

EVALUACIÓN EXPERIMENTAL DEL EFECTO DE DISPOSITIVOS REDUCTORES DE PESCA ACOMPAÑANTE EN UNA PESQUERÍA ARTESANAL DE ARRASTRE CAMARONERO DEL GOLFO DE SALAMANCA, CARIBE COLOMBIANO

Luis Manjarrés Martínez, Félix Cuello, Luis Orlando Duarte y Rubén Acevedo

Universidad del Magdalena, Laboratorio de Investigaciones Pesqueras Tropicales. Carrera 32 No. 22-08 Santa Marta, Colombia. gieep@unimagdalena.edu.co

RESUMEN

En el mar Caribe de Colombia los impactos negativos sobre la fauna acompañante del camarón no son atribuibles únicamente a la flota industrial de arrastre, sino también a la flota artesanal que explota el recurso camarón con redes de tiro y redes de arrastre localmente denominadas “changas”. Estas artes capturan una alta proporción de peces juveniles, los cuales son generalmente descartados. Por tanto, el objetivo del presente trabajo fue evaluar el efecto de tres tipos de dispositivos reductores de fauna acompañante (BRD, por su sigla en inglés) en la capturas de esta pesquería. Específicamente, se evaluaron el ojo de pescado (OP), la ventana de malla cuadrada (VMC) y la sección radial de escape (SRE). Se efectuaron dos ensayos en épocas climáticas contrastantes, uno en época lluviosa y otro en época seca. En cada ensayo se efectuaron entre 28 y 30 arrastres en paralelo (una embarcación con red dotada de un tipo específico de BRD y otra embarcación con red sin BRD), para un total de 90 arrastres pareados en la época lluviosa y 84 en la época seca. Se presentaron diferencias estacionales en la exclusión tanto de camarón como de pesca acompañante, debidas principalmente a las altas tasas de captura de medusas registradas durante la época seca, lo cual afectó el desempeño de los tres tipos de BRD, especialmente del SRE. El ensayo de la época lluviosa mostró que, en contraste con el VMC y el SRE, el OP no excluye de manera significativa ($p > 0.05$) los organismos clasificados como descarte, sino solo los pertenecientes a la pesca incidental ($p < 0.05$). Aunque no se evidenciaron diferencias significativas en el poder de exclusión del descarte entre el VMC y el SRE ($p > 0.05$), se concluyó que el VMC es la mejor opción para reducir el descarte de esta pesquería, en virtud de su menor costo y las facilidades de construcción, montaje y manejo. Sin embargo, se recomienda ensayar algunas modificaciones en la localización y dimensiones del VMC en el copo de la red, a fin de atenuar el escape de camarón durante el cobrado manual. De esa forma se facilitaría su aceptación por parte de los pescadores, con los consecuentes beneficios ecológicos y socioeconómicos.

PALABRAS CLAVES: Peces, descartes, *bootstrap*, BRD, red de arrastre.

ABSTRACT

Experimental assessment of the effect of bycatch reduction devices in an artisanal shrimp trawl fishery of the Gulf of Salamanca, Colombian Caribbean. In the Colombian Caribbean Sea the negative impacts on the bycatch cannot be only attributed to the industrial shrimp trawl fleet, but also to the artisanal fleet that exploits the shrimp resource by using beach seines and trawls locally called “changas”. These fishing gears capture a high proportion of juvenile finfish, which are generally discarded. Therefore, the objective of this work was to evaluate the effect of three types of bycatch reduction devices (BRD) —Florida Fisheye (FF), Squared Mesh Panel (SMP), and Radial Escapement Section (RES)— in the catch of this fishery. Two trials were carried out in two contrasting seasons, one in the rainy season and one in the dry one. Each test net was towed 28-30 times in parallel (one boat with a net equipped with a BRD and a control boat with a net of the same design and dimensions but no BRD), for a total of 90 paired samples in the rainy season and 84 in the dry season. Seasonal differences in the exclusion of both shrimp and bycatch were found, due to the high catch rates of jellyfish in the dry season, which affected the normal performance of all the three types of BRDs, especially of the RES. The rainy season trials showed that, opposite to the VMC and the SRE, the OP does not reduce significantly ($p > 0.05$) the discards, but only the incidental catch ($p < 0.05$). Although the exclusion power of the VMC and the SRE did not significantly differ ($p > 0.05$), we conclude that the VMC is a best choice for mitigating the discards of this fishery, due to its lower cost and conveniences of handling and assembly. However, some modifications in the location and dimensions of this BRD in the codend should be tested so as to increase the retention of shrimp during the hauling of the gear by hand. Thus, adoption of this device by fishermen would be facilitated, with the consequent environmental and socioeconomic benefits.

KEYWORDS: Fish, discards, bootstrap, BRD, trawl net.

INTRODUCCIÓN

La pesca juega un papel clave en la reducción de los niveles de megafauna en los ecosistemas marinos (Steele *et al.*, 2002; Lewison *et al.*, 2004). Uno de sus mayores impactos ecológicos radica en la captura de organismos que no son el objetivo de las pesquerías, fracción que comúnmente es referenciada como pesca acompañante o *bycatch* (Cook, 2003; Lewison *et al.*, 2004). Este *bycatch* puede incluir juveniles de las especies objetivo u otras especies con poco o ningún valor comercial (Cook, 2003; Eayrs, 2007). A nivel mundial la pesca acompañante se ha estimado en alrededor de 20 millones de toneladas (Kelleher, 2005; Eayrs, 2007). En consecuencia, la pesca acompañante constituye una amenaza a la seguridad alimentaria y a la producción pesquera sostenible (Eayrs, 2007), llegando incluso a tener efectos a nivel comunitario o ecosistémico (Lewison *et al.*, 2004; Leal *et al.*, 2008), tales como cambios en el ensamblaje y la biodiversidad de estas comunidades (Leal *et al.*, 2008).

En la pesca acompañante se diferencian dos grandes categorías: 1) pesca incidental, compuesta por especies y/o individuos que no constituyen objetivo de captura pero poseen algún valor de uso, por lo que es comercializada o

autoconsumida, y 2) descartes, fracción mayoritaria, no utilizada por carecer de algún valor económico, compuesta por un gran número de especies de diferentes formas o tamaños, con predominio de peces juveniles, que es devuelta al mar por razones económicas, legales o culturales (McCaughran, 1992; Alverson *et al.*, 1994; FAO, 1997; Cabello *et al.*, 2005), en la mayoría de los casos muerta, o muy dañada, de allí que esto sea considerado un uso ineficiente de los recursos marinos (Cook, 2003; Emanuelsson, 2008).

El problema de la pesca acompañante se debe a la selectividad prácticamente nula de los artes de pesca (Cook, 2003). Por ello, a nivel mundial la mayor proporción de la pesca acompañante es generada por las pesquerías tropicales de camarón, las cuales, según estimaciones de la FAO, descartan alrededor del 60 al 80% de sus capturas, lo que significa un descarte total de aproximadamente 7 millones de toneladas de peces, cantidad equivalente a casi el 8% de la pesca mundial en el ámbito marino y al 27% de los descartes a nivel mundial (Eayrs, 2007). Los camarones peneidos (camarón de aguas someras) constituyen el principal objetivo de captura de esta pesquería, de allí que se usen redes con tamaños de malla de $\frac{1}{2}$ pulg (1.27 cm) en el copo (Viaña y Manjarrés, 2004). Por esta razón, sumada al hecho de que estas pesquerías operan cerca de áreas de especial interés biológico, como estuarios y ciénagas (Eayrs, 2007), es común que se capturen principalmente juveniles de especies de teleósteos, además de crustáceos y organismos bentónicos, determinando altas tasas de mortalidad (Kelleher, 2005; Eayrs, 2007; Leal *et al.*, 2008).

Cada vez es mayor la conciencia pública sobre la necesidad de considerar la reducción del *bycatch* en el manejo de las pesquerías (Cook, 2003; FAO, 2012). Por ello, la industria pesquera, científicos y grupos conservacionistas, promovidos por organizaciones internacionales, han venido generado diversas estrategias dirigidas a mitigar la pesca acompañante en varias regiones del océano (Lewison *et al.*, 2004; Ambrose *et al.*, 2005). Por ejemplo, la National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) de los Estados Unidos —a través del National Marine Fisheries Service (NMFS)—, el Southeast Asian Fisheries Development Center (Seafdec), Global Environment Facility (GEF) y la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO, por sus siglas en inglés) han venido fomentando investigaciones tendientes a desarrollar e implementar modificaciones tecnológicas en las redes de arrastre camaroneras, entre las cuales se destacan los dispositivos reductores de fauna acompañante (BRD, por sus siglas en inglés) (Cook, 2003; Eayrs, 2007; Gillet, 2008).

