

EVALUACIÓN EXPERIMENTAL DE DISPOSITIVOS EXCLUIDORES DE FAUNA ACOMPAÑANTE EN REDES DE ARRASTRE PARA CAMARÓN DE AGUAS SOMERAS EN EL PACÍFICO COLOMBIANO*

Alexander Girón, Farit Rico y Mario Rueda

Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras "José Benito Vives De Andrés"-INVEMAR, Santa Marta, Colombia. A.A. 1016. alegimo28@hotmail.com (A.G.), farit_rico@invemar.org.co (F.R.), mrueda@invemar.org.co (M.R.)

RESUMEN

Se evaluaron los efectos de la introducción de dispositivos excluidores de fauna acompañante en la flota de arrastre camaronesa de aguas someras del Pacífico colombiano, mediante un experimento de pesca que involucró al sector pesquero industrial. Siguiendo las condiciones de pesca comercial, se evaluó el dispositivo excluidor de tortugas (DET), el dispositivo excluidor de peces "Ojo de pescado" (OP) y la combinación de ambos dispositivos (DET+OP). Las variables usadas para evaluar los efectos de los dispositivos sobre los distintos componentes de la captura [captura objetivo (CO), captura incidental (CI) y el descarte (D)], fueron la abundancia relativa y la distribución de tallas de los individuos. Los efectos de los factores tipo de dispositivo, áreas de pesca y la interacción entre éstos, se evaluaron con un ANOVA a dos vías, mientras que el efecto de los dispositivos sobre la estructura por tallas de las capturas, se evaluó por medio de comparaciones de las distribuciones de tallas usando la prueba de Chi-cuadrado. La proporción global entre la captura objetivo (camarón) y la fauna acompañante (principalmente peces) fue 1:14. Los grupos de especies capturados fueron peces (83 %), crustáceos (13 %), moluscos (1.1 %), cnidarios (1.3 %), reptiles (1 %) y equinodermos (0.6 %), que en conjunto comprendieron 216 taxa. Tanto la CO como la CI (peces con valor comercial) y el D (especies devueltas al mar) variaron significativamente entre áreas de pesca. Los dispositivos no afectaron la captura de camarón en las redes de arrastre, pero sí la captura de peces en función del área de pesca. El desempeño de los dispositivos mostró con respecto a la CI que el DET excluyó el 45 %, el OP 36 % y la red con DET+OP 78 %; mientras que el descarte se redujo en 22 % con el DET, 39 % con el OP y 58 % en la red con DET+OP. Las distribuciones de tallas provenientes de las redes con dispositivos difirieron significativamente de las observadas en la red control. Los dispositivos evaluados disminuyeron el impacto de las redes de arrastre sobre la biodiversidad marina, al permitir el escape de muchos organismos y retener individuos más grandes. Sin embargo, el escape de peces de tallas comerciales podría afectar el ingreso económico de los pescadores.

PALABRAS CLAVE: Pacífico colombiano, Impacto de la pesca, Red de arrastre, Fauna acompañante, Tecnología de pesca.

*Contribución No. 1060 del Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras - INVEMAR

ABSTRACT

Experimental evaluation of bycatch reduction devices in shrimp-trawl nets of shallow waters of the Colombian Pacific coast. The effects of the introduction of bycatch reduction devices in the shrimp trawling fleet in shallow waters of the Colombian Pacific, were tested through an experiment fishing involving the industrial fishing sector. Following the commercial fishing conditions, we evaluated the turtle excluder device (TED), the “fish eye” fish excluder device (OP) and the combination of both devices (DET + OP). The variables used to assess the effects of the devices on the different components of the catch [target catch (CO), bycatch (CI) and discard (D)] were the relative abundance and length distribution of individuals. The effects of device type, fishing areas and their interaction were assessed by two-way ANOVA, while the effect of the devices on the length structure of catches was evaluated by comparison of size distributions using the Chi-square test. The overall ratio between the target catch (shrimp) and bycatch was 1:14. Groups of species caught were fish (83 %), crustaceans (13 %), molluscs (1.1 %), cnidarians (1.3 %), reptiles (1 %) and echinoderms (0.6 %), which together included 216 taxa. The variables TCO, CI (commercial fish) and D (discards) all varied significantly between fishing grounds. The devices did not affect shrimp catch in trawl nets, but fish catch did depending on the fishing grounds. The performance of devices showed with respect to the CI that DET excluded 45 %, the OP 36 % and OP+DET 78 %, while the discard was reduced by 22 % with the DET, 39 % with OP and 58 % in the DET + OP. The length distributions of the trawl-net with devices did differ significantly from the control net. The devices tested reduced the impact of trawling on marine biodiversity by allowing the escape of many species. However, the escape of commercial size fish could affect the income of fishermen.

KEY WORDS: Colombian Pacific, Fishing impact, Trawl net, Bycatch, Fishing technology.

INTRODUCCIÓN

La mayoría de las pesquerías mundiales tienen que tratar con la fauna acompañante definida como cualquier organismo capturado que los pescadores no intentan pescar (Eayrs, 2007). Alverson *et al.* (1994) definieron diferentes componentes de la captura, llamando captura objetivo (CO) a la especie o ensamblaje de especies a los cuales se dirige el esfuerzo de pesca, captura incidental (CI) a las especies no objetivos que son retenidas por el pescador y descarte (D) a la porción que por razones económicas, legales o personales es devuelta al mar. Estimaciones recientes de la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO) indican que cerca de siete millones de toneladas de peces son descartadas en las pesquerías comerciales, lo que equivale a cerca del 8 % de la producción mundial de las pesquería marinas (Kelleher, 2005).

La pesquería de camarón representa una de las principales fuentes de ingresos y alimentos del sector pesquero a nivel mundial, registrando capturas globales de más de tres millones de toneladas para el año 2000 (EJF, 2003) y representando el 17.5 % del valor total de las exportaciones mundiales de productos pesqueros en 2002 (Vannuccini, 2004). Sin embargo, esta pesquería está catalogada

como el líder victimario de la fauna acompañante y responsable del 27 % de los descartes mundiales, lo que evidencia su fuerte impacto sobre el ecosistema marino, principalmente por la operación de las redes de arrastre sobre el bentos y la poca selectividad de las mismas (Dayton, 1995; Eayrs, 2007).

El impacto de esta pesquería sobre el ambiente marino se ejemplifica con la proporción captura de camarón contra captura de fauna acompañante con valores promedio de 1 a 5 en pesquerías de aguas templadas y subtropicales (EJF, 2003), pero que en regiones tropicales alcanza valores superiores de 1 a 20 (Eayrs, 2007). Así mismo, el impacto sobre la biodiversidad es evidente al llegar a capturar varios cientos de especies por faena, entre las que se encuentran las tortugas marinas, de las cuales mueren cerca 150000 individuos en las redes camaroneras cada año (EJF, 2003). Este impacto sobre las tortugas marinas combinado con otras actividades como la pesca con palangres, la caza directa y el desarrollo urbanístico de la costa ha ocasionado que desde 2003, seis de las siete especies de tortugas existentes en el mundo estén incluidas en la Lista Roja de Especies Amenazadas (Eayrs, 2007).

Una forma de enfrentar la problemática antes detallada, es mediante la incorporación de los dispositivos excluidores de fauna acompañante en las redes de arrastre, con el fin de mejorar su selectividad, sin comprometer la producción pesquera (Alverson *et al.*, 1994; Eayrs, 2007). No obstante, esta solución puede generar, en algunas regiones, impactos económicos y socio-culturales ocasionados por una reducción de los ingresos que pueden obtener los pescadores por la venta de algunas especies y por el aprovechamiento tradicional de las mismas en consumo y alimento de otras especies de cultivo (Alverson *et al.*, 1994). Específicamente para las tortugas, se ha generalizado el uso de dispositivos excluidores de tortugas (DET's) con una eficiencia de exclusión del 97 % (Villaseñor, 1997; EJF, 2003; Eayrs, 2007). Para la fauna acompañante se han desarrollado otros diseños de dispositivos (BRD's; por sus siglas en inglés), que han demostrado su eficiencia en la reducción principalmente de peces (Pomares *et al.*, 1998; Steele *et al.*, 2001; Balmori *et al.*, 2003).

