
ARTÍCULO ORIGINAL

TALLAS MÍNIMAS LEGALES PARA PECES EN LAS PESQUERÍAS COSTERAS CUBANAS

Fish minimum legal size for fishes on the Cuban coastal fisheries

Luis Alvarez-Lajonchère^{1*}

¹ Calle 41 No. 886, N. Vedado,
Plaza, La Habana, C.P.
10600, Cuba

* Autor para correspondencia:
alajonchere@gmail.com

Recibido: 5 noviembre 2013

Aceptado: 10 febrero 2014

RESUMEN

Se presenta un estudio sobre los reportes de tallas de primera maduración sexual y se comparan con las tallas mínimas legales establecidas en las normativas de 1996 y 2009. Hubo varias especies de importancia económica no incluidas en una u otra de las normativas y otras no incluidas en ninguna de las dos. En total se analizaron 141 especies. Se calcularon las relaciones entre la longitud horquilla de los individuos maduros más pequeños (L_{min}) y la longitud horquilla media a la madurez sexual (L_m) de las especies: $L_m = 2.54040 + 1.16679 L_{min}$ y la relación empírica entre el L_m y las longitudes horquilla máximas observadas (L_{max}) compiladas en FishBase: $L_m = 13.7398 + 2.00033 L_{max}$. Se calculó la longitud horquilla óptima de captura (L_{opt}) de las especies. Hubo 117 especies con talla mínima legal (TML) establecida y de ellas, la mayor parte (65%) fue menor que el L_m (reportado o calculado). El 27% de los reportes de L_m registrados correspondió a aguas cubanas y el 36.9% a otros sitios del Caribe. De las especies con TML de Cuba o el Caribe, el 78.7% correspondieron a las décadas del 60 al 80. Se recomienda reanudar los estudios biológico-pesqueros para actualizar las estimaciones de L_m para aguas cubanas y una nueva normativa sobre tallas mínimas legales en que se incluyan todas las especies consideradas y cuyas regulaciones se proponen en el presente estudio: a 32 especies mantener la vigente y para otras 84 se propone una superior, especialmente basada en su L_{opt} y su L_m .

PALABRAS CLAVE: : longitud a la madurez sexual, talla mínima legal de captura, longitud óptima de captura, pesquerías costeras, Cuba

ABSTRACT

A study about the length at first sexual maturation reports and their comparison with the established minimum legal sizes on 1996 and 2009 regulations is presented. Several species were not included in one or the other regulation and others with fishery importance were not included in either of them. A total of 141 species were analyzed. The relationships between the smallest matured fish fork length (L_{min}) and the mean length at sexual maturity (L_m) of the species was calculated: $L_m = 2.54040 + 1.16679 L_{min}$ and the empirical relationship between L_m and

the maximum observed fork length (L_{max}) compiled in FishBase was also calculated: $L_m = 13.7398 + 2.00033 L_{max}$. Species optimum fork length at capture (L_{opt}) was calculated. There were 117 species with an established legal minimum length (LML), the majority of which had their L_m (reported or calculated) smaller than LML. Reports of L_m from Cuban waters represented 27%, and those from other sites on the Caribbean were 36.9%. The dates of the majority of reports of species with LML reports from Cuban or the Caribbean waters were before 1990. It is recommended to restart the fishery biology studies to update L_m estimations and a new LML regulation was proposed to include all species considered on the present study. The present LML for 32 species are considered to be the same established and new regulations are proposed for another 84, based on their L_{opt} and L_m .

KEYWORDS: length at sexual maturity, legal minimum length at capture, optimum capture length, coastal fisheries, Cuba.

INTRODUCCIÓN

En Cuba los desembarques de las pescas costeras han disminuido a cerca del 20% de los máximos reportados a mediados de la década de 1980. Lo anterior, de acuerdo a las consideraciones de Froese y Kesner-Reyes (2002), Pauly (2007) y Froese et al. (2008), evidencia que el estado de las pesquerías costeras de Cuba (Fig. 1) presenta una situación crítica por el descenso de las capturas por debajo del 50% del nivel máximo alcanzado y estar cerca del nivel de colapso, el que correspondería al alcanzar un nivel del 10% de las capturas máximas logradas. Lo anterior está basado en la relación lineal directa entre el log de la captura máxima y el log del rendimiento máximo sostenible (Froese y Kesner-Reyes, 2002) en diversas pesquerías analizadas. En la presentación de Baisre (2012) se utilizan las consideraciones de Froese y Kesner-Reyes (2002), referidas a una figura de Pauly (2007) con los porcentajes antes mencionados y presenta un gráfico del estado de las pesquerías costeras cubanas que muestra la situación crítica de mediados de la década del 2000.

Sin considerar los criterios generalizados sobre las deficiencias de los métodos tradicionales de evaluación pesquera (Frazier, 1997; Mace, 2001; Garcia et al., 2003; Cury et

al., 2005; Legović et al., 2009; Kempf, 2010), las evaluaciones realizadas a los recursos pesqueros han mostrado un deterioro notable desde 1980 en que los sub-explotados alcanzaron un 40% y los sobre-explotados menos del 20% (Baisre y Páez, 1981) a 2005 en que no hay prácticamente recursos sub-explotados y los sobre-explotados se han incrementado hasta un 70% (Baisre, 2012). Esta situación crítica requiere tomar acciones importantes para rehabilitar los recursos y poder aspirar a que en unos años, se puedan lograr incrementos significativos, especialmente reducir el esfuerzo pesquero a niveles acordes al estado de los recursos y elevar el poder reproductor de las poblaciones sobreexplotadas para permitir una recuperación en el menor plazo posible.

De acuerdo a las definiciones aceptadas de las variantes de sobre-explotación pesquera (Pauly, 1979, 1994; Froese, 2004), entre las que están presentes en las pesquerías costeras cubanas se encuentra la sobrepesca del reclutamiento. La sobrepesca del reclutamiento es la que se produce al diezmar la porción reproductiva de las poblaciones en tal intensidad que perjudica el reclutamiento y se combina con la sobrepesca sobre el crecimiento, que es la que afecta la porción joven de las poblaciones antes de que alcancen su potencial biológico y económico (Ricker,

1954; Froese y Kesner-Reyes, 2002), para producir la sobrepesca biológica (Ricker, 1975; Pauly, 1994).

La degradación de los ecosistemas costeros también perjudica el reclutamiento, debido a sus efectos sobre la talla de los peces, las afectaciones sobre las áreas de cría natural (Pauly (1994) y también las áreas de reproducción natural (Pauly, 1979). Tales son los casos de las zonas relacionadas con las zonas de manglares y lagunas costeras, como las de las praderas de vegetación sumergida conocidas como "seibadales" y los arrecifes coralinos.

Entre las medidas de regulación de las pesquerías, es utilizado el de las tallas mínimas de captura/desembarque (Froese y Kesner-Reyes, 2002; Garcia et al., 2003; Froese et al., 2008; Pope et al., 2010; Karna y Panda, 2011; Salas et al., 2011; Valle, 2012a); sin embargo, es sólo una de las medidas regulatorias y ésta debe estar íntimamente vinculada con la selectividad de las artes de pesca que aseguren la captura de los ejemplares mayores de dichas tallas mínimas (Munro, 1983; Koranteng, 1993; Obregón López-Silvero, 2003; Garcia et al., 2003).

En la normativa o regulación No. 126/09 de 2009 del Ministerio de la Industria Alimenticia se explica que las tallas mínimas legales se establecen de acuerdo a los requerimientos actuales para la conservación y administración de los recursos pesqueros, para evitar una explotación irracional de éstos y con ello garantizar la reproducción y el reclutamiento de las especies, aplicando datos científicos y productivos actualizados de las aguas de Cuba y el Caribe, como resultado de lo cual se han establecido nuevas tallas y pesos mínimos de captura de diferentes especies. Además, se responsabilizó a la Dirección de Ciencia y Regulaciones

Pesqueras, al Centro de Investigaciones Pesqueras y a la Oficina Nacional de Inspección Pesquera con la revisión periódica de las tallas mínimas para su adecuación, conforme lo aconsejen las evidencias científicas o productivas. Por ello, para ello se tomó en cuenta los datos de tallas de primera maduración sexual de las especies, así como datos productivos que permitieran contemplar en la práctica, algunas características de las pesquerías multi-específicas que se practican en la plataforma cubana.

La longitud media a la cual los peces de una población dada alcanzan su madurez sexual es un parámetro importante para monitorear si los juveniles que pasan a formar parte de la porción reproductora y desovan son suficientes (Beverton y Holt, 1959; Jennings et al., 1998).

Dada la situación crítica de los recursos pesqueros costeros de Cuba, se estimó de utilidad el revisar la adecuación de las regulaciones vigentes de las tallas mínimas legales (TML) respecto a la talla de maduración sexual y si esa u otra debiera ser la talla óptima de captura, con vistas a contribuir a mejorar el manejo y preservación de los recursos pesqueros, con una de las muchas regulaciones que se aplican para el manejo de las poblaciones sometidas a explotación pesquera.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se analizaron las dos últimas normativas sobre las tallas mínimas legales (TML), la No. 561/96 del Ministerio de la Industria Pesquera y la No. 126/09 del Ministerio de la Industria Alimenticia de 1996 y 2009 respectivamente y debido a que se detectaron diferencias entre dichas normativas, se confeccionó un registro de TML con los datos de ambas normativas,

junto a los reportes de las estimaciones del L_m .

Como parte del presente estudio se realizó la actualización de la sistemática de algunas especies que habían sufrido cambios de género o de nombre específico; sin embargo, hubo algunas en que no se estipularon los nombres científicos en ninguna de las dos normativas y no se pudo realizar el análisis de su L_m correspondiente. Otras entidades presentaron dudas de la identificación de la especie.

Para facilitar las consultas de las longitudes de primera captura (L_c) y las de L_m , se tomó los reportes de L_m compilados por García-Cagide et al. (2001) que se complementaron con otros reportes para Cuba. Como L_m se consideró los reportes del medio natural, preferentemente de especies para aguas cubanas y entre ellos, las mayores tallas estimadas como tallas medias para cualquiera de los dos sexos.

Solo se consideraron reportes de tallas mínimas de maduración gonadal (L_{min}) usualmente basadas en el menor individuo encontrado maduro, en los casos en que no se encontró reportes del L_m . En los casos en que no se encontró reportes para aguas cubanas, se adicionó reportes del L_m de países o regiones cercanas, especialmente las compiladas por García-Cagide et al. (2001), tal y como se expresa en la regulación No. 126 de 2009, a pesar de las posibles diferencias por las condiciones de alimentos disponibles e intensidad de la explotación pesquera entre las localidades, o se complementaron con los registrados en <http://fishbase.org> (Froese y Pauly, 2011), para tener alguna referencia de comparación.

