

EVALUACIÓN EXPERIMENTAL BIOECONÓMICA DE CAMBIOS EN LA TECNOLOGÍA DE CAPTURA DE CAMARÓN CON REDES DE ARRASTRE EN AGUAS SOMERAS DEL PACÍFICO COLOMBIANO

Farit Rico-Mejía y Mario Rueda

Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (INVEMAR), Cerro Punta Betín, Santa Marta, Colombia. Fax: 5(54)-4315761. A.A. 1016. E-mail: farit.rico@gmail.com (FRM); mrueda@invemar.org.co (MR)

RESUMEN

Con la activa participación del sector industrial pesquero, se evaluaron los efectos biológicos y económicos de cambios tecnológicos en redes de arrastre para camarón en aguas someras del Pacífico colombiano en términos de reducir la fauna acompañante y el consumo de combustible. Se usaron dos embarcaciones simultáneamente en faenas de pesca experimental que compararon el desempeño de una red prototipo y de la red convencional usada por la flota, cuantificando en ambos casos los efectos del dispositivo excluidor de tortugas (DET) y de dos subáreas de pesca (centro-norte y centro-sur). Las variables de desempeño pesquero usadas para evaluar el efecto de cambios en la tecnología de pesca sobre la captura objetivo (CO) y la fauna acompañante [captura incidental (CI) y el descarte (D)], fueron la abundancia relativa, tallas individuales, renta económica y consumo de combustible de cada embarcación. Los efectos de los factores subáreas, tipo de red, presencia de dispositivo y la interacción entre éstos, fueron evaluados con un ANOVA de tres vías. El efecto de las nuevas tecnologías sobre la estructura por tallas de los componentes de la captura (CO, CI y D), se evaluó por medio de comparaciones de las distribuciones de tallas usando la prueba de Chi-cuadrado y mediante la modelación de la selectividad de la red prototipo. Diferencias en el consumo de combustible entre tipos de red de cada embarcación, se evaluaron mediante una prueba de *t-student*. Los totales de CO, CI y D fueron 1436, 12163 y 15428 kg, respectivamente, con una proporción global entre la captura objetivo y la fauna acompañante de 1:19. La fauna acompañante estuvo constituida por 217 taxa, de los cuales 32 familias, principalmente de peces, conformaron la CI y 52 hicieron parte del descarte (peces, crustáceos y moluscos). La CO mostró mayor abundancia en la subárea centro-norte que en la centro-sur, mientras que una tendencia opuesta mostraron la CI y el D en respuesta a la disponibilidad de recursos dados por condiciones oceanográficas y hábitat. La red prototipo redujo 34.8% de la CO, 16.3% de la CI y 28.7% del D (45% de fauna acompañante), siendo significativas las reducciones de CO y el D, mientras que el DET redujo significativamente la CI y el D, sin afectar la CO principalmente en la red convencional. La estructura por tallas de los componentes de la CO, CI y D fue diferente entre tipos de redes, con una tendencia clara a que la red prototipo seleccionó camarones y peces de mayores tallas. El uso de la red prototipo implicó una reducción no significativa de la renta económica

Contribución No. 984 del Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras – INVEMAR



por lance de 23.4%, mientras que el uso del DET representó una reducción significativa en la renta de 77 %, principalmente en la red convencional. La red prototipo con portones prototipo y con portones convencionales redujo el consumo de combustible en 36 % y 23 %, respectivamente, lo cual representa un ahorro entre \$ 10`125 000 y \$ 6`468 750 (pesos colombianos en 2005) por faena en los costos de operación. La adopción de nuevas tecnologías de captura en la flota industrial camaronesa de aguas someras del Pacífico colombiano, dispone de evidencia científica que demuestra la reducción de fauna acompañante sin comprometer los beneficios económicos derivados de una pesca selectiva.

PALABRAS CLAVE: Pacífico colombiano, Impacto de la pesca, Redes de arrastre, Tecnología de captura, Biodiversidad, Economía pesquera.

ABSTRACT

Bioeconomic evaluation of changes in fishing technology of shrimp-trawl nets in shallow waters of the Colombian Pacific coast. With active participation of the fishing industry, the biological and economic effects of technological changes in shrimp trawling fishing on the Colombian Pacific coast were evaluated to reduce bycatch and fuel consumption. Two boats were used simultaneously in experimental fishing surveys that compared the performance of a trawl net prototype and the conventional trawl net used by the fleet, quantifying in both cases the effects of the turtle excluder device (DET) and two fishing grounds (central-north and central-south). The performance fishing variables used to test the effect of changes in fishing technology on the target catch (CO) and the bycatch [incidental catch (CI) and discard (D)], were the relative fish or shellfish abundance, individual sizes, net revenues and fuel consumption by boat. Effects of fishing grounds, trawl net type, presence of device and the interaction between these factors, were evaluated using a three way ANOVA. The effect of new technologies on lengths of organisms from the catch components (CO, CI and D), was evaluated by comparison of the length frequency distributions using the Chi-square test and by modeling size selectivity of the trawl net prototype. Differences in fuel consumption between types of trawl nets of each boat were evaluated by *t*-test. Totals of CO, CI and D were 1436, 12163 and 15428 kg, respectively, with a global proportion between target catch and bycatch of 1:19. The bycatch was composed by 217 taxa, of which 32 families, mainly fishes, made up the CI and 52 were part of discard (fish, crustaceans and mollusks). The CO showed greater abundance on the central-north fishing ground than on the central-south one, whereas a contrary tendency showed the CI and D, in response to resources availability provided by oceanographic conditions and habitat. The prototype trawl net reduced in 34.8% the CO, 16.3% the CI and 28.7% the D (45% of bycatch), being significant the reductions of CO and D; whereas the DET reduced significantly the CI and D, without affecting the CO mainly in the conventional trawl net. Lengths frequency distributions of CO, CI and D differed between trawl net types, with a clear tendency to that the prototype trawl net selected greater lengths of shrimps and fishes. The use of the trawl net prototype implied a non significant reduction of the net revenues by haul (23.4%), whereas the use of the DET represented a significant reduction in net revenues of 77 %, mainly in the conventional trawl net. The prototype trawl net with prototype trawl doors reduced the fuel consumption in 36%, whereas the same net with conventional trawl doors reduced 23 %, which represents a saving in variable costs per fishing trip between \$ 10`125 000 and \$ 6`468 750 (Colombian pesos in 2005). The adoption of new fishing technologies by the industrial shrimp fleet from the Colombian Pacific has scientific evidence that it demonstrates the reduction of bycatch without putting at risk the economic benefits derived from a selective fishing.

KEY WORDS: Colombian Pacific, Fishing impact, Trawl nets, Fishing technology, Biodiversity, Fishery economics.

INTRODUCCIÓN

La pesca de camarón es practicada a nivel mundial tanto a escala industrial como artesanal constituyendo una importante fuente de alimento, ingresos y divisas para países subtropicales y tropicales. En la pesca industrial, el arrastre es el método más común para capturar este importante recurso que en el año 2000 alcanzó 3 mill de ton (EJF, 2003), representando en 2002 el 17.5% del valor total de las exportaciones mundiales de productos pesqueros (Vannuccini, 2004). No obstante, como ocurre en la mayoría de pesquerías comerciales, la pesquería de arrastre de camarón enfrenta el problema de la captura de fauna acompañante, la cual incluye cualquier organismo extraído que no sea considerado objetivo de captura por el pescador (Eayrs, 2005). La captura de fauna acompañante se ha convertido en la principal preocupación actual de la administración pesquera mundial, ya que comprende a la captura incidental (especies no objetivo con valor comercial) y el descarte (especies no objetivo sin valor comercial), lo cual implica un impacto de la pesca sobre la biodiversidad y la sostenibilidad de pesquerías diferentes al arrastre (Hall *et al.*, 2000; Lewison *et al.*, 2004). Para el trópico, la problemática adquiere mayor relevancia dada la naturaleza de múltiples ensamblajes de especies existentes en los ecosistemas marinos (Pauly y Murphy, 1982) y la escasa selectividad de los artes de pesca usados (Morgan y Chuenpagdee, 2003).

Una valoración del impacto de la pesca sobre la fauna acompañante indica que de una producción pesquera mundial de 100 mill de ton, el descarte constituye entre 17.9 y 39.5% (Alverson *et al.*, 1994), siendo el arrastre industrial de camarón uno de los principales responsables de la captura incidental y del descarte (Watling y Norse, 1998). La poca selectividad del arrastre de camarón se ejemplifica en la proporción fauna acompañante respecto a la captura objetivo (camarón), la cual puede ser de 20:1 (Eayrs, 2005). El impacto sobre la biodiversidad es evidente también en el número de especies que llegan a ser capturadas en el arrastre, el cual llega a ser de 400 especies, entre las que se tienen las tortugas marinas y otros estrategas “K” (EJF, 2003). Igualmente el impacto del arrastre ha sido cuantificado sobre la estructura física del bentos marino, comparándolo con el impacto de la erosión en bosques terrestres (Tegner y Dayton, 1999).

Ante esta situación, la atención internacional se ha dirigido al desarrollo de nuevas tecnologías que permitan disminuir los niveles de fauna acompañante de los artes de pesca, como una manera de hacer pesca responsable bajo un enfoque de manejo pesquero ecosistémico (García, 1996; Cury y Christensen, 2005; Cury *et al.*, 2005; García y Cochrane, 2005). Parte de las innovaciones tecnológicas incluyen: i) cambios en los diseños de las redes de arrastre, ii) introducción de dispositivos reductores de fauna acompañante (BRDs por sus siglas en inglés; Eayrs, 2005) y iii) empleo de nuevos materiales en la construcción de redes. Los cambios en diseños buscan mayor selectividad, mediante empleo de mayores tamaños de malla en las partes delanteras de las redes, coeficientes

de abertura de las mallas máximos, doble relinga inferior, etc. (Aguilar, 2001; Heredia, 2002; Esparza, 2003); mientras que el uso de nuevos materiales como las fibras Dynnema y Spectra para la construcción de paños de redes con tecnología Ultra Cross (pañós sin nudos), pretenden un mejor desempeño hidrodinámico de la red (Pérez, 2003). Todos estos cambios buscan hacer la pesca de camarón más selectiva y eficiente, beneficiando no sólo a la biodiversidad asociada al camarón, sino al recurso en sí, el cual presenta signos claros de sobreexplotación en diversas pesquerías del mundo (FAO, 2005).

La pesquería de camarón del Pacífico colombiano no escapa a la problemática global, la cual a pesar de ser por 30 años una de las principales fuentes de divisas, ingresos y alimento, enfrenta hace unos años una profunda crisis manifestada en un descenso de las capturas comerciales (de 2675 ton/año en los 90s a menos de 1570 ton/año desde 2001; INCODER, 2002) y un aumento de los costos de operación representados principalmente en combustible (Barreto *et al.*, 2001; De la Pava y Mosquera, 2001). Las causas de esta crisis pueden ser resumidas en una falta de manejo pesquero efectivo y en una necesidad por renovar una tecnología de pesca con más de 20 años de antigüedad, lo anterior en el marco de una política pesquera Nacional adecuada. Un esfuerzo puntual por disminuir el impacto de la pesca de arrastre fue la imposición del uso del dispositivo excluidor de tortugas (DET; INPA, 1996), la cual ha recibido fuerte crítica del sector industrial pesquero, debido a que no se realizó evaluación previa sobre su desempeño en la flota arrastrera del Pacífico.

Por todo lo anterior, el presente trabajo con base en un experimento de pesca realizado con la activa participación de la industria pesquera, evaluó los efectos bioeconómicos de la introducción de cambios tecnológicos en las redes de arrastre de camarón en aguas someras del Pacífico colombiano. Dichos cambios representados en la introducción de un nuevo diseño de red prototipo construido con nuevos materiales, buscaron aumentar la selectividad de las redes y disminuir la captura de fauna acompañante, así como el consumo de combustible atendiendo a una mejor hidrodinámica del prototipo. Para fines del experimento, la red prototipo fue comparada con la red convencional que usa la flota pesquera de arrastre, cuantificando en ambos casos el efecto del DET. Finalmente, se evaluó la rentabilidad económica de la nueva tecnología a fin de valorar su potencial adopción.