La industria camaronera en Colombia, especialmente en el Pacífico donde cuenta más de 50 años, no escapa a la problemática mundial de esta pesquería, enfrentando además en la actualidad una sobreexplotación del recurso que en combinación con otros factores como los altos costos del combustibles y la caída de los precios en los mercados internacionales (De la Pava y Mosquera, 2001), ha ocasionado una reducción significativa de la flota, pasando de 104 barcos en 1990 a sólo 47 en 2004 (Rueda *et al.*, 2006). Las principales especies de camarón capturadas por la flota que pesca en aguas someras y que en conjunto constituyen el recurso CAS son *Litopenaeus occidentales*, *L. vannamei* y *L. stylirostris*, no obstante se

capturan otras especies tales como el camarón tití (*Xiphopenaeus riveti*), el camarón pomadilla (*Protrachypene precipua*) y el camarón tigre (*Trachypenaeus* spp.; Díaz *et al.*, 1997; Castillo, 1998; Rico-Mejía y Rueda, 2007). La fauna acompañante del camarón de aguas someras (FACAS) es importante en las comunidades locales, puesto que constituye una fuente importante de proteína animal para los mercados de Buenaventura, Tumaco y Guapi (Prahl, 1990; De la Pava y Mosquera, 2001). Esta situación plantea una encrucijada entre reducir el nivel de fauna acompañante y el bienestar socioeconómico de las comunidades locales.

En febrero de 1996, el gobierno colombiano a través del Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura (INPA), estableció como obligatorio el uso de DET en las redes de arrastre de la flota camaronera industrial del Pacífico. Sin embargo, esta medida se autorizó sin una evaluación previa sobre su funcionamiento e impacto sobre los niveles de captura de camarón y fauna acompañante. Este hecho ha generado una inconformidad en la comunidad pesquera, quien acusa a los DET's de disminuir el desempeño económico de la pesquería.

Este trabajo se enfocó en evaluar experimentalmente el impacto de la introducción de dos dispositivos excluidores de fauna acompañante, el ojo de pescado "OP" y el dispositivo excluidor de tortugas (DET) sobre los distintos componentes de la captura (CO, CI y D) en las redes de arrastre de la flota camaronera del Pacífico colombiano. La comparación se realizó contra una red sin dispositivo (control) cuantificando de esta manera el efecto de los dispositivos sobre la abundancia relativa (CPUE) y sobre las distribuciones de tallas de los individuos capturados, a fin de suministrar información confiable que permita valorar su potencial introducción.

ÁREA DE ESTUDIO

La costa del Pacífico colombiano ha sido dividida en tres áreas, en función de las características pluviométricas de la región, que disminuye con la latitud en el sentido norte-sur y el aspecto fisiográfico de la plataforma continental (Pineda, 1995; Zapata *et al.*, 1999; Beltrán y Ríos, 2000). Estas áreas son: I) área norte, se extiende desde los límites con Panamá (7° 12' N-77° 53' O) hasta Cabo Corrientes (5° 29' N); II) área centro, abarca desde Cabo Corrientes hasta Pasacaballos (2° 30' N) y III) área sur, incluye desde Pasacaballos hasta límites con Ecuador (1° 25' N-78° 54' O). El área centro incluye dos subáreas: I) la bahía de Buenaventura que se extiende desde el golfo de Tortugas hasta el sur de la isla Gorgona y II) la plataforma al norte de Buenaventura que tiene una longitud aproximada de 70 millas por 10 millas de ancho, extendiéndose desde Cabo Corrientes hasta Punta Charambirá. Ambas subáreas y la ensenada de Tumaco al sur constituyen el área de pesca más importante de la flota camaronera de aguas someras en el Pacífico (Squires, 1971; Barreto *et al.*, 2001).

Teniendo en cuenta lo anterior y a efectos de evaluar la posible variación espacial del recurso, este estudio se realizó en las dos subáreas descritas arriba, denominando como subárea centro-norte la región comprendida desde Cabo Corrientes hasta bahía Málaga (4°00'N) y como subárea centro-sur la región comprendida entre bahía Málaga y Pasacaballos. La primera se caracteriza por presentar altos niveles de pluviosidad, temperatura ambiente media de 25.6 °C y una plataforma estrecha influenciada por corrientes superficiales y subsuperficiales, con dirección sur. La subárea centro-sur presenta menores niveles de pluviosidad, temperatura ambiente media de 26 °C y una amplia plataforma que recibe buen aporte fluvial costero y oceánico creando frentes hídricos de surgencias, hundimientos, convergencias y divergencias, con una capa superficial estable (Zapata *et al.*, 1999; IDEAM, 1998). El ámbito de profundidades cubierto en las faenas de pesca experimental fue aquel de la flota camaronera de aguas someras (entre 4 y 33 m; Figura 1).

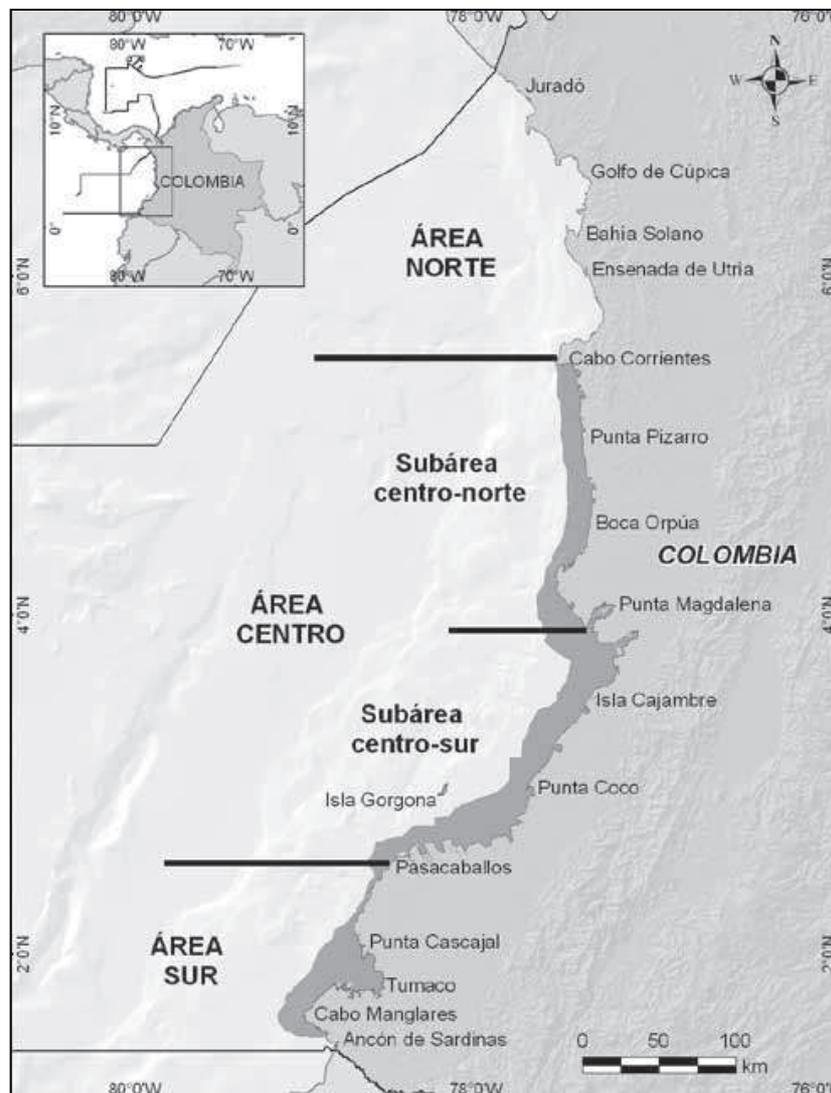


Figura 1. Costa pacífica colombiana, destacando la zona de pesca de camarón de aguas someras (área sombreada) y las dos subáreas donde se realizaron las faenas de pesca experimental (centro-norte y centro-sur).

MATERIALES Y MÉTODOS

Diseño experimental

En septiembre y noviembre de 2005, se realizaron dos faenas de pesca experimental de 20 días cada una a bordo de las embarcaciones Alexander (septiembre) y Lusitano (noviembre) pertenecientes a la flota industrial camaronera del Pacífico colombiano, las cuales fueron tripuladas por cinco pescadores, el capitán y tres investigadores. Ambas embarcaciones se equiparon con el sistema de pesca convencional de arrastre, el cual consta de redes tipo “Flat” de 22.86 m de relinga superior construidas con paños de poliamida (PA) con tamaños de malla de 50.8 mm en el cuerpo y 44.4 mm en el bolso, aparejadas con portones de madera rectangulares de 2.59 x 1.17 m. En cada faena la embarcación pescó en cada una de las dos subáreas de estudio, controlando su poder de pesca al tener cada una especificaciones técnicas muy similares incluyendo igual potencia de los motores (425 HP). Con el fin de evaluar el efecto de los dispositivos sobre los distintos componentes de la captura y de acuerdo con la operatividad de pesca convencional, cada embarcación, para el período de experimentación, empleó una red por banda intercalando las configuraciones de los dispositivos a fin de evaluar los cuatro tratamientos (DET, OP, DET+OP y SD). El DET evaluado correspondió al tipo “Bent Pipe” que consiste en una parrilla rígida de forma rectangular construida en aluminio, con separación de 12 cm entre rejillas y salida de escape de 1.8 m, sin usar embudo acelerador. El dispositivo OP consistió en una estructura elíptica construida en acero inoxidable ($\varnothing = 0.6$ mm), la cual se instaló en el techo del bolso a una distancia de 35 mallas del borde. De esta forma el diseño de pesca experimental incluyó dos factores: I) subárea, cuyos niveles fueron: centro-norte y centro-sur y II) tipo de dispositivo, cuyos niveles fueron: red con DET, red con OP, red con DET+OP y red control, SD. Para cada tratamiento de un tipo de dispositivo en cada subárea, el tamaño de muestra fue de 30 lances de una red (unidad experimental), tomando 15 muestras en cada faena por dispositivo y por subárea de pesca, controlando de esta forma el posible efecto de las diferencias entre embarcaciones. En total se obtuvieron 240 observaciones en todo el experimento de pesca.