Existen tres tipos básicos de BRD rígidos: ojo de pescado (OP) o *fisheye*, ventana de malla expandida o de malla cuadrada (VMC) y túnel extendido o sección



radial de escape (SRE) (Branstetter, 1997; Gallaway y Cole, 1999; García-Caudillo *et al.*, 2000; Scott-Denton, 2004; Eayrs, 2007). Otro tipo de BRD es el Jones-Davis, pero se trata básicamente de una variante del SRE (Eayrs, 2007). Los BRD se han venido ensayando desde la segunda mitad de la década de los años 80 del siglo pasado, siendo en la actualidad obligatorios en el golfo de México y el Atlántico suroeste (Eayrs, 2007). Sin embargo, esta línea de investigación ha encontrado dificultades por la alta variabilidad espacio-temporal de los descartes (Andrew y Pepperell, 1992; Alverson *et al.*, 1994; Kennelly, 1995), la gran variedad de especies y el amplio espectro de tallas y volúmenes capturados, lo cual hace complejo definir cuál es el BRD más adecuado para cada pesquería.

En el Caribe colombiano (CC) las pesquerías industriales de arrastre camaronero constituyen una fuente de mortalidad significativa para muchas especies ícticas, entre las que destacan *Lutjanus* spp., *Scomberomorus* spp. y *Cynoscion* spp., particularmente individuos con edades 0 y 1 (Criales-Hernández *et al.*, 2006; Duarte *et al.*, 2006). Esta industria se sustenta en la explotación del camarón de aguas someras (< 65 m de profundidad), recurso que incluye las especies *Farfantepenaeus notialis* (camarón rosado) y, en menor proporción, *F. brasiliensis* (camarón tigre), *F. subtilis* (camarón café), *Litopenaeus schmitti* (camarón blanco) y *Xiphopenaeus kroyeri* (camarón tití) (Viaña *et al.*, 2004; Paramo y Saint-Paul, 2010).

En Colombia está reglamentado el dispositivo excluidor de tortugas (DET). Además, en el marco del proyecto global GEF/FAO (2002-2007) se realizaron ensayos tendientes a evaluar los impactos ecológicos tanto del BRD tipo OP como del DET en la pesca de arrastre industrial, obteniéndose resultados positivos en cuanto a la exclusión de pesca acompañante (Manjarrés *et al.*, 2008). Sin embargo, en el CC no existe aún ningún tipo de regulación para limitar la captura de pesca acompañante, a excepción de la norma que establece la obligatoriedad de usar el DET en las redes industriales de arrastre camaronero (Viaña *et al.*, 2004; Manjarrés *et al.*, 2008).

En el CC el problema de la pesca acompañante en las pesquerías de camarón no es exclusivo de la flota industrial de arrastre, sino también de las pesquerías artesanales que utilizan chinchorros de jala (*beach seine*) y redes de arrastre localmente denominadas “changas”. Este tipo de red, usado principalmente en la zona del golfo de Salamanca (GDS), frente a la Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM), es de menor tamaño que la red industrial, pero su forma de operación es similar. Aunque el objetivo de captura es camarón (principalmente *X. kroyeri*), la mayor proporción de la captura total de las “changas” corresponde a pesca acompañante (peces, otros crustáceos y moluscos, principalmente) (Viaña *et al.*, 2004). Sin embargo, antes del presente trabajo no se había realizado ningún tipo

de ensayo tendiente a establecer la viabilidad de introducir algún tipo de medida de mitigación del impacto de estas “changas” en la fauna acompañante del camarón. Por ello, el objetivo del presente trabajo fue evaluar el efecto de tres tipos de BRD en las capturas de este tipo de redes, mediante ensayos experimentales realizados bajo las mismas condiciones en que opera la flota artesanal.

ÁREA DE ESTUDIO

Las pescas experimentales se llevaron a cabo en el GDS (10°59'-11°19'N; 74°10'-74°50'O), específicamente en la zona oriental del mismo y entre 4 y 7 m de profundidad, sector donde usualmente los pescadores de Pueblo Viejo y Ciénaga pescan con “changas” (Figura 1). Generalmente, estos pescadores faenan seis días a la semana, entre 5:00 y 11:00 a. m., en un área costera de 8 km de longitud, donde se encuentra un estrecho canal permanente conocido como Boca de la Barra, que comunica el GDS con la CGSM. Esta área posee una alta importancia ecológica por ser la zona de cría de muchas especies de interés biológico y comercial, pertenecientes a las familias Gerreidae, Mugilidae, Engraulidae, Scombridae y Lutjanidae, entre otras, las cuales en su mayoría se reproducen en el mar y luego migran hacia la ciénaga donde pasan su etapa juvenil antes de volver al océano (Criales *et al.*, 2002).

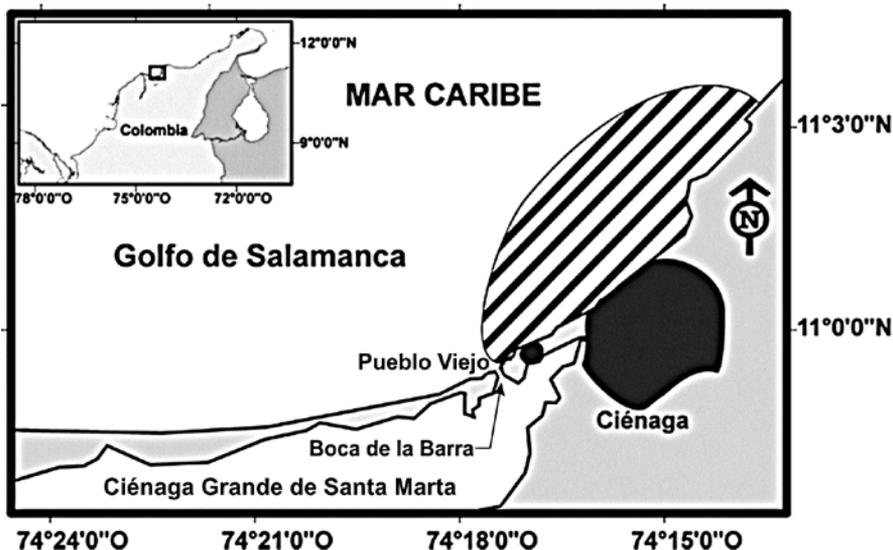


Figura 1. Área de cobertura de los ensayos (zona rayada), coincidente con el área de operación de la pesquería artesanal de “changas” que faena en el mar Caribe de Colombia.

MATERIALES Y MÉTODOS

Diseño experimental

Las comparaciones del efecto de los tres tipos de BRD evaluados se basaron en un diseño de muestras pareadas o dependientes (Zar, 2010). Se hicieron pescas simultáneas con dos embarcaciones: una que utilizó una “changa” equipada con un tipo específico de BRD y otra que usó una “changa” convencional (red sin BRD o red control). Se utilizaron tres configuraciones de redes experimentales (con BRD): 1) red con OP (red-OP), 2) red con VMC (red-VMC) y 3) red con SRE (red-SRE) (Figura 2). Se emplearon dos embarcaciones pertenecientes a la pesquería artesanal de “changas”, con esloras de 5 m y propulsadas por motores fuera de borda de 40 HP. Todas las “changas” utilizadas poseían idénticas características de diseño: relinga superior de 8 m, longitud del copo de 8.5 m y tamaño de malla en el copo de 22 mm (Figura 3).