ÁREA DE ESTUDIO

Siguiendo un gradiente pluviométrico que disminuye con la latitud en sentido norte-sur y tomando en cuenta la fisiografía de la plataforma continental, la costa Pacífica colombiana ha sido dividida en tres áreas (Pineda, 1995; Zapata *et al.*, 1999; Beltrán y Ríos, 2000): I) Norte, que se extiende desde los límites con Panamá (7° 12' N - 77° 53' O) hasta Cabo Corrientes (5° 29' N); II) Centro, desde Cabo Corrientes

hasta Pasacaballos (2° 30' N) y III) Sur, desde Pasacaballos hasta límites con Ecuador (1° 25' N - 78° 54' O). El área centro y la ensenada de Tumaco al sur constituyen el área de pesca más importante de la flota camaronera de aguas someras en el Pacífico colombiano (Squires, 1971). Este estudio se realizó en esta área dividiéndola en dos subáreas denominadas de ahora en adelante subárea centro-norte y subárea centro-sur (Figura 1). La primera estuvo delimitada entre Cabo Corrientes y Bahía Málaga (4° 00' N), mientras que la subárea centro-sur comprendió desde Bahía Málaga hasta Pasacaballos. La subárea centro-norte se caracteriza por presentar una costa plana y boscosa, con fuertes precipitaciones (superior a 8000 mm anuales), gran aporte fluvial del Río San Juan, temperatura ambiente media de 25.6 °C y una plataforma continental cenagosa, estrecha e influenciada por corrientes superficiales y subsuperficiales con dirección sur. La subárea centro-sur presenta una costa plana cenagosa con moderada precipitación (5000 mm promedio anual), temperatura ambiente media de 26 °C y una amplia plataforma que recibe tanto aporte fluvial como oceánico creando frentes de surgencias, convergencias y divergencias, con una capa superficial estable (Zapata *et al.*, 1999). El rango de profundidades cubierto en las faenas de pesca experimental fue el mismo de la flota camaronera de aguas someras (entre 5 y 31 m).

MATERIALES Y MÉTODOS

Diseño experimental

En septiembre y noviembre de 2005, se realizaron cuatro faenas de pesca experimental a bordo de las embarcaciones Alexander y Lusitano pertenecientes a la flota industrial camaronera del Pacífico colombiano, las cuales fueron tripuladas por 5 pescadores, el capitán y 3 investigadores. En forma intercalada entre faenas una embarcación se equipó con el sistema de pesca convencional de arrastre, el cual consta de las redes tipo “Flat” de 80' de relinga superior construidas con paños de Poliamida y aparejadas con portones de madera rectangulares de 8' ½ x 46" (Tabla 1). La otra embarcación utilizó el sistema de pesca prototipo, cuyos cambios en el diseño de la red se fundamentaron en un aumento gradual del tamaño de malla desde las partes delanteras de la red hasta el copo, el uso de paños sin nudos y el aparejamiento con portones hidrodinámicos metálicos tipo HI-LIFT de 1.30 m x 1.52 m (Tabla 1). Estas embarcaciones pescaron simultáneamente en cada una de las dos subáreas de estudio, controlando el poder de pesca de las embarcaciones al tener cada una especificaciones técnicas muy similares incluyendo igual potencia de los motores (425 HP). Siguiendo la operatividad de pesca convencional, cada embarcación empleó una red por banda, una de ellas con DET del tipo “Bent Pipe” sugerido por la NOAA y la otra sin DET (red control), con fines de evaluar el efecto de este dispositivo en cada tipo de red. De esta forma el diseño de pesca experimental fue de tres factores (Figura 2): i) subáreas, cuyos niveles

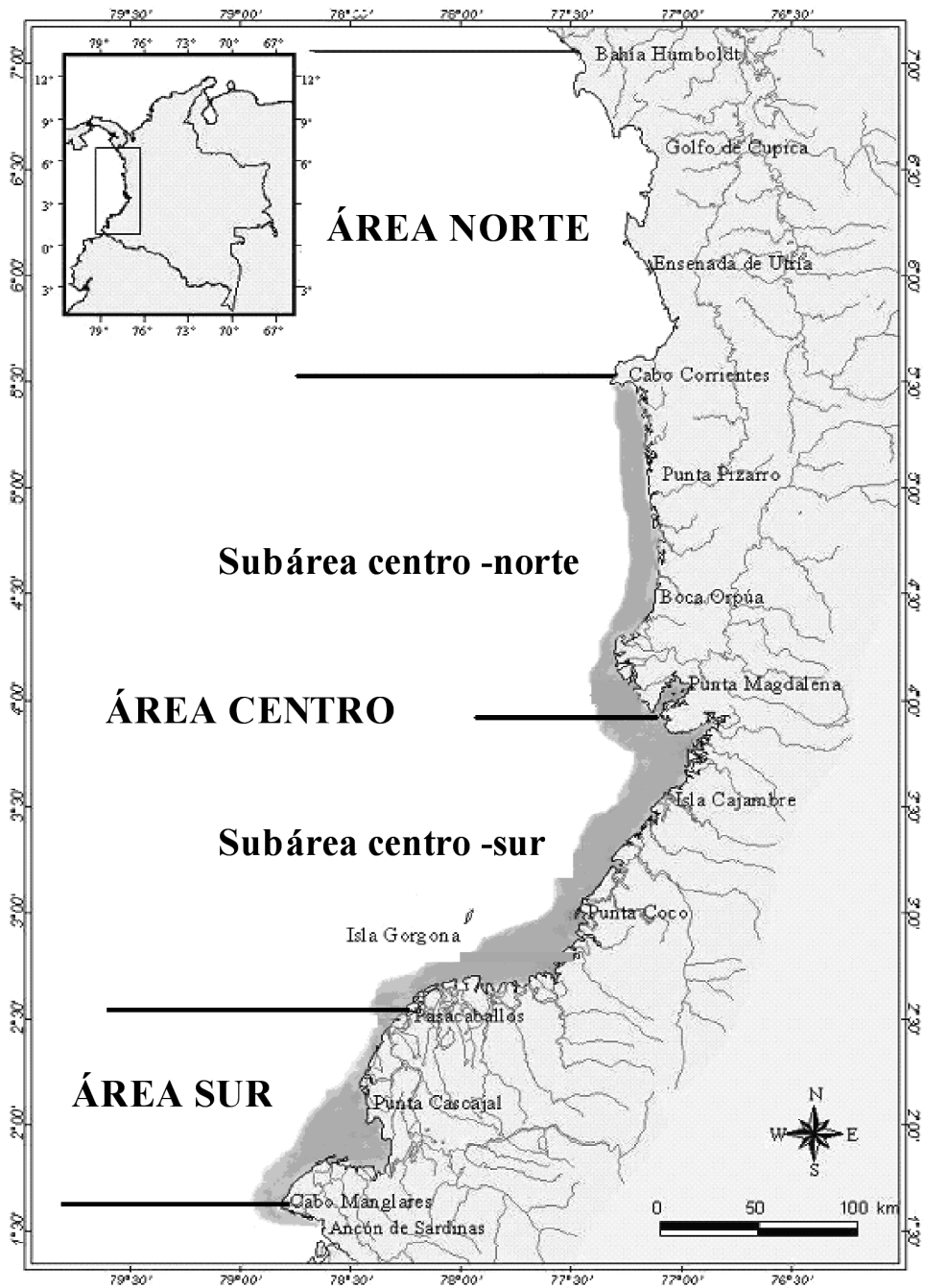


Figura 1. Costa Pacífica colombiana, destacando la zona de pesca de camarón de aguas someras (área sombreada) y las dos subáreas donde se realizaron las faenas de pesca experimental (centro-norte y centro-sur).

Tabla 1. Comparaciones técnicas de los diseños de la red convencional y prototipo usadas en las faenas de pesca experimental.

Característica	Red convencional	Red prototipo
Longitud de relinga superior (m)	24.4	25.8
Superficie de paños (m ²)	321.3	253.7
Longitud del cuerpo (m)	19.8	16.4
Tamaño de malla (mm)	50.8 en las partes delanteras, el cielo y el cuerpo de la red; 44.4 en el copo	75.0 en las partes delanteras; 60.0 en el cielo y cuerpo; 50.0 en antecopo y 44.4 en el copo
Material de paños	Poliamida torsionado con nudos en las partes delanteras y el cuerpo de la red (2.0 mm); polietileno torsionado con nudos en el copo (2.5mm)	Ultra cross Silver (sin nudos) en las partes delanteras y cuerpo (1.2 mm); polietileno de alta tenacidad torsionado con nudos en el copo (2.0 mm)
Cabos de refuerzo	Ausentes	Presentes

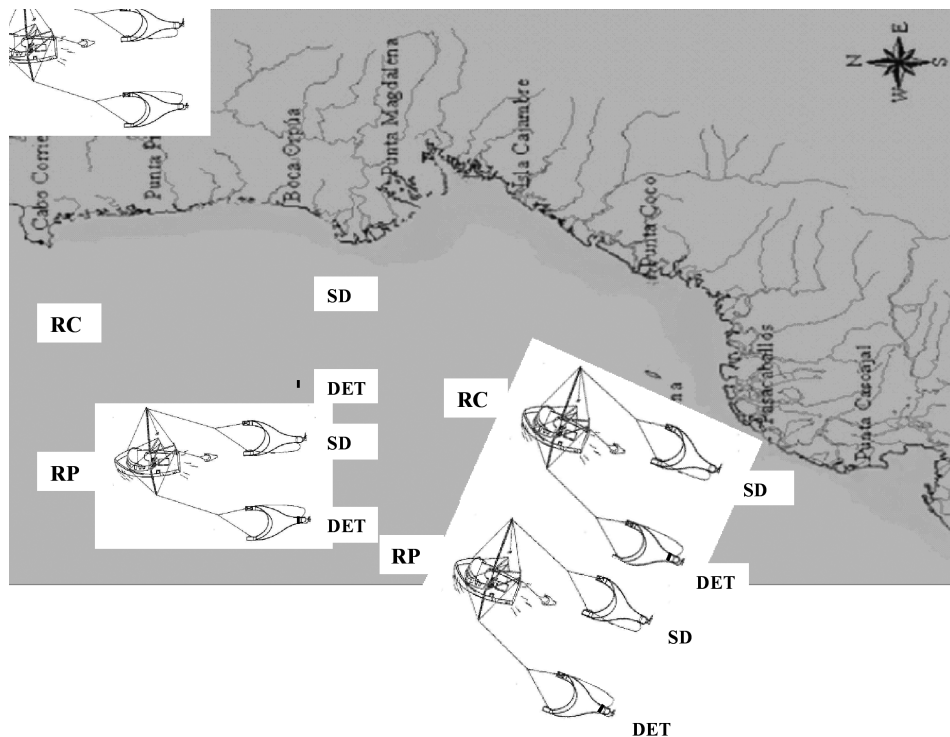


Figura 2. Esquema del diseño de pesca experimental donde los factores subárea, tipo de red y presencia de dispositivo, son cubiertos con la operación simultánea de dos embarcaciones de la flota industrial de arrastre del Pacífico, RC: red convencional, RP: red prototipo, DET: dispositivo excluidor de tortugas, SD: red sin dispositivo.

fueron centro-norte y centro-sur; ii) tipo de red, cuyos niveles fueron red convencional (RC) y red prototipo (RP) y iii) presencia de dispositivo, cuyos niveles fueron red con DET y red sin dispositivo (SD). Para cada tratamiento de un tipo de red con o sin DET en cada subárea, el tamaño de muestra fue de 30 lances de una red (unidad experimental), para un total de 240 observaciones en todo el experimento de pesca. Adicionalmente, se realizaron una serie de arrastres a fin de evaluar el efecto de los portones prototipo en el consumo de combustible. Las configuraciones comparadas fueron red prototipo con portones prototipo (RP-PP) y red prototipo con los portones convencionales (RP-PC), ambos comparados con la red convencional con portones convencionales (RC-PC).

Procedimientos a bordo y en laboratorio

Al final del lance, una vez izadas las redes en cubierta sus capturas fueron liberadas y separadas evitando que se mezclaran. Con ayuda de los pescadores la captura de cada red fue clasificada en camarón (captura objetivo), algunas especies de peces comerciales (captura incidental) y la captura a devolver al mar (descarte). De cada categoría se determinó la composición de especies, las frecuencias de tallas y los pesos por grupos de individuos de una misma especie. Cuando la captura de una categoría fue muy abundante, ésta se submuestreó siempre por encima del 20% de la captura total de la red en el lance (Sparre y Venema, 1995). El descarte se pesó en su totalidad y una submuestra equivalente al 20% del total fue almacenada en frío para posterior trabajo en laboratorio. Datos como la posición geográfica del lance, su duración, profundidad, las revoluciones por minuto del motor (rpm) y el consumo de combustible, fueron tomados en el puente con ayuda de diferentes equipos como ecosonda, GPS y flujómetro de combustible. Después de cada faena y en laboratorio, las muestras del descarte fueron descongeladas a temperatura ambiente, para luego proceder a su identificación taxonómica y mediciones morfométricas. La identificación de material biológico a bordo y en laboratorio trató de llevarse al menor nivel taxonómico posible (Keen, 1971; Abbott, 1974; Fischer *et al.*, 1995). Las longitudes totales de invertebrados y peces se midieron al medio centímetro y al centímetro inferior respectivamente. Dependiendo del tamaño de los individuos, para las mediciones morfométricas se usaron ictiómetros de diferentes longitudes, cinta métrica, calibradores y balanzas mecánicas y electrónicas.

