






Estado de *Lutjanus synagris* en tres áreas protegidas del Caribe colombiano: evaluación basada en datos limitados

Status of *Lutjanus synagris* in three protected areas of the Colombian Caribbean: assessment based on limited data

Héctor Manuel Martínez-Viloria^{1*}, Rebeca Franke-Ante¹, Juan Carlos Narváez Barandica² y Javier De La Hoz Maestre²

 0000-0001-8154-7144

 0000-0002-0956-0915

 0000-0002-3899-5993

 0000-0001-7779-0803

1. Parques Nacionales Naturales de Colombia, Dirección Territorial Caribe, Calle 17 No. 4-06, Santa Marta, Colombia. hmartinezviloria@gmail.com*, rebeca.franke@parquesnacionales.gov.co

2. Universidad del Magdalena, Carrera 32 No. 22-08, Santa Marta, Colombia. jnarvaez@unimagdalena.edu.co, jdelahoz@unimagdalena.edu.co

* Autor de correspondencia / Corresponding author:

RESUMEN

Con el propósito de evaluar el estado del pargo rayado *Lutjanus synagris* a partir de datos limitados de longitudes provenientes de los desembarcos de las capturas de la pesca artesanal registradas entre 2006 y 2012 en los Parques Nacionales Naturales Tayrona y Corales del Rosario y de San Bernardo y la Vía Parque Isla de Salamanca, se aplicaron indicadores simples y la metodología árbol de decisiones. Se observó un patrón de selectividad en la captura mayoritaria de ejemplares inmaduros ($< L_{mat}$) y un nivel de biomasa desovante inferior al punto de referencia límite objetivo, afectando la renovación natural de los stocks de *L. synagris*. También se ratificó el grado de sobrepesca por crecimiento y reclutamiento. Propender por la disminución de la presión sobre el pargo es un objetivo de manejo que requiere mayor protección en las tres áreas protegidas como zonas fuente, así como un ordenamiento regional participativo para la sostenibilidad del recurso. Por tanto, se recomienda llegar a acuerdos de conservación que propendan por una pesca responsable de peces maduros. Esto, permitirá un máximo rendimiento en biomasa y mejores ingresos económicos para los pescadores. Se propone la metodología descrita para la evaluación de otros recursos aprovechados en las áreas protegidas.

PALABRAS CLAVE: pesca, sobrepesca, indicadores simples, árbol de decisiones.

ABSTRACT

With the purpose of evaluating the status of the lane snapper *Lutjanus synagris* from limited catch length data from the landings of artisanal fishing catches recorded between 2006 and 2012 in Tayrona and Corales del Rosario y de San Bernardo National Parks, and the Vía Parque Isla de Salamanca, simple indicators and the decision tree methodology were applied. It was observed that this indicator mostly configured a selectivity pattern represented in capture of majority immature specimens ($< L_{mat}$) and a spawning biomass level lower than the target reference point, affecting the natural renewal of *L. synagris* stocks. Also, it was ratified the degree of overfishing for growth and recruitment to which *L. synagris* is subjected. Reducing pressure on snapper resource is a management objective that requires greater protection in the three protected areas for their ability to export the resource, as well as participatory regional fisheries management for the sustainability of the resource. Therefore, it is recommended to reach conservation agreements that promote responsible fishing of mature fish. This objective will allow maximum biomass yield, and better economic income for fishers. We also propose to apply the methodology described in this study to evaluate other fishery resources caught in the protected areas.

KEYWORDS: fishing, overfishing, simple indicators, decision tree.

INTRODUCCIÓN

Históricamente en las áreas protegidas del Sistema de Parques Nacionales Naturales de Colombia adscritas a la Dirección Territorial Caribe (DTCA) ha existido un constante aprovechamiento de los recursos pesqueros por parte de comunidades asentadas en su interior y de aquellas ubicadas en áreas de influencia, ocasionando fuerte presión sobre las especies explotadas (Manjarrés, 2007; Martínez-Viloria, 2014). Como parte del seguimiento a la actividad pesquera realizado por la DTCA en cinco áreas protegidas con jurisdicción marino-costera, se identificaron aproximadamente 1600 pescadores, de los cuales dependen económicamente unas 4700 personas (Martínez-Viloria *et al.*, 2014). Así mismo, se ha documentado que un gran número de especies aprovechadas por la pesca están fuertemente presionadas, aspecto que podría contribuir negativamente en su condición poblacional (López, 2009; Guzmán, 2010; Jaimes, 2011; Martínez-Viloria *et al.*, 2011).

Entre las especies de mayor aprovechamiento pesquero en los Parques Nacionales Naturales Tayrona-PNNT, Corales del Rosario y de San Bernardo-PNNCRSB y Vía Parque Isla de Salamanca-VIPIS, se encuentra el pargo rayado o chino (*Lutjanus synagris*) (López, 2009; Guzmán, 2010; Pardo, 2011; Martínez-Viloria *et al.*, 2011; Martínez-Viloria, 2014). Esta es una especie demersal, carnívora generalista y oportunista trófica que se distribuye desde Carolina del Norte (EE. UU.) hasta el sureste de Brasil (Allen, 1985; Cervigón *et al.*, 1992; Doncel y Páramo, 2010), incluyendo el Gran Caribe. Es una importante fuente de ingresos para las pesquerías regionales de países como Bermudas, Cuba, Puerto Rico, Venezuela y Colombia (Luckhurst *et al.*, 2000; Gómez *et al.*, 2001; Claro y Lindeman, 2008; Amorim *et al.*, 2018). Algunos aspectos biológico pesqueros indican que *L. synagris* puede ser considerada una especie vulnerable a la sobreexplotación en Colombia debido a: (i) las características biológicas de la especie como rápido crecimiento durante el primer año de vida y desaceleración en el crecimiento entre el tercer y cuarto año, madurez sexual a partir de su primer año y temporadas de migraciones de agregación reproductiva (Coleman *et al.*, 2000; Luckhurst *et al.*, 2000; Claro y Lindeman, 2008); (ii) la evidente presión de pesca de la flota artesanal y semindustrial (Mejía y Acero, 2002; Manjarrés, 2004; Barreto y Borda, 2009; De La Hoz *et al.*, 2013, 2017; Altamar *et al.*, 2020); (iii) el aumento del esfuerzo pesquero en la región del Caribe debido a innovaciones técnicas y tecnológicas de las flotas artesanales (Manjarrés, 2004);

INTRODUCTION

Historically, in the protected areas of Colombia's National Natural Parks System (NNPS) linked to the Caribbean Territory Directorate (CADT), there has been constant utilization of fishery resources by the local communities, causing heavy pressure on the utilized species (Manjarrés, 2007; Martínez-Viloria, 2014). As part of the monitoring of the fishing activity carried out by CADT in five protected areas with marine-coastal jurisdiction, about 1600 fishermen were identified, on which about 4700 people depend economically (Martínez-Viloria *et al.*, 2014). Likewise, it has been documented that many species exploited by fishing are under heavy pressure, which could contribute negatively to their population status (López, 2009; Guzmán, 2010; Jaimes, 2011; Martínez-Viloria *et al.*, 2011).

The lane snapper (*Lutjanus synagris*) is among the most exploited species in the protected areas of Corales del Rosario y de San Bernardo National Natural Park (CRSBNNP), Tayrona National Natural Park (TNNP), and Salamanca Island Park Way (SIPW) (López, 2009; Guzmán, 2010; Pardo, 2011; Martínez-Viloria *et al.*, 2011; Martínez-Viloria, 2014). *Lutjanus synagris* is a demersal, generalist carnivorous, and opportunist species, distributed from North Carolina (USA) to southeastern Brazil (Allen, 1985; Cervigón *et al.*, 1992; Doncel and Páramo, 2010), including the Greater Caribbean. Its growing demand and commercial value have turned it into an important source of income for regional fisheries of countries such as Bermuda, Cuba, Puerto Rico, Venezuela, and Colombia (Luckhurst *et al.*, 2000; Gómez *et al.*, 2001; Claro and Lindeman, 2008; Amorim *et al.*, 2018). Some biological-fishing aspects indicate that *L. synagris* can be considered to be a species vulnerable to overexploitation in Colombia due to (i) the species' biological characteristics. such as rapid growth during the first year of life and growth deceleration in the third and fourth years, reaching sexual maturity at its first year, and seasons of reproductive aggregation (Coleman *et al.*, 2000; Luckhurst *et al.*, 2000; Claro and Lindeman, 2008); (ii) the evident fishing pressure by the artisanal and semi-industrial fleet (Mejía and Acero, 2002; Manjarrés, 2004; Barreto and Borda, 2009; De La Hoz *et al.*, 2013, 2017; Altamar *et al.*, 2020); (iii) the fishing effort increase in the Caribbean region due to the artisanal fleet's technical and technological innovations (Manjarrés, 2004); (iv) the historic decrease in catches both by the artisanal fleet (Correa and Manjarrés, 2004) and the industrial trawl fleet (Viaña *et al.*, 2004); (v) the deterioration of their

(iv) la disminución histórica en las capturas tanto por la flota artesanal (Correa y Manjarrés, 2004), como por la industrial de arrastre (Viaña *et al.*, 2004); (v) el deterioro de sus hábitats de reclutamiento, desarrollo y residencia, tales como los arrecifes coralinos, lagunas y ciénagas (Mejía y Acero, 2002); y (vi) la disminución de la edad de madurez en sitios con mayor esfuerzo pesquero (Arteaga *et al.*, 2004).

La presencia de *L. synagris* en las áreas protegidas está relacionada con la disposición de hábitats estratégicos, donde la especie pasa parte del tiempo en su ciclo natural y cumple funciones de depredador contribuyendo al enriquecimiento orgánico de los arrecifes (Claro y Lindeman, 2008). Por lo tanto, el aprovechamiento no debe contemplar la captura de ejemplares por debajo de la longitud de madurez sexual (L_{mat}), ni tampoco afectarse la cohorte de los megadesovadores, ya que estos últimos aseguran el vigor genético y una mayor descendencia para garantizar la supervivencia de las poblaciones (Longhurst, 2002; Hsieh *et al.*, 2006).

Bajo este contexto el propósito de esta investigación fue evaluar el estado de *L. synagris* a partir de datos limitados de longitudes provenientes de los desembarcos de la pesca ejercida en PNNT, PNNCRSB y VIPIS. Esta investigación ayudará a dimensionar el efecto de la pesca sobre el pargo rayado en cada área protegida y a suministrar recomendaciones para el manejo que contribuyan al ordenamiento pesquero en el Caribe colombiano, donde se considere a las áreas protegidas como sitios estratégicos que proporcionan condiciones favorables para que las especies pesqueras se mantengan y puedan ser aprovechadas por fuera (Roberts *et al.*, 2001; Di Lorenzo *et al.*, 2016).

ÁREA DE ESTUDIO

El trabajo se realizó en las áreas protegidas PNNT, PNN CRSB y la VIPIS (Figura 1). El PNNT está localizado al nororiente de Santa Marta, departamento del Magdalena (11° 16' 20" N y 74° 12' 56" W a 11° 21' 33" N y 73° 53' 11" W) (PNNC, 2006). Cuenta 15 000 ha, de las cuales 3 000 hacen parte del área marina. En esta área más de 200 pescadores hacen uso con diferentes artes y/o métodos de pesca (Martínez-Viloria, 2009; Martínez-Viloria *et al.*, 2014). El conflicto de uso por pesca ha sido histórico y la Sentencia T-606 de 2015 de la Corte Constitucional colombiana indica que no se pesque en áreas protegidas, a menos que sea en el marco de la subsistencia.

recruitment, development, and residence habitats such as coral reefs, lagoons and marshes (Mejía and Acero, 2002); and (vi) the decrease in maturity age in places with higher fishing effort (Arteaga *et al.*, 2004).

On the other hand, the presence of the lane snapper in protected areas is related to the disposition of strategic habitats where this species spends part of the time during its natural cycle performing predator functions, which contribute to the reefs' organic enrichment (Claro and Lindeman, 2008). Therefore, utilization must not include catching specimens under the sexual maturity length (L_{mat}), nor affect the mega-spawners' cohort, because the latter ensures genetic vigor and larger offspring to ensure the survival of populations (Longhurst, 2002; Hsieh *et al.*, 2006).

In this context, and considering the permanent pressure exerted by artisanal fishing on *L. synagris* with different fishing gears and methods used in the Colombian Caribbean, the purpose of this research was to evaluate the condition of the lane snapper based on limited data of length from landings of catches in the protected areas CRSBNNP, TNNP, and SIPW. This paper contributes to measuring the effect of fishery on *L. synagris* in each protected area and provide decision-making recommendations for designing and implementing management strategies that contribute to fishery ordering in the Colombian Caribbean, for protected areas to become strategic sites providing favorable conditions for fish species to endure and be used indefinitely (Roberts *et al.*, 2001; Di Lorenzo *et al.*, 2016).

STUDY AREA

This research was conducted in the protected areas of Corales del Rosario y de San Bernardo National Natural Park (CRSBNNP), Tayrona National Natural Park (TNNP), and Salamanca Island Park Way (SIPW) (Figure 1). TNNP is located to the northeast of Santa Marta, in the department of Magdalena (11° 16' 20" N, 74° 12' 56" W to 11° 21' 33" N, 73° 53' 11" W) (PNNC, 2006). It has 15,000 ha, 3,000 of which in the marine area. More than 200 fishermen in this area reported using different fishing gears and/or methods (Martínez-Viloria, 2009; Martínez-Viloria *et al.*, 2014)). The conflict of use for fishing has been historical, and the Colombian Constitutional Court's Sentence T-606 of 2015 orders no fishing in the protected areas, unless it is for subsistence purposes.

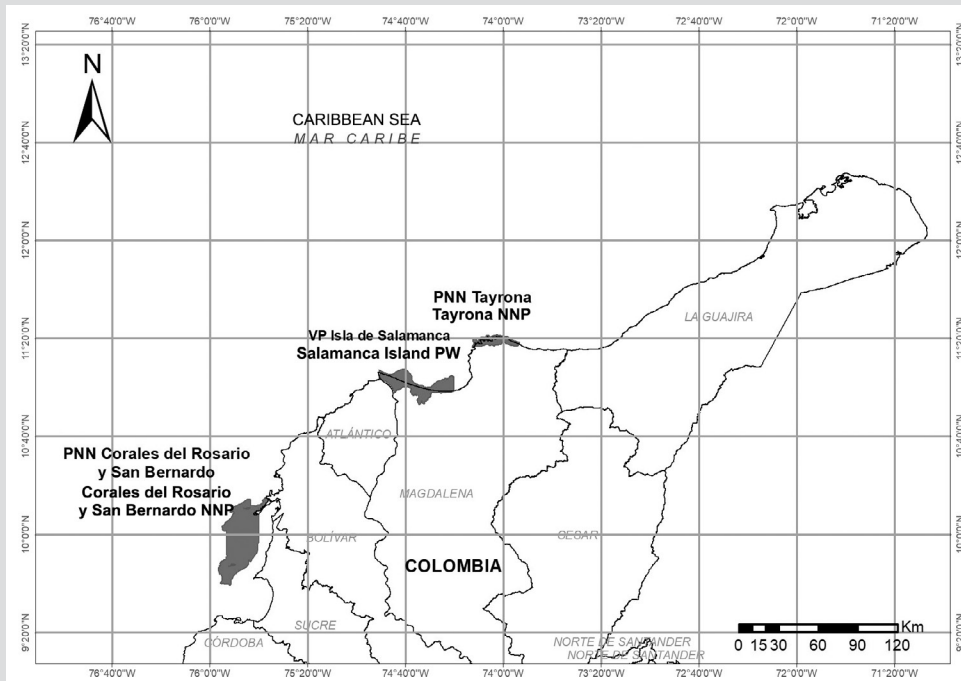


Figura 1. Ubicación de áreas protegidas de la Dirección Territorial Caribe Parque Nacional Natural Tayrona (PNNT), Via Parque Isla de Salamanca (VIPIS) y PNN Corales del Rosario y de San Bernardo (PNNCRSB).

