig. 33). Al igual que en el caso de los reclutas en estos meses se presenta la mayor abundancia del grupo de edades 5-7 (Fig. 27). La actividad pesquera marina remueve mensualmente de la población entre 6 y 15% de los organismos antes de que alcancen la madurez sexual y tengan oportunidad de participar en el proceso reproductivo.

El grupo de edades correspondiente a los organismos adultos, en contraste con los grupos anteriores, presentó las tasas de mortalidad por pesca mensuales mas altas (0.327- 0.656) entre los meses de diciembre a julio con los valores mas bajos entre septiembre y octubre (0.139-0.161). La variación entre estos periodos alcanzó una diferencia notable, ya que la mortalidad por pesca máxima de junio es 4.7 veces la mínima registrada para septiembre. A diferencia de los reclutas y subadultos, el patrón de mortalidad por pesca no sigue un comportamiento similar al de abundancia de adultos (Figs. 18 y 33). Los valores de mortalidad máxima se presentan alrededor del segundo máximo de abundancia de organismos reproductores que ocurre en junio (0.488-0.657, F media= 0.582), mientras que en el intervalo de diciembre a febrero (0.327-0.59) cuando la abundancia promedio de adultos es mayor la mortalidad por pesca media (0.445) es relativamente mas baja (Fig. 33). Esta diferencia puede verse afectada por la aparición de "nortes" que limitan el esfuerzo de pesca ejercido sobre la

población marina. Por otro lado, las tasas mas bajas de mortalidad por pesca coinciden plenamente con el mínimo en la abundancia media de organismos adultos.

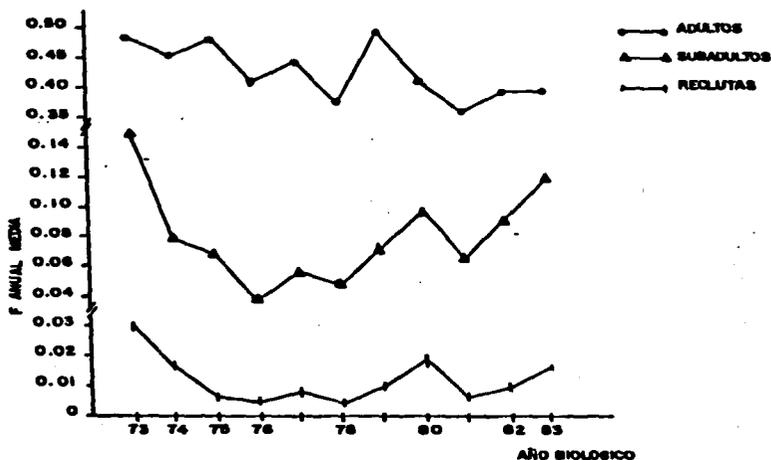


Fig. 34. Mortalidad por pesca promedio anual de adultos, subadultos y reclutas de P. setiferus durante los años biológicos 1973-1983.

El comportamiento de la mortalidad por pesca durante los años biológicos que comprendió el estudio presentado en la figura 34 muestran tendencias similares en el caso de reclutas y subadultos. En estos grupos de edades se observan tasas de mortalidad por pesca altas en el año biológico que comienza en 1973, con una tendencia a disminuir hasta 1978, después del cual se observa una tendencia contraria en las tasas de F. Al respecto es conveniente mencionar que antes de 1975 la captura de juveniles en la Laguna de Términos era permitida por lo que los registros altos de mortalidad en los primeros años biológicos de este estudio pueden

verse afectados por la inclusión de capturas obtenidas dentro de la laguna como parte de la captura marina. En el último año biológico la tasa de mortalidad por pesca sobre los reclutas (0.016) aumenta hasta alcanzar un valor de 53 % del obtenido en el primer año biológico de este estudio (0.03), mientras que en los organismos subadultos la F registrada (0.1215) en el último año representa el 84 % del valor del primero.

En el caso de los organismos adultos, además de las fluctuaciones anuales se puede apreciar una tendencia constante a disminuir en las tasas de mortalidad por pesca en el período de estudio. La F del último año biológico presenta una reducción de 19 % con respecto a la tasa del primer año estudiado (Fig. 34).

Las variaciones de la mortalidad por pesca interanuales indican que a partir de 1980 se presenta un cambio del esfuerzo de pesca hacia edades más pequeñas. La presión pesquera sobre las reclutas y subadultos se ha incrementado anualmente, e intranualmente tiende a aumentar durante los períodos de reclutamiento y de alta abundancia.

MODELO DE POBLACION REPRODUCTORA-RECLUTAMIENTO

Periodo Biológico Anual

El análisis de la relación población reproductora-reclutas de P. setiferus se llevó a cabo con las estimaciones del número de organismos de cada edad obtenidas mediante el análisis de población virtual. El número de organismos de edad 4 se consideró como un índice de reclutamiento y el total de individuos mayores de 8 meses de edad como un índice de la población reproductora. Los índices se escogieron con un desfase de 4 meses. La relación parentela-progenie se obtuvo mediante el ajuste de la curva de Ricker (1975) para este fin, en la mayoría de los casos la ecuación de Beverton y Holt (1957) también dió resultados similares.

La relación de la abundancia de reproductores y los reclutas resultantes se obtuvo en primer término para un período biológico anual basado en la abundancia media del camarón blanco en los años biológicos del estudio. En los intervalos de abundancia de la población reproductora observados la relación con el número de reclutas es casi lineal (Fig. 35). Esta relación se refleja en la correlaciones obtenidas para el ajuste de la curva de Ricker (1975) y de Beverton y Holt (1957) que no alcanzan valores estadísticamente significativos ($r = 0.42$ y 0.43 , $0.20 > P > 0.10$). El ajuste lineal, aún cuando resulta en una mayor correlación (0.59), tampoco presenta niveles significativos ($0.10 > P > 0.05$). Por otro lado, la dispersión de los datos muestra una tendencia decreciente sostenida durante los últimos años de estudio.

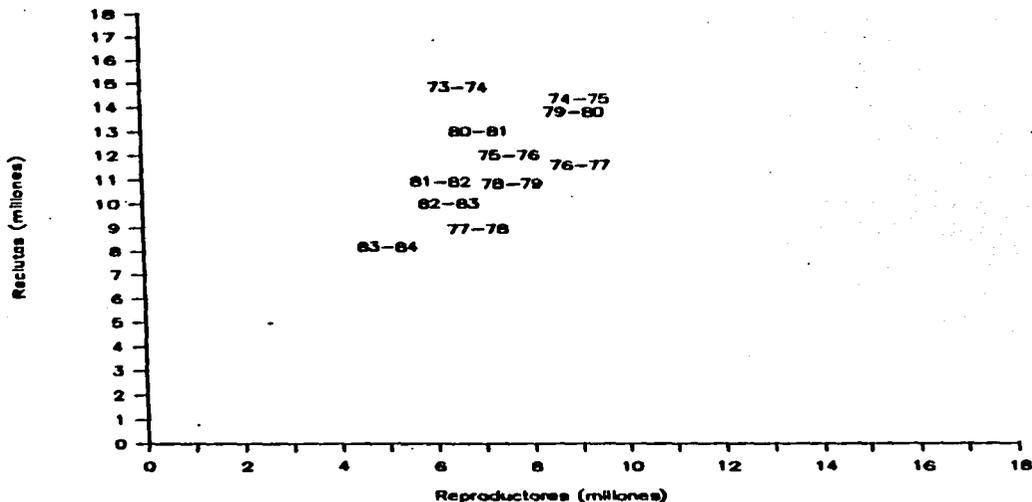


Fig. 35. Relación Población Reproductora-Reclutas de P.setiferus en periodos biológicos anuales (1973-1983).

Esta relación aparentemente lineal entre la población reproductora y el reclutamiento se ha observado en otras especies de peneidos (García, 1983) y en particular para el camarón blanco en el norte del Golfo de México (Rothschild y Brunenmeister, 1984). A nivel anual, según estos últimos autores, la relación entre el tamaño de la población reproductora y el reclutamiento no es tan clara como la descrita también en este trabajo. García (1983, 1984) señala que este comportamiento en los camarones peneidos se deriva de los efectos de las variaciones ambientales en combinación con el periodo corto de vida de estos organismos, lo cual resulta en la introducción de un sesgo en la relación reproductores-reclutas.

La influencia de los factores ambientales sobre la abundancia de la población del camarón blanco se determinó anteriormente (ver Relación con Parámetros Ambientales), por lo que es posible esperar fluctuaciones de la relación población reproductora-reclutas de acuerdo a las variaciones interanuales en la descarga de los ríos; de tal forma que se definan varias curvas en correspondencia. El tratamiento adecuado en este caso es de un análisis multivariado con la consideración de las variables ambientales

identificadas: descarga de ríos en las temporadas de estío, lluvias y nortes.

La regresión múltiple aplicada indica que solo la descarga de ríos, además de la población reproductora, en la temporada de nortes se incluye en el modelo, pero no representa un aumento sensible en la explicación de la variación del reclutamiento, dado que solo se incrementa de 34 a 41 % en el modelo múltiple.

A pesar de la poca importancia relativa, la descarga de los ríos en la temporada de nortes ofrece indicios para comprender la tendencia negativa en la relación reproductores-reclutas en los últimos años biológicos; ya que ésta coincide con una tendencia también negativa en los niveles de descarga de dichas temporadas. La correlación entre la descarga fluvial durante nortes y su influencia sobre la abundancia de la segunda generación (de menor magnitud que la primera generación) presente en esta temporada puede ser la responsable de la introducción de sesgo en la relación, debido a que mediante autocorrelación induce una tendencia paralela en el tamaño de la población reproductora como la señalada por Morgan y García (1982) para P. semisulcatus en Kuwait. De esta forma la trayectoria lineal de los reproductores-reclutas depende tanto de las variaciones ambientales como del esfuerzo de pesca ejercido sobre la población.

Período Mensual

La existencia de un reclutamiento continuo acompañado de las variaciones ambientales estacionales no favorece la definición a nivel anual de la relación reproductores-reclutas en el camarón blanco, por lo que se realizó un segundo análisis con las cohortes más fuertes identificadas en el período de estudio. De acuerdo a este procedimiento se emplearon 15 cohortes, de las cuales 9 quedan comprendidas durante el período de mayor reclutamiento (junio-noviembre) y 6 dentro del período de baja abundancia de reclutas (diciembre-mayo) y que corresponden a las dos generaciones definidas anteriormente en este trabajo.

El intervalo de variación del tamaño de la población reproductora en las cohortes de ambos periodos (A y B) es similar, mientras que el reclutamiento resultante de éstas muestra sobreposición en cuanto a la abundancia (Fig. 36). No obstante, se alcanza a apreciar que los puntos del período de baja abundancia tienden a concentrarse en niveles bajos, en contraste con los del período de alta abundancia que tienen mayor variación y registran valores altos. El ajuste de la relación de Ricker (1975) [de la forma $R = aS(t-1) \exp(-bSt-1)$], realizado con el total de datos presenta valores altamente significativos ($P < 0.001$). Los ajustes por separado de la relación reproductores reclutas de los periodos de alta ($0.01 > P > 0.005$) y baja abundancia ($0.01 > P > 0.005$) también alcanzan correlaciones significativas. En los tres casos la relación reproductores-reclutas es clara y las ecuaciones que las describen, así como los coeficientes de correlación se muestran en la tabla 8.

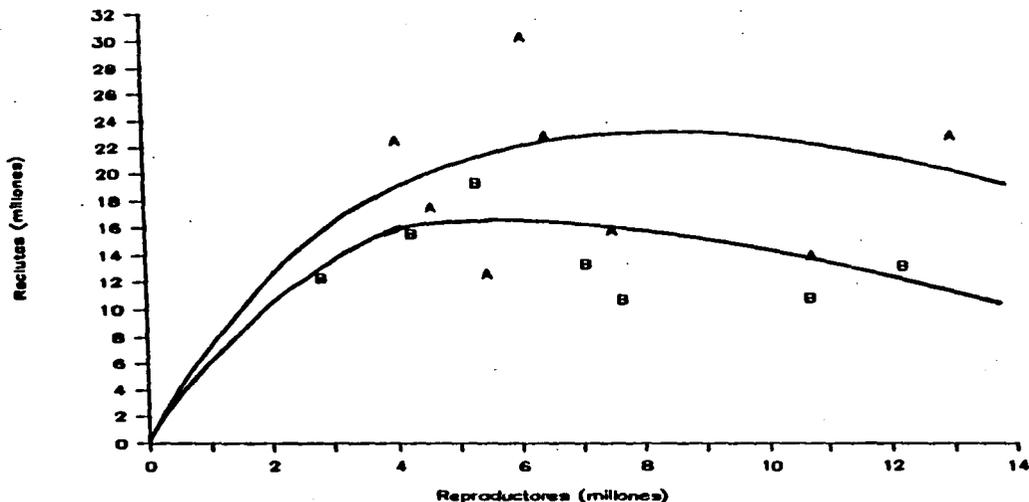


Fig. 36. Relación de la Población Reproductora-Reclutas de las cohortes mensuales más vigorosas en el periodo 1973-1984. A: cohortes de la generación principal, B: cohortes de la segunda generación.

En la figura 36 se presentan también las curvas medias resultantes de estas ecuaciones con las correcciones para el sesgo introducido por la utilización de transformaciones logarítmicas (Beauchamp y Olson, 1973), así como la amplia dispersión de los datos con respecto a éstas. La comparación de las pendientes y de las elevaciones de las curvas mediante el método que emplea la t de Student (Zar, 1974) no presentan diferencias significativas ($0.5 > P > 0.2$) en los dos periodos. Este comportamiento, como ya se mencionó anteriormente, se debe a las variaciones ambientales, entre las cuales se identificó a la descarga de ríos; concuerda además, con el tipo de relación reproductores-reclutas sugerida por García (1984) compuesta por una familia de curvas correspondientes a las condiciones ambientales.

Tabla 8. Ecuaciones de la Relación Población Reproductora-Reclutas de P. setiferus en los periodos total, alta y baja abundancia.