ANÁLISIS DE INFORMACIÓN

Composición de las capturas

Se realizó un análisis exploratorio de los datos a fin de calcular la magnitud y composición de las capturas objetivo (CO), incidental (CI) y descarte (D), discriminadas por los factores: subárea, tipo de red y presencia de dispositivo. Los datos de captura se reportaron tanto en peso como en porcentaje.

Evaluación del efecto de la subárea, el tipo de red y la presencia del DET

Los efectos de la subárea, tipo de red, presencia del DET y la interacción de los mismos sobre la abundancia relativa (CPUE en kg/h) de las capturas objetivo (CO), incidental (CI) y descarte (D), se determinaron mediante análisis de varianza (ANOVA) de tres vías, previa confirmación del cumplimiento de los supuestos de normalidad (Prueba de Kolmogorov-Smirnov) y homogeneidad de varianzas (Prueba de Bartlett). En los casos en que los supuestos no se cumplieron, la variable dependiente (CPUE) fue transformada utilizando diferentes funciones matemáticas. El nivel de significancia estadística usado en los análisis fue de $\alpha = 0.05$; mientras que comparaciones múltiples de las interacciones fueron realizadas mediante la prueba de Tukey (Zar, 1996). Para cada uno de los componentes de la captura (CO, CI y D), el porcentaje de exclusión se calculó mediante la siguiente expresión:

$$\%Exclusión = \left(1 - \frac{\overline{CPUE}_{F1}}{\overline{CPUE}_{F2}}\right) * 100 \quad (1)$$

donde: \overline{CPUE} son las abundancias relativas considerando el factor que permite la exclusión ($F1$) y el control ($F2$). De esta manera fue posible evaluar el efecto de la red prototipo considerando como $F1$ la red prototipo sin DET y como $F2$ la red convencional sin DET, el efecto del DET en la red prototipo considerando la red prototipo con DET como $F1$ y la misma red sin DET como $F2$, el efecto del DET en la red convencional con la red convencional con DET como $F1$ y la misma red sin DET como $F2$, y el efecto simultáneo de la red prototipo más el DET, considerando la combinación como $F1$ y la red convencional sin DET como $F2$.

Selectividad

Para evaluar el efecto del tipo de red sobre la estructura de tallas de la CO, CI y D por subárea, se construyeron histogramas de frecuencia de longitud combinando las especies de peces en el caso de la CI y el D y camarones en el caso de CO. Asumiendo como distribución esperada los histogramas procedentes de la red convencional, se evaluaron diferencias con las distribuciones de tallas observadas procedentes de la red prototipo, mediante la prueba de bondad de ajuste de Chi-cuadrado (χ^2).

Análogo a experimentos de copo cubierto (Millar y Fryer, 1999), la selectividad de la red prototipo fue estimada bajo el supuesto de que las capturas por tallas de la red convencional sin DET representaron la captura del copo cubierto (control), mientras que las capturas por tallas de la red prototipo sin DET representaron las capturas del copo (unidad experimental). De esta forma se modeló la selectividad para la principal especie de la captura objetivo (*Litopenaeus occidentalis*), asimismo para una familia representativa de la captura incidental (Sciaenidae) y una familia representativa del descarte (Engraulidae). Se evaluaron cuatro modelos de curvas de selección de

tipo logística, mediante estimación no lineal (Millar y Fryer, 1999). La selección del mejor modelo se realizó con base en la varianza explicada (r^2) y la significancia de los parámetros. Los modelos evaluados fueron: el modelo logístico simple (Ecuación 2), una modificación del anterior, incluyendo un parámetro de penalización (w) para el caso de retenciones menores a 100% (Rueda y Defeo, 2003; Ecuación 3), el modelo de Richard para curvas logísticas asimétricas (Ecuación 4) y el modelo de Wileman para curvas logísticas simétricas (Ecuación 5):

$$\text{Pr} = \frac{1}{1 + \text{Exp}(a + b * l)} \quad (2)$$

$$\text{Pr} = \frac{w}{1 + \text{Exp}(a + b * l)} \quad (3)$$

$$\text{Pr} = \left(\frac{\text{Exp}(a + b * l)}{1 + \text{Exp}(a + b * l)} \right)^{\frac{1}{z}} \quad (4)$$

$$\text{Pr} = \left(\frac{\text{Exp}(a + b * l)}{1 + \text{Exp}(a + b * l)} \right) \quad (5)$$

donde: Pr es la probabilidad de retención; a , b , w y z son parámetros a ser estimados y l la longitud total por intervalo de clase.

Impacto económico de las nuevas tecnologías

Se evaluó con base en la estimación de la renta económica por unidad experimental (una red en un lance), mediante la siguiente expresión (Seijo *et al.*, 1998):

$$\pi = IT - CT \quad (6)$$

donde IT son los ingresos totales y CT son los costos totales. Los ingresos totales fueron calculados multiplicando el precio unitario (por kg) de las especies de las capturas objetivo e incidental por el peso (en kg) de las mismas. Los costos totales se calcularon proporcionalmente al arrastre de una red respecto a la faena de pesca experimental, dividiendo estos costos entre el número de lances realizados en la faena y dividiendo el resultado entre 2 considerando que en cada lance se arrastran dos redes. Estos costos unitarios incluyeron los costos variables y los costos fijos. Los costos variables por embarcación tuvieron en cuenta el combustible consumido efectivamente en el lance, los lubricantes, alimentación, salarios de la tripulación, etc., en tanto los costos fijos incluyeron los costos de administración, arrendamientos, patentes, etc. Para evaluar diferencias entre subáreas, tipos de red y presencia del DET, se realizó un ANOVA de tres vías, usando como variable dependiente la renta por red.

La potencial reducción en el consumo de combustible producto de usar la nueva tecnología, así como el efecto de los portones prototipo, se estimaron mediante pruebas de *t-student* que evaluaron diferencias significativas entre los promedios de consumo de los sistemas y las configuraciones evaluadas.

RESULTADOS

Composición de las capturas

Los totales de las capturas objetivo, incidental y descarte fueron 1436, 12163 y 15428 kg, respectivamente, con una proporción global entre la captura objetivo y la fauna acompañante de 1:19. Se capturaron seis grandes grupos a saber: peces (86.3%), crustáceos (11.1%), moluscos (1.1%), cnidarios (0.8%), reptiles (0.6%) y equinodermos (0.1%). En la CO se identificaron 5 especies de camarón de la familia Penaeidae, de las cuales *Litopenaeus occidentalis* representó el 67.4%, seguido por *Xiphopenaeus riveti* con 25.2% de la captura total en peso (Tabla 2). En la fauna acompañante se identificaron 207 morfotipos hasta el nivel de especie y género, 6 hasta familia, 1 hasta infraorden, 2 hasta orden y 1 hasta clase, para un total de 217 taxa (Tabla 3). Exceptuando los 4 morfotipos en niveles superiores a familia, estas taxa se agruparon en 84 familias, de las cuales 32 fueron de importancia comercial (principalmente peces), mientras que las restantes (crustáceos, moluscos y peces pequeños) no tuvieron valor económico para los pescadores y fueron descartadas (Figura 3).

Tabla 2. Composición específica de la captura objetivo (camarones) en peso (kg), discriminada por subárea y tipo de red con y sin DET. RC: red convencional, RP: red prototipo, DET: dispositivo excluidor de tortugas, SD: red sin dispositivo.

Especies	Centro-norte				Centro-sur			
	RC		RP		RC		RP	
	DET	SD	DET	SD	DET	SD	DET	SD
<i>Farfantepenaeus californiensis</i>					7.7	12.5	2.5	2.8
<i>Litopenaeus occidentalis</i>	206.2	231.9	173.2	193.8	41.6	49.2	27.4	43.1
<i>Litopenaeus stylirostris</i>			0.8	3.0			0.1	
<i>Trachypenaeus</i> spp.	7.2	13.4	4.1	6.7	20.9	11.7	12.1	2.71
<i>Xiphopenaeus riveti</i>	101.5	114.9	32.9	45.4	32.7	15.5	10.1	8.2
Total	314.8	360.1	211.0	248.9	102.9	89.0	52.2	56.8

Para cada uno de los tratamientos en cada subárea, fue consistente el patrón de mayor peso del descarte, seguido por la captura incidental y la captura objetivo (Figura 4). Sin embargo, fue muy claro que en la subárea centro-norte (Figura 4a), la captura objetivo fue mayor que en la subárea centro-sur (Figura 4b). Contrariamente, la captura

incidental y el descarte siempre fueron mayores en la subárea centro-sur. Dentro de cada subárea, las capturas variaron moderadamente entre los tipos de red y la presencia o no del DET. En este sentido en la subárea centro-norte la red prototipo podría estar permitiendo el escape de captura objetivo, mientras que en la subárea centro-sur se escapa parte de la captura incidental y el descarte.

Tabla 3. Composición taxonómica de la captura de fauna acompañante en peso (kg), discriminada por subárea y tipo de red con y sin DET. Abreviaturas definidas en la Tabla 2.

Taxa	Centro norte				Centro sur			
	RC		RP		RC		RP	
	DET	SD	DET	SD	DET	SD	DET	SD
Cnidarios								
<i>Actiniaria</i> sp.					0.2			
<i>Cubozoa</i> sp.	5.2	1.3	3.3	1.7	24.5	47.5	9.2	10.3
<i>Ptilosarcus</i> cf. <i>Sinuosus</i>					0.5	1.2		
<i>Renilla</i> sp.	5.1	6.7	6.8	3.2	5.6	0.5	0.9	3.1
<i>Rhizostomeae</i> sp.	56.1	35.5	13.2	11.2	3.2		0.2	0.1
Crustáceos								
<i>Axiopsis baronai</i>					0.3			
<i>Brachyura</i> sp.	0.5	0.4	0.2	0.2				0.2
<i>Callinectes arcuatus</i>	17.3	19.1	15.6	14.2	2.8	8.4	2.7	2.9
<i>Callinectes toxotes</i>	1.5		0.2	0.9				
cf <i>Exopalaemon</i> sp.	14.0	19.9	7.7	4.2	0.3			
<i>Dardanus</i> sp.	0.1	0.4	0.2	0.1	13.4	1.0	0.6	0.2
<i>Dasygyus depressus</i>	0.4		0.0		0.8	1.4		0.3
<i>Euphylax robustus</i>			0.1		60.8	58.5	62.6	26.4
<i>Evibacus princeps</i>	0.0	0.4	0.1	0.3	1.7	0.4		0.7
<i>Goneplacidae</i> sp.		9.9		0.0				
<i>Hepatus kossmanni</i>	16.6	7.5	11.4	12.2	56.1	22.7	13.2	29.1
<i>Leucosiidae</i> spp.	2.6	2.1	4.1	5.2	4.0	4.4	0.9	1.5
<i>Metapenaeopsis</i> sp.		0.2		0.7	0.7	0.9		
<i>Panulirus gracilis</i>							0.9	2.8
<i>Portunus Asier</i>	6.4	5.6	18.6	6.9	178.2	77.8	201.9	185.8
<i>Protrachypene precipua</i>	22.7	10.1	72.6	23.0	1.9		1.8	2.2
<i>Raninoides benedicti</i>				0.0				0.0
<i>Sicyonia</i> spp.		0.0			0.7	0.3		0.2
<i>Squilla hancocki</i>	0.1	0.4	0.6	1.0	6.0	5.6	4.6	2.2
<i>Squilla mantoidea</i>	1.3	0.1	0.1		14.3	18.0	5.2	6.4
<i>Squilla panamensis</i>	0.0					1.1		0.1
<i>Xanthidae</i> sp.			0.0	0.0				
Equinodermos								
<i>Astropecten</i> spp.	1.1	1.2	1.1	1.4	8.5	5.3	3.7	5.6
<i>Luidia</i> spp.	0.8	0.8	1.0	0.3	0.7	1.6	0.3	0.4