Figure 1. Location of the Caribbean Territorial Directorate’s protected areas: Tayrona National Natural Park (TNNP), Salamanca Island Park Way (SIPW), and National Natural Park Corales del Rosario y de San Bernardo (CRSBNNP).

El PNN CRSB está ubicado a 45 km del suroccidente de la ciudad de Cartagena de Indias y a 30 km al noroccidente de la localidad de Tolú entre los departamentos de Bolívar y Sucre (10° 15' - 9° 35' N y 75° 47' - 75° 50' W) (PNNC, 2020). De las 120 000 ha de esta área protegida, 118 800 ha (99 %) son marinas. Donde más de 600 pescadores hacen uso de los recursos a través de la pesca (Martínez-Viloria *et al.*, 2011).

La VIPIS se encuentra localizada en el sector costero del departamento del Magdalena, en jurisdicción de los municipios de Pueblo Viejo y Sitio Nuevo (11° 7' 19" -10° 53' 07" N y 74° 20' 34" - 74° 51' 00" O) (PNNC, 2017). De las 56 200 ha, en esta área protegida 28 200 son marinas. En donde más de 350 pescadores realizan actividades de pesca (Martínez-Viloria, 2009, 2014), utilizando redes de arrastre (Cochrane, 2005).

MATERIALES Y MÉTODOS

Descripción de artes y/o métodos de pesca

Línea de mano. Es un arte de pesca empleado para la captura de especies demersales a través de diferentes métodos, supeditado por el movimiento de la embarcación (Aunap-Unimagdalena, 2014). En las áreas protegidas la línea de mano es el arte de mayor uso (34 %; Martínez-Viloria *et al.*, 2014). Consta de

The CRSB NNP is located 45 km southwest of Cartagena, and 30 km northwest of Tolú, between the departments of Bolívar and Sucre, within the jurisdiction of the Tourist and Cultural District of Cartagena de Indias (10° 15' to 9° 35' N, and 75° 47' to 75° 50' W) (PNNC, 2020). In total, 120,000 ha belong to this protected area, 118,800 ha of which (99 %) are marine. In this protected area, more than 600 fishermen make use of the resources through fishing (Martínez-Viloria *et al.*, 2011).

The SIPW is located in the coastal sector of the department of Magdalena, in the jurisdiction of the Pueblo Viejo and Sitio Nuevo municipalities (11° 7' 19" to 10° 53' 07" N, and 74° 20' 34" to 74° 51' 00" O) (PNNC, 2017). It has 56,200 ha, 28,200 of which are in marine areas. It has been identified that more than 350 fishermen carry out fishing activities within it (Martínez-Viloria, 2009, 2014), using fishing gears such as trawl nets (Cochrane, 2005).

MATERIALS AND METHODS

Description of fishing gears and/or methods

Handline. It is a fishing gear used to catch demersal species in the Colombian Caribbean with different operating forms or methods (subject to vessel movement), among which are *i)*

un cordel de nylon tipo monofilamento con resistencias de 3 a 120 kgf, dotado de uno a seis anzuelos en su mayoría tipo jota “J” por línea, que oscilan entre los números (N°) J6 y J12. En el PNNT es empleada como línea madre o principal el nylon de 35 a 120 kgf con un largo que puede oscilar entre 90 a 200 m y anzuelos tipo “J” N° 7, 9 y 10. En el PNNCRSB, se presentan similares características a las del PNNT, siendo además el uso de anzuelos tipo circular o curvos N° C5 y C6.

Red de enmalle fija. Representan 23 % de los artes utilizados en las áreas protegidas (Martínez-Viloria *et al.*, 2014). Consta de uno o varios paños de red que en su mayoría son de monofilamento. Las utilizadas en PNNT registran longitudes hasta 225 m, altura máxima de 17 m y tamaños de malla que oscilan entre 8,89 y 11,43 cm (3,5 y 4,5 pulgadas). Para el caso de PNNCRSB los tamaños de malla oscilan entre 5,08 y 8,89 cm (2,0 y 3,5 pulgadas); mientras que en VIPIS varían entre 5,08 y 7,62 cm (2 y 3 pulgadas).

Buceo. Es un método practicado en el PNNT y en el PNNCRSB, a profundidades entre 3 y 20 m, con arpón para la captura de peces, o sin arpón para capturar caracoles (*Eustrombus gigas*, *Melongena melongena*, *Cittarium pica*), langosta (*Panulirus argus*), pulpo (*Octopus spp.*); otras veces se emplea con varilla, ganchos y lazos para la captura de langosta y pulpo.

Palangre. Están constituidos por un cordel principal o línea madre horizontal de nylon monofilamento o multifilamento de 60 a 120 kgf en PNNT y de 20 a 60 kgf en VIPIS, en el cual van unidas líneas secundarias (reinales) a distancias regulares (~1,2 m) en VIPIS y (~3,6 m) en PNNT, en cuyos extremos van anzuelos tipo jota “J” que oscilan entre N° 9, 10 y 12 en VIPIS y 7, 8 y 10 en PNNT. Se utilizan con mayor frecuencia en VIPIS hasta 20 m de profundidad y en el PNNT hasta 200 m de profundidad y por lo general oscilan entre 100 y 300 anzuelos para la pesca de peces demersales.

Registro de datos y análisis de información

En el marco de la caracterización de la presión por pesca en las áreas protegidas, se hicieron registros mensuales de la longitud total (cm) de los peces desembarcados entre 2006 y 2012 en el PNNCRSB y la VIPIS, y de 2006 a 2010 en el PNNT; los pargos rayados fueron medidos con un ictiómetro de 0,1 cm de precisión y agrupados en marcas de clase de 0,5 cm. Estos registros de *L. synagris* fueron discriminados por área protegida, por arte y/o método de pesca y por año, empleando un esfuerzo de muestreo que en todas las áreas fue superior a 30 % de las Unidades Económicas de Pesca activas (metodología Sistema de Información Pesquera del Inveimar-Sipein Ver. 3.0, Narváez *et al.*, 2005).

fixed or anchored boats, and *ii*) drifting boats (with the motor in minimum motion to test the area and the bottom for the best catch) (Aunap-Unimagdalena, 2014). The handline is the most used gear in protected areas (34 %; Martínez-Viloria *et al.*, 2014). It consists of a monofilament-type nylon cord with strength from 3 to 120 kgf equipped with one to six hooks per line, mostly “J”-type, between numbers J6 and J12. In general, nylon of 35 to 120 kgf is used in the TNNP as primary line with a length between 90 to 200 m, and J-type hooks numbers 7, 9, and 10. In the CRSBNNP, there are similar characteristics to those in the TNNP, in addition to the use of numbers C5 and C6 circular or curved type hooks.

Fixed gillnet. They represent 23 % of the gears used in the protected areas (Martínez-Viloria *et al.*, 2014), and consist of one or several mostly monofilament meshes. Those used in the TNNP have lengths up to 225 m, 17 m maximum height, and mesh sizes between 8.89 and 11.43 cm (3.5 and 4.5”). In the CRSBNNP, mesh sizes are between 5.08 and 8.89 cm (2.0 and 3.5”). In the SIPW, they are between 5.08 and 7.62 cm (2.0 and 3.0”).

Diving. This extracting method is practiced in the TNNP and the CRSBNNP. It is usually practiced at depths between 3 and 20 m, with spears to catch fish, or without spears to catch snails (*Eustrombus gigas*, *Melongena melongena*, *Cittarium pica*), lobsters (*Panulirus argus*), and octopi (*Octopus spp.*); it is also done with sticks, hooks, and snares to catch lobsters and octopi.

Longlining. It consists of a mono- or multifilament nylon primary cord or horizontal mainline of 60 to 120 kgf in the TNNP, and 20 to 60 kgf in the SIPW, to which secondary lines (leaders) are attached at regular distances (~1.2 m in the SIPW and ~3.6 m in the TNNP), with J-type hooks at the ends between numbers 9, 10, and 12 in the SIPW and 7, 8, and 10 in the TNNP. They are mostly used in the SIPW down to 20 m deep, and down to 200 m deep in the TNNP, with 100 to 300 hooks for fishing demersal fish.

Data collection and analysis of information

The landed fish total length (cm) was recorded on a monthly basis between 2006 and 2012, measured with a 0.1 cm precision ichthyometer, and grouped into 0.5 cm class marks in the CRSBNNP and SIPW and between 2006 to 2010 in the TNNP. These records of *L. synagris* were stratified by protected area, by fishing gear and/or method, and by year, making in every area a sampling effort greater than 30 % of the Active Fishing Economic Units. This was done following the methodology described in the Fishing Information System of Inveimar-Sipein Ver. 3.0 (Narváez *et al.*, 2005).

Puntos de referencia biológicos

El análisis de datos fue basado en los siguientes puntos de referencia biológicos (PRB): i) longitud de madurez sexual-longitud donde 50 % de los peces de una población determinada llegan a estar sexualmente maduros por primera vez (L_{mat} ; Froese y Binohlan, 2000; Fontoura *et al.*, 2009; Cope y Punt, 2009), ii) longitud óptima de captura-equivalente a la longitud en la que una cohorte no pescada alcanza su máxima tasa de crecimiento y biomasa (L_{opt} ; Froese *et al.*, 2008); y la longitud de megadesovadores (L_{mega})-representa a los ejemplares que en las capturas equivalen a aquellos peces ubicados por encima de 10 % de L_{opt} (Froese, 2004). También, se utilizó como punto de referencia límite el 0,25 de la biomasa desovante-SB (Cope y Punt, 2009).

Para esta investigación se consideró que en cada área protegida existe una población genéticamente diferenciada de *L. synagris* ($F_{st} > 0,061$, $p < 0,05$; Narváez *et al.*, 2015). Por lo tanto, se asumieron valores de L_{mat} independientes, obtenidos de investigaciones previas realizadas en cada área protegida y correspondientes a sexos combinados (PNNT = 33,08 cm, Arteaga *et al.*, 2004; VIPIS = 30,6 cm, Pardo, 2011; PNNCRSB = 24,6 cm, Jaimes, 2011). Los valores de L_{opt} y L_{mega} fueron calculados siguiendo las instrucciones de Froese y Binohlan (2000) y Froese *et al.* (2008).

$$(1) \text{Log}(L_{opt}) = 1,053 * \text{Log}(L_{mat}) - 0,0565$$

Donde, L_{opt} es la longitud óptima de captura y L_{mat} es la longitud de madurez sexual.

Indicadores basados en longitudes de captura de *L. synagris*

Para evaluar el estado de las poblaciones de *L. synagris* se utilizaron los indicadores sugeridos por Cope y Punt, (2009): **i)** P_{mat} , correspondiente a la proporción de individuos de *L. synagris* que son capturados por encima de L_{mat} ; **ii)** P_{opt} , proporción determinada a partir de ejemplares capturados entre 0,9 y 1,1 de L_{opt} ; **iii)** P_{mega} , proporción de ejemplares capturados por encima de L_{mega} ; **iv)** P_{obj} , equivalente a la sumatoria de las proporciones de longitudes.

$$(2) P_{mat} = \sum_{L_{mat}}^{L_{max}} P_L$$

$$(3) P_{opt} = \sum_{0,9L_{opt}}^{1,1L_{opt}} P_L$$

$$(4) P_{mega} = \sum_{1,1L_{opt}}^{L_{max}} P_L$$

$$(5) P_{obj} = P_{mat} + P_{opt} + P_{mega}$$

Biological reference points

The analysis of data was based on the following biological reference points (BRP): i) sexual maturity length, corresponding to the length at which 50 % of the fish in a given population become sexually mature for the first time (L_{mat} ; Froese and Binohlan, 2000; Cope and Punt, 2009; Fontoura *et al.*, 2009); ii) optimal catch length, which is the length at which an unfished cohort reaches its maximum growth and biomass rate (L_{opt} ; Froese *et al.*, 2008); and the length of mega-spawners (L_{mega}), which represents the caught specimens above 10 % of L_{opt} (Froese, 2004); 0.25 of the spawning biomass-SB (Cope and Punt, 2009) was also used as a limit reference point.

This research considered that, in each protected area, there is a genetically differentiated population of *L. synagris* ($F_{st} > 0.061$, $p < 0.05$; Narváez *et al.*, 2015). Therefore, independent values of L_{mat} were assumed, as obtained from previous research conducted in each protected area and for combined sexes (PNNT = 33.08 cm, Arteaga *et al.*, 2004; VIPIS = 30.6 cm, Pardo, 2011; PNNCRSB = 24.6 cm, Jaimes, 2011). L_{opt} and L_{mega} values were calculated in this study following the methods of Froese and Binohlan (2000) and Froese *et al.* (2008).

$$(1) \text{Log}(L_{opt}) = 1.053 * \text{Log}(L_{mat}) - 0.0565$$

where L_{opt} is the optimal catch length, and L_{mat} is the sexual maturity length.

Indicators based on *L. synagris* catch lengths

To evaluate the status of the lane snapper populations, the following indicators suggested by Cope and Punt (2009) were used: **i)** P_{mat} , is the proportion of individuals of *L. synagris* caught above L_{mat} ; **ii)** P_{opt} , is the proportion determined from caught specimens between 0.9 and 1.1 of L_{opt} ; **iii)** P_{mega} , is the proportion of specimens caught above L_{mega} ; **iv)** P_{obj} , is the sum of the length proportions.

$$(2) P_{mat} = \sum_{L_{mat}}^{L_{max}} P_L$$

$$(3) P_{opt} = \sum_{0,9L_{opt}}^{1,1L_{opt}} P_L$$

$$(4) P_{mega} = \sum_{1,1L_{opt}}^{L_{max}} P_L$$

$$(5) P_{obj} = P_{mat} + P_{opt} + P_{mega}$$

Con el fin de determinar las tendencias del impacto de la actividad pesquera sobre *L. synagris* se realizó un análisis de regresión con los datos de proporciones de individuos calculada por debajo de L_{mat} , entre L_{mat} y L_{mega} y por encima de L_{mega} . Para entender si la pesca está generando riesgo de sobrepesca en el pargo rayado se aplicó la metodología de “árbol de decisiones” propuesta por Cope y Punt (2009) la cual indica si la biomasa desovante (SB) de una especie está por encima o por debajo de un punto de referencia límite equivalente a 0,25 SB. El resultado de P_{obj} se utilizó en conjunto con $P_{opt} + P_{mega}$ o el valor de P_{opt} para luego determinar el patrón de selectividad como uno de los siguientes: 1) Captura de peces pequeños e inmaduros; 2) Captura de peces pequeños y de tamaño óptimo; 3) Curva de selectividad similar a la ojiva de madurez; 4) Captura de peces de tamaño óptimo y mayor; o 5) Captura de peces de tamaño óptimo.

Dependiendo del tipo de selectividad, se calculó la relación entre la longitud en madurez (L_{mat}) y la longitud óptima de captura (L_{opt}). Esto se usó junto con P_{mat} o P_{opt} para inferir si la biomasa desovante (SB) estaba en o por encima del punto de referencia objetivo (RP). Si el valor de SB estaba por debajo del RP se infirió que la especie está sobreexplotada.

Este análisis complementario, ofrece una visión diferente del estado de la especie a partir de los indicadores de Froese solamente. Si la pesquería captura peces pequeños e inmaduros (selectividad tipo 1), el punto de referencia para P_{mat} es $> 0,25$ en el árbol de decisión. La recomendación de Froese (2004), sin embargo, es mucho más conservadora al sugerir que P_{mat} debe ser igual a cero permitiendo que más peces desoven.