Procedimientos a bordo y en laboratorio

Las redes fueron izadas y las capturas puestas en cubierta evitando que se mezclaran. La captura de cada red fue clasificada, con ayuda de los pescadores, en camarón (CO), algunas especies de peces comerciales (CI) y la captura a devolver al mar (D). De cada categoría comercial se determinó la composición de especies, las distribuciones de tallas y los pesos por grupos de individuos de una misma especie.

Cuando la captura de una categoría fue muy abundante, se tomó una submuestra mayor al 20 % de la captura total de cada red por 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 posteriormente ser analizada en laboratorio. Se registró la posición del lance, duración y profundidad mediante ecosonda y GPS. Después de cada faena, las muestras del descarte fueron descongeladas para luego proceder a su identificación taxonómica y toma de 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 se midieron al medio centímetro inferior, mientras que las longitudes de peces fueron al centímetro inferior. 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 subáreas y tipo de dispositivos. Los datos de captura se registraron tanto en peso (kg) como en porcentaje.

Evaluación del efecto de la subárea y el tipo de dispositivo. Los efectos de la subárea, el tipo de dispositivo y la interacción de los mismos sobre la abundancia relativa (CPUE en kg/h) de las capturas CO, CI y D, se determinaron mediante análisis de varianza (ANOVA) a dos 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 o se evaluaron dichas diferencias por el método no paramétrico de Kruskal-Wallis. 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, el porcentaje de exclusión se calculó mediante la expresión:

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

donde: \overline{CPUE} son los promedios de las abundancias relativas considerando el factor que permite la exclusión ($F1$) y el control ($F2$). De esta manera fue posible evaluar el efecto del DET, el OP y su combinación considerando como $F1$ las redes equipadas con los dispositivos y como $F2$ la red sin dispositivo (control).

Evaluación del efecto sobre la estructura de tallas. Para evaluar el efecto del tipo de dispositivo sobre la estructura de tallas por subárea, se construyeron histogramas de frecuencia de longitud combinando las especies de cada grupo de captura. Asumiendo como distribución esperada los histogramas procedentes de la red sin dispositivo (SD), se evaluaron diferencias con las distribuciones de tallas observadas procedentes de las redes equipadas con los dispositivos (DET, OP y DET+OP), mediante la prueba de bondad de ajuste de Chi-cuadrado (χ^2).

RESULTADOS

Composición de las capturas

Con un esfuerzo de 420 horas de arrastre efectivo y una velocidad de arrastre promedio de 2.8 nudos, se obtuvo una captura total de 25400 kg, de la cual el 6 % correspondió a CO, el 40 % a CI y el 54 % fue D, con una proporción captura objetivo-fauna acompañante de 1:14. Comparadas con la captura de la red control (SD; 9094 kg), las redes equipadas con los dispositivos obtuvieron menos captura total con reducciones de 28 % para el DET, 31 % para el OP y 61 % para la combinación DET+OP.

La captura estuvo representada por seis grandes grupos taxonómicos: peces (83 %), crustáceos (13 %), cnidarios (1.3 %), moluscos (1.1 %); reptiles (1 %) y equinodermos (0.6 %), los cuales representaron 216 taxa agrupadas en 84 familias de las cuales las más representativas en la fauna acompañante fueron Carangidae, Gerreidae y Paralichthyidae. Con relación a las tortugas marinas, se capturaron 10 individuos de los cuales nueve lo fueron en redes sin DET lo cual confirmó la eficiencia del dispositivo para excluir estos organismos. El patrón de mayor captura de D, seguido de CI y CO fue consistente entre subáreas. Sin embargo, la captura objetivo en la subárea centro-norte fue mucho mayor que la obtenida en la subárea centro-sur, contrastando con la CI y el D que presentaron un comportamiento inverso (Figuras 2a y 2b). La CO estuvo representada por cuatro especies de la familia Penaeidae, de las cuales *L. occidentalis* representó el 59.9 % seguido de *X. riveti*, con el 29.2 %. Para *L. occidentalis*, la menor captura ocurrió en la red equipada con la combinación DET+OP en ambas subáreas. Igual patrón ocurrió con *X. riveti* pero sólo en la subárea centro norte (Tabla 1). Esta situación podría sugerir un efecto de la combinación DET+OP en el escape de camarón.

Tabla 1. Composición específica por tipo de dispositivo de la captura objetivo (kg) para las subáreas centro norte (CN) y centro sur (CS).

Especie / dispositivo	Subáreas							
	CN				CS			
	DET	DET+OP	OP	SD	DET	DET+OP	OP	SD
<i>Farfantepenaeus californiensis</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	7.7	7.5	11.1	12.5
<i>Litopenaeus occidentalis</i>	206.2	194.2	218.1	231.9	41.6	27.2	32.3	49.2
<i>Trachypenaeus</i> spp.	7.2	19.6	21.5	13.4	20.9	32.6	15.0	11.7
<i>Xiphopenaeus riveti</i>	101.5	86.3	98.1	110.9	32.7	29.2	13.9	15.5

Efecto del tipo de dispositivo y las subáreas sobre la abundancia

Los dispositivo evaluados no afectaron significativamente la abundancia (CPUE en kg/h) de la CO ($F_{3, 232} = 0.326$; $p > 0.05$), pero sí el factor subáreas, con mayores abundancia en centro-norte ($F_{1, 232} = 103.2$; $p < 0.05$). La interacción entre los factores subáreas y tipo de dispositivos fue negativa lo que indicó que la abundancia por tipos de dispositivos no dependió de las subáreas ($F_{3, 232} = 0.79$; $p > 0.05$; Figura 3a).

Los datos de CI no cumplieron los supuestos del ANOVA por lo cual fueron evaluados mediante el test no paramétrico de Kruskal-Wallis. Diferente a lo ocurrido con la CO, la abundancia de la CI fue menor en la subárea centro-norte que en la centro-sur ($H_{1,240} = 85.03$; $p < 0.05$). El factor tipo de dispositivo mostró diferencias significativas ($H_{3,240} = 70.90$; $p < 0.05$). Gráficamente fue posible observar que en la subárea centro-sur la CI difirió mayormente entre dispositivos, mientras que en la subárea centro-norte la mayor diferencia fue para la combinación DET+OP (Figura 3b).

Los datos de descarte fueron transformados con logaritmo natural para cumplir los supuestos de normalidad y homogeneidad de las varianzas del ANOVA. La abundancia del descarte indicó que hubo diferencias significativas entre las subáreas ($F_{1,225} = 139.6$; $p < 0.05$) y entre los dispositivos ($F_{3,225} = 11.9$; $p < 0.05$). Sin embargo, las abundancias entre tipos de dispositivos dependieron de las subáreas ($F_{3,225} = 6.3$; $p < 0.05$). Esto implicó que sólo en la subárea centro-sur las diferencias entre tipos de dispositivos fueron significativas, con los menores niveles de descarte para la combinación DET+OP seguida por el OP (Prueba de Tukey: $p > 0.05$; Figura 3c).