Taxa	Centro norte				Centro sur			
	RC		RP		RC		RP	
	DET	SD	DET	SD	DET	SD	DET	SD
Moluscos								
<i>Anadara</i> spp.	0.2	0.4		0.4				
<i>Ficus fergusonii</i>				0.3			0.3	
<i>Ficus</i> spp.			0.3	0.3	1.9			0.0
<i>Distorsio decussata</i>	0.0	0.1			0.2		0.1	0.5
<i>Ficus ventricosa</i>	0.1	1.1	0.4		8.0	1.1	1.4	2.3
<i>Loliolopsis diomedea</i>		0.2	0.0		0.4	1.4		0.0
<i>Lolliguncula panamensis</i>	20.5	29.9	48.1	38.7	19.7	22.2	19.8	19.3
<i>Malea ringens</i>	0.1	0.8	0.1		2.9	0.3		
<i>Melongena patula</i>	9.7	20.5	7.3	2.7	10.2		1.9	3.1
<i>Mulinia</i> cf. <i>Pallida</i>	0.4	0.6	0.2	0.3	0.3	0.0	0.2	0.5
<i>Murex</i> sp.							0.0	
<i>Natica broderipiana</i>						0.2		
<i>Northia pristin</i>	1.0	1.0	0.6	0.7	0.3			0.3
<i>Octopus</i> sp.						1.5	0.1	
<i>Phos</i> cf. <i>Crassus</i>		0.2	0.0	0.2		0.0	0.0	0.0
<i>Solenosteira gatesi</i>	0.1							
<i>Tellinidae</i> sp.		0.1			0.4			
<i>Veneridae</i> sp.1					0.4			
<i>Veneridae</i> sp.2					0.1			
Peces								
<i>Achirus klunzingeri</i>	0.1	0.9	0.4	0.6	5.5	1.1		
<i>Achirus mazatlanus</i>	5.4	6.9	8.4	1.3	22.6	39.7	9.3	7.9
<i>Achirus scutum</i>								0.7
<i>Achirus</i> spp.	0.8	6.0	1.7	1.1	10.6	19.0	13.9	14.0
<i>Aetobatus narinari</i>								15.0
<i>Alectis ciliaris</i>			0.0	0.2	1.7	2.2		0.4
<i>Alphestes multiguttatus</i>					0.2	0.3		
<i>Aluterus conoceros</i>					15.5	33.7	22.5	27.4
<i>Anchoa lucida</i>	0.8	2.4	0.4	0.6	0.9	4.3	4.1	4.2
<i>Anchoa</i> spp.	20.4	34.9	15.5	17.0	15.8	36.9	3.4	5.5
<i>Anchoa spinifer</i>	7.4	23.2	28.9	18.9	10.0	19.5	20.8	18.1
<i>Anchovia macrolepidota</i>	0.3	9.0	2.8	3.7	0.6	72.8		3.2
<i>Ancylopsetta dendritica</i>					1.7	5.9		
<i>Anisotremus pacifici</i>					1.5			
<i>Arothron hispidus</i>		0.5	0.2	0.2	1.3	7.0	16.8	3.3
<i>Bagre panamensis</i>	53.7	206.5	127.6	182.0	61.9	105.0	93.5	143.7
<i>Bagre pinnimaculatus</i>	14.4	57.8	16.1	49.5	6.2	33.1	7.3	24.5
<i>Bairdiella ensifera</i>	0.5							1.3
<i>Bairdiella</i> spp.								0.6

Taxa	Centro norte				Centro sur			
	RC		RP		RC		RP	
	DET	SD	DET	SD	DET	SD	DET	SD
<i>Batrachoides bouleengeri</i>	0.2	0.3		0.1				
<i>Batrachoides pacifici</i>		0.1						1.5
<i>Bollmannia</i> spp.				0.1	1.0	1.3		0.1
<i>Caranx caballus</i>	0.2	0.2	1.3	1.5				0.4
<i>Caranx caninus</i>	4.0	19.1		3.5	2.3		1.8	1.4
<i>Caranx otrynter</i>					1.5	1.2	3.1	2.6
<i>Caranx speciosus</i>						0.6	0.2	
<i>Caranx vinctus</i>	0.1							
<i>Carcharhinus falciformis</i>			0.9	2.3				
<i>Carcharhinus</i> spp.				5.8				
<i>Cathorops fuerthii</i>	6.8	20.1	16.7	11.6	16.5	7.1	8.7	6.8
<i>Cathorops multiradiatus</i>	5.0	17.9	8.8	8.8	10.4	10.3	8.9	4.5
<i>Cathorops</i> spp.	0.5	2.8	0.4	0.6	0.8	1.2		
<i>Cathorops steindachneri</i>		2.2		4.3				
<i>Centropomus armatus</i>	10.4	13.6	16.3	21.3	1.2	6.1	3.3	0.9
<i>Centropomus nigrescens</i>			1.5		6.2		0.8	0.6
<i>Centropomus</i> sp.				0.6				0.7
<i>Centropomus unionensis</i>	1.0	0.2			3.4			
<i>Cetengraulis mysticetus</i>	1.3	7.2	11.2	9.7	2.4		4.9	4.6
<i>Chaetodipterus zonatus</i>			2.8		2.2		1.6	0.4
<i>Chloroscombrus orqueta</i>	0.7	1.6	3.4	1.0	64.7	70.0	76.4	127.8
<i>Citharichthys gilberti</i>		0.2			145.4	111.9	52.5	47.3
<i>Conodon serrifer</i>	0.5	0.9	0.1	2.7	5.3	7.3	14.3	23.6
<i>Cyclopsetta querna</i>	2.8	4.4	1.0	5.0	395.9	340.8	290.8	202.0
<i>Cynoponticus coniceps</i>	20.6	81.0	44.0	68.9	45.9	83.6	24.4	29.3
<i>Cynoscion albus</i>	0.6		1.5	2.3	1.4	7.3	16.2	5.2
<i>Cynoscion nannus</i>				0.1			1.9	2.1
<i>Cynoscion phoxocephalus</i>	1.6	0.8		10.0	1.0	13.5	5.2	7.0
<i>Cynoscion</i> spp.		1.1			3.1	42.2		
<i>Cynoscion squamipinnis</i>						6.5		
<i>Cynoscion stolzmanni</i>			0.3					0.1
<i>Daector dowi</i>	13.7	13.9	5.3	4.3	104.1	131.8	47.8	33.4
<i>Dasyatis brevis</i>		47.0						
<i>Dasyatis longus</i>		17.0		8.0		312.9		27.0
<i>Diapterus aureolus</i>	0.4	0.2		0.3	98.1	60.1	59.4	74.8
<i>Diapterus peruvianus</i>	0.8	0.9	0.5	1.1	426.3	479.0	334.4	357.0
<i>Diplectrum eumelum</i>					34.2	26.7	17.5	16.7
<i>Diplectrum macropoma</i>					33.0	22.8	8.2	48.8
<i>Diplectrum pacificum</i>						1.2	0.9	0.5

Taxa	Centro norte				Centro sur			
	RC		RP		RC		RP	
	DET	SD	DET	SD	DET	SD	DET	SD
<i>Diplectrum</i> spp.					5.4	0.6	0.1	
<i>Epinephelus acanthistius</i>					0.5	0.1		
<i>Epinephelus analogus</i>	4.1	0.3			0.8	0.6		0.3
<i>Etropus crossotus</i>		0.1		0.4	1.1	2.5	0.8	8.2
<i>Etropus ectenes</i>	0.1					1.9		
<i>Etropus</i> sp.						1.2		
<i>Eucinostomus argenteus</i>			0.3			0.4	1.3	3.3
<i>Eucinostomus currani</i>	0.2			0.4	8.8	14.4	2.6	10.1
<i>Eucinostomus gracilis</i>				0.3	5.8	5.7	6.6	4.6
<i>Fistularia corneta</i>				0.2				
<i>Gymnothorax dovii</i>						2.8		
<i>Gymnothorax equatorialis</i>							0.9	
<i>Gymnura marmorata</i>								7.0
<i>Haemulon maculicauda</i>							11.9	0.8
<i>Haemulopsis leuciscus</i>					15.3	6.9		
<i>Haemulopsis nitidus</i>			0.2		6.0		5.0	2.5
<i>Harengula thrissina</i>	36.1	138.0	101.3	95.9	120.0	69.4	33.3	22.5
<i>Hemicaranx zelotes</i>	1.1	0.1	1.3	0.3		1.0	0.7	
<i>Hippocampus ingens</i>						0.0	0.0	0.5
<i>Ilisha furthii</i>			0.1	0.3				
<i>Isopisthus remifer</i>	15.6	15.7	9.4	17.0	19.3	23.0	26.6	26.5
<i>Larimus acclivis</i>	2.2	7.8	3.7	3.8	59.5	29.2	13.5	23.5
<i>Larimus argenteus</i>	101.4	144.0	80.3	111.2	76.2	87.5	123.7	105.2
<i>Larimus effulgens</i>	15.3	21.1	75.1	90.5	22.3	24.7	132.1	29.1
<i>Larimus pacificus</i>	0.2	0.5	0.5	0.3	11.8	22.0	16.5	7.3
<i>Larimus</i> spp.	7.4	23.5						
<i>Lepophidium prorates</i>	4.8	0.2			36.3	132.0	33.3	34.0
<i>Lobotes pacificus</i>	2.0	44.6	8.9	39.7		32.1	9.3	3.8
<i>Lutjanus argentiventris</i>			0.8			0.4		0.3
<i>Lutjanus colorado</i>		19.5		10.0	2.5	29.7	5.8	16.8
<i>Lutjanus guttatus</i>	10.1	18.4	12.1	17.3	68.8	248.7	96.9	166.6
<i>Lutjanus peru</i>					0.8	1.3		
<i>Lutjanus</i> sp.						0.5		
<i>Macrodon mordax</i>	16.8	38.0	35.0	61.1	4.7	4.9		1.1
<i>Menticirrhus panamensis</i>	6.0	3.4	7.9	4.5	8.0	1.5	7.0	9.2
<i>Microgobius</i> spp.						0.2	1.1	
<i>Mugil cephalus</i>					0.5			
<i>Mustelus</i> sp.	1.8	0.7				1.5		

Taxa	Centro norte				Centro sur			
	RC		RP		RC		RP	
	DET	SD	DET	SD	DET	SD	DET	SD
<i>Mycteroperca xenarcha</i>								0.5
<i>Narcine brasiliensis</i>								5.5
<i>Narcine leoparda</i>	0.2		0.6	0.2	9.8		5.1	1.0
<i>Nebris occidentalis</i>	5.2	22.6	16.9	38.1	0.1		1.3	0.6
<i>Notarius dasycephalus</i>	3.1	6.0	0.6	7.5				2.2
<i>Notarius</i> spp.		1.7	40.7	63.6	2.5		1.4	2.5
<i>Oligoplites altus</i>	0.7	0.9	4.1	2.5			8.7	
<i>Oligoplites refulgens</i>	0.1	5.1	2.7	1.6	3.3	12.4	1.4	
<i>Ophichthus zophochir</i>		3.6				9.6	3.8	
<i>Ophidion fulvum</i>						2.3		
<i>Ophioscion</i> sp.			0.6					
<i>Ophioscion strabo</i>	1.0	2.6	1.1	0.9	1.9		3.1	0.6
<i>Opisthonema libertate</i>	26.1	36.6	11.0	11.9	53.0	131.7	95.7	46.0
<i>Opisthopterus dovi</i>	0.8	6.9	8.7	9.0	20.9	37.6	44.8	69.2
<i>Opisthopterus equitorialis</i>	2.4	9.3	10.8	8.9	2.1	3.2	5.4	10.6
<i>Opisthopterus</i> spp.	15.4	54.1	11.6	15.1	3.4	18.7	2.0	3.4
<i>Paralonchurus dumerilii</i>								3.2
<i>Paralonchurus goodei</i>	10.8	9.2	13.5	8.6	0.2	0.2	1.9	2.7
<i>Paralonchurus petersi</i>	23.7	21.3	8.7	8.1	2.0	10.1		
<i>Paralonchurus</i> sp.	1.5	0.5				0.8		
<i>Parapsettus panamensis</i>	5.9	8.6	9.2	7.9	25.6	74.4	68.4	62.5
<i>Peprilus medius</i>	1.2	3.3	1.1	2.6	15.9	12.1	21.7	12.3
<i>Peprilus snyderi</i>			0.2		0.8	12.0	2.3	8.9
<i>Pliosteostoma lutipinnis</i>	9.3	27.8	12.4	33.9	7.9	15.4	11.0	8.0
<i>Polydactylus approximans</i>	29.7	46.5	55.4	65.6	135.8	141.9	112.9	127.8
<i>Polydactylus opercularis</i>	18.3	46.5	34.0	50.3	14.9	41.7	33.0	32.7
<i>Pomacanthus zonipectus</i>					0.1	0.1		
<i>Pomadasys branickii</i>				1.3			3.1	12.9
<i>Pomadasys panamensis</i>	1.8	0.1			208.9	472.1	315.0	233.9
<i>Porichthys greenei</i>		0.1		0.0		0.6		0.0
<i>Porichthys margaritatus</i>	2.4	0.3	0.0	0.1	15.5	29.2	7.6	16.8
<i>Prionotus horrens</i>	2.2				46.8	48.9	14.3	17.2
<i>Pseudupeneus grandisquamis</i>	0.1	0.1	0.2		20.9	50.3	15.6	41.6
<i>Raja velezi</i>						2.6		
<i>Rhinobatos planiceps</i>	0.7	0.7	0.9	0.6	16.6	24.8	17.3	28.4
<i>Rypticus nigripinnis</i>	0.3				0.7			
<i>Sciaideops troschellii</i>	28.1	117.8	18.5	85.5	50.4	57.9	42.3	24.8
<i>Scomberomorus sierra</i>	28.2	67.9	69.5	66.2	31.9	110.8	62.2	98.6