En las especies para las que sólo se encontraron reportes de L_{min} , en el presente estudio se calculó la relación empírica entre

dicha talla y el L_m de todos los reportes disponibles y posteriormente se estimó el L_m para las especies que carecían de esos reportes. En los casos de especies en que no se tuvo acceso a esos datos, se revisaron los datos compilados de L_m y de longitudes máximas observadas (L_{max}) en <http://fishbase.org> (Froese y Pauly, 2011) para las especies de peces marinos presentes en aguas cubanas consideradas en el presente estudio y se estimó su L_m con la ecuación empírica calculada, de acuerdo a los resultados positivos reportados por Froese y Binohlan (2000), Binohlan y Froese (2009) y Alvarez-Lajonchère e Ibarra-Castro (2012).

Debido a que las tallas establecidas de las normativas de TML están expresados en longitud horquilla (L_h), así como muchos de los reportes compilados, con vistas a facilitar las comparaciones todas las longitudes en el presente estudio se expresaron en L_h , con la aplicación de las ecuaciones de conversión compiladas en FishBase (Froese y Pauly, 2011) en los reportes en que las longitudes se expresaron en otras medidas (longitud estándar y longitud total).

En las especies en las que solo se especificó el peso total en las normativas de TML, se estimó su L_h con las ecuaciones de L_h -peso total tomadas de Claro y García-Arteaga (2001) o en su defecto de FishBase. Además, en algunas especies que se consideró en estado más crítico (Baisre, 2000; Obregón López-Silvero, 2003; Valle, 2012b), se estimó la longitud que alcanzarían al año siguiente a aquel en que alcanzaron su L_m , basadas en los datos de crecimiento en aguas cubanas de Claro y García-Arteaga (2001).

Se compiló las longitudes asintóticas (L_{∞}) de FishBase de las especies consideradas en el presente estudio, que es uno de los parámetros de la ecuación de crecimiento de

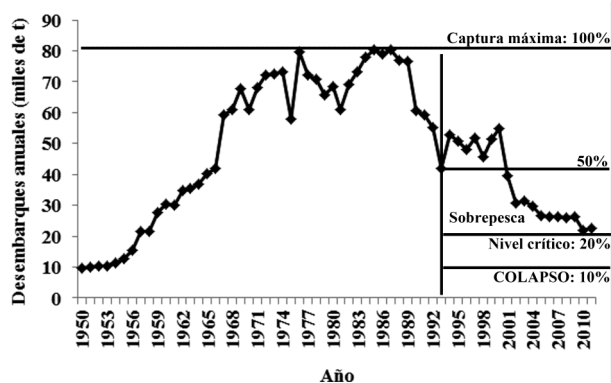


FIGURA 1. Estado global de las pesquerías costeras cubanas. Se indicaron niveles de los desembarques de acuerdo a los criterios de Froese y Kesner-Reyes (2002), Pauly (2007) y Froese et al. (2008) y se adicionó el nivel que se consideró crítico (Fuente: FAO, 2013).

von Bertalanffy (expresa la longitud media que alcanzarían los peces si crecieran indefinidamente), para calcular las longitudes óptimas de captura (L_{opt}), que equivalen a longitudes intermedias a las cuales se produce el rendimiento de biomasa máxima de los reclutas (Holt, 1958) y que usualmente corresponden con la máxima producción de huevos (Beverton, 1992). Para las estimaciones de L_{opt} de las especies, se utilizó la relación empírica calculada por Froese y Binohlan (2000):

$$\log_{10} L_{opt} = 1,0421 * \log_{10} (L_{\infty}) - 0,2742$$

Donde L_{opt} = longitud intermedia a la cual se produce el rendimiento de biomasa máxima de los reclutas

L_{∞} = longitud media que alcanzarían los peces si crecieran indefinidamente

Se tomó en cuenta la normativa No. 457/96 del anterior Ministerio de la Industria Pesquera sobre las especies prohibidas de captura y distribución por ser potencialmente portadoras de la toxina de ciguatera y tamaños ligeramente menores a los que limitan su comercialización.

Para los parámetros de las ecuaciones empíricas calculadas, se utilizó el programa

GraphPad Prism versión 5.00 para Windows (GraphPad software, San Diego, California, EE.UU.).

RESULTADOS

Los datos compilados y calculados se presentan ordenados alfabéticamente por el nombre común tal y como se registran las especies en las normativas de TML, para facilitar las búsquedas (Tablas 1 a 4). Hubo 15 entidades incluidas en alguna de las dos normativas en que se especificaron sólo hasta nivel de género, por lo que en este estudio se buscó la información de las 38 especies individuales que más probablemente integraran dichos géneros en las capturas (Tabla 1). Hubo 24 especies de importancia comercial que forman parte de los desembarques costeros cubanos y que no fueron incluidas en ninguna de las dos normativas y que tienen importancia económica, como los pequeños atunes, los "peces pico", las manjús y algunos meros, entre otras (Tabla 2). Esas especies representan un 15% de los desembarques y puede ser que se incremente dicho porcentaje.

En la normativa de 1996 se incluyeron 24 especies o entidades que no fueron incluidas en la posterior del 2009 y a su vez en ésta última se incluyeron 18 especies o entidades que no estuvieron contempladas en la de 1996, de lo cual no se ofrece ninguna explicación. De las especies incluidas en ambas normativas, hubo 36 con reportes de L_m y 10 con reportes sólo del L_{min} (Tabla 3). Hubo ocho especies que sólo se encontró reportes de L_m en FishBase (Froese y Pauly, 2011), otras 23 especies y seis entidades de las que no hubo reportes de L_m y ese parámetro se estimó para las mismas con el empleo de dos ecuaciones empíricamente

Tabla 1. Reportes de las tallas mínimas de captura establecidas en el 1996 y 2009, así como los reportes compilados y longitudes estimadas a la primera maduración sexual para de peces incluidos en dichas normativas pero no especificadas a nivel de especie y los datos del desglose de las especies más probables que estén comprendidas en dichas entidades. Todos las longitudes están expresadas en la longitud horquilla. Res. = normativa de tallas mínimas legales; L_m = longitud promedio de primera maduración; L_{prop} = longitud que se propone como la talla mínima legal de captura; L_{opt} = longitud óptima de captura; L_∞ = longitud asintótica de la ecuación de crecimiento de von Bertalanffy; L_{min} = M = talla del menor ejemplar maduro; L_{max} = longitud máxima observada; X = no incluida; = igual que en la normativa anterior; ¿? duda de la identificación de especie; NE = no especificado; = se mantuvo la misma regulación; -- = sin reporte; - = no procede; PC 1 = potencialmente ciguatos en pesos de más de 1 kg. Se realizaron actualizaciones en la sistemática.

No.	Nombre común	Especie/entidad	Res. 561/96		Res. 126/09		FishBase (2)					Año y fuente					
			Peso (g)	Largo (cm)	Peso (g)	Largo (cm)	L _m (cm)	L _{prop} (cm)	L _{opt} (cm)	L _∞ (cm)	L _{min} (cm)		L _m (cm)	L _{max} (cm)			
1	Antonino	<i>Decapterus</i> spp. <i>Decapterus macarellus</i>	X	X	120	20	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2004 (2)	
2		<i>Decapterus punctatus</i>	NE	NE	NE	NE	--	20	13.5	22.3	--	18.5 (3)	42.3			Ecuador	
3	Bajonao	<i>Calamus</i> spp. <i>Calamus bajonado</i>	120	17	=	=	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1971 (1)
4		<i>Calamus calamus</i>	NE	NE	NE	NE	30 M	48.2	48.2	75.6 (3)	30	38.5 (4)	76			Cuba	
5		<i>Calamus macrops</i>	NE	NE	NE	NE	--	23	--	--	--	23 (3)	53			Cuba	
6		<i>Calamus penna</i>	NE	NE	NE	NE	--	23	--	--	--	8.7 (3)	12.8			África	
7		<i>Calamus prioridens</i>	NE	NE	NE	NE	--	23	--	--	--	19.1 (3)	42.5			Atlántico. EE.UU.	
8	Barbero	<i>Acanthurus</i> spp. <i>Acanthurus bahianus</i>	342	23	NE	18	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1986 (2)
9		<i>Acanthurus chirurgus</i>	NE	NE	NE	NE	16	22	14.9	24.6	11.2	18.8	48			Jamaica	
10		<i>Acanthurus coeruleus</i>	NE	NE	NE	NE	17 M	22	21.6	35	16.2	36.2 (4)	37.1			Jamaica	
11	Carajuelo	<i>Holocentrus</i> spp. <i>Holocentrus adscensionis</i>	170	20	=	=	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1983 (1)
12		<i>Holocentrus rufus</i>	NE	NE	NE	NE	15	20	16.2	26.5	--	12	50.4			Jamaica	
13	Chivirica	<i>Pomacanthus</i> spp. <i>Pomacanthus paru</i>	120	NE	=	16	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1983 (1)
14		<i>Pomacanthus arcuatus</i>	NE	NE	NE	NE	--	29.7	29.7	47.4	--	19 (3)	41.1			Venezuela	
			NE	NE	NE	NE	13	22.6	--	--	--	22.6	60			Jamaica	

Tabla 1. (Continuación)