	Ecuación	r
Periodo total	$R = 7.324 S(t-1) \exp(-0.1518(St-1))$	0.84
Alta abundancia	$R = 6.925 S(t-1) \exp(-0.125(St-1))$	0.81
Baja abundancia	$R = 7.209 S(t-1) \exp(-0.1735(St-1))$	0.93

RELACION POBLACION REPRODUCTORA-RECLUTAS CON VARIABLES AMBIENTALES

Con el fin de examinar la influencia de la descarga de ríos sobre la relación de reproductores-reclutas se efectuó un análisis de regresión múltiple con las combinaciones de aporte fluvial con sentido biológico, para lo cual se tomaron como base las relaciones con los parámetros ambientales halladas en este estudio. De las variables descarga total de los tres ríos durante el periodo desove-reclutamiento, descarga durante el mes de desove, descarga del mes anterior, durante y después del mes de reclutamiento, solo se incluyeron en el modelo a la descarga fluvial registrada en la fecha de desove y el nivel de descarga del mes anterior al proceso de reclutamiento. El ajuste con la descarga de ríos causó un incremento en la explicación de la variación de la relación total de reproductores-reclutas de 70 a 82 % con un valor de correlación múltiple de 0.903 ($P < 0.001$). La ecuación de este ajuste queda de la forma siguiente:

$$R_t = aS_{t-1} \exp(-bS_{t-1}) \exp(cD) \exp(dA)$$

donde D y A corresponden al logaritmo natural de la descarga de ríos durante el desove y la descarga en el mes anterior al reclutamiento a la población marina ($m^3 \times 10^6$) y a b c y d son parámetros de la curva con los siguientes valores 2.180, -0.157, -0.295 y 0.166. Estos parámetros son significativamente diferentes en un nivel de $P < 0.05$ y < 0.0001 .

De acuerdo a los signos de la ecuación, la descarga de los ríos puede tener una influencia positiva o negativa sobre el nivel de reclutamiento. En la sección de parámetros ambientales se discutió la relación de las diferentes fases del camarón con el nivel de aporte fluvial y se destacaron sus efectos, principalmente físicos (alteración del habitat, disminución de la salinidad), que determinan la disponibilidad de espacio y alimento para el establecimiento de postlarvas en las zonas estuarinas. De esta forma el nivel de descarga fluvial durante el desove tiene una influencia directa en la sobrevivencia de las postlarvas que se establecerán en áreas estuarinas 15 días después, y explica la relación negativa con este parámetro. La influencia positiva de la descarga fluvial del mes anterior sobre el reclutamiento resultante puede deberse, como se mencionó anteriormente, a la estimulación de la emigración de juveniles al mar ocasionada por un descenso en la salinidad en las zonas estuarinas. Por otro lado, como señalan Penn y Caputi (1985, 1986), la turbidez provocada por descargas fluviales fuertes o ciclones puede incrementar la sobrevivencia de los reclutas en el ambiente marino al ocasionar una reducción de la mortalidad por depredación.

La relación población reproductora-reclutas determinada mediante el análisis de regresión múltiple muestra la respuesta a nivel ecológico del camarón blanco a las fluctuaciones ambientales; en especial a la combinación de descarga fluvial durante el mes de desove y el mes anterior al reclutamiento, cuyos valores dependen del patrón anual de precipitación pluvial. Esta respuesta concuerda perfectamente con la estrategia reproductiva propuesta en este trabajo para P. setiferus. El mecanismo de influencia de la descarga de ríos es el mismo para los períodos definidos como alta y baja abundancia; la diferencia radica en la magnitud de respuesta de la población que siempre es mas alta cuando las condiciones son mas favorables (disponibilidad de espacio, mayor productividad primaria, patrón de circulación, etc.). En el período de baja abundancia la disminución en la descarga fluvial en el momento del desove no alcanza valores intermedios adecuados como los registrados durante el desove correspondiente al período de alto reclutamiento. Por eso, aún cuando la segunda generación encuentre condiciones mas favorables que den por resultado que en un período anual pueda ser más abundante, en comparación con un período mas largo los incrementos en la abundancia de estos reclutas nunca presentan niveles de tan alta magnitud como los de la primera generación.

El análisis efectuado sugiere a la descarga de los ríos durante el proceso de desove como el factor ambiental mas importante, entre los aquí examinados, que influye en la relación población reproductora-reclutas, esto ocurre mediante la limitación que impone en la capacidad de carga del sistema estuarino y su repercusión en la sobrevivencia del camarón en estas áreas.

Por último, es conveniente resaltar que el tratamiento aplicado a los datos permite apreciar una relación población reproductora-reclutas real; ya que se desglosan los efectos ambientales

representados por la descarga de los ríos y se evalúa su efecto en la relación. Los fenómenos de autocorrelación indicados por García (1983) se eliminan de esta forma. Por otro lado, las variaciones de la mortalidad por pesca no presentan tendencias sostenidas que puedan introducir sesgos constantes en el modelo.

RELACION RECLUTAS-POBLACION REPRODUCTORA

La relación complementaria entre los reclutas y los organismos reproductores originados de éstos muestra una relación significativa ($r=71$, $P < 0.001$); sin embargo, en el diagrama de dispersión existen puntos que se separan claramente del conjunto (Fig. 37). Esta variación se explica en parte por la inclusión de la mortalidad debida a la acción pesquera que se ejerce sobre los reclutas antes de que se incorporen a la población reproductora. El modelo de regresión múltiple que incluye a la mortalidad por pesca arroja una correlación de 0.914 ($P < 0.001$), con una varianza explicada de 84 %. Los coeficientes de la regresión tienen un valor de 4.36, 0.52 y -9.13, correspondientes a la constante, número de reclutas y mortalidad por pesca, respectivamente.

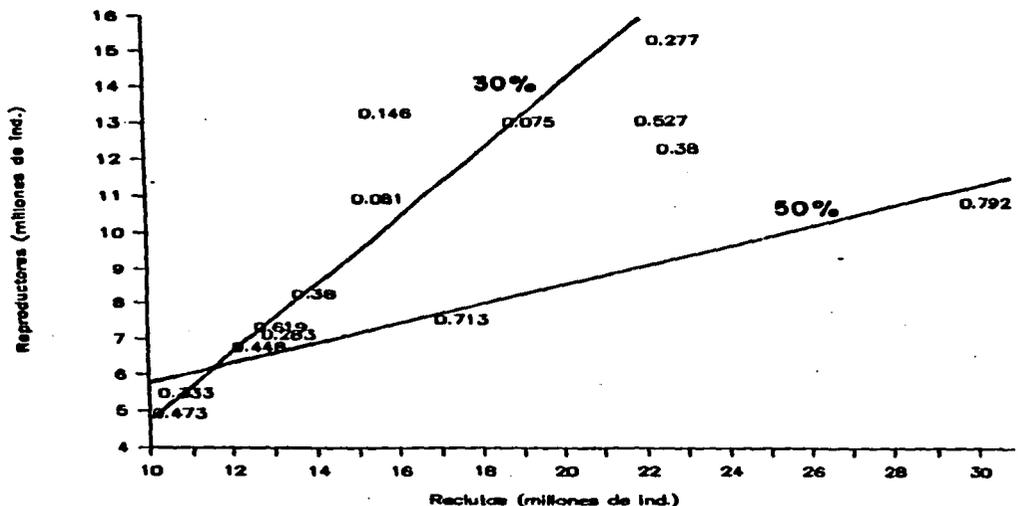


Fig. 37. Relación Reclutas-Población Reproductora de P. setiferus con respecto a la mortalidad por pesca sobre los reclutas-reproductores y tendencia histórica de F (1974-1984).

La dispersión de los puntos de la figura 37, concuerda con la evolución del esfuerzo pesquero durante los años biológicos de este estudio (ver mortalidad por pesca). La dimensión de la población reproductora disminuye a causa de la mortalidad por pesca comparativamente alta ejercida sobre los reclutas y organismos en los primeros y últimos años. De acuerdo a esto, se puede distinguir dos grupos relacionados con un bajo y alto esfuerzo pesquero que ocasiona una mortalidad de ~30 y 50 % de reclutas y subadultos.

Las fuentes de error que puedan alterar esta relación como las variaciones ambientales que afecten la mortalidad natural y/o la capturabilidad de los organismos discutidas por Penn y Caputi (1985, 1986) no parecen introducir sesgos considerables en el modelo. La varianza no explicada por el modelo (16 %) disminuye hasta 5 %, si solo se considera a los organismos resultantes de la misma cohorte y no al total de organismos en etapa reproductiva. Por lo cual, se puede inferir que dentro de los periodos de alta y baja abundancia el esfuerzo de pesca desempeña un papel primario en la reducción del tamaño de la población reproductora.

MODELO GENERAL POBLACION REPRODUCTORA-RECLUTAS

La combinación de los dos modelos permite evaluar su interacción y de esta forma determinar las líneas de reemplazo correspondientes a diferentes niveles de explotación. Cuando las variables ambientales tienen un efecto importante como en este caso, García (1983), señala que el modelo población reproductora-reclutas puede ser sustituida por una familia de curvas que incluyan los efectos de las variables ambientales. Esto da como resultado una superficie, en la cual hay una serie de niveles de equilibrio entre la población reproductora y reclutas para cada F en función de las condiciones ambientales.

Las curvas mas alta y mas baja resultantes del modelo de regresión múltiple limitan un espacio (Fig. 38), donde el nivel de reclutamiento de *P. setiferus* para una cierta población reproductora varía en función de las condiciones ambientales definidas (descarga fluvial en el momento del desove y en el mes previo al reclutamiento). En esta figura se aprecian también las líneas de equilibrio que intersectan este espacio, las cuales corresponden a una situación en que el esfuerzo de pesca es nulo y a los dos niveles históricos medios de F que ocasionan una remoción del 30 % y 50 % de los reclutas. En el extremo izquierdo se encuentra un área de alto riesgo, cuyos valores de F correspondientes (75-87.5 % de mortalidad de reclutas) pueden provocar un colapso en la pesquería debido a que el número de reclutas producido pueda ser insuficiente para que la población afronte la mortalidad densoindependiente y se recupere.

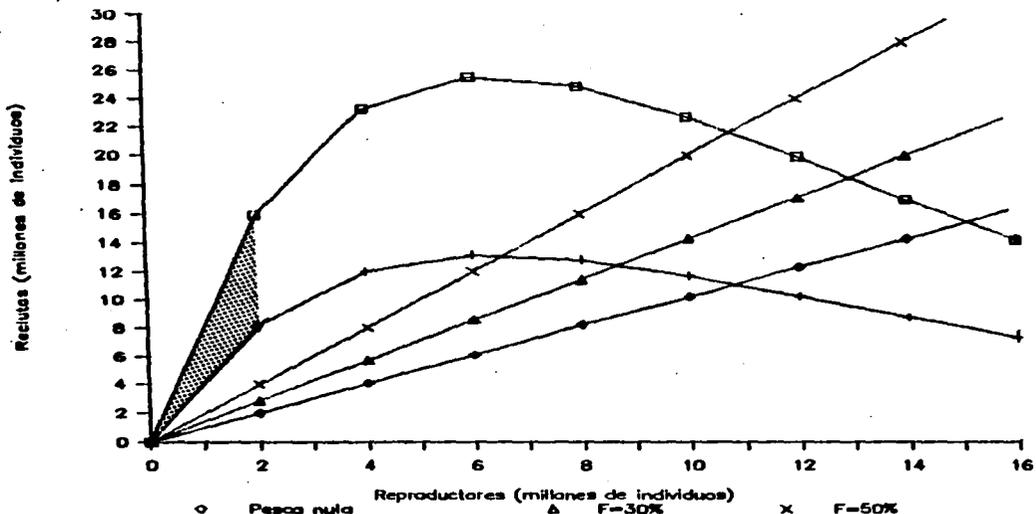


Fig. 38. Modelo de la Población Reproductora-Reclutas con diferentes niveles de presión pesquera. El área sombreada es de alto riesgo para la renovación de la población de camarón blanco.

Los niveles de mortalidad por pesca ejercidos hasta el momento sobre los reclutas de camarón blanco están lejos de esta zona de alto riesgo. Sin embargo, el nivel de equilibrio de la relación reproductores-reclutas descrita por la curva en el límite inferior del espacio, sujeta a una sobrevivencia de reclutas de 50 % está relativamente más cercano a esta zona del modelo. García (1983) señala que existe un riesgo limitado a niveles más bajos de esta área y que éste se incrementa con el esfuerzo pesquero. No obstante, su delimitación es útil para definir los niveles de pesca en los cuales la probabilidad de un colapso es inaceptable para el desarrollo de la pesquería. Además de esto, la combinación de los modelos permite generar predicciones respecto a los puntos de equilibrio y estabilidad del reclutamiento a diferentes niveles de pesca y las respuestas a las variaciones ambientales.

MODELOS DE SIMULACION

EFFECTO DE LA EXPLOTACION DE POSTLARVAS SOBRE LA PESQUERIA DEL CAMARON BLANCO

La obtención de postlarvas ("semillas") para implementar sistemas de cultivo de camarón puede representar un riesgo potencial para el desarrollo de la industria pesquera si se hace sin control alguno. Con el fin de evaluar los efectos derivados de la explotación de postlarvas y pequeños juveniles del camarón blanco sobre las tasas de renovación natural de la población de P. setiferus y sobre la captura pesquera se efectuó una simulación de esta actividad con distintas edades y niveles de explotación.

Tabla 9. Edad, longitud total, peso y mortalidad natural de postlarvas y juveniles pequeños de P. setiferus.

Estadio	Edad (días)	Longitud total (mm)	Peso total (g)	Mortalidad Natural (% diario)	
				constante	variable
Pl 1 (Postlarva planctónica)	12	6.1	0.0005	99.7	99.7
Pl 2 (Postlarva planctónica- epibéntica)	15	9.0	0.002	99	97
Pl 3 (Postlarva epibéntica)	18	14.0	0.01	99	97
J 1 (Juvenil)	21	19.6	0.03	99	95
J 2 (Juvenil)	24	24.0	0.05	99	95
J 3 (Juvenil)	27	28.0	0.09	99	95

La alimentación del modelo de simulación analítico del tipo determinístico (Willmann y García, 1985) se llevó a cabo con los parámetros poblacionales del camarón blanco estimados en este trabajo. En el caso particular de la simulación de extracción de "semillas" para cultivo, se consideraron tres etapas de postlarva

correspondientes a la fase planctónica presente en la zona costera cercana (Pl 1) antes de ingresar a las áreas de crecimiento, a la edad de inmigración y establecimiento (Pl 2), y postlarvas ya establecidas en la zona estuarina (Pl 3). También se incluyeron en el análisis tres edades de juveniles pequeños completamente establecidos en el bentos estuarino, por su talla, abundancia y disponibilidad en el área, debido a que se encuentran en las zonas someras donde se distribuyen las postlarvas epibénticas. El efecto de explotación se examinó con respecto a una mortalidad natural constante y variable en las 6 edades. La edad, longitud total, peso; así como la mortalidad natural de estas clases se observan en la tabla 9.