Taxa	Centro norte				Centro sur			
	RC		RP		RC		RP	
	DET	SD	DET	SD	DET	SD	DET	SD
<i>Selar crumenophthalmus</i>		0.3	0.1			2.2	0.2	2.0
<i>Selenaspis dovii</i>						2.6		
<i>Selene brevoortii</i>	1.5	0.6	5.9	6.3	17.2	19.0	35.2	26.8
<i>Selene oerstedii</i>			0.3	0.1	4.3	24.6	11.2	16.9
<i>Selene peruviana</i>	36.2	110.3	58.0	113.3	963.7	1081.2	1029.9	1029.2
<i>Sphoeroides annulatus</i>	0.9	0.5	0.6	1.5	214.5	142.6	114.0	106.4
<i>Sphoeroides lobatus</i>						0.1		
<i>Sphoeroides</i> sp.2					5.6	1.3	3.2	0.2
<i>Sphoeroides trichocephalus</i>	0.9	0.0	0.2	0.0	33.0	27.0	23.2	11.9
<i>Sphyrna ensis</i>	32.5	59.8	48.9	35.8	240.0	295.9	207.5	211.3
<i>Sphyrna corona</i>	0.9	1.6	5.4	5.1				5.2
<i>Sphyrna lewini</i>	1.0	2.3	4.0	5.9				
<i>Sphyrna tiburo</i>				10.0	1.0	8.9		20.8
<i>Stellifer ericymba</i>	0.2	0.5	1.2	0.4			0.4	2.7
<i>Stellifer fruti</i>		2.2			1.0		4.4	2.2
<i>Stellifer illecebrosus</i>	0.2							
<i>Stellifer mancorensis</i>	41.0	61.6	51.3	59.2	105.5	108.5	117.3	72.2
<i>Stellifer oscitans</i>	0.5	11.3	4.4	1.3	2.2		0.6	8.6
<i>Stellifer zestocarus</i>	9.3	30.1	24.5	18.6	7.9	6.0	5.0	10.9
<i>Symphurus</i> spp.	3.7	5.3	2.5	1.5	11.5	4.3	4.0	4.8
<i>Synodus scituliceps</i>	8.0	4.5	2.2	4.2	200.9	262.8	87.2	75.0
<i>Trachinotus kennedyi</i>							1.1	
<i>Trachinotus rhodopus</i>					0.9			
<i>Trichiurus lepturus</i>	3.3	7.9	6.2	7.5	7.4	52.6	16.3	7.7
<i>Trinectes fimbriatus</i>	1.5	0.1		0.1		1.1		0.1
<i>Trinectes</i> spp.	0.7	0.8	0.2	0.1			6.4	
<i>Tylosurus acus pacificus</i>				2.3			0.8	1.2
<i>Umbrina xanti</i>	0.5	0.5						
<i>Urotrygon aspidura</i>	2.5	7.6			15.6		18.9	11.6
<i>Urotrygon nana</i>	11.1	4.9	5.7	9.7	21.1	5.8	8.7	9.4
<i>Urotrygon rogersi</i>		1.0		0.2	26.2	0.1	3.2	7.6
<i>Xenichthys xanti</i>	0.3	0.2	0.1	0.4	0.6	1.1	1.2	
<i>Zapteryx exasperata</i>	16.9							
Reptiles								
<i>Lepidochelys olivacea</i>	20.0			30		158.5		59

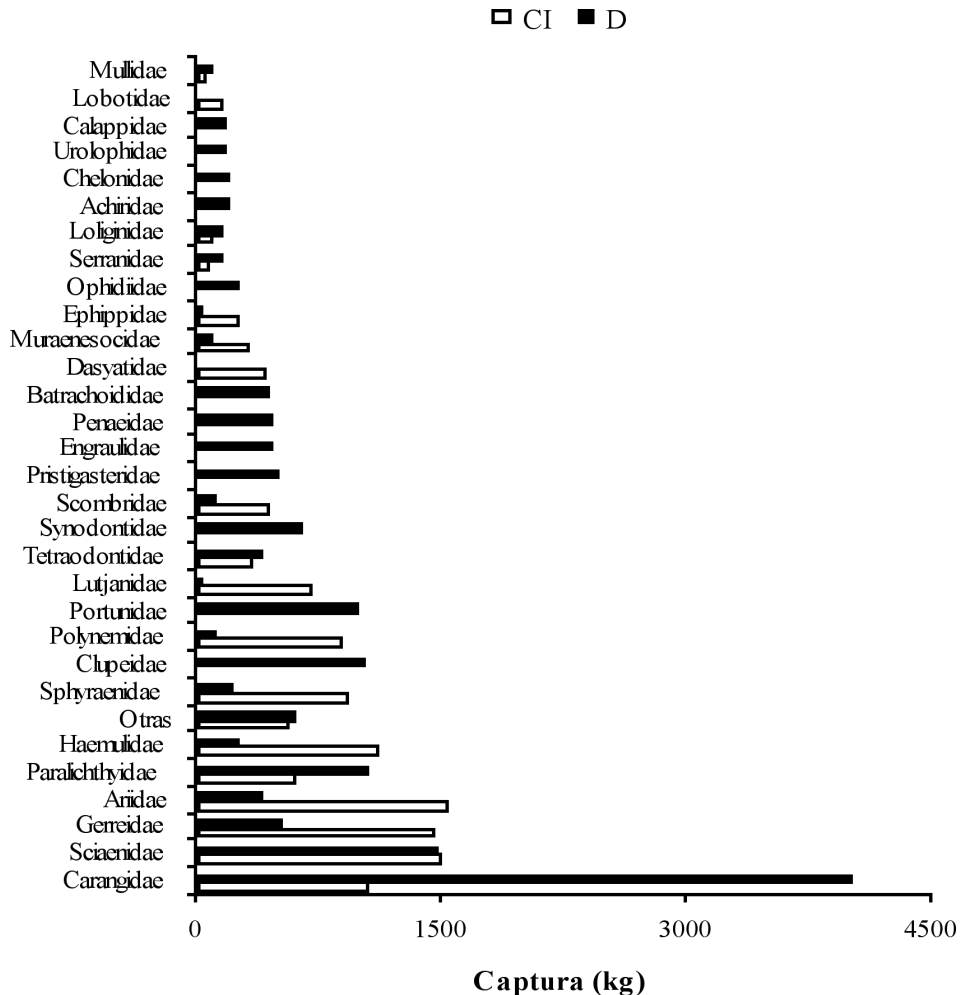


Figura 3. Composición por familias de la captura incidental (CI) y el descarte (D) en peso (kg).

Evaluación del efecto de la subárea, el tipo de red y la presencia del DET

La abundancia de la captura objetivo fue significativamente mayor en la subárea centro-norte que en la centro-sur ($F_{1,154} = 18.72$; $P < 0.01$; Figura 5a), mientras que entre tipos de red las abundancias más altas correspondieron a la red convencional ($F_{1,154} = 16.07$; $P < 0.01$). La presencia del DET no afectó significativamente la captura de camarón ($F_{1,154} = 0.74$; $P > 0.05$). La captura incidental presentó interacción significativa entre los factores subárea y tipo de red ($F_{1,213} = 6.57$; $P < 0.05$), subárea y presencia de dispositivo ($F_{1,213} = 5.89$; $P < 0.05$) y tipo de red-presencia de dispositivo ($F_{1,213} = 4.73$; $P < 0.05$). Esto implicó que sólo en la subárea centro-sur con red convencional, la captura incidental fue mayor en la red sin DET (Tukey: $P < 0.05$; Figura 5b), mientras en la subárea centro-

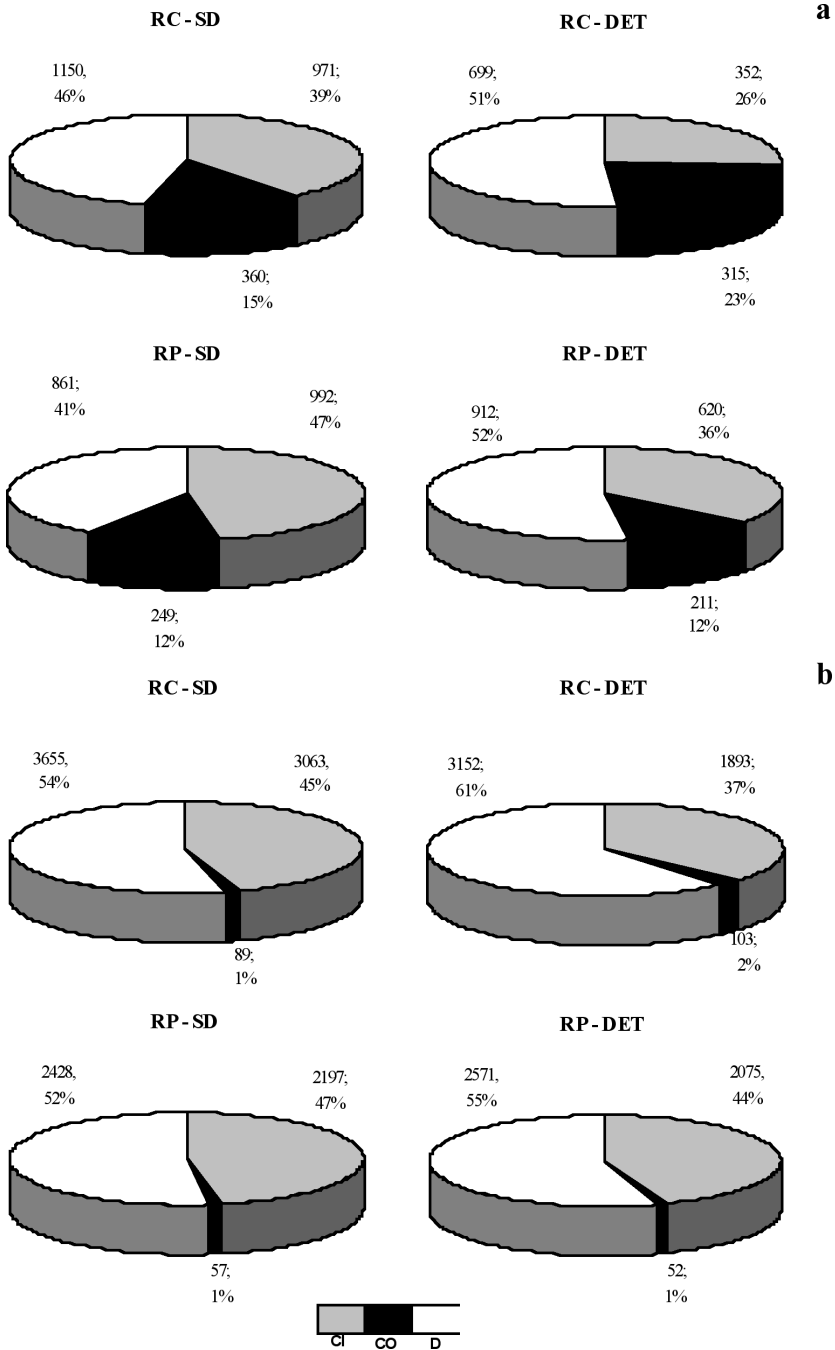


Figura 4. Composición porcentual de la captura en peso (kg) discriminada por tipo de red con y sin DET: a) subárea centro-norte y b) subárea centro-sur, RC: red convencional, RP: red prototipo, DET: dispositivo excluidor de tortugas, SD: red sin dispositivo, CO: captura objetivo, CI: captura incidental, D: descarte.