Además se tuvo en cuenta las recomendaciones de sostenibilidad de Froese (2004), las cuales indican que: 1) valores de P_{obj} menor que uno (< 1) es indicativo de patrones de selectividad que no siguen las recomendaciones de sostenibilidad; 2) valores de P_{obj} mayor que uno (> 1) siguen los patrones de sostenibilidad; 3) valores de P_{obj} entre uno y dos (1 y 2) indica que se distinguen patrones de selectividad que contienen algunos peces inmaduros y de tamaños cercanos a la L_{opt} ; 4) valores de P_{obj} mayor que dos (> 2) indica que se cumplen los patrones de sostenibilidad; y 5) finalmente, si P_{obj} es menor que uno (< 1) y si $P_{opt} + P_{mega} = 0$, indica que solo se pesca individuos inmaduros, por lo que se considera altamente indeseable bajo las recomendaciones de sostenibilidad de Froese (2004).

También se calculó la longitud media de captura (LMC) acumulada, discriminada anualmente por arte y/o método de pesca por área protegida. Con el fin de determinar

To determine the impact trends of fishing activity on *L. synagris* in each protected area, a regression analysis was carried out with the proportion data of individuals calculated below L_{mat} , between L_{mat} and L_{mega} , and above L_{mega} . To understand if fishing is causing risk of overfishing on *L. synagris*, the “decision tree” methodology proposed by Cope and Punt (2009) was used, which indicates if a species’ spawning biomass (SB) is above or below a limit reference point equivalent to 0.25 SB. The result of P_{obj} was used together with $P_{opt} + P_{mega}$ or the P_{opt} value to then determine the selectivity pattern as one of the following: 1) catch of small and immature fish; 2) catch of small and optimal size fish; 3) selectivity curve like the maturity ogive; 4) catch of optimal and greater size fish; 5) catch of optimal size fish.

Depending on the selectivity type, the relation between maturity length (L_{mat}) and the catch optimal length (L_{opt}) was calculated. This was used together with P_{mat} or P_{opt} to infer if the spawning biomass (SB) was at or above the target reference point (RP). If the SB value was below RP, it was inferred that the species is overexploited.

This complementary analysis offers a different view of each species’ status based on the Froese indicators only. If fishery catches small and immature fish (type 1 selectivity), the reference point for P_{mat} is > 0.25 in the decision tree. However, Froese’s recommendation (2004) is much more conservative, suggesting that P_{mat} must equal zero, which allows more fish to spawn.

Furthermore, Froese’s sustainability recommendations (2004) were considered, which indicate that 1) P_{obj} values less than one (< 1) indicate selectivity patterns that do not follow the sustainability recommendations; 2) P_{obj} values greater than one (> 1) follow sustainability patterns; 3) P_{obj} values between one and two (1 and 2) indicate the distinction of selectivity patterns containing some immature fish and sizes closer to L_{opt} ; 4) P_{obj} values greater than two (> 2) indicate that sustainability patterns are met; and finally, 5) if P_{obj} is less than one (< 1) and $P_{opt} + P_{mega} = 0$, only immature fish are caught, which is highly undesirable under Froese’s sustainability recommendations (2004).

The cumulated mean catch length (CML) was also calculated and stratified on an annual basis by fishing gear and/or method per protected area. To determine statistical differences of CML between the protected areas and years in each fishing gear and/or method, a Kruskal-Wallis

diferencias estadísticas de la LMC entre las áreas protegidas y año en cada arte y/o método de pesca, se realizó un análisis de varianza (Anova) no paramétrico de Kruskal-Wallis debido a que los datos no cumplieron los supuestos de normalidad de los residuos y homogeneidad de las varianzas. Se consideró como variable dependiente la LMC y como factores las áreas protegidas y los artes, con un nivel de significancia de 0,05. En el caso que las pruebas resultaran significativas, se aplicó la comparación a través de un diagrama de cajas y bigotes con muestras. Desde el punto de vista gráfico, la LMC se contrastó con la L_{mat} , L_{opt} y L_{mega} para complementar la evaluación del impacto relativo de la pesca sobre *L. synagris*.

RESULTADOS

Un total de 33 174 registros de longitud total de *L. synagris* provenientes del seguimiento a la presión por pesca fueron obtenidos en PNNT, PNNCRSB y VIPIS. El 53,2 % correspondió a registros de los pescadores del sector marino de VIPIS con palangres y redes de enmalle, 40,3 % a registros de pescadores de línea mano, red de enmalle y buceo en el PNNCRSB y 6,5 % observados con línea de mano y red de enmalle en el PNNT.

Al contrastar los resultados de LMC con los puntos de referencia en las tres áreas protegidas, se pudo observar que en todos los casos estuvo por debajo de L_{mat} , L_{opt} y L_{mega} , siendo VIPIS donde los valores estuvieron muy por debajo (Figura 2). Por otro lado, las LMC de *L. synagris* variaron significativamente entre áreas protegidas (basado en las medianas, Kruskal-Wallis: $H = 5026$; $p < 2,2 \times 10^{-16}$) (Figura 2). Además, se observó que PNNCRSB fue donde se capturó en promedio los peces más pequeños (25,06 cm) y en PNNT los más grandes (34,2 cm) (Figura 2).

Efecto de los artes de pesca sobre *L. synagris* por área protegida

Parque Nacional Natural Tayrona. Al analizar las fracciones de captura de *L. synagris*, se observó que las tallas más pequeñas que se registraron tanto con línea de mano, como con red de enmalle fija en el PNNT fueron de 10 cm de LT y los más grandes de 68 cm. 50,6 % de los peces capturados con línea de mano estuvieron por debajo de L_{mat} , 16,7 % fueron capturados entre L_{mat} y L_{mega} , y 32,7 % por encima de L_{mega} . Con red de enmalle, 27 % de los peces fueron capturados por debajo de L_{mat} , 53,5 % entre L_{mat} y L_{mega} y 19,5 %, en longitudes superiores a L_{mega} (Figura 3). Con relación a LMC, se observó que existe un comportamiento similar en la tendencia de ambos artes de pesca, con una variación interanual significativa de

non-parametric analysis of variance (Anova) was carried out, as the data did not meet the residual normality and variance homogeneity assumptions. The CML was the dependent variable, and the factors were the protected areas and the gears, with a 0.05-significance level. In the case of significant test results, the comparison was made through a notched box and whiskers plot. From a graphical perspective, the CML was contrasted with L_{mat} , L_{opt} , and L_{mega} to complement the evaluation of the relative impact of fishery on *L. synagris*.

RESULTS

A total of 33,174 records of lane snapper's total lengths obtained by monitoring the fishing pressure were acquired in the protected areas of the TNNP, CRSBNNP, and SIPW. 53.2 % of these correspond to records coming from fishermen carrying out their fishing efforts in the marine sector of SIPW with fishing gears such as longlining and set gillnet, 40.3 % to handline, set gillnet and diving fishermen in the CRSBNNP, and 6.5 % to the activities with handline and set gillnet by fishermen in the TNNP.

By generally contrasting the results of catch mean length (CML) with the reference points in the three protected areas, it was possible to observe that, in all cases, they were below L_{mat} , L_{opt} , and L_{mega} , and that the SIPW was the protected area where values were well below the reference points (Figure 2). On the other hand, the CML of *L. synagris* varied significantly between protected areas (based on medians, Kruskal-Wallis: $H = 5026$; $p < 2.2 \times 10^{-16}$) (Figure 2). Moreover, the CRSBNNP was the area where, on average, the smallest fish were caught (25.06 cm); the largest were caught in the TNNP (34.2 cm) (Figure 2).

Effect of the fishing gears on *L. synagris* per protected area

Tayrona National Natural Park. By analyzing *L. synagris* catch fractions, it was possible to observe that the smallest sizes registered both for handline and set gillnet in the TNNP were 10 cm TL and the largest were 68 cm. 50.6 % of handline-caught fish were below L_{mat} , 16.7 % were caught between L_{mat} and L_{mega} , and 32.7 % above L_{mega} . With gillnets, 27 % of fish were caught below L_{mat} , 53.5 % between L_{mat} and L_{mega} , and 19.5 %, with lengths larger than L_{mega} (Figure 3). Regarding the CML, a similar behavior was observed in both fishing gear trends, with a significant year-to-year variation in CML (Kruskal-Wallis: $H = 223$, $p < 2.2 \times 10^{-16}$ for handline; $H = 50.6$, $p = 5.57 \times 10^{-11}$ for

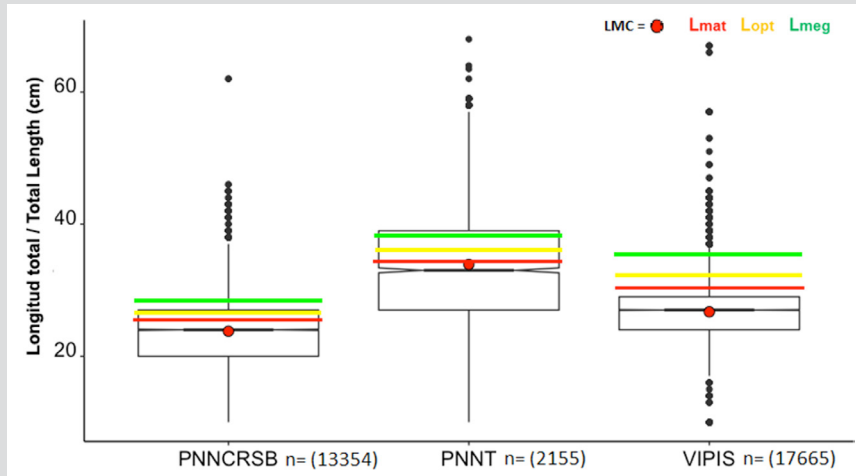


Figura 2. Longitud media de captura (LMC) y diagrama de cajas y bigotes con muescas a partir de datos de *L. synagris* capturado con todos los artes y contrastada con L_{mat} , L_{opt} y L_{mega} en PNNT, VIPIS y PNNCRSB. PNNCRSB: $L_{mat} = 24,6$ cm, $L_{opt} = 25,6$ cm y $L_{mega} = 28,2$ cm; PNNT: $L_{mat} = 33,08$ cm, $L_{opt} = 35,5$ cm y $L_{mega} = 38,5$ cm; VIPIS: $L_{mat} = 30,6$ cm, $L_{opt} = 32,2$ cm y $L_{mega} = 35,4$ cm.

Figure 2. Catch Mean Length (CML) and notched box-and-whisker diagram based on data from *L. synagris* caught with all gears and contrasted with L_{mat} , L_{opt} and L_{mega} in the TNNP, SIPW, and CRSBNNP. CRSBNNP: $L_{mat} = 24.6$ cm, $L_{opt} = 25.6$ cm and $L_{mega} = 28.2$ cm; PNNT: $L_{ma} = 33.08$ cm, $L_{opt} = 35.5$ cm and $L_{mega} = 38.5$ cm; VIPIS: $L_{mat} = 30.6$ cm, $L_{opt} = 32.2$, and $L_{mega} = 35.4$ cm.

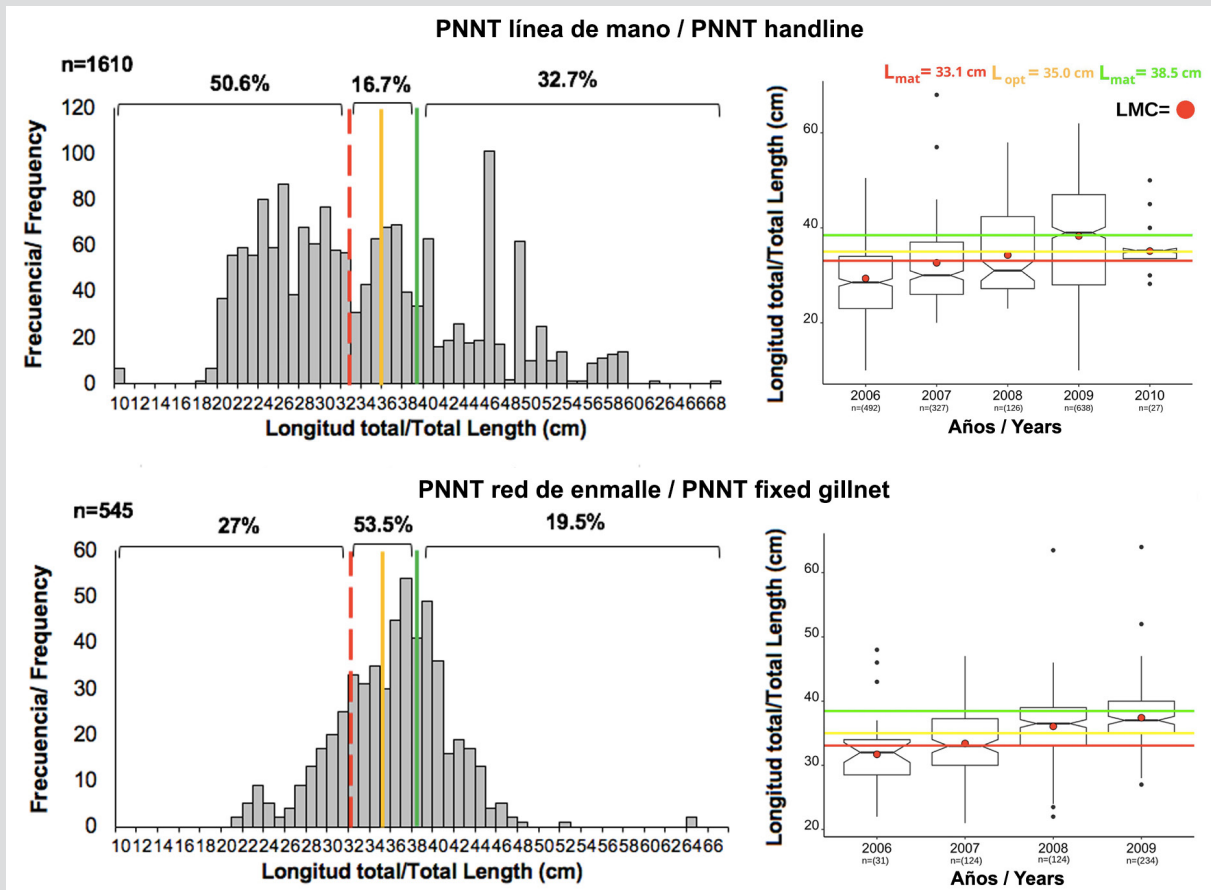


Figura 3. Histograma de frecuencia de longitudes y diagrama de cajas y bigotes con muescas a partir de datos de *L. synagris* capturados con línea de mano y red de enmalle fija entre 2006 a 2009 en el PNNT y LMC anual contrastada con L_{mat} (33,08 cm), L_{opt} (35,5 cm) y L_{mega} (38,5 cm); n indica el tamaño de la muestra.

Figure 3. Length-frequency histogram and notched box-and-whisker plot from data of *L. synagris* caught by handline and fixed gillnet from 2006 to 2009 in the TNNP, and yearly CML contrasted with L_{mat} (33.08 cm), L_{opt} (35.5 cm), and L_{mega} (38.5 cm). n is the sample size.

LMC (Kruskal-Wallis: $H = 223$, $p < 2,2 \times 10^{-16}$ para línea de mano; $H = 50,6$, $p = 5,57 \times 10^{-11}$ para red de enmalle). El año 2009 fue diferente a los demás en el caso de línea de mano, mientras que para red de enmalle 2006 y 2007 fueron estadísticamente diferentes a 2008 y 2009. No obstante, entre estos últimos años no se detectó diferencias (Figura 3).