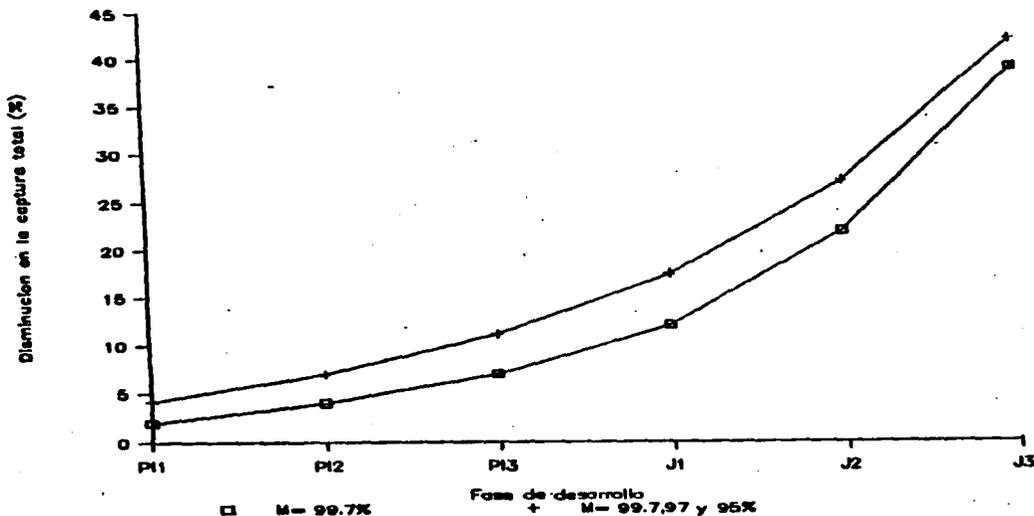


Fig. 39. Simulación del impacto de explotación de postlarvas por edad sobre la captura total de P. setiferus con dos niveles de mortalidad natural (constante: 99.7%, variable: 99.7, 97 y 95%). Pl 1: postlarvas planctónicas, Pl 2: postlarvas planctónicas-epibénticas, Pl 3: postlarvas epibénticas, J1, J2 y J3: juveniles.

En primer término se analizó el impacto de obtener "semillas" de diferentes edades para establecer cultivos con una extensión hipotética de 4000 ha. a partir de la población natural de P. setiferus. Con una densidad de sembrado de 12 ind/m², la

cantidad requerida sería de 480×10^6 organismos. El resultado de la simulación de explotación, con la mortalidad natural constante y variable por edad, muestra que el impacto sobre la pesquería es menor con la extracción de las primeras fases de postlarva y se incrementa exponencialmente hacia las últimas fases de juveniles pequeños incluidas en el modelo. La disminución de la captura total es mínima (2-4.1%) con las postlarvas obtenidas antes de que ingresen a las áreas de crecimiento y representa un impacto de 39 a 42 % en la producción pesquera, si el número de organismos necesarios para sembrar 4000 ha. se extrae a una talla de 29 mm de L.T. (Fig. 39). Cabe hacer notar que el impacto es mayor cuando se introduce una mortalidad natural variable y se mantiene relativamente menor en las etapas anteriores a la de ingreso a estuarios y lagunas costeras. Esto se debe a que disminuye el número de organismos que mueren por causas naturales, cuya remoción por presión pesquera no afecta en gran medida a la población.

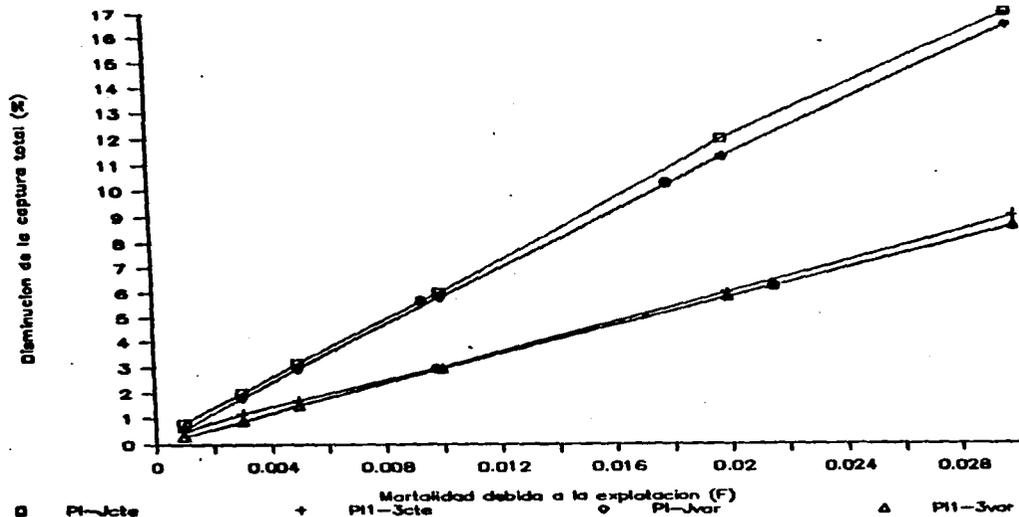


Fig. 40. Simulación del impacto de explotación de postlarvas y juveniles (PI-J) y de postlarvas (PI 1-3) con dos niveles de mortalidad natural. Los puntos (●) representan el impacto sobre la pesquería de obtener "semillas" para cultivos con una extensión de 4,000 ha.

En una segunda simulación se analizaron los efectos sobre la producción pesquera cuando la explotación se efectúa uniformemente sobre las 6 edades (postlarva a juvenil) y solo en las etapas de postlarva 1-3 con la mortalidad natural constante y variable (Fig. 40). El impacto en la pesquería es mas o menos similar (0.3-0.8%) cuando se aplica una mortalidad por pesca de 0.001 con la cual se obtienen desde 22.78 y 28.38 x 10⁶ para las edades de postlarva 1-3 y postlarva-juvenil con mortalidad variable; hasta 44.92 y 55.32 x 10⁶ para postlarvas 1-3 y postlarva a juvenil con mortalidad natural constante, respectivamente. La obtención de un mayor número de organismos, que se refleja en mayor mortalidad por pesca, determina relaciones lineales que muestran claramente las diferencias entre los efectos de incidir sobre las 6 edades o las 3 etapas de postlarva; la cual se mantiene en niveles mas bajos con la utilización de las postlarvas, tanto con mortalidad natural constante como con la variable por edad. Las relaciones correspondientes a la mortalidad natural variable por edad presentan un efecto menor a un mismo nivel de explotación; sin embargo, la cantidad de individuos obtenidos siempre es mas baja, de tal forma que a cierto número requerido el impacto con mortalidad natural variable siempre es mayor. Esto se comprueba al examinar los niveles de explotación necesarios para obtener 480 x 10⁶ organismos de las 4 relaciones (Fig. 40) que causan una disminución de 3.4, 6.6, 6.3 y 9.9 % en la simulación de explotación de postlarvas 1-3, postlarvas-juveniles M constante y postlarvas 1-3, postlarvas-juveniles M variable, respectivamente.

En este análisis se confirma que el impacto es menor conforme se explotan edades mas pequeñas. Es mas conveniente limitar la extracción a organismos que se encuentran cercanos a las bocas de estuarios y lagunas costeras y en el momento de inmigración y establecimiento cuando el efecto negativo es menor. Los resultados de explotar postlarvas de 6 mm de L. T. (Pl 1, 12 días) y en conjunto postlarvas de 6 y 9 mm de L. T. para cultivos de 500 a 4000 ha.. El efecto es menor cuando solo se extraen postlarvas de 12 días antes de que ingresen a las áreas de crecimiento y puede variar entre 0.3 a 4.1 % dependiendo de la mortalidad natural. La disminución de la producción pesquera ocasionada por la colecta de larvas tanto afuera como en el momento de ingreso y establecimiento varia de 0.5 a 5.2 % de acuerdo a la mortalidad natural (Fig. 41).

En las simulaciones efectuadas queda claro que la mortalidad natural es un factor crítico en la determinación de los niveles de impacto en la pesquería y su estimación adecuada en las fases tempranas es determinante para que el modelo lleve a predicciones precisas. Desafortunadamente, las estimaciones de mortalidad natural en las etapas de postlarva planctónica-epibéntica son escasas debido a las dificultades metodológicas que presentan. Las estimaciones de mortalidad natural efectuadas en postlarvas epibénticas de P. setiferus en las lagunas adyacentes a la Laguna de Términos varían entre 0.21-0.24/día (99.82-99.93 % mensual), que representan valores mas altos que los empleados en el modelo

de simulación. El sesgo más factible de estos cálculos está constituido por la emigración que puede desembocar en sobreestimaciones, por lo cual se estima que los valores de mortalidad natural utilizados para simular el efecto de explotación de postlarvas se encuentran dentro del intervalo real. Aunque son necesarias mejores estimaciones de M , las utilizadas en este trabajo presentan un acercamiento de las consecuencias de intentar cultivos con "semillas" de la población natural.

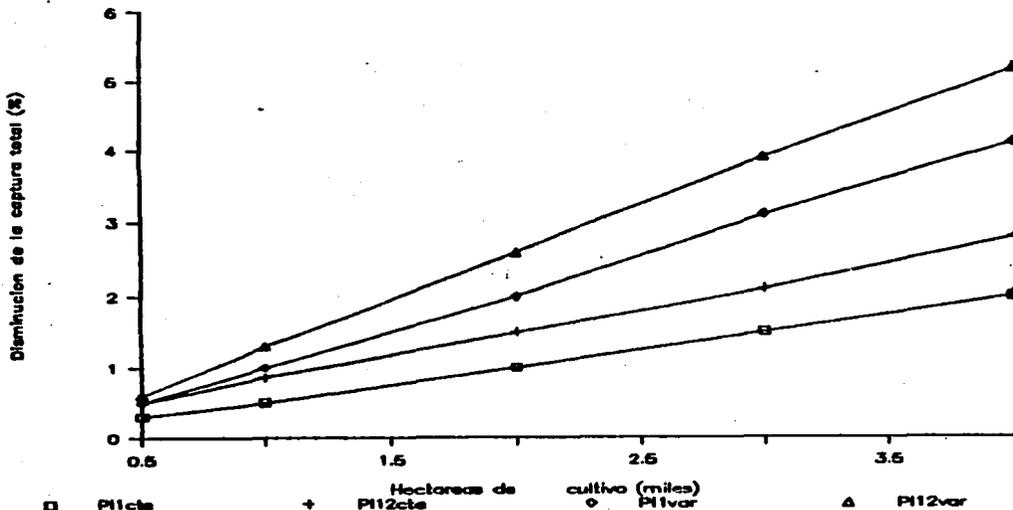


Fig. 41. Simulación del impacto sobre la captura total de camarón blanco por la explotación de postlarvas planctónicas y planctónicas-epibénticas en cantidades necesarias para generar cultivos de 500 a 4,000 ha. con dos niveles de mortalidad (constante y variable).

En una situación de equilibrio de la pesquería de *P. setiferus*, el impacto de creación de cultivos con extensiones hasta de 4000 ha. no parece tener mayores consecuencias que la reducción de la captura pesquera entre 0.3 a 5 % si solo se explotan las postlarvas de 12 y 15 días promedio cuando la mortalidad denso-independiente es más alta. Estas simulaciones pueden afinarse con

estimaciones más exactas de la mortalidad natural en esas etapas; sin embargo, los efectos negativos son menores en comparación con las ventajas que se pueden derivar de la implementación de cultivos. Al respecto, es conveniente considerar la posibilidad de establecer habitats artificiales para la fijación de postlarvas que incrementarían la disponibilidad de "semillas" silvestres sin afectar directamente a la pesquería.

Además del efecto directo de la extracción de postlarvas, también es conveniente considerar las consecuencias sobre la pesquería del camarón causadas por el impacto ambiental de las instalaciones de granjas camaroneras en las áreas estuarinas. El ambiente estuarino representa un habitat crítico para el desarrollo normal de las poblaciones de P. setiferus y desempeña un papel central en los niveles de reclutamiento a la población adulta. En este ambiente la vegetación costera, principalmente constituida por manglares, ha mostrado una relación muy alta con las variaciones de captura de camarón (Turner, 1977; Staples et al. (1985).

La destrucción y/o uso de manglares en gran escala, además de otros factores perturbadores, puede repercutir sobre la calidad del habitat y por consiguiente afectar la capacidad de carga estuarina para postlarvas de camarón, así como de otras especies comerciales, y ocasionar problemas en el reclutamiento a las pesquerías. En este aspecto el deterioro de manglares y zona costera puede tener mayor repercusión en el nivel de reclutamiento que el ocasionado por actividades de explotación pesquera, incluyendo la explotación de postlarvas. En la literatura existen ejemplos de este problema (Morgan y García, 1982; García, 1983), en el cual se observa una tendencia negativa sostenida en el reclutamiento durante varios años relacionada con un incremento en la destrucción y/o alteración de las áreas de crecimiento estuarinas por asentamientos humanos y deforestación de manglares. Cabe mencionar que el impacto de estas actividades afecta no solo al recurso camarón, sino a la estructura y funcionamiento del ecosistema estuarino en general.

PESQUERIAS SECUENCIALES. PESCA ARTESANAL LAGUNAR Y PESQUERIA MARINA

La interacción entre pesquerías artesanales e industriales por lo general dan origen a conflictos debido a que utilizan el mismo recurso en cierta forma competitiva. La pesca de peneidos en su etapa lagunar-estuarina puede conducir a reducciones en los niveles de reclutamiento a la pesquería de altamar y por lo tanto causar descensos en las tasas de captura y rendimiento.

La Laguna de Términos, debido a la prohibición (1975) de la captura de juveniles, representa un santuario para las fases estuarinas de camarón blanco. No obstante, en el interior de este cuerpo lagunar se lleva a cabo una actividad pesquera clandestina,

cuya estimación del esfuerzo y la mortalidad por pesca es difícil debido a que no existen registros estadísticos de esta explotación artesanal.