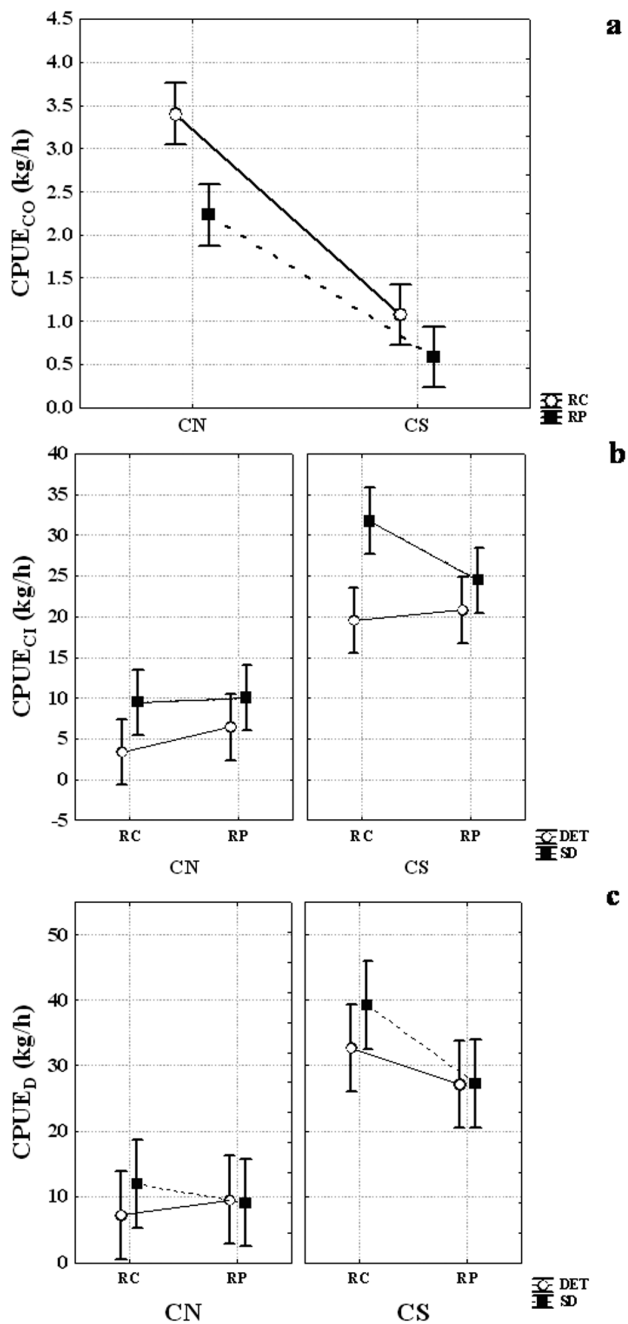


Figura 5. Abundancias por subáreas, tipos de red y presencia de dispositivo para a) captura objetivo, b) captura incidental y c) el descarte. CN: centro-norte, CS: centro-sur, RC: red convencional, RP: red prototipo, DET: dispositivo excluidor de tortugas, SD: red sin dispositivo. Las barras de error denotan intervalos de confianza del 95%.

norte con menor abundancia no hubo efecto alguno del tipo de red ni del DET (Tukey: $P > 0.05$). En forma global la abundancia de la captura incidental fue similar entre tipos de red ($\bar{X}_{RC} = 22.78$ kg/h y $\bar{X}_{RP} = 19.30$ kg/h). El descarte fue mayor en la subárea centro-sur que en la centro-norte ($F_{1,232} = 152.02$; $P < 0.01$; Figura 5c). Sin embargo, hubo interacción marginalmente significativa entre los factores tipo de red y presencia de dispositivo ($F_{1,232} = 3.44$; $P = 0.06$). Esto implicó que la red convencional sin dispositivo capturó más descarte que la red con DET y las redes prototipo (Tukey: $P < 0.05$). El efecto del DET en las redes prototipo no fue significativo (Tukey: $P > 0.05$).

La red prototipo excluyó 34.8% de la CO, 16.3% de la CI y 28.7% del D. Consistente con los resultados del ANOVA, las reducciones de CO y D fueron significativas, mientras que la reducción de CI no lo fue. Considerando sólo el efecto del DET en la red prototipo, ésta excluyó un 13.4% de la CO, 21.1% de CI y nada del D, mientras que en la red convencional el uso del DET excluyó 6.8% de CO, 44.4% de CI y 22.1% de D. Finalmente, el efecto simultáneo de la red prototipo y el DET mostró una exclusión del 43.5% para CO, 33.9% para CI y 28.5% para el D. Con respecto a las tortugas marinas (*Lepidochelys olivacea*) como componentes del descarte, se capturaron 10 individuos, 9 de ellos en redes sin DET (6 en red convencional y 3 en la red prototipo) y uno en la red convencional con DET. Las capturas de 8 de las tortugas tuvieron lugar en la subárea centro-sur, mientras que las otras 2 fueron capturadas en la subárea centro-norte.

Selectividad

La estructura de tallas de la CO (todas las especies de camarón) fue bimodal para cada tipo de red y subárea; con un primer rango de 7 a 14 cm y el segundo de 15 a 23 cm. El primer rango correspondió principalmente a *X. riveti* y el segundo a *L. occidentalis* (Figura 6). En ambos casos, la distribución de tallas de la red convencional difirió de la red prototipo ($X^2 = 13597.9$; $P < 0.05$ en la subárea centro-norte y $X^2 = 76335$; $P < 0.05$ en la subárea centro-sur). En efecto, la selectividad de la red prototipo se notó al capturar menor proporción de individuos con tallas menores a 12 cm y al ser las tallas medias de camarón mayores que en la red convencional. La CI (todas las especies de peces comerciales) mostró distribuciones de tallas unimodales con sesgo positivo (Figura 7). Las distribuciones difirieron significativamente entre tipos de red para la subárea centro-norte ($X^2 = 378.7$; $P < 0.05$) y la subárea centro-sur ($X^2 = 1902.1$; $P < 0.05$). Especialmente en la subárea centro-sur, donde la CI fue más alta, se capturó menor proporción de individuos con talla menor a 22 cm, a la vez que la mediana de la longitud de peces fue mayor en la red prototipo. En el caso de las especies de peces que formaron parte del descarte, todas las distribuciones de tallas fueron unimodales sin aparente sesgo (Figura 8). Las distribuciones mostraron diferencias significativas entre la red prototipo y convencional en la subárea centro-norte ($\chi^2 = 12106.1$; $P < 0.05$) y centro-sur ($\chi^2 = 21053.9$; $P < 0.05$), sin embargo, los promedios de longitudes fueron muy similares entre tipos de redes para cada subárea.

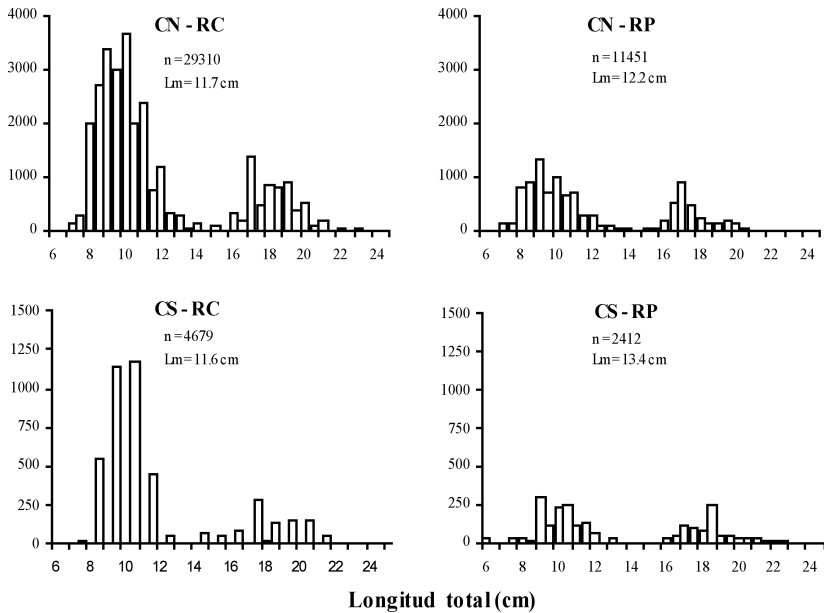


Figura 6. Frecuencias de longitud para la captura objetivo por subáreas y tipo de red sin DET: RC: red convencional, RP: red prototipo, CN: centro-norte, CS: centro-sur, Lm = longitud promedio.

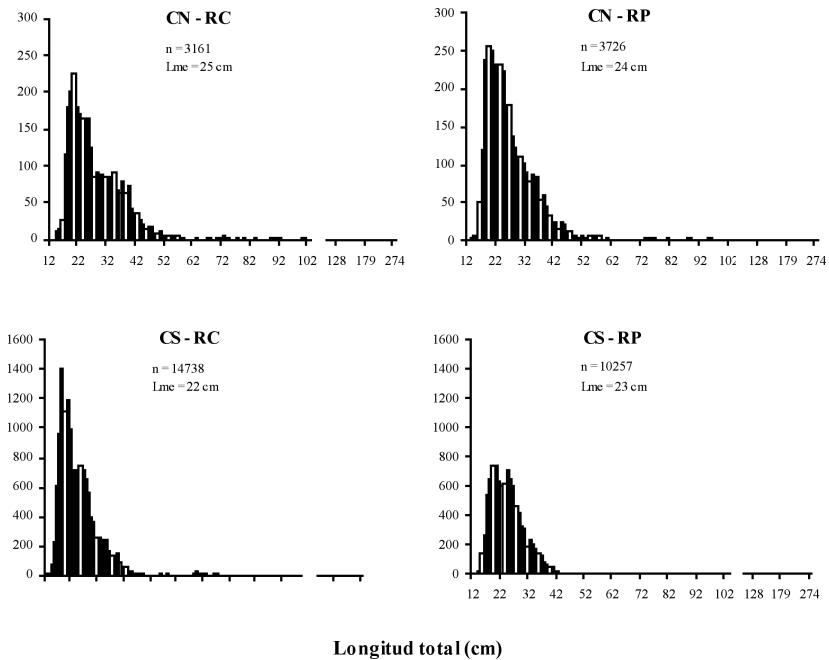


Figura 7. Frecuencias de longitud para peces de la captura incidental por subáreas y tipo de red sin DET: RC: red convencional, RP: red prototipo, CN: centro-norte, CS: centro-sur, Lme = longitud mediana.

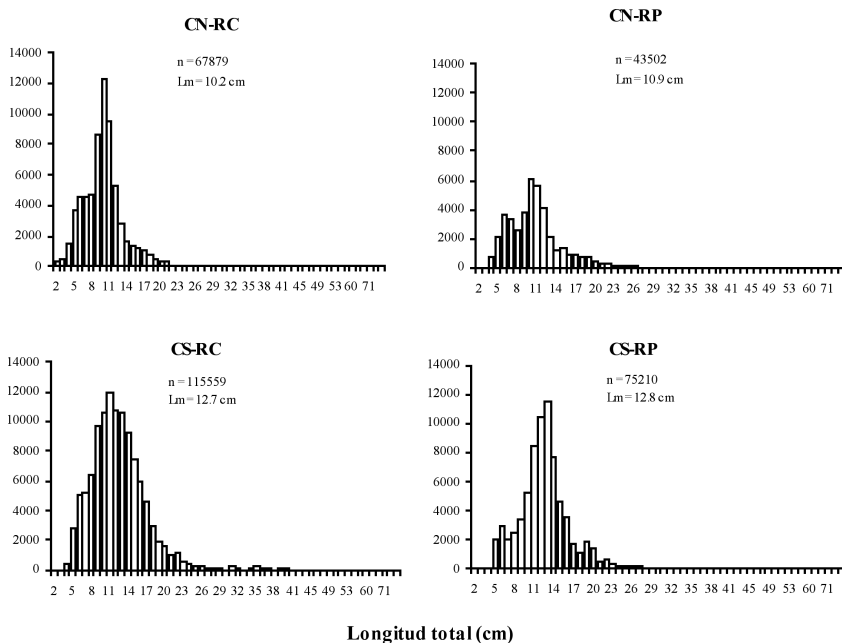


Figura 8. Frecuencias de longitud de peces del descarte por subáreas y tipo de red sin DET: RC: red convencional, RP: red prototipo, CN: centro-norte, CS: centro-sur, Lm = longitud promedio.

Entre los modelos evaluados el que mejor ajuste presentó para modelar la selectividad de *L. occidentalis* fue el modelo logístico simple, cuya varianza explicada (r^2) fue de 85% con parámetros a y b significativos ($P < 0.05$). La probabilidad de retención al 50% ($L_{50\%}$) se estimó en 18 cm de longitud total (Figura 9a), con individuos retenidos desde 12 cm con probabilidad de 0.10. Para los Scianidos representantes de la captura incidental, el modelo mejor ajustado fue el logístico con un parámetro de penalización (w). Los parámetros estimados fueron significativos ($P < 0.05$) y r^2 fue de 89% (Figura 9b). $L_{50\%}$ se estimó en 17 cm de longitud total, sin embargo fue evidente que los peces de esta familia nunca alcanzaron el 100 % de retención. La selectividad de la familia Engraulidae, representante del descarte, se ajustó mejor al modelo de Wileman (Figura 9c). Los parámetros estimados fueron significativos ($P < 0.05$) y el r^2 fue de 71%. La $L_{50\%}$ se estimó en 16 cm, no obstante se capturan peces desde los 3 cm.