En todos los casos las regresiones fueron estadísticamente significativas ($p < 0,05$), con una tendencia hacia la disminución de la captura de individuos inmaduros (Figura 4a); mientras que en la fracción de maduros (L_{mat} y L_{mega}), para ambos artes la tendencia fue hacia el aumento (Figura 4b). Con respecto a L_{mega} (megadesovadores) se observó una tendencia muy leve hacia el aumento de longitudes por encima de este indicador para ambos artes, siendo más pronunciado con red de enmalle (Figura 4c).

gillnet), with differences between 2009 and the other years for handline, whereas, in the case of gillnets, 2006 and 2007 were statistically different from 2008 and 2009. However, no differences between the latter were detected (Figure 3).

In all cases, the regressions observed were statistically significant ($p < 0.05$), tending towards a decrease in catching immature individuals (Figure 4a), whereas, for the fraction of mature ones (L_{mat} and L_{mega}), the trend was towards an increase for both gears (Figure 4b). Regarding L_{mega} , (mega-spawners) a slight trend was observed towards an increase in length catch above this indicator for both gears, which was more noticeable in gillnets (Figure 4c).

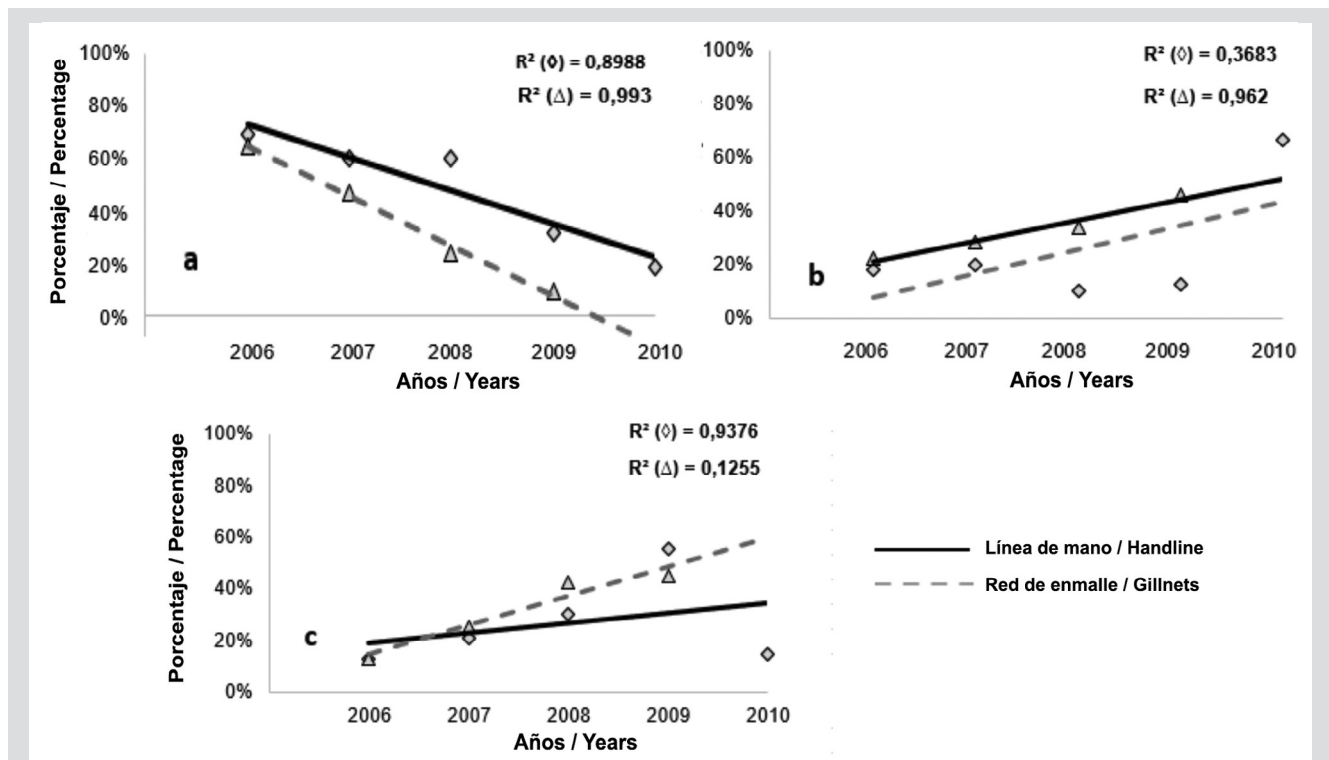


Figura 4. Tendencia de proporciones de longitudes de *L. synagris* capturados en el PNNT con línea de mano (\diamond) y red de enmalle (Δ): a) por debajo de la longitud de madurez sexual (L_{mat} , inmaduros), b) entre la longitud de madurez sexual (L_{mat}) y la longitud de megadesovadores (L_{mega}) (maduros) y c) por encima de L_{mega} (megadesovadores) R^2 corresponde al coeficiente de determinación.

Figure 4. Trend of *L. synagris* length proportions caught in the TNNP with handline (\diamond) and gillnets (Δ): a) below the sexual maturity length (L_{mat} immature), b) between sexual maturity length (L_{mat}) and mega-spawners length (L_{mega}) (mature), and c) above L_{mega} (mega-spawners). The R^2 values correspond to the coefficient of determination.

Parque Nacional Natural Corales del Rosario y de San Bernardo. 54 % de los individuos capturados con línea de mano estuvieron por debajo de L_{mat} , 28 % entre L_{mat} y L_{mega} y 18 % por encima de L_{mega} . Con red de enmalle los porcentajes más altos correspondieron a ejemplares

Corales del Rosario y de San Bernardo National Natural Park. 54 % of the individuals caught with handline were below L_{mat} , 28 % between L_{mat} and L_{mega} , and 18 % above L_{mega} . The highest percentages with gillnet corresponded to caught specimens between L_{mat} and L_{mega} (42.5 %) and above

capturados entre L_{mat} y L_{mega} (42,5 %) y por encima de L_{mega} (39 %). Así mismo, 35 % de los individuos capturados con buceo estuvieron por debajo de L_{mat} , 40 % entre L_{mat} y L_{mega} y 25 % por encima de L_{mega} (Figura 5). La LMC calculada por año y correspondiente a la línea de mano en todos los años estuvo por debajo de los puntos de referencia L_{mat} , L_{opt} y L_{mega} , con una variación entre años significativa (Kruskal-Wallis: $H = 1085$; $p < 2,2 \times 10^{-16}$). En 2006, 2007 y 2008 difirieron significativamente, mientras que 2009 a 2012

L_{mega} (39 %). Likewise, 35 % of the individuals caught by diving was below L_{mat} , 40 % between L_{mat} and L_{mega} , and 25 % above L_{mega} (Figure 5). The CML calculated per year for handline was below the reference points L_{mat} , L_{opt} , and L_{mega} for every year, with a significant variation between years (Kruskal-Wallis: $H = 1085$; $p < 2.2 \times 10^{-16}$). There is a significant difference in 2006, 2007 and 2008, while, from 2009 to 2012 they were statistically equal (Figure 5). There was variation between years for gillnets (Kruskal-Wallis:

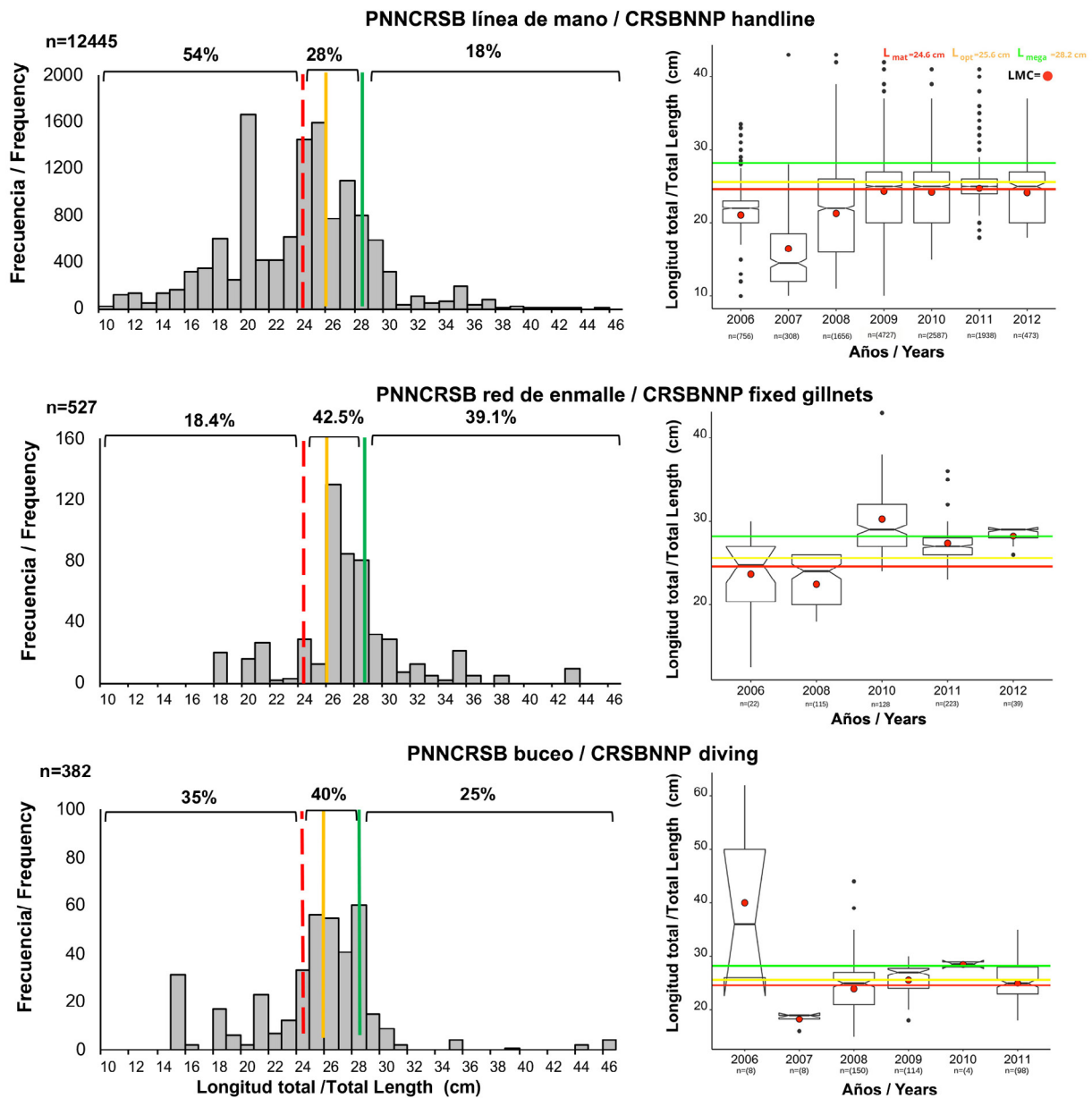


Figura 5. Histograma de frecuencia de longitudes y diagrama de cajas y bigotes con muescas a partir de datos de *L. synagris* capturados con línea de mano, red de enmalle fija y buceo desde 2006 a 2012 en PNNCRSB y LMC anual contrastada con L_{mat} (24,6 cm), L_{opt} (25,6 cm) y L_{mega} (28,2 cm); n indica el tamaño de la muestra.

Figure 5. Length-frequency histogram and notched box-and-whiskers plot with data of *L. synagris* caught by handline, set gillnets, and diving from 2006 to 2012 in the CRSBNNP, and yearly CML contrasted with L_{mat} (24.6 cm), L_{opt} (25.6 cm), and L_{mega} (28.2 cm). n is the sample size.

fueron estadísticamente iguales (Figura 5). Para red de enmalle se presentó variación entre años (Kruskal-Wallis: $H = 107,8$; $p < 2,2 \times 10^{-16}$) y se observó que 2010 fue diferente a todos los años, excepto con 2012 (Figura 5). En cuanto al buceo, se observó una variación interanual significativa (Kruskal-Wallis: $H = 37,56$; $p = 3,69 \times 10^{-5}$); se resalta que por los tamaños de las muestras la comparación sólo fue posible entre 2008, 2009 y 2011. Así mismo, se detectó que 2009 es diferente a 2008 y 2011 (Figura 5). En los tres años, LMC estuvo por debajo de L_{mega} y sólo en 2009 igualó el valor de L_{opt} mientras que en 2009 y 2011 los valores estuvieron ligeramente por encima de L_{mat} . (Figura 5).

En la mayoría de los casos las regresiones fueron estadísticamente significativas ($p < 0,05$), excepto el buceo ($p > 0,05$). Al igual que en PNNT, la tendencia fue hacia la disminución de la captura de individuos inmaduros (Figura 6a), mientras que en la fracción de maduros (L_{mat} y L_{mega}) la tendencia fue hacia el aumento, excepto buceo (Figura 6b). Con relación a L_{mega} (megadesovadores) la tendencia fue hacia el aumento para los tres artes, siendo más pronunciado con red de enmalle (Figura 6c).

$H = 107,8$; $p < 2,2 \times 10^{-16}$), with a difference between 2010 and the other years except 2012 (Figure 5). For the diving method, there was a significant year-to-year difference (Kruskal-Wallis: $H = 37,56$; $p = 3,69 \times 10^{-5}$), highlighting that, due to the sample sizes, the comparison was only possible between 2008, 2009, and 2011. Likewise, it was noted that 2009 is different from 2008 and 2011 (Figure 5). The CML was below L_{mega} in the three years, and only in 2009 did it equalize the L_{opt} value, while, in 2009 and 2011, the values were slightly above L_{mat} (Figure 5).

For most cases, the regressions were statistically significant ($p < 0.05$), except for the diving method ($p > 0.05$). As in the TNNP, a trend was observed towards decrease in the catch of immature individuals (Figure 6a), while the mature fraction (L_{mat} and L_{mega}) showed an increasing trend, except in diving (Figure 6b). Regarding L_{mega} (mega-spawners), an increasing trend was observed for the three gears, which was more noticeable in gillnets (Figure 6c).

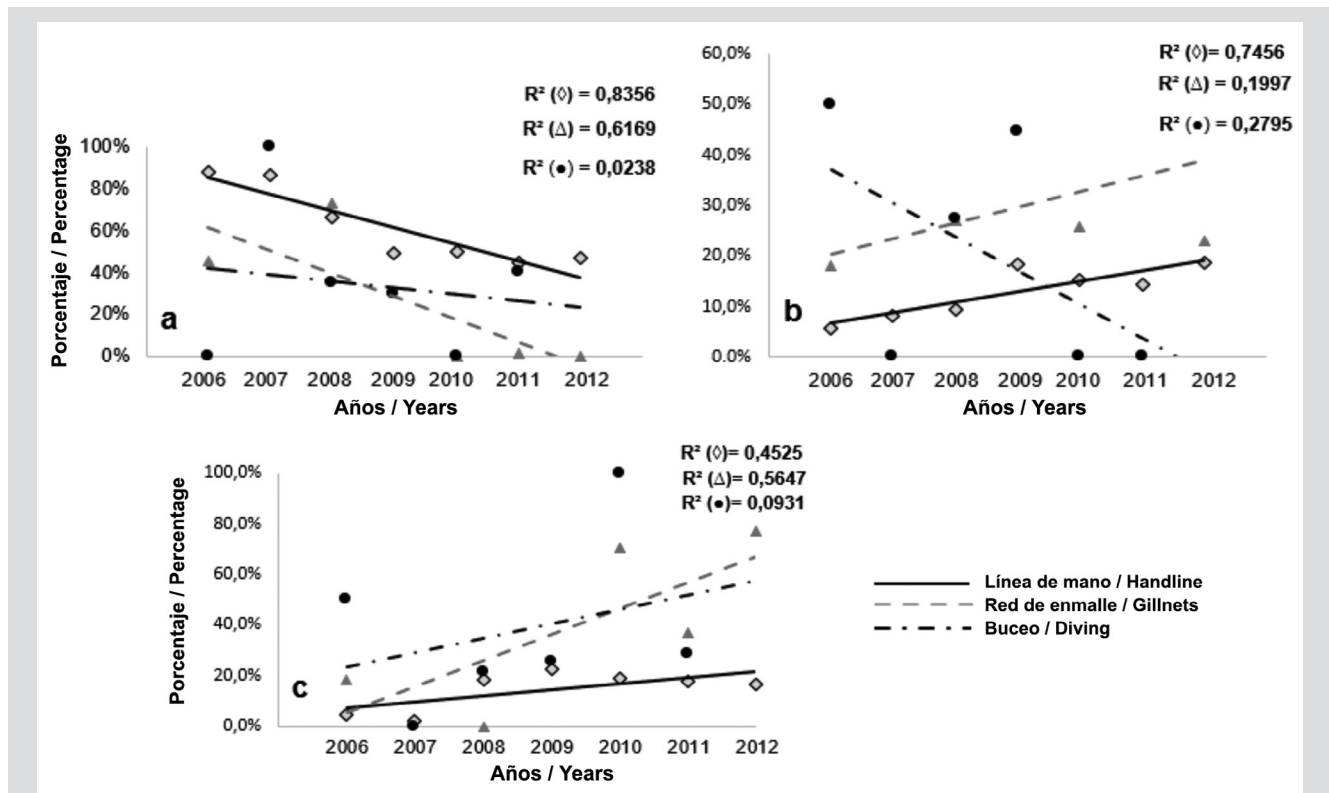


Figura 6. Tendencia de proporciones de longitudes de *L. synagris* capturados en PNN CRSB con línea de mano (\diamond), red de enmalle (Δ) y buceo (\bullet): **a**) por debajo de la longitud de madurez sexual (L_{mat}) (inmaduros), **b**) entre la longitud L_{mat} y L_{mega} (maduros) y **c**) por encima de L_{mega} (megadesovadores). R^2 corresponde al coeficiente de determinación.