Teniendo en cuenta la posible influencia de la variabilidad ambiental en el desempeño relativo de los diferentes tipos de BRD evaluados (Rochet y Trenkel, 2005), para cada comparación BRD-control se llevaron a cabo dos ensayos en épocas climáticas contrastantes (Tabla 1). Específicamente, el primer ensayo se llevó a cabo en la época lluviosa o de calmas en el área norte del CC, coincidiendo con un evento Niña, lo que implicó una mayor pluviosidad de la normalmente vigente durante ese período (Andrade y Barton, 2005). El segundo se realizó en la época seca o de vientos. En cada ensayo se intentó efectuar 30 arrastres pareados (seis arrastres diarios durante cinco días) para cada comparación BRD-control (Branstetter, 1997; Scott-Denton, 2004). No obstante, en cuatro de las seis pruebas pareadas fue necesario suprimir una de las 30 muestras pareadas, debido a eventos que alteraron el desempeño normal de una de las dos redes.

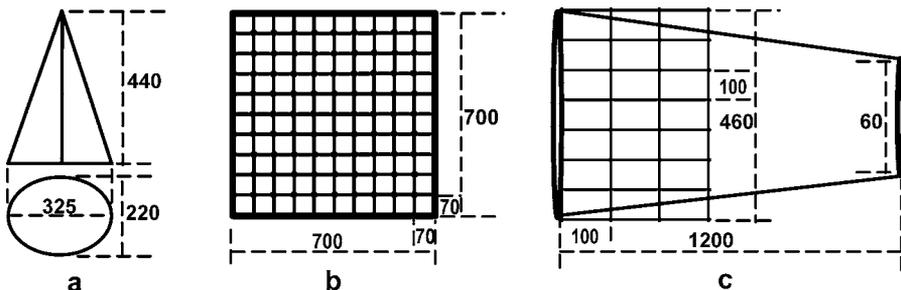


Figura 2. Dimensiones (mm) de los componentes constructivos de los tres tipos de dispositivos reductores de fauna acompañante (BRD, por sus siglas en inglés) evaluados en la pesquería artesanal de camarón que opera con redes de arrastre tipo “changas” en el golfo de Salamanca (mar Caribe de Colombia). **a.** Ojo de pescado. **b.** Ventana de malla cuadrada. **c.** Sección radial de escape.

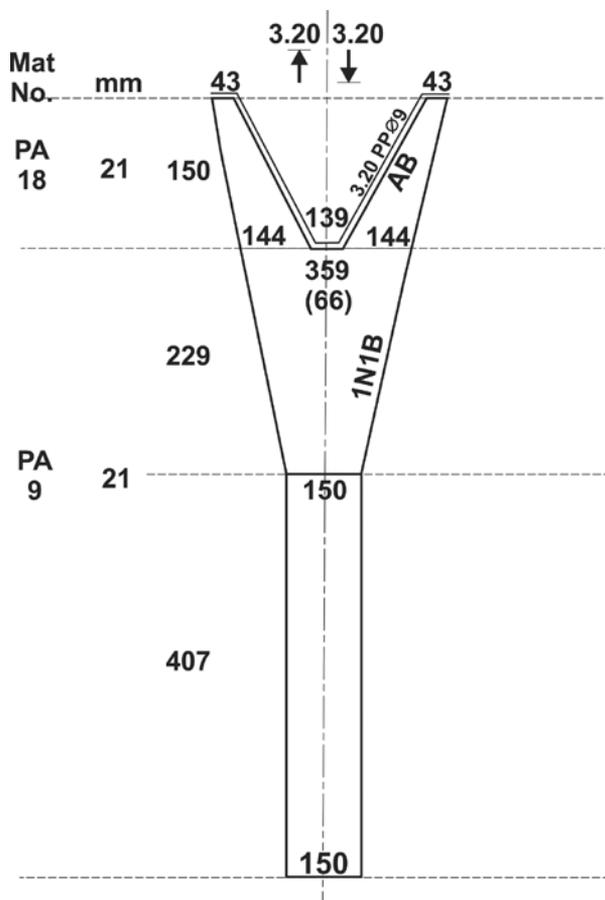


Figura 3. Plano esquemático de la red de arrastre conocida como “changa”, usada por pescadores artesanales del golfo de Salamanca (mar Caribe de Colombia). PA = poliamida, Mat. No. = calibre del material, PP = polipropileno, 1N1B = 1 nudo - 1 barra, AB = tipo de corte.

Tabla 1. Distribución temporal y tamaño de muestra (n) de las pruebas pareadas efectuadas para establecer el efecto de los diferentes tipos de dispositivos reductores de fauna acompañante (BRD, por sus siglas en inglés) usados en las redes de arrastre tipo “changa camaronera”.

Comparación	Época lluviosa (Ensayo 1)		Época seca (Ensayo 2)		Total
	Período	n	Período	n	
Ojo de pescado vs. Control	17-22 noviembre de 2010	30	4-8 abril de 2011	29	59
Ventana de malla cuadrada vs. Control	23-27 noviembre de 2010	29	9-14 abril de 2011	29	58
Sección radial de escape vs. Control	30 noviembre-4 diciembre de 2010	30	15-20 abril de 2011	29	59
Total		89		87	176

En cada muestra (pareja de lances de pesca) las dos embarcaciones faenaron en la misma zona, en dirección paralela a la costa, y a iguales profundidad y velocidad de arrastre (2.4 nudos en promedio \approx 4.45 km/h). La duración objetivo de los arrastres fue de 20 minutos. Para cada lance y embarcación se registró información sobre las siguientes variables: posición, velocidad, duración del arrastre, captura de camarón, captura de otros crustáceos, captura incidental, descarte y captura total.

Características de los BRD evaluados

El OP es un dispositivo ensamblado con barras de acero formando un marco de forma cónica, que frente a su abertura de salida genera un flujo menor al del resto de la red, favoreciendo así el escape de peces (Figura 2a) (Steele *et al.*, 2002; Eayrs, 2007). Se coloca usualmente en la parte superior o a los lados del bolso y de esta manera los peces con nado vigoroso pueden escapar, mientras que el camarón entra pasivamente al copo (Eayrs, 2007). El BRD tipo VMC permite el escape de peces en virtud al tamaño sustancialmente mayor de su malla, en comparación con el resto de la red. Consiste en un panel de paño de red con malla cuadrada ubicado en la parte superior del copo o del cuerpo de la red (Figura 2b). Conforme los peces pasan a través de la red, estos se van orientando hacia el frente del dispositivo y nadan a través de las aberturas de escape cuadradas (7 cm de lado en este caso) (Eayrs, 2007). Las dimensiones de este dispositivo, así como las del SRE (Figura 2c), se determinaron guardando el criterio de proporcionalidad entre los tamaños de las redes de arrastre usadas por la flota industrial de arrastre camaronero (Viaña y Manjarrés, 2004) y el tamaño de las “changas”. El BRD tipo SRE combina ciertos aspectos de los dos anteriores, por lo cual es el más complejo de construir, instalar y operar. Este BRD fue desarrollado para excluir principalmente grandes peces de la pesca acompañante. Consiste en un túnel de paño de malla de forma cónica colocado en el copo y rodeado por grandes salidas de escape que se extienden de manera radial rodeando la circunferencia del copo (Eayrs, 2007).

Tratamiento de datos y análisis estadístico

Inicialmente se llevó a cabo la estandarización de las tasas de captura, tanto para la captura total como para cada una de los componentes o categorías de uso de la misma (pesca objetivo o camarón, descartes, pesca incidental y pesca acompañante). Todos los datos fueron transformados a captura por área estándar (CPAE), utilizando el método del área barrida (Sparre y Venema, 1995). Para el efecto, se utilizó como área estándar 0.0065 km², valor resultante de los parámetros típicos de la mayoría de lances de pesca: abertura horizontal efectiva de la relinga superior, 7.7 m; tiempo efectivo de arrastre, 20 minutos (0.33 h); y velocidad de arrastre, 4.45 km/h.

Posteriormente, para cada época climática y componente o categoría de uso de la captura se estableció la significación estadística de las diferencias entre la CPAE de las redes con los diferentes tipos de BRD y la CPAE de sus respectivas redes control (sin BRD). Para ello, en virtud a la imposibilidad de satisfacer los supuestos de normalidad y de homocedasticidad (inclusive transformando los datos), se utilizaron dos alternativas no paramétricas: 1) prueba de significación y estimación *bootstrap* (intervalos de confianza de sesgo corregido y acelerado) de la diferencia de medias pareadas (n = 1000) (Manly, 2007), y 2) prueba de los signos (Zar, 2010). Posteriormente, para cada época climática y categoría de uso de la captura se calcularon los porcentajes de exclusión de cada tipo de BRD, usando la siguiente ecuación (Rogers *et al.*, 1997; García-Caudillo *et al.*, 2000):

$$\% \text{ Exclusión} = \left[1 - \left(\frac{\text{CPAE BRD}}{\text{CPAE control}} \right) \right] \times 100$$

donde CPAE BRD es la captura por área estándar en la red con BRD y CPAE control es la captura por área estándar en la respectiva red control (sin BRD). Por tanto, estos porcentajes de exclusión se calcularon para las redes provistas con los tres tipos de BRD (en adelante referenciadas como red-VMC, red-OP y red-SER).

