

NOTA CIENTÍFICA

# Determinación de plomo, cadmio, mercurio y Bases Volátiles Nitrogenadas Totales (NBVT) en el músculo de tiburón azul *Prionace glauca* procedente de la zona sur del Perú

Determination of lead, cadmium, mercury and Total Volatile Base Nitrogen (TVBN) in muscle of blue shark *Prionace glauca* from the southern zone of Peru

Andrés Reátegui-Quispe<sup>1\*</sup> y Daniel Pariona-Velarde<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Centro de Innovación Productiva y Transferencia Tecnológica Pesquero Callao, Instituto Tecnológico de la Producción, Carretera a Ventanilla km 5.2, Callao, Perú

<sup>2</sup>Laboratorio de Físicoquímica, Dirección de Investigación, Desarrollo, Innovación y Transferencia Tecnológica, Instituto Tecnológico de la Producción, Carretera a Ventanilla km 5.2, Callao, Perú

\*Autor correspondiente: [arq310190@gmail.com](mailto:arq310190@gmail.com)

**Abstract.** Blue shark *Prionace glauca* is one of the most important elasmobranch species landed and consumed in Peru. Due to its importance as fishery resource, were evaluated lead (Pb), cadmium (Cd), mercury (Hg) and Total Volatile Base Nitrogen (TVBN) in the muscle tissue of 25 specimens, captured in the southern zone of Peruvian sea. These analytes were compared with current regulations and were determined its relationship with sex and total length (TL). We obtained ranges between 0.04-0.25, 0.01-0.04 and 0.09-0.50 mg kg<sup>-1</sup> for Pb, Cd and Hg, respectively. TVBN values were between 38.50-94.60 mg TVBN 100 g<sup>-1</sup>. Analytes did not have differences with TL and gender. Pb was positive correlation with TL, while the Cd, Hg and TVBN did not. This study provides sanitary information of blue shark muscle from Peruvian waters.

**Key words:** Blue shark, mercury, Total Volatile Base Nitrogen (TVBN), Peru

## INTRODUCCIÓN

La pesquería de elasmobranquios en el Perú es considerada una de las más importantes en el Pacífico sudeste, siendo mencionada dentro de las 20 naciones que realizan el mayor comercio de elasmobranquios y de las 12 naciones que realizan las mayores exportaciones de aletas de tiburón al mercado de Hong Kong (FAO 2015, Gonzalez-Pestana *et al.* 2017). En aguas peruanas, se reportan 60 especies, de las cuales 18 se limitan a las estadísticas de desembarque y sólo 6 conforman la mayoría de la pesquería de tiburones: tiburón azul (*Prionace glauca*), tiburón mako (*Isurus oxyrinchus*), tiburón martillo (*Sphyrna zygaena*), tollo común (*Mustelus whitneyi*), tiburón zorro común (*Alopias vulpinus*) y el Angelote (*Squatina californica*). Así, entre 1996 al 2010, estas especies representaron el 98% del total de los desembarques de tiburones, siendo el 42% representado por el tiburón azul (Gonzalez-Pestana *et al.* 2016).

Caracterizados morfológicamente por ser delgados, fusiformes y de un color azul oscuro en el dorso, azul intenso en los flancos y blanco en el vientre, el tiburón azul *Prionace glauca* (Linnaeus, 1758) es una de las especies de elasmobranquios más abundantes, que realiza migraciones verticales y horizontales asociadas a su reproducción,

temperatura del agua y distribución de sus presas (Carrera 2004, Barrera 2013). Se le considera la principal especie de tiburón capturada por la pesquería artesanal del Perú, la cual, a nivel local, está enfocada prioritariamente a satisfacer el mercado de venta de la carne, mientras que la venta de aletas, cartilago y seco salado es a menor escala (ACOREMA 2014, Romero *et al.* 2015).

La carne de muchas especies de tiburón es blanca o ligeramente rosada, sin embargo, esta puede contener hasta un 2,5% de urea, compuesto precursor de amoníaco por acción hidrolítica de una enzima de origen microbiano (ureasa), la cual genera un fuerte olor y sabor ácido-picante en las preparaciones gastronómicas si la musculatura no se maneja correctamente (Valls 2007, Hoq *et al.* 2011, Bosch 2012).

Entre las diferentes técnicas utilizadas para evaluar el grado de frescura y calidad del pescado, la determinación de Bases Volátiles Nitrogenadas Totales (NBVT) es probablemente el método químico más antiguo, el cual consiste en medir compuestos volátiles que contienen nitrógeno dentro de su estructura molecular, representado en su mayoría por amoníaco, trimetilamina, dimetilamina y monometilamina (Valls 2007, Castro *et al.* 2012).