Figure 6. Trend of *L. synagris* length proportions caught in the CRSBNNP with handline (\diamond), gillnets (Δ), and by diving (\bullet): **a**) below the sexual maturity length (L_{mat}) (immature), **b**) between L_{mat} length and L_{mega} (mature), and **c**) above L_{mega} (mega-spawners). The R^2 values correspond to the coefficient of determination.

Vía Parque Isla de Salamanca. 83,4 % de los ejemplares capturados con palangre estuvieron por debajo de L_{mat} , 15,4 % entre L_{mat} y L_{mega} ; y 1,3 % estuvo por encima de L_{mega} . Con respecto a la red de enmalle, 95,4 % de los individuos fueron pescados sin alcanzar la L_{mat} (Figura 7). El comportamiento de la LMC con palangre presentó una variación interanual significativa (Kruskal-Wallis: $H = 2783$; $p < 2,2 \times 10^{-16}$), observándose que hubo diferencia entre todos los años, excepto entre 2006 y 2007. La red de enmalle presentó variación interanual significativa (Kruskal-Wallis: $H = 464,4$; $p < 2,2 \times 10^{-16}$), observándose que en todos los años hubo diferencia, excepto entre 2010 y 2011 (Figura 7). También se encontró que, durante todos los años, en ambos artes de pesca la captura de peces estuvo por debajo de L_{mat} y, así mismo, por debajo de los otros indicadores (Figura 7).

Salamanca Island Park Way. 83.4 % of the specimens caught by longlining were below L_{mat} , 15.4 % between L_{mat} and L_{mega} , and 1.3 % were above L_{mega} . Regarding gillnets, 95.4 % of the individuals were caught before reaching L_{mat} , and the remaining 4.6 % were distributed among the other indicators (Figure 7). The behavior of the CML by longlining showed a significant year-to-year variation (Kruskal-Wallis: $H = 2783$; $p < 2.2 \times 10^{-16}$), with a significant statistical difference between all years, except between 2006 and 2007. The gillnet method showed significant year-to-year variation (Kruskal-Wallis: $H = 464.4$; $p < 2.2 \times 10^{-16}$), with a significant statistical difference in all years, except between 2010 and 2011 (Figure 7). It was also found that, for all years, the fish catch was below L_{mat} with both gears, as well as below the other indicators (Figure 7).

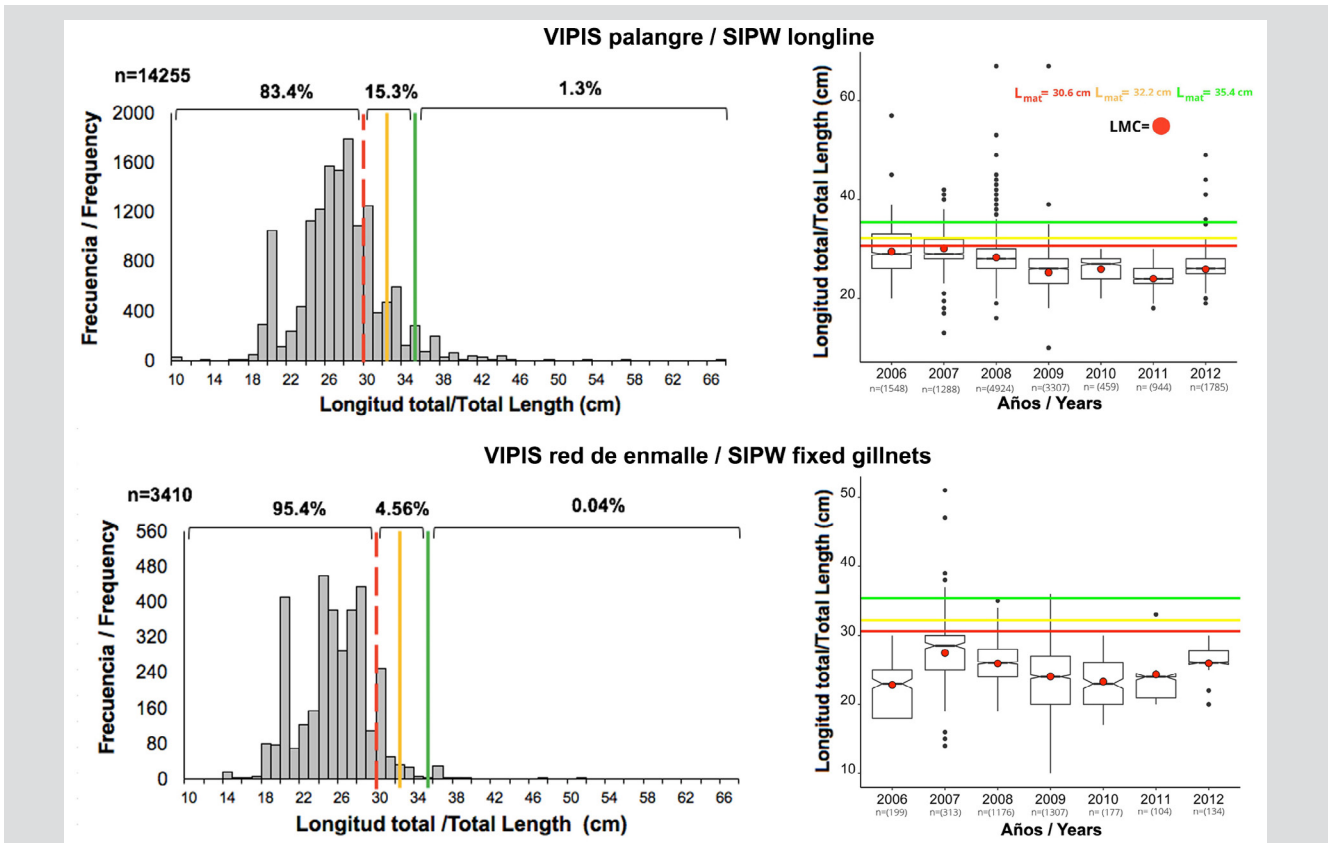


Figura 7. Histograma de frecuencia de longitudes y diagrama de cajas y bigotes con muescas a partir de datos de *L. synagris* capturados con palangre y red de enmalle fija acumulada desde 2006 a 2012 en VIPIS y LMC anual contrastada con L_{mat} (30,6 cm), L_{opt} (32,2 cm) y L_{mega} (35,4 cm); n indica el tamaño de la muestra.

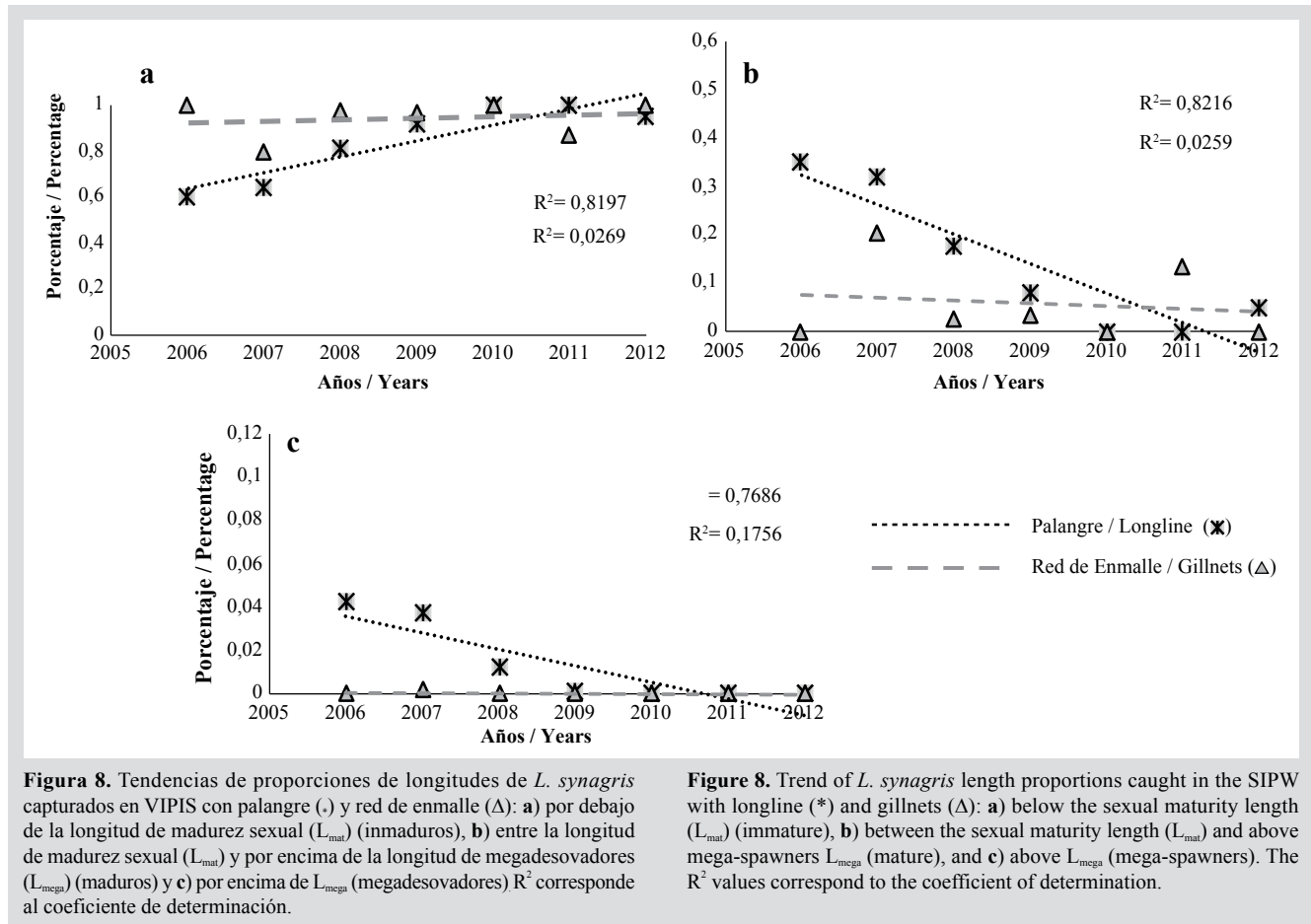
Figure 7. Frequency histogram and notched box-and-whiskers plot from data of *L. synagris* caught by longline and set gillnet, accumulated from 2006 to 2012 in the SIPW, and yearly CML contrasted with L_{mat} (30.6 cm), L_{opt} (32.2 cm), and L_{mega} (35.4 cm). n is the sample size.

En la mayoría de los casos las regresiones fueron estadísticamente significativas ($p < 0,05$), excepto con red de enmalle ($p > 0,05$). Se observó una tendencia hacia el aumento de la captura de individuos inmaduros con palangre,

For most cases, regressions were statistically significant ($p < 0.05$), except for gillnets ($p > 0.05$). A trend was observed towards the catch of immature individuals with longline, while, for the gillnet method, the behavior was

mientras que para red de enmalle el comportamiento fue constante y cercano a 100 % (Figura 8a). La tendencia de la proporción de maduros (L_{mat} y L_{mega}) y de L_{mega} (megadesovadores) fue similar en la captura con palangre y red de enmalle (Figura 8b y c).

constant and close to 100 % (Figure 8a). The trend of the mature proportion (L_{mat} and L_{mega}) and L_{mega} (mega-spawners) was similar to that of the catch with longline and gillnet (Figure 8b and c).



Aplicación del árbol de decisiones de Cope y Punt (2009)

Usando el árbol de decisiones de Cope y Punt, (2009), se observó que en PNNT los dos primeros años evaluados (2006 y 2007) mostraron selectividad tipo 2 ($P_{obj} < 1$, pero donde $P_{opt} + P_{mega} > 0$), dado que en estos años la relación $L_{mat} : L_{opt}$ y el valor $P_{mat} > 0,25$ sugieren que la biomasa desovante fue mayor que el punto de referencia objetivo. No obstante, para los años restantes se evidenció selectividad tipo 3 (donde P_{obj} estaba entre 1 y 2), en el que la relación $L_{mat} : L_{opt}$ fue superior a 0,9; sin embargo, la P_{mat} fue menor que 0,9, sugiriendo que la biomasa desovante fue menor que el punto de referencia objetivo evidenciando signos de sobrepesca.

Application of Cope and Punt's (2009) decision tree

By using Cope and Punt's decision tree (2009), in the TNNP, the first two evaluated years (2006 and 2007) showed type-2 selectivity ($P_{obj} < 1$, but where $P_{opt} + P_{mega} > 0$). The fact that, in these years, the $L_{mat} : L_{opt}$ ratio and the value of $P_{mat} > 0.25$ suggests that the spawning biomass was greater than the target reference point. Therefore, there is no evidence of overfishing. However, for the remaining years, there was type-3 selectivity (where P_{obj} was between 1 and 2), with the $L_{mat} : L_{opt}$ ratio greater than 0.9. However, P_{mat} was less than 0.9, suggesting that the spawning biomass was less than the target reference point, which is evidence of overfishing.



Con respecto a PNNCRSB, los tres primeros años mostraron selectividad tipo 2 ($P_{obj} < 1$, pero donde $P_{opt} + P_{mega} > 0$), mientras que los cuatro restantes mostraron selectividad tipo 3 (donde P_{obj} estaba entre 1 y 2). En estos últimos cuatro años, la relación $L_{mat} : L_{opt}$ y el valor de P_{mat} 0,9 sugieren que la biomasa desovante era menor que el punto de referencia objetivo y por lo tanto se observaron signos de sobrepesca. Sólo en 2008 se observó una relación $L_{mat} : L_{opt}$ y $P_{mat} > 0,25$ indicando que la biomasa desovante fue mayor que el punto de referencia objetivo y en consecuencia no se presentaron signos de sobrepesca.