La comparación del efecto de los tres tipos de BRD en el porcentaje de exclusión de las diferentes categorías de uso de la captura (recurso objetivo, fauna acompañante y los subcomponentes de esta última: descartes y pesca incidental) se llevó a cabo mediante comparaciones múltiples por pares, evaluando la significación estadística de cada diferencia de medias mediante la técnica *bootstrap* (sesgo corregido y acelerado, n = 1000), a fin de evitar la obtención de valores sesgados del error tipo I por el no cumplimiento de los supuestos inherentes a los métodos paramétricos (Manly, 2007). Para todos los análisis estadísticos se utilizó el programa IBM® SPSS® Statistics ver. 21.

RESULTADOS

Composición de las capturas por época climática, tipo de dispositivo y grupo taxonómico

Se presentaron notables diferencias en la composición de las capturas totales por grupo taxonómico entre las dos épocas (Figura 4). Durante la época lluviosa (ensayo 1) se capturó un total de 1416.7 kg, de los cuales la mayor proporción correspondió a peces (54%). Los otros grupos representados fueron camarón (27.5%), otros crustáceos (10%) y moluscos (8.5%). Durante la época seca (ensayo 2) se presentaron grandes concentraciones de medusas (cnidarios), hasta el punto



que este grupo estuvo presente en todos los lances efectuados con las redes provistas de BRD y con la red control (sin BRD) de la red-SRE. También se registró presencia de medusas en 96.7% de los lances efectuados con la redes control de la redes VMC y OP. Excluyendo la captura de medusas (2807.7 kg), la captura total de este ensayo fue de 1192.6 kg, de los cuales los camarones fueron el grupo mayoritario (53%), superando a los peces (34.2%), otros crustáceos (8.5%) y moluscos (4.4 %).

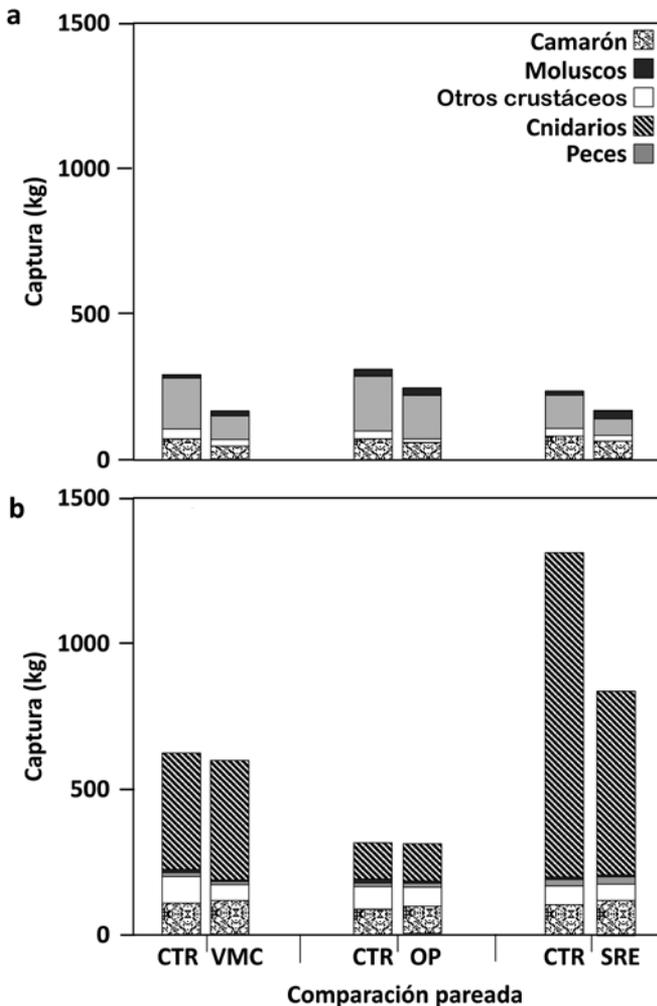


Figura 4. Composición por grupo taxonómico de las capturas totales obtenidas en las pruebas pareadas de comparación entre la red con un tipo específico de dispositivo reductor de fauna acompañante (BRD, por sus siglas en inglés) y la red sin BRD o red control (CTR), tanto para la época lluviosa (a) como para la época seca (b). VMC = Red con ventana de malla cuadrada, OP = Red con ojo de pescado, SRE = Red con sección radial de escape.

En ambas épocas las capturas totales acumuladas (incluyendo medusas) mostraron el comportamiento esperado, en el sentido de que las redes con BRD registraron capturas acumuladas menores que sus respectivas redes control (sin BRD). Sin embargo, en la época lluviosa (Figura 4a) las diferencias entre las redes VMC y OP y sus correspondientes redes control (43.4 y 21.4%, respectivamente) fueron mucho mayores que en la época seca (4.3 y 2.8%, respectivamente). Si en las capturas de la época seca se excluyen las medusas, estas dos diferencias se incrementan (16.9 y 6.6%), pero continúan siendo mucho menores que en la época lluviosa. Con el BRD tipo SRE el efecto de las medusas fue mucho más notorio. En la época lluviosa la captura de la red-SRE representó 69.5% de la captura en su respectiva red control, registrándose un porcentaje similar en la época seca (64.0%). Sin embargo, si en las capturas de la época seca se excluyen las medusas, la captura acumulada de la red-SRE superaría en 5.1% la de su red control, configurándose así un patrón aparentemente contradictorio.

El análisis de las capturas por grupo taxonómico evidenció mayores diferencias estacionales que las observadas entre las capturas totales. En la época lluviosa todos los grupos taxonómicos registraron mayores capturas acumuladas en la red control, a excepción de los moluscos, que registraron mayores capturas en las redes con BRD (Figura 4a). Paradójicamente, en la época seca las capturas de camarón fueron mayores en las redes dotadas de BRD que en las respectivas redes control (Figura 4b). La captura total del grupo “otros crustáceos” registró un comportamiento similar, excepto en la red-VMC. En peces y moluscos sí se registró el comportamiento esperado: menores capturas acumuladas en las redes con BRD respecto a las redes control, en todos los casos.

Composición de las capturas por época climática, tipo de BRD y categoría de uso del recurso

Del total capturado en la época lluviosa, la mayor proporción correspondió al descarte (63.3%), categoría que superó 2.4 veces la proporción del recurso objetivo (camarón, 27.5%). La pesca incidental solo alcanzó a representar 6.2%. En la época seca la categoría más representada fue el camarón (53.0%), superando ampliamente la proporción del descarte (42.7%) y aún más la de la pesca incidental (4.3%). Este orden de proporciones de las diferentes categorías fue constante a través de las dos épocas, tanto a nivel de las redes con BRD como de sus respectivas redes control (Figura 5).

El análisis comparativo del desempeño de los tres tipos de BRD indica que durante la época lluviosa (Figura 5a) la mayor proporción de camarón respecto a la respectiva captura total acumulada correspondió a la red-SRE (41.1%) y la menor a la red-OP (24.9%). Una proporción intermedia correspondió a la red-VMC (31.3%). En términos de proporción de descartes, el menor valor correspondió a la red-SRE (55.2%) y el mayor a la red-OP (69.4%). Respecto a la pesca incidental, se destaca



también la menor proporción registrada en la red-SRE (3.7%), en tanto que la red-OP y la red-VMC registraron valores similares (5.7 y 6.7%, respectivamente). Un balance conjunto de los descartes y la pesca incidental durante la época lluviosa evidencia que la menor proporción de pesca acompañante correspondió a la red-SRE (58.9%) y la mayor a la red-OP (75.1%), correspondiendo a la red-VMC un valor intermedio (68.7%).