A su vez, es conocido que los ambientes acuáticos están continuamente amenazados por xenobióticos producidos por actividades humanas, como contaminantes inorgánicos, incluyendo metales traza, metaloides y contaminantes orgánicos persistentes (COP), los cuales se exponen a los organismos acuáticos de forma crónica, de tal forma que, aunque no causan la muerte, las alteraciones moleculares producen cambios estructurales y funcionales (Vélez *et al.* 2013, Adel *et al.* 2016, Alves *et al.* 2016). De este modo, recursos hidrobiológicos como los elasmobranquios son propensos a procesos de bioacumulación, cuando la ingesta del metal tóxico excede la capacidad de excreción y biomagnificación, cuando la transferencia de contaminantes, mediante la cadena alimenticia, resulta en concentraciones más altas en los depredadores en comparación con la presa (Escobar *et al.* 2011).

Considerando la importancia que tiene *P. glauca* como recurso pesquero y la influencia de la presencia de compuestos orgánicos e inorgánicos en la calidad e inocuidad de la carne de elasmobranquios destinada al procesamiento, comercialización y consumo; los objetivos del presente estudio fueron determinar el contenido de plomo (Pb), cadmio (Cd), mercurio (Hg) y Bases Volátiles Nitrogenadas Totales (NBVT) en el músculo de tiburón azul procedente de la zona sur del mar peruano, comparar estos niveles con los límites establecidos en el Reglamento de la Comunidad Europea (2008)<sup>1</sup> y el Organismo Nacional de Sanidad Pesquera del Perú-SANIPES (2016)<sup>2</sup> y precisar la relación de estos analitos con el sexo y la longitud total (LT).

## MATERIALES Y MÉTODOS

Se estudiaron 25 ejemplares de tiburón azul, los cuales fueron capturados entre enero y febrero de 2016, en el área denominada zona del triángulo externo ubicado al sur del Perú (18°40'-20°00'S; 72°30'-75°00'W). La pesca fue trasladada, en agosto de 2016, en estado congelado (-18°C) hacia el Instituto Tecnológico de la Producción-ITP, ubicado en Callao, Perú; dónde permaneció almacenada a -25 °C por 2 meses, hasta su evaluación. La etapa inicial comenzó con la descongelación de los ejemplares, se tomaron datos biométricos y se identificó el sexo mediante

la presencia o ausencia de los gonopterigios (claspers). Se realizó la evisceración y el corte de las cabezas con las agallas, para luego lavarlas en agua potable a temperatura cercana a los 0 °C, con el propósito de eliminar los residuos y sangre. Se extrajo de la zona dorsal próxima a la cabeza, muestras de músculo en cada ejemplar, con un peso aproximado a los 500 g (Murillo *et al.* 2016), de los cuales 10 g se sometieron a la técnica de espectrofotometría de absorción atómica (Analyst 800 Perkin Elmer) para la determinación de Pb y Cd según el método AOAC (2007) y la metodología de la reglamentación técnico sanitaria de España (Ministerio de Sanidad y Consumo 1991)<sup>3</sup>, respectivamente. Para la calibración de estos métodos, se determinó su curva estándar a partir de la preparación de diferentes concentraciones para el Pb (de 0,07 a 0,50 mgL<sup>-1</sup>) y el Cd (de 0,01 a 0,40 mgL<sup>-1</sup>), las cuales se disolvieron en HCl 1N. El Hg fue determinado de acuerdo al método validado LABS-ITP-FQ-004-09, donde se pesó con balanza analítica entre 0,10 g a 0,20 g de muestra homogenizada, para ser sometida a las etapas de digestión húmeda por ácidos ultrapuros (1 ml HCl, 3 ml HNO<sub>3</sub> y 2 ml H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>), oxidación a Hg<sup>+2</sup> (0,50 ml de permanganato de potasio 6% p/v), eliminación del permanganato de potasio en exceso (0,50 ml de clorhidrato de hidroxilamina 20% p/v), reducción a Hg (cloruro de estaño) y lectura por fluorescencia atómica mediante un equipo analizador de mercurio (Quick Trace M-8000). Para la determinación de la curva de calibración, se tomaron alícuotas a partir de una solución stock de Hg a 100 ppb, a fin de preparar concentraciones de 0,20 ppb a 2 ppb de Hg, las cuales se sometieron a las mismas condiciones que las muestras. Las NBVT se evaluaron por el método de destilación del extracto desproteinizado a partir de 10 g de muestra más ácido perclórico, según el Reglamento Europeo (Comunidad Europea 2005)<sup>4</sup>. Cada análisis químico fue desarrollado por duplicado en muestra húmeda (w.w.) y con utilización de recuperados en los tres metales a un rango de 80 a 110% de recuperación. Los resultados obtenidos son presentados como el valor promedio ± desviación estándar de acuerdo a la LT categorizada en tres intervalos: 140-171 cm (10 muestras), 171-191 cm (6 muestras) y 191-240 cm (9 muestras), categorización basada en la curtosis, con una menor dispersión de los datos para estas tres categorías, respecto a un agrupamiento total y en dos categorías.