En VIPIS para todos los años el tipo de selectividad fue de tipo 2 ($P_{obj} < 1$, y $P_{opt} + P_{mega} > 0$); con una relación $L_{mat} : L_{opt}$ y $P_{mat} < 0,25$ indicando sobrepesca en el período 2008 a 2012; sin embargo, de los siete años evaluados sólo en 2006 y 2007 se observó una relación $L_{mat} : L_{opt}$ y un valor P_{mat} que sugirió que la biomasa desovante fue mayor que el punto de referencia objetivo (Tabla 1).

Regarding the Corales del Rosario NNP, the first three years showed type-2 selectivity ($P_{obj} < 1$, but where $P_{opt} + P_{mega} > 0$), while the remaining four showed type-3 selectivity (where P_{obj} was between 1 and 2). Regarding these last four years, the $L_{mat} : L_{opt}$ ratio and the value of $P_{mat} < 0.9$ suggest that the spawning biomass was less than the target reference point, and, therefore, overfishing signs were observed. Only in 2008 were a $L_{mat} : L_{opt}$ ratio and $P_{mat} > 0.25$ observed, indicating that the spawning biomass was greater than the target reference point, and, as a consequence, there were no signs of overfishing.

In the SIPW, there was type-2 ($P_{obj} < 1$, and $P_{opt} + P_{mega} > 0$) selectivity for all years, with a $L_{mat} : L_{opt}$ ratio and $P_{mat} < 0.25$, indicating overfishing in the 2008-2012 period. However, only in 2006 and 2007 (out of the seven years observed) there was a $L_{mat} : L_{opt}$ ratio and a value of P_{mat} suggesting that the spawning biomass was greater than the target reference point (Table 1).

Tabla 1. Proporciones de longitudes de *L. synagris* calculadas a partir de los puntos de referencia biológicos-PRB por área protegida y año (los ítems de decisión e interpretación corresponden a lo sugerido por Cope y Punt, 2009). n: número de individuos; LT: longitud total; mín: longitud mínima; máx: longitud máxima.

Table 1. *L. synagris* length proportions calculated from the biological reference points-BRP per protected area and year (the decision and interpretation items correspond to the suggestions made by Cope and Punt in 2009). n is the number of individuals; TL: total length; min: minimum length; max: maximum length.

PNN / NNP Tayrona									
Año / Year	n	LT mín	LT máx	PRB ($L_{mat} = 33.08$; $L_{opt} = 35$; $L_{mega} = 38.5$)			P_{obj}	Decision	Interpretación según / Interpretation according to (Cope and Punt, 2009)
				P_{mat}	P_{opt}	P_{mega}			
2006	523	10	50.5	0.30	0.27	0.12	0.69	$P_{opt} + P_{mega} = 0.39$	Small and optimal-size fish
2007	451	20	68	0.39	0.33	0.19	0.91	$P_{opt} + P_{mega} = 0.52$	
2008	360	23	58	0.60	0.36	0.34	1.30	$1 < P_{obj} < 2 = 1.30$	Mature fish in the Ogiva
2009	794	10	62	0.69	0.29	0.44	1.42	$1 < P_{obj} < 2 = 1.42$	
2010	27	28.2	50	0.81	0.67	0.15	1.63	$1 < P_{obj} < 2 = 1.63$	

PNN / NNP Corales del Rosario y de San Bernardo									
Año / Year	n	LT mín	LT máx	PRB ($L_{mat} = 24.6$; $L_{opt} = 25.6$; $L_{mega} = 28.2$)			P_{obj}	Decision	Interpretación según / Interpretation according to (Cope and Punt, 2009)
				P_{mat}	P_{opt}	P_{mega}			
2006	786	10	62.0	0.14	0.07	0.05	0.26	$P_{opt} + P_{mega} = 0.12$	Small and optimal-size fish
2007	316	10	43	0.13	0.15	0.0	0.28	$P_{opt} + P_{mega} = 0.15$	
2008	1921	11	44	0.35	0.39	0.06	0.80	$P_{opt} + P_{mega} = 0.45$	
2009	4841	10	45	0.52	0.46	0.16	1.14	$1 < P_{obj} < 2 = 1.14$	Mature fish in the Ogiva
2010	2719	15	45	0.54	0.49	0.17	1.20	$1 < P_{obj} < 2 = 1.20$	
2011	2259	18	45	0.60	0.68	0.11	1.39	$1 < P_{obj} < 2 = 1.39$	
2012	512	18	37	0.57	0.55	0.11	1.23	$1 < P_{obj} < 2 = 1.23$	

Salamanca Island Park Way									
Año / Year	n	LT mín	LT máx	PRB ($L_{mat} = 30.6$; $L_{opt} = 32.2$; $L_{mega} = 35.4$)			P_{obj}	Decision	Interpretación según / Interpretation according to (Cope and Punt, 2009)
				P_{mat}	P_{opt}	P_{mega}			
2006	1548	18	57	0.34	0.41	0.05	0.80	$P_{opt} + P_{mega} = 0.46$	
2007	1288	13	51	0.33	0.54	0.09	0.96	$P_{opt} + P_{mega} = 0.63$	
2008	4924	16	67	0.16	0.33	0.04	0.52	$P_{opt} + P_{mega} = 0.37$	
2009	3307	10	67	0.07	0.14	0.01	0.22	$P_{opt} + P_{mega} = 0.15$	Small and optimal-size fish
2010	459	17	30	0.00	0.09	0.00	0.09	$P_{opt} + P_{mega} = 0.09$	
2011	944	18	33	0.01	0.05	0.00	0.06	$P_{opt} + P_{mega} = 0.05$	
2012	1785	19	49	0.05	0.16	0.01	0.21	$P_{opt} + P_{mega} = 0.17$	

DISCUSIÓN

A nivel mundial, se ha documentado que 58,1 % de las poblaciones de peces alcanzó su aprovechamiento máximo sostenible y 31 % se encuentran sobrepescadas; además, en los últimos 15 años los stocks pesqueros sobrepescados aumentaron en 20 % (FAO, 2018). Este comportamiento también se ha reflejado en las pesquerías costeras del Caribe colombiano, en las que se ha observado niveles máximos de aprovechamiento y sobrepesca por crecimiento y reclutamiento (Martínez-Viloria *et al.*, 2006; García *et al.*, 2007; Narváez *et al.*, 2008; Barreto y Borda, 2009). Esta situación no es ajena a las áreas protegidas, ya que en el presente estudio se evidenció sobrepesca de crecimiento y reclutamiento en las poblaciones de *L. synagris* aprovechadas en PNNCRSB, PNNT y VIPIS.

Variación de la longitud media de captura-LMC y contraste con los puntos de referencia

Si bien la LMC de *L. synagris* estuvo por debajo en las tres áreas protegidas, fue en el PNNCRSB donde se capturaron en promedio los peces más pequeños, situación que también ha sido documentada por Guzmán (2009), Jaimes (2011) y Martínez-Viloria *et al.* (2011). Así mismo, se observó que en el PNNT la LMC estuvo por debajo de L_{mat} y por debajo de L_{opt} y L_{mega} , lo cual indica la magnitud del impacto que se está generando sobre la especie (López, 2009). Bajo este panorama, se puede inferir que el pargo rayado ha sido aprovechado de manera insostenible en las tres áreas protegidas, lo cual agrava la situación de la especie ya que la forma de aprovechamiento por los pescadores es común en el Caribe colombiano y ha sido empleada por décadas (Manjarrés, 1993; Barreto y Borda, 2009; López, 2009; De La Hoz *et al.*, 2013, 2017; Narváez *et al.*, 2013)

DISCUSSION

It has been documented worldwide that 58.1 % of the fish populations have already reached its maximum sustainable utilization and 31 % are overfished. Moreover, for the last 15 years, the overfished stocks increased by 20 % (FAO, 2018). This behavior is also reflected in the coastal fisheries of the Colombian Caribbean, where maximum exploitation levels and overfishing by growth and recruiting have been observed (Martínez-Viloria *et al.*, 2006; García *et al.*, 2007; Narváez *et al.*, 2008; Barreto and Borda, 2009). This overfishing situation is not unrelated to the protected areas, as this study evidenced it in a multiannual analysis of indicators based on lengths and contrasted with biological reference points of growth and recruiting overfishing in the populations of *L. synagris* exploited in the CRSBNNP, TNNP, and SIPW.

Variation in the Catch Mean Length and contrast with the reference points

Even though the *L. synagris* CML was below the recommended values in the three protected areas, the smallest fish on average were caught in the CRSBNNP, which has also been documented by Guzmán (2009), Jaimes (2011), and Martínez-Viloria *et al.* (2011) in the same area. Likewise, the CML was below L_{mat} in the TNNP and below L_{opt} and L_{mega} , which indicates the magnitude of the impact on the species (López, 2009). In this scenario, it can be inferred that the lane snapper has been unsustainably exploited in the three protected areas, which worsens this species' situation, considering that the fishermen's exploitation methods are common in the Colombian Caribbean, and they been practiced for decades (Manjarrés, 1993; Barreto and Borda, 2009; López, 2009; De La Hoz *et al.*, 2013, 2017; Narváez *et al.*, 2013).

Efecto de los artes de pesca por área protegida

Dado que en el PNNT se evidenció que los artes de pesca línea de mano y red de enmalle concentran su captura mayoritaria en individuos inmaduros y maduros, se requiere que en el área protegida se fortalezca la función de protección a la estructura de tamaños de la especie (López, 2009). Este asunto genera preocupación debido a que algunos estudios han documentado que la situación de los stocks de *L. synagris* aprovechados en el Caribe de Colombia están sobrepescados y en el mejor de los casos cerca al límite de su explotación (Manjarrés, 2004; Manjarrés *et al.*, 2004; Barreto y Borda, 2009; López, 2009; De La Hoz *et al.*, 2013, 2017; Narváez *et al.*, 2013).

Para el PNNCRSB se observó que el arte de pesca línea de mano tiene mayor incidencia sobre la captura de individuos pequeños e inmaduros en proporciones que superan 53 % de los ejemplares, mientras que la red de enmalle y el método buceo dirigen su esfuerzo a la extracción de ejemplares más grandes, lo cual sugiere la importancia de desarrollar estrategias para disminuir la presión acorde con la normatividad establecida para PNNC. En un escenario favorable para la especie esas estrategias podrían orientarse a que sólo se permita la captura de peces ubicados entre L_{mat} y L_{meg} (maduros), en cuya fracción se obtiene el máximo rendimiento en biomasa y a su vez los mejores ingresos económicos para los pescadores (Froese *et al.*, 2008, 2016).

En la VIPIS se evidenció que los artes de pesca palangre y red de enmalle dirigen su esfuerzo a la captura de individuos inmaduros en proporciones que supera 83 %, lo cual configuró que la LMC en todos los casos estuviera por debajo de los puntos de referencia L_{mat} , L_{opt} y L_{mega} . Esta situación es el reflejo de un patrón de selectividad basado en la captura mayoritaria de peces pequeños (Froese *et al.*, 2004)

A pesar de lo anterior y el esfuerzo de PNNC por alcanzar los objetivos de conservación de las áreas protegidas, sus ecosistemas y especies, se convierte en un reto el manejo de la presión que ejerce la pesca, ya que fue evidente que los artes de pesca están seleccionando peces pequeños (inmaduros). Situación relacionada con el hecho de que los pescadores han diseñado sus artes de pesca con anzuelos y tamaños de malla pequeños, lo cual también ha sido registrado por López (2009) y Jaimes (2011). Todo lo anterior, explica por qué en PNNT se capturan peces más grandes que en PNNCRSB y VIPIS. Además, el stock de *L. synagris* del PNNT está representado por peces de mayor tamaño en el Caribe norte colombiano (Gómez-Canchong *et al.*, 2004). Lo preocupante

Effect of the fishing gears per protected area

Given the evidence that in the TNNP handline and gillnet fishing gears focus most of their catch on mature and immature individuals, it is required that the protective function of the species' size structure (López, 2009) be strengthened in the protected area. This matter is concerning because some studies have documented that the exploited *L. synagris* stocks in the Colombian Caribbean are overfished or, at best, close to their exploitation limit (Manjarrés, 2004; Manjarrés *et al.*, 2004; Barreto and Borda, 2009; López, 2009; De La Hoz *et al.*, 2013, 2017; Narváez *et al.*, 2013).

In the CRSBNNP, the handline fishing gear had a higher incidence on the catch of small and immature individuals, in proportions greater than 53 % of the specimens analyzed in this study. The gillnet and diving fishing gears, on the other hand, direct their effort to extracting larger specimens, which suggests the importance of developing strategies to decrease the pressure on this resource according to the established normativity for the CRSBNNP. In a favorable scenario, these strategies could be oriented towards allowing only the catch of fish between L_{mat} and L_{meg} (mature), whose fraction yields the maximum biomass and the best economic income for fishermen (Froese *et al.*, 2008, 2016).

Evidence was found that, in the Salamanca Island Park Way, the longlining and gillnet fishing gears direct their effort towards catching immature individuals in proportions over 83 % for all the registered specimens in the sampled years, which means that the CML is below the reference points L_{opt} and L_{mega} in all cases. This situation reflects a selectivity pattern based on the main catch of small fish (Froese *et al.*, 2004).

Despite the above and the efforts made by National Natural Parks towards achieving the conservation targets in the protected areas, their ecosystems, and species, managing the pressure exerted by fishing becomes a challenge, since it is evident that fishing gears are selecting small (immature) fish. This situation is related to the fact that fishermen have designed their fishing gears with small-size hooks and meshes, as previously detailed, which has been also registered by López (2009) and Jaimes, (2011). All the above explains why, in the latter area, caught fish are larger than in the CRSBNNP and SIPW and *L. synagris* stock in the TNNP is represented by larger size fish in the northern Colombian Caribbean (Gómez-Canchong *et al.*, 2004). The tendency of the artisan fishermen in the Colombian Caribbean to change

de la situación descrita es que los pescadores artesanales de la región tienden a cambiar las características de las artes de pesca para aumentar las capturas (Martínez-Viloria *et al.*, 2006; Narváez *et al.*, 2008). Para el caso de PNNT, en la década de los noventa del siglo pasado se documentó que las redes de enmalle disminuyeron los tamaños de malla, pasando de 7,62-19,32 cm (3–7,6 pulgadas) en 1993 a 7,62-10,16 cm (3–4 pulgadas) en 1999 (López, 2009). Es claro que estos cambios traen como consecuencia efecto de selectividad sobre los tamaños de la especie objetivo (Pope *et al.*, 1983; Altamar *et al.*, 2020).

En cuanto al impacto de los artes de pesca en el tiempo, a través de los porcentajes de captura de longitudes, se observó que para la línea de mano y red de enmalle en el PNNT y el PNNCRSB existe una tendencia hacia la disminución de las capturas de ejemplares inmaduros y una tendencia en aumento de la captura de individuos maduros y megadesovadores mucho más marcada con red de enmalle. Esta situación llama la atención y sugiere la necesidad de revisar el impacto que se está generando sobre los individuos megadesovadores, ya que los porcentajes de longitudes en las capturas (hasta 56 %) muestra señales que indican que la parte superior de la estructura de tallas puede estar erosionada como consecuencia de la remoción de los individuos más grandes, aspecto que afectaría la capacidad de resiliencia de la población (Longhurst, 2002; López, 2009). En el PNNCRSB, la tendencia de la red de enmalle y el método buceo es más marcada hacia la captura de ejemplares maduros y megadesovadores, en porcentajes que llegan a ser 50 % con buceo y superior a 75 % con red de enmalle. Esta situación sugiere que una evaluación más profunda sobre los megadesovadores es necesaria, ya que se puede estar comprometiendo la alta fecundidad y transferencia genética que los megadesovadores aportan al ecosistema (Froese y Binohlan, 2000; Bent-Hooker, 2006). Así mismo, se observó que la línea de mano es el arte que más captura ejemplares inmaduros, aspecto que debe ser revisado ya que se podría afectar la renovación del stock que utiliza las condiciones que ofrece el área protegida (Jaimes, 2011; Martínez-Viloria *et al.*, 2011). Todo lo anterior, contrasta con lo observado en la VIPIS donde la captura de ejemplares inmaduros con los artes de pesca palangre y red de enmalle, evidencia el grado de sobrepesca por crecimiento, lo cual deja ver que ha sido continuo en el tiempo y coincide con Pardo (2011).