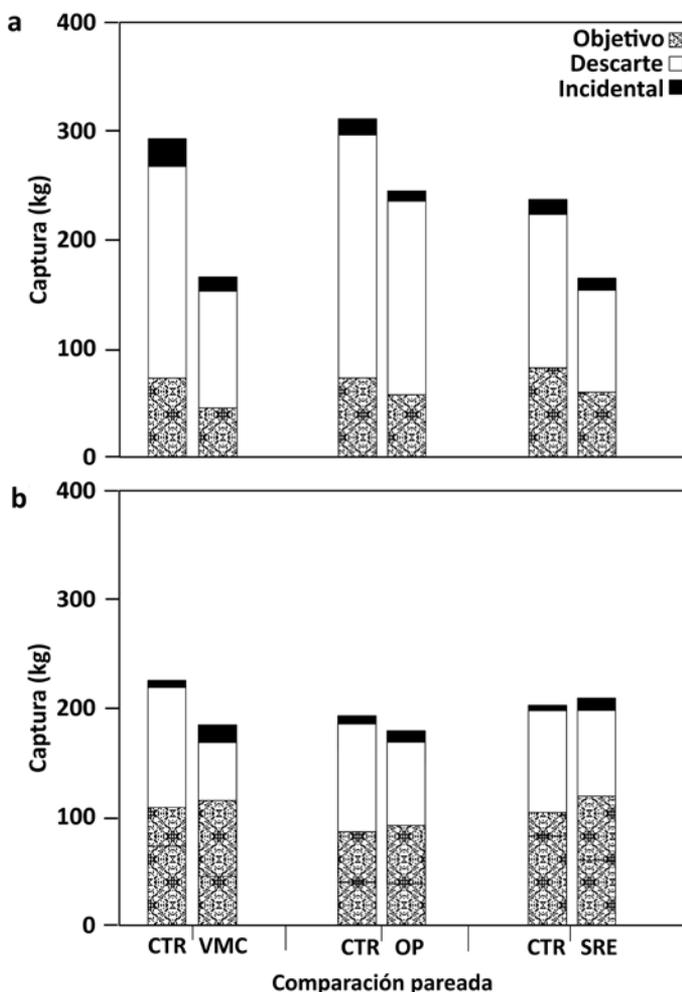


Figura 5. Composición por categoría de uso del recurso de las capturas totales obtenidas en las pruebas pareadas de comparación entre la red con un tipo específico de dispositivo reductor de fauna acompañante (BRD, por sus siglas en inglés) y la red sin BRD o red control (CTR), tanto para la época lluviosa (a) como para la época seca (b). VMC = Red con Ventana de Malla Cuadrada, OP = Red con Ojo de Pescado, SRE = Red con Sección Radial de Escape.

El análisis de la proporción de camarón en la captura total acumulada de la época seca (Figura 5b) produjo un resultado similar al de la época lluviosa, en lo que respecta a la jerarquización de los tres tipos de BRD: 66.4% en la red-SRE, 64.9% en la red-VMC y 54.9% en la red-OP. Con relación a la proporción de descartes, el menor valor correspondió a la red-VMC (27.8%) y el mayor a la red-OP (39.3%). Respecto a la pesca incidental, la menor proporción se registró en la red-SRE (3.7%) y la mayor en la red-VMC (7.3%). El balance conjunto de las dos categorías anteriores pone de presente que durante la época seca la pesca acompañante estuvo proporcionalmente más representada en la red-OP (45.1%), mientras que a las redes con los otros dos tipos de BRD correspondieron proporciones similares (35.1% en la red-VMC y 33.6% en la red-SRE).

Análogamente a lo observado a partir de la composición de la captura por grupo taxonómico, la composición por categoría de uso del recurso puso de presente la existencia de diferencias estacionales en el desempeño de los tres tipos de BRD respecto a su respectiva red control. En la época lluviosa todos las categorías de uso del recurso registraron mayores capturas acumuladas en la red control (Figura 5a), mientras que en la época seca la única categoría de uso que registró esta misma tendencia fue el descarte (Figura 5b).

Comparaciones pareadas del efecto de los BRD respecto a las redes control

Los dos métodos estadísticos utilizados para efectuar las comparaciones pareadas (CPAE con cada tipo de dispositivo versus CPAE con la respectiva red control, excluyendo medusas) produjeron resultados similares en lo referente a la significación estadística de las diferencias entre medias pareadas (Tablas 2 y 3), a excepción de la comparación de la CPAE de fauna acompañante entre la red-OP y su red control durante la época lluviosa, para la cual la técnica *bootstrap* produjo diferencias significativas ($p < 0.05$), en tanto que la prueba de los signos no detectó diferencias ($p > 0.05$). Para las restantes comparaciones las únicas diferencias entre los dos métodos estadísticos estribaron en los niveles de significación (valores p) correspondientes a algunos de los efectos significativos.

Los resultados de las pruebas pareadas ratifican las diferencias ya comentadas entre los resultados de las dos épocas. En la época lluviosa, todos los BRD produjeron un efecto de exclusión significativo en lo concerniente a la CPAE de camarón, fauna acompañante (resultado *bootstrap*) y captura total. La exclusión del descarte fue significativa con el VMC y el SRE, mientras que la única exclusión significativa de pesca incidental se registró con el OP (Tabla 2). A excepción del efecto del VMC sobre el descarte, los resultados significativos en la época seca no evidenciaron un efecto de exclusión por parte de los BRD, sino un efecto de retención, toda vez que las capturas fueron menores en las respectivas redes control. Estos efectos de retención significativos se dieron específicamente en la CPAE de camarón con los tres tipos de BRD y en la CPAE de captura total con los BRD VMC y SRE (Tabla 3).

Tabla 2. Significación de las diferencias pareadas entre la captura por área estándar (CPAE; kg/0.0065 km²) de la red control y la CPAE de la red con BRD durante la época lluviosa, por categoría de uso de la captura. Se muestran los resultados de las pruebas de significación y estimaciones *bootstrap* (sesgo corregido y acelerado, n = 1000) y de la prueba de los signos. Diferencias positivas significativas indican mayor captura en la red control (efecto de exclusión en la red con BRD). ns = p > 0.05, * = p < 0.05, ** = p < 0.01 y *** = p < 0.001. Aquellas significaciones señaladas con el superíndice 1 solo fueron factibles de obtener mediante distribución binomial.

Comparación	Categoría de uso de la captura	Prueba y estimación <i>bootstrap</i>		Prueba de los signos Z
		Diferencia promedio	Interv. de conf. (95%)	
Control vs. Ventana de malla cuadrada (VMC) (n = 30)	Objetivo (Camarón)	1.13 **	0.84-1.44	4.56 ***
	Descarte	2.91 *	1.33-4.91	3.11 **
	Incidental	0.48 ns	-0.12-1.40	- ns ¹
	Fauna acompañante	3.40 *	1.67-5.42	3.10 **
	Captura total	4.52 *	2.71-4.91	4.20 ***
Control vs. Ojo de pescado (OP) (n = 29)	Objetivo (Camarón)	0.63 **	0.40-0.90	3.10 **
	Descarte	1.51 ns	0.19-3.19	0.91 ns
	Incidental	0.53 *	0.17-0.93	- * ¹
	Fauna acompañante	2.05 *	0.72-3.58	1.28 ns
Control vs. Sección radial de escape (SRE) (n = 30)	Captura total	2.68 *	1.24-4.38	2.01 *
	Objetivo (Camarón)	0.87 **	0.63-1.09	4.20 ***
	Descarte	1.58 **	1.08-2.08	4.20 ***
	Incidental	-0.01 ns	-0.27-0.21	- ns ¹
	Fauna acompañante	1.57 **	1.11-2.05	3.83 ***
	Captura total	2.44 **	1.80-3.10	4.56 ***

Comparación del poder de exclusión de los tres tipos de BRD

En razón a las anomalías en el desempeño de los BRD durante la época seca, debidas a la ya comentada interferencia de las medusas, el análisis comparativo del efecto de los BRD se basó en los porcentajes de exclusión obtenidos en el ensayo de la época lluviosa. La técnica *bootstrap* aplicada a las pruebas de comparación múltiple por pares de tipos de BRD (Tabla 4) evidenció que el porcentaje de exclusión de camarón del VMC es igual al del SRE (p > 0.05) y mayor que el del OP (p < 0.01). En lo que respecta al porcentaje de exclusión del descarte, no se presentaron diferencias significativas entre el VMC y el OP (p > 0.05), en tanto que estos dos BRD sí evidenciaron un poder de exclusión significativamente superior al del OP (p < 0.05). Con relación a la exclusión de pesca incidental, no hubo diferencias significativas entre el SRE y el VMC (p > 0.05), únicamente se evidenció diferencia significativa entre el SRE y el OP (p < 0.05), siendo este último BRD el que presentó el mayor porcentaje exclusión de pesca incidental. Finalmente, si se analiza de manera conjunta el poder de exclusión del descarte y la pesca incidental, puede afirmarse que, a diferencia de lo que ocurre en el análisis aislado de estas dos categorías de uso de los recursos, entre los tres tipos de BRD no hay diferencias significativas en el porcentaje de exclusión de fauna acompañante (p > 0.05).