Con el fin de evaluar el efecto de esta actividad sobre la explotación marina del camarón blanco, se hicieron estimaciones preliminares de la mortalidad por pesca derivada a partir de cifras aproximadas de la explotación artesanal actual obtenidos de investigaciones de campo y de la evaluación de esta actividad realizada por Smith (1985). La tasa mensual de mortalidad por pesca artesanal en la Laguna de Términos se determinó mediante cálculos reiterativos con el procedimiento de Cadima (1978) derivado del análisis de cohortes.

En la simulación de estas pesquerías secuenciales basada en el modelo de Sparre (1987) se consideraron las fluctuaciones estacionales de la abundancia de juveniles, tallas de emigración, mortalidad por pesca artesanal y marina, y el nivel del reclutamiento a la pesquería de altamar. La mortalidad natural tanto de la fase lagunar como la marina se mantuvo constante. Estos parámetros se refieren a los obtenidos en este trabajo mediante los métodos correspondientes.

La explotación artesanal lagunar ejerce un efecto exponencial negativo sobre la marina (Fig. 42). De acuerdo al modelo de simulación efectuado el rendimiento por recluta de la pesquería marina de P. setiferus, en los niveles actuales de pesca lagunar se ha reducido en un 16%, mientras que el incremento en la pesquería artesanal representa 2.6 % del total. La suma de estas dos actividades representa una reducción de 13 % en el rendimiento por recluta total si no existiera la explotación artesanal.

El incremento del esfuerzo de pesca artesanal en múltiplos de la situación actual que se efectúa con redes de arrastre (redes de prueba camaronera) da como resultado un incremento proporcional en la captura de aguas protegidas. El modelo de simulación sugiere que el duplicar el esfuerzo de pesca artesanal actual tiene como consecuencia una reducción del rendimiento por recluta de 10 %, a costa de aumentar casi dos veces el rendimiento en el área lagunar. En el caso de introducirse, otro tipo de artes de pesca como los "tapos" o artes fijas que ocasionan una mortalidad por pesca mas alta, los efectos sobre la pesquería marina son mas drásticos. De acuerdo a la tasa de mortalidad por pesca mensual (0.44-0.5) estimadas para artes fijas en la laguna de Chacahito (Gracia y Soto, 1986a) esto sería equivalente a aumentar ocho veces el esfuerzo pesquero artesanal actual que resultaría en una disminución del 50 % del rendimiento de la pesca marina de P. setiferus y solo un incremento de cuatro veces la captura artesanal actual (14 % de la captura total). La influencia negativa de la pesca artesanal mantiene un mismo patrón si se incrementa el esfuerzo pesquero en altamar (1.5 a 2 veces), la diferencia radica en el nivel de rendimiento por recluta que se incrementa conforme aumenta el esfuerzo de pesca ejercido sobre la

fase marina (Fig. 42). No obstante, los efectos sobre la pesquería son grandes en niveles de esfuerzo artesanal altos.

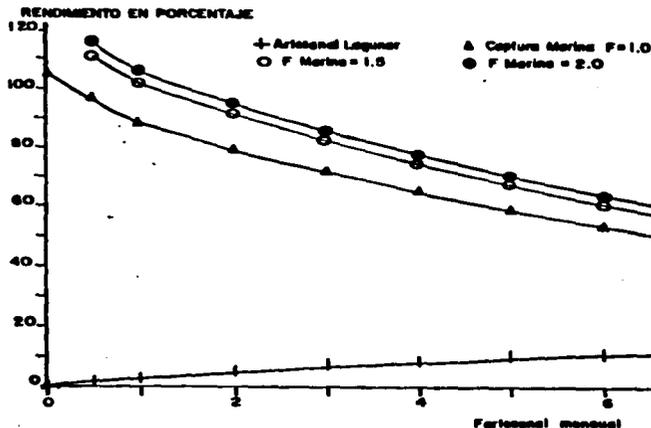


Fig. 42. Simulación de las pesquerías secuenciales. Efecto de la pesca artesanal lagunar sobre la pesquería marina con tres niveles de esfuerzo (F actual= 1.0, F=1.5, F=2.0).

El rendimiento total de la pesquería sigue un comportamiento similar al de la pesquería marina con una ligera diferencia resultante de incluir además el valor de la pesca artesanal. El valor de la captura muestra también un descenso marcado conforme el esfuerzo de pesca alcanza niveles correspondientes al ejercido por artes de pesca fijas, lo cual resulta en una disminución del 50 % del valor de la pesca a una F=1.0. Por el contrario el valor de la captura artesanal no presenta incrementos notables, ya que solo alcanza el 1.45 % de la captura total con el esfuerzo de pesca mas alto. Esto se debe a que los organismos capturados en la laguna son mas pequeños y tienen menor valor comercial (Fig. 43). Es conveniente resaltar que los estimados de valor de la captura se refieren al valor bruto y no considera otras parámetros socioeconómicos que lo pueden afectar. Las estimaciones del valor de la captura se efectuaron con fines comparativos solamente.

En las condiciones actuales, la pesquería artesanal clandestina del camarón blanco no parece ejercer un efecto negativo mayor del 20 % en la pesca marina de este peneido. El hecho de incrementar el esfuerzo de pesca al doble conduciría a una disminución acumulada del 25 % en el rendimiento marino de esta especie (-30 % en el valor total). La disminución en el valor bruto de la captura total no hace recomendable el propiciar la pesquería artesanal de este tipo o menos aún instalar artes fijas; sin embargo, para definir esta situación con mayor seguridad es necesario examinarla desde el punto de vista socioeconómico para definir claramente las ventajas o desventajas de la pesca artesanal en el interior de la Laguna de Términos. Las posibles ventajas caerían dentro del aspecto social con relación al número de pescadores que dependen de esta actividad y este trabajo puede servir de punto de partida para evaluar su importancia.

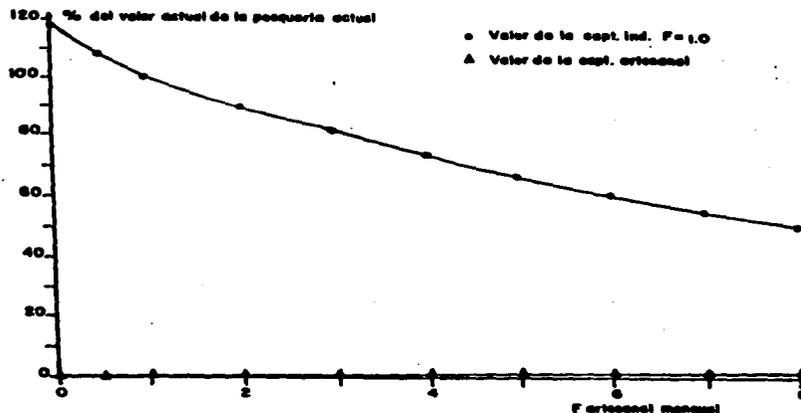


Fig. 43. Comparación del valor bruto de las capturas de las pesquerías secuenciales. Impacto del incremento de la pesca artesanal lagunar sobre el valor de la captura marina.

Además de el impacto directo de la mortalidad por pesca artesanal sobre la pesquería marina, también es conveniente considerar los efectos de tipo colateral por perturbación del habitat en la laguna ocasionadas por el arrastre continuo con redes de prueba camarонера. Esta actividad, así como la destrucción y/o uso de manglares, como se mencionó anteriormente, puede tener mayor repercusión en el nivel de reclutamiento a la población adulta que la pesquería artesanal misma. Debido a esto el manejo y protección del habitat en la zona estuarina merece especial atención para conservar el recurso.

PESQUERIAS PARALELAS. PESQUERIAS ARTESANAL E INDUSTRIAL MARINAS

El camarón blanco en su etapa marina está sujeto, además de la pesquería industrial tradicional de arrastre a una actividad artesanal con redes agalleras desde 1983 aproximadamente. De acuerdo a Smith (1985), la época intensiva de explotación con redes agalleras de deriva se presenta entre los meses de mayo a septiembre; de tal forma que esta pesquería incide sobre el reclutamiento de la generación mas abundante del año identificada en este trabajo. La presión pesquera artesanal es altamente selectiva y se ejerce principalmente sobre camarones mayores de 140 mm de L. T. (> 6 meses); con lo cual se afecta principalmente a los organismos reproductores.

Al igual que la pesca artesanal lagunar, la pesca con redes de deriva representa una actividad competidora con la pesca de arrastre marina. Con el fin de evaluar su interacción se efectuaron modelos de simulación de estas pesquerías paralelas con los parámetros poblacionales estimados y una mortalidad por pesca artesanal marina estimada a partir de la información proporcionada por Smith (1985). La pesca artesanal lagunar, en este caso, se mantuvo constante.

El modelo de simulación del efecto de la pesca artesanal marina sobre la industrial, cuando esta última se mantiene con una mortalidad por pesca constante igual a la actual; muestra que al incrementarse el esfuerzo de pesca y por consecuencia la captura artesanal se presenta una disminución en el nivel de captura industrial. El comportamiento de estas pesquerías está inversamente relacionado, de tal forma que las curvas de captura de ambas se intersectan a 2.4 F artesanal actual y una captura común de alrededor de 800 toneladas para cada una cuando $F_{\text{industrial}} = 1.0$. Al incrementar el esfuerzo de pesca industrial al doble, el impacto de la pesquería artesanal sobre ella disminuye y también la captura obtenida a niveles de pesca artesanal similares. El punto después del cual la captura artesanal es mayor que la industrial se localiza a una F artesanal de 5.2 y una captura de 850 toneladas de camarón blanco para cada pesquería (Fig. 44).

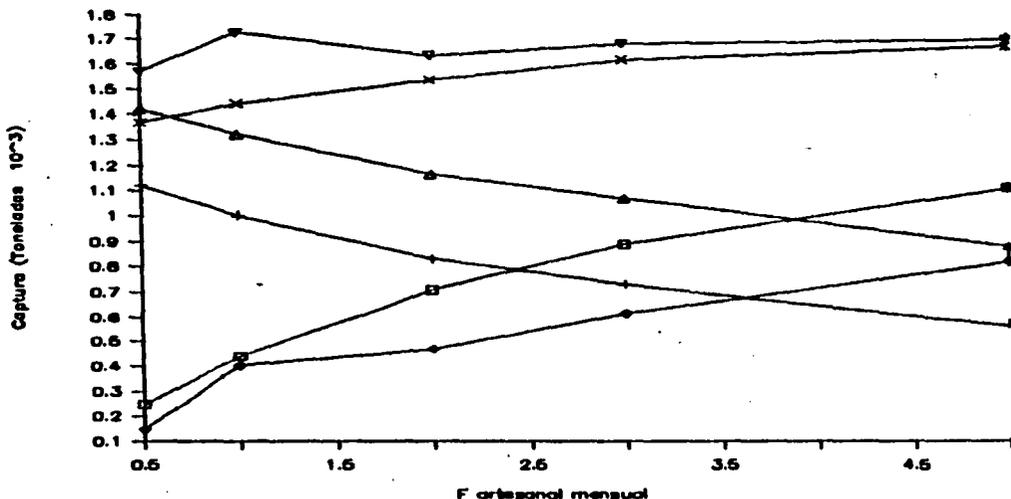


Fig. 44. Interacción de las pesquerías paralelas marinas: industrial y artesanal. Captura total y por pesquería con dos niveles de mortalidad por pesca industrial. Captura industrial con mortalidad por pesca industrial igual ($F=1$) a la actual en 1984 ($+$) y F industrial=2 (Δ), captura artesanal con F industrial=1 (\square) y F industrial=2 (\diamond), captura total con F industrial=1 (\times) y F industrial=2 (∇).

La captura total de estas dos pesquerías cuando F industrial=1.0 se mantiene en niveles altos con incrementos ligeros al aumentar F en la pesca artesanal. El incremento pequeño pero constante se debe a que la pesca artesanal marina incide sobre camarones relativamente grandes (> 140 mm de L.T.), mayores de 6 meses de edad. En contraste, la captura total de la pesquería al aumentar la mortalidad por pesca industrial al doble, presenta un máximo con un nivel de pesca artesanal igual a uno. Esto se atribuye a que al aumentar el esfuerzo de pesca industrial se presenta un movimiento en el patrón de mortalidad por pesca hacia las edades más jóvenes (Fig. 44).

Como ambas pesquerías en el ambiente marino se basan en organismos subadultos y adultos, el valor bruto total y el valor de las

capturas de cada una siguen un comportamiento muy similar al de las curvas de captura de estas actividades. Solo se observa una declinación mas acentuada en el valor total bruto de la captura obtenida con una F industrial=2, debido a que se incide sobre tallas mas pequeñas de menor valor comercial (Fig. 45).

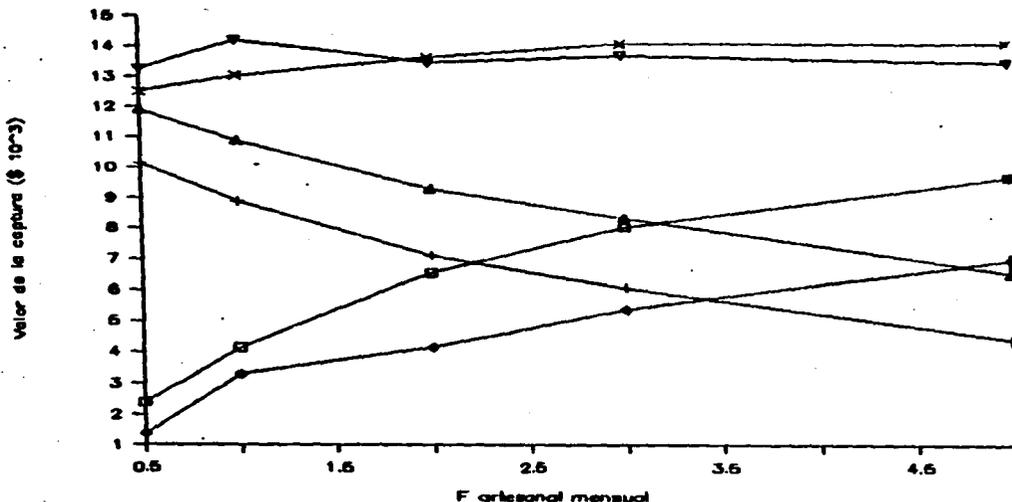


Fig. 45. Valor bruto de la captura total y de las capturas de las pesquerías paralelas del camarón blanco (artesanal e industrial marinos). Valor bruto de la captura industrial con F industrial=1 (Δ) y $F=2$ (Δ), valor bruto de la captura artesanal con F industrial=1 (□) y $F=2$ (◇), valor bruto de la captura total con F industrial=1 (x) y $F=2$ (x).