No.	Nombre común	Especie/entidad	Res. 561/96		Res. 126/09		Fish Base (2)						Año y fuente			
			Peso (g)	Largo (cm)	Peso (g)	Largo (cm)	L _m (cm)	L _{prop} (cm)	L _{opt} (cm)	L _∞ (cm)	L _{min} (cm)	L _m (cm)		L _{max} (cm)	Localidad del reporte	
	Clarín (doncella)	<i>Lepophidium</i> spp. ¿?	X	X	120	24	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
15		<i>Lepophidium brevibarbe</i>	NE	NE	NE	NE	--	24	--	--	14.1 (3)	27.3	Mundial	2012 (2)		
16		<i>Lepophidium kallion</i>	NE	NE	NE	NE	--	24	--	--	10.3 (3)	16.6	Mundial	2012 (2)		
17		<i>Lepophidium marmoratum</i>	NE	NE	NE	NE	--	24	--	--	12.3 (3)	22.2	Mundial	2012 (2)		
18	Jeniguano	<i>Haemulon aurolineatum</i>	120	18	NE	13	13	18	18	26.7	--	12.3	21.7	Jamaica	1974 (1)	
19	Jeniguano	<i>Haemulon flavolineatum</i>	NE	NE	NE	NE	16	18	18	26.9	--	14.7	27.5	Jamaica	1974 (1)	
20	Jeniguano	<i>Haemulon melanurum</i>	NE	NE	NE	NE	19	18	18	35	--	17.5	30.3	Jamaica	1974 (1)	
	Liseta	<i>Mugil hopes</i> ; <i>M. trichodon</i>	85	21	X	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
21		<i>Mugil hopes</i>	NE	NE	NE	16	19	32.5	32.5	51.8 (7)	16	19	25	Cuba	1981 (1)	
22		<i>Mugil trichodon</i>	NE	NE	NE	14	16	17.5	17.5	28.6 (5)	14	16	30	Cuba	1980 (1)	
	Liseta en Manzanillo	<i>Mugil hopes</i> ; <i>M. trichodon</i> ¿?	X	19	X	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Loros	<i>Sparisoma viride</i> ; <i>Sarus vetula</i> ; <i>Sparisoma ruripinne</i> ; <i>Sparisoma</i> <i>aurofrenatum</i>	X	X	NE	25	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
23		<i>Sparisoma rubripinne</i>	NE	NE	NE	NE	27 M	33 (6)	29	46.5	14.7	19.9 (4)	44	Jamaica	1983 (1)	
24		<i>Sparisoma viride</i>	NE	NE	NE	NE	18 M	25	18.4	30	--	14.4	57.8	Jamaica	1983 (1)	
	Loros grandes	<i>Scarus coelestinus</i> ; <i>Scarus guacamaia</i> ; <i>Scarus coeruleus</i>	460	3 0	X	36	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
25		<i>Scarus coeruleus</i>	NE	NE	NE	NE	30.5 M	38.9	38.9	61.5	29.5	37.8 (4)	114.3	Jamaica	1983 (1)	
26		<i>Scarus guacamaia</i>	NE	NE	NE	NE	--	51.2	51.2	80	--	47 (3)	120	Atlántico. EE.UU.	1986 (2)	
27		<i>Scarus coelestinus</i>	NE	NE	NE	NE	--	36	--	--	--	31.7 (3)	77	Venezuela	1994 (2)	

Tabla 1. (Continuación)

No.	Nombre común	Nombre científico	Res. 561/96		Res. 126/09		Fish Base (2)						Año y fuente			
			Peso (g)	Largo (cm)	Peso (g)	Largo (cm)	L _m (cm)	L _{prop} (cm)	L _{opt} (cm)	L _∞ (cm)	L _{min} (cm)	L _m (cm)		L _{max} (cm)	Localidad del reporte	
28		<i>Scarus vetula</i>	NE	NE	NE	NE	--	36	33.6	53.4	--	26.1 (3)	61	Atlántico. EE.UU.	1986 (2)	
	Palometa	<i>Trachinotus</i> spp.	230	NE	NE	25	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
29		<i>Trachinotus carolinus</i>	NE	NE	NE	NE	25 M	30 (6)	--	--	21.1	29 (4)	54	Florida, EE.UU.	1968 (1)	
30		<i>Trachinotus goodei</i>	NE	NE	NE	NE	--	25	--	--	--	17.2 (3)	38.8	Atlántico. EE.UU.	1986 (2)	
31	Pámpano	<i>Trachinotus falcatus</i>	X	X	X	X	48	50	50.1	78.4	40.6	54.7	122	Venezuela	1983 (8)	
	Patao	<i>Diapterus</i> spp.; <i>Eugerres</i> spp.	120	16	=	=	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
32		<i>Diapterus rhombeus</i>	NE	NE	NE	NE	--	20	10.3	17.2	10.2	14.1 (4)	31.3	Venezuela	1973 (2)	
33		<i>Eugerres brasiliensis</i>	NE	NE	NE	NE	15	20	18.9	30.8 (6)	14	15	50	Cuba	1979 (1)	
34		<i>Eugerres plumieri</i>	NE	NE	NE	NE	18 M	20	20.9	33.9	18	22	40	Cuba	1979 (1)	
	Ronco (excepto jeniguano)	<i>Haemulon</i> spp.	120	17	=	=	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
35		<i>Haemulon sciurus</i>	NE	NE	NE	NE	17	26	23	37.1	13.5	17.7	44.5	Cuba	1986 (1)	
36		<i>Haemulon plumieri</i>	NE	NE	NE	NE	18	26	25.9	41.6	9.6	16.5	46.1	Cuba	1987 (1)	

(1) = en García-Cagide et al. (2001); (2) = reportes de FishBase (Froese y Pauly, 2011); (3) = longitudes estimadas con la relación L_m-L_{max} calculada; (4) = longitudes estimadas con la relación L_{min}-L_m calculada; (5) = referencia de Claro y García-Arteaga (2001); (6) = longitud calculada como longitud al alcanzar al siguiente año de su primera maduración sexual con reportes basados en Claro y García-Arteaga (2001); (7) = referencia de Alvarez-Lajonchère (1981); (8) = referencia de Gómez y Láres (1984); (9) = referencia de Báez et al. (1982).

Tabla 2. Reportes de los reportes compilados y longitudes estimadas a la primera maduración sexual para especies de peces capturadas comercialmente en Cuba y que no fueron incluidos en las normativas de talla mínima legal de 1996 y 2009. Todas las longitudes están expresadas en la longitud horquilla. L_m = longitud de primera maduración; L_{prop} = longitud que se propone como la talla mínima legal de captura; L_{opt} = longitud óptima de captura; L_∞ = longitud asíntótica de la ecuación de crecimiento de von Bertalanffy; L_{min} = M = talla del menor ejemplar maduro; L_{max} = longitud máxima observada; -- = sin reporte. Se realizaron actualizaciones en la sistemática.

No.	Especie/entidad		FishBase (2)							Localidad del reporte
	Nombre común	Nombre científico	L _m (cm)	L _{prop} (cm)	L _{opt} (cm)	L _∞ (cm)	L _{min} (cm)	L _m (cm)	L _{max} (cm)	
1	Aguají	<i>Mycteroperca microlepis</i>	69.5	77.9	77.9	119.8	56	69.8 (4)	140.1	NE Golfo de México
2	Aguja blanca	<i>Kajikia albida</i>	--	175.5	175.5	261	130	164	300	NE del Atlántico
3	Aguja del Atlántico	<i>Istiophorus albicans</i>	--	134.6	134.6	202.4	103.8	126.9 (4)	270	Florida. EE. UU.
4	Albacora	<i>Thunnus atlanticus</i>	54	54	49.8	78	--	49.2	108	Cuba
5	Albacora	<i>Auxis thazard</i>	--	32.3	32.3	51.5	--	29.1	63.1	E del Atlántico
6	Anchoa. manjúa	<i>Anchoa parva</i>	4.3	5.5 (3)	--	--	--	7.1 (3)	6.4	Caribe de Colombia
7	Anchoa. manjúa	<i>Anchoa cubana</i>	--	5.5 (3)	--	--	--	7.6 (3)	10.1	N América del Sur
8	Anchoa. manjúa	<i>Anchoa lyolepis</i>	--	5.5 (3)	--	--	--	7 (3)	8.7	N América del Sur
9	Anchoa. manjúa	<i>Anchoa cayorum</i>	--	5.5 (3)	--	--	--	8.1 (3)	11.1	N América del Sur
10	Anchoa. manjúa	<i>Anchoa hepsetus</i>	--	5.5 (3)	--	--	--	8.8 (3)	13.7	N América del Sur
11	Bonito	<i>Katsuwonus pelamis</i>	48	48	52.8	82.5	40	45	110	Cuba
12	Cachucho	<i>Etelis oculatus</i>	--	56.5	56.5	88.0	--	34.4 (3)	86.3	Venezuela
13	Castero	<i>Makaira nigricans</i>	--	175.5	175.5	261	50	182 (3)	500	Hawái. EE.UU.
14	Catalineta	<i>Holacanthus tricolor</i>	10	15.8	--	--	--	15.8	35	Jamaica
15	Cherna de lo alto	<i>Epinephelus niveatus</i> (= <i>Hyporthodus niveatus</i>)	54	82.1	82.1	126	47	54	122	Carolina del Sur. EE.UU.
16	Comevíveres	<i>Euthynnus alleteratus</i>	--	74.7	74.7	115	--	39	113.9	Senegal
17	Dorado	<i>Coryphaena hippurus</i>	41.2	97.8	97.8	149	30	55.6	181.2	Florida. EE.UU.
18	Guatívere	<i>Cephalopholis c ruentata</i>	24	24	21	34	14	16	42.6	Curazao
19	Hachudo	<i>Anchoa clupeioides</i>	14.9	14.9	--	--	--	13.9 (4)	27.6	Caribe de Colombia
20	Manjúa	<i>Jenkinsia lamprotaenia</i>	3	3	2.8	4.9	1.9	2.8	7.5	Cuba
21	Paguara	<i>Chaetodipterus faber</i>	12	28.8	28.8	46.1	11.3	15.8 (4)	85.6	Venezuela
22	Pez espada	<i>Xiphias gladius</i>	--	159.8	159.8	238.6	150	221	455	Pacífico
23	Robalo	<i>Centropomus parallelus</i>	--	26.7	--	--	--	26.7 (3)	64.2	Mundial
24	Salmón	<i>Elagatis bipinnulata</i>	--	62.9	62.9	97.5	--	57.4 (3)	151.3	Cuba

(1) = en García-Cagide et al. (2001); (2) = reportes de FishBase (Froese y Pauly, 2011); (3) = longitudes estimadas con la relación L_m-L_{max} calculada; (4) = longitudes estimadas con la relación L_{min}-L_m calculada; (5) = referencia de García Coll (1988); (6) = referencia de Gómez y Láres (1983).

calculadas (Tabla 4). Una de las relaciones empíricas fue la del L_{min} y el L_m (Fig. 2):

$L_m = 2.54040 + 1.16679 L_{min}$ (n = 45, r² = 0.9601, s.e. = 5.188 cuyo coeficiente de correlación fue significativo (P < 0.01).

En las especies en que no se contó re-

portes del L_m o del L_{min}, se calculó la relación empírica entre el L_m y las tallas máximas reportadas (L_{max}) y compiladas en FishBase (Fig. 3):

$L_m = 13.7398 + 2.00033 L_{max}$ (n = 76, r² = 0.8863, s.e. = 24.19) cuyo coeficiente de correl-

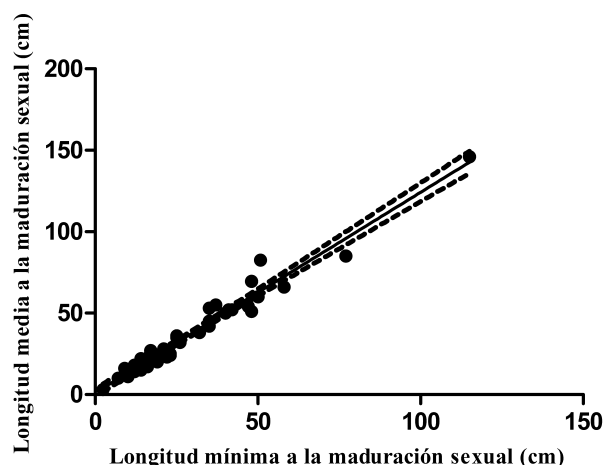


FIGURA 2. Relación empírica de la longitud mínima de primera maduración sexual (L_{min}) y la longitud media a la primera maduración sexual (L_m) de 70 registros de especies; se incluyen los límites de confianza.

ación fue significativo ($P < 0.01$).