Tabla 3. Significación de las diferencias pareadas entre la captura por área estándar (CPAE; kg/0.0065 km²) de la red control y la CPAE de la red con BRD durante la época seca, por categoría de uso de la captura. Se muestran los resultados de las pruebas de significación y estimaciones *bootstrap* (sesgo corregido y acelerado, n = 1000) y de la prueba de los signos. Diferencias positivas significativas indican mayor captura en la red control (efecto de exclusión en la red con BRD). ns = p > 0.05, * = p < 0.05, ** = p < 0.01 y *** = p < 0.001. Aquellas significaciones señaladas con el superíndice 1 solo fueron factibles de obtener mediante distribución binomial.

Comparación	Categoría de uso de la captura	Bootstrap prueba t		Prueba de los signos Z
		Diferencia promedio	Interv. de conf. (95%)	
Red Control vs Red-VMC (n = 29)	Objetivo (camarón)	-1.18 **	-2.77-(-0.99)	3.83 ***
	Descarte	0.87 *	0.25-1.57	2.01 *
	Incidental	-0.41 ns	-0.82-(-0.62)	- ns ¹
	Fauna acompañante	0.46 ns	-1.14-1.10	0.91 ns
	Captura total	-1.35 *	-2.59-(-0.23)	2.37 *
Red Control vs. Red-OP (n = 29)	Objetivo (camarón)	-0.87 **	-1.15-(-0.33)	2.37 *
	Descarte	0.13 ns	-0.56-(-0.71)	0.18 ns
	Incidental	-0.17 ns	-0.63-0.13	- ns ¹
	Fauna acompañante	-0.04 ns	-1.06-0.74	0.18 ns
	Captura total	-0.92 ns	-2.31-0.30	0.18 ns
Red control vs. Red-SRE (n = 29)	Objetivo (camarón)	-1.95 **	-3.01-(-1.05)	2,37 *
	Descarte	0.02 ns	-0.44-0.44	0.55 ns
	Incidental	-0.21 ns	-0.61-0.81	- ns ¹
	Fauna acompañante	-0.20 ns	-0.75-0.31	0.91 ns
	Captura total	-2.15 **	-3.37-(-0.99)	2.74 **

Tabla 4. Significación de las diferencias en los porcentajes de exclusión de los tres tipos de dispositivos reductores de fauna acompañante (BRD, por sus siglas en inglés) (SRE = sección radial de escape, VMC = ventana de malla cuadrada y OP = ojo de pescado), durante la época lluviosa. Se aplicó la modalidad *bootstrap* (sesgo corregido y acelerado, n = 1000) del método de comparaciones múltiples por pares. ns = p > 0.05, * = p < 0.05 y ** = p < 0.01.

(I)BRD	(J)BRD	Diferencia de medias (I-J)			
		Rec. objetivo	Descartes	Pesca incid.	Fauna acomp.
SRE	VMC	-9.05 ns	1.21 ns	-1.84 ns	-0.63 ns
	OP	9.12 ns	29.20 *	-9.59 *	19.62 ns
VMC	SRE	9.05 ns	-1.21 ns	1.84 ns	0.63 ns
	OP	18.16 **	27.99 *	-7.75 ns	20.24 ns
OP	SRE	-9.12 ns	-29.20 *	9.59 *	-19.62 ns
	VMC	-18.16 **	-27.99 *	7.75 ns	-20.24 ns

DISCUSIÓN

En lo que respecta al desempeño relativo de los diferentes tipos de BRD evaluados, las diferencias observadas entre las dos épocas climáticas son principalmente atribuibles a la dominancia de las medusas en las capturas de la época seca. La mayoría de las comparaciones pareadas (control versus BRD) del ensayo efectuado en la época seca produjeron diferencias negativas, es decir, capturas menores en las redes control, específicamente de camarón y los organismos clasificados como pesca incidental, lo que indica un efecto de retención en las redes provistas con BRD, en lugar de un efecto de exclusión. Por lo expuesto, cabe concluir que la captura de medusas determinó un desempeño anómalo en estas redes y por lo tanto el ensayo de la época seca no provee una medición insesgada del poder de exclusión de estos BRD, aspecto que sólo es discernible a partir de los resultados de la época lluviosa. Una situación similar ocurrió en los ensayos realizados por Steele *et al.* (2002) en el golfo de México, donde la eficiencia de los dispositivos se redujo de manera significativa cuando fueron capturados un gran número de cangrejos herradura o cuando se presentó una captura inusual de peces espinosos, que se enredaron en las redes.

La presencia de grandes agregaciones de medusas durante la época seca es un evento que ha sido ya documentado para la región de estudio (Bernal y Zea, 2000). Durante este época se produce con mayor intensidad el afloramiento estacional que es inducido por los vientos alisios del noroeste soplando en dirección paralela a la costa, debido al desplazamiento de la Zona de Convergencia Intertropical (ZCIT) hacia su posición más meridional (Schmidt *et al.*, 2004; Andrade y Barton, 2005; Lonin *et al.*, 2010). Esta surgencia de aguas de origen subtropical determina una mayor incorporación de nutrientes a las capas superficiales, lo que produce un aumento en la productividad primaria y cambios en los procesos de sucesión al interior de la comunidad de zooplancton (Bernal y Zea, 2000; Paramo *et al.*, 2011).

Los resultados de las pruebas pareadas efectuadas durante la época lluviosa evidencian que el único componente de la pesca acompañante no excluido de manera significativa con el BRD tipo OP (respecto a su red control) es el descarte. A pesar de que el OP fue el único tipo de BRD que mostró una exclusión significativa de pesca incidental respecto a la red control, su nulo efecto en la exclusión del descarte lo invalida como una alternativa recomendable para la pesquería de “changas”, dado el propósito prioritario a nivel mundial de reducir los descartes. Este resultado contrasta parcialmente con el efecto del OP en las redes utilizadas por la flota industrial de arrastre camaronero del CC (Manjarrés *et al.*, 2008), para los cuales sí se detectó un efecto significativo de este tipo de BRD en todos los componentes o categorías de uso de la captura (recurso objetivo, descarte y pesca incidental). En lo referente a la exclusión del descarte, el

pobre desempeño del OP también contrasta con los resultados de Alió *et al.* (2009), quienes registraron porcentajes de exclusión entre 38 y 54% en redes industriales de arrastre. De cualquier forma, no resulta viable comparar de manera directa los efectos de estos BRD en las “changas” con el efecto de los mismos en las redes industriales de arrastre camaronero, dadas las notables diferencias de tamaño y diseño de los artes, de profundidad de operación de los mismos y, consecuentemente, de composición de la fauna acompañante extraída en cada caso.

La comparación del poder de exclusión de los tres tipos de BRD entre sí (no con respecto a las redes control), además de confirmar la ineffectividad del OP en la exclusión del descarte, pone de presente que para ninguna de las categorías o componentes de la captura hubo diferencias significativas entre el VMC y el SRE. Por lo tanto, considerando la importancia de disminuir particularmente el impacto sobre las especies que conforman el descarte, desde esta perspectiva resultaría válido recomendar cualquiera de estos dos BRD en la pesquería de “changas” camaroneras que opera en la región de Santa Marta. Sin embargo, se ha señalado que el costo de construcción y la facilidad de mantenimiento y manejo son los primeros factores a ser considerados al hacer una escogencia del dispositivo (Eayrs, 2007). Es probable que los pescadores artesanales respalden aquellos dispositivos que sean de bajo costo, durables y fáciles de manejar en el mar (Broadhurst, 2000). Estos criterios favorecen la recomendación de priorizar el uso del VMC, por ser de bajo costo y fácil de instalar y maniobrar. Además, el RSE es más fácilmente obstruido o inhabilitado por material vegetal (palos) o proliferaciones de especies como las medusas, tal como ocurrió en el ensayo de la época seca.