El comportamiento de la pesquería artesanal sobre la industrial es interesante, ya que tanto la captura como el valor total se mantienen en niveles altos y los costos de operación artesanal marinos son mínimos debido al equipo e insumos necesarios (lanchas con motor fuera de borda, redes agalleras y bajo consumo de combustible) en comparación con los de la pesca con barcos de arrastre (créditos, mantenimiento, gastos de operación, etc.). Desde este punto de vista, la capacidad competitiva de la pesca

artesanal es alta y puede ejercer un impacto considerable en la actividad industrial. La rentabilidad de la pesquería es atractiva debido a la talla de organismos capturados, por lo cual debe estudiarse con detenimiento su comportamiento económico respecto a la pesquería industrial.

Por otro lado, también debe tomarse en cuenta que esta actividad pesquera aumenta la mortalidad por pesca mediante una presión selectiva sobre la generación principal del camarón blanco. A niveles de esfuerzo altos, esto puede conducir a un abatimiento en la generación principal de reproductores de P. setiferus y cambiar la importancia relativa de las generaciones anuales en el proceso de reclutamiento y renovación de la población.

La importancia económica y social de la pesquería artesanal marina, que según Smith (1985) está compuesta por una flota aproximada de 1,000 embarcaciones menores, así como su repercusión sobre la población de camarón blanco resalta la necesidad de su estudio y seguimiento. Esta pesquería está prácticamente en sus inicios, por lo cual es un momento ideal para implementar las medidas necesarias respecto a la obtención de información adecuada que permita la evaluación y manejo oportuno de esta actividad.

POBLACION REPRODUCTIVA

La interacción de las tres pesquerías (Pesca artesanal lagunar clandestina, Pesca artesanal marina y Pesca industrial) sobre la población de camarón blanco se simuló con base en la mortalidad por pesca actual de cada una de ellas. En el ambiente marino se conjuntó el esfuerzo de las pesca paralelas para presentar gráficamente el resultado de la pesquerías, de tal manera que cada unidad de mortalidad por pesca representa el efecto combinado de ambas, proporcional a la mortalidad por pesca actual (Fig. 46).

La captura obtenida con los tres tipos de pesquerías que actúan sobre el camarón blanco se encuentra sobre los niveles máximos (Fig. 46, punto A). Esta aún puede incrementarse en porcentajes relativamente bajos si se aumenta el esfuerzo pesquero. Por ejemplo, el punto B representa la captura total que se obtendría con un esfuerzo pesquero artesanal marino de 2.4, $F_{\text{industrial}} = 1.0$ y $F_{\text{artesanal}} = 1.0$, que es el punto donde las curvas de captura de las pesquerías paralelas se intersectan (Fig. 44). El punto C muestra la captura total resultante de aumentar el esfuerzo pesquero industrial al doble y el artesanal marino 5.2 veces. En esta simulación la captura total máxima se obtiene de ejercer una mortalidad por pesca marina total de cuatro veces el valor actual y una artesanal lagunar nula; lo cual no es realista por los inconvenientes económicos y biológicos que conlleva.

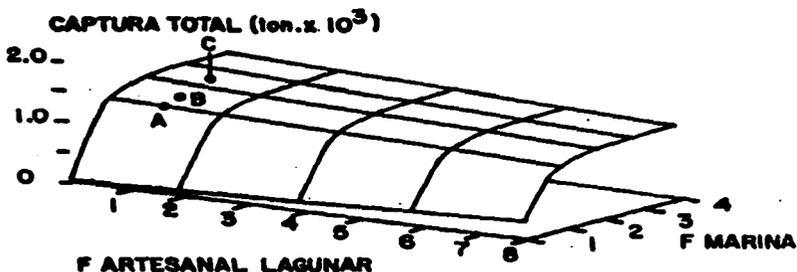


Fig. 46. Simulación de la captura total obtenida a diferentes combinaciones de mortalidad por pesca lagunar y marina (pesca artesanal e industrial). A: captura total con el esfuerzo pesquero de 1984. B y C: captura total obtenida con incrementos del esfuerzo pesquero.

Por tal motivo es interesante examinar el efecto de estas tres actividades sobre la población reproductiva de *P. setiferus*. Los resultados de la simulación de este tipo muestran un comportamiento exponencial negativo de la biomasa de reproductores en respuesta a las diferentes combinaciones de mortalidad por pesca lagunar y marina. La biomasa reproductora de la población a un nivel de pesca cero ha sufrido una disminución de 73 % de la biomasa virgen a causa del nivel de explotación que ha soportado esta pesquería (Fig. 47, punto A). Esta cifra debe tomarse con las reservas pertinentes puesto que está estimada a partir de una población cercana al máximo de explotación y sobre el máximo de producción biológica, y no considera la acción de factores bióticos en otro estado del recurso. Sin embargo, hasta el momento no ha alcanzado el área crítica de biomasa reproductiva, definida de acuerdo al tamaño medio mínimo de la población reproductora calculado según el modelo de Población Reproductora-Reclutas (Fig. 38).

El área anterior, donde la recuperación de la población es incierta, está limitada por las coordenadas 0,1.6 y 8,1.2 dadas por la mortalidad por pesca artesanal lagunar y la combinación de la mortalidad por pesca artesanal e industrial marinas. El punto B (Fig. 47), resultante de remover una captura anual de 1600 toneladas con una F artesanal lagunar = 1.0 y una F artesanal e industrial marina = 2.4, no se ubica dentro de esta área de alto riesgo; mientras que en el punto C (F artesanal lagunar = 1.0, F artesanal marina = 5.2, F industrial marina = 2.0), el tamaño de la

población reproductora alcanza un nivel muy bajo que puede conducir a ésta a un colapso.

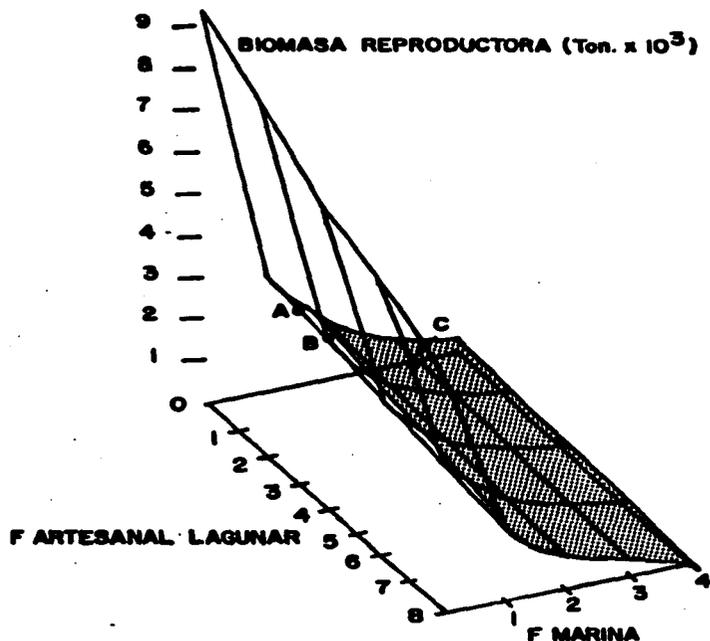


Fig. 47. Impacto sobre la población reproductora derivada de la explotación a diferentes niveles de mortalidad por pesca artesanal y marina (artesanal e industrial marinas combinadas). El punto A representa la situación en 1984. B y C, resultan de incrementar este esfuerzo pesquero y en el caso C conducen a la población a una zona de alto riesgo para la renovación de la población.

De acuerdo a esta simulación, el nivel de explotación pesquera actual está cercano a los niveles de potencial reproductivo mínimos de la población de camarón blanco recomendables para el mantenimiento normal de la población. Hay que recordar que esta

simulación se refiere a condiciones medias de la población influenciadas por condiciones promedio de tipo medio ambiental, por lo que fluctuaciones ambientales drásticas o desviaciones del equilibrio en las características poblacionales tenderán a afectar los resultados de la simulación. No obstante, la ventaja de estos modelos realizados consiste en que se pueden manejar de una forma interactiva e incluir dichas variaciones para aplicarlas en el manejo del recurso.

INTERACCIONES ECOLOGICAS

El desarrollo de los juveniles y adultos está ecológicamente separado por lo cual la interacción intraespecifica es relativamente baja en comparación con la relación de tipo competitiva que pueda existir con otros organismos en ambos sistemas. El camarón blanco, como la mayoría de los peneidos, a lo largo de su ciclo de vida atraviesa por diferentes ambientes: pelágico, béntico estuarino y béntico marino donde interacciona con diferentes comunidades. La condición transitoria del camarón blanco caracterizada por que la abundancia de cada fase está determinada en parte por la etapa anterior y las fluctuaciones ambientales, le puede conferir ciertas ventajas con respecto al nivel de competencia interespecifica y niveles de depredación a que puede estar sujeto con relación a los demás organismos residentes de cada comunidad. Este último punto se ve apoyado por los análisis de contenido estomacal que muestran que el camarón no es un elemento importante en la dieta de muchas especies de peces que se presentan en los ambientes en que vive el camarón. Sin embargo, en vista del número tan grande de peces y la posibilidad de depredación, su impacto depredador sobre las poblaciones de camarón debe considerarse (Sheridan *et al.*, 1984). Desafortunadamente, los estudios que tratan sobre la relación de los camarones con otros organismos son escasos y no definen claramente las interacciones ecológicas (Gulland y Rothschild, 1984).

Este aspecto adquiere mayor importancia en la etapa adulta que está sujeta a una alta presión pesquera. Esta actividad depredadora ejercida puede afectar la estructura de las comunidades de macroinvertebrados y peces asociados a los bancos camaroneeros (Caddy y Sharp, 1986). Además, la comprensión de las interacciones ecológicas, es importante si se pretende ubicar a la pesquería del camarón blanco dentro de un marco ecológico a nivel comunitario o de ecosistema.

En el Banco de Campeche el camarón blanco presenta asociación con cinco especies de decápodos, una de estomatópodos y una de equinodermos. Este complejo faunístico responde en forma común, a las variables ambientales, principalmente profundidad y tipo de sedimento (Vázquez-Bader, 1988). El intervalo de tallas similar y los hábitos bénticos de estas especies sugieren la posibilidad de interacción potencial por espacio y alimento.

El grupo de depredadores más importante de camarón en la etapa adulta, está representado por cerca de 31 especies de peces que coinciden con el área de distribución principal de P. setiferus (Yañez-Arancibia y Sánchez-Gil, 1986); de éstos aproximadamente entre 7 y 9 especies dominantes pueden ser depredadores principales de acuerdo a sus hábitos alimenticios, número y constancia en el área.

La presión pesquera puede afectar estas relaciones y conducir a cambios en la estructura de comunidades marinas mediante la sustitución de especies dominantes, que resulten en detrimento de la poblaciones de camarón, por lo cual su estudio ha sido motivo de consideración (Gulland y Rothschild, 1984; Caddy y Sharp, 1986). En particular para el norte del Golfo de México se tiene conocimiento (Lindner y Cook, 1970) de una notable disminución de la captura obtenida en los inicios de la pesquería, la cual alcanzó un máximo en 1940 (65,000 tons.) y que actualmente registra un promedio anual de 33,000 toneladas (Leary, 1985). En el área de Laguna de Términos y Banco de Campeche, los pescadores señalan también una disminución de la captura de P. setiferus con respecto a la producción del inicio de la pesquería (Smith, 1984), aunque este argumento no está confirmado por registros estadísticos. El cambio en la abundancia de P. setiferus puede ser atribuido al efecto depredador del hombre que ha permitido que se manifiesten otras especies que coexisten con el camarón blanco, en especial otras especies congénéricas o bien puede deberse a fluctuaciones poblacionales normales en periodos largos. Aunque este argumento es una hipótesis que no puede comprobarse por la falta de información confiable, es interesante hacer notar, que de acuerdo a los resultados de la simulación de la población reproductiva a un nivel de esfuerzo nulo, ésta aumenta hasta casi cinco veces la biomasa actual. En este punto es necesario diferenciar si los resultados del modelo se deben a que se efectuaron con base en una población cercana al máximo de explotación, cuya tasa de crecimiento puede estar al máximo y no considera factores bióticos (competencia y depredación) que pueden afectar las estimaciones; o por el contrario refleja el nivel normal que alcanzaría la población de camarón blanco en un sistema no perturbado por la pesca, con lo cual se apoyaría la hipótesis de disminución en la producción por sustitución de especies.

El efecto de la pesca también se ha considerado como estabilizador de la estructura de la comunidad y aún benéfico para las poblaciones de camarón a causa de la remoción de la fauna de acompañamiento que incluye posibles competidores y depredadores, y a que la práctica de regresar al ambiente marino la captura no deseable representa un incremento en la energía disponible en la trama trófica que puede ser aprovechada por el camarón (Gulland y Rothschild, 1984). De lo anterior se desprende que la información existente hasta el momento solo resalta la necesidad de mayor esfuerzo de investigación sobre las interacciones ecológicas de la fauna en los bancos camaroneros con el fin de efectuar un manejo integral de los recursos.

Resulta obvio que el manejo de una sola especie en un ambiente de alta diversidad como en el que se encuentra el camarón debe tomarse con referencia al ecosistema y no caer en suposiciones que puedan considerar que la especie vive en un ambiente vacío y que las derivaciones de la actividad pesquera no tienen efectos relevantes sobre otras especies. Desafortunadamente, como señalan Sainsbury (1982) y Gulland y García (1984), hasta el momento no hay modelos de dinámica de comunidades ecológicamente adecuados y/o un conjunto de métodos que puedan ser aplicados a pesquerías multispecíficas en forma satisfactoria. Esto no implica que la administración de una especie en particular no se trate de ubicar dentro de un contexto a nivel de ecosistema y reafirma la necesidad de futuras investigaciones al respecto.