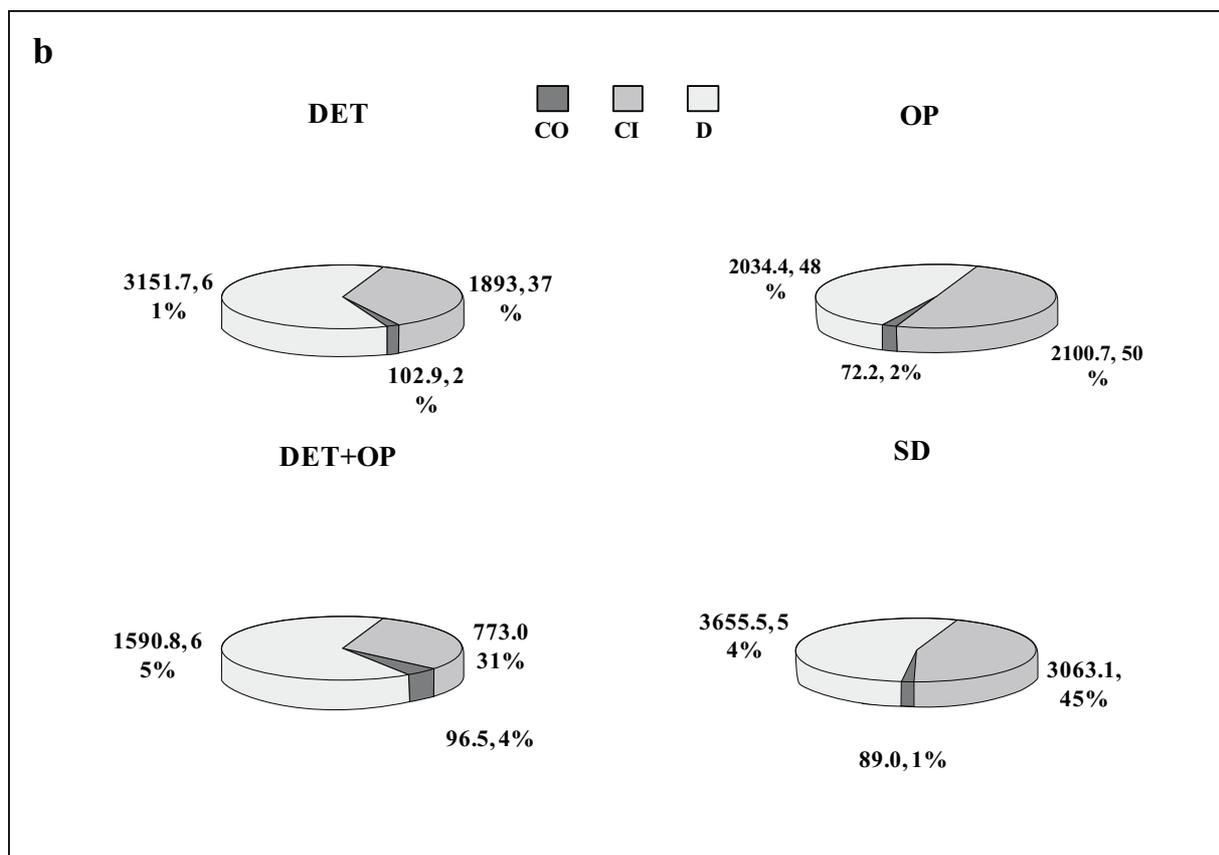
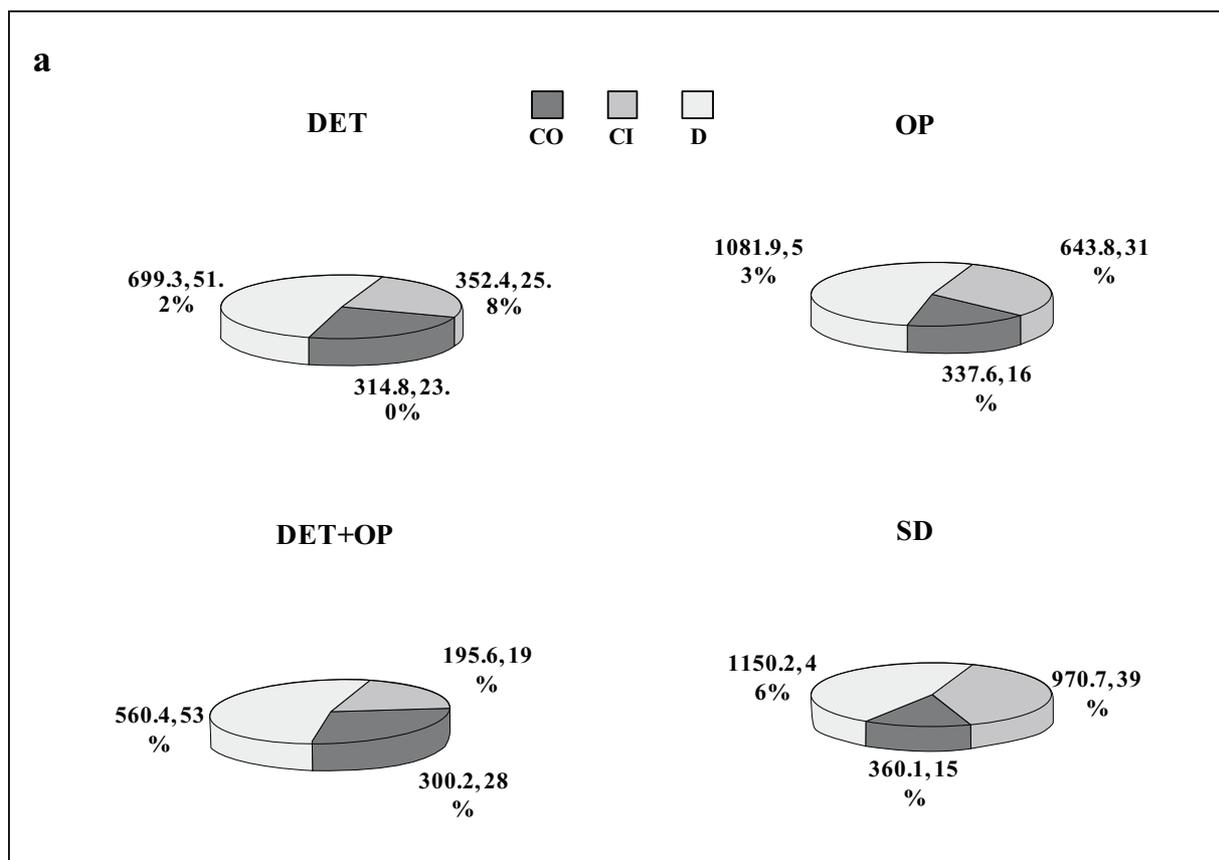


Figura 2. Composición porcentual de la captura en peso (kg) discriminada por tipo de dispositivo: a) subárea centro-norte y b) subárea centro-sur; DET: dispositivo excluidor de tortugas, OP: dispositivo excluidor de peces ojo de pescado, DET+OP: combinación dispositivos anteriores y SD: sin dispositivo.