El VMC ha sido considerado una alternativa más recomendable que el aumento del tamaño de la malla convencional del copo (tipo diamante), por cuando no se cierra bajo tensión, haciéndolo más efectivo para peces redondos (Briggs, 1992; Cook, 2003). Además, su diseño es sencillo y disminuye la probabilidad de obstrucción, especialmente en aquellas zonas donde son abundantes los restos de materiales vegetales de origen continental (Manjarrés *et al.*, 2008). Este tipo de BRD ha demostrado su eficiencia como herramienta de mitigación del impacto de las redes de arrastre en diversas pesquerías. Es el caso, por ejemplo, de la exclusión de la especie íctica *Merlangius merlangus* (*whiting*) en la pesquería de la langosta *Nephrops* spp. en el mar de Irlanda (Briggs, 1992).

El éxito en la incorporación de BRD en una pesquería depende no solo de superar restricciones de manejo del arte, sino también de las pérdidas económicas a corto plazo a menudo asociadas a su uso (Cook, 2003; Manjarrés *et al.*, 2008). Por consiguiente, en el presente caso un aspecto que restaría viabilidad a la incorporación real del VMC en la pesquería de “changas” del GDS es la exclusión significativa de camarón, tal como sucede también con los otros dos tipos de BRD evaluados. Por tanto, el uso efectivo del VMC por



parte de esta pesquería estaría supeditado a cambios en el diseño o montaje de este BRD que redunden en una mayor retención de camarón. Por ejemplo, los pescadores del golfo de México y el Atlántico suroeste han identificado la localización del BRD como uno de los factores determinantes en la pérdida de camarón (Branstetter, 1997; Watson *et al.*, 1999).

Es claro que el escape de la pesca acompañante a través de los tres tipos de BRD evaluados se fundamenta en diferencias etológicas y no en diferencias de tamaños (Broadhurst, 2000; Ambrose *et al.*, 2005). En teoría, la ubicación de los BRD OP y VMC (parte superior del copo) facilita prioritariamente el escape de los peces, dada su capacidad natatoria, y hace menos viable el escape del camarón. Resulta entonces lógico suponer que el escape de camarón se produce en mayor grado durante la operación de cobrado manual de la red, cuando la red pierde su geometría de trabajo, haciendo factible que el BRD quede orientado hacia abajo. Dado que el copo de las “changas” tiene una longitud de 8.5 m, la posición utilizada en los ensayos (a 7 m del inicio del copo) implica que el BRD se ubicó a una distancia equivalente a 82% de la longitud del copo (muy cerca de su parte distal). En el golfo de México el dispositivo OP se coloca generalmente a 30 mallas del inicio del copo (Branstetter, 1997). Esta misma distancia fue la que se implementó en los ensayos realizados con el OP en el CC, trabajando con redes industriales cuyos copos tienen 120 mallas de longitud (Manjarrés *et al.*, 2008). Esto significa que en dichos ensayos el OP se ubicó a una distancia equivalente a 25% de la longitud de copo. Esto indica que un cambio a ensayar para disminuir el escape de camarón durante el cobrado de la red es la colocación del VMC a una distancia menor del inicio del copo, en cualquier caso antes de su parte central (< 4 m). Además, resulta también recomendable ensayar el efecto de una disminución en el tamaño del VMC, a fin de atenuar aún más la pérdida de camarón durante la operación de cobrado de la red.

Dadas las condiciones socioeconómicas de las comunidades costeras del GDS, el manejo sostenible de la pesquería de “changas” es crucial para la subsistencia de un gran número de habitantes que dependen directa e indirectamente de dicha pesquería. Esta actividad tiene aún un gran potencial de convertirse en una actividad ecológicamente sostenible, pero ello requiere de una regulación del esfuerzo dirigido a la mitigación de la pesca acompañante y particularmente de los descartes, minimizando al mismo tiempo la captura de camarones pequeños (Emanuelsson, 2008), objetivos que se inscriben dentro de los lineamientos del Código de Conducta de la Pesca Responsable promulgado por la FAO (Eayrs, 2007). En este contexto, el uso de BRD y particularmente del VMC surge como una de las medidas de regulación y control a considerar para garantizar la viabilidad bioecológica de la pesquería artesanal de “changas”. Sumado a lo anterior, otra recomendación orientada a vincular exitosamente a los pescadores del GDS al proceso de incorporación efectiva de este BRD es propiciar su participación en jornadas de pesca

experimental donde se hagan evidentes los beneficios de reducir la pesca acompañante (Steele *et al.*, 2002; Eayrs, 2007): menor resistencia al avance con el consecuente ahorro de combustible, un producto de mejor calidad, acceso a mercados más exigentes pero dispuestos a pagar un mejor precio, protección del medio ambiente marino y un mayor período de vida de la pesquería. En síntesis, se considera viable que, previa introducción de algunas modificaciones en su instalación que atenúen el escape del camarón, el uso del BRD tipo VMC en la pesquería de “changas” del GDS proporcionaría beneficios ecológicos, económicos y sociológicos.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo se desarrolló en el marco del proyecto “Evaluación del efecto ecológico de la pesca artesanal del camarón en el ecosistema del golfo de Salamanca y experimentación de medidas de mitigación”, financiado por Colciencias (Código 1117-489-25529) y la Universidad del Magdalena. Es oportuno agradecer de forma especial al ingeniero pesquero Roy Díaz Vesga, por su labor durante la recolección de la información de campo, y a los pescadores del municipio de Ciénaga, por su participación y aportes durante la realización de los dos ensayos objeto de este trabajo. Finalmente, deseamos agradecer los valiosos aportes de los revisores del manuscrito.

BIBLIOGRAFÍA

- Alió, J. J., L. Marcano, D. Altuve, G. Andrade, L. Villasmil, R. Álvarez, L. González, J. Sayegh, E. Trujillo, O. Pomares, A. Díaz, C. E. Torrens, G. Vizcaíno, M. Figueroa, J. Boada y A. Marval. 2009. El uso de dispositivos para reducir las capturas incidentales en las pesquerías de camarones de Venezuela y el código FAO de conducta para la pesca responsable. 495-500. En: Lodeiros, C., J. Alió, L. Freitas, N. González, A. Guerra y M. Rey-Méndez (Eds.). II Foro Iberoamericano de los Recursos Marinos y la Acuicultura. Fondo Editorial Universidad de Oriente, Cumaná, Venezuela. 712 p.
- Alverson, D. L., M. H. Freeberg, S. A. Murawski y J. G. Pope. 1994. A global assessment of fisheries bycatch and discards. FAO Fish. Tech. Pap. 339. FAO, Roma. 233 p.
- Ambrose, E. E., B. B. Solarin, C. E. Isebor y A. B. Williams. 2005. Assessment of fish by-catch species from coastal artisanal shrimp beam trawl fisheries in Nigeria. *Fish. Res.*, 71: 125-132.
- Andrade, C. A. y E. D. Barton. 2005. The Guajira upwelling system. *Cont. Shelf Res.*, 25: 1003-1022.
- Andrew, N. L. y J. G. Pepperell. 1992. The by-catch of shrimp trawl fisheries. *Oceanogr. Mar. Biol.: An. Rev.*, 30: 527-565.
- Bernal, A. R. y S. Zea. 2000. Estructura de la comunidad de zooplancton en condiciones de descarga continental y de afloramiento costero en Santa Marta, Caribe colombiano. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 29: 3-26.
- Branstetter, S. 1997. Bycatch and its reduction in the Gulf of Mexico and South Atlantic Shrimp Fisheries. Gulf and South Atlantic Fisheries Development Foundation, Inc., Tampa, EE. UU. 27 p.