En el manejo del recurso se debe considerar también a los parámetros socioeconómicos (rendimiento de la pesquería, ingresos generados y distribución, empleos, divisas generadas, etc.) de la parte complementaria referente a la explotación pesquera que conducen la energía del sistema al depredador terminal que es el hombre y cuya caracterización va más allá de este trabajo.

Los objetivos de manejo de las pesquerías de camarón en la República Mexicana están dirigidos a obtener el máximo de captura y de empleos. Para el caso particular de P. setiferus los modelos proporcionados son lo suficientemente flexibles y con una base científica sólida del comportamiento de la población, como para poder ser complementados con información socioeconómica de la actividad pesquera, de tal forma que se pueda evaluar los costos y beneficios de las actividades en los sectores artesanal e industrial de esta pesquería, y así poder tomar las medidas más adecuadas en función de los objetivos de manejo en un corto plazo.

A largo plazo la administración de la pesquería de ésta y de las demás especies del área debe contemplar un enfoque integral que incluya manejo del ecosistema, manejo del habitat, estrategias de repoblación y acuacultura para obtener el mayor beneficio posible sin causar efectos duraderos o irreversibles en el potencial reproductivo poblacional del camarón.

6. CONCLUSIONES

1. El camarón blanco P. setiferus en sus distintos estadios del ciclo de vida presenta dos periodos anuales de alta y baja abundancia relacionados con características climáticas. Los límites de estos periodos presentan variaciones interanuales.
2. La abundancia de los juveniles del camarón blanco presenta una relación de tipo gaussiana con la magnitud de la descarga del río Palizada.
3. Entre los factores ambientales analizados, la descarga fluvial se definió como la variable de mayor influencia en las fluctuaciones de abundancia de reclutas, reproductores y de la captura total del camarón blanco.
4. El crecimiento de P. setiferus ajustado de acuerdo al modelo von Bertalanffy fue :

hembras	$lt = 215[1 - \exp(-0.1957(t + 0.5026))]$
machos	$lt = 197[1 - \exp(-0.2279(t + 0.4396))]$
ambos	$lt = 206[1 - \exp(-0.2106(t + 0.3267))]$
5. La mortalidad natural mensual en la fase marina se estimó en 0.25 con base en 12 métodos.
6. El camarón blanco permanece en la Laguna de Términos por más de 3 meses, se recluta a la pesquería marina a una edad media de 4 meses, alcanza la edad de primera maduración a 8 meses y tiene una edad promedio máxima de 16 meses.
7. Se observaron dos generaciones anuales importantes en primavera-verano y otoño compuestas de varias cohortes, cuyo tiempo medio de generación es de 12 meses. En promedio la generación de primavera-verano es más abundante que la de otoño, aunque esta relación puede invertirse debido a fluctuaciones ambientales interanuales.
8. El alto potencial reproductivo poblacional del camarón blanco durante la mayor parte del año, permite a la especie adoptar una estrategia oportunista para aprovechar en forma óptima las variaciones estacionales que repercuten en la capacidad de carga ambiental, principalmente en las áreas de crecimiento estuarinas.
9. Las áreas de crecimiento en las zonas estuarinas, en particular la Laguna de Términos, representan un habitat crítico para determinar el nivel de reclutamiento a la población adulta.
10. El efecto de los factores ambientales (corrientes, descarga fluvial) desempeña un papel importante en la determinación de la fuerza de la siguiente generación.

11. El modelo de producción del camarón blanco muestra que el rendimiento máximo sostenible es de 1,629 toneladas de camarón entero. Se observa una disminución del esfuerzo pesquero hasta 1984, con lo cual la población está ligeramente subexplotada en términos de captura.
12. La mortalidad por pesca mensual promedio más alta en la fase marina se ejerce sobre los organismos de 9 meses de edad.
13. La mortalidad por pesca mensual promedio es máxima en los reclutas (4 meses) en octubre, subadultos (5-7 meses) en diciembre y adultos (8-16 meses) en junio.
14. El patrón de mortalidad por pesca por edad muestra un incremento en los reclutas y subadultos durante los años biológicos de 1980-1983, mientras que en los organismos adultos se aprecia una tendencia a disminuir.
15. No existe una relación aparente entre la población reproductora y los reclutas a un nivel de periodos anuales biológicos.
16. La relación reproductores-reclutas se estableció en las cohortes más fuertes de las dos generaciones más importantes (de alta y baja abundancia). Las curvas de estas cohortes limitan un área donde el reclutamiento, a determinado tamaño de la población reproductora, varía en función de fluctuaciones ambientales tales como la descarga fluvial durante el desove y la descarga en el mes previo al reclutamiento.
17. El impacto de la explotación de larvas silvestres sobre la pesquería de P. setiferus es relativamente bajo (0.3-5%) si se capturan postlarvas de 12-15 días de edad promedio, cuando la mortalidad densoindependiente es alta.
18. La pesca artesanal estuarina ejerce una influencia negativa sobre la pesquería marina del camarón blanco, la cual puede originar una disminución hasta de 50% de la captura si se invierte un esfuerzo pesquero comparable a la instalación de artes de pesca fijos ("tapos"). En las condiciones actuales el efecto negativo de la pesquería artesanal clandestina es cercano al 16%.
19. La pesquería artesanal marina es altamente competitiva con la pesquería industrial e incide sobre la generación principal del camarón blanco, particularmente sobre organismos mayores de 6 meses de edad (140 mm L.T.). El comportamiento de estas pesquerías paralelas en el ambiente marino está inversamente relacionado.
20. La población reproductora del camarón blanco se encuentra cercana al área crítica de biomasa reproductiva. Aunque todavía puede soportar incrementos en el esfuerzo pesquero, este no debe ser, en conjunto de las tres pesquerías, mayor del 50% con el fin de no afectar al potencial reproductivo de la población.

21. La información obtenida de los estadios del camarón blanco constituyen la base para elaboración de modelos del comportamiento de la población y evaluar las consecuencias de las medidas de regulación pesquera (vedas, limitación de esfuerzo pesquero, captura óptima, etc.). Los modelos poblacionales de P. setiferus presentados contienen los elementos esenciales, y a la vez son suficientemente flexibles, para ser empleados en el manejo del recurso en el corto plazo en forma interactiva con información pertinente a la evolución de la pesquería.

22. A largo plazo, la administración de la pesquería de camarón blanco debe contemplar un enfoque integral que incluya manejo del ecosistema, manejo del hábitat, estrategias de repoblación y acuacultura con el fin de obtener el mayor rendimiento posible y proteger adecuadamente al recurso.

7. LITERATURA CITADA

- AGUILAR SIERRA, V. A., 1985. Camarones peneidos de la Laguna de Términos, Campeche: Composición, Distribución y Parámetros Poblacionales. Tesis Prof. Fac. de Ciencias, Univ. Nat. Autón de México: 62 p.
- AGUILAR-SIERRA, V. A., A. GRACIA y L. A. SOTO, 1985. Aspectos poblacionales de los juveniles de P. setiferus en la Laguna de Términos, Camp.. VIII Congreso Nacional de Zoología. Saltillo, Coah., 25- 30 de agosto, 1985.
- ALARCON, G., L. A. SOTO y A. GRACIA, 1985. Patrón de inmigración de postlarvas planctónicas de camarones peneidos en la Laguna de Términos, Campeche. VIII Congreso Nacional de Zoología. Saltillo, Coah., 25-30 de agosto, 1985.
- ALARCON, G., 1986. Estratificación de las postlarvas planctónicas de camarones peneidos durante la inmigración a través de la Boca de Puerto Real, Laguna de Términos. Tesis Prof. Fac. de Ciencias, Univ. Nat. Autón de México: 78 p.
- ALONSO, R. M. y R. LOPEZ, 1975. Incidencia de postlarvas de camarones pertenecientes al género Penaeus en la Bahía de Campeche, México. Tesis Prof. Fac. de Ciencias, Univ. Nat. Autón. de México: 68 p.
- ALVAREZ, F., 1984. Aspectos Poblacionales de las Postlarvas epibénticas de Penaeus Farfantepeneaeus duorarum, Burkenroad, 1939 en la Laguna de Términos, Campeche. Tesis Prof. Fac. de Ciencias, Univ. Nat. Autón. de México: 60 p.
- ALVAREZ, F., A. GRACIA y L. A. SOTO, 1987. Crecimiento y Mortalidad de las Fases Estuarinas del camarón rosado Penaeus Farfantepeneaeus duorarum Burkenroad, 1939 en la Laguna de Términos, Campeche. An. Inst. de Cienc. del Mar y Limnol. Univ. Nat. Autón. de México, 14 (en prensa).
- ANDERSON, W. W., J. E. KING y M. LINDNER, 1949. Early stages of the common marine shrimp, Penaeus setiferus (Linnaeus). Biol. Bull., 96 (2) : 168-172.
- ANONIMO, 1974. Atlas Oceanográfico del Golfo de México y Mar Caribe. Sec. I Mareas y Corrientes, Sec. Marina Dir. Gral. Ocean. y Señ. Mar. OSM No. 1000 México, D. F..
- ANONIMO, 1982. Anuario Estadístico de Pesca 1981. Dir. Gral. de Informática y Estadística, Sec. de Pesca: 796 p.
- ANONIMO, 1988. Anuario Estadístico de Pesca 1986. Dir. Gral. de Informática, Estadística y Documentación, Sec. de Pesca: 358 p.

- ARENAS-MENDIETA, M R. y A. M. YANEZ, 1981. Patrón anual de inmigración de postlarvas de camarón (Crustacea: Decapoda: Penaeidae), en la Boca de Puerto Real, Laguna de Términos, Campeche. Tesis Prof. Fac. de Ciencias, Univ. Nal. Autónoma de México: 92 p.
- BARRETT, B. B. y M. C. GILLESPIE, 1973. Primary factors which influence commercial shrimp production in coastal Louisiana. LA. Wildl. Fish. Comm. Tech. Bull., 9: 28 p.
- , 1975. Environmental conditions relative to shrimp production in coastal Louisiana. LA. Wildl. Fish. Tech. Bull., 15: 22 p.
- BATTACHARYA, C. G., 1967. A simple method of resolution of a distribution into gaussian components. Biometrics, 23 (1): 115-135.
- BEAUCHAMP, J. J. y J. S. OLSEN, 1973. Corrections for bias in regression estimates after logarithmic transformation. Ecology, 54: 1403-1407.
- BERRY, R. J., 1967. Dynamic of the Tortugas pink shrimp population. Ph. D. thesis. University of Rhode Island, 160 p.
- BESSONOV, N., D. GONZALEZ y A. ELIZAROV, 1971. Resultados de las investigaciones cubano-soviéticas en el Banco de Campeche. in: UNESCO (Ed.). Coloquio sobre investigaciones del Mar Caribe y Regiones Adyacentes: 317-323.
- BEVERTON, R. J. H. y S. J. HOLT, 1956. A review of methods of estimating mortality rates in exploited fish population, with special reference to source of bias in catch sampling. Rapp. P. V. Réun. CIEM, 140 (1): 67-83.
- , 1957. On the dynamics of exploited fish populations. Fish. Invest. Minist. Agric. Fish. Food G.B., Series 11, 19: 533 p.
- , 1966. Manual of methods for fish stock assessment. Part 2. Tables of yield functions. Manuel sur les méthodes d'évaluation des stocks ichtyologiques. Partie 2. Tables des fonctions de rendement. Manual de métodos para la evaluación de los stocks de peces. Parte 2. Tablas de funciones de rendimiento. FAO Fish. Tech. Pap./FAO Doc. Tech. Peches/FAO, Doc. Tec. Pesca, (38) Rev. 1: 67 p.
- BOUMA, A. H., 1971. Distribution of sediments and sedimentary structures in the Gulf of Mexico. in: Rezak, R. (Ed.). Contributions on the Geological and Geophysical Oceanography of the Gulf of Mexico. Texas A & M University Oceanographic studies, Gulf Publishing Co., Houston, Texas, 3: 35-66.

- BROWDER, J. A. y D. MOORE, 1981. A new approach to determining the quantitative relationship between fishery production and the flow of fresh water to estuaries. In: Cross, R. y D. Williams (Eds.). Proceedings of the National Symposium on Freshwater Inflow to Estuaries. Vol. 1. U.S. Fish and Wildlife Service, Office of Biological Services. FWS/OBS-81/04: 403-430.
- CADIMA, E. L., 1978. Cohort analysis. FAO Fish. Circ., (701): 49-60.
- CADDY, J. F. y G. D. SHARP, 1986. An ecological framework for marine fishery investigations. FAO Fish. Tech. Pap., (283): 152 p.
- CASTRO, R. G. y R. S. VILLALOBOS, 1976. Veda experimental de camarón en las costas de Tamaulipas. In: S.I.C./Subsecretaría de Pesca, Instituto Nacional de la Pesca (Eds.). Mem. Simposio sobre Dinámica Poblacional de camarones. Guaymas, Son., 8-13 de agosto de 1976: 393-426.
- COOK, H. L., 1966. A generic key to the protozoan, mysis and postlarval stages of the littoral penaeidae of the northwestern Gulf of México. Fish. Bull., 65 (2): 437-447.
- COOK, H. L. y M. J. LINDNER, 1970. Synopsis of biological data on the brown shrimp, Penaeus aztecus aztecus Ives, 1891. FAO Fish. Rep., 57 4: 1471-1497.
- COSTELLO, T. J. y D. M. ALLEN, 1970. Synopsis of biological data on the pink shrimp Penaeus duorarum duorarum Burkenroad, 1939. FAO Fish. Rep., 57 4: 1499-1537.
- COPPOLA, S. R., S. M. GARCIA y R. WILLMAN, 1986. A Bio-economic model for the analysis of artisanal and industrial fisheries for tropical shrimp. Userguide. A computer program package for micro-computers. FAO mimeógrafo, 19 p.
- CRUZ-OROZCO, R. y F. LEY-LOU, 1980. Estudio del sistema fluvio-lagunar deltaico de la Región de Campeche, Tabasco, en particular de la Laguna de Términos y áreas adyacentes, para su mejor uso y aprovechamiento. Tercer Reporte, presentado al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, 61 p.
- CRUZ-OROZCO, R. y F. LEY-LOU, 1979a. Resumen de las condiciones meteorológicas registradas en la Estación de Investigaciones Marinas "El Carmen", durante el año 1976. An. del Inst. Geofísica, 25: 9-18.
- , 1979b. Resumen de las condiciones meteorológicas registradas en la Estación de Investigaciones Marinas "El Carmen", durante el año de 1977. An. del Inst. de Geofísica, 25: 19-28.