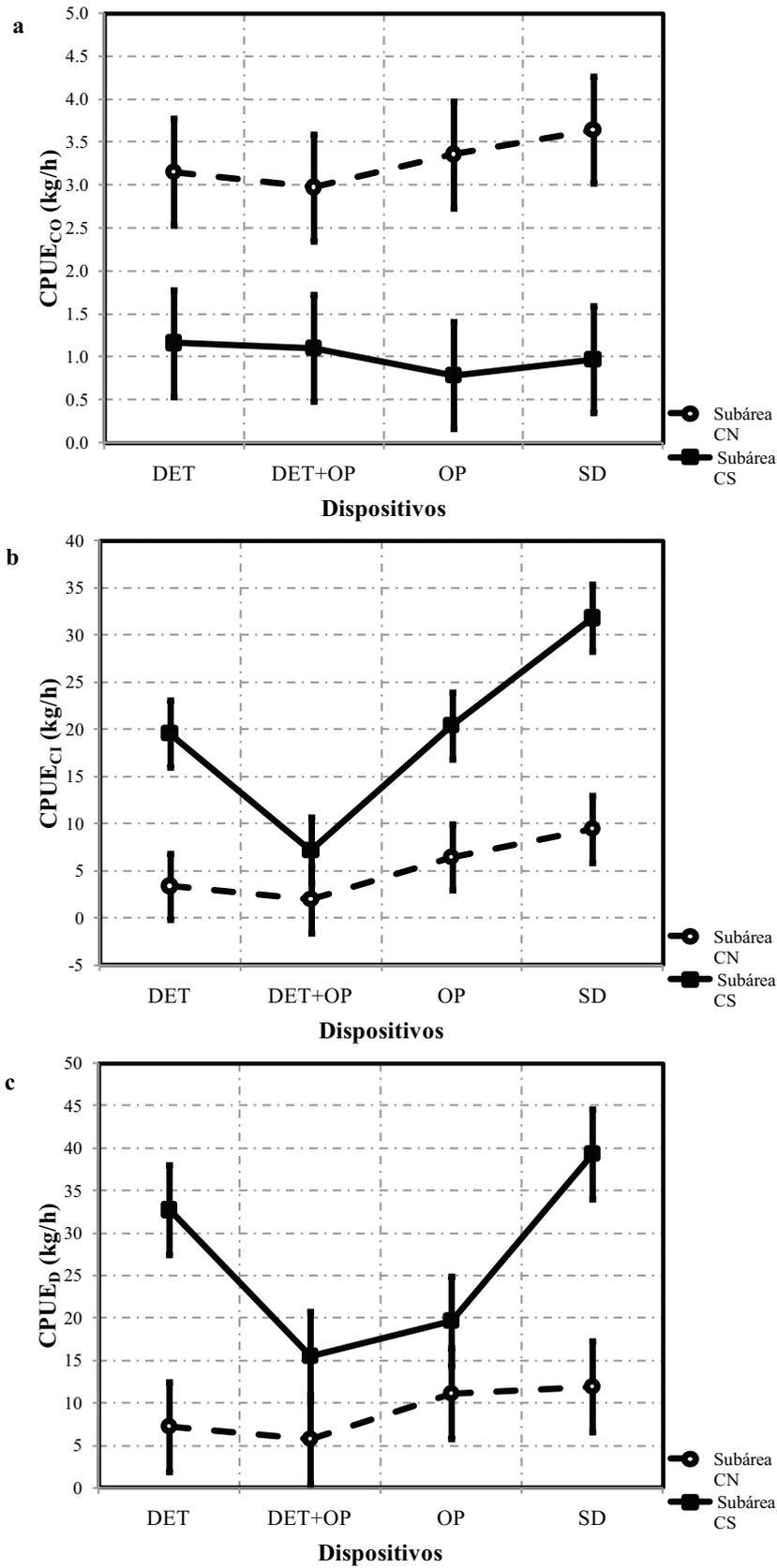


Figura 3. Abundancias por subáreas y presencia de dispositivo para a) captura objetivo, b) captura incidental y c) descarte. Las barras de error denotan intervalos de confianza del 95 %.

Porcentaje de exclusión

Aunque no hubo diferencias significativas en la abundancia de la CO entre dispositivos, el porcentaje de exclusión general fue de 11.8 % para la combinación DET+OP, 10.6 % para el OP y 6.7 % para el DET. No obstante, en la subárea centro-norte la exclusión varió desde 7 % en el OP hasta 18 % en la red con la combinación DET+OP, mientras que en la subárea centro-sur no hubo exclusión de CO en el DET ni en la combinación DET+OP (Figura 4a). La exclusión general de la CI, principalmente peces, alcanzó valores de 77.8 % en la combinación DET+OP, 44.5 % en el DET y 35.7 % en el OP. Dado que en la subárea centro-sur la abundancia difirió significativamente entre dispositivos, el porcentaje de exclusión varió entre 38.5 % en el OP y 77.4 % en la red con la combinación DET+OP. Para la subárea centro-norte la única reducción de la CI significativa fue con el DET+OP (79.2 %), mientras que reducciones de 31.6 % con el OP y 64.3 % con el DET no fueron significativas (Figura 4b). Los niveles generales de exclusión para el D fueron de 58.4 % para la combinación DET+OP, 39.3 % para el OP y 21.6 % para el DET. Las mayores exclusiones significativas de la combinación DET+OP, fueron consistentes tanto en la subárea centro-norte (52 %) como en la centro-sur (60.5 %). La exclusión del OP sólo fue significativa en la subárea centro-sur (50 %; Figura 4c).

Efecto del tipo de dispositivos sobre la estructura de tallas

La estructura de tallas de la CO fue bimodal para la subárea centro-norte y para cada tipo de dispositivo. Esto como consecuencia de la presencia de las dos especies más abundantes de camarón (*L. occidentalis* y *X. riveti*). La primera especie mostró un ámbito de longitudes entre 15 y 21 cm; mientras que *X. riveti* osciló entre 6 y 13 cm. Las distribuciones de tallas de cada dispositivo mostraron diferencias significativas con la distribución procedente de la red control (DET: $X^2 = 8404$; $p < 0.05$; OP: $X^2 = 3402$; $p < 0.05$ y DET+OP: $X^2 = 8734$; $p < 0.05$). Por su parte las longitudes medias de camarón fueron muy similares entre las distribuciones de cada dispositivo (Figura 5a).

Al igual que en la subárea centro-norte, en la subárea centro-sur la distribución de tallas tendió a ser bimodal, debido a la presencia de las dos especies ya mencionadas. Los ámbitos de longitud para las especies también fueron muy similares y la distribución de tallas de cada dispositivo siempre difirió de la distribución proveniente de la red control (DET: $X^2 = 1050430$; $p < 0.05$; OP: $X^2 = 3566$; $p < 0.05$ y DET+OP: $X^2 = 21511$; $p < 0.05$). Pero a diferencia de lo observado en la subárea centro-norte, la longitud media de CO fue mayor en la red control que en las redes con dispositivos (Figura 5b).

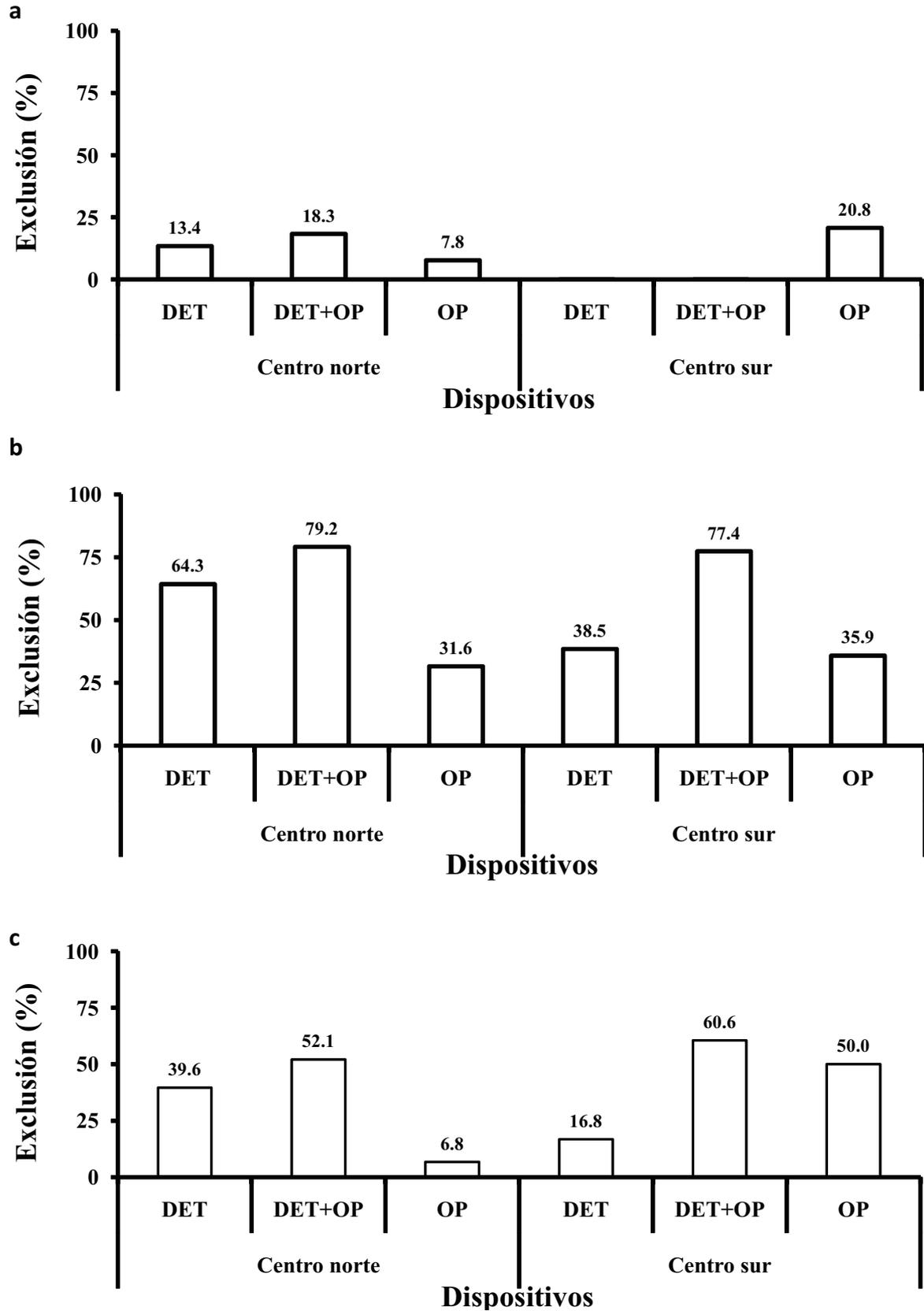


Figura 4. Porcentaje de exclusión por subáreas para a) captura objetivo, b) captura incidental y c) descarte.