<sup>1</sup>Comunidad Europea. 2008. Reglamento (CE) No 629/2008. Diario Oficial de la Unión Europea. <<https://www.boe.es>>

<sup>2</sup>SANIPES. 2016. Indicadores sanitarios y de inocuidad para los productos pesqueros y acuícolas para mercado nacional y de exportación. Organismo Nacional de Sanidad Pesquera, Lima. <[http://www.sanipes.gob.pe/procedimientos/6\\_R\\_DE\\_N\\_057\\_2016\\_A1.pdf](http://www.sanipes.gob.pe/procedimientos/6_R_DE_N_057_2016_A1.pdf)>

<sup>3</sup>Ministerio de Sanidad y Consumo. 1991. Normas microbiológicas de los diferentes productos de la pesca y acuicultura por grupos, presentaciones, frescos o congelados, y en razón de su tratamiento, en conserva, ahumados, salazones y similares, así como los límites del contenido en metales pesados y los correspondientes métodos analíticos para la determinación de estos, Madrid. <[>](https://www.boe.es/eli/es/o/1991/08/02/(3))

<sup>4</sup>Comunidad Europea. 2005. Reglamento (CE) Nº 2074/2005. Diario Oficial de la Unión Europea. <<https://www.boe.es>>

Se evaluó la normalidad para muestras por categoría con el análisis de Shapiro-Wilk, asimismo, se utilizó el test de Kruskal-Wallis para las comparaciones de los valores de los analitos según las categorías de las LT y el sexo. Mediante el coeficiente de correlación de Spearman, se evaluó la relación entre los componentes analizados y la LT del tiburón azul. Todos los análisis fueron estimados con un nivel de significancia de  $P < 0,05$ , haciendo uso del software R Studio Versión 1.1456 (R Development Core Team 2008)<sup>5</sup>.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se identificó el sexo de los ejemplares, reconociendo 19 machos y 6 hembras, cuyas tallas fueron de 146,30 hasta 234,20 cm de LT. En relación al contenido de metales pesados, las muestras presentaron valores por debajo de lo señalado en el Reglamento de la Comunidad Europea, el cual establece concentraciones límite de 0,30 mg kg<sup>-1</sup>, 0,05 mg kg<sup>-1</sup> y 1,00 mg kg<sup>-1</sup> para Pb, Cd y Hg, respectivamente (Tabla 1). Las bajas concentraciones de

metales en el músculo estarían en relación al fenómeno denominado organotropismo, donde la distribución de estos contaminantes sucedería de manera diferente en los órganos, como gónadas e hígado, considerado este último como el punto final donde sucede la distribución tisular para metales no esenciales (Stevens & Brown 1974, López *et al.* 2013, Terrazas *et al.* 2016). En el tejido hepático, se señala que se llevaría a cabo un rápido aumento en las concentraciones de metales, cuando el organismo se aproxima a su madurez. Es así que ejemplares de *Carcharhinus obscurus* y *Carcharhinus plumbeus*, al alcanzar su máxima longitud (365 y 240 cm, respectivamente), mostraron un rápido aumento en las concentraciones de Hg, Cd y Se de 3 a 4 veces más altas respecto al músculo (Endo *et al.* 2008, Gilbert *et al.* 2015). La gran variación de concentraciones de metales en tiburones, dependería de las propiedades químicas y físicas del medio ambiente, los procesos bioquímicos específicos, la fisiología y aspectos reproductivos de cada especie, la variabilidad interespecífica y el área de origen (Maz *et al.* 2012, Adel *et al.* 2016) (Tabla 2).