- CRUZ-OROZCO, R., F. LEY-LOU, A. MACHADO-NAVARRO y V. M. ALBA-CORNEJO 1979a. Resumen de las condiciones meteorológicas registradas en la Estación de Investigaciones Marinas "El Carmen", durante el año 1978. An. del Inst. de Geofísica, 25: 29-38.
- , 1979b. Resumen de las condiciones meteorológicas registradas en la Estación de Investigaciones Marinas "El Carmen", durante el año de 1979. An. del Inst. de Geofísica, 25: 39-52.
- CSIRKE, J. y J. CADDY, 1983. Production modeling using mortality estimates. Canadian J. Fish. Aquat. Sci., 40 (1): 43-51.
- CHAVEZ, E. A., 1973. A study on the growth of brown shrimp (Penaeus aztecus Ives 1891) from the coasts of Veracruz and Tamaulipas, México. Gulf Res. Rep., 4 (2): 278-299.
- EDWARDS, R. R. C., 1977. Field experiments in growth and mortality of Penaeus vannamei in a mexican coastal lagoon complex. Estuarine and Coastal Marine Science, 5: 107-121.
- EMILSSON, I. y M. MANCILLA, 1976. Informe sobre el lanzamiento de cuerpos a deriva durante la operación GATE Mexicana. Manuscrito inédito: 23 p.
- FLORES COTO, C., L. SANVICENTE ANORVE, R. PINEDA LOPEZ, M. RODRIGUEZ VANLIER, 1988. Composición, Distribución y Abundancia Ictioplanctónica del sur del Golfo de México. Universidad y Ciencia, 5 (9): 65-84.
- FUENTES, D. y R. PORTUGAL, 1974. Listado y código de embarcaciones camaroneras en el estado de Campeche. Inst. Nal. de la Pesca. México INP/SI, 118: 1-36.
- FUENTES, D., R. G. CASTRO, L. SCHULTZ, R. PORTUGAL y M. OROPEZA, 1976. Pesquería de altamar de camarón en el Golfo de México. In: S.I.C./Subsecretaría de Pesca, Instituto Nacional de la Pesca (Eds.). Seminario sobre Biología y Dinámica Poblacional de Camarones, del 8 al 13 de agosto de 1976, Guaymas Son. México, 1: 187-210.
- GARCIA, S., 1983. The stock-recruitment relationship in penaeid shrimps: reality or artefacts and misinterpretations. Oceanogr. Trop., 18 (1): 25-48.
- , 1984. Environmental aspects of penaeid shrimp biology and dynamics. In: Gulland, J. A. y B. J. Rothschild (Eds.). Penaeid shrimps- their biology and management. Fishing news Books Ltd., Farnham, Surrey, England: 268-271.

- , 1985. Reproduction, stock assessment models and population parameters in exploited penaeid shrimp populations. In: Rothlisberg, P. C., B. J. Hill y D. J. Staples (Eds.). Second Australian National Prawn Seminar, NPS2, Cleveland, Queensland, Australia: 139-158.
- GARCIA, S. y L. LE RESTE, 1981. Life cycles, dynamics, exploitation and management of coastal penaeid shrimp stocks. FAO Fish. Tech. Pap., (203): 215 p.
- GRACIA, A. y L. A. SOTO, 1986a. Estimación del tamaño de la población, crecimiento y mortalidad de los juveniles de Penaeus setiferus (Linnaeus, 1767) mediante marcado-recaptura en la Laguna Chacahito, Campeche, México. An. Inst. de Cienc. del Mar y Limnol. Univ. Nat. Autónoma de México, 13 (3): 217-230 .
- GRACIA, A. y L. A. SOTO, 1986b. Condiciones de reclutamiento de las poblaciones de camarones penoides en un sistema lagunar-marino tropical: Laguna de Términos-Banco de Campeche. In: A. Yáñez-Arancibia y D. Pauly (Eds.). IOC/FAO Workshop on Recruitment in Tropical Coastal Demersal Communities. IOC Workshop Report No. 44: 257-265.
- GRACIA, A. y L. A. SOTO, Inédito. Population study of the penaeid shrimp of Términos Lagoon, Campeche, México: 38 p.
- GULLAND, J. A. y S. GARCIA, 1984. Observed Patterns in Multispecies Fisheries. In: May R. M. (Ed.). Exploitation of Marine Communities, Report of the Dahlem Workshop on Exploitation of Marine Communities, Berlin 1984, April 1-6. Springer Verlag, Berlin Heidelberg New York Tokyo: 155-190.
- GULLAND, J. A. y S. J. HOLT, 1959. Estimation on growth parameters for data at unequal time intervals. J. Cons. Int. Explor. Mer., 25 (1): 47-49.
- GULLAND, J. A. y B. J. ROTHSCCHILD, (Eds.), 1984. Penaeid Shrimps—their biology and management. Fishing News Books Ltd., Farnham G.B., 308 p.
- GUNTER, G. y J. C. EDWARDS, 1969. The relation of rainfall and freshwater drainage to the production of penaeid shrimp (Penaeus fluviatilis Say and Penaeus aztecus Ives) in Texas and Louisiana waters. FAO fish. Rep., (57) Vol.3: 875-892.
- HERNANDEZ, G., J. A. GENIS, A. GRACIA y L. A. SOTO, 1987. Densidad y estructura poblacional de Penaeus setiferus en la región suroccidental de la Laguna de Términos, Campeche. Mem. IX Congreso Nacional de Zoología, Villahermosa, Tab. 13-16 de octubre de 1987.

- ISRA/ORSTOM, 1979. La reproduction des espèces exploitées dans le Golfe de Guinée. Rapport du Groupe de travail ISRA/ORSTOM, Dakar, 7-12 Novembre 1978. Doc. Scient. Centre Rech. Océanogr. Dakar, Thiarye, 68: 213 p.
- JACOB, W. J., 1969. Observations on the distribution growth, survival and biomass of juvenile and subadult Penaeus aztecus in Southern Louisiana. M. S. Thesis, Louisiana State University: 1-68 .
- JOHANNES, R. E., 1978. Reproductive strategies of coastal marine fishes in the tropics. Env. Biol. Fish. 3: 65-84.
- JOHNSON, M. C. y J. R. FIELDING, 1956. Propagation of the white shrimp, Penaeus setiferus (Lin.), in captivity. Tulane Stud. Zool., 4 (6): 173-190.
- JONES, R., 1984. Assessing the effects of changes in exploitation pattern using length composition data (with notes on VPA and cohort analysis). FAO Fish. Tech. Pap., (256): 118 p.
- JOYCE, E. D. Jr., 1965. The Florida Commercial shrimps of the north-east coast of Florida. Prof. Pap. Ser. Board Conserv. Mar. Res. Lab., (6): 244 p.
- KLIMA, E. F., 1964. Mark-Recapture experiment with brown and white shrimp in the northern Gulf of México. Proc. Gulf and Caribb. Fish. Inst., 16: 52-64.
- , 1974. A white shrimp mark recapture study. Trans. Am. Fish. Soc., 103 (1): 107-113.
- KLIMA, E. F. y J. A. BENIGNO, 1965. Mark recapture experiments. Circ. USFWS, (230): 38-40.
- LEARY, T. R., 1985. Review of the Gulf of México management plan for shrimp. In: Rothlisberg, P. C., B. J. Hill y D. J. Staples (Eds.). Second Australian National Prawn Seminar NPS2, Cleveland, Qld: 267-274.
- LE RESTE, L., 1978. Biologie d'une population de crevettes, Penaeus indicus H. Milne Edwards, sur la cote nord-ouest de Madagascar. Trav. Doc. ORSTOM, (99): 291.
- LICEA, S., R. LUNA, P. TORRES y C. TREJO, 1982. Aspectos ecológicos del fitoplancton de la región occidental de la Sonda de Campeche de tres campañas oceanográficas realizadas entre noviembre de 1980 y julio de 1981. Quinto informe del Programa Coordinado de Estudios Ecológicos en la Sonda de Campeche UNAM/ICMyL: 19 págs., 16 figs., 12 tablas (mimeógrafo).

- LINDNER, M.J. y W. W. ANDERSON, 1956. Growth migration spawning and size distribution of shrimp, Penaeus setiferus. Fish. Bull. USFWS, 56: 553-645.
- LINDNER, M. T. y H. C. COOK, 1970. Synopsis of biological data on the white shrimp Penaeus setiferus (Linnaeus, 1767). FAO Fish. Rep., 4 (57): 1439-1469.
- LOESCH, H. C., 1976. Shrimp populations densities within Mobile Bay. Gulf Res. Rep., 5 (2): 11-16.
- LUCAS, C., 1974. Preliminary estimates of stocks of the king prawn, Penaeus plebejus in south east Queensland. Aust. J. Mar. Freshw. Res. 25: 35-47.
- MACHADO NAVARRO, A., F. LEY-LOU, M. ALBA CORNEJO y R. CRUZ OROZCO, 1979. Características texturales, Ph y porcentajes de materia orgánica; humedad y minerales ligeros de los sedimentos obtenidos durante el crucero OPLAC-1 del CCML. Rporte Técnico del Centro de Cienc. del Mar y Limnol.: 1-5.
- MACHADO-NAVARRO, A. y P. LOPEZ-LARA, 1983. Resumen de las condiciones meteorológicas registradas en la Estación de Investigaciones Marinas "El Carmen", durante el año de 1982. Manuscrito inédito: 17 p.
- MENDOZA VON BORSTEL, X., 1972. Efectos de la marea sobre la producción camarонера en aguas litorales. In: J. carranza (Ed.). Mem. IV Congreso Nacional de Oceanografía. México D.F., Nov. 17-19, 1969: 407-418.
- MORGAN, G. R. y S. GARCIA, 1982. The relationship between stock and recruitment in the shrimp stock of Kuwait and Saudi Arabia. Oceanogr. trop. 17 (2): 133-137.
- MOU SUE, L. L., 1985. Composición y distribución de la fauna de crustáceos decápodos planctónicos en el suroeste del Golfo de México. Tesis Prof. Fac. de Ciencias Univ. Nat. Autón. de México: 108 p.
- MUNRO, J. L., A. C. JONES, D. D. DIMITRIOU, 1968. Abundance and distribution of the larvae of the pink shrimp (Penaeus duorarum) on the Tortugas shelf of Florida, August 1962-October 1964. Fish. Bull., 67 (1): 165-181.
- NOWLIN, W. D. Jr., 1972. Winter circulation patterns and property distributions. In: Capurro, L. R. A. y J. L. Reid (Eds.). Contribution on the Physical Oceanography of the Gulf of México. Texas A & M. University Oceanographic Studies, Gulf Publishing Co., Houston, Texas 2: 3-51.

- PALOHEIMO, J. E., 1961. Studies on estimation of mortalities. I. Comparison of a method described by Beverton and Holt and a new linear formula. J. Fish. Res. Board. Can., 18 (5): 645-662.
- PARRACK, M. L., 1979. Aspects of brown shrimp, Penaeus aztecus, growth in the northern Gulf of México. Fish. Bull., 76 (4): 827-836.
- PAULINO, J. M., 1979. Datos sobre las poblaciones de camarón blanco Penaeus setiferus Linnaeus en la Laguna de Términos, Campeche. Tesis Prof. Esc. Nal. Cienc. Biol. IPN, 65 p.
- PAULY, D., 1980. On the interrelationships between natural mortality growth parameters and mean environmental temperature in 175 fish stocks. J. du Conseil 39 (3): 175-192.
- , 1983. Some simple methods for the assessment of tropical fish stocks. FAO Fish Tech. Pap. 234: 52 p.
- PEARSON, J. C., 1939. The early life histories of some American Penaeidae, chiefly the commercial shrimp Penaeus setiferus (Linn.). U. S. Bur. Fish., Bull. 49: 1-73.
- PENN, J. W. y N. CAPUTI, 1985. Stock recruitment relationships for the tiger prawn (Penaeus esculentus) fishery in Exmouth Gulf, Western Australia and their implications for management. In: Rothlisberg, P. C., B. J. Hill y D. J. Staples (Eds.). Second Australian National Prawn Seminar NPS2, Cleveland, Qld.: 165-173.
- , 1986. Spawning Stock-Recruitment relationships and environmental influences on the tiger prawn (Penaeus esculentus) fishery in Exmouth Gulf, Western Australia. Aust. J. Mar. Freshw. Res., 37: 491-505.
- PEREZ-FARFANTE, I., 1969. Western Atlantic shrimps of the genus Penaeus. Fishery Bulletin, 67: 461-591.
- , 1970. Diagnostic caracteres of juveniles of the shrimp Penaeus aztecus aztecus, P. duorarum duorarum and P. brasiliensis (Crustacea Decapoda Penaeidae). U.S. Fish. Wildl. Serv. Spec. Sci. Rep. Fish., 599: 26 p.
- PHLEGER, F. B. y A. AYALA-CASTAÑARES, 1971. Proceses and history of Términos Lagoon, México. Bull. Am. Ass. Petrol. Geol. 55 (2): 2130-2140.
- RENFRÓ, W. C., 1963. Small beam net for sampling postlarval shrimp. U. S. Fish. Wildl. Serv., Circ. 161: 86-87.
- RENFRÓ, W. C. y H. A. BRUSHER, 1965. Distribution and intensity of shrimp spawning activity. U.S. Fish. Wildl. Circ. No. 183: 13-15.