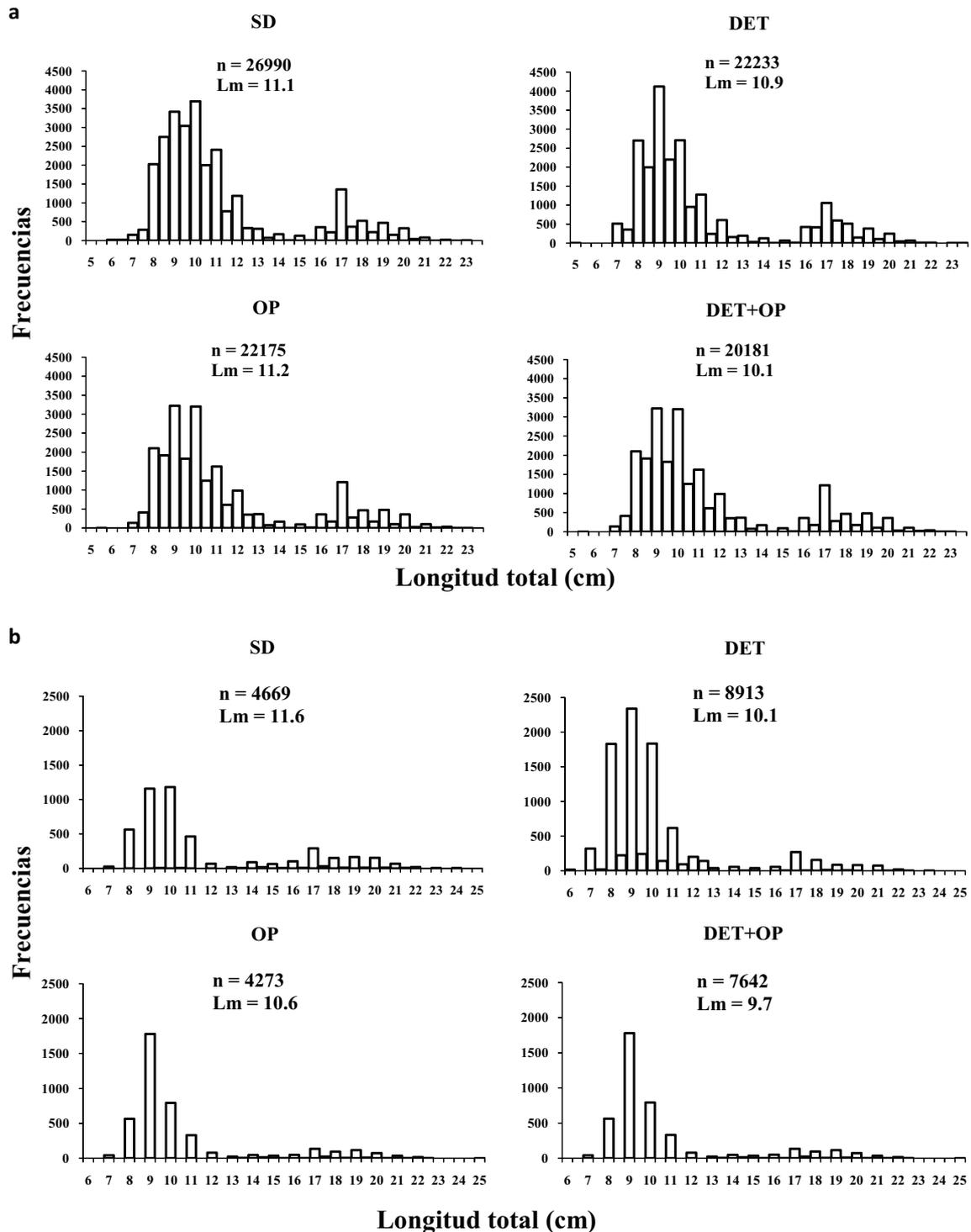


Figura 5. Frecuencias de longitud para la captura objetivo por tipo de dispositivo a) centro-norte, b) centro-sur. Lm = longitud promedio.

En el caso de la CI (peces) en la subárea centro-norte, las distribuciones de tallas fueron de tipo unimodales con sesgo positivo. Se encontraron diferencias significativas en las distribuciones de tallas entre las redes equipadas con dispositivos y la red control: (DET: $X^2 = 924$; $p < 0.05$; OP: $X^2 = 446$; $p < 0.05$ y DET+OP: $X^2 = 1695$; $p < 0.05$). La mediana de la longitud de peces fue cercana a 25 cm tanto en la

red control como en la red con OP; en ambos casos los valores fueron mayores que los obtenidos con las redes equipadas con DET y con DET+OP (Figura 6a). En la subárea centro-sur la distribución de tallas fue similar a la observada en la subárea centro norte. Así mismo la distribución de tallas de la red control difirió de aquellas con dispositivo (DET: $X^2 = 1463$; $p < 0.05$; OP: $X^2 = 5003$; $p < 0.05$ y DET+OP: $X^2 = 6617$; $p < 0.05$). La mediana de la longitud entre dispositivos fue similar, oscilando entre 20 y 22 cm (Figura 6b).

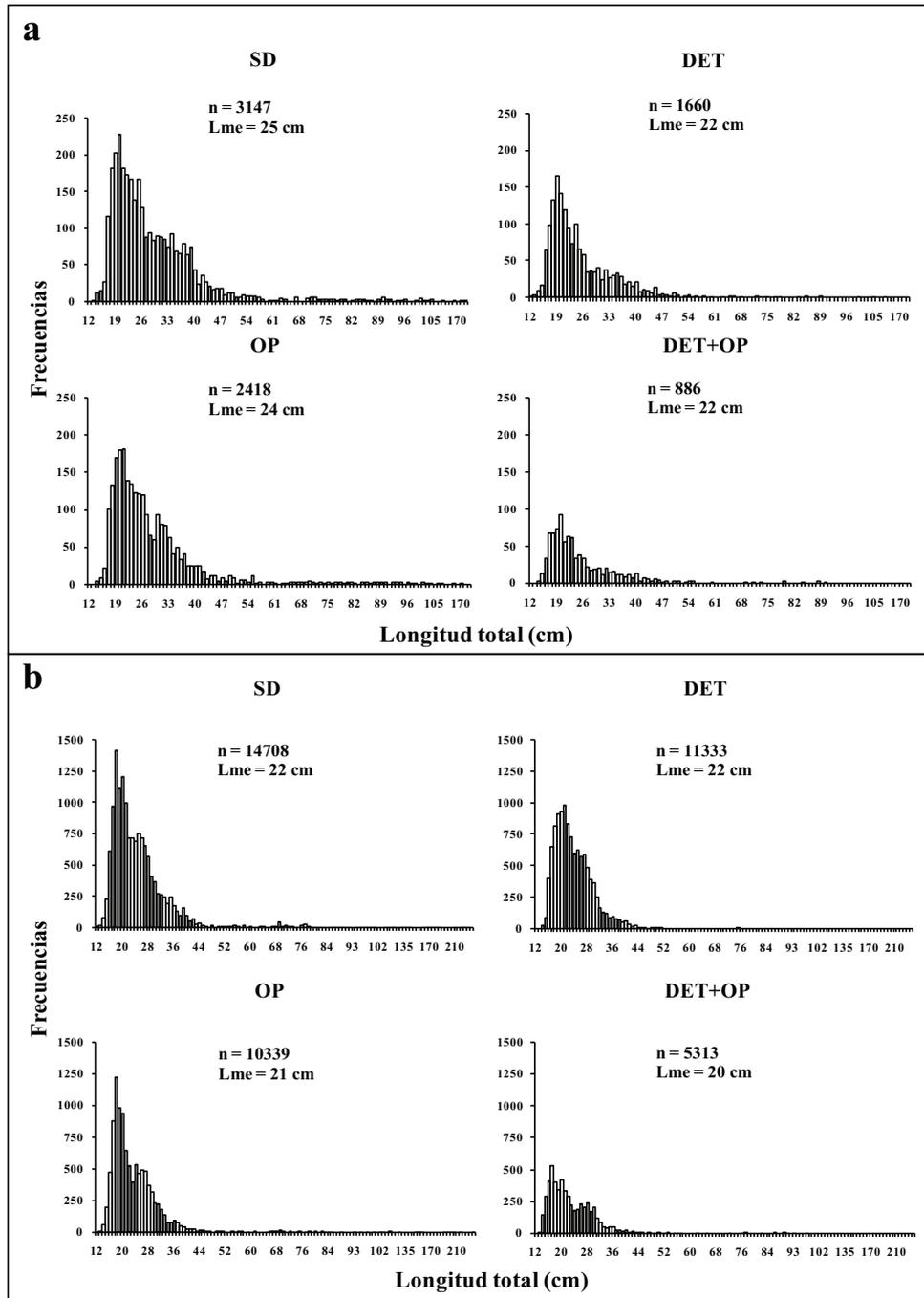


Figura 6. Frecuencias de longitud para la captura incidental por tipo de dispositivo a) centro-norte, b) centro-sur. Lme = longitud mediana.