**Tabla 1. Analitos en músculo de *Prionace glauca* procedente de la zona sur del Perú / Analytes in muscle of *Prionace glauca* from the southern zone of Peru**

Intervalo de longitud (cm)	LT (cm)	Sexo	Metales pesados (mg kg <sup>-1</sup> w.w.)			NBVT (mgNBVT 100g <sup>-1</sup> w.w.)
			Pb	Cd	Hg	
140,0 - 171,0	146,3	M	0,09	0,04	0,19	40,60
	153,5	H	0,08	0,04	0,30	45,70
	156,0	M	0,06	0,01	0,11	84,90
	158,0	H	0,11	0,03	0,25	44,60
	159,0	M	0,07	0,01	0,21	56,27
	159,0	H	0,10	0,02	0,09	84,10
	163,4	M	0,11	0,03	0,15	45,30
	164,0	M	0,07	0,01	0,32	56,27
	167,0	H	0,06	0,01	0,19	76,40
	169,0	H	0,05	0,0*	0,17	73,40
	171,0	M	0,04	0,03	0,20	76,50
$\bar{X} \pm D.E.$	159,52 ± 6,73		0,08 ± 0,02	0,02 ± 0,01	0,23 ± 0,08	60,75 ± 17,34
171,0 - 191,0	175,0	M	0,14	0,01	0,10	94,60
	181,0	M	0,10	0,01	0,12	77,67
	181,5	M	0,07	0,03	0,17	75,70
	182,0	M	0,09	0,01	0,22	91,60
	182,2	M	0,12	0,01	0,25	47,90
	191,0	H	0,10	0,03	0,11	61,30
	$\bar{X} \pm D.E.$	178,39 ± 4,67		0,09 ± 0,04	0,02 ± 0,01	0,18 ± 0,06
191,0 - 240,0	196,5	M	0,0*	0,01	0,30	42,80
	197,0	M	0,11	0,02	0,14	51,00
	199,0	M	0,25	0,01	0,25	38,50
	199,0	M	0,10	0,02	0,33	43,90
	201,0	M	0,11	0,01	0,13	83,30
	203,0	M	0,14	0,01	0,14	56,10
	204,0	M	0,11	0,02	0,14	64,70
	234,2	M	0,08	0,03	0,50	48,40
$\bar{X} \pm D.E.$	202,74 ± 12,41		0,11 ± 0,06	0,02 ± 0,01	0,23 ± 0,13	54,44 ± 13,86

\*: menor al límite de detección (LD<sub>Hg</sub>: 0,01 mg kg<sup>-1</sup> w.w.; LD<sub>Pb</sub>: 0,03 mg kg<sup>-1</sup> w.w.; LD<sub>Cd</sub>: 0,003 mg kg<sup>-1</sup> w.w.);  $\bar{X}$ : promedio; D.E.: desviación estándar; M: macho; H: hembra

<sup>5</sup>R Development Core Team. 2008. R: A language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna. <<http://www.R-project.org>>

**Tabla 2. Concentraciones de Pb, Cd y Hg reportados en diferentes tejidos de *Prionace glauca* / Pb, Cd and Hg concentrations reported in different tissues of *Prionace glauca***

Especie	Lugar de origen	Metales pesados (mg kg <sup>-1</sup> )			Referencia
		Pb	Cd	Hg	
<i>Prionace glauca</i> (w.w.)	Océano Atlántico (Portugal)			2,25 ± 0,71*	Matos <i>et al.</i> (2015)
<i>Prionace glauca</i> (d.w.)	Océano Atlántico (Azores/línea Ecuatorial)			0,22 - 1,30* / 0,03 - 0,96**	Branco <i>et al.</i> (2007)
<i>Prionace glauca</i> (d.w.)	Océano Atlántico (Inglaterra)	< 0,20*	< 0,05*		Stevens & Brown (1974)
<i>Prionace glauca</i> (w.w.)	Océano Pacífico (México)			1,39 ± 1,58*	Escobar (2011)
<i>Prionace glauca</i> (w.w.)	Océano Pacífico (México)	0,37 ± 0,37** 1,39 ± 0,35***	34,66 ± 29,61** 6,68 ± 7,28***	0,22 ± 0,35** 0,38 ± 0,36***	Barrera <i>et al.</i> (2013)
<i>Prionace glauca</i> (w.w.)	Océano Pacífico (Chile)	2,24 ± 0,81*		0,01 ± 0,09*	López (2013)
<i>Prionace glauca</i> (w.w.)	Océano Atlántico (Inglaterra)	< 0,02*	0,45*		Vas (1991)
<i>Prionace glauca</i> (w.w.)	Océano Pacífico (Perú)	0,04 - 0,25*	0,01 - 0,04*	0,09 - 0,50*	Presente estudio

w.w. (base húmeda); d.w. (base seca); \*en músculo; \*\*en hígado; \*\*\*en riñón

Las NBVT estuvieron entre los 38,50 a 94,60 mg NBVT 100 g<sup>-1</sup> y aproximadamente el 40% de las muestras presentaron niveles superiores a 70,00 mg NBVT 100 g<sup>-1</sup>, límite que establece la reglamentación sanitaria peruana para el caso de elasmobranquios. Las muestras que presentaron niveles superiores en NBVT, estuvieron concentrados principalmente en el intervalo de 171-191 cm LT, atribuyendo este resultado al alto contenido de urea muscular de las muestras y su conversión en componentes nitrogenados volátiles como el amoníaco (NH<sub>3</sub>). Se ha reconocido que los tiburones retienen grandes cantidades de urea, compuesto que interviene en la osmorregulación de estos animales (Wood *et al.* 1995). A su vez, la efectividad del tratamiento a baja temperatura, mediante el lavado de las muestras por inmersión en agua potable helada, explicaría porque el 60% del total de las muestras presentaron valores en NBVT por debajo del límite. Respecto a esta afirmación, Solanki & Venkataraman (1978) describieron una disminución gradual del total del nitrógeno en filetes de tiburón almacenados al contacto con hielo y también en salmuera, esto debido al aumento del contenido de humedad dentro del músculo y por la lixiviación de las fracciones solubles junto con el agua del hielo derretido.

El análisis de normalidad de cada analito, por categoría de LT, resultó en dos casos de Cd que no cumplieron

el test [ $P_{(171-191)} = 0,02$  y  $P_{(191-240)} = 0,03$ ] y un caso para Hg ( $P_{(191-240)} = 0,04$ ). Respecto a las comparaciones, los componentes estudiados no presentaron diferencias con el sexo y las categorías de LT (Tabla 3). La falta de un efecto significativo del género, en las concentraciones de metales, se debe probablemente a las diferencias en hábitat, dieta, edad y tamaño máximo (Branco *et al.* 2004, Maz *et al.* 2012, Vélez *et al.* 2013). Particularmente, Barrera (2013) observó en el tiburón azul, diferencias entre sexos y estadios de madurez respecto a las concentraciones de Cu y Hg, los cuales podrían deberse a factores reproductivos, como en el caso de ratas hembras, quienes incrementan la inducción de la concentración de metalotioneina (MT) cuando se están preparando para la gestación, aumentando de esta manera su capacidad de almacenar elementos esenciales, como el Cu. Asimismo, se ha reportado una tendencia a mayores concentraciones de metales en tiburones machos, atribuida a que sus tasas de crecimiento son mucho más lentas que la de las hembras. De esta manera, en ejemplares del mismo tamaño, los machos serían más viejos que las hembras y, por lo tanto, habrían tenido más tiempo para acumular contaminantes (López *et al.* 2013, Gilbert *et al.* 2015). Respecto a las NBVT, se indica que los niveles varían de una especie a otra y, en cada especie, difiere según la edad, sexo, entorno y temporada (Nazemroaya *et al.* 2011).

Los individuos de *P. glauca* presentaron una correlación positiva del Pb en relación a la LT ( $r= 0,37$ ), mientras las concentraciones de Cd y Hg mostraron una correlación negativa ( $r= -0,19$  y  $r= -0,26$ , respectivamente), siendo ambas correlaciones no significativas (Tabla 3). La correlación positiva entre los metales y la LT de tiburones ha sido estudiada y confirmada por varios autores (e.g., Fernandes *et al.* 2007, Escobar *et al.* 2011, Barrera *et al.* 2012, López *et al.* 2013, Bergés *et al.* 2015, Gilbert *et al.* 2015, Terrazas *et al.* 2016). Debido a que los elasmobranchios se ubican en una alta posición como depredadores, dentro de una compleja red alimenticia, estos integran los efectos de los agentes tóxicos, considerándolos centinelas de la contaminación ambiental, susceptibles a la acumulación de contaminantes (Ferretti *et al.* 2010, Barrera *et al.* 2012). La poca correlación obtenida podría explicarse por la tasa de alimentación y dieta de estos animales, donde las presas de individuos pequeños (peces óseos) y ejemplares grandes (cefalópodos) desempeñarían un rol importante en como el tamaño influye en las concentraciones de metales como el Pb, Cd y Hg (López *et al.* 2013, Adel *et al.* 2016, Terrazas *et al.* 2016, Biton *et al.* 2018). Recursos como el calamar gigante (*Dosidicus gigas*) y la caballa (*Scomber japonicus*) han sido reconocidos como presas en la alimentación de tiburones azules, los cuales producirían una transferencia de metales pesados, generando concentraciones variables (Maz *et al.* 2012).

Se reconoce que el tamaño del animal determina la velocidad de procesos fisiológicos que influyen en la captación, distribución y eliminación de metales (Escobar *et al.* 2010). Tomando lo descrito por Carrera (2004), sobre las tallas de primera madurez de hembras y machos de *P. glauca* (200 y 180 cm de LT, respectivamente); se clasificó a la mayoría de muestras de este estudio como juveniles, a una proporción de 1,30:0,70 respecto a los considerados maduros (Tabla 1). Las bajas concentraciones de metales obtenidas y su poca asociación con la LT, serían consecuencia de las tasas de crecimiento más rápidas atribuidas a tiburones juveniles, que implica un efecto de dilución y baja afinidad de estos contaminantes (Terrazas *et al.* 2016).

Las NBVT no presentaron correlación con la LT de *P. glauca* ( $r= -0,07$ ) (Tabla 3), por lo que independientemente del tamaño, la cuantificación estaría relacionado al proceso de alteración de la carne y la fisiología de estos animales. Por acción de microorganismos propias del deterioro, la urea del músculo culmina en la formación de  $\text{NH}_3$  y otros compuestos nitrogenados volátiles, las cuales elevan las NBVT (Monterrosa 2007). Asimismo, la exposición de los elasmobranchios a variables ambientales también podría reflejar niveles de urea que elevarían las NBVT. Un incremento en la velocidad de evaporación del agua de mar los obligaría a regular su presión osmótica, incrementando sus osmolitos (urea) como adaptación a un medio de mayor osmolaridad (Pillans *et al.* 2005, Banfalvi 2016).

**Tabla 3. Análisis de Kruskal-Wallis y coeficiente de correlación de Spearman entre analitos con la longitud total (LT) y sexo de *Prionace glauca* / Kruskal-Wallis analysis and Spearman correlation coefficient between analytes with total length (LT) and sex of *Prionace glauca***

Analitos	Test Kruskal-Wallis (P-valor)		Coef. Correlación Spearman (P-valor)
	LT	Sexo	LT
Pb	0,55	0,61	0,37 (0,07)
Cd	0,28	0,29	-0,19 (0,34)
Hg	0,47	0,80	-0,26 (0,20)
N-BVT	0,40	0,40	-0,07 (0,74)

La presencia de contaminantes químicos en los recursos hidrobiológicos de importancia comercial es una realidad que debe ser atendida, debido al riesgo de exposición al consumo de alimentos no inocuos, su impacto en la salud humana y la evidencia de una creciente polución en el ecosistema marino. Considerando los resultados, se puede indicar que la inocuidad del recurso no está comprometida en aras de su consumo. Los niveles de las NBVT sugieren que se debe mejorar las buenas prácticas de manipulación post-captura, a fin de mantener la calidad de la carne. Debido a que el tiburón azul tiene un comportamiento migratorio, es poco probable que los especímenes analizados hayan pasado todas las etapas de su vida en la misma área, por lo que es recomendable realizar estudios de esta zona de pesca y la biota que alberga, con el fin de ampliar el limitado conocimiento que se posee sobre estos recursos, reconociendo el valor que tienen como fuente de alimentación.

## AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al Mg. Sc. Miguel Albrecht Ruiz por su asistencia en la revisión de este estudio y a la Licenciada Anyela Tafur Tembladera por su apoyo en el análisis estadístico inicial. Un agradecimiento especial a los evaluadores externos por contribuir con sus valiosas observaciones y, en general, al soporte del equipo de profesionales del Instituto Tecnológico de la Producción-IPT e Instituto del Mar del Perú-IMARPE.

## LITERATURA CITADA

- AOAC. 2007.** Official methods of analysis of Association of Official Analytical Chemists international, 18th ed. rev. 2. AOAC, Gaithersburg.
- ACOREMA. 2014.** Los tiburones de la provincia de Pisco, 30 pp. Áreas Costeras y Recursos Marinos ACOREMA, Pisco. <[http://www.acorema.org.pe/documentos/Los\\_Tiburones\\_de\\_la\\_Provincia\\_de\\_Pisco-ACOREMA-2014.pdf](http://www.acorema.org.pe/documentos/Los_Tiburones_de_la_Provincia_de_Pisco-ACOREMA-2014.pdf)>
- Adel M, G Oliveri, M Dadar, M Mahjoub, C Copat & M Ferrante. 2016.** Heavy metal concentrations in edible muscle of whitecheek shark, *Carcharhinus dussumieri* (Elasmobranchii, Chondrichthyes) from the Persian Gulf: A food safety issue. Food and Chemical Toxicology 97: 135-140.

- Alves LMF, M Nunes, P Marchand, B Le Bizec, S Mendes, JPS Correia, MFL Lemos & SC Novais. 2016. Blue sharks (*Prionace glauca*) as bioindicators of pollution and health in the Atlantic Ocean: Contamination levels and biochemical stress responses. *Science of the Total Environment* 563/564: 282-292.
- Banfalvi G. 2016. Climatic consequences of long-term global salination of ocean. *Journal of Marine Science: Research & Development* 6: 196. <doi:10.4172/2155-9910.1000196>
- Barrera A. 2013. Elementos traza e indicadores de estrés oxidativo en el tiburón azul (*Prionace glauca*) de la costa occidental de Baja California Sur, México. Tesis Doctoral, Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste S.C., La Paz, 82 pp.
- Barrera A, T O'Hara, F Galván, L Méndez, J Margaret & T Zenteno. 2012. Oxidative stress indicators and trace elements in the blue shark (*Prionace glauca*) off the east coast of the Mexican Pacific Ocean. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C* 156: 59-66.
- Bergés M, F Márquez, R Lara, Y Torres, F Galván, H Bojórquez & F Páez. 2015. Mercury and selenium in muscle and target organs of Scalloped Hammerhead Sharks *Sphyrna lewini* of the SE Gulf of California: Dietary intake, molar ratios, loads, and human health risks. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 69(2): 133-264.
- Biton S, D Bănar, CF Boudouresque, I Dekeyser, M Bouchoucha, F Marco, B Lebreton, G Guillou & M Harmelin. 2018. Mercury in blue shark (*Prionace glauca*) and shortfin mako (*Isurus oxyrinchus*) from north-eastern Atlantic: Implication for fishery management. *Marine Pollution Bulletin* 127: 131-138.
- Bosch A. 2012. Investigation of the chemical composition and nutritional value of smoothhound shark (*Mustelus mustelus*) meat. Tesis Magistral, Faculty of Agricultural Science, University of Stellenbosch, Stellenbosch, 87 pp.
- Branco V, J Canario, C Vale, J Raimundo & C Reis. 2004. Total and organic mercury concentrations in muscle tissue of the blue shark (*Prionace glauca*) from the north-east Atlantic. *Marine Pollution Bulletin* 49: 854-874.
- Branco V, C Vale, J Canário & M Neves dos Santos. 2007. Mercury and selenium in blue shark (*Prionace glauca*, L.1758) swordfish (*Xiphias gladius*, L. 1758) from two areas of Atlantic Ocean. *Environmental Pollution* 150: 373-380.
- Carrera M. 2004. Biología reproductiva del tiburón azul *Prionace glauca* (Linnaeus, 1758) en la costa occidental de Baja California Sur, México. Tesis Magistral, Departamento de Pesquerías y Biología Marina, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, Instituto Politécnico Nacional, La Paz, 67 pp.
- Castro P, R Millán, JC Penedo, E Sanjuán, A Santana & MJ Caballero. 2012. Effect of storage conditions on total volatile base nitrogen determinations in fish muscle extracts. *Journal of Aquatic Food Product Technology* 21(5): 519-523.
- Endo T, Y Hisamichi, K Haraguchi, Y Kato, C Ohta & N Koga. 2008. Hg, Zn and Cu levels in the muscle and liver of tiger sharks (*Galeocerdo cuvier*) from the coast of Ishigaki Island, Japan: relationship between metal concentrations and body length. *Marine Pollution Bulletin* 56: 1774-1780.
- Escobar O, F Galván & R Rosiles. 2010. Mercury and selenium bioaccumulation in the Smooth Hammerhead Shark, *Sphyrna zygaena* Linnaeus, from the Mexican Pacific Ocean. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 84: 488-491.
- Escobar O, F Galván & R Rosiles. 2011. Biomagnification of mercury and selenium in Blue Shark *Prionace glauca* from the Pacific Ocean off Mexico. *Biological Trace Element Research* 144: 550-559.
- FAO. 2015. State of the global market for shark products. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome. <<http://www.fao.org/3/a-i4795e.pdf>>
- Fernandes C, A Fontainhas, F Peixoto & MA Salgado. 2007. Bioaccumulation of heavy metals in *Liza saliens* from the Esmoriz-Paramos coastal lagoon, Portugal. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 66(3): 426-431.
- Ferretti F, B Worm, GL Britten, MR Heithaus & HK Lotze. 2010. Patterns and ecosystem consequences of shark declines in the ocean. *Ecology Letters* 13: 1055-1071.
- Gilbert J, A Reichelt, P Butcher, S McGrath, V Peddemors, A Bowling & L Christidis. 2015. Metal and metalloid concentrations in the tissues of dusky *Carcharhinus obscurus*, Sandbar *C. plumbeus* and white *Carcharodon carcharias* sharks from south-eastern Australian waters, and the implications for human consumption. *Marine Pollution Bulletin* 92: 186-194.
- Gonzalez-Pestana A, JC Kouri & X Velez-Suazo. 2016. Shark fisheries in the Southeast Pacific: A 61-year analysis from Peru. *F1000Research* 3:164. <doi: 10.12688/f1000research.4412.2. eCollection 2014>
- Gonzalez-Pestana A, J Alfaro-Shigueto, JC Mangel & P Espinoza. 2017. Niveles de mercurio en el tiburón martillo *Sphyrna zygaena* (Carcharhiniformes: Sphyrnidae) del norte del Perú. *Revista Peruana de Biología* 24(4): 407-411.
- Hoq ME, AK Yousuf & MG Hussain. 2011. Shark fisheries in the Bay of Bengal, Bangladesh: Status and potentialities. Support to Sustainable Management of the BOBLME Project, 76 pp. Bangladesh Fisheries Research Institute, Bangladesh.
- López S, N Abarca & R Meléndez. 2013. Heavy metal concentrations of two highly migratory sharks (*Prionace glauca* and *Isurus oxyrinchus*) in the southeastern Pacific waters: comments on public health and conservation. *Tropical Conservation Science* 6(1): 126-137.
- Matos J, HM Lourenço, P Brito, AL Maulvault, LL Martins & C Afonso. 2015. Influence of bioaccessibility of total mercury, methyl-mercury and selenium on the risk/benefit associated to the consumption of raw and cooked blue shark (*Prionace glauca*). *Environmental Research* 143: 123-129.
- Maz A, C López, F Galván, O Escobar, R Rosiles & A Sanjuán. 2012. Bioaccumulation and biomagnification of total mercury in four exploited shark species in the Baja California Peninsula, Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 88: 129-134.
- Monterrosa S. 2007. Determinación de bases volátiles en carnes frescas de pescado como índice de calidad y frescura en la degradación proteica. Tesis de Pregrado, Facultad de Agricultura e Investigación Agrícola Julia Hill O'Sullivan, Universidad Dr. José Matías Delgado, Antiguo Cuscatlán, 124 pp.

- Murillo D, T O'Hara, J Margaret, A Sánchez, F Elorriaga, A Marmolejo, E Marín & F Galván. 2016.** Mercury concentrations in three ray species from the Pacific coast of Baja California Sur, Mexico: Variations by tissue type, sex and length. *Marine Pollution Bulletin* 126: 77-85.
- Nazemroaya S, MA Sahari & M Rezaei. 2011.** Identification of fatty acid in mackerel (*Scomberomorus commersoni*) and shark (*Carcharhinus dussumieri*) fillets and their changes during six month of frozen storage at -18°C. *Journal of agricultural Science and Technology* 13: 553-566.
- Pillans R, J Good, W Anderson, N Hazon & C Franklin. 2005.** Freshwater to seawater acclimation of juvenile bull sharks (*Carcharhinus leucas*): plasma osmolytes and Na<sup>+</sup>/K<sup>+</sup>-ATPase activity in gill, rectal gland, kidney and intestine. *Journal of Comparative Physiology B* 175: 37-44.
- Romero MA, PF Alcántara & K Verde. 2015.** Guía de campo para la determinación de tiburones en la pesca artesanal del Perú, 15 pp. Instituto del Mar del Perú, Callao.
- Solanki KK & R Venkataraman. 1978.** Ice storage characteristics of fresh and brined shark fillets. *Fishery Technology* 15(1): 7-11.
- Stevens J & B Brown. 1974.** Occurrence of heavy metal in blue shark *Prionace glauca* and selected pelagic in the N.E. Atlantic Ocean. *Marine Biology* 26: 287-293.
- Terrazas R, L Arreola, F Galván, M Anguiano, SB Sujitha & MP Jonathan. 2016.** Cadmium concentration in liver and muscle of silky shark (*Carcharhinus falciformis*) in the tip of Baja California south, México. *Marine Pollution Bulletin* 107: 389-392.
- Valls P. 2007.** Métodos físicos y químicos para la evaluación de la calidad y frescura de los recursos y productos marinos. Central University of Venezuela. <[https://www.researchgate.net/publication/307634229\\_Metodos\\_Fisicos\\_y\\_Quimicos\\_para\\_la\\_Evaluacion\\_de\\_la\\_Calidad\\_y\\_Frescura\\_de\\_los\\_Recurso\\_y\\_Productos\\_Marinos](https://www.researchgate.net/publication/307634229_Metodos_Fisicos_y_Quimicos_para_la_Evaluacion_de_la_Calidad_y_Frescura_de_los_Recurso_y_Productos_Marinos)>

---

Recibido el 20 de marzo de 2019 y aceptado el 27 de septiembre de 2019

Editor: Claudia Bustos D.