En total se consideraron 141 especies en este estudio y de ellas 117 tuvieron TML especificadas, ya fuese a las propias especies o a las especies en que se desglosó los géneros incluidos en las normativas. En la mayoría de los casos (64%) la TML establecida no fue mayor que el L_m , ya fuese reportado o estimado.

Del total general de especies con TML, 35 (27%) pertenecen a reportes o estimados de aguas cubanas y otros 39 (33.3%) pertenecen a reportes de otros sitios del Caribe. En cuanto a las fechas de los reportes con TML pertenecientes a Cuba o al Caribe, la mayoría corresponden a las décadas del 60 al 80 (78.7%), mientras que solo un reducido número (21.3%) corresponde al período a partir de 1990.

De las 23 especies con importancia económica no incluidas en las normativas de TML (Tabla 2), la mayoría (62.5%) tiene reportes de L_m y al resto se le pudo estimar dicho parámetro. Con respecto a la localidad, el 20.8% con reportes de Cuba y el 37.5% corresponde a otras localidades del

Caribe y la mayoría de los reportes (62.5%) corresponde al período a partir de 1990.

En 29 su TML fue igual o superior al L_{opt} y al L_m . En 65 especies su L_{opt} calculado fue mayor que la TML establecida y que su L_m calculado o estimado. En 31 especie su L_m fue mayor que su TML y en 16 especies que han sido consideradas como sobrepescadas o cerca de ese nivel, se estimó la longitud que alcanzarían al siguiente año de haber madurado por primera vez.

DISCUSIÓN

Debido a la situación crítica en que se encuentran los recursos pesqueros de la plataforma cubana, los efectos de la sobrepesca del reclutamiento y la importancia que tienen las TML para garantizar el debido reclutamiento (Ricker, 1954; Froese y Kesner-Reyes, 2002), se consideró necesario revisar la correspondencia entre las TML establecidas y los L_m y se encontró que la mayor parte de las longitudes reguladas, que deben corresponder con los de primera captura (L_c) son inferiores a los L_m .

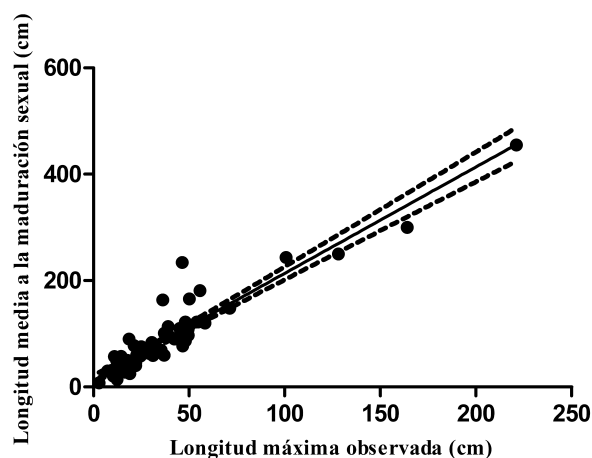


FIGURA 3. Relación empírica de la longitud media a la madurez sexual (L_m) y longitud máxima observada (L_{max}) y compiladas de 103 registros de FishBase (<http://www.fishbase.org/>); se incluyen los límites de confianza

Tabla 3. Reportes de las tallas mínimas de captura establecidas en el 1996 y 2009, así como los reportes compilados y longitudes estimadas a la primera maduración sexual para especies de peces incluídas en dichas normativas. Todos las longitudes están expresados en la longitud horquilla. Res. = normativa de tallas mínimas legales; L_m = longitud de primera maduración; L_{prop} = longitud que se propone como la talla mínima legal de captura; L_{opt} = longitud óptima de captura; L_∞ = longitud asintótica de la ecuación de crecimiento de von Bertalanffy; L_{min} = M = talla del menor ejemplar maduro; L_{max} = longitud máxima observada; X = no incluida; = igual que en la normativa anterior; ? = duda de la identificación de especie; NE = no especificado; XX = aparece de otra forma por error en reportes anteriores; = se mantuvo la misma regulación; -- = sin reporte; - = no procede; PC 4 = potencialmente ciguatos en pesos de más de 4 kg; PC 1 = potencialmente ciguatos en pesos de más de 1 kg. Se realizaron actualizaciones en la sistemática.

No.	Nombre común	Especie/entidad	Res. 561/96		Res. 126/09		FishBase (?)						Año y fuente		
			Peso (g)	Largo (cm)	Peso (g)	Largo (cm)	L _m (cm)	L _{prop} (cm)	L _{opt} (cm)	L _∞ (cm)	L _{min} (cm)	L _m (cm)		L _{max} (cm)	Localidad del reporte
1	Aguají (PC 4)	<i>Mycteroperca bonaci</i>	460	32	=	=	100	100	84.5	129.4	57.3	71.2	148.2	Cuba	1996 (1)
2	Arigua (PC 4)	<i>Mycteroperca venenosa</i>	460	=	=	27	>85	86	55.7	86.8	--	49.5	97	Cuba	1996 (1)
3	Arnillo	<i>Apsilus dentatus</i>	X	X	NE	24	44	44	36.6	58	--	36.9	59.9	Jamaica	1983 (1)
4	Biajaiba	<i>Lutjanus synagris</i>	120	18	180	18	19	27.6	27.6	44.2	16.5	24.5	58.1	Cuba	1982 (1)
5	Bocón	<i>Cetengraulis edentulus</i>	57	15	NE	12	14	14	8.4	14.1	--	12.3	14.3	Venezuela	1973 (1)
6	Caballero-te	<i>Lutjanus griseus</i>	170	22	=	=	28	37.9	37.9	60	20	30.5	83.8	Cuba	1983 (1)
7	Cabrilla	<i>Epinephelus guttatus</i>	170	22	=	22	27	32.5	32.5	51.8	--	24.9	75.8	Caribe	1987 (1)
8	Caji	<i>Lutjanus apodus</i>	170	19	NE	24	25	24	21.6	34.9	--	24.5	65.8	Jamaica	1983 (1)
9	Cherna americana	<i>Epinephelus morio</i>	X	X	NE	45	>52	57	57	88.7	33.8	48.2	120.5	E del Golfo de México	1969 (1)
10	Cherna criolla	<i>Epinephelus striatus</i>	570	32	NE	45	36 M	60.6	60.6	94	--	48	122	Cuba	1990 (1)
	Cibí	(?)	-	-	-	-	58	-	-	-	-	-	-	I. Virgenes	1979 (1)
	Cibí (varias spp.s)		230	22	X	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-
11	amarillo PC 1	<i>Caranx bartholomaei</i> (= <i>Carangoides bartholomaei</i>)	X	X	NE	30	30 M	46.9	--	--	33.3	46.9	104.2	Cuba	1986 (1)
	Cibí carbonero	<i>Caranx ruber</i>	X	X	230	22	32	38	38	60.2	26	31	59	Cuba	1985 (1)

Tabla 3. (Continuación).

No.	Nombre común	Especie/entidad	Res. 561/96		Res. 126/09		FishBase (2)							Año y fuente	
			Peso (g)	Largo (cm)	Peso (g)	Largo (cm)	L _m (cm)	L _{prop} (cm)	L _{opt} (cm)	L _∞ (cm)	L _{min} (cm)	L _m (cm)	L _{max} (cm)		Localidad del reporte
13	Cibí amarillo (PC 1)	<i>Caranx bartholomaei</i> (= <i>Carangoides bartholomaei</i>)	X	X	NE	30	30 M	46.9	--	--	33.3	46.9	104.2	Cuba	1986 (1)
14	Cibí carbonero	<i>Caranx ruber</i>	X	X	230	22	32	38	38	60.2	26	31	59	Cuba	1985 (1)
15	Cochino	<i>Balistes vetula</i>	230	NE	NE	21	26	28.1	28.1	45	--	23.5	60	Jamaica	1983 (1)
16	Cojinúa	<i>Caranx crysos</i>	170	NE	NE	22	28	26.1	42	42	--	27.4	70	Jamaica	1983 (1)
17	Corvina	<i>Micropogonias</i> sp. (<i>Micropogonias furnieri</i>)	X	X	NE	22	20	41.7	41.7	65.8	--	35.3	69.1	Cuba	1993 (7)
18	Cotorro	<i>Rhomboplites aurorubens</i>	X	X	NE	18	31 M	36.1	36.1	57.3	18.2	24 (5)	54.5	Jamaica	1983 (1)
19	Galleo. Jurel (PC 1)	<i>Carax latus</i>	230	23	=	=	42	42	--	--	34	37	101	Jamaica	1983 (1)
20	Guasa	<i>Epinephelus itajara</i>	920	NE	NE	40	135 M	162 (8)	133.6	201	--	128	250	E Golfo de México	1992 (1)
21	Guativero	<i>Cephalopholis fulva</i>	120	NE	NE	19	16	19	19.4	31.6	--	16	41	Jamaica	1978 (1)
22	Isabelita	<i>Holacanthus ciliaris</i>	120	16.8 (3)	X	X	13	22	--	--	--	22	45	Jamaica	1983 (1)
23	Jallao	<i>Haemulon album</i>	170	21	NE	24	38	48 (8)	41.2	65	26.1	26.5	68.7	Cuba	1986 (1)
24	Jiguagua	<i>Caranx hippos</i>	340	23	=	=	55 M	66 (8)	24.3	39.2	--	58.3	120	Jamaica	1983 (1)
25	Jocú (PC 1)	<i>Lutjanus jocu</i>	230	NE	NE	23	51	54.8	54.8	85.4	32	40.9 (5)	128	Cuba	1999 (1)
26	Lebracho	<i>Mugil liza</i>	230	25	NE	30	41XX	57	57	88.8 (8)	40	50.5 (5)	80	Cuba	1979 (9)
27	Lisa	<i>Mugil curema</i>	230	25	NE	25	25	33.4	33.4	53.2 (10)	--	18.5	90	Cuba	1976 (1)
28	Macabí	<i>Albuna vulpes</i>	120	17	NE	22	36 M	43 (8)	42.6	67.1	18.2	42.3	90.1	Florida. EE.UU.	1974 (1)
29	Machuelo	<i>Opisthonema oglinum</i>	120	20	NE	18	10.8 M	18	13.1	21.6	11.6	15.9 (5)	31.5	Golfo de México	1998 (1)
30	Mojarra	<i>Gerres cinereus</i>	120	17	=	=	20	20	18.4	30	15.6	16.4	33.7	Cuba	1983 (1)

Tabla 3. (Continuación).