Para el D (peces) en ambas subáreas, todas las distribuciones de longitud fueron unimodales (Figuras 7a y 7b). Las distribuciones de tallas mostraron diferencias significativas entre la red control y las redes con dispositivos, tanto en la centro-norte (DET: $X^2 = 23319$; $p < 0.05$; OP: $X^2 = 8602$; $p < 0.05$ y DET+OP: $X^2 = 31175$; $p < 0.05$), como en la subárea centro-sur (DET: $X^2 = 9819$; $p < 0.05$; OP: $X^2 = 22891$; $p < 0.05$ y DET+OP: $X^2 = 40296$; $p < 0.05$). En ambas subáreas, las longitudes promedio fueron menores en redes con dispositivo que en la red control.

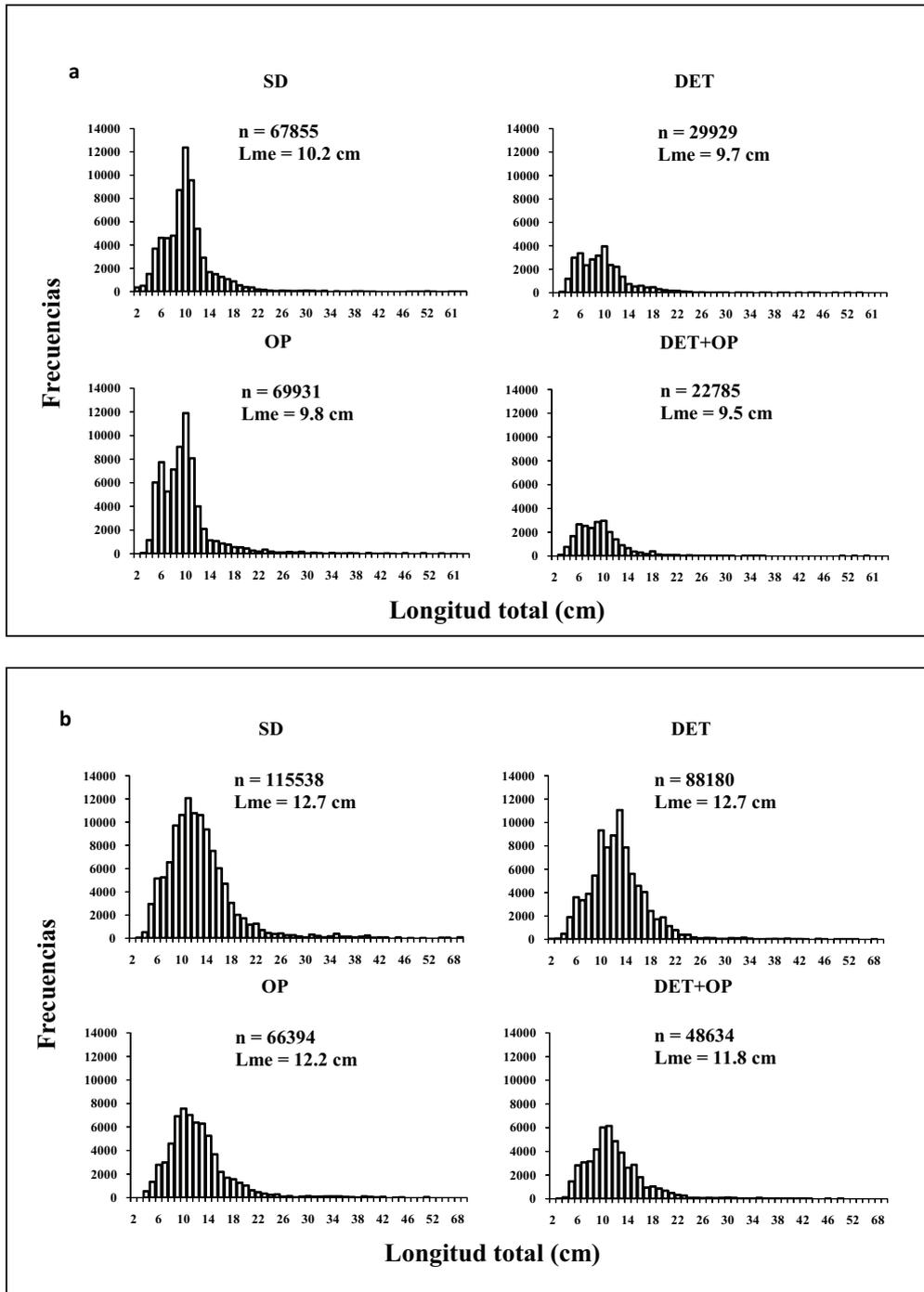


Figura 7. Frecuencias de longitud para el descarte por tipo de dispositivo a) centro-norte, b) centro-sur. Lm = longitud promedio.

DISCUSIÓN

La elevada desproporción entre CO y fauna acompañante (1:14), pone en evidencia el impacto ecológico causado por la pesca de arrastre en las regiones del trópico donde puede alcanzar valores de 1:20 (Lewison *et al.*, 2004; Eayrs, 2007). Esta proporción superó la media mundial registrada 1:10 (Alverson *et al.*, 1994; Hall *et al.*, 2000; EJM, 2003; Eayrs, 2007). Por otra parte, al tomar en cuenta la variabilidad espacial y la disponibilidad del recurso, se encontró que para la subárea centro-norte la proporción fue 1:4, mientras que para la subárea-centro sur fue 1:51. Esto puede estar relacionado a la disponibilidad diferencial de recursos demersales (principalmente peces) en las subáreas estudiadas (Zapata *et al.*, 1999). El gran número de especies impactadas (216 taxa representadas en 84 familias) coincide con el descrito en la literatura que registra hasta 400 especies retenidas en los arrastres de redes camarónicas en áreas tropicales (EJM, 2003), con representación de hasta 75 familias registradas en pesquerías de Australia (Alverson *et al.*, 1994).

El ámbito de profundidades en que se capturaron las especies que conformaron la CO (3.6 a 32.8 m) coincidió con el registrado por Pineda (1995; 0 y 36.4 m); no obstante, Barreto *et al.* (2001) registraron que estas especies se capturan hasta los 72.8 m. Estas especies hacen parte de los crustáceos ampliamente explotados en el Pacífico por la flota industrial de arrastre de aguas someras y son el soporte de esta actividad económica (Pineda, 1995; Barreto *et al.*, 2001). *Litopenaeus occidentalis* y *Farfantepenaeus californiensis* son capturadas con destino al mercado internacional, mientras que *Trachypenaeus* spp. y *X. riveti* son destinadas al mercado nacional y local. Las tres familias más representativas de la fauna acompañante fueron Carangidae, Gerreidae y Paralichthyidae, las cuales tienen representación tanto en la CI como en el D. Estas familias fueron registradas por Pineda (1995) como depredadoras de camarones, lo que explica su presencia asociada a la CO bajo una relación tipo depredador-presa. Zapata *et al.* (1999) también describieron la ocurrencia de estas familias en prospecciones de recursos demersales sobre las subáreas estudiadas.

La abundancia de la captura objetivo fue mayor en la subárea centro norte (77 %), lo cual indica un fuerte efecto espacial en la distribución del recurso camarón dado potencialmente por la existencia de fondos areno-fangosos en esta subárea (CIOH, 1990). Este tipo de fondo ha sido registrado como favorable para los camarones peneidos, ya que suelen encontrar recurso disponible en términos de alimento y áreas de protección a la depredación (García y Le Reste, 1981).

En cuanto al efecto de los dispositivos sobre la captura objetivo, ninguno de los evaluados redujo o aumentó significativamente la captura de camarón. Esto se

constituye en prueba fehaciente de que los ingresos derivados de la pesca selectiva no se afectan por la introducción del DET, el OP o la combinación de éstos. Trabajos a nivel experimental en pesquerías de camarones tropicales y subtropicales han mostrado la eficiencia de estos dispositivos para excluir fauna acompañante sin afectar la CO, lo cual ha incentivado su introducción como medida para reducir el impacto de esta pesquería, obteniendo en algunos casos un aumento en la captura de camarones (Pomares *et al.*, 1998; Steele *et al.*, 2001; Balmori *et al.*, 2003). Entre las razones dadas para explicar la tendencia a capturar más camarón en las redes con dispositivos, está el hecho de que la reducción de la fauna acompañante en la red por el uso del dispositivo, permite un mayor estiramiento de la red y una menor fricción sobre el fondo mejorando la eficiencia de las redes (Steele *et al.*, 2001).

Por otra parte la abundancia de fauna acompañante fue significativamente menor en redes con dispositivos, lo que coincide con los resultados obtenidos por Pomares *et al.* (1998), Steele *et al.* (2001) y Balmori *et al.* (2003). La distribución espacial de la fauna acompañante (principalmente peces) fue contraria a la observada en la CO, es decir fue más abundante en la subárea centro-sur. Prospecciones pesqueras de recursos demersales mostraron en esta subárea altas abundancias de especies demersales, las cuales fueron explicadas por la disponibilidad de nutrientes provenientes de aportes costeros, surgencias oceánicas y una mayor estabilidad de la columna de agua (Zapata *et al.*, 1999).