Estado de explotación de *L. synagris* según Cope y Punt, (2009)

El árbol de decisiones de Cope y Punt infirió que en la mayoría de los años y sitios evaluados la especie tenía una biomasa desovante por debajo de los puntos de referencia,

the characteristics of the fishing gears in order to increase catch is concerning (Martínez-Viloria *et al.*, 2006; Narváez *et al.*, 2008). In the case of the TNNP, it was documented in the 1990s that the gillnet mesh size decreased from 7.62-19.32 cm (3–7.6”) in 1993 to 7.62-10.16 cm (3–4”) in 1999 (López, 2009). Clearly, these changes in the fishing gears bring about a selectivity effect on the target species’ sizes (Pope *et al.*, 1983; Altamar *et al.*, 2020).

Regarding the impact of fishing gears over time, in the *L. synagris*’ length catch percentages for handline and gillnet gears in the TNNP and the CRSBNNP, there is an observed trend towards a decrease in the catch of immature specimens, as well as a trend towards an increase in the catch of mature and mega-spawners specimens, which is much more noticeable with gillnets. This situation draws attention and suggests the need for reviewing the impact generated on mega-spawner individuals, because the length percentages in catch (up to 56 %) shows signs that indicate the possible erosion of the higher part of the size structure, which is caused by the removal of the largest individuals, an aspect that would affect the resilience capacity of the population (Longhurst, 2002; López, 2009). In the CRSBNNP, the gillnet and diving methods tend more noticeably towards catching mature and mega-spawner specimens in percentages of up to 50 % with diving, and over 75 % with gillnet. This situation suggests that a deeper evaluation of the mega-spawners is required, because the high fertility and genetic transfer that mega-spawners deliver to the system could be compromised (Froese and Binohlan, 2000; Bent-Hooker, 2006). Likewise, handlining was the fishing gear with the highest degree of immature specimen catches in this protected area, an aspect that must be reviewed because it could affect the renovation of the stock that uses the conditions provided by the protected area (Jaimes, 2011; Martínez-Viloria *et al.*, 2011). All of the above contrasts with the observations in the SIPW, where the catch of immature specimens by longlining and gillnet evidences the degree of growth overfishing, which reveals that it has been continuous over time and agrees with Pardo (2011).

Exploitation status of *L. synagris* according to Cope and Punt (2009)

Cope and Punt’s decision tree inferred that, in most of the evaluated years and places, the species had a spawning biomass below the reference points, which indicates the status of overfishing observed through the previously described analyses. The overfishing status would be theoretically impossible if all fish had been able

lo que indica la condición de sobrepesca observada a través de los análisis descritos. La condición de sobrepesca es teóricamente imposible si todos los peces hubieran podido reproducirse antes de la captura (Myers y Mertz, 1998). Froese sugiere un objetivo entre 90 y 100 % donde los peces que alcancen la madurez, permitiendo que cada pez se reproduzca al menos una vez antes de ser capturado (Froese, 2004). En este estudio, en ninguno de los sitios evaluados se alcanzó el umbral objetivo de Froese de 90 %. Esto sugiere que la mayoría de los peces capturados no han podido reemplazarse a sí mismos en la población y éste es un resultado bastante alarmante.

Los ecosistemas marinos son complejos y es probable que los cambios en los componentes individuales de los sistemas tengan consecuencias en otros lugares de los mismos sistemas (Scheffer *et al.*, 2005). La sobrepesca no solo afecta a las poblaciones de peces, las redes tróficas y ecosistemas, sino también afecta a las personas que dependen de la pesca ya sea por su sustento económico, provisión e identidad cultural (Cinner *et al.*, 2012; McClanahan *et al.*, 2015; Purcell *et al.*, 2016).

Todo lo anterior indica que la condición de efecto de desborde que se debe propiciar por la función de protección de las especies al interior de las áreas protegidas podría estar comprometida, ya que al ser removidos los ejemplares juveniles y los más grandes de la población no le estarían aportando la suficiente biomasa a los sectores externos de las áreas (Froese *et al.*, 2004). Esta situación se agrava para *L. synagris*, dado que en la mayoría de los desembarques pesqueros del Caribe de Colombia su pesca se centra también en un alto porcentaje de peces inmaduros (Narváez *et al.*, 2013; Duarte *et al.*, 2018), con consecuencias que la han llevado a una disminución de su captura por unidad de esfuerzo (Duarte *et al.*, 2018) y a la pérdida de la variabilidad genética (Landínez *et al.*, 2009; Narváez *et al.*, 2015).

Finalmente, es conveniente anotar que al interior de las áreas protegidas se deben fortalecer las medidas de manejo frente al uso y aprovechamiento de *L. synagris*, principalmente cuando se conoce que en estas áreas no sólo se protegen hábitats importantes para su alimentación y reproducción, sino que son un seguro contra posibles errores en el manejo pesquero por fuera de ellas (Austermühle, 2004). El número de pescadores que frecuentan estas áreas (~1150 entre las tres áreas; Martínez-Viloria *et al.*, 2014) y los asociados al sector marino adyacente dificultan las acciones de control y vigilancia del personal técnico de

to reproduce before the catch (Myers and Mertz, 1998). Froese suggests that a target between 90 and 100 % of the fish reaching maturity would allow each fish to reproduce at least once before being caught (Froese, 2004). In this study, none of the evaluated sites reached Froese's target threshold of 90 %. This suggests that most of the caught fish have not been able to reproduce in the population, and this is quite an alarming result.

Marine ecosystems are complex, and it is likely that changes in the system's individual components have consequences in other places of the same systems (Scheffer *et al.*, 2005). Overfishing affects not only fish population, the trophic networks, and ecosystems, but also the people that depend on fishing for their livelihood, supply, and cultural identity (Cinner *et al.*, 2012; McClanahan *et al.*, 2015; Purcell *et al.*, 2016).

All of the above indicates that the overflow effect status to be fostered by the protective function of the species inside the protected area could be compromised, as the removal of the juvenile and largest specimens of the population would not provide enough biomass to the external sectors of the areas (Froese *et al.*, 2004). This situation worsens for *L. synagris* since, in most of the fishery landings in the Colombian Caribbean, fishing focuses also on a high percentage of immature fish (Narváez *et al.*, 2013; Duarte *et al.*, 2018), with consequences leading to a decrease in the catch per effort unit (Duarte *et al.*, 2018), and to the loss of genetic variability (Landínez *et al.*, 2009; Narváez *et al.*, 2015).

Finally, it is worth stating that, due to the results obtained in this study, management measures on the use and exploitation of *L. synagris* must be enhanced within the protected areas, especially considering that not only important habitats for its feeding and reproduction are protected in these areas, but they also constitute an insurance against possible mistakes in fishery management outside them (Austermühle, 2004). The number of fishermen frequenting these areas (~1150 in the three areas; Martínez-Viloria *et al.*, 2014) and those related to the adjacent marine sector hinder control and surveillance actions by the technical staff of National Parks and fishery authorities. This is a global characteristic of artisanal fishery and, given the growing fishing overexploitation (Muallil *et al.*, 2014; Gough *et al.*, 2020), it has become a major inter-institutional challenge in developing countries like Colombia to manage them and to minimize the fishing impacts they cause on the resources. Therefore, fishing management of the resources

PNNC y de la autoridad pesquera (AUNAP). Esto es un aspecto mundial de las pesquerías artesanales que con la creciente sobreexplotación pesquera (Muallil *et al.*, 2014; Gough *et al.*, 2020), se han convertido en un gran reto interinstitucional en los países en desarrollo, como Colombia, para poder administrarlas y minimizar los impactos pesqueros que generan sobre los recursos. Por lo tanto, el manejo pesquero de los recursos al interior y por fuera de las áreas protegidas debe darse en el marco de acciones conjuntas en las que se involucren las autoridades autónomas regionales, las de carácter policivo, marítimo y ambiental, los entes territoriales, la autoridad pesquera y Parques Nacionales Naturales. En esas acciones deberán considerarse aspectos técnicos-normativos, económicos y sociales que propendan por beneficiar a los pescadores ante la prohibición o regulación de la pesca comercial artesanal y del uso de artes que lesionan al recurso pargo rayado dentro y fuera de las áreas protegidas.

Con lo anterior en mente y teniendo en cuenta el efecto de desborde de las áreas protegidas como estrategia de conservación (Roberts *et al.*, 2001; Kaunda-Arara y Rose, 2004; Di Lorenzo *et al.*, 2016) se contribuye al aprovechamiento de los recursos pesqueros por fuera de las áreas, mediante diferentes actividades, siempre y cuando se realicen de manera responsable (FAO, 1995). Por tanto, se plantea que se fortalezcan acciones de acuerdo con los usos permitidos al interior de cada área protegida como: *i*) Prevención, control y vigilancia con apoyo de las autoridades que tienen dentro de sus funciones la protección del medio ambiente, a través de acciones conjuntas entre PNNC, Armada Nacional, AUNAP, para evitar las capturas de pargo rayado inmaduros y megadesovadores, *ii*) promover planes de monitoreo basados en la metodología descrita en este estudio que incorpore los resultados obtenidos como línea base, que permita validar acciones de manejo a través del seguimiento a las capturas de *L. synagris*, *iii*) incentivar la investigación que genere información pertinente para la toma de decisiones dentro y fuera de las áreas protegidas, *iv*) desarrollar estrategias de comunicaciones y educación ambiental que contribuyan a mantener informado al público sobre la condición de la especie y por qué no se debe consumir ejemplares juveniles, ni los más grandes que están presente en las áreas protegidas, *v*) generar acuerdos de conservación para la pesca de subsistencia (acorde con la reglamentación de PNNC) y *vi*) fortalecer el relacionamiento con otras autoridades en la región en busca de alternativas que contribuyan a la disminución de la presión sobre el recurso.

inside and outside the protected areas must take place within the framework of joint actions involving regional autonomous authorities and those of police, maritime and environmental, and territorial entities; fishing authorities; and National Natural Parks. These actions must include technical-normative, economic, and social aspects aiming to benefit fishermen facing prohibition or the regulation of artisanal commercial fishing, as well as the use of gears that damage the lane snapper resource inside and outside the protected areas.

With this in mind, and considering that the protected areas are deemed a conservation strategy that fosters the offer of hydrobiological resources towards their adjacent sectors through the so-called spillover effect (Roberts *et al.*, 2001; Kaunda-Arara and Rose, 2004; Di Lorenzo *et al.*, 2016) while making such resources exploitable outside the protected areas through different fishing activities –as long as they are responsibly carried out (FAO, 1995)– stronger actions are proposed which comply with the permitted uses inside each PA, such as *i*) prevention, control, and surveillance with the support of authorities who have environmental protection among their duties, seeking to foster an effective control on PAs through joint actions between National Parks, the National Army, and AUNAP, in order to prevent the catch of immature and mega-spawner stripped snappers; *ii*) to structure and implement monitoring plans based on the methodology described in this study, which incorporates the obtained results as the baseline and allows validating management actions by monitoring *L. synagris* catches and the decision-making that contributes to the protection of the species; *iii*) to develop communication and environmental education strategies by delivering leaflets, talkers in restaurants, videos in the Park's access points, and awareness-raising days for fishermen and visitors to keep the public informed on the species' status and why not to consume young or the largest specimens present in protected areas; *iv*) to generate conservation agreements for subsistence fishing; and *v*) to strengthen the relationship with other authorities in the region in order to contribute to reducing the pressure on the resource.

CONCLUSIONES

Al evaluar el estado de *Lutjanus synagris* en las áreas protegidas PNNT, PNNCRSB y VIPIS se evidenció que la especie se encuentra en una situación de sobrepesca por crecimiento y reclutamiento.

Los indicadores simples basados en las longitudes de captura configuraron un patrón de selectividad representado en la captura mayoritaria de ejemplares inmaduros ($< L_{mat}$) y en menor grado de individuos ubicados en el rango óptimo de longitud, lo que condujo a un nivel de biomasa desovante inferior al punto de referencia (25 % de SB), de acuerdo con lo establecido en el árbol de decisión propuesto por Cope y Punt (2009).

Los artes de pesca están generando un efecto negativo sobre las poblaciones de *L. synagris*, al capturar mayoritariamente individuos a la longitud media de captura-LMC por debajo $< L_{mat}$, los cuales son considerados inmaduros, aspecto que es más marcado en PNNCRSB y VIPIS. Además, existe una tendencia sobre los porcentajes de longitudes de captura que muestra señales que no benefician la condición de la especie al ser removido también individuos megadesovadores.

Los resultados obtenidos en este estudio evidencian que los indicadores basados en longitudes y el árbol de decisiones de Cope y Punt son una opción para que PNNC replique el modelo en otras áreas protegidas y generar respuestas de manejo en situaciones de datos limitados.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo hace parte de la tesis de HVM en la Maestría en Acuicultura y Ecología Acuática Tropical de la Universidad del Magdalena. Los autores agradecen a PNNC por el apoyo al facilitar el uso de la información proveniente del seguimiento a la presión por pesca realizado en las áreas protegidas entre 2006 – 2012.

CONCLUSIONS

By evaluating the status of *L. synagris* in the protected areas of NNP Tayrona, NNP Corales del Rosario y de San Bernardo, and Salamanca Island Park way (marine sector), it was found that the species is overfished by growth and recruiting.

The simple indicators based on the catch length configured a selectivity pattern represented by the catch of mainly immature specimens ($< L_{mat}$) and individuals located in the optimal length range to a lesser degree, which led to a spawning biomass level lower than the reference point (25 % of SB), according to what is established in the decision tree proposed by Cope and Punt (2009).

The fishing gears are generating a negative effect on the lane snapper populations by mainly catching individuals at a mean catch length MCL below $< L_{mat}$, which are considered immature, a more noticeable aspect in the CRSBNNP and the SIPW. Moreover, there is a trend in the catch length percentages, showing signs that do not benefit the species' status by also removing mega-spawner individuals.

The results obtained in this study evidence that the indicators based on lengths and Cope and Punt's decision tree are an alternative for National Natural Parks to replicate the model in other protected areas and generate management responses in limited-data situations.

ACKNOWLEDGMENTS

This work is part of HVM's thesis at the M. Sc. degree in Aquaculture and Tropical Water Ecology at Universidad de Magdalena. The authors are grateful to Colombia's National Natural Parks for its support in facilitating the use of information from the monitoring of fishing pressure carried out in the protected areas between 2006 and 2012.