No.	Nombre común	Especie/entidad	Res. 561/96		Res. 126/09		FishBase (2)					Año y fuente			
			Peso (g)	Largo (cm)	Peso (g)	Largo (cm)	L _∞ (cm)	L _{min} (cm)	L _m (cm)	L _{max} (cm)	Localidad del reporte				
31	Pargo criollo	<i>Lutjanus analis</i>	230	24	NE	25	52	63 ⁽⁸⁾	51.3	80.2	37.9	48	86.8	Cuba	1981 ⁽¹⁾
32	Pargo del alto	<i>Lutjanus campechanus</i>	230	23	X	X	32	60.4	60.4	93.8	24.3	38.3	97.4	Florida, EE.UU.	1976 ⁽¹⁾
33	Pargo del alto	<i>Lutjanus vivanus</i>	X	X	NE	25	53	53	43.2	68	--	46.6	77.4	Cuba	1983 ⁽¹⁾
34	Perro colorado	<i>Lachnolaimus maximus</i>	285	24	=	=	40	41.3	41.3	65.1	--	34.3 ⁽⁴⁾	85	Cuba	1989 ⁽¹¹⁾
35	Pintada (pintadilla)	<i>Scomberomorus regalis</i>	285	30	NE	32	43	50 ⁽⁸⁾	42.3	66.5	34	36.2	163.5	Cuba	2001 ⁽¹⁾
36	Rabirrubia	<i>Ocyurus chrysurus</i>	140	20	NE	25	25	32.7	32.7	52	17.1	21.2	77.6	Cuba	1983 ⁽¹⁾
37	Robalo de Ley	<i>Centropomus undecimalis</i>	400	33	=	=	45XX	67.9	67.9	105	--	51.6 ⁽⁴⁾	133.5	Cuba	1982 ⁽¹⁾
38	Sábalo	<i>Megalops atlanticus</i>	920	NE	NE	43	17	137.1	137.1	206	--	49.4	108	Brasil	1966 ⁽¹⁾
39	Sable	<i>Trichiurus lepturus</i>	230	72	=	=	75 M	90 ⁽⁸⁾	41.7	65.8	30	46.3	234	Cuba	1978 ⁽¹⁾
40	Salmonete	<i>Pseudopenaeus maculatus</i>	120	18	=	=	18	18	16.5	27	--	16.7	27.8	Jamaica	1976 ⁽¹⁾
41	Salmonete	<i>Mulloidichthys martinicus</i>	120	18	=	=	16	18	18.4	30	--	15.3	35.5	Jamaica	1976 ⁽¹⁾
42	Sardina de ley	<i>Harengula humeralis</i>	X	X	NE	10	11	11.1	11.1	18.5	8.4	10.3	20.6	Cuba	1988 ⁽¹⁾
43	Sardina escamuda	<i>Harengula clupeiola</i>	X	X	NE	8	10	10	--	--	6.3	9.7 ⁽⁵⁾	16.2	Cuba	2001 ⁽¹⁾
44	Serrucho	<i>Scomberomorus maculatus</i>	460	36	=	=	50	55 ⁽⁸⁾	49	76.7	22.3	42.5	91	Florida, EE.UU.	1975 ⁽¹⁾
45	Sesí	<i>Lutjanus bucanella</i>	X	X	NE	25	36	38	38	60.1	19.4	29.6	69.4	Cuba	1984 ⁽¹⁾
46	Sierra	<i>Scomberomorus cavalla</i>	170	36	=	=	50	83.5	83.5	128	--	50	165.8	Cuba	1971 ⁽¹⁾
47	Torito	<i>Acanthostracion quadricornis</i>	X	X	NE	18	22	22	--	--	17	22.1	55	Venezuela	1999 ⁽¹⁾
48	Vieja lora	<i>Sparisoma aurofrenatum</i> ¿?	120	17	X	X	15 M	20.4	15.9	26	15	20.4 ⁽⁵⁾	28	Jamaica	1983 ⁽¹⁾
49	Voraz	<i>Pristipomoides macrophthalmus</i>	340	X	X	X	18 M	22 ⁽⁸⁾	--	--	14.6	19.5 ⁽⁵⁾	40.6	Jamaica	1983 ⁽¹⁾

(1) = en García-Cagide et al. (2001); (2) = reportes de FishBase (Froese y Pauly, 2011); (3) = longitud estimada con la relación longitud-peso de FishBase; (4) = longitudes estimadas con la relación Lm-Lmax calculada; (5) = longitudes estimadas con la relación Lmin-Lm calculada; (6) = referencia de Claro y García-Arteaga (2001); (7) = referencia de Muñoz Pascual et al. (1993); (8) = longitud calculada como longitud a alcanzar al siguiente año de su primera maduración sexual con reportes basados en Claro y García-Arteaga (2001); (9) = referencia de Alvarez-Lajonchère (1979); (10) = referencia de Alvarez-Lajonchère (1981); (11) = referencia de Claro et al. (1989).

Según Pauly (1994) la sobre-pesca del reclutamiento tiene como consecuencia la reducción del número de peces que se reclutan a la pesquería y la porción reproductora de la población puede llegar a reducirse en tal medida como para producir un número limitado de huevos y por tanto de reclutas; además, entre otros factores que influyen está la degradación ambiental que afecta el reclutamiento por sus efectos sobre la superficie. Las afectaciones de las poblaciones por la pesca excesiva en las temporadas de desove y las afectaciones en las áreas de cría natural contribuyen a reducir el reclutamiento. Estos hechos provocan que los peces de una población maduren a tallas y edades cada vez menores, lo cual conlleva una mortalidad mayor e indirectamente reduce el potencial reproductivo de la población, lo cual conduce también a menores tasas de reclutamiento (Pauly, 1994; Trites et al., 2006).

De acuerdo a los reportes de Claro et al. (2001) y otros estudios como el Obregón López-Silvero y Valle (2012b), la sobre-pesca del reclutamiento está presente en las pesquerías cubanas y las normativas de la TML, tanto la de 1996 como la del 2009, no han garantizado que el L_c sea mayor que el L_m en la mayoría de las especies, como se ha evidenciado en el presente estudio.

La degradación de los ambientes costeros también afecta el reclutamiento a través de sus efectos sobre las tallas o sobre las áreas naturales de cría (Pauly, 1994), lo cual está presente por las afectaciones de los manglares, los seibadales y los arrecifes coralinos (Serrano Méndez, 2007; Fernández Márquez y Pérez de los Reyes, 2009; García, 2012; Alvarez-Lajonchère, en prensa). Por lo anterior, en la situación actual, no se cumple satisfactoriamente con el precepto estable-

cido en las normativas de 1996 y 2009 de servir como herramientas para garantizar la reproducción y el reclutamiento de las especies.

En el análisis de los datos se pudo constatar que el 66.3% de las especies con TML tienen reportes de su L_m para aguas cubanas (29.4%) o del Caribe (36.9%) y en algunos casos se trata de estudios incompletos con solo reportes de L_{min} . El L_m se define como la longitud a la cual el 50% o más de los peces alcanzan su madurez sexual (Holden y Rait, 1974) y a veces se le denomina longitud media a la madurez sexual (García-Cagide et al., 2001). En los estudios sobre los aspectos reproductivos de las especies, es importante que la talla de maduración sexual sea estimada como la talla a la cual el 50% o más de la población haya alcanzado la madurez sexual, que es el parámetro que se debe utilizar (Froese y Binohlan, 2000) y no que esté basada en el menor individuo que se haya capturado maduro.

Se constató que algunas especies no fueron consideradas en dichas normativas (Tabla 2) o en alguna de las dos solamente, cuyos datos fueron considerados en el presente estudio por la importancia económica que poseen. Además, de acuerdo a los análisis efectuados de los datos que pudieron ser compilados, otra cantidad con relativa importancia que no fue desglosada a nivel de especie sino sólo se contempló a nivel del género, probablemente debido a que las estadísticas de desembarque no se registran a nivel de especie sino de género; sin embargo, entre las especies capturadas en muchos de esos casos hay diferencias entre los L_m y posiblemente en su situación pesquera. Por lo anterior, en el presente estudio se desglosaron a nivel de especie en la medida de lo posible. Entre las especies no

Tabla 4. Reportes de las tallas mínimas de captura establecidas en el 1996 y 2009, así como los reportes compilados y longitudes estimadas a la primera maduración sexual para especies de peces incluidos en dichas normativas. Todas las longitudes están expresados en la longitud horquilla. Res. = normativa de tallas mínimas legales; L_m = longitud de primera maduración; L_{prop} = longitud que se propone como la talla mínima legal de captura; L_{opt} = longitud óptima de captura; L_∞ = longitud asintótica de la ecuación de crecimiento de von Bertalanffy; L_{min} = M = talla del menor ejemplar maduro; L_{max} = longitud máxima observada; X = no incluida; = igual que en la normativa anterior; ? = duda de la identificación de especie; NE = no especificado; = se mantuvo la misma regulación; -- = sin reporte; - = no procede; PC 6 = potencialmente ciguato en pesos de más de 6 kg. Se realizaron actualizaciones en la sistemática.