La combinación DET+OP mostró ser la más eficiente en la exclusión de la fauna acompañante, seguida por el DET y el OP. Todas estas reducciones fueron significativas y se constituyen en mecanismos tecnológicos para reducir la captura de fauna acompañante. Específicamente el OP mostró excluir en promedio (>30 %) los mismos porcentajes de captura incidental y descarte. Sin embargo, muchos peces pequeños del descarte no fueron excluidos, lo cual sería la condición ideal para el OP, pero su eficiencia está diseñada para excluir peces de tamaños medios y grandes (Eayrs, 2007). Balmori *et al.* (2003) infirieron que el OP reduce hasta un 40 % de fauna acompañante total, lo cual está en función de las especies y su comportamiento.

La estructura por tallas de los componentes de la CO, CI y D fueron significativamente diferentes entre tipos de dispositivos, evidenciando mayor selectividad de los dispositivos con respecto a la red control. Esto es consistente con las diferencias encontradas en las abundancias de los componentes de la captura entre dispositivos. No obstante, tomando en cuenta que en la selectividad del camarón es mayor el efecto del tamaño de malla que el de los dispositivos, las longitudes medias de camarón no difirieron entre dispositivos. Esta situación fue más evidente en la subárea centro-norte, donde la red control tendió a mostrar capturas con una

mayor longitud media respecto a las redes con dispositivos. Con relación a la captura incidental (CI), en ambas subáreas la distribución de tallas difirió entre tratamientos. La longitud mediana de los peces tendió a ser mayor en la red control, pero fue evidente la captura de menos peces pequeños en las redes con dispositivos. Para el descarte es más apreciable el efecto de los dispositivos, los cuales capturaron menos peces de todos los ámbitos de tallas que la red control. Estos resultados concuerdan con los descritos por Balmori *et al.* (2003), quienes encontraron diferencias en la estructura de tallas, aunque las longitudes promedio fueron similares.

Todo lo anterior refleja que la utilización de dispositivos excluidores de fauna acompañante en la flota camaronera del Pacífico colombiano, es una buena alternativa para disminuir los altos niveles de fauna acompañante capturados y por ende, el impacto causado por esta pesquería a la biodiversidad marina sin afectar significativamente las capturas de camarón. No obstante, la introducción del OP puede reducir significativamente la CI, componente importante de la fauna acompañante que contribuye a las ganancias de la embarcación y a la oferta alimenticia de algunas poblaciones del litoral Pacífico (De la Pava y Mosquera, 2001). Los resultados de este estudio demostraron que el uso de dispositivos como el DET y el OP contribuye a reducir el D y la CI, lo cual era esperado. Sin embargo, a la hora de una posible reglamentación para el uso del OP, deben evaluarse algunas modificaciones en el mismo para reducir el escape de peces grandes de interés económico. Lo anterior con el propósito de lograr un desarrollo responsable y equitativo de este tipo de pesquería, entre la conservación de la biodiversidad y el bienestar socioeconómico de las comunidades del litoral Pacífico.

AGRADECIMIENTOS

Este manuscrito condensa el trabajo de grado de Alexander Girón Montaña de la carrera de Ingeniería Pesquera de la Universidad Tecnológica del Chocó (UTCH). Los autores agradecen a la FAO y Colciencias por la financiación de los proyectos códigos EP/GLO/201/GEF y 2105-09-13531, respectivamente. Al INVEMAR sede Pacífico por el apoyo logístico para la ejecución de los proyectos mencionados. A los biólogos Augusto Angulo y Nayibe Madrid, 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 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 North America. Segunda edición. Van Nostrand Reinhold Co, Nueva York. 666 p.
- 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, Roma. 233 p.
- Balmori, A., J. M. García, D. Aguilar, J. R. Torrez y E. Miranda. 2003. Evaluación de dispositivos excluidores de peces en redes de arrastre camaroneras en el golfo de California, México. Secretaria de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación. Sonora, México. 20 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: FAO (Ed.). Fisheries Circular No. 974, Roma. 378 p.
- Beltrán, B. y H. Ríos. 2000. Estadios tempranos de peces del Pacífico colombiano. Tomo I. INPA, Bogotá. 359 p.
- Castillo, L. F. 1998. Fluctuación poblacional (composición y abundancia) de la ictiofauna acompañante del camarón de aguas someras en el golfo de Tortugas, Pacífico colombiano. Tesis Biol., Univ. Valle, Cali. 105 p.
- CIOH. 1990. Repartición de las facies sedimentarias de Cabo Corrientes a Boca Cajambre. CIOH-DIMAR Carta Náutica COL. 2728.
- Dayton, P. K. 1995. Environmental effects of marine fishing. *Aq. Cons. Mar. Freshw. Ecos.*, 5: 205-232.
- De la Pava, M. L. y C. Mosquera. 2001. Diagnóstico regional de la cadena camarón de pesca en el Pacífico colombiano. Documento técnico presentado al Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural. ACODIARPE, Buenaventura, Colombia. 41 p.
- Díaz, J., C. Velasco y A. Ramírez. 1997. Monitoreo de la pesquería del camarón de aguas someras del Pacífico colombiano. INPA, Buenaventura, Colombia. 32 p.
- Eayrs, S. 2007. Guía para reducir la captura incidental (bycatch) en las pesquerías por arrastre de camarón tropical. Edición revisada, FAO, Roma. 108 p.
- EJF. 2003. Squandering the seas: How shrimp trawling is threatening ecological integrity and food security around the world. Environmental Justice Foundation, Londres. 45 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. y L. Le Reste. 1981. Life cycles, dynamics, exploitation and management of coastal penaeid shrimp stocks. *Fish. Tech. Pap.*, (203). FAO, Roma. 215 p.
- Hall, M. A., D. L. Alverson y K. I. Metuzals. 2000. By-catch: Problems and solutions. *Mar. Pollut. Bull.*, 41: 204-219.
- IDEAM. 1998. Banco de datos mareográficos y oceanográficos (1952 -1998). IDEAM, Bogotá. 110 p.
- Keen, A. M. 1971. Sea shells of tropical west America. Marine mollusks from Baja California to Perú. Segunda Edición, Stanford Univ., Palo Alto, EE. UU. 1064 p.

- Kelleher, K. 2005. Discards in the world's marine fisheries. An update. FAO Fish. Tech. Pap., 470, Roma. 131 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.
- Pineda, F. H. 1995. Biología del camarón de aguas someras *Penaeus occidentalis*, *P. stylirostris* y *P. vannamei*, en la Costa pacífica colombiana. Doc. Técn. INPA, Buenaventura, Colombia. 60 p.
- Pomares, O., R. Álvarez, J. Alió y L. Marcano. 1998. Evaluación del uso simultáneo del DET y paneles de escape para peces en redes de arrastre camaronero. Zootec. Trop., 16 (1): 19-39.11.
- Prahl, H. v. 1990. Manglares y hombres del Pacífico colombiano. Editorial Presencia, Bogotá. 193 p.
- Rico-Mejía, F. y M. Rueda. 2007. Evaluación experimental bioeconómica de cambios en la tecnología de captura de camarón con redes de arrastre en aguas someras del pacífico colombiano. Bol. Inv. Mar. Cost., 36: 79-109.
- Rueda, M., J. A. Angulo, N. Madrid, F. Rico y A. Girón. 2006. La pesca industrial de arrastre de camarón en aguas someras del Pacífico colombiano: su evolución, problemática y perspectivas hacia una pesca responsable. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras-INVEMAR, Santa Marta. 60 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.
- Steele, P., T. M. Bert, K. H. Johnston y S. Levett. 2001. Efficiency of bycatch reduction devices in small otter trawls used in the Florida shrimp fishery. Fish. Bull., 100: 338-350.
- Vannuccini, S. 2004. Overview of fish production, utilization consumption and trade. Fishery information data and statistics. Inf. Técn. FAO, Roma. 19 p.
- Villaseñor, R. 1997. Dispositivos excluidores de tortugas marinas. FAO. Documento Técnico de Pesca. No. 372. FAO, Roma. 116 p.
- Zapata, L. A., G. Rodríguez, B. Beltrán, G. Gómez, A. Cediell, R. Ávila y C. Hernández. 1999. Evaluación de recursos demersales por el método de área de barrida en el Pacífico colombiano. Bol. Cient. INPA, (6): 177-226.
- Zar, J. H. 1996. Biostatistical analysis. Englewood Cliffs: Prentice-Hall. New Jersey, EE. UU. 662 p.

FECHA DE RECEPCIÓN: 27/09/2006

FECHA DE ACEPTACIÓN: 23/08/2010