- Briggs, R. P. 1992. An assessment of nets with a square mesh panel as a whiting conservation tool in the Irish Sea *Nephrops* fishery. *Fish. Res.*, 13: 133-152.
- Broadhurst, M. K. 2000. Modifications to reduce by-catch in prawn trawls: a review and framework for development. *Rev. Fish Biol. Fish.*, 10: 27-60.
- Cabello, A., Z. Martínez, L. Villegas, B. Figuera, L. Marcano, A. Gómez y O. Vallenilla. 2005. Fauna acompañante del camarón como materia prima para la elaboración de productos pesqueros. *Zootecnia Trop.*, 23 (3): 217-230.
- Cook, R. 2003. The magnitude and impact of by-catch mortality by fishing gear. 219-233. En: Sinclair, M. y G. Valdimarsson (Eds.). *Responsible fisheries in the marine ecosystem*. FAO and CAB International, Roma y Wallingford, Reino Unido. 426 p.
- Criales, M., C. Yeung, F. Amaya, A. López, D. Jones y W. Richards. 2002. Larval supply of fishes, shrimps, and crabs into the nursery ground of Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombian Caribbean. *Carib. J. Sci.*, 38 (1, 2): 52-65.
- Criales-Hernández, M. I., C. B. García y M. Wolff. 2006. Flujos de biomasa y estructura de un ecosistema de surgencia tropical en La Guajira, Caribe colombiano. *Rev. Biol. Trop.*, 54 (4): 1257-1282.
- Duarte, L. O., P. Gómez-Canchong, L. M. Manjarrés, C. B. García, F. D. Escobar, J. Altamar, J. E. Viaña, K. Tejada, J. Sánchez y F. Cuello. 2006. Variabilidad circadiana de la tasa de captura y la estructura de tallas en camarones e ictiofauna acompañante en la pesquería de arrastre del mar Caribe de Colombia. *Invest. Mar.*, 34 (1): 23-42.
- Eays, S. 2007. Guía para reducir la captura de fauna incidental (*bycatch*) en las pesquerías por arrastre de camarón tropical. FAO, Roma. 110 p.
- Emanuelsson, A. 2008. Bycatch and discard in Senegalese artisanal and industrial fisheries for Southern Pink Shrimp (*Penaeus notialis*). SIK-report Nr 774 2008. Institutet för Livsmedel och Bioteknik-University of Gothenburg. 26 p. http://ideecasamance.net/uploads/1289825264_Sik774_2008_BycatchSenegal.pdf. 07/03/2014.
- FAO. 1997. Las capturas incidentales y los descartes en la pesca. Informe 7, Comité de Pesca, Roma. 3 p.
- FAO. 2012. El estado mundial de la pesca y la acuicultura 2012. Departamento de Pesca y Acuicultura, Food and Agriculture Organization, Roma. 231 p.
- Galloway, B. J. y J. G. Cole. 1999. Reduction of juvenile red snapper bycatch in the US Gulf of Mexico shrimp trawl fishery. *N. Am. J. Fish. Manage.*, 19: 342-355.
- García-Caudillo, J. M., M. A. Cisneros-Mata y A. Balmori-Ramírez. 2000. Performance of a bycatch reduction device in the shrimp fishery of the Gulf of California, Mexico. *Biol. Conserv.*, 92: 199-205.
- Gillett, R. 2008. Global study of shrimp fisheries. FAO Fish. Tech. Pap., 475, FAO, Roma. 331 p.
- Kelleher, K. 2005. Discards in the world's marine fisheries. FAO Fish. Techn. Pap., 470, Roma. 131 p.
- Kennelly, S. J. 1995. The issue of bycatch in Australia's demersal trawl fisheries. *Rev. Fish Biol. Fish.*, 5: 213-234.
- Leal, S. A., M. A. Cabrera y S. Salas. 2008. Caracterización de la fauna incidental en la pesquería artesanal de camarón en la laguna de Chabihau. *Proc. 61st Gulf Carib. Fish. Inst.*, 61: 163-172.
- Lewis, R. L., L. B. Crowder, A. J. Read y S. A. Freeman. 2004. Understanding impacts of fisheries bycatch on marine megafauna. *Trends Ecol. Evolut.*, 19: 598-604.

- Lonin, S. A., J. L. Hernández y D. M. Palacios. 2010. Atmospheric events disrupting coastal upwelling in the southwestern Caribbean. *J. Geophys. Res.*, 115: 1-17.
- Manjarrés, L., L. O. Duarte, J. Altamar, F. Escobar, C. García y F. Cuello. 2008. Effects of using bycatch reduction devices on the Colombian Caribbean Sea shrimp fishery. *Cienc. Mar.*, 34: 223-238.
- Manly, B. F. J. 2007. Randomization, bootstrap and Montecarlo methods in biology. Tercera edición, Chapman and Hall, Boca Ratón, EE. UU. 455 p.
- McCaughran, D. A. 1992. Standardized nomenclature and methods of defining bycatch levels and implications. 200-201. En: Schoning, R. W., R. W. Jacobson, D. L. Alverson, T. G. Gentle y J. Auyong (Eds.). Proceedings of the National Industry Bycatch Workshop 1992, Natural Resources Consultants Inc., Seattle, EE. UU. 222 p.
- Paramo, J. y U. Saint-Paul. 2010. Morphological differentiation of southern pink shrimp *Farfantepenaeus notialis* in Colombian Caribbean Sea. *Aquat. Living Res.*, 23: 95-101.
- Paramo, J., M. Correa y S. Núñez. 2011. Evidencias de desacople físico-biológico en el sistema de surgencia en La Guajira, Caribe colombiano. *Rev. Biol. Mar. Oceanogr.*, 46: 421-430.
- Rochet, M. J. y V. M. Trenkel. 2005. Factors for the variability of discards: Assumptions and field evidence. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 62: 224-235.
- Rogers, D. R., B. D. Rogers, J. A. de Silva, V. L. Right y J. W. Watson. 1997. Evaluation of shrimp trawl equipped with bycatch reduction devices in inshore waters of Louisiana. *Fish. Res.*, 33: 55-72.
- Schmidt, M. W., H. J. Spero y D. W. Lea. 2004. Links between salinity variation in the Caribbean and North Atlantic thermohaline circulation. *Nature*, 428: 160-163.
- Scott-Denton, E. 2004. Observer coverage of the US Gulf of Mexico and southeastern Atlantic shrimp fishery, February 1992-December 2003: methods. *Nat. Mar. Fish. Serv.*. SEDAR7-DW-5, Miami. http://www.sefsc.noaa.gov/sedar/download/SEDAR7_DW38.pdf?id=DOCUMENT. 20/01/2014.
- Sparre, P. y S. Venema. 1995. Introduction to tropical fish stock assessment. Part 1. Manual. FAO Fish. Tech. Pap., 306, Roma. 420 p.
- Steele, P., T. M. Bert, K. H. Johnston y S. Levett. 2002. Efficiency of bycatch reduction devices in small otter trawls used in the Florida shrimp fishery. *Fish. Bull.*, 100: 338-350.
- Viaña, J. y L. Manjarrés. 2004. Inventario y caracterización general de la flota industrial de arrastre que operó en la zona norte del Caribe colombiano durante el año 2000. 45-52. En: Manjarrés, L. (Ed.). Pesquerías demersales del área norte del mar Caribe de Colombia y parámetros biológico-pesqueros y poblacionales del recurso pargo. Fondo Editorial Univ. Magdalena, Santa Marta. 317 p.
- Viaña, J., J. A. Medina, M. Barros, L. Manjarrés, J. Altamar y M. Solano. 2004. Evaluación de la ictiofauna demersal extraída por la pesquería industrial de arrastre en el área norte del Caribe colombiano. 115-151. En: Manjarrés, L. (Ed.). Pesquerías demersales del área norte del mar Caribe de Colombia y parámetros biológico-pesqueros y poblacionales del recurso pargo. Fondo Editorial Univ. Magdalena, Santa Marta. 317 p.
- Watson, J., D. Foster y S. Nichols. 1999. The development of bycatch reduction technology in the southeastern United States shrimp fishery. *Mar. Technol. Soc. J.*, 33: 51-56.
- Zar, J. 2010. Biostatistical analysis. Quinta edición, Pearson Prentice Hall, Nueva Jersey. 944 p.

RECIBIDO: 11/03/2014

ACEPTADO: 05/08/2014