No.	Especie/entidad		Res. 561/96		Res. 126/09		FishBase (2)						Localidad del reporte	Año y fuente	
	Nombre común	Nombre científico	Peso (g)	Largo (cm)	Peso (g)	Largo (cm)	L _m (cm)	L _{prop} (cm)	L _{opt} (cm)	L _∞ (cm)	L _{min} (cm)	L _m (cm)			L _{max} (cm)
1	Abadejo	<i>Mycteroperca interstitialis</i>	342	36.2 (2)	X	X	--	52.2	52.2	81.5	--	32.6 (3)	80.2	Mundial	2001 (1)
2	Agujón	<i>Ablennes hians</i>	230	78	=	=	--	80.1	80.1	123	--	52.4 (3)	135.5	Mundial	2001 (1)
3	Azulejo	<i>Hypoplectrus unicolor</i>	120	19 (2)	X	X	--	19	--	--	--	8.9 (3)	12.7	Caribe	1996 (1)
4	Banano	<i>Elops saurus</i>	85	21	=	=	--	35.7	30.7	49	--	35.7 (3)	89.4	Cuba	1967 (1)
5	Barbudo	<i>Polydactylus virginicus</i>	170	20 (2)	X	X	--	20	--	--	--	14.5 (3)	29.6	Mundial	2004 (1)
6	Biajaca de mar	<i>Lobotes surinamensis</i>	230	20.6 (2)	X	X	--	44.5	44.5	70	--	43.4 (3)	110	Atlántico. EE.UU.	1986 (1)
7	Cabra mora	<i>Epinephelus adscensionis</i>	230	21.1 (2)	X	X	--	31.3	31.3	49.9	25	32.5 (3)	61	Florida. EE.UU.	1986 (1)
8	Casabe	<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	120	24	X	X	--	24	24.7	39.8	8.8	10.9	57.3	Guinea Bissau	1986 (1)
9	Catalineta	<i>Anisotremus virginicus</i>	170	NE	=	19	--	19	--	--	--	15.3 (3)	33	Mundial	2001 (1)
10	Chapín	<i>Rhinesomus bicaudalis</i> (= <i>Lactophrys bicaudalis</i>)	460	25 (2)	X	X	--	25	--	--	--	21.5 (3)	48	Atlántico. EE.UU.	1986 (1)
11	Cherna de lo alto	<i>Epinephelus mystacinus</i> (= <i>Hyporthodus mystacinus</i>)	NE	45	X	X	--	61.2	--	--	--	61.2 (3)	160	Puerto Rico y Antillas Menores	1987 (1)
12	Chicharro	<i>Selar crumenophthalmus</i>	120	NE	NE	15	--	15	15.4	25.2	--	13.4 (3)	26.5	Guinea Bissau	1991 (1)
13	Chopa espina	<i>Lagodon rhomboides</i>	X	X	NE	14	--	14	14.2	23.4	8.2	11.9	36.3	Golfo de México	1978 (1)
14	Chopa salema	<i>Archosargus rhomboidalis</i>	120	18 (2)	X	X	--	18	13.3	22	--	7.3	30.2	Campeche. México	1986 (1)
	Chopa prieta	<i>Kyphosus</i> spp. (¿?)	120	NE	=	19	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Congrio	<i>Conger</i> spp.	920	36	X	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-
15	Corvina	<i>Bairdiella sp.</i> (<i>Bairdiella ronchus</i> ¿?)	120	18	=	=	--	18	--	..	--	15.8	35	Santa Marta. Colombia	1994 (1)
16	Cubera (PC 6)	<i>Lutjanus cyanopterus</i>	460	31	NE	35	--	65.2	65.2	101	--	59.8 (3)	156	Mundial	1985 (1)
17	Dajao	<i>Agonostomus monticola</i>	140	NE	X	X	--	15.6	--	--	12	15.6	34	Jamaica	1986 (1)
18	Enjambre	<i>Petrometopon cruentatus</i>	120	19.8 (2)	X	X	--	21	21	34	14	16	42.6	Curazao	2001 (1)
19	Escribano	<i>Hemirhamphus brasiliensis</i>	120	NE	NE	30	--	30	20	32.5	--	17.6	50.2	Golfo de Guinea	1990 (1)
	Guabina	Eleotridae (¿?)	120	NE	X	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Tabla 4. (Continuación)

No.	Especie/entidad		Res. 561/96		Res. 126/09		FishBase (2)						Localidad del reporte	Año y fuente	
	Nombre común	Nombre científico	Peso (g)	Largo (cm)	Peso (g)	Largo (cm)	L _m (cm)	L _{prop} (cm)	L _{opt} (cm)	L _∞ (cm)	L _{min} (cm)	L _m (cm)			L _{max} (cm)
20	Guaguancho	<i>Sphyraena guachancho</i>	170	NE	NE	27	--	67.7	--	--	35	67.7 (4)	179.7	Cabo Verde	1996 (1)
21	Jorobado	<i>Selene vomer</i>	230	NE	NE	21	--	21	--	--	--	17.3 (3)	39.7	Venezuela	1993 (1)
22	Joturo	<i>Joturus pichardi</i>	140	NE	X	X	--	24.6	--	--	--	24.6 (3)	57.4	Pacífico Centro-Oriental	1995 (1)
23	Lorito	<i>Sparisoma chrysopterus</i>	X	X	NE	18	--	26	26	41.8	--	19.9 (3)	44.2	Atlántico. EE.UU.	1986 (1)
	Macarela	¿?	230	NE	X	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-
24	Mero	<i>Epinephelus flavolimbatus</i> (= <i>Hyporthodus flavolimbatus</i>)	460	NE	NE	24	--	62.1	62.1	96.3	--	45.2 (3)	115	Mundial	1993 (1)
25	Ojanco	<i>Lutjanus mahogoni</i>	230	23	=	=	--	39.1	39.1	61.8	--	20.5 (3)	45.7	Mundial	1985 (1)
26	Peto	<i>Acanthocybium solandri</i>	920	51.6 (2)	=	NE	--	104	104	158	85	100.6	243.7	N del Golfo de México	1996 (1)
27	Picudilla	<i>Sphyraena picudilla</i>	120	17	X	X	--	17	--	--	--	14.2 (3)	56.3	Mundial	2001 (1)
	Plateado	¿?	85	16	X	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-
28	Pompón	<i>Anisotremus surinamensis</i>	230	NE	NE	22	--	27.3	--	--	--	27.3 (3)	66	Mundial	2001 (1)
	Sardina	¿?	57	15	X	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-
29	Sobaco	<i>Canthidermis sufflamen</i>	170	NE	NE	21	--	27.1	--	--	--	27.1 (3)	64.1	SE Brasil	2000 (1)
30	Vaquita	<i>Lactophrys trigonus</i>	X	X	NE	25	--	25	--	--	--	23.9 (3)	55	Mundial	2001 (1)
31	Verrugato	<i>Micropogon sp.</i> (= <i>Micropogonias undulatus</i> ¿?)	120	22	X	X	--	24.2	24.2	39	--	24 (3)	55	Carolina del Norte. EE.UU.	2001 (1)

(1) = reportes de FishBase (Froese y Pauly, 2011); (2) = longitud estimada con la relación longitud-peso de FishBase; (3) = longitudes estimadas con la relación L_m-L_{max} calculada; (4) = longitudes estimadas con la relación L_{min}-L_m calculada.

incluidas, se encuentran los pequeños atunes y las majúas; estas últimas son especies que se comercializan para el consumo humano, de sus capturas dependen las pesquerías de bonitos y albacoras y que en los últimos años se ha reportado dificultades en las pesquerías de estas especies por la baja disponibilidad de manjúas (García Coll, 1988). Koranteng (1993) estudió una de las manjúas, *Engraulis encrasicolus* (Linnaeus, 1758) en Ghana, cuyo L_m se estimó en 5.7 cm de L_h y la abertura o paso de malla adecuada para su captura se estimó en 2 cm, lo cual contras-

ta con la abertura típica de las redes de captura de las especies de manjúas en Cuba que es de unos 2 mm, aunque las especies cubanas tengan L_m de 1-2 cm más pequeño que la especie de Ghana.

De los reportes de estudios biológicos realizados, sólo aproximadamente la cuarta parte fueron realizados en aguas cubanas y algo más de la mitad en el resto del área del Caribe, mientras que la mayor parte de los reportes (78.7%) tienen más de una o dos décadas, por lo cual no se cumplen los preceptos de que las normativas establecidas, espe-

cialmente en la Res. 126/09 del 2009, en que se especifica que se requieren de datos científicos de aguas cubanas y del Caribe o que puedan considerarse actualizados.

Se conoce que el L_m varía de una población a otra, así como por diversos factores, entre los que se destacan el sexo de los individuos, la intensidad de pesca, las condiciones del hábitat en cada región y la disponibilidad del alimento (Cowen, 1990; Jorgensen 1990; Hunt, 1996; Harris y McGovern 1997; Morgan y Hoenig, 1997; Zhao y McGovern 1997; Schmitt y St-Pierre, 1997; Morgan et al., 1999; O'Brien, 1999; García-Cagide et al., 2001; McBride et al., 2001; Pauly y Froese, 2001; Trites et al., 2006; Figuerola-Fernández et al., 2007), la cual a su vez puede variar en el tiempo, por lo que es importante actualizar dichos registros y efectuar esos estudios en las otras especies capturadas en aguas cubanas de las que no se tienen reportes o solo se ha estimado el L_{min} , tal como se especifican en algunas especies de las Tablas 1-3.

La habilidad de determinar con exactitud la edad y talla a la madurez es importante para los estudios y manejo de las poblaciones comercialmente explotadas de las especies de peces y es crucial seguir los cambios en la biomasa de reproductores para estudiar la salud de las poblaciones (Morgan y Hoenig, 1997). Por lo anterior, de no ser posible establecer TML de poblaciones individuales como se ha recomendado para otras aguas (Froese et al., 2008), al menos los géneros deben desglosarse en especies y establecer las TML correspondientes, sobre todo cuando haya diferencias importantes entre ellas.

Hoggarth et al. (2006) describieron métodos para estimar los rendimientos máximos sostenibles y otros puntos de referencia

de rendimiento, así como algunos para la protección de la capacidad reproductiva de las poblaciones y evitar la sobrepesca del reclutamiento. Para la explotación sostenible recomendaron que los puntos de referencia basados en rendimientos se apliquen como límites, mientras que los puntos de referencia de la capacidad reproductiva tengan una precedencia mayor. El número de peces reclutados a una pesquería se asumió que era mayormente independiente del tamaño de la población adulta; sin embargo, cuando muchas poblaciones se pescaron por encima de los niveles que hasta ese momento no guardaron relación con el reclutamiento, entonces el reclutamiento estuvo determinado por el tamaño de la población adulta y ese estado ha sido seguido por el colapso de las poblaciones y el desastre económico de esas pesquerías. Esta es la situación detectada en gran parte de las especies que forman parte de las pesquerías costeras cubanas y que están siendo afectadas por capturarse con tallas que no permiten su aporte al reclutamiento de sus poblaciones (Tablas 1, 3 y 4).

Entre las acciones para rehabilitar la capacidad reproductiva de poblaciones que han sido sometidas a sobrepesca, fundamentalmente de especies demersales costeras, se encuentran la disminución del esfuerzo pesquero para asegurar una alta sobrevivencia hasta la edad de reproducción, limitar la captura incidental o no intencional de individuos jóvenes, la protección de concentraciones de desove respecto a las pesquerías dirigidas, la protección de las áreas de cría natural y el establecimiento de tallas mínimas de desembarque con el control correspondiente de la selectividad de las artes de pesca (García et al., 2003).

Para asegurar que las nuevas normativas de TML se cumpla en la práctica, es necesario

que se actualicen, profundicen y amplíen los estudios de selectividad que se han realizado, de los cuales Obregón López-Silvero (2003) presenta una síntesis, de tal forma que se puedan establecer normativas de las características, dimensiones y modo de operación de cada arte de pesca para que concuerden con las TML que se establezcan y que dicha normativa se cumpla en la práctica para manejar y proteger los recursos pesqueros.