- RICKER, W. E., 1954. Stock and Recruitment. J. Fish. Res. Board Can. 11: 559-623.
- , 1975. Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. Bull. Fish. Res. Board Can., (191): 382 p.
- RIKHTER, V. A. y V. N. EFANOV, 1976. On one of the approaches to estimation of natural mortality of fish populations. ICNAF Res. Doc., 76/VI/8: 12 p.
- RINGO, R. D. y G. ZAMORA, 1968. A penaeid postlarval character of taxonomic value. Bull. Mar. Sci., 18 (2): 471-476.
- ROTHLISBERG, P. C., J. A. CHURCH y A. M. G. FORBES, 1983. Modeling the advection of vertically migrating shrimp larvae. J. of Marine Research, 41: 511-538.
- ROTHLISBERG, P. C., D. J. STAPLES y P. J. CROCOS, 1985. A review of the life history of the banana prawn, Penaeus merguensis in the Gulf of Carpentaria. In: Rothlisberg, P. C., B. J. Hill y D. J. Staples (Eds.). Second Australian national Prawn Seminar NPS2, Cleveland, Qld.: 185-191.
- ROTHSCHILD, B. J. y S. L. BRUNENMEISTER, 1984. The dynamics and management of shrimp in the northern Gulf of Mexico. In: Gulland, J. A. y B. J. Rothschild (Eds.). Penaeid shrimp - their biology and management. Fishing News Books Ltd. Farnham, G.B.: 145-172.
- RUELLO, N. V., 1973. The influence of rainfall on the distribution and abundance of the school prawn, Metapenaeus macleayi, in the Hunter River region (Australia). Mar. Biol., 23 (3): 221-228.
- SAINSBURY, K. J., 1982. The ecological basis of tropical fisheries management. In: Pauly, D. y G. I. Murphy. Theory and Management of Tropical Fisheries, ICLARM/CSIRO: 167-194.
- SANCHEZ-CHAVEZ, J. A., 1986. Diagnósis de la pesquería del camarón de la Sonda de Campeche por la flota de Cd. del Carmen (Un enfoque multiespecífico). Tesis Maestría, Centro de Inv. y Est. Avanzados del IPN, Unidad Mérida: 50 p.
- SANCHEZ MARTINEZ, A., 1981. Comportamiento anual de las postlarvas epibénticas de camarones peneidos en el sector oriental de la Laguna de Términos. Tesis Prof. Fac. de Ciencias Univ. Nal. Autón. México: 97 p.
- SCHAEFER, M., 1954. Some aspects of the dynamics of populations important to the management of the commercial marine fisheries. Bull. I-ATTC, 1 (12): 27-55.

- SCHULTZ-RUIZ, L. E. y E. A. CHAVEZ, 1976. Contribución al conocimiento de la biología pesquera del camarón blanco (*Penaeus setiferus* L.) del Golfo de Campeche, México. In: S.I.C./Subsecretaría de Pesca, Instituto Nacional de la Pesca. Mem. Simposio sobre Biología y Dinámica Poblacional de Camarones, del 8 al 13 de agosto de 1976, Guaymas, Son. México, Vol. 1: 58-72.
- SHERIDAN, P. F., J. A. BROWDER y J. E. POWERS, 1984. Ecological interactions between penaeid shrimp and bottomfish assemblages. In: Gulland, J. A. y B. J. Rothschild (Eds.). Penaeid shrimps— their biology and management. Fishing News Books Ltd. Farnham G.B. : 235-254.
- SIGNORET, M., 1974. Abundancia, tamaño y distribución de camarones (Crustacea, Penaeidae) de la Laguna de Términos, Campeche y su relación con algunos factores hidrológicos. An. Inst. Biol. Univ. Nal. Autón. México 45, Ser. Zoología (1): 119-140.
- SMITH, M. K., 1984. Some Ecological determinants of the growth and survival of juvenile penaeid shrimp *Penaeus setiferus* (Linnaeus) in Términos Lagoon, Campeche, México, with special attention to the role of population density. Ph. D. Thesis Univ. of California, Berkeley, 151 p.
- SMITH, M. K., 1985. Investigación de pesquerías clandestinas y de las zonas y épocas de reproducción del camarón blanco en la zona de Cd. del carmen. Informe interno del Instituto Nacional de la Pesca, SEPES: 1-17.
- SNEDECOR, G. W. y W. G. COCHRAN, 1971. Métodos Estadísticos. CECSA, México: 701 p.
- SOTO, L. A., 1980. Decapod crustacean shelf fauna of the Campeche Bank: Fisheries aspects and ecology. Gulf Caribb. Fish. Inst. Proc. 32th. Ann Sess. Nov. 1979: 66-81.
- SOTO, L. A., A. GRACIA y A. BOTELLO, 1981. Study of penaeid shrimp population in relation to petroleum hydrocarbons in Campeche Bank. Gulf Caribb. Fish. Inst. Proc. 33th Ann Sess., Nov. 1980: 81-100.
- SOTO, L. A. y A. GRACIA, 1987. Evaluación de los efectos de hidrocarburos fósiles sobre las poblaciones de camarones peneidos en el Banco de campeche. An. Inst. de Cienc. del Mar y Limnol. Univ. Nal. Autón. México, 14 (en prensa).
- SPARRE, P., 1987. Simulation model for shrimp fisheries accounting for migration, seasonality of recruitment and the industrial/artisanal fishery conflict. FAO manuscrito: 34 p.
- SSESTONGO, G. W. Y P. A. LARKIN, 1973. Some simple methods of estimating mortality rates of exploited fish populations. J. Fish. Res. Board Can., 30: 695-698.

- STAPLES, D. J., 1979. Seasonal migration patterns of postlarval and juvenile banana prawns, *Penaeus merguensis* de Man, in the major rivers of the Gulf of Carpentaria, Australia. Aust. J. Mar. Freshw. Res., 30: 143-157.
- , 1980. Ecology of juvenile and adolescent banana prawns *Penaeus merguensis* in a mangrove estuary and adjacent off-shore area of the Gulf of Carpentaria. II Emigration, population structure and growth of juveniles. Aust. J. Mar. Freshw. Res., 31: 653-665.
- STAPLES, D. J., D. J. VANCE y D. S. HEALES, 1985. Habitats requirements of juvenile penaeid prawns and their relationship to offshore fisheries. In: Rothlisberg, P. C., B. J. Hill y D. J. Staples (Eds.). Second Australian National Prawn Seminar, NPS2, Cleveland, Queensland, Australia: 47-54.
- TURNER, R. E., 1977. Intertidal vegetation and commercial yields of penaeid shrimp. Trans. Amer. Fish. Soc. 106: 411-416.
- VANCE, D. J., D. J. STAPLES y J. D. KERR, 1985. Factors affecting year-to-year variation in the catch of banana prawns (*Penaeus merguensis*) in the Gulf of Carpentaria, Australia. J. Cons. Int. Explor. Mer., 42: 83-97.
- VAZQUEZ-BADER, A.R., 1988. Comunidades de Macroinvertebrados Bénticos de la Plataforma Continental del Suroeste del Golfo de México: Abundancia, Distribución y Asociaciones Faunísticas. Tesis Maestría Esp. Maestría y Doctorado en ciencias del Mar U.A.C.P. y P. del C.C.H., UNAM.: 151 P.
- VILLALOBOS, A., J. CABRERA, F. MANRIQUE, S. GOMEZ, V. ARENAS, y G. de la LANZA, 1969. Relación entre postlarvas planctónicas de *Penaeus* spp y caracteres ambientales en la Laguna de Alvarado, Veracruz. In: Ayala-Castañares, A. y F. Phleger (Eds.). Lagunas Costeras un Simposio. Mem. Simp. Inter. Lag. Cost. UNAM México: 601-620.
- WILLIAMS, A. B., 1959. Spotted and brown shrimp postlarvae (*Penaeus*) in the North Carolina. Bull. Mar. Sci. Gulf and Carib., 9 (3):281-290.
- WILLMANN, R. y S. GARCIA, 1985. A bioeconomic model of sequential artisanal and industrial fisheries for tropical shrimp (with a case study of Suriname shrimp fisheries). FAO Fish. Tech. Pap., (270): 49 p.
- YAREZ, A., 1963. Batimetría, salinidad, temperatura y distribución de los sedimentos recientes de la Laguna de Términos, Campeche, México. Inst. Geol. Bol. Univ. Nal. Autón México, 67 (1): 47 p.

- YANEZ-ARANCIBIA, A. y J. W. DAY, 1982. Ecological characterization of Términos Lagoon, a tropical lagoon estuarine system in the southern Gulf of México. In: Lasserre, P. y H. Postma (Eds.). Coastal Lagoons Oceanologica Acta, Vol. Spec., 5 (4): 431-440.
- YANEZ-ARANCIBIA, A., A. L. LARA-DOMINGUEZ, P. CHAVANCE y D. FLORES-HERNANDEZ, 1983. Environmental behavior of términos Lagoon Ecological System, Campeche, México. An Inst. Cienc. del Mar y Limnol. Univ. Nal. Autón México, 10 (1): 137-176.
- YANEZ-ARANCIBIA, A. y P. SANCHEZ-GIL, 1986. Los peces demersales de la plataforma continental del sur del Golfo de México. 1. Caracterización ambiental, ecología y evaluación de las especies, poblaciones y comunidades. Inst. de Cienc. del Mar y Limnol. Univ. Nal. Autón de México, Publ. Esp. 9: 1-230.
- ZIMERMAN, R. J. Y T. J. MINELLO. Densities of Penaeus aztecus, Penaeus setiferus, and other natant macrofauna in a Texas salt marsh. Estuaries 7 (4a): 421-433.
- ZAR, T. H., 1974. Biostatistical Analysis. Prentice-Hall Inc. Englewood Cliffs. N.J.: 620 p.

8. AGRADECIMIENTOS

Al Dr. Luis A. Soto por haber aceptado ser el director del presente trabajo, así como por sus comentarios y sugerencias al respecto. A los miembros del Jurado de Tesis Dr. Virgilio Arenas Fuentes, Dr. Jorge Carranza Fraser, Dr. César Flores Coto, Dr. Manuel Guzmán Arroyo, Dra. Guadalupe de la Lanza Espino y Dr. Daniel Piñero Dalmau por la revisión crítica del manuscrito y sus acertados comentarios y sugerencias.

A las autoridades del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología de la Universidad Nacional Autónoma de México por su constante apoyo y las facilidades otorgadas para la realización de la Tesis.

Al Dr. Serge García Jefe del Departamento de Pesquerías de la FAO por su valiosa crítica y comentarios a parte del manuscrito.

A la M. en C. Ana Rosa Vázquez Bader por su constante cooperación en el procesado y análisis de la información.

A Gerardo Hernández Ferreira, Jose Angel Genis Vargas, David Ortega del Valle, Rebeca García del Real y Luis Lin Jurado su apoyo decidido y entusiasta en parte del trabajo de campo y su imprescindible cooperación en el procesado de la información.

A los Biólogos Carlos M. Illescas Monterroso y Alejandro de la Torre Yarza su participación en el trabajo de campo en diferentes fases del trabajo de Tesis.

Un reconocimiento muy especial al Ocean. Galo Escanero Figueroa por su constante y desinteresado apoyo durante el trabajo de campo en Laguna de Términos, así como por haber proporcionado la información estadística de captura de camarón blanco del área de Cd. del Carmen.

Al Dr. César Flores Coto y Biol. Faustino Zavala por facilitar el material de Zooplankton de la Sonda de Campeche para los análisis de abundancia y distribución de la fase larvaria del camarón blanco.

Al Sr. Juan Greaves por la excelente realización del material gráfico.

A las Autoridades y compañeros de La Estación del Carmen por su apoyo en el trabajo de campo.

A todas aquellas personas que de una u otra manera contribuyeron al desarrollo de la Tesis.

La realización de este trabajo fue financiado por el Instituto de Ciencias del Mar y Limnología y en su última parte recibió apoyo del CONACyT mediante el proyecto Ecología Poblacional de los camarones penidos en los principales sistemas Lagunares del Golfo de México PCECBNA-021436.

9. ANEXOS

ANEXO A. Coeficientes de correlación de la abundancia mensual de juveniles con variables ambientales.

Variable ambiental	Juveniles
Río Palizada	-0.353*
Descarga media del río Palizada 3 meses	-0.451*
Descarga media del río Palizada 7 meses	- 0.702*
Precipitación pluvial total	0.248
Precipitación pluvial máxima	0.284
Temperatura ambiental	0.237
Variables del mes previo	
Río Palizada	-0.174
Precipitación pluvial total	-0.002
Precipitación pluvial máxima	-0.378*
Temperatura ambiental	-0.497*

$r_{0.05(2), 31} = 0.344$

* correlación significativa

ANEXO B. Coeficientes de correlación de la captura total por unidad de esfuerzo, captura de reproductores por unidad de esfuerzo y captura de reclutas por unidad de esfuerzo con las variables ambientales.

Variable ambiental	Captura total	Reproductores	Reclutas
Descarga promedio de 3 ríos, 8 meses previos	0.602*	0.646*	-0.07
Descarga promedio de 3 ríos, 4 meses previos	0.518*	0.461*	-0.06
Río Candelaria	0.147	0.02	0.221
Río Palizada	-0.157	-0.323*	0.501*
Río Boca del Cerro	-0.161	-0.325*	0.503*
Río San Pedro	0.396*	0.254	0.300*
Candelaria+Palizada	-0.119	-0.286*	0.481*
Boca del Cerro+San Pedro	-0.114	0.284	0.503*
Descarga total	-0.116	0.284	0.500*
Precipitación pluvial total	-0.172	-0.327*	0.353*
Precipitación pluvial mensual máxima	-0.030	-0.124	0.224
Velocidad del viento media mensual	0.050	0.058	0.127
Velocidad del viento mensual máxima	0.128	0.174	-0.095
Temperatura ambiental	-0.319*	-0.377*	-0.219

$r > 0.05 (2), 46 = 0.285$

* correlación significativa

ANEXO C. Coeficientes de correlación de la captura por unidad de esfuerzo total, CPUE de reproductores y CPUE de reclutas con las variables ambientales del mes previo.

Variable ambiental	Captura total	Reproductores	Reclutas
Río Candelaria	-0.094	-0.289*	0.619*
Río Palizada	-0.306*	-0.453*	0.466*
Río Boca del Cerro	-0.302*	-0.448*	0.468*
Río San Pedro	0.070	-0.134	0.607*
Candelaria+Palizada	-0.228	-0.448*	0.508*
Boca del Cerro+San Pedro	-0.278	-0.435*	0.498*
Descarga total	-0.280	-0.438*	0.500*
Precipitación pluvial total	-0.275	-0.432*	-0.424*
Precipitación pluvial máxima	-0.135	-0.252	0.231
Velocidad del viento media mensual	0.199	0.196	-0.185
Velocidad del viento máxima mensual	-0.041	-0.060	-0.158
Temperatura ambiental	0.036	0.010	-0.094

$r > 0.05$ (2), '46 = 0.285

* correlación significativa