Impacto económico de las nuevas tecnologías

La renta por lance de una red no difirió entre subáreas ($F_{1,232} = 0.17$; $P > 0.05$), mientras que el efecto del DET fue más fuerte en la red convencional ($F_{1,232} = 4.02$; $P < 0.05$; Figura 10a). Esto implicó que menores rentas se alcanzaron con las redes que usaron DET, mientras la renta entre tipos de redes no mostró diferencias significativas ($F_{1,232} = 1.24$; $P > 0.05$).

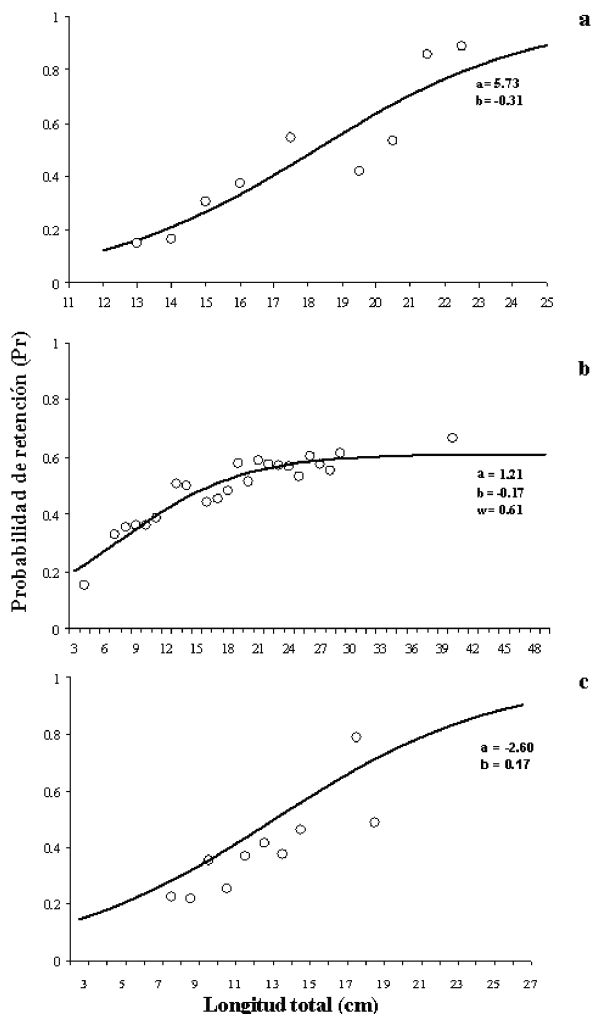


Figura 9. Curvas de selectividad de la red prototipo para: a) *Litopenaeus occidentalis*, b) familia *Sciaenidae* y c) familia *Engraulidae*. En cada caso se muestran los parámetros significativos estimados.

El consumo promedio de combustible del sistema de pesca innovado (red prototipo-portones prototipo: RP-PP = 9.60 ± 1.46 gal/hora) fue menor que el consumo del sistema tradicional (red convencional-portones convencionales: RC-PC = 15.07 ± 0.28 gal/hora) ($t = -24.7$; $P < 0.05$). También se encontraron diferencias significativas en el consumo de combustible entre las configuraciones red prototipo-portones convencionales (RP-PC = 11.65 ± 1.38 gal/hora) y red convencional-portones convencionales (RC-PC = 15.07 ± 0.28 gal/hora) ($t = 4.8$; $P < 0.05$). De lo anterior, la configuración RP-PP redujo significativamente en 36.2% el consumo de combustible, mientras que la configuración RP-PC lo redujo en 22.7% (Figura 10b).

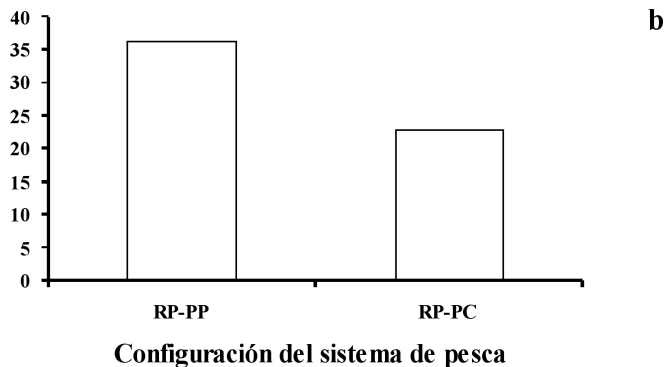
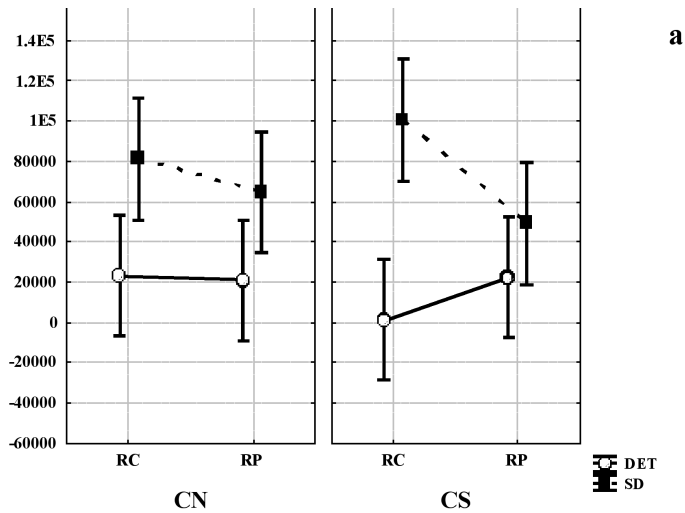


Figura 10. a) Renta promedio en pesos colombianos de 2005 del lance de una red por subárea, tipo de red y presencia de dispositivo. Las barras de error denotan intervalos de confianza del 95%, b) Porcentaje de reducción del consumo de combustible para dos configuraciones del sistema de pesca innovado (red prototipo con portones prototipo: RP-PP; red prototipo con portones convencionales: RP-PC).

DISCUSIÓN

Los altos porcentajes de fauna acompañante (42.5% de captura incidental y 52.6% de descarte) representados por los 217 taxa identificados en el estudio, ponen en evidencia la magnitud del impacto que genera la pesca industrial de arrastre de camarón en el Pacífico colombiano. No solo el efecto se dirige a la cantidad de biomasa no objetivo extraída, sino a la gran cantidad de especies sometidas a explotación incidentalmente con este arte de pesca. Esta situación es propia de ecosistemas tropicales y subtropicales donde las redes de arrastre extraen múltiples especies bentónicas asociadas al camarón

(EJF, 2003). Los impactos resultantes son una amenaza grave para la biodiversidad marina, ya que muchas especies con estrategias de vida diferentes son capturadas de manera colateral cuando el esfuerzo de pesca se ejerce sobre un recurso objetivo de alto valor económico. Lo anterior implica la remoción de depredadores superiores y presas con los consecuentes efectos sobre la estructura trófica del ecosistema y sobre las pesquerías asociadas al arrastre (Hall *et al.*, 2000; Lewison *et al.*, 2004).

La proporción fauna acompañante:captura objetivo se estimó en 19:1, la cual es similar a la reportada en ambientes tropicales donde alcanza valores de 20:1 (Eayrs, 2005). Buena parte de la fauna acompañante estuvo constituida por juveniles de especies pertenecientes a familias de importancia comercial como Sciaenidae, Carangidae, Ariidae, Gerreidae y Haemulidae, entre otras. Este fenómeno tiene gran incidencia sobre otras pesquerías, las cuales son dirigidas a los adultos de peces pertenecientes a las familias mencionadas (Barreto *et al.*, 2001). Las consecuencias son previsibles al poner en peligro pesquerías artesanales de otros artes como redes de enmalle, líneas, palangres, etc., de las cuales depende la generación de ingresos y la seguridad alimentaria de muchos pobladores del Pacífico colombiano (De la Pava y Mosquera, 2001).

Los resultados obtenidos en este estudio indicaron un fuerte efecto del factor subárea en las abundancias de captura objetivo (camarón) y fauna acompañante. En efecto, la dimensión espacial juega un papel fundamental en la ecología de los recursos (Caddy y Sharp, 1986; Castilla y Defeo, 2001). Para el caso de invertebrados marinos muchos de ellos se encuentran agregados en parches o formando gradientes como resultado de un ambiente espacialmente estructurado por procesos abióticos (p.e. salinidad, temperatura, tipos de fondo) y bióticos (p.e. competencia, interacción predador-presa) que operan a diferentes escalas espaciales (Begon *et al.*, 1990; Orensanz y Jamieson; 1998). Desde este punto de vista se puede asumir que la variación espacial encontrada para la captura objetivo y para la fauna acompañante obedece a ambientes estructurados que favorecen la presencia de uno u otro recurso durante los meses de muestreo. Así, la mayor abundancia de fauna acompañante en la subárea centro-sur podría ser explicada por su amplia plataforma que ofrece mayor estabilidad en la columna de agua, debido a que los aportes costeros tienen mayor permanencia en la capa superficial y los oceánicos ascienden de manera continua. Zapata *et al.* (1999) caracterizaron la oceanografía de esta subárea confiriéndole mayor estabilidad a su carga de nutrientes y por tanto favoreciendo la ocurrencia de importantes densidades de recursos demersales. La presencia de lodos arenosos y arenas lodosas en ambas subáreas (CIOH, 1989; CIOH, 1990) favorece la disponibilidad de materia orgánica para especies de camarones Peneidos (García y Le Reste, 1981); no obstante otros factores como interacciones bióticas fuera del alcance de esta investigación, suelen afectar la distribución de la abundancia de camarones y su dinámica poblacional (Pérez-Castañeda y Defeo, 2005).

Contrario a lo reportado por Aguilar (2001), quien evaluó un diseño de red prototipo similar al evaluado en esta investigación en comparación con una red convencional en México, los resultados de este estudio indicaron diferencias significativas en la abundancia de CO entre las redes comparadas. Mientras que la red convencional capturó una abundancia media de camarón de 2.2 kg/hora, la red prototipo capturó 1.4 kg/hora, reflejando un porcentaje de exclusión de 34.8%. Sin embargo, gran parte de la captura escapada de la red prototipo consistió de individuos pequeños (<12 cm), permitiendo seleccionar camarones de mayor talla, con más alto precio en el mercado y reduciendo el riesgo de sobrepesca en crecimiento. En efecto, el valor de $L_{50\%}$ de *L. occidentalis* para la red prototipo estimado en 18 cm, fue muy similar a la talla media de madurez sexual de la especie (18.3 cm; Ramírez, 1994), permitiendo el escape del 50% de la población madura para reproducirse. Opuesto a la creencia del sector industrial pesquero del Pacífico, el uso del DET mostró no afectar significativamente la captura de camarón en ninguna de las redes evaluadas. Este resultado concuerda con diversas investigaciones que demostraron la eficiencia del DET para reducir la fauna acompañante sin afectar la captura de camarón (Broabhurst *et al.*, 1996; Pomares *et al.*, 1998; Graham, 2003).

Con respecto a la captura incidental la red prototipo excluyó un poco más de 16%, sin ser esta exclusión significativa. Sólo dependiendo del tipo de red, el DET excluyó 21.1% de peces en la red prototipo y 44.4% en la red convencional, siendo mayor la exclusión en la subárea centro-norte. Este resultado ilustró el efecto potencial del DET al permitir el escape de peces que conforman la captura incidental. Unido al efecto de la red prototipo, se plantean dos situaciones antagónicas a la hora de regular la pesquería de arrastre en el Pacífico colombiano, mediante la introducción de nuevas tecnologías. Por un lado disminuye el efecto sobre la biodiversidad, mientras que los ingresos de la cadena productiva del camarón podrían disminuir, debido a que la captura incidental constituye una fuente excedente de ingresos de la pesca de arrastre (De la Pava y Mosquera, 2001). Esta situación ilustra la dimensión que representa el problema de la fauna acompañante en esta pesquería, el cual confronta intereses ambientales con económicos y sociales (Alverson *et al.*, 1994).

La reducción significativa del descarte por la red prototipo fue resultado de la mayor selectividad de esta red en términos de mayores tamaños de malla con más altos coeficientes de abertura horizontal. El uso del DET mantuvo una exclusión del descarte cercana al 28%, el cual específicamente para tortugas mostró una eficiencia de exclusión del 90%. Estos resultados demostraron la eficiencia reportada del DET para la exclusión de tortugas (Graham, 2003; Eayrs, 2005).

El efecto de las nuevas tecnologías no solo fue benéfico desde el punto de vista ecológico, sino que también se tradujo en un ahorro significativo del consumo de combustible. Mientras la red prototipo aparejada con portones prototipo alcanzó una reducción de 36.2%, la misma red aparejada con portones convencionales redujo en

22.7% el consumo de combustible. Estas reducciones concuerdan con aquellas obtenidas en pesquerías mexicanas que ya introdujeron estos cambios en la tecnología de pesca (Pérez, 2003). El desempeño excedente del sistema de pesca por el uso de los portones prototipo (13.5%), es explicado por la superficie curva de estos portones que ocasionaron mayor fuerza de expansión de la red y menor resistencia al avance.

Todo lo anterior tuvo repercusiones sobre la renta económica de cada red. Por un lado la renta no difirió entre subáreas, ya que el déficit en los ingresos producto de las bajas capturas de camarón en la subárea centro-sur, fueron compensados con los ingresos que se obtuvieron de la captura incidental. Pese a que las redes prototipo capturaron menos camarón que las redes convencionales, la renta económica no difirió significativamente entre tipos de redes, debido a que el margen menor de ingresos de la red prototipo fue compensado con la reducción en los costos de operación producto de la reducción en el consumo de combustible. Consistente con el efecto del DET en la captura incidental, éste ocasionó una substancial reducción en la renta económica, siendo significativa en el caso de la red convencional donde llegó a ser casi cero.

A la luz de la evidencia científica presentada en este estudio, es posible recomendar desde un punto de vista ecológico adoptar las nuevas tecnologías de pesca (red prototipo y DET), debido a que reducen la captura de fauna acompañante en un 62% (33.5% de captura incidental y 28.5% del descarte). Adicionalmente el efecto sobre la estructura poblacional por tallas es reducido, al ser las capturas de camarón y peces más selectivas. Desde un punto de vista económico, la adopción de la nueva tecnología es factible ya que la reducción en las capturas de camarones y peces no representó reducción significativa de la renta económica comparada con la renta de la red convencional. Esto debido a la reducción en el consumo de combustible que llegó a representar un ahorro de hasta \$10`125 000 en los costos totales de la faena.

Cualquier decisión para la adopción de las nuevas tecnologías de pesca como un programa de cambio en el manejo pesquero, debe contemplar las potenciales repercusiones sociales que puedan generarse, especialmente por el gran número de pequeños comerciantes que devengan su sustento de la venta de la pesca incidental. Estrategias de manejo tecnológicas como las sugeridas en este estudio, deben combinarse con una investigación actual sobre el estado de explotación del camarón de aguas someras con fines de re-diseñar vedas espacio-temporales y re-definir nuevas cuotas de captura y permisos de pesca que permitan garantizar la sostenibilidad de la pesquería.

AGRADECIMIENTOS

Este manuscrito condensa el Trabajo de Grado de Farit Rico Mejía del programa de Ingeniería Pesquera de la Universidad del Magdalena. Los autores agradecen a la FAO y COLCIENCIAS por la financiación de los proyecto códigos EP/GLO/201/GEF y

2105-09-13531, respectivamente. Al INVEMAR por el apoyo logístico para la ejecución de los proyectos mencionados. A los Biólogos Jorge Augusto Angulo y Nayibe Madrid, y al Ingeniero Pesquero Harley Zúñiga por su apoyo académico y asesoría en la fase de campo y laboratorio. A la Asociación Colombiana de Industriales y Armadores Pesqueros (ACODIARPE) en nombre de las empresas Inversiones Rebelo Gutiérrez e Inversiones Rebelo Victoria, por su invaluable disposición para trabajar en las embarcaciones Lusitano y Alexander. A las tripulaciones de la embarcaciones mencionadas y a Alexander Girón por el gran apoyo en las faenas de pesca experimental.

BIBLIOGRAFÍA

- Abbott, R.T. 1974. American seashell. The marine mollusca of the Atlantic and Pacific coast of Nort America. 2nd Edition. Van Nostrand Reihold Co. New York, 666 p.
- Aguilar, D. 2001. Modified trawl net for selective capture of shrimp using small boats in Baja California Sur, México. INFOFISH, 6:60-62.
- Alverson, D., M.H. Freeberg, S.A. Murawski y J.G. Pope. 1994. A global assessment de fisheries bycatch and discards. FAO Fish Tech. Pap. 339, Rome, 233 p.
- Barreto, C.G., G. Polo y B. Páramo. 2001. Análisis biológico pesquero y económico de la fauna acompañante en la pesquería de arrastre industrial colombiana. 234 – 270. En: Circular de Pesca No. 974. FAO, Roma.
- Begon, M., J.L Harper y C.R. Towsend. 1990. Ecology: individuals, populations and communities. 2nd Edition. Blackwell Scientifc Publications. Cambridge. 945 p.
- Beltrán, B. y H. Ríos. 2000. Estadios tempranos de peces del Pacifico colombiano. Tomo I. INPA. Bogota, 359 p.
- Broabhurst, M.K., S.J. Kennely y B. Isaksen. 1996. Assessments of modified codends that reduce the by-catch of fish in two estuarine prawn-trawl fisheries in New South Wales, Australia. Fish. Res., 27:89-111.
- Caddy, J.F y G.D. Sharp. 1986. An ecological framework for marine fishery investigations. FAO Fish. Tech. Pap. 283, Rome, 152 p.
- Castilla, J.C y O. Defeo. 2001. Latin-Amarican benthic selffisheries: emphasis on co-managemet and experimental practices. Rev. Fish. Biol. Fisheries, 11:1-30.
- CIOH. 1989. Facies sedimentológicas en papel, Buenaventura – Ecuador. Escala 1:300.000. Centro de Investigaciones Oceanográficas e Hidrográficas, Cartagena.
- CIOH. 1990. Facies sedimentológicas en papel, Cabo Corrientes - Buenaventura. Escala 1:300.000. Centro de Investigaciones Oceanográficas e Hidrográficas, Cartagena.
- Cury, P.,V. y Christensen. 2005. Quantitative Ecosystem Indicators for Fisheries Management. ICES J. Mar Sci., 62:307-310.
- Cury, P., C. Mullon, S.M. Garcia y L.J. Shannon. 2005. Viability theory for an ecosystem approach to fisheries. ICES J. Mar. Sci., 62:577-584.
- De la Pava, M.L. y C. Mosquera. 2001. Diagnostico Regional de la Cadena Camarón de Pesca en el Pacífico Colombiano. Documento Técnico presentado al Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural. ACODIARPE, Buenaventura, 41 p.



- Eayrs, S.A. 2005. Guide to bycatch reduction in tropical shrimp-trawl fisheries. FAO-UNEP, Rome, 110 p.
- EJF. 2003. Squandering the seas: How shrimp trawling is threatening ecological integrity and food security around the world. Environmental Justice Foundation, London, 45 p.
- Esparza, L.E. 2003. Reducción del impacto ambiental al utilizar el sistema de pesca de arrastre de fondo en la captura del recurso camarón. Documento Técnico del Instituto Nacional de la Pesca. México, 23 p.
- FAO. 2005. Review of the state of world marine fishery resources. FAO Fish. Tech. Pap. 457. Rome, 20 p.
- Fischer, W., F. Krupp., W. Schneider., C. Sommer., K.E. Carpenter y V.H. Niem. 1995. Guía FAO para la identificación de las especies para los fines de la pesca. Pacífico centro-oriental. Vol. I-III. FAO. Roma, 1813 p.
- García, S.M. 1996. The precautionary to fisheries and its implication to fisheries research, technology and management: an updated review. 1-76. En: "Precautionary Approach to Fisheries". Part 2. FAO Fisheries Technical Paper No. (350/2).
- García, S.M y K.L. Cochrane. 2005. Ecosystem approach to fisheries: a review of implementation guidelines. ICES J. Mar. Sci., 62:311-318.
- García, S. y L. Le Reste. 1981. Life cycles, dynamics, exploitation and management of coastal penaeid shrimp stocks. FAO Fish. Tech. Pap. 203, 215 p.
- Graham, N. 2003. By-catch reduction in the brown shrimp, *Crangon crangon*, fisheries using a rigid separation NordmØre grid (grate). Fish. Res., 59:393-407.
- Hall, M.A., D.L. Alverson y K.I. Metuzals. 2000. By-catch: Problems and solutions. Mar. Pollut. Bull., 41:204-219.
- Heredia, J.A. 2002. Diseño de redes de arrastre camaroneras y sugerencias de mejoramiento para usar en las pesquerías Mexicanas. Documento Técnico del Instituto Nacional de la Pesca. México, 17 p.
- INCODER. 2002. Estadísticas de pesca en Colombia (1990-2002). <http://www.incoder.gov.co>
- INPA. 1996. Resolución 0107 del 15 de febrero de 1996. INPA, Ministerio de Agricultura. Bogotá.
- Keen, A.M. 1971. Sea shells of tropical west America. Marine Mollusks from Baja California to Perú. 2^{da}. Edition. University de Stanford. Stanford, 1064 p.
- Lewis, R.L., L.B. Crowder, A.J. Read y S.A. Freeman. 2004. Understanding impacts of fisheries bycatch on marine megafauna. TREE, 19:598-604.
- Millar, R.B y R.J. Fryer. 1999. Estimating the size-selection curves of tosed gears, traps, net and hooks. Rev. Fish. Biol. Fisheries, 9:89-116.
- Morgan, L.E y R. Chuenpagdee. 2003. Shifting Gears. Addressing the Collateral Impact of Fishing Methods in U.S. Waters. Pew science series on conservation and the environmental, Washington, 42 p.
- Orensanz, J y J. Jamieson. 1998. The assessment and management of spatially structured stocks. Can. Spec. Pub. Fish Aqua. Sci., 125:441-459.
- Pauly, D y G.I. Murphy. 1982. Theory and management of tropical fisheries. ICLARM/CSIRO, Manila.
- Pérez, M. 2003. Las redes sin nudos Ultra Cross una alternativa en la pesca de atún con redes de cerco. <http://www.poramaacuicola.com>.
- Pérez-Castañeda, R. y O. Defeo. 2005. Growth and mortality of transient shrimp populations (*Farfantepenaeus* spp.) in a coastal lagoon of Mexico: role of the environment and density-dependence. ICES J. Mar. Sci., 62:14-24.

- Pineda, F.H. 1995. Biología del camarón de aguas someras *Penaeus occidentalis*, *P. stylirostris*, y *P. vannamei*, en la Costa Pacífica colombiana. Documento Técnico del INPA. Buenaventura, 60 p.
- Pomares, O., F.R. Álvarez y L. Marcano. 1998. Evaluación del uso simultáneo del DET y paneles de escape para peces en redes de arrastre camaronero. *Zootec. Trop.*, 16:19-39.
- Ramírez, A. 1994. Evaluación biológico-pesquera del camarón de aguas someras del Pacífico colombiano (*P. occidentalis*) durante el periodo enero de 1993 y febrero de 1994. *Bol. Cient. del INPA*, No. 2:83-93.
- Rueda, M y O. Defeo. 2003. Linking fishery management and conservation in a tropical estuarine lagoon: biological and physical effects of fan artisanal fishing gear. *Estuar. Coast Shelf. Sci.*, 56:1-9.
- Seijo, J.C., O. Defeo y S. Salas. 1998. Fisheries bioeconomics. Theory, modelling and management. *FAO Fish. Tech. Pap.* 368, Rome, 176 p.
- Sparre, P. y S.C. Venema. 1995. Introducción a la evaluación de recursos pesqueros tropicales. Parte I. Manual. *FAO Doc. Téc. Pesca 306/1*. Roma, 420 p.
- Squires, H.J. 1971. Resultados de los cruceros 6907 – 6911 y 7001 con el buque camaronero comercial fletado “Cacique”. Proyecto para el desarrollo de la pesca Marítima en Colombia. PNUD-FAO-INDERENA. Bogotá, 42 p.
- Tegner M. y P. Dayton. 1999. Ecosystem effects of fishing. *TREE*, 14:261-262.
- Vannuccini, S. 2004. Overview of fishes production, utilization consumption and trade. Fishery information data and statistics. Informe técnico de FAO, Roma, 19 p.
- Watling L. y E. Norse. 1998. Effects of mobile fishing gear of marine benthos. *Cons. Biol.* 12:1178-1179.
- Zapata, L.A., G. Rodríguez, B. Beltrán, G. Gómez, A. Cediell, R. Avila y C. Hernández. 1999. Evaluación de recursos demersales por el método de área de barrida en el Pacífico colombiano. *Bol. Cient. Del INPA*, 6:177-226.
- Zar, J.H. 1996. *Biostatistical analysis*. Englewood Cliffs: Prentice-Hall. USA, 662 p.

FECHA DE RECEPCIÓN: 04/04/06

FECHA DE ACEPTACIÓN: 20/06/07