Holt (1958) señaló que el rendimiento máximo posible de los reclutas se obtiene a una edad (topt) intermedia con una longitud óptima correspondiente (Lopt), con la cual se alcanza el máximo de biomasa y éste usualmente coincide con la máxima producción de huevos (Beverton, 1992). Debido a que la estimación de Lopt requiere del conocimiento de la mortalidad natural y del parámetro funcional de crecimiento (K) de la ecuación de von Bertalanffy (Beverton, 1992), los cuales no son fáciles de obtener, se utilizó la relación empírica hallada por Froese y Binohlan (2000) entre el Lopt y L_{∞} , para estimar este importante parámetro para el manejo pesquero.

Froese (2004) propuso el permitir que los peces alcancen su mayor potencial de rendimiento de biomasa y reproducción, es decir, que el Lc sea igual o mayor que el Lopt \pm 10%, que será mayor que el Lm y debe estar cerca de la longitud a la cual se produce el desove a la segunda temporada de reproducción o año siguiente a aquel en que maduraron por primera vez.

El evitar la sobrepesca del reclutamiento no es sólo un asunto de permitir que cada hembra desove al menos una vez (Pauly, 1994; Froese, 2004). Este loable objetivo no es suficientemente efectivo, debido a que usualmente, la primera maduración sexual

en peces presenta diversas deficiencias, tanto en el período de desove, en la calidad de la maduración, la fecundidad, como en la calidad del desove, de acuerdo a lo que se conoce especialmente por el trabajo con peces vivos (Carrillo et al., 2000). Por ello, para hacer efectiva la preservación de la capacidad reproductiva de las poblaciones, lo más adecuado es que el Lc sea superior a la longitud que alcancen los peces después de su segunda temporada de desove.

La importancia de la capacidad reproductiva de la porción de los reproductores y su preservación ha sido enfatizada por Caddy (1999), quien consideró que la supervivencia de los reproductores es a la larga dependiente del ajuste de las cuotas de captura como el último y único límite de defensa contra la sobrepesca. El aspecto crucial es que la población de reproductores debe ser suficientemente grande para asegurar que el reclutamiento subsiguiente permanezca independiente de la población parental (Pauly, 1994). Lo anterior se logra estableciendo el Lopt como Lc, mediante normativas legales.

Froese et al. (2008) analizaron los efectos de establecer el Lopt como Lc en las pesquerías del Mar del Norte y del Mar Báltico y demostraron que, después de un período de transición, la pesca tendría mucho menos impacto sobre las poblaciones, con un incremento de siete veces la biomasa de los peces demersales y una estructura de edades similares a la de las poblaciones vírgenes. Esto permite que los juveniles y adultos cumplieran mejor su papel ecológico, un paso fundamental en el manejo ecológico de las pesquerías con un enfoque preventivo (García et al., 2003). La longitud al mayor rendimiento y biomasa de las poblaciones del Mar del Norte y el Mar Báltico resultó

equivalente a la longitud a la mayor tasa de crecimiento en peso (Lopt), que fue mayor que el Lm en todas las especies analizadas excepto en una de sardina en que dichas longitudes fueron iguales (Froese et al., 2008).

De acuerdo a uno de los principios estipulados en la Convención del Mar (artículo 62.3), cuando las poblaciones son sobrepescadas, deben ser restablecidas hasta los niveles de reclutamiento estable o máximo rendimiento sostenido. Tanto el enfoque de ecosistemas a las pesquerías (EEP) (García et al., 2003) como los sistemas de manejo pesquero convencionales apuntan a preservar y cuando es necesario a rehabilitar la capacidad reproductiva de los recursos y su reclutamiento, preservando simultáneamente las áreas de cría natural, de alimentación y de reproducción en óptimo estado.

RECOMENDACIONES

En una nueva normativa sobre tallas mínimas legales, se recomienda incluir todas las especies compiladas en el presente estudio, tanto las de la normativa del 2009 como las de la normativa de 1996 y las nuevas, así como especificar las especies principales de los géneros considerados en ambas normativas.

Es importante reanudar los estudios biológico-pesqueros, especialmente de las especies demersales costeras más afectadas por la sobrepesca y de aquellas en que no se poseen estimaciones de su Lm en aguas cubanas o bien solo de su Lmin o de aquellas en que las estimaciones de su Lm es muy antiguo, para actualizar las tallas de primera maduración sexual. Además se deben realizar los estudios correspondientes de edad y crecimiento para lograr estimaciones actualizadas de las ecuaciones de von Bertalanffy de las especies importantes y posibilitar estimados más pre-

cisos y específicos de los Lopt. De acuerdo a las posibilidades, al menos se recomienda estudiar los bajonaos, gérreidos, roncós, sardinas, machuelo, bonito, albacora, pintadas, serruchos y todos los pargos, que representan más de la mitad de todos los peces que son capturados.

Sobre la talla mínima legal:

Como resultado del análisis de las longitudes compiladas y calculadas en el presente estudio se proponen nuevas TML para 84 especies y para otras 32 se ratifican las establecidas. La aplicación de las TML propuestas conllevará la realización de estudios de la selectividad de las artes de pesca para que se emita una normativa en cada caso que incluya las características, dimensiones y empleo de cada arte de pesca que aseguren que la talla de captura mínima de las especies sea la establecida por la nueva normativa sobre las TML. Ello implicará cambios y limitaciones en la operación de algunas artes de pesca poco selectivas que captura diversas especies, como los chinchorros, lo cual deberá ser revisado para asegurar la debida efectividad de las tallas propuestas.

- Dada la situación crítica que presentan las pesquerías costeras cubanas y dado el análisis efectuado en el presente estudio, de las 84 nuevas propuestas, para 65 de ellas (58%) se presentan nuevas TML que aseguren, preferiblemente, el rendimiento máximo de biomasa del reclutamiento y la capacidad reproductiva (Lopt).
- Para 31 especies (27.7%) se propone su TML de acuerdo a su Lm (reportado o calculado).

- En 16 especies (14.3%), que se consideran sobre-pescadas o cercanas a ese nivel o aquellas cuya explotación podrá ser intensificada en un futuro inmediato, en las cuales el Lopt, o el Lm compilado o la TML establecida fueron inferiores a la longitud estimada que estas especies alcanzarían en el siguiente año de su primera maduración sexual, se propone que dicha longitud sea el que se establezca como nueva TML.
- En el caso de algunos géneros que no se desglosaron en especies en las normativas, debido a las dificultades prácticas de identificación de las especies abordo, se consideró la misma TML para todas las especies, con visas a la aplicación efectiva de la normativa.
- Finalmente en 29 casos se consideró el mantener las TML establecidas.

Se requiere llevar a cabo la actualización, profundización y ampliación de los estudios de selectividad de las diversas artes de pesca aplicadas para la captura de las especies y se establezcan normativas sobre las características, dimensiones y modo de operación de cada arte de pesca (incluyendo las poco selectivas), incluyendo las zonas y temporadas, de forma que aseguren que la normativa de TML se cumpla en la práctica.

Para que se cumplan eficientemente las normativas establecidas y las nuevas que se establezcan sobre los diversos aspectos regulatorios de las pesquerías, se recomienda cambiar el sistema organizativo respecto a las normativas, inspecciones y vigilancia, de tal forma que no coincidan en un mismo organismo, lo cual pudiera ser aplicado por alguna de las autoridades navales del país,

sobre todo el Cuerpo de Tropas Guardafronteras del Ministerio del Interior.

AGRADECIMIENTOS

El autor desea agradecer a O. G. Hernández, S. Ortega y J. de la Rosa por su colaboración, sin las cuales no hubiera sido posible realizar el presente estudio. Igualmente se agradecen los comentarios de J. A. Alvarez, R.J. Buesa y M.H. Obregón. Finalmente se reconoce la gran importancia del envío de informaciones importantes a D. Pauly y R. Froese, así como al equipo de FishBase por poder consultar su base de datos, cuyas informaciones resultaron cruciales para el presente estudio.

REFERENCIAS

Alvarez-Lajonchère L (1979) Algunos aspectos sobre la reproducción de *Mugil liza* (Pisces, Mugilidae) en Tunas de Zaza, Cuba. Rev. Cub. Invest. Pesq. 4(2), 25-61.

Alvarez-Lajonchère L (1981) Determinación de la edad y el crecimiento de *Mugil liza*, *M. curema*, *M. hospes* y *M. trichodon* (PISCES, MUGILIDAE) en aguas cubanas. Rev. Invest. Mar. 2(1), 142-162.

Alvarez-Lajonchère L, Ibarra-Castro L (2012) Relationships of maximum length, length at first sexual maturity, and growth performance index in nature with absolute growth rates of intensive cultivation of some tropical marine fish. J. World Aquacult. Soc. 43, 607-620.

Alvarez-Lajonchère L (En prensa) Breve análisis de las pesquerías costeras de América Latina y el Caribe: el caso de Cuba. Industria Acuicola.

Báez Hidalgo M, Alvarez-Lajonchère L, Gómez Hernández J (1982) Edad y crecimiento de *Eugerres brasiliensis* (Cuvier, 1830) (Pisces: Gerreidae) en Tunas de Zaza, Cuba. Rev. Invest. Mar. 3(3), 117-152.