BIBLIOGRAFÍA / LITERATURE CITED

- Allen, G.R. 1985. Snappers of the world. An annotated and illustrated catalogue of lutjanid species known to date. FAO Spec. Cat. Fish. Synop., 125 (6): 208 p.
- Altamar, J., J. Wong-Lubo, J. de la Hoz-M. e I. Martínez-Dallos. 2020. Evaluación de la selectividad de redes de enmalle y líneas de mano para la captura de cojino (*Caranx crysos*) en áreas de influencia marina del Parque Nacional Natural Tayrona. Bol. Invest. Mar. Cost., 49 (Supl. Esp.): 209-222.
- Amorim, P., P. Sousa, M. Westmeyer and G.M. Menezes. 2018. Generic Knowledge Indicator (GKI): A tool to evaluate the state of knowledge of fisheries applied to snapper and grouper. Mar. Pol., 89: 40-49
- Arteaga, E.A., M.I. Criales-Hernández, D.Y. Rodríguez, P. Gómez-Canchong y L. Manjarrés. 2004. Dinámica reproductiva de los stocks de pargo rayado *Lutjanus synagris* (Linnaeus, 1758) en el área norte del Caribe colombiano. 297-315. En: Manjarrés, L. (Ed.). Pesquerías demersales del área norte del mar Caribe de Colombia y parámetros biológico-pesqueros y poblacionales del recurso pargo. Univ. Magdalena, Santa Marta. 317 p.
- Aunap-Unimagdalena. 2014. Caracterización de los principales artes de pesca de Colombia y reporte del consolidado del tipo y número de artes, embarcaciones y UEP's empleadas por los pescadores vinculados a la actividad pesquera. Univ. Magdalena, Santa Marta. 72 p.
- Austermühle, S. 2004. Áreas marinas protegidas el futuro de la costa peruana. Mundo Azul, Conservación Internacional, Lima. 44 p.
- Barreto, C. y C. Borda. 2009. Evaluación de recursos pesqueros colombianos. Inst. Col. Agropec. Subger. Pesca Acuic., Bogotá. 131 p.
- Bent-Hooker, H.C. 2006. Biología, ecología y pesquería de la barracuda *Sphyraena barracuda* (Walbaum, 1792) (Pisces: Perciformes: Sphyraenidae) en la isla de San Andrés y los cayos Bolívar y Albuquerque, Caribe colombiano. Tesis Biol. Mar., Univ. Jorge Tadeo Lozano, Santa Marta. 63 p.
- Cervigón, F., R. Cipriani, W. Fischer, L. Garibaldi, M. Hendrickx, A.J. Lemus, R. Márquez, J.M. Poutiers, G. Robaina y B. Rodríguez. 1992. Guía de campo de las especies marinas y de aguas salobres de la costa septentrional de Sur América. FAO, Roma, 513 p.
- Chong, L., T. K. Mildener, M.B. Rudd, M.H. Taylor, J.M. Cope, T.A. Branch, M. Wolff and M. Stähler. 2019. Performance evaluation of data-limited, length-based stock assessment methods. ICES J. Mar. Sci., 77(1): 97–108.
- Cinner, J.E., T.R. McClanahan, N.A.J. Graham, T.M. Daw, J. Maina and S.M. Stead. 2012. Vulnerability of coastal communities to key impacts of climate change on coral reef fisheries. Glob. Environ. Chang., 22: 12–20p.
- Claro, R. y K. Lindeman. 2008. Biología y manejo de los pargos (Lutjanidae) en el Atlántico occidental. Inst. Oceanol., CITMA, La Habana. 472 p.
- Cochrane, K.L. (Ed.). 2005. Guía del administrador pesquero. Medidas de ordenación y su aplicación. FAO Doc. Tec. Pesca, 424: 231p.
- Coleman, F., G.R. Koenig, J.A. Huntsman, M. Musick, J.C. Eklund, R.W. McGovern, G. Chapman, R. Sedberry and C.B. Grimes. 2000. Longlived reef fishes: the grouper-snapper complex. Fisheries, 25: 14-20.
- Cope, J.M. and A.E. Punt. 2009. Length-based reference points for data-limited situations: applications and restrictions. Mar. Coast. Fish., 1(1): 169-186.
- Di Lorenzo, M., J. Claudet and P. Guidetti. 2016. Spillover from marine protected areas to adjacent fisheries has an ecological and a fishery component. J. Nat. Cons., 32: 62–66.
- Doncel, O. y J. Páramo. 2010. Hábitos alimenticios del pargo rayado, *Lutjanus synagris* (Perciformes: Lutjanidae), en la zona norte del Caribe colombiano. Lat. Am. J. Aquat. Res., 38(3): 413-426.
- Dowling, N.A., A.D.M. Smith, D.C. Smith, A.M. Parma, C. M. Dichmont, K. Sainsbury and J.R. Wilson. 2019. Generic solutions for data-limited fishery assessments are not so simple. Fish Fish., 20: 174–188.
- Duarte, L.O. and C.B. García. 1999. Diet of the lane snapper, *Lutjanus synagris* (Lutjanidae), in the Gulf of Salamanca, Colombia. Caribb. J. Sci., 35 (1-2): 54-63.
- Duarte L.O., L. Manjarrés-Martínez, J. De la Hoz-M., F. Cuello y J. Altamar. 2018. Estado de los principales recursos pesqueros de Colombia. Análisis de indicadores basados en tasas de captura, tallas de captura y madurez. AUNAP, Univ. Magdalena. Santa Marta. 37 p.
- FAO. 1995. Code of conduct for responsible fisheries. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome. 41 p.
- FAO. 2018. El estado mundial de la pesca y la acuicultura. Cumplir los objetivos de desarrollo sostenible. Licencia: CC BY-NC-SA 3.0 IGO. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Roma. 233 p.
- Fontoura, N.F., A.S. Braun and P.C.C. Milani. 2009. Estimating size at first maturity (L50) from gonadosomatic index (GSI) data. Neotrop. Ichthyol., 7(2): 217-222.
- Froese, R. 2004. Keep it simple: three indicators to deal with overfishing. Fish Fish., 5: 86-91.
- Froese, R. and C. Binholan. 2000. Empirical relationships to estimate asymptotic length, length at first maturity and length at maximum yield per recruit in fishes, with a simple method to evaluate length frequency data. J. Fish Biol., 56: 758-773.
- Froese, R., A. Stern-Pirlot, H. Winker and D. Gascuel. 2008. Size matters: how single-species management can contribute to ecosystem-based fisheries management. Fish. Res., 92: 231-241.
- Froese, R., H. Winker, D. Gascuel, R. Sumaila and D. Pauly, 2016. Minimizing the impact of fishing. Fish. Res., 17: 785–802.
- García, C.B., L.O. Duarte, J. Altamar and L. Manjarrés. 2007. Demersal fish density in the upwelling ecosystem off Colombia, Caribbean Sea: historic outlook. Fish. Res., 85: 68-73.
- Gómez, G., R. Guzmán y R. Chacón. 2001. Parámetros reproductivos de *Lutjanus synagris* en el golfo de Paria, Venezuela. Zootec. Trop., 19 (3): 335-357.



- Gough, C.L.A., K.M. Dewar, B.J. Godley, E. Zafindranosy and A.C. Broderick. 2020. Evidence of overfishing in small-scale fisheries in Madagascar. *Front. Mar. Sci.*, 7: 317.
- Guzmán, Y. K. 2010. Contribución al conocimiento biológico-pesquero de las principales especies de peces capturadas en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario y de San Bernardo, sector Archipiélago Nuestra Señora del Rosario, Caribe colombiano. Trabajo Grado Biol. Mar., Univ. Jorge Tadeo Lozano, Bogotá. 152 p.
- Hsieh, C., C.S. Reiss, J.R. Hunter, J.R. Beddington, R.M. May and G. Sugihara. 2006. Fishing elevates variability in the abundance of exploited species. *Nature*, 443: 859-862.
- Jaimes, L. 2011. Aspectos biológicos-pesqueros de las principales especies icticas capturadas en el sector de San Bernardo, Parque Nacional Natural Corales del Rosario y de San Bernardo, Caribe colombiano. Trabajo Grado Biol. Mar., Univ. Jorge Tadeo Lozano, Bogotá. 179 p.
- Landínez-García, R.M., S.P. Ospina-Guerrero, D.J. Rodríguez-Castro, R. Arango and E. Márquez. 2009. Genetic analysis of *Lutjanus synagris* populations in the Colombian Caribbean. *Cienc. Mar.*, 35(4): 321-331.
- Longhurst, A. 2002. Murphy's law revisited: longevity as a factor in recruitment to fish populations. *Fish. Res.*, 56: 125-131.
- López, A. 2009. Estado de explotación de peces con estrategias de vida contrastantes en el mar Caribe de Colombia. Análisis espacial y temporal de indicadores biológicos simples. Trabajo Grado Biol., Univ. Magdalena, Santa Marta. 69 p.
- Luckhurst, B., J.M. Dean and M. Reichert. 2000. Age growth and reproduction of the lane snapper *Lutjanus synagris* (Pisces: Lutjanidae) at Bermuda. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 203: 255 - 261.
- Manjarrés, L. 1993. Eficiencia y selectividad de redes de enmalle en el área de Santa Marta. Proyecto integral de investigaciones y desarrollo de la pesca artesanal en el área de Santa Marta, INPA-CIID-Univ. Magdalena. Inf. Técn. Final, Santa Marta, 23 p.
- Manjarrés, L. 2004. Pesquerías demersales del área norte del mar Caribe de Colombia y parámetros biológico-pesqueros y poblacionales del recurso pargo. Univ. Magdalena, Santa Marta. 318 p.
- Manjarrés, L. (Ed). 2007. Caracterización participativa de las pesquerías de pequeña escala de las áreas protegidas de la Territorial Caribe. Inf. Técn. Final, Univ. Magdalena -PNNC-DTCA, Santa Marta. 86 p.
- Manjarrés, L., J.C. Arévalo, D.J. Rodríguez y P. Gómez-Canchong. 2004. Dinámica poblacional y manejo del stock de pargo rayado (*Lutjanus synagris*) (Linnaeus, 1758) de La Guajira (Caribe colombiano). 297-315. En: Manjarrés, L. (Ed). Pesquerías demersales del área norte del mar Caribe de Colombia y parámetros biológico-pesqueros y poblacionales del recurso pargo. Univ. Magdalena, Santa Marta. 315 p.
- Martínez-Viloria, H. 2009. Análisis regional del estado de los recursos hidrobiológicos al interior de las áreas protegidas a cargo de la Dirección Territorial Caribe-Unidad Administrativa Especial del Sistema de Parques Nacionales Naturales. Inf. Técn., PNNC-DTCA, Santa Marta. 51p.
- Martínez-Viloria, H. 2014. Análisis sobre la presión por pesca en áreas protegidas con jurisdicción marino-costeras adscritas a las Dirección Territorial Caribe de Parques Nacionales Naturales de Colombia. Inf. Técn., PNN-DTCA, Santa Marta. 64 p.
- Martínez-Viloria, H., J.C. Narváez, R. Rivera y O.D. Solano. 2006. Evaluación de la selectividad del trasmallo en la pesquería artesanal de la zona deltaico estuarina del río Sinú, Caribe colombiano. *Intrópica*, 3: 33-41.
- Martínez-Viloria, H., L. Martínez, A. Vargas-Pineda y J.C. Narváez. 2011. Efectos de la pesca sobre los recursos hidrobiológicos del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y de San Bernardo. 273-289. En: Zarza-González, E. (Ed). El entorno ambiental del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y de San Bernardo. PNNC, Bogotá. 416 p.
- Martínez-Viloria, H., R. Franke, P. Saldaña, M. Cano-Correa, L.E. Angarita, C. García, L. Martínez, A. Castro, S. Posada, C. Gómez, E. Bruges, J.C. Narváez, E. Viloria y C. López. 2014. Caracterización del uso y aprovechamiento de recursos hidrobiológicos en áreas protegidas de Parques Nacionales Naturales del Caribe de Colombia. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 43(2): 277-306.
- McClanahan, T., E.H. Allison and J.E. Cinner. 2015. Managing fisheries for human and food security. *Fish Fish.*, 16: 78-103.
- Mejía, L. E. y A. Acero P. (Eds.). 2002. Libro rojo de peces marinos de Colombia. Serie Libros rojos de especies amenazadas de Colombia. Inst. Cienc. Nat., Univ. Nal. Colombia, Invenmar y Min. Medio Ambiente, Bogotá. 174 p.
- Muallil, R.N., S.S. Mamauag, R.B. Cabral, E.O. Celeste-Dizon and P.M. Aliño. 2014. Status, trends and challenges in the sustainability of small-scale fisheries in the Philippines: Insights from FISHDA (Fishing Industries' Support in Handling Decisions Application) model. *Mar. Pol.*, 44: 212-221.
- Myers, R.A. and G. Mertz. 1998. The limits of utilization: a precautionary approach. *Ecol. Appl.*, 8: 165-169
- Narváez, J.C., M. Rueda, E. Viloria, J. Blanco, J.A. Romero y F. Newmark. 2005. Manual del Sistema de Información Pesquera del Invenmar (Sipein V.3.0): Una herramienta para el diseño de sistemas de manejo pesquero. Serie de documentos generales del Invenmar, 18. Santa Marta. 128 p.
- Narváez, J.C., F. Herrera y J. Blanco. 2008. Efecto de los artes de pesca sobre el tamaño de los peces en una pesquería artesanal del Caribe colombiano. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 37 (2): 163-168.
- Narváez B., J.C., J. de La Hoz, J. Blanco, F. Bolívar, R. Rivera, T. Álvarez, A. Mora, O. Bran y C. Riascos. 2013. Tallas mínimas de captura para el aprovechamiento sostenible de las principales especies de peces comerciales de Colombia. Univ. Magdalena, Santa Marta. 36 p.
- Narváez, J.C., G. Orozco B., J.C. Aguirre P., E. Muñoz, J. Quintero, F. Bolívar M., T. Narváez B., R. Mendoza U., L. Castro G. y L.O. Duarte. 2015. Estado genético y conectividad de la población del pargo rayado *Lutjanus synagris* en sitios dentro y fuera de las áreas marinas protegidas (AMP) de Parques Nacionales Naturales de la Territorial Caribe. Inf. Técn. Final. Patrimonio Natural y Univ. Magdalena, Santa Marta. 25 p.

- Pardo, R. 2011. Efecto de las artes de pesca sobre la estructura de tallas de pargo rayado (*Lutjanus synagris*) en el golfo de Salamanca, mar Caribe de Colombia. Tesis Ing. Pesq., Univ. Magdalena, Santa Marta. 98 p.
- PNNC. 2006. Plan de manejo del Parque Nacional Natural Tayrona, Santa Marta. 298 p.
- PNNC. 2017. Plan de manejo Vía Parque Isla de Salamanca 2017-2022, Santa Marta. 227 p.
- PNNC. 2020. Plan de manejo Parque Nacional Natural Corales del Rosario y de San Bernardo, Cartagena. 228 p.
- Pope, J.A., A.R. Margetts, J. Hamley y E.F. Akyüz. 1983. Manual de métodos para la evaluación de las poblaciones de peces. Parte 3. Selectividad del arte de pesca. FAO Doc. Téc. Pesca, 41(1): 1-56.
- Purcell, S.W., P. Ngaluafe, S.J. Foale, N. Cocks, B.R. Cullis and W. Lalavanua. 2016. Multiple factors affect socioeconomics and wellbeing of Artisanal Sea cucumber fishers. PLoS One, 11:165633.
- Roberts, C., J. Bohnsack, F. Gell, J. Hawkins and R. Goodridge. 2001. Effects of marine reserves on adjacent fisheries. Science, 294: 1920-1923.
- Rodríguez, J., J. Arévalo y L. Manjarrés. 1999. Aspectos biológico-pesqueros de los pargos rayado (*Lutjanus synagris*) y ceibal (*L. analis*). Bol. Cient. INPA, 6: 53-75.
- Scheffer, M., S. Carpenter and B. de Young. 2005. Cascading effects of overfishing marine systems. Trends Ecol. Evol., 20: 579-581.
- Sparre, P. y S. Venema. 1995. Introducción a la evaluación de recursos pesqueros tropicales. Parte I: Manual. FAO. Doc. Téc. Pesca, 306/1, 420 p.
- Viaña, 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 (enero 2000-junio 2001). 115-151p. En: Manjarrés, L. (Ed.). Evaluación de las pesquerías demersales del área norte del Caribe colombiano y parámetros biológico-pesqueros y poblacionales del recurso pargo. Univ. Magdalena, Santa Marta. 151 p.

RECIBIDO/RECEIVED: 09/08/2020

ACEPTADO/ACCEPTED: 19/04/2022