



FACULTAD DE CIENCIAS VETERINARIAS Y
BIOLÓGICAS
CARRERA PROFESIONAL DE BIOLOGÍA MARINA

“Niveles de cadmio y plomo en el tejido muscular del tiburón azul
(*Prionace glauca*) en las aguas del Pacífico Sureste”

Tesis para optar el título profesional de:
BIÓLOGA MARINA

Presentado por:
Cristel Elena Cordero Maldonado (0000-0002-8770-7708)

Asesor:
Pepe Antonio Espinoza Silvera (0000-0001-8699-8411)

Lima – Perú
2021

ACTA DE SUSTENTACIÓN DE TESIS

Lima, 16 de agosto 2021.

Los integrantes del Jurado de tesis:

Presidente: Dr. José Alberto Iannacone Oliver
Miembro: Dra. Sara Rosa Guadalupe Sánchez Rivas
Miembro: Dr. Héctor Alonso Aponte Ubillús

Se reúnen para evaluar la tesis titulada:

**“NIVELES DE CADMIO Y PLOMO EN EL TEJIDO MUSCULAR DEL TIBURÓN AZUL (*Prionace glauca*)
EN LAS AGUAS DEL PACÍFICO SURESTE”**

Presentada por la/el estudiante/bachiller:

- **Cristel Elena Cordero Maldonado**

Para optar el Título Profesional de Bióloga Marina

Asesorado por: Dr. Pepe Antonio Espinoza Silvera

Luego de haber evaluado el informe final de tesis y evaluado el desempeño del estudiante de la carrera de Biología Marina en la sustentación, concluyen de manera unánime (x) calificar a:

Tesis: Cristel Elena Cordero Maldonado			Nota (en letras): 17 (Diecisiete)	
Aprobado ()	Aprobado – Muy buena(X)	Aprobado - Sobresaliente ()	Desaprobado ()	

Los miembros del jurado firman en señal de conformidad.



Dr. José Alberto Iannacone Oliver
Presidente



Dra. Sara Rosa Guadalupe Sánchez Rivas
Miembro 1



Dr. Héctor Alonso Aponte Ubillús Rivas
Miembro 2



Dr. Pepe Antonio Espinoza Silvera
Asesor

DEDICATORIA

A mi familia,
Por ser mi motivación y fortaleza.

AGRADECIMIENTOS

Agradezco a la Universidad Científica del Sur por el apoyo financiero de la presente investigación.

Agradezco a mi estimado maestro y asesor de tesis, Dr. Pepe Espinoza, por su gran apoyo, paciencia, y guiarme en cada etapa de la investigación.

Agradezco a los pescadores del Puerto de Ilo y a los colegas de IMARPE de Ilo que me apoyaron con la colecta de muestras.

Por último, agradezco a mi familia por ser mi inspiración y apoyo incondicional durante todo este camino de la tesis.

ÍNDICE

CARÁTULA.....	1
Acta de sustentación de tesis.....	3
Dedicatoria.....	4
Agradecimientos.....	5
RESUMEN.....	7
ABSTRACT.....	8
CONTENIDO EN INGLÉS.....	9
Destacados.....	10
Resumen gráfico.....	10
I. INTRODUCCIÓN.....	11
II. MATERIALES Y MÉTODOS.....	12
III. RESULTADOS Y DISCUSIONES.....	14
Declaración de contribución de la autoría CRediT.....	18
Declaración de conflicto de intereses.....	18
Agradecimientos.....	18
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	19
FIGURAS Y TABLAS.....	28
CONTENIDO EN ESPAÑOL.....	31
Destacados.....	32
Resumen gráfico.....	32
I. INTRODUCCIÓN.....	33
II. MATERIALES Y MÉTODOS.....	34
III. RESULTADOS Y DISCUSIONES.....	36
Declaración de contribución de la autoría CRediT.....	41
Declaración de conflicto de intereses.....	41
Agradecimientos.....	41
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	42
FIGURAS Y TABLAS.....	51

RESUMEN

Prionace glauca es un depredador tope, propenso a bioacumular metales pesados y representa la especie de elasmobranquio más capturada para consumo humano en Perú. Se determinaron las concentraciones de cadmio y plomo en el tejido muscular comestible del tiburón azul capturado en las aguas costeras del sur de Perú y alta mar del centro-norte de Chile. Los niveles de Cd y Pb variaron entre 0,004 - 0,014 mg kg⁻¹ y 0,004 - 0,03 mg kg⁻¹, respectivamente. Encontramos una correlación directa de la concentración de Cd con la longitud total; sin embargo, no hubo una relación clara con respecto al sexo, las estaciones del año y las áreas de captura. Ambos metales estaban por debajo de los límites de seguridad para el consumo humano. Los valores de Cociente de Peligro Objetivo (THQ, por sus siglas en inglés) sugieren que su consumo no representa un riesgo para la salud humana. Recomendamos incrementar el muestreo incluyendo tiburones de mayor tamaño y en otras regiones de la costa peruana.

Palabras clave: Tiburón pelágico, Metales pesados, Bioacumulación, Carne, Riesgo para la salud, Perú

ABSTRACT

Prionace glauca is a top predator, prone to bioaccumulate heavy metals, representing the most captured elasmobranch species for human consumption in Peru. Concentrations of cadmium and lead in the edible muscle tissue of blue shark captured in the south Peruvian coastal waters and offshore north-central Chile were determined. The Cd and Pb levels varied between 0.004 - 0.014 mg kg⁻¹ and 0.004 - 0.03 mg kg⁻¹, respectively. We found direct correlation of Cd concentration with the total length, nevertheless there was no clear relationship regarding sex, seasons, and capture areas. Both metals were below the safety limits for human consumption. The target hazard quotient (THQ) values suggest that its consumption does not represent a risk to the human health. We recommend increasing the sampling by including larger sharks and in other regions of the Peruvian coastline.

Keywords: Pelagic shark, Heavy metals, Bioaccumulation, Meat, Health risk, Peru

Cadmium and lead levels in muscle tissue of blue shark (*Prionace glauca*) in the Southeastern Pacific Waters

Cristel Cordero-Maldonado^{a,*} and Pepe Espinoza^{a,b}

^a *Carrera de Biología Marina, Facultad de Ciencias Veterinarias y Biológicas, Universidad Científica del Sur, Lima, Peru.*

^b *Instituto del Mar del Perú. Esquina Gamarra con General Valle, Chucuito, Callao, Perú.*

*Corresponding author.

E-mail address: cristelcorderom.96@gmail.com

ORCID

Cristel Cordero-Maldonado:

<https://orcid.org/0000-0002-8770-7708>

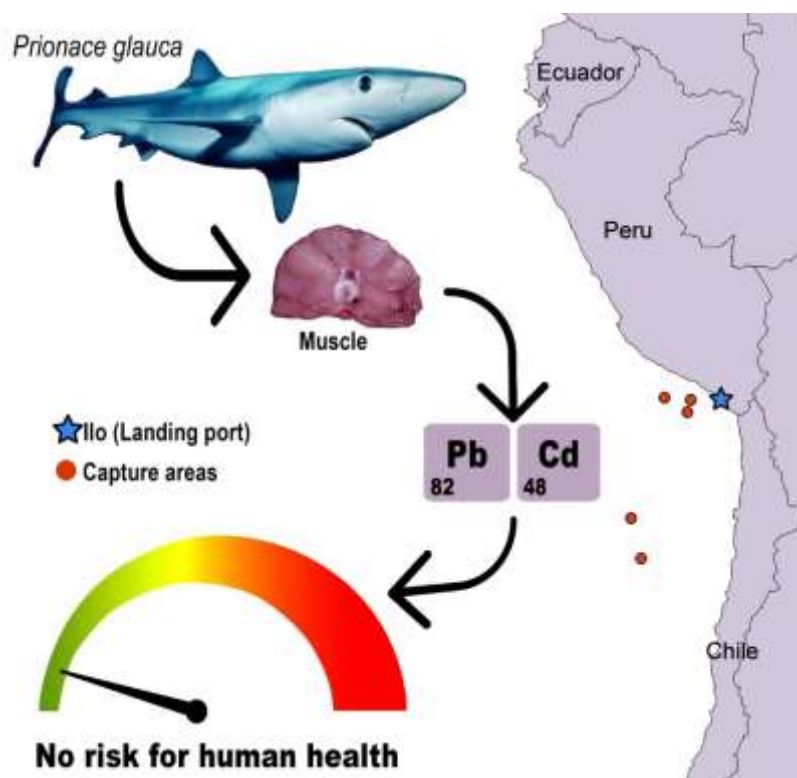
Pepe Espinoza:

<https://orcid.org/0000-0001-5149-8310>

Highlights

- The blue shark (*Prionace glauca*) is the most captured and consumed elasmobranch species in Peru.
- The concentration of cadmium and lead was below the maximum permissible limits for human consumption established by national and international regulations.
- The highest concentration of cadmium (0.015 mg kg^{-1}) was recorded in the largest female individual of 200.6 cm TL, while lead (0.030 mg kg^{-1}) in the smallest female individual of 122.6 cm TL.
- Blue sharks above the minimum capture size (160 cm TL) had significantly higher cadmium concentrations ($0.010 \pm 0.002 \text{ mg kg}^{-1}$) compared to smaller individuals ($0.008 \pm 0.002 \text{ mg kg}^{-1}$).

Graphical abstract



I. INTRODUCTION

The blue shark *Prionace glauca* (Linnaeus, 1758) is a pelagic and highly migratory species associated with tropical and temperate waters (Compagno, 1984), often found at depths up to 300 m and occasionally at depths greater than 600 m (Nakano and Stevens, 2008; Queiroz et al., 2010). Despite being classified as a “near threatened” species according to the Red List of Threatened Species of the International Union for Conservation of Nature (IUCN) (Rigby et al., 2019), many aspects of its biology and ecology are unknown. Nevertheless, this species occurs with high frequency along the Peruvian coast, registering the highest landing values of the entire Southeast Pacific, where this species represents 42% of the total sharks catch by the Peruvian artisanal fishing fleet, whose meat is mainly destined for direct local human consumption and also for export to Brazil (Gonzalez-Pestana et al., 2016). Furthermore, the fins are mainly exported to the Hong Kong market (Cheung and Chang, 2011), which has led to an increase in catches, the consequences of which have not been evaluated.

On the other hand, the migratory behavior of the blue shark allows it to access different habitats in which it is exposed to different non-essential trace elements such as cadmium (Cd) and lead (Pb), which present high toxicity and persistence in aquatic ecosystems (Frazier, 1979; Rodríguez Heredia, 2017). Sharks, being slow-growing, long-lived species, and positioning themselves at high trophic levels, are more exposed to marine pollution through bioaccumulation and biomagnification processes, which is why they have been classified as sentinel organisms (Alves et al., 2016; Vas, 1991).

In the marine environment, heavy metals such as Cd and Pb are present in water, sediment, and particulate matter (Zhang et al., 2018). Cd is found naturally in the environment in trace amounts from volcanic activity and rock erosion. However, their concentrations have increased mainly due to anthropogenic activities such as metallurgical processes of non-ferrous metals such as copper, lead, and zinc (Godt et al., 2006; Moiseenko and Gashkina, 2018). Indeed, the presence of heavy metals in southern Peru is attributed to mining activity (Cárdenas et al., 2015; Ibárcena, 2019; Sánchez et al., 2010) and the active volcanoes in the area (Instituto Geofísico del Peru-IGP, 2014). In Peru, there is only one study that reports the load of heavy metals such as Cd and Pb in blue shark muscle tissue from the southern zone (Reátegui-Quispe et al., 2019), where it is located the largest landing in the entire Peruvian coastline, especially in the port of

Ilo-Moquegua (Doherty et al., 2014; Gonzalez-Pestana et al., 2016). However, this study does not include factors such as seasons and different catch areas.

Since sharks bioaccumulate heavy metals in their tissues, then the intake of these species is considered risky for humans (Smolikova et al., 2016; Mohammed and Mohammed, 2017). Chronic exposure to these elements, including Cd and Pb, can generate adverse effects even in very low concentrations (Castro-González and Méndez-Armenta, 2008). Both metals are among the 10 chemicals of greatest public health concern by the World Health Organization. Cd may cause renal dysfunction, disturbances in calcium metabolism, bone damages as osteomalacia and osteoporosis (WHO, 2019). Furthermore, Cd remains mainly in the liver and kidney for up to 30 years (Castro-González and Méndez-Armenta, 2008) and it is considered a carcinogen (IARC, 1993; WHO, 2019). While Pb can cause gastrointestinal, cardiovascular, neurological problems, among others (Abadin et al., 2007), accumulating mainly in the bones for up to 30 years (Renieri et al., 2014). Nevertheless, children are more exposed, presenting greater lead gastrointestinal absorption than adults, damaging their developing brain and nervous system (WHO, 2010).

Therefore, the following objectives were drawn in this study: (i) determine the levels of cadmium and lead in the muscle tissue of the blue shark *P. glauca* captured in the Southeast Pacific Waters (SEPW) and landed in southern Peru, (ii) determine the relationship with the total length (TL), sex, seasons, and capture areas, (iii) assess the risk for human consumption.

II. MATERIALS AND METHODS

The samples were collected between May 2019 and February 2020 at the Ilo Artisanal Fishing Landing (17° 38' 45" S - 71° 21' 01" W) in Moquegua, Peru (**Fig. 1**). A total of 40 samples were obtained during the 4 samplings carried out during autumn (n = 13), winter (n = 2), spring (n = 10), and summer (n = 15). Sharks were caught by the artisanal fleet using surface longlines in distant zones 50 to 520 nm from the coast (17° - 25° S and 72° - 75° W) (Fig. 1). Sharks are landed headless and gutted, for which the total length (TL) was estimated through the interdorsal length (IDL) using the linear equation proposed by Maquera (2016):

$$TL = 4.4321 IDL + 14.4326$$

Sex was identified through the clasper present in males. Likewise, the geographical position of the catch area (locations) was obtained from a GPS receiver on board. We differentiate small from large sharks, considering the minimum capture size for the species in Peru, which is 160 cm TL (Resolución Ministerial N° 209-2001-PE).

A cut of white muscle was made from the antero-dorsal part of the shark, obtaining 50 g samples. These were cleaned with distilled water, labelled, and placed into polyethylene sample bags in the laboratory of the Instituto del Mar del Perú - IMARPE at the Ilo headquarters, where everything was handled with sterilized material to avoid cross- contamination. The samples were stored in the freezer (-20° C) until processing. Then, it was pre-processed by acid digestion with 65% nitric acid (HNO₃) using a microwave system (Lopez et al., 2013), and later, the aqueous solution was filtered with Whatman 541 filter paper of 0.45 µm. Finally, the total concentration of the analytes was determined using Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry, ICP - MS (EPA method 6020A), carried out in CERPER - Certificaciones del Perú SA test laboratory. The analysis results were presented in mg/kg, and the detection limit of the method (DLM) for Cd and Pb was 0.004 mg/kg.

The information was used to estimate the level of health risk from exposure to Cd and Pb through the ingestion of blue shark meat, using the Target Hazard Quotient (THQ) model proposed by Chien et al. (2002):

$$THQ = \frac{EF_r \cdot ED_{tot} \cdot IFR \cdot C}{RfDO \cdot BW_a \cdot AT_n} \cdot 10^{-3}$$

where EF_r is the frequency of exposure (estimated at 52 days/year); ED_{tot} is the time of exposure (70 years, equivalent to the average human longevity); IFR is the feed intake rate (8.2 g/person/day); C is the metal concentration (mg/kg); RfDO is the oral reference doses (Cd = 0.001 mg/ kg/day and Pb = 0.004 mg/kg/day); BW_a is the average body weight average (64 kg for Peruvian adults) and AT_n is the average exposure duration (52 days/year × number of years of exposure) (Amirah et al., 2013; Mohammed and Mohammed, 2017 ; Wang et al., 2005; FAO, 2021, Pajuelo et al., 2019). When THQ < 1, it means that the daily per capita exposure at this level is unlikely to cause harmful effects during the life of the consumer population, therefore its adverse effects are considered insignificant (Chien et al., 2002).

The normality and homoscedasticity were evaluated using the Lilliefors and Barlett tests, respectively. Only the Cd data showed normal distribution, then we used the Student's t-test (Sokal and Rohlf, 2012) to comparing the mean level according to MCS, sex, and locations, and One-way analysis of variance (ANOVA) to test differences according to season. To analyze the Pb data, we used the Mann-Whitney test to compare the medians according to MCS, sex, and capture areas, and Kruskal-Wallis test for comparisons between seasons. Finally, correlations between the levels of the elements analyzed and the TL of the shark was evaluated with the Pearson correlation coefficient for Cd and Spearman correlation coefficient for Pb. All statistical analyses were performed with the statistical software package R (R Core Team, 2018) with a significance level of $p < 0.05$.

III. RESULTS AND DISCUSSIONS

The blue sharks had a total length between 122.6 - 200.6 cm, where the male individuals ($n = 19$) measured between 127 - 185.1 cm and the females ($n = 21$) between 122.6 - 200.6 cm. Analysis of Cd and Pb in the edible dorsal muscle tissues of blue shark from SEPW ranged between 0.004 - 0.015 and 0.004 - 0.030 mg kg^{-1} in wet weight, respectively. However, it should be noted that only 35% of the Pb concentrations were above the DLM.

Heavy metal concentrations in fish are associated with different bioaccumulation processes, influenced by abiotic factors (e.g., the chemical form of metal in the water, water temperature and pH) and biotic (e.g., sex, body size, physiological condition, trophic position) (Castro-González and Méndez-Armenta, 2008; Le Bourg et al., 2019). High water temperatures indicate higher absorption rates attributed to an increase in the metabolic rate of the fish (Kock et al., 1996). While a low water pH changes the solubility of metals, in addition the acidity of the water damages the gill epithelia of the fish, becoming more permeable to metals (Moustafa and El-Sayed, 2014). The variability in the concentration of metals by sex is mainly due to the eating habits associated with the segregation of the population, where females are more coastal compared to males, presenting a greater exposure to sources of contamination by metals through their prey (Álvaro-Berlanga et al., 2021). Likewise, due to their reproductive physiology, adult females accumulate higher concentrations of metals by providing essential nutrients to

the embryos (Mull et al., 2013; Terrazas-López et al., 2016). On the other hand, larger individuals have a greater capacity to hunt larger prey, influencing the accumulation of metals (Álvaro-Berlanga et al., 2021).

The concentrations of Cd and Pb determined in this study are below those reported for the same species and other pelagic sharks in different marine ecosystems worldwide (**Table 1**). It is widely recognized that sharks bioaccumulate heavy metals through diet (Mathews and Fisher, 2009; Pethybridge et al., 2010). In the SEPW, the blue shark feeds mainly on bony fish such as mackerel, tuna, and anchovy (Klarian et al., 2017; Lopez et al., 2012; Pardo-Gandarillas et al., 2007), which present low levels of Cd and Pb compared to Hg (Ikem and Egiebor, 2005; Ormaza-González et al., 2020). However, other organs such as the liver and kidney may be accumulating higher concentrations of Cd due to a higher proportion of metallothioneins, which have a great capacity to sequester metals (Corsolini et al., 2014; Terrazas-López et al., 2016; Lara et al., 2020), this being one of the most important detoxification mechanisms for Cd and Pb (Hauser-Davis et al., 2021). However, further studies are necessary to confirm these hypotheses.

On the other hand, we have detected a weak positive correlation between body size and cadmium levels ($r = 0.38$, $p = 0.01$, $n = 40$) (**Fig. 3A**). Significant differences ($p = 0.04$) in Cd concentrations were detected between small ($0.008 \pm 0.002 \text{ mg kg}^{-1}$) and large sharks ($0.010 \pm 0.002 \text{ mg kg}^{-1}$). It should be noted that the largest specimen was a 200.6 cm female from offshore north-central Chile, which reported the highest Cd concentration of 0.015 mg kg^{-1} , which corroborates the increase in Cd as it grows (Marcovecchio et al., 1991; Terrazas-López et al., 2016). In the case of Pb, there is no clear relationship with respect to body size ($r = -0.08$, $p = 0.78$, $n = 14$). Likewise, there were no differences between small and large individuals ($p < 0.05$). Apparently, blue sharks would not be significantly bioaccumulating lead in their muscle.

Nevertheless, the highest Pb concentration of 0.030 mg kg^{-1} was recorded in the smallest individual from south Peruvian coastal waters, being a 122.58 cm TL juvenile female. According to Klarian et al. (2017), small blue sharks can feed on the remains of dead animals such as the bottlenose dolphin *Tursiops truncatus*, which are widely recognized as bioaccumulators and biomagnifiers of heavy metals (Marcovecchio et al., 1991). Indeed, in the skin of this dolphin, values between $0.056 \pm 0.076 \text{ mg kg}^{-1} \text{ d.w.}$ have been recorded in Florida, USA (Bryan, 2006) and $0.340 \pm 0.270 \text{ mg kg}^{-1} \text{ d.w.}$ Pb in Charleston, USA (Hui-Chen et al., 2007). Likewise, during the same season, we detected

an individual of 127.89 cm TL with a concentration of 0.011 mg kg⁻¹ Pb in muscle, representing one third of the concentration of the smallest individual. This difference seems to have an answer in the proposal of Liang et al. (1999), that small fish, being growing and having a rapid metabolic rate, would assimilate and eliminate metals faster in the short term. However, there are no elasmobranch studies to support such a claim.

On the other hand, we did not detect differences between muscle Cd levels with respect to sex ($p = 0.58$, $n = 40$), as well as seasons ($p = 0.07$, $n = 40$). The same result happened with Pb with respect to sex ($p = 0.80$, $n = 14$) and seasons ($p = 0.64$, $n = 14$) (**Fig. 2**). Apparently, this could be explained because both females and males present a similar feeding strategy at all times (Córdova-Zavaleta et al., 2018; López et al., 2012; Markaida and Sosa-Nishizaki, 2010). The main mechanism for the transfer of heavy metals is through prey, we know that in northern Peru blue sharks feed mostly on cephalopods (Córdova-Zavaleta et al., 2018), while in southern Peru and northern Chile they feed mainly on fish (López et al., 2012; Pepe Espinoza, pers. comm., March 2021).

Regarding the capture area, two zones were differentiated: south Peruvian coastal waters and offshore north-central Chile. We did not detect significant differences in the levels of Cd ($p = 0.27$) and Pb ($p = 0.32$) in the muscle tissue of blue sharks with respect to the capture areas. Indeed, the Peruvian and Chilean blue shark would belong to the South Pacific stock (Rigby et al., 2019), being independent in demographic terms from the North Pacific stock, where the equatorial zone represents a barrier between the two (Block et al., 2011; King et al., 2015). Larger sizes have been reported in Ecuador and northern Peru (Córdova-Zavaleta et al., 2018; Loor-Andrade et al., 2016), compared to the sizes reported in the present study. This would indicate that the largest blue sharks would be further north in warm waters and then migrate to temperate waters where the process of parturition and subsequent growth of the sharks would develop, associated with the high availability of food (Mejuto and García-Cortés, 2005). Therefore, we can infer that blue sharks captured in Peruvian waters and outside Chilean waters would be the same individuals that are in constant migration (Queiroz et al., 2016), supporting the idea that they belong to the same stock, presenting similar concentrations of Cd and Pb. However, we do not know the dynamics of migration, so further studies are suggested.

The concentrations of Cd and Pb in this study (**Table 2**) were below the maximum permissible limit (MPL) in fish meat for human consumption, established by the national authority, Organismo Nacional de Sanidad Pesquera (SANIPES), and the international

authority, European Commission, being for both 0.05 mg kg^{-1} for Cd and 0.30 mg kg^{-1} for Pb (SANIPES, 2016; European Commission, 2006, 2014). Furthermore, according to the THQ values for metals present in blue shark muscle tissue that is consumed by the population, they are in the range of 0.001 and 0.0037 for Cd and 0.0002 and 0.0011 for Pb (**Table 2**), which is interpreted as of little concern being < 1 (Chien et al., 2002). These estimates are the first of their kind made in Peru for fishes. However, we must consider that there are factors that may be underestimating the risk, such as the per capita rate of shark meat intake by region and which species of sharks are consumed more regularly.

Indeed, according to López de la Lama et al. (2018), 72.4% of the Peruvian coastal population ingest between 10 to 30 kg per year of food of marine origin, without specifying whether they are crustaceans, cephalopods, bony fish, or elasmobranchs. Faced with this situation, we reviewed the FAO database that estimates the per capita rate of marine food for Peru at 32 g/day based on pelagic fish, which includes teleost and elasmobranchs (FAO, 2021). Therefore, following the THQ methodology, and setting an average monthly intake of 250 g, we came to estimate the per capita rate of 8.32 g/day of blue shark meat, which we assume is reasonable. On the other hand, there are no periodicity reports of food of marine origin that help to have greater precision in the estimates, a task that should be undertaken as soon as possible. Therefore, we suggest considering our results with caution since we cannot affirm that it is an average risk scenario for the entire Peruvian coastline.

On the other hand, seeking greater precision in the THQ estimates, we must consider that, compared to the north of Peru and Ecuador, the diet of the blue shark is mainly composed of cephalopods (Córdova-Zavaleta et al., 2018; Loor-Andrade et al., 2016). These animals are widely recognized as bioaccumulators of high concentrations of Cd in the digestive gland (Storelli et al., 2005), representing a risk factor that must be evaluated (Bustamante et al., 1998). In this sense, heavy metal concentrations in blue shark muscle tissue in northern Peru may be higher than what we have detected in this study.

The findings of this study represent a fundamental first step to understand the risk that heavy metals represent in the health of the population that consumes food of marine origin in Peru. However, the results affirm that the blue shark is in good condition and does not represent a risk to the health of consumers, at least in the study area. It should be noted that this study does not seek to encourage blue shark consumption in the country. We suggest intensifying sampling in larger sharks, different landing areas and in other

elasmobranch species. Also, include the analysis of the main prey present in the stomach contents of sharks to assess whether there is a trophic transfer.

CRedit authorship contribution statement

Cristel Cordero-Maldonado: Conceptualization, Methodology, Formal analysis, Investigation, Writing-Original draft, Writing – review & Editing, Visualization, Funding acquisition. **Pepe Espinoza:** Conceptualization, Formal analysis, Writing - Review & Editing, Supervision.

Declaration of competing interest

The authors declare that they have no known competing financial interests or personal relationships that could **have appeared to influence the work** reported in this paper.

Acknowledgments

We are grateful for the support from the fishers at Ilo harbor, and IMARPE colleagues from Ilo in the collection of samples. CCM appreciate the funding provided by Dirección General de Investigación, Desarrollo e Innovación (DGIDI) from Científica del Sur University (Registry number: 017-DACBM-DAFCVB-U.CIENTÍFICA-2019).

REFERENCES

Abadin, H., Ashizawa, A., Stevens, Y.-W., Lladós, F., Diamond, G., Sage, G., Citra, M., Quinones, A., Bosch, S.J., Swarts, S.G., 2007. Toxicological profile for lead: health effects. In Toxicological profile for lead. Agency for Toxic Substances and Disease Registry (US). <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/books/NBK158762/>

Álvarez-Berlangua, S., Calatayud-Pavía, C.E., Cruz-Ramírez, A., Soto-Jiménez, M.F., Liñán-Cabello, M.A. 2021. Trace elements in muscle tissue of three commercial shark species: *Prionace glauca*, *Carcharhinus falciformis*, and *Alopias pelagicus* off the Manzanillo, Colima coast, Mexico. *Environ Sci Pollut Res.* 28, 22679–22692. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-12234-5>

Alves, L.M.F., Nunes, M., Marchand, P., Le Bizec, B., Mendes, S., Correia, J.P.S., Lemos, M.F.L., Novais, S.C., 2016. Blue sharks (*Prionace glauca*) as bioindicators of pollution and health in the Atlantic Ocean: Contamination levels and biochemical stress responses. *Sci. Total Environ.* 563-564, 282-292. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.04.085>

Amirah, M.N., Afiza, A.S., Faizal, W.I.W., Nurliyana, M.H., Laili, S., 2013. Human health risk assessment of metal contamination through consumption of fish. *J. Environ. Pollut. Human Health.* 1(1), 1-5. <https://doi.org/10.12691/jephh-1-1-1>

Bailleul, D., Mackenzie, A., Sacchi, O., Poisson, F., Bierne, N., Arnaud-Haond, S., 2018. Large-scale genetic panmixia in the blue shark (*Prionace glauca*): A single worldwide population, or a genetic lag-time effect of the “grey zone” of differentiation? *Evol Appl.* 11(5), 614-630. <https://doi.org/10.1111/eva.12591>

Barrera-García, A., O’Hara, T., Galván-Magaña, F., Méndez-Rodríguez, L.C., Castellini, J.M., Zenteno-Savín, T., 2012. Oxidative stress indicators and trace elements in the blue shark (*Prionace glauca*) off the east coast of the Mexican Pacific Ocean. *Comp. Biochem. Physiol. Part C: Toxicol. Pharmacol.* 156(2), 59-66. <https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2012.04.003>

Block, B.A., Jonsen, I.D., Jorgensen, S.J., Winship, A.J., Shaffer, S.A., Bograd, S.J., Hazen, E.L., Foley, D.G., Breed, G.A., Harrison, A.-L., Ganong, J.E., Swithenbank, A., Castleton, M., Dewar, H., Mate, B.R., Shillinger, G.L., Schaefer, K.M., Benson, S.R.,

Weise, M.J., Costa, D.P., 2011. Tracking apex marine predator movements in a dynamic ocean. *Nature*. 475(7354), 86-90. <https://doi.org/10.1038/nature10082>

Bravo, S., Cruz, M., 2018. Determinación de mercurio y cadmio en el tejido muscular del tiburón rabón *Alopias pelagicus* en las costas ecuatorianas del Océano Pacífico Oriental Tropical. Tesis de pregrado, Universidad de Guayaquil, Ecuador. <http://repositorio.ug.edu.ec/handle/redug/33586>

Bryan CE. 2006. Non-lethal monitoring of trace elements in bottlenose dolphin, *Tursiops truncatus*. Master thesis, College of Charleston, Charleston, SC.

Bustamante, P., Caurant, F., Fowler, S.W., Miramand, P., 1998. Cephalopods as a vector for the transfer of cadmium to top marine predators in the north-east Atlantic Ocean. *Sci. Total Environ.* 220(1), 71-80. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(98\)00250-2](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(98)00250-2)

Cárdenas, F., Castañeda, V., Pastor, R., Baldárrago, D., Romucho, Y., 2015. Trazas de metales en agua, sedimento y organismos bentónicos en bancos naturales de las regiones Tacna y Moquegua. *Informe Instituto Mar Perú*, 42(1), 122-136. <http://biblioimarpe.imarpe.gob.pe/handle/123456789/2966>

Castro-González, M.I., Méndez-Armenta, M., 2008. Heavy metals: Implications associated to fish consumption. *Environ. Toxicol. Pharmacol.* 26, 263-271. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2008.06.001>

Cheung, G.C.K., Chang, C.Y., 2011. Cultural identities of Chinese business: Networks of the shark-fin business in Hong Kong. *Asia Pacific Business Review*, 17(3), 343-359. <http://dx.doi.org/10.1080/13602380903461623>

Chien, L.-C., Hung, T.-C., Choang, K.-Y., Yeh, C.-Y., Meng, P.-J., Shieh, M.-J., Han, B.-C., 2002. Daily intake of TBT, Cu, Zn, Cd and As for fishermen in Taiwan. *Sci. Total Environ.* 285(1), 177-185. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(01\)00916-0](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(01)00916-0)

Compagno, L.J.V., 1984. *FAO Species Catalogue, Vol. 4: Sharks of the world. An annotated and illustrated catalogue of sharks species known to date. Part 2: Carcharhiniformes.* *FAO Fish. Synop.*, 125, 251-655.

Córdova-Zavaleta, F., Mendo, J., Briones-Hernández, S.A., Acuña-Perales, N., Gonzalez-Pestana, A., Alfaro-Shigueto, J., Mangel, J.C., 2018. Food habits of the blue

shark, *Prionace glauca* (Linnaeus, 1758), in waters off northern Peru. Fishery Bulletin, 116(3-4), 310-322. <https://doi.org/10.7755/FB.116.3-4.9>

Corsolini, S., Ancora, S., Bianchi, N., Mariotti, G., Leonzio, C., Christiansen, J.S., 2014. Organotropism of persistent organic pollutants and heavy metals in the Greenland shark *Somniosus microcephalus* in NE Greenland. Mar. Pollut. Bull. 87(1-2), 381-387. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.07.021>

Doherty, P.D., Alfaro-Shigueto, J., Hodgson, D.J., Mangel, J.C., Witt, M.J., Godley, B.J., 2014. Big catch, little sharks: Insight into Peruvian small-scale longline fisheries. Ecol. Evol. 4(12), 2375-2383. <https://doi.org/10.1002/ece3.1104>

EPA. 1998. "Method 6020A (SW-846): Inductively Coupled Plasma-Mass Spectrometry," Revision 1.

European Commission, 2006. Commission Regulation (EC) No 1881/2006 of 19 December 2006 setting maximum levels for certain contaminants in foodstuffs. Official Journal of the European Union. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:32006R1881&from=en>

European Commission, 2014. Commission Regulation (EU) No 488/2014 of 12 May 2014 amending Regulation (EC) No 1881/2006 as regards maximum levels of cadmium in foodstuff. Official Journal of the European Union. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:32014R0488&from=EN>

Frazier, J.M., 1979. Bioaccumulation of cadmium in marine organisms. Environ. Health Perspect. 28, 75-79. <https://doi.org/10.1289 / ehp.792875>

Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). (1 de abril 2021). Food Supply - Livestock and Fish Primary Equivalent. <http://www.fao.org/faostat/en/#data/CL>

Godt, J., Scheidig, F., Grosse-Siestrup, C., Esche, V., Brandenburg, P., Reich, A., Groneberg, D.A., 2006. The toxicity of cadmium and resulting hazards for human health. J Occup Med Toxicol. 1, 22. <https://doi.org/10.1186/1745-6673-1-22>

Gonzalez-Pestana, A., Kouri, C., Velez-Zuazo, X., 2016. Shark fisheries in the Southeast Pacific: A 61-year analysis from Peru. *F1000Research*, 3, 164. <https://doi.org/10.12688/f1000research.4412.1>

Hauser-Davis, R.A., Rocha, R.C.C., Saint'Pierre, T.D., Adams, D.H. 2021. Metal concentrations and metallothionein metal detoxification in blue sharks, *Prionace glauca* L. from the Western North Atlantic Ocean. *J Trace Elem Med Biol*. 68, art. no. 126813. <https://doi.org/10.1016/j.jtemb.2021.126813>

Hui-Chen, W.S., Bossart, G.D., Hulsey, T.C., Fair, P.A., 2007. Trace element concentrations in skin of free-ranging bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) from the southeast Atlantic coast. *Sci. Total Environ.*, 388(1), 300-315. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.07.030>

Ibárcena, W., 2019. Estudio de la contaminación por metales pesados en las costas de Tacna-Perú. *Ciencia & Desarrollo*, 11, 113-118. <https://doi.org/10.33326/26176033.2007.11.238>

Ikem, A., Egiebor, N.O., 2005. Assessment of trace elements in canned fishes (mackerel, tuna, salmon, sardines, and herrings) marketed in Georgia and Alabama (United States of America). *J. Food Compos. Anal.* 18(8), 771-787. <https://doi.org/10.1016/j.jfca.2004.11.002>

Instituto Geofísico del Perú – IGP, 2014. Investigación sobre volcanes activos en el sur del Perú. Reporte Técnico Especial. <http://hdl.handle.net/20.500.12816/1217>

International Agency for Research on Cancer (IARC), 1993. Cadmium and Cadmium compounds, Monographs on the evaluation of the carcinogenic risks to humans. 58, 119-237. <http://www.inchem.org/documents/iarc/vol58/mono58-2.html>

International Lead Association, 2017. Lead in Aquatic Environments. International Lead Association (ILA). [https://www.ila-lead.org/UserFiles/File/Aquatic Environment Report v6 hi%20res.pdf](https://www.ila-lead.org/UserFiles/File/Aquatic%20Environment%20Report%20v6%20hi%20res.pdf)

Kim, S.W., Han, S.J., Kim, Y., Jun, J.W., Giri, S.S., Chi, C., Yun, S., Kim, H.J., Kim, S.G., Kang, J.W., Kwon, J., Oh, W.T., Cha, J., Han, S., Lee, B.C., Park, T., Kim, B.Y., Park, S.C., 2019. Heavy metal accumulation in and food safety of shark meat from Jeju island, Republic of Korea. *PLOS ONE.*, 14(3), e0212410. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0212410>

King, J.R., Wetklo, M., Supernault, J., Taguchi, M., Yokawa, K., Sosa-Nishizaki, O., Withler, R.E., 2015. Genetic analysis of stock structure of blue shark (*Prionace glauca*) in the north Pacific Ocean. *Fish. Res.* 172, 181-189. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2015.06.029>

Klarian, S., Canales-Cerro, C., Barría, P., Zarate, P., Concha, F., Hernandez, S., Heidemeyer, M., Sallaberry, P., Melendez, R., 2017. New insights on trophic ecology of blue (*Prionace glauca*) and mako sharks (*Isurus oxyrinchus*) from the oceanic eastern South Pacific. *Mar. Biol. Res.*, 14. <https://doi.org/10.1080/17451000.2017.1396344>

Köck, G., Triendl, M. and Hofer, R. 1996. Seasonal patterns of metal accumulation in Arctic char (*Salvelinus alpinus*) from an oligotrophic Alpine lake related to temperature. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53, 780–786. <https://doi.org/10.1139/f95-243>

Lara, A., Galván-Magaña, F., Elorriaga-Verplanckena, F., Marmolejo-Rodríguez, A.J., Gonzalez-Armasa, R., Arreola-Mendoza, L., Sujithac, S.B., Jonathan, M.P. 2020. Bioaccumulation and trophic transfer of potentially toxic elements in the pelagic thresher shark *Alopias pelagicus* in Baja California Sur, Mexico. *Mar. Pollut. Bull.* 156, 111192. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111192>

Le Bourg, B., Kiszka, J.J., Bustamante, P., Heithaus, M.R., Jaquemet, S., Humber, F. 2019. Effect of body length, trophic position and habitat use on mercury concentrations of sharks from contrasted ecosystems in the southwestern Indian Ocean. *Environ. Res.* 169, 387-395. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2018.11.024>

Liang, Y., Cheung, R.Y.H., Wong, M.H., 1999. Reclamation of wastewater for polyculture of freshwater fish: Bioaccumulation of trace metals in fish. *Water Res.*, 33(11), 2690-2700. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(98\)00473-4](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(98)00473-4)

Loor-Andrade, P., Pincay-Espinoza, J., Rosas-Luis, R. 2016. Diet of the blue shark *Prionace glauca* in the Ecuadorian Pacific Ocean during the years 2013 to 2015. *J. Appl. Ichthyol.*, 33, 558-562. <https://doi.org/10.1111/jai.13329>

López de la Lama, R., De la Puente, S., Riveros, J.C., 2018. Attitudes and misconceptions towards sharks and shark meat consumption along the Peruvian coast. *PLOS ONE*, 13(8), e0202971. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0202971>

Lopez, S.A., Abarca, N.L., Meléndez, R.C., 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. *Trop. Conserv. Sci.* 6(1), 126-137. <https://doi.org/10.1177/194008291300600103>

Lopez, S., Barría, P., Meléndez, R., 2012. Feeding and trophic relationships of two highly migratory sharks in the eastern south Pacific Ocean. *Pan-Am. J. Aquat. Sci.* 7(1), 50-56.

Maquera, A., 2016. Estimación de las longitudes total y horquilla de *Prionace glauca* tiburón azul a partir de longitudes alternativas. Tesis de pregrado, Universidad Nacional de Moquegua, Moquegua, Perú. <http://repositorio.unam.edu.pe/handle/UNAM/9>

Markaida, U., Sosa-Nishizaki, O., 2010. Food and feeding habits of the blue shark *Prionace glauca* caught off Ensenada, Baja California, Mexico, with a review on its feeding. *J. Mar. Biolog. Assoc. U.K.* 90(5), 977-994. <https://doi.org/10.1017/S0025315409991597>

Mathews, T., Fisher, N.S., 2009. Dominance of dietary intake of metals in marine elasmobranch and teleost fish. *Sci. Total Environ.* 407(18), 5156-5161. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.06.003>

Mejuto, J., García-Cortés, B., 2005. Reproductive and distribution parameters of the blue shark *Prionace glauca*, on the Basis of on-Board Observations at Sea in the Atlantic, Indian and Pacific Oceans. *Col.Vol.Sci.Pap. ICCAT*, 58(3), 951-973.

Mohammed, A., Mohammed, T., 2017. Mercury, arsenic, cadmium, and lead in two commercial shark species (*Sphyrna lewini* and *Carcharhinus porosus*) in Trinidad and Tobago. *Mar. Poll. Bull.* 119(2), 214-218. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.04.025>

Moiseenko, T.I., Gashkina, N.A., 2018. Biogeochemistry of Cadmium: Anthropogenic dispersion, bioaccumulation, and ecotoxicity. *Geochem Int.*, 56(8), 798-811. <https://doi.org/10.1134/S0016702918080062>

Moustafa, M.Z., El-Sayed, E.M., 2014. Impact of Water Pollution with Heavy Metals on Fish Health: Overview and Updates. *Glob. Vet.* 12 (2), 219-231. [https://www.idosi.org/gv/gv12\(2\)14/12.pdf](https://www.idosi.org/gv/gv12(2)14/12.pdf)

Mull C.G., Lyons, K., Blasius, M.E., Winkler, C., O'Sullivan, J.B., et al. 2013. Evidence of Maternal Offloading of Organic Contaminants in White Sharks

(*Carcharodon carcharias*). PLoS ONE 8(4), e62886.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0062886>

Nakano, H., Stevens, J., 2008. Chapter 12: The biology and ecology of the blue shark, *Prionace glauca*. In *Sharks of the Open Ocean: Biology, Fisheries and Conservation*. (pp. 140-151). <https://doi.org/10.1002/9781444302516.ch12>

Núñez-Nogueira, G., 2005. Concentration of essential and non-essential metals in two shark species commonly caught in Mexican (Gulf of Mexico) coastline. In: Botello, A.V., Rendón-von Osten, J., Gold-Bouchot, G., Agraz-Hernández, C. (Eds.), *Golfo de México Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico Y Tendencias*, 2da ed. Univ. Autón. de Campeche, Univ. Nal. Autón. de México, Instituto Nacional de Ecología, Tlacopac, Mexico, pp. 451–474.

Organismo Nacional de Sanidad Pesquera (SANIPES), 2016. Indicadores sanitarios y de inocuidad para los productos pesqueros y acuícolas para mercado nacional y de exportación. <http://extwprlegs1.fao.org/docs/pdf/per159176anx.pdf>

Ormaza-González, F.I., Ponce-Villao, G.A., Pin-Hidalgo, G.L., 2020. Low mercury, cadmium and lead concentrations in tuna products from the eastern Pacific. *Heliyon*. 6(7), 304576. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e04576>

Pajuelo J, Torres L, Agüero R, Bernui I., 2019. Sobrepeso y obesidad en la población adulta del Perú. *An Fac med*. 80(1), 21-7. <https://doi.org/10.15381/anales.v80i1.15863>

Pardo-Gandarillas, M., Duarte, F., Chong, J., Ibáñez, C., 2007. Diet of juvenile blue sharks *Prionace glauca* (Linnaeus, 1758) (Carcharhiniformes: Carcharhinidae) in coastal waters off central-south Chile. *Rev Biol Mar Oceanogr*. 42(3), 365-369. <http://repositorio.uchile.cl/handle/2250/164506>

Pethybridge, H., Cossa, D., Butler, E.C.V., 2010. Mercury in 16 demersal sharks from southeast Australia: Biotic and abiotic sources of variation and consumer health implications. *Mar. Environ. Res*. 69(1), 18-26. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2009.07.006>

Queiroz, N., Humphries, N.E., Mucientes, G., Hammerschlag, N., Lima, F.P., Scales, K.L., Miller, P.I., Sousa, L.L., Seabra, R., Sims, D.W., 2016. Ocean-wide tracking of pelagic sharks reveals extent of overlap with longline fishing hotspots. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A*. 113(6). <https://doi.org/10.1073/pnas.1510090113>

Queiroz, N., Humphries, N.E., Noble, L.R., Santos, A.M., Sims, D.W., 2010. Short-term movements and diving behaviour of satellite-tracked blue sharks *Prionace glauca* in the northeastern Atlantic Ocean. *Mar. Ecol. - Prog. Ser.* 406, 265-279. <https://doi.org/10.3354/meps08500>

Reátegui-Quispe, A., Pariona-Velarde, D., Reátegui-Quispe, A., Pariona-Velarde, D., 2019. 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. *Rev Biol Mar Oceanogr.* 54(3), 336-342. <https://doi.org/10.22370/rbmo.2019.54.3.2029>

Renieri, E., Alegakis, A., Kiriakakis, M., Vinceti, M., Ozcagli, E., Wilks, M., Tsatsakis, A., 2014. Cd, Pb and Hg biomonitoring in fish of the mediterranean region and risk estimations on fish consumption. *Toxics*, 2(3), 417-442. <https://doi.org/10.3390/toxics2030417>

Rigby, C.L. et al., 2019. *Prionace glauca*. The IUCN Red List of Threatened Species 2019: e.T39381A2915850. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2019-3.RLTS.T39381A2915850.en>

Rodríguez Heredia, D., 2017. Intoxicación ocupacional por metales pesados. *MEDISAN*, 21(12), 3372-3385. http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1029-30192017001200012&lng=es&tlng=es

R Core Team. 2018. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. Vienna: R Foundation for Statistical Computing.

Sánchez, G, Blas, N., Chau, G., 2010. Informe del Estado del Ambiente Marino de Perú (p. 1-169). web: www.cpps-int.org

Smolikova, V., Ridoskova, A., Pelcova, P., 2016. Determination of heavy metals in fish products. *MendelNet* 2016, 23, 651-656. <https://mendelnet.cz/pdfs/mnt/2016/01/116.pdf>

Storelli, M.M., Ceci, E., Storelli, A., Marcotrigiano, G.O., 2003. Polychlorinated biphenyl, heavy metal, and methylmercury residues in hammerhead sharks: Contaminant status and assessment. *Mar. Pollut. Bull.* 46(8), 1035-1039. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(03\)00119-X](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(03)00119-X)

Storelli, M.M., Barone, G., Marcotrigiano, G., 2005. Cadmium in Cephalopod Molluscs: Implications for Public Health. *Journal of food protection*.68, 577-80. doi: 10.4315/0362-028x-68.3.577

Sokal R. R., Rohlf F. J., 2012. *Biometry*. 4th edition. W. H. Freeman and Company, New York, USA.

Terrazas-López, R., Arreola-Mendoza, L., Galván-Magaña, F., Anguiano-Zamora, M., Sujitha, S.B., Jonathan, M.P., 2016. Cadmium concentration in liver and muscle of silky shark (*Carcharhinus falciformis*) in the tip of Baja California south, México. *Mar. Pollut. Bull.* 107(1), 389-392. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.03.035>

Vas, P., 1991. Trace metal levels in sharks from British and Atlantic waters. *Mar. Pollut. Bull.* 22(2), 67-72. [https://doi.org/10.1016/0025-326X\(91\)90138-I](https://doi.org/10.1016/0025-326X(91)90138-I)

Wang, X., Sato, T., Xing, B., Tao, S., 2005. Health risks of heavy metals to the general public in Tianjin, China via consumption of vegetables and fish. *Sci. Total Environ.* 350, 28-37. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.09.044>

World Health Organization (WHO). 2019. Exposure to cadmium: a major public health concern. <https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/329480/WHO-CED-PHE-EPE-19.4.3-eng.pdf?ua=1>

World Health Organization (WHO). 2010. Childhood lead poisoning. World Health Organization. <https://apps.who.int/iris/handle/10665/136571>

Zhang, J., Zhou, F., Chen, C., Sun, X., Shi, Y., Zhao, H., Chen, F., 2018. Spatial distribution and correlation characteristics of heavy metals in the seawater, suspended particulate matter and sediments in Zhanjiang Bay, China. *PLOS ONE*, 13(8), e0201414. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0201414>

FIGURES AND TABLES

Table 1

Comparison values of Cd and Pb in the muscle of different pelagic shark species from different parts of the world with the present study.

Shark species	TL (cm)	Location	Concentration (mg/kg w.w.)		References
			Cd	Pb	
<i>Prionace glauca</i>	203.0-219.0	English Channel, North Atlantic	0.45	<0.02	Vas, 1991
<i>Galeus melastomus</i>	60.5-67.8	Rockall Trough, North Atlantic	0.08	0.16	Vas, 1991
<i>Galeorhinus galeus</i>	108.5-111.0	Liverpool Bay, North Atlantic	<0.02	0.16	Vas, 1991
<i>Sphyrna zygaena</i>	277.0–303.0	Ionian Sea, Italy	0.02–0.03	0.02–0.04	Storelli et al., 2003
<i>Carcharhinus limbatus</i>	59.9-164.0	Gulf of Mexico	0.35±0.17	2.51±2.17	Núñez-Nogueira, 2005
<i>Prionace glauca</i>	117.0-269.0	Baja California Sur, Mexico	0.2±0.12	<0.074	Barrera-García et al., 2012
<i>Prionace glauca</i>	100.0-400.0	Chile		2.24 ± 0.81	Lopez et al., 2013
<i>Isurus oxyrinchus</i>	150.0-450.0	Chile		0.85±0.47	Lopez et al., 2013
<i>Prionace glauca</i>	112.0-167.0	Portugal	0.01±0.03	0.12±0.11	Alves et al., 2016
<i>Carcharhinus falciformis</i>		Baja California Sur, Mexico	0.37		Terrazas-López et al., 2016
<i>Alopias pelagicus</i>	238.29-264.04	Ecuador	0.09		Bravo and Cruz, 2018
<i>Carcharhinus brachyurus</i>	68.0–190.0	Jeju Island, Republic of Korea	0.00±0.00	0.04 ± 0.05	Kim et al., 2019
<i>Carcharhinus obscurus</i>	114.0–118.0	Jeju Island, Republic of Korea	0.00±0.00	0.08 ± 0.06	Kim et al., 2019
<i>Isurus oxyrinchus</i>	110.0–137.0	Jeju Island, Republic of Korea	0.00±0.00	0.06±0.02	Kim et al., 2019
<i>Prionace glauca</i>	146.3-234.2	Peru	0.01-0.04	0.04-0.25	Reátegui-Quispe et al., 2019
<i>Alopias pelagicus</i>	77.0-293.0	Baja California Sur, Mexico	0.18±0.17		Lara et al. 2020
<i>Prionace glauca</i>	122-257	Colima coast, Mexico	0.76 ± 0.3	2.89 ± 2.8	Álvaro-Berlanga et al., 2021
<i>Carcharhinus falciformis</i>		Colima coast, Mexico	1.44 ± 1.50	4.08 ± 6.57	Álvaro-Berlanga et al., 2021
<i>Alopias pelagicus</i>		Colima coast, Mexico	2.32 ± 2.40	2.61 ± 2.58	Álvaro-Berlanga et al., 2021
<i>Prionace glauca</i>	122.6-200.6	Peru	0.009±0.002	0.009±0.007	Present Study

Table 2

Estimated target hazard quotient (THQ) for Cd and Pb by consumption of blue shark.

Element	Concentration (mg/kg, min. – max.)	RfDO (mg/kg-day)	THQ
Cd	0.004 – 0.015	0.0005	0.0011 – 0.0037
Pb	0.004 – 0.030	0.0035	0.0002 – 0.0011

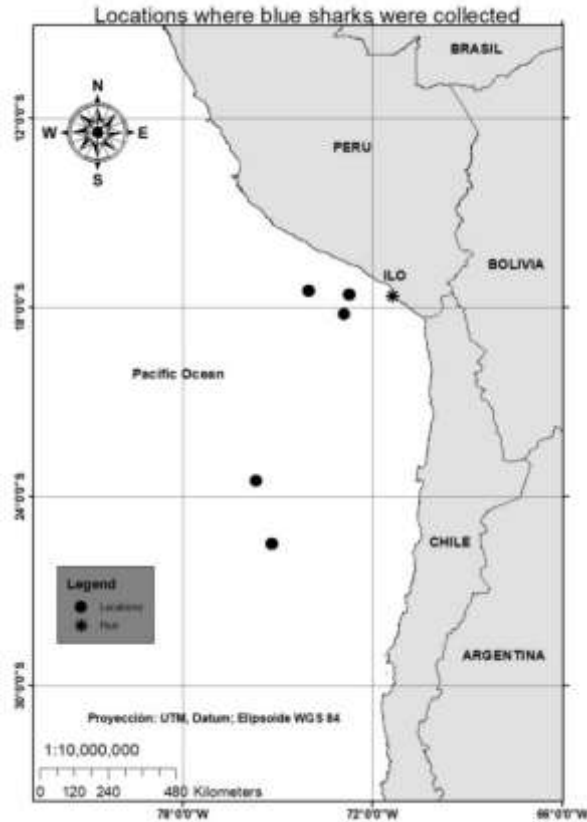


Fig. 1. Map of locations where blue sharks were captured in the Southeastern Pacific Waters.

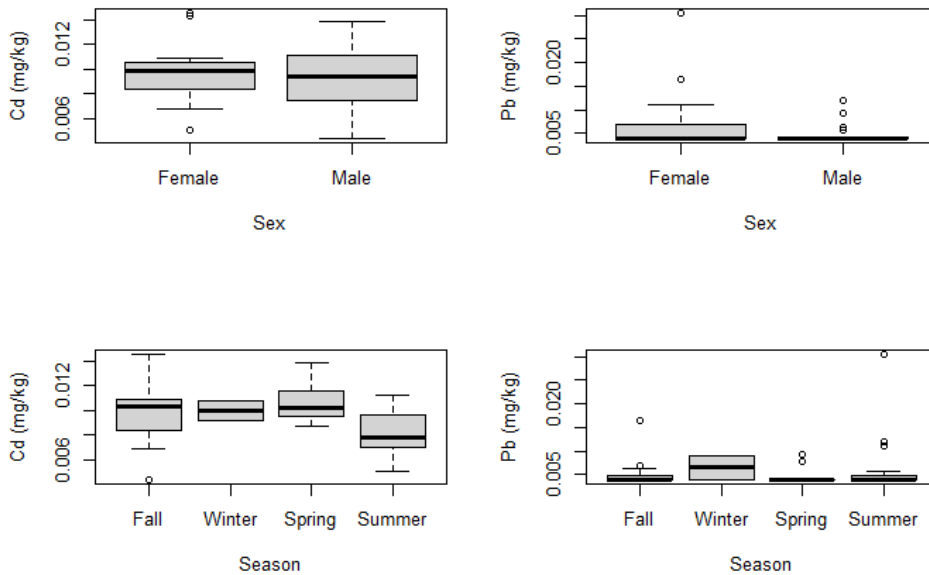


Fig. 2. Boxplot of Cd and Pb levels in the muscle of blue sharks according to sex and seasons.

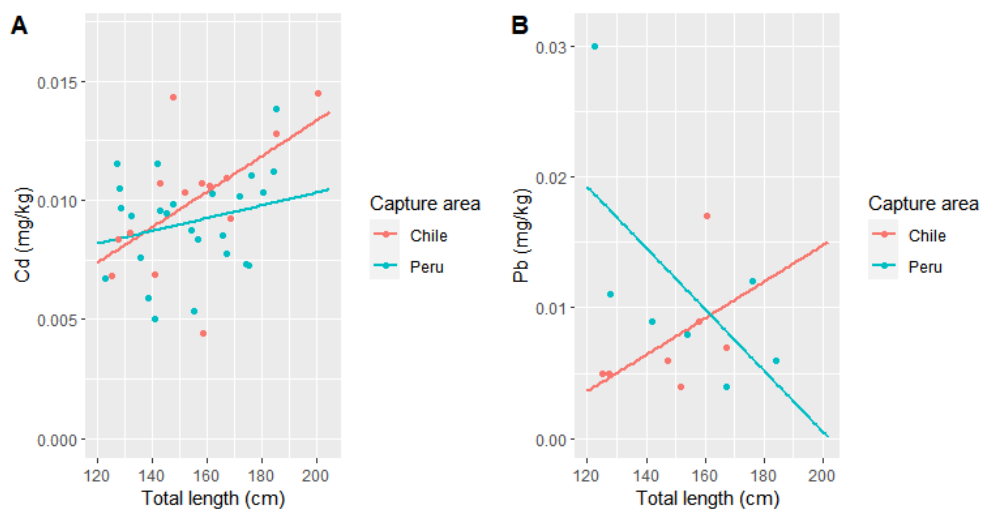


Fig. 3. Relationship between the body size and Cd and Pb levels in the muscle of blue sharks from Peru and Chile.

**Niveles de cadmio y plomo en el tejido muscular del tiburón azul
(*Prionace glauca*) en las aguas del Pacífico sureste**

Cristel Cordero-Maldonado^{a,*} and Pepe Espinoza^{a,b}

^a *Carrera de Biología Marina, Facultad de Ciencias Veterinarias y Biológicas,
Universidad Científica del Sur, Lima, Peru.*

^b *Instituto del Mar del Perú. Esquina Gamarra con General Valle, Chucuito, Callao,
Perú.*

*Autor de correspondencia.

Correo electrónico: cristelcorderom.96@gmail.com

ORCID

Cristel Cordero-Maldonado:

<https://orcid.org/0000-0002-8770-7708>

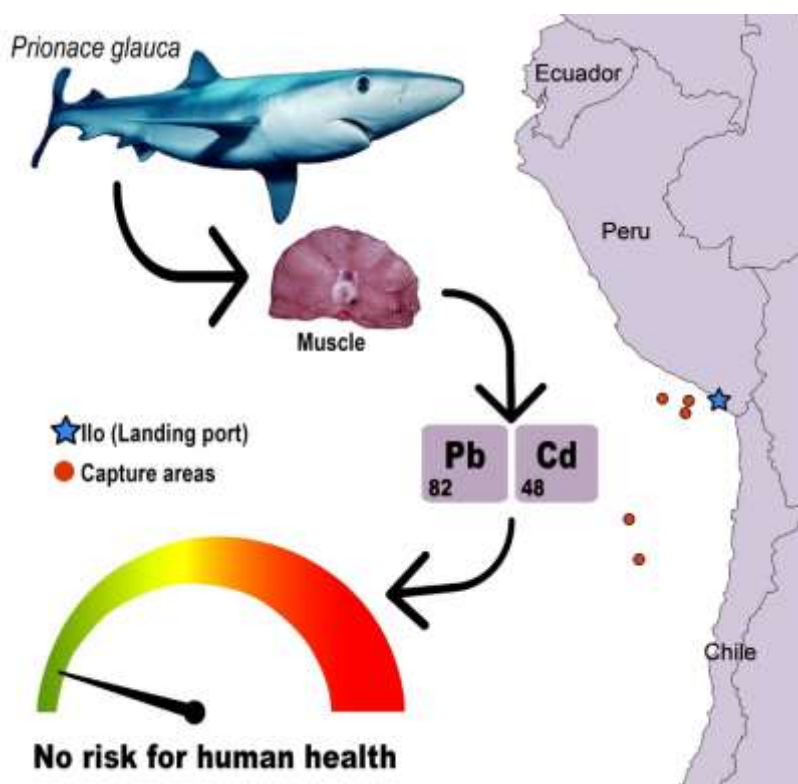
Pepe Espinoza:

<https://orcid.org/0000-0001-5149-8310>

Destacados

- El tiburón azul (*Prionace glauca*) es la especie de elasmobranquio más capturada y consumida en el Perú.
- La concentración de cadmio y plomo estuvo por debajo de los límites máximos permisibles para el consumo humano establecidos por las regulaciones nacionales e internacionales.
- La mayor concentración de cadmio ($0,015 \text{ mg kg}^{-1}$) se registró en la hembra más grande de 200,6 cm LT, mientras que la de plomo ($0,030 \text{ mg kg}^{-1}$) se registró en la hembra más pequeña de 122,6 cm LT.
- Los tiburones azules por encima de la talla mínima de captura (160 cm LT) tenían concentraciones de cadmio significativamente más altas ($0.010 \pm 0.002 \text{ mg kg}^{-1}$) en comparación con los individuos más pequeños ($0.008 \pm 0.002 \text{ mg kg}^{-1}$).

Resumen gráfico



I. INTRODUCCIÓN

El tiburón azul *Prionace glauca* (Linnaeus, 1758) es una especie pelágica y altamente migratoria asociada con aguas tropicales y templadas (Compagno, 1984), a menudo se encuentra a profundidades de hasta 300 m y ocasionalmente a profundidades superiores a 600 m (Nakano y Stevens, 2008; Queiroz et al., 2010). Pese a estar clasificada como una especie "casi amenazada" según la Lista Roja de Especies Amenazadas de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN, por sus siglas en inglés) (Rigby et al., 2019), se desconocen muchos aspectos de su biología y ecología. Sin embargo, esta especie se presenta con alta frecuencia a lo largo de la costa peruana, registrando los valores de desembarque más altos de todo el Pacífico sureste, donde esta especie representa el 42% del total de tiburones capturados por la flota pesquera artesanal peruana, cuya carne se destina principalmente al consumo humano local directo y también para exportación a Brasil (González-Pestana et al., 2016). Asimismo, las aletas se exportan principalmente al mercado de Hong Kong (Cheung y Chang, 2011), lo que ha provocado un aumento de las capturas, cuyas consecuencias no han sido evaluadas.

Por otro lado, el comportamiento migratorio del tiburón azul le permite acceder a diferentes hábitats en los que está expuesta a diferentes elementos traza no esenciales como el cadmio (Cd) y el plomo (Pb), los cuales presentan alta toxicidad y persistencia en ecosistemas acuáticos (Frazier, 1979; Rodríguez Heredia, 2017). Los tiburones, al ser especies de crecimiento lento, longevos y posicionarse en altos niveles tróficos, están más expuestos a la contaminación marina a través de procesos de bioacumulación y biomagnificación, por lo que han sido clasificados como organismos centinela (Alves et al., 2016; Vas, 1991).

En el medio marino, los metales pesados como el Cd y el Pb están presentes en el agua, los sedimentos y las partículas (Zhang et al., 2018). El Cd se encuentra naturalmente en el medio ambiente en cantidades traza debido a la actividad volcánica y la erosión de las rocas. Sin embargo, sus concentraciones se han incrementado principalmente debido a actividades antropogénicas como los procesos metalúrgicos de metales no ferrosos como el cobre, el plomo y el zinc (Godt et al., 2006; Moiseenko y Gashkina, 2018). En efecto, la presencia de metales pesados en el sur de Perú se atribuye a la actividad minera (Cárdenas et al., 2015; Ibárcena, 2019; Sánchez et al., 2010) y a los volcanes activos en la zona (Instituto Geofísico del Perú-IGP, 2014). En Perú, solo existe un estudio que reporta la carga de metales pesados como Cd y Pb en tejido muscular del tiburón azul de

la zona sur (Reátegui-Quispe et al., 2019), donde se encuentra el mayor desembarco de toda la costa peruana, especialmente en el puerto de Ilo -Moquegua (Doherty et al., 2014; Gonzalez-Pestana et al., 2016). Sin embargo, dicho estudio no incluye factores como temporadas y diferentes áreas de captura.

Dado que los tiburones bioacumulan metales pesados en sus tejidos, la ingesta de estas especies se considera de riesgo para los humanos (Smolikova et al., 2016; Mohammed y Mohammed, 2017). La exposición crónica a estos elementos, incluidos Cd y Pb, puede generar efectos adversos incluso en concentraciones muy bajas (Castro-González y Méndez-Armenta, 2008). Ambos metales se encuentran entre los 10 productos químicos de mayor preocupación para la salud pública según la Organización Mundial de la Salud. El Cd puede causar disfunción renal, alteraciones en el metabolismo del calcio, daños óseos como osteomalacia y osteoporosis (OMS, 2019). Además, el Cd se acumula principalmente en el hígado y el riñón hasta por 30 años (Castro-González y Méndez-Armenta, 2008) y está considerado como carcinógeno (IARC, 1993; OMS, 2019). Mientras que el Pb puede ocasionar problemas gastrointestinales, cardiovasculares, neurológicos, entre otros (Abadin et al., 2007), acumulándose principalmente en los huesos hasta por 30 años (Renieri et al., 2014). Sin embargo, los niños están más expuestos, presentando una mayor absorción gastrointestinal de plomo que los adultos, dañando su cerebro y sistema nervioso en desarrollo (OMS, 2010).

Por lo tanto, en este estudio se trazaron los siguientes objetivos: (i) determinar los niveles de cadmio y plomo en el tejido muscular del tiburón azul *P. glauca* capturada en las aguas del Pacífico sureste (APSE) y desembarcada en el sur del Perú, (ii) determinar la relación con la longitud total (TL), el sexo, las estaciones del año y las áreas de captura, (iii) evaluar el riesgo para el consumo humano.

II. MATERIALES Y MÉTODOS

Las muestras fueron recolectadas entre mayo de 2019 y febrero de 2020 en el Desembarcadero de Pesca Artesanal - DPA de Ilo ($17^{\circ} 38' 45''$ S - $71^{\circ} 21' 01''$ W) en Moquegua, Perú (**Fig. 1**). Se obtuvieron un total de 40 muestras durante los 4 muestreos realizados en otoño ($n = 13$), invierno ($n = 2$), primavera ($n = 10$) y verano ($n = 15$). Los tiburones fueron capturados por la flota artesanal con espinel de superficie en zonas distantes entre 50 y 520 nm de la costa ($17^{\circ} - 25^{\circ}$ S y $72^{\circ} - 75^{\circ}$ W) (Fig. 1). Los tiburones

se desembarcan sin cabeza y eviscerados, para lo cual se estimó la longitud total (LT) a través de la longitud interdorsal (LID) utilizando la ecuación lineal propuesta por Maquera (2016):

$$LT = 4.4321 LID + 14.4326$$

El sexo se identificó a través del gonopterigio presente en los machos. Asimismo, la posición geográfica de la zona de captura (localizaciones) se obtuvo a partir de un receptor GPS a bordo. Diferenciamos los tiburones pequeños de los grandes, considerando la Talla Mínima de Captura (TMC) para la especie en el Perú, que es de 160 cm TL (Resolución Ministerial N° 209-2001-PE).

Se realizó un corte de músculo blanco de la parte antero-dorsal del tiburón, obteniendo muestras de 50 g. Estas se limpiaron con agua destilada, se etiquetaron y se colocaron en bolsas de polietileno en el laboratorio del Instituto del Mar del Perú - IMARPE en la sede de Ilo, donde todo se manipuló con material esterilizado para evitar la contaminación cruzada. Las muestras fueron almacenadas en el congelador (-20° C) hasta su procesamiento. Luego, se procedió a su preprocesamiento mediante digestión ácida con ácido nítrico al 65% (HNO₃) utilizando un sistema de microondas (López et al., 2013), y posteriormente, la solución acuosa fue filtrada con papel filtro Whatman 541 de 0,45 µm. Finalmente, se determinó la concentración total de los analitos mediante Espectrometría de Masas de Plasma Acoplado Inductivamente, ICP - MS (método EPA 6020A), realizada en el laboratorio de ensayos de CERPER - Certificaciones del Perú SA. Los resultados de los análisis se presentaron en mg/kg, y el límite de detección del método (LDM) para Cd y Pb fue de 0,004 mg/kg.

La información se utilizó para estimar el nivel de riesgo para la salud derivado de la exposición al Cd y al Pb a través de la ingestión de carne de tiburón azul, utilizando el modelo Cociente de Peligro Objetivo (THQ, por sus siglas en inglés) propuesto por Chien et al. (2002):

$$THQ = \frac{EF_r \cdot ED_{tot} \cdot IFR \cdot C}{RfDO \cdot BW_a \cdot AT_n} \cdot 10^{-3}$$

donde EFr es la frecuencia de exposición (estimada en 52 días/año); ED_{tot} es el tiempo de exposición (70 años, equivalente a la longevidad humana media); IFR es la tasa de ingesta del alimento (8,2 g/persona/día); C es la concentración de metal (mg/kg); RfDO son las dosis orales de referencia (Cd = 0.001 mg/kg/día y Pb = 0,004 mg/kg/día); BW_a

es el peso corporal promedio (64 kg para los adultos peruanos) y ATn es la duración promedio de la exposición (52 días/año × número de años de exposición) (Amirah et al., 2013; Mohammed y Mohammed, 2017 ; Wang et al., 2005; FAO, 2021, Pajuelo et al., 2019). Cuando el THQ < 1, significa que es poco probable que la exposición diaria per cápita a este nivel cause efectos nocivos durante la vida de la población consumidora, por lo que sus efectos adversos se consideran insignificantes (Chien et al., 2002).

La normalidad y la homocedasticidad fueron evaluadas mediante las pruebas de Lilliefors y Barlett, respectivamente. Sólo los datos de Cd mostraron una distribución normal, por lo que se utilizó la prueba t de Student (Sokal y Rohlf, 2012) para comparar el nivel medio según la TMC, el sexo y áreas de captura, mientras que el análisis de varianza de una vía (ANOVA) para comprobar las diferencias según las estaciones del año. Para analizar los datos de Pb, se utilizó la prueba de Mann-Whitney para comparar las medianas según la TMC, el sexo y las áreas de captura, mientras que la prueba de Kruskal-Wallis para las comparaciones entre las estaciones del año. Por último, las correlaciones entre los niveles de los elementos analizados y la LT del tiburón se evaluaron con el coeficiente de correlación de Pearson para el Cd y el coeficiente de correlación de Spearman para el Pb. Todos los análisis estadísticos se realizaron con el paquete de software estadístico R (R Core Team, 2018) con un nivel de significación de $p < 0.05$.

III. RESULTADOS Y DISCUSIONES

Los tiburones azules tenían una longitud total entre 122.6 – 200.6 cm, donde los individuos machos (n = 19) medían entre 127 – 185.1 cm y las hembras (n = 21) entre 122.6 – 200.6 cm. Los análisis de Cd y Pb en los tejidos musculares dorsales comestibles del tiburón azul de las APSE oscilaron entre 0.004 – 0.015 y 0.004 – 0.030 mg kg⁻¹ en peso húmedo, respectivamente. Sin embargo, cabe señalar que sólo el 35% de las concentraciones de Pb estaban por encima del LDM.

Las concentraciones de metales pesados en los peces están asociadas a diferentes procesos de bioacumulación, influidos por factores abióticos (por ejemplo, la forma química del metal en el agua, la temperatura del agua y el pH) y bióticos (por ejemplo, el sexo, el tamaño corporal, la condición fisiológica, la posición trófica) (Castro-González y Méndez-Armenta, 2008; Le Bourg et al., 2019). Las altas temperaturas del agua indican

mayores tasas de absorción atribuidas a un aumento de la tasa metabólica de los peces (Kock et al., 1996). Mientras que un pH bajo del agua cambia la solubilidad de los metales, además la acidez del agua daña los epitelios branquiales de los peces, volviéndose más permeables a los metales (Moustafa y El-Sayed, 2014). La variabilidad en la concentración de metales por sexo se debe principalmente a los hábitos alimenticios asociados a la segregación de la población, donde las hembras son más costeras en comparación con los machos, presentando una mayor exposición a fuentes de contaminación por metales a través de sus presas (Álvaro-Berlanga et al., 2021).

Asimismo, debido a su fisiología reproductiva, las hembras adultas tienden a acumular mayores concentraciones de metales al aportar nutrientes esenciales a los embriones (Mull et al., 2013; Terrazas-López et al., 2016). Por otro lado, los individuos de mayor tamaño tienen una mayor capacidad para cazar presas más grandes, influyendo en la acumulación de metales (Álvaro-Berlanga et al., 2021).

Las concentraciones de Cd y Pb determinadas en este estudio están por debajo de las reportadas para la misma especie y otros tiburones pelágicos en diferentes ecosistemas marinos del mundo (**Tabla 1**). Es ampliamente reconocido que los tiburones bioacumulan metales pesados a través de la dieta (Mathews y Fisher, 2009; Pethybridge et al., 2010). En las APSE, el tiburón azul se alimenta principalmente de peces óseos como la caballa, el atún y la anchoveta (Klarian et al., 2017; López et al., 2012; Pardo-Gandarillas et al., 2007), los cuales presentan bajos niveles de Cd y Pb en comparación con el Hg (Ikem y Egiebor, 2005; Ormaza-González et al., 2020). Sin embargo, otros órganos como el hígado y el riñón pueden estar acumulando mayores concentraciones de Cd debido a una mayor proporción de metalotioneínas, que tienen una gran capacidad para secuestrar metales (Corsolini et al., 2014; Terrazas-López et al., 2016; Lara et al., 2020), siendo este uno de los mecanismos de detoxificación más importantes para el Cd y el Pb (Hauser-Davis et al., 2021). Sin embargo, son necesarios más estudios para confirmar estas hipótesis.

Por otro lado, hemos detectado una débil correlación positiva entre el tamaño corporal y los niveles de cadmio ($r = 0.38$, $p = 0.01$, $n = 40$) (**Fig. 3A**). Se detectaron diferencias significativas ($p = 0.04$) en las concentraciones de Cd entre los tiburones pequeños (0.008 ± 0.002 mg kg⁻¹) y los grandes (0.010 ± 0.002 mg kg⁻¹). Cabe destacar que el espécimen más grande fue una hembra de 200,6 cm de la costa del centro-norte de Chile, que reportó la mayor concentración de Cd de 0.015 mg kg⁻¹, lo que corrobora el aumento del Cd a

medida que crece (Marcovecchio et al., 1991; Terrazas-López et al., 2016). En el caso del Pb, no existe una relación clara con respecto al tamaño corporal ($r = -0.08$, $p = 0.78$, $n = 14$). Asimismo, no hubo diferencias entre individuos pequeños y grandes ($p < 0.05$). Aparentemente, los tiburones azules no estarían bioacumulando significativamente el plomo en su músculo.

Sin embargo, la mayor concentración de Pb de 0.030 mg kg^{-1} se registró en el individuo más pequeño de las aguas costeras del sur de Perú, siendo una hembra juvenil de 122.58 cm TL . Según Klarian et al. (2017), los tiburones azules pequeños pueden alimentarse de los restos de animales muertos como el delfín mular *Tursiops truncatus*, que son ampliamente reconocidos como bioacumuladores y biomagnificadores de metales pesados (Marcovecchio et al., 1991). De hecho, en la piel de este delfín se han registrado valores entre $0.056 \pm 0.076 \text{ mg kg}^{-1} \text{ d.w.}$ en Florida, Estados Unidos (Bryan, 2006) y $0.340 \pm 0.270 \text{ mg kg}^{-1} \text{ d.w.}$ de Pb en Charleston, Estados Unidos (Hui-Chen et al., 2007). Asimismo, durante la misma temporada, detectamos un individuo de 127.89 cm TL con una concentración de 0.011 mg kg^{-1} de Pb en el músculo, lo que representa un tercio de la concentración del individuo más pequeño. Esta diferencia parece tener respuesta en la propuesta de Liang et al. (1999), de que los peces pequeños, al estar en crecimiento y tener una tasa metabólica acelerada, asimilarían y eliminarían los metales más rápidamente a corto plazo. Sin embargo, no hay estudios sobre elasmobranquios que apoyen tal afirmación.

Por otro lado, no detectamos diferencias entre los niveles de Cd en el músculo con respecto al sexo ($p = 0.58$, $n = 40$), así como a las estaciones ($p = 0.07$, $n = 40$). El mismo resultado ocurrió con el Pb con respecto al sexo ($p = 0.80$, $n = 14$) y a las estaciones ($p = 0.64$, $n = 14$) (**Fig. 2**). Aparentemente, esto podría explicarse porque tanto las hembras como los machos presentan una estrategia de alimentación similar en todo momento (Córdova-Zavaleta et al., 2018; López et al., 2012; Markaida y Sosa-Nishizaki, 2010). El principal mecanismo de transferencia de metales pesados es a través de las presas, sabemos que en el norte de Perú los tiburones azules se alimentan principalmente de cefalópodos (Córdova-Zavaleta et al., 2018), mientras que en el sur de Perú y norte de Chile se alimentan principalmente de peces (López et al., 2012; Pepe Espinoza, com. pers., marzo 2021).

En cuanto al área de captura, se diferenciaron dos zonas: las aguas costeras del sur de Perú y alta mar del centro-norte de Chile. No se detectaron diferencias significativas en

los niveles de Cd ($p = 0.27$) y Pb ($p = 0.32$) en el tejido muscular de los tiburones azules con respecto a las zonas de captura. En efecto, el tiburón azul peruano y chileno pertenecería al stock del Pacífico Sur (Rigby et al., 2019), siendo independiente en términos demográficos del stock del Pacífico Norte, donde la zona ecuatorial representaría una barrera entre ambos (Block et al., 2011; King et al., 2015). Asimismo, se han reportado tallas más grandes en Ecuador y el norte de Perú (Córdova-Zavaleta et al., 2018; Loor-Andrade et al., 2016), en comparación con las tallas reportadas en el presente estudio. Esto indicaría que los tiburones azules de mayor tamaño estarían más al norte en aguas cálidas y luego migrarían a aguas templadas donde se desarrollaría el proceso de parto y posterior crecimiento de los tiburones, asociado a la alta disponibilidad de alimento (Mejuto y García-Cortés, 2005). Por lo tanto, podemos inferir que los tiburones azules capturados en aguas peruanas y fuera de las aguas chilenas serían los mismos individuos que se encuentran en constante migración (Queiroz et al., 2016), apoyando la idea de que pertenecen al mismo stock, presentando concentraciones similares de Cd y Pb. Sin embargo, desconocemos la dinámica de migración, por lo que se sugieren más estudios.

Las concentraciones de Cd y Pb en este estudio (**Tabla 2**) estuvieron por debajo del límite máximo permisible (LMP) en carne de pescado para consumo humano, establecido por la autoridad nacional, Organismo Nacional de Sanidad Pesquera (SANIPES), y la autoridad internacional, Comisión Europea, siendo para ambos 0.05 mg kg^{-1} para Cd y 0.30 mg kg^{-1} para Pb (SANIPES, 2016; Comisión Europea, 2006, 2014). Además, según los valores de THQ para los metales presentes en el tejido muscular del tiburón azul que consume la población, están en el rango de $0,001 - 0,0037$ para el Cd y $0,0002 - 0,0011$ para el Pb (**Tabla 2**), lo que se interpreta como poco preocupante siendo < 1 (Chien et al., 2002). Estas estimaciones son las primeras de este tipo realizadas en el Perú para peces. Sin embargo, debemos considerar que hay factores que pueden estar subestimando el riesgo, como la tasa per cápita de ingesta de carne de tiburón por región y qué especies de tiburones se consumen más regularmente.

En efecto, según López de la Lama et al. (2018), el 72.4% de la población costera peruana ingiere entre 10 y 30 kg al año de alimentos de origen marino, sin especificar si son crustáceos, cefalópodos, peces óseos o elasmobranquios. Ante esta situación, revisamos la base de datos de la FAO que estima la tasa per cápita de alimentos marinos para el Perú en 32 g/día en base a los peces pelágicos, que incluyen teleósteos y

elasmobranquios (FAO, 2021). Por lo tanto, siguiendo la metodología de THQ, y fijando una ingesta media mensual de 250 g, llegamos a estimar la tasa per cápita de 8.32 g/día de carne de tiburón azul, que suponemos razonable. Por otro lado, no existen informes de periodicidad de los alimentos de origen marino que ayuden a tener una mayor precisión en las estimaciones, tarea que debería emprenderse lo antes posible. Por lo tanto, sugerimos considerar nuestros resultados con cautela ya que no podemos afirmar que se trate de un escenario de riesgo promedio para todo el litoral peruano.

Por otro lado, buscando una mayor precisión en las estimaciones de THQ, debemos considerar que, en comparación con el norte de Perú y Ecuador, la dieta del tiburón azul está compuesta principalmente por cefalópodos (Córdova-Zavaleta et al., 2018; Looor-Andrade et al., 2016). Estos animales son ampliamente reconocidos como bioacumuladores de altas concentraciones de Cd en la glándula digestiva (Storelli et al., 2005), representando un factor de riesgo que debe ser evaluado (Bustamante et al., 1998). En este sentido, las concentraciones de metales pesados en el tejido muscular del tiburón azul en el norte del Perú pueden ser más altas que las que hemos detectado en este estudio.

Los hallazgos de este estudio representan un primer paso fundamental para conocer el riesgo que representan los metales pesados en la salud de la población que consume alimentos de origen marino en el Perú. Sin embargo, los resultados afirman que el tiburón azul se encuentra en buen estado y no representa un riesgo para la salud de los consumidores, al menos en la zona de estudio. Cabe señalar que este estudio no busca incentivar el consumo de tiburón azul en el país. Se sugiere intensificar el muestreo en tiburones de mayor tamaño, en diferentes zonas de desembarque y en otras especies de elasmobranquios. Asimismo, incluir el análisis de las principales presas presentes en el contenido estomacal de los tiburones para evaluar si existe transferencia trófica.

Declaración de contribución de la autoría CRediT

Cristel Cordero-Maldonado: Conceptualización, Metodología, Análisis formal, Investigación, Redacción - borrador original, Redacción - revisión y edición, Visualización, Obtención de fondos. **Pepe Espinoza:** Conceptualización, Análisis formal, Redacción - Revisión y Edición, Supervisión.

Declaración de conflicto de intereses

Los autores declaran que no tienen intereses económicos en conflicto ni relaciones personales conocidas que pudieran **haber influido en el trabajo presentado** en este artículo.

Agradecimientos

Agradecemos el apoyo de los pescadores del puerto de Ilo, y de los colegas del IMARPE de Ilo en la colecta de muestras. CCM agradece la financiación proporcionada por la Dirección General de Investigación, Desarrollo e Innovación (DGIDI) de la Universidad Científica del Sur (número de registro: 017-DACBM-DAFCVB-U.CIENTÍFICA-2019).

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Abadin, H., Ashizawa, A., Stevens, Y.-W., Lladós, F., Diamond, G., Sage, G., Citra, M., Quinones, A., Bosch, S.J., Swarts, S.G., 2007. Toxicological profile for lead: health effects. In Toxicological profile for lead. Agency for Toxic Substances and Disease Registry (US). <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/books/NBK158762/>

Álvarez-Berlangua, S., Calatayud-Pavía, C.E., Cruz-Ramírez, A., Soto-Jiménez, M.F., Liñán-Cabello, M.A. 2021. Trace elements in muscle tissue of three commercial shark species: *Prionace glauca*, *Carcharhinus falciformis*, and *Alopias pelagicus* off the Manzanillo, Colima coast, Mexico. *Environ Sci Pollut Res.* 28, 22679–22692. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-12234-5>

Alves, L.M.F., Nunes, M., Marchand, P., Le Bizec, B., Mendes, S., Correia, J.P.S., Lemos, M.F.L., Novais, S.C., 2016. Blue sharks (*Prionace glauca*) as bioindicators of pollution and health in the Atlantic Ocean: Contamination levels and biochemical stress responses. *Sci. Total Environ.* 563-564, 282-292. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.04.085>

Amirah, M.N., Afiza