- Baisre JA (2000) Chronicle of Cuban marine fisheries (1935-1995). Trend analysis and fisheries potential. *FAO Fish. Tech. Pap.* **394**, 1-26.
- Baisre JA (2012) La pesca marítima, pasado, presente y futuro. I Taller Internacional Pesca CO-NyMA 2012, Centro de Investigaciones Pesqueras, La Habana, 22 al 24 de mayo de 2012.
- Baisre JA, Páez J (1981) Los Recursos pesqueros del Archipiélago Cubano. *WECAF Stud.* **8**, 1-79.
- Beverton RJH, Holt SJ (1959) A review of the lifespans and mortality rates of fish in nature, and their relation to growth and other physiological characteristics. *In: CIBA Foundation Colloquia on Ageing*. Vol. 5. The lifespan of animals (GE Wohstenholme y M O'Conner, eds.), J. and A. Churchill, Ltd, London, pp. 142-180.
- Beverton RJH (1992) Patterns of reproductive strategy parameters in some marine teleost fishes. *J. Fish Biol.* **41**(Suppl. B), 137-160.
- Binohlan C, Froese R (2009) Empirical equations for estimating maximum length from length at first maturity. *J. Appl. Ichthyol.* **25**, 611-613.
- Caddy JF (1999) The Larkin lecture. Fisheries management in the twenty-first century: will new paradigms apply? *Rev. Fish Biol. Fish.* **9**, 1-43.
- Carrillo M, Zanuy F, Oyen J, Cerdá J, Navas JM, Ramos J (2000) Some criteria of the quality of the progeny as indicator of physiological broodstock fitness. *In: Recent advances in Mediterranean aquaculture finfish species diversification* (E Chioccioli, ed.), Cahiers Options Méditerranéennes, vol. 47, INO Reproducciones, Zaragoza, pp. 61-74.
- Claro R, García-Cagide A, Fernández de Alai-za R (1989) Características biológicas del pez perro *Lachnolaimus maximus* (Walbaum), en el Golfo de Batabanó, Cuba. *Rev. Invest. Mar.* **10**(2), 239-257.
- Claro R, García-Arteaga JP (2001) Growth patterns of fishes of the Cuban shelf. *In: Ecology of the marine fishes of Cuba* (R Claro, KC Lindeman y LR Parenti, eds.), Smithsonian Institution Press, Washington and London, pp. 149-178.
- Claro R, Baisre JA, Linderman KC, García-Arteaga JP (2001) Cuban fisheries: historical trends and current status. *In: Ecology of the Marine Fishes of Cuba*. Washington (R Claro, KC Linderman y LR Parenti, eds), Smithsonian Institution Press, Washington and London, pp. 194-210.
- Cowen RK (1990) Sex change and life history patterns of the labrid, *Semicossyphus pulcher*, across an environmental gradient. *Copeia* **1990**(3), 787-795.
- Cury PM, Mullon C, Garcia SM, Shannon LJ (2005) Viability theory for an ecosystem approach to fisheries. *ICES J. Mar. Sci.* **62**, 577-584.
- FAO (2013) FishStatJ: Universal software for fishery statistical time series. Version 1.0.0.
- Fernández Márquez, A, Pérez de los Reyes, R. 2009. Evaluación del medio ambiente cubano. Agencia de Medio Ambiente, Ministerio de Ciencia, Tecnología y Medio Ambiente y Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, La Habana.
- Figuerola-Fernández M, Torres-Ruiz W, Peña-Alvarado N (2007) Sexual maturity and reproductive seasonality of king mackerel (*Scomberomorus cavalla*) and cero (*Scomberomorus regalis*) in Puerto Rico. *Proc. Gulf Caribb. Fish. Inst.* **58**, 250-261.
- Froese R (2004) Keep it simple: three indicators to deal with overfishing. *Fish Fish.* **5**, 86-91.
- Froese R, Kesner-Reyes K (2002) Impact of fishing on the abundance of marine species. *ICES CM 2002/L:12*, 15 p.
- Froese R, Binohlan C (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, Pauly P Editors (2011) FishBase. World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org, version (04/2013).
- Froese R, Stern-Pirlot A, Winker H, Gascuel D

(2008) Size matters: how single-species management can contribute to ecosystem-based fisheries management. *Fish. Res.* **92**(2), 231-241.

García Coll I (1988) Modelo para la evaluación de las pesquerías de bonito, *Katsuwonus pelamis* y albacora, *Thunnus atlanticus* en Cuba. *Rev. Invest. Mar.* **9**(2), 71-84.

García SM, Zerbi A, Aliaume, C, Do Chi T, Lasserre G (2003) The ecosystem approach to fisheries. Issues, terminology, principles, institutional foundations, implementation and outlook. *FAO Fish. Tech. Pap.* 443, 1-71.

García, E. 2012. Ordenación de los recursos pesqueros en Cuba. I Taller Internacional Pesca CONyMA 2012, Centro de Investigaciones Pesqueras, La Habana, 22 al 24 de mayo de 2012.

García-Cagide A, Claro R, Koshelev BV (2001) Reproductive patterns of fishes of the Cuban shelf. In: *Ecology of the marine fishes of Cuba* (R Claro, KC Lindeman y LR Parenti, eds.), Smithsonian Institution Press, Washington and London, pp. 73-114.

Gómez A, Lárez F (1983) Crecimiento de pampanos *Trachinotus goodei*, *T. falcatius* y *T. carolinus* alimentados con dieta seca GSCA en la Isla de Margarita, Venezuela. *Bol. Ocenog. Venezuela, Univ. Oriente* **22**, 21-28.

Gómez A, Lárez F (1984) Crecimiento de la paguara *Chaetodipterus faver* (Pisces: Ephippidae) durante un año de confinamiento en jaula flotante. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela, Univ. Oriente* **23**, 157-161.

Harris PJ, McGovern JC (1997) Changes in the life history of red porgy, *Pagrus pagrus*, from the southeastern United States, 1972-1994. *Fish. Bull.* **95**(4), 732-747.

Hoggarth DD, Abeyasekera S, Arthur RI, Beddington JR, Burn RW, Halls AS, Kirkwood GP,

Holden MJ, Rait DFS (1974) Manual of fisheries science. Part 2 – Methods of resource investigation and their applications. *FAO Fish. Tech. Pap.*, **115** Rev. 1, 1-214.

Holt JS (1958) The evaluation of fisheries resources by the dynamic analysis of stocks, and notes on the time factors involved. *ICNAF Special Publ. I*, 77-95.

Hunt JJ (1996) Rates of sexual maturation of Atlantic cod in NAFO Division 5Ze and commercial fishery implications. *J. Northw. Atl. Fish. Sci.* **18**, 61-75.

Jennings S, Reynolds JD, Mills SC (1998) Life history correlates of response to fisheries exploitation. *Proc. R. Soc. Lond. B* **265**, 333-339.

Jorgensen T (1990) Long-term changes at first maturity of Northeast Arctic cod (*Gadus morhua* L.). *J. Cons. Int. Explor. Mer* **46**, 235-248.

Karna SK, Panda S (2011) Growth estimation and length at maturity of a commercially important fish species i. e., *Daysciaeena albida* (Boroga) in Chilika Lagoon, India. *European J. Experim. Biol.* **1**(2), 84-91.

Kempf A (2010) Ecosystem approach to fisheries in the European context – history and future challenges. *J. Appl. Ichthyol.* **26**, 102-109.

Koranteng KA (1993) Size at first maturity of the anchovy (*Engraulis encrasicolus*) in Ghanaian waters and suggestions for appropriate mesh size in its fishery. *Naga*, January **1993**: 29-303.

Legović T, Klanjšček J, Geček S (2009) The maximum sustainable yield leads to extinction of species in most single and multispecies fisheries. *Nature Proc.* March 1.

Mace PM (2001) A new role for MSY in single-species and ecosystem approaches to fisheries stock assessment and management. *Fish. Fish.* **2**, 2-32.

McBride R, Johnson M, Bullock L, Stengard F (2001) Preliminary observations on the sexual development of hogfish, *Lachnolaimus maximus* (Pisces: Labridae). *Proc. Gulf Caribb. Fish. Inst.* **52**, 98-102.

Morgan MJ, Hoenig JM (1997) Estimating maturity-at-age from length stratified sampling. *J. Northw. Atl. Fish. Sci.* **21**, 51-63.

- Muñoz Pascual M, Ramírez Echavarría EJ, Zayas Herrera CR, Alvarez-Lajonchère L (1993) Estudio biológico-pesquero de la corvina *Micropogonias furnieri* Desmarest, 1823, en la Bahía de Nipe, Cuba. *Rev. Invest. Mar.* **14**(2), 148-154.
- Munro JL (1983) Caribbean Coral Reef Fishery Resources. *ICLARM Stud. Rev.* **7**:1-276.
- Obregón López-Silvero MH (2003) Manejo integrado de las pesquerías de peces en la plataforma cubana. XIV Foro de Ciencia y Técnica. Dirección de Regulaciones Pesqueras. Ministerio de la Industria Pesquera, La Habana.
- O'Brien L (1999) Factors influencing the rate of sexual maturity and the effect on spawning sock for George Bank and Gulf of Maine Atlantic cod *Gadus morhua* stocks. *J. Northwest Atlantic Fish. Sci.* **25**, 179-203.
- Pauly D (1979) Biological overfishing of tropical stocks. *ICLARM Newsletter* **2**(3), 3-4.
- Pauly D (1994) From growth to malthusian: stages of fisheries resources misuse. *SPC Trad. Mar. Res. Manag. Knowld. Inf. Bull.* **3**, 7-14.
- Pauly D (2007) The Sea Around Us Project: documenting and communicating global fisheries impacts on marine ecosystems. *AMBIO: a Journal of the Human Environment* **36**(4), 290-295.
- Pauly D, Froese R (2001) Fish stocks. *In: Encyclopedia of Biodiversity* (S Levin, ed.), Academic Press, San Diego, Vol 2, 801-814.
- Pope K., Lochmann SE, Young MK (2010) Methods for assessing fish populations. Nebraska Cooperative Fish & Wildlife Research Unit – Staff Publications **73**, 325-351. <http://igicalcommons.unl.edu/ncfwrustaff/73>.
- Ricker WE (1954) Stock and recruitment. *J. Fish. Res. Board Can.* **11**, 559-623.
- Ricker WE (1975) Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. *Bull. Fish. Res. Board Can.* **191**, 1-382.
- Salas S, Chuenpagdee R, Charles A, Seijo JC (2011) Coastal fisheries of Latin America and the Caribbean. *FAO Fish. Aquacult. Tech. Pap.* **544**, 1-430.
- Schmitt CC, St-Pierre G (1997) Evaluation of two methods to determine maturity of Pacific halibut. *Internat. Pacific Halibut Comm. Tech. Rep.* **35**, 1-24.
- Serrano-Méndez, H. 2007. Manejo sostenible de los recursos pesqueros. In: *Temas sobre el mar, las pesquerías, los pescadores y el medio ambiente. [Fishery resources sustainable management]* CITMA, Proyecto PNUD/GEF Sabana Camagüey – Capacidad 21, MIP, CIP, pp. 14-17.
- Trites AW, Christensen V, Pauly D (2006) Effects of fisheries on ecosystems: just another top predator? *In: Top predators in marine ecosystems* (IL Boyd, S Wanless y CJ Champhuysen, eds.), Cambridge University Press, Cambridge, pp. 11-27.
- Valle S (2012a) La actualidad de la pesca de escama en la plataforma cubana. I Taller Internacional Pesca CONyMA 2012, Centro de Investigaciones Pesqueras, La Habana, 22 al 24 de mayo de 2012.
- Valle S (2012b) Evaluación de la biajaiba (*Lutjanus synagris*) en el Golfo de Batabanó. I Taller Internacional Pesca CONyMA 2012, Centro de Investigaciones Pesqueras, La Habana, 22 al 24 de mayo de 2012.
- Watson R, Pauly D (2001) Systematic distortions in world fisheries catch trends. *Nature* **414**, 534-536.
- Zar JH (1999) *Bioestatistical analysis*. 4th ed. Princcice-Hall, Upper Saddle River, New Jersey, 944 pp.
- Zhao B, McGovern JC (1997) Temporal variation in sexual maturity and gear-specific sex ratio of the vermilion snapper, *Rhomboplites auro-rubens*, in the South Atlantic Bight. *Fish. Bull.* **95** (4), 837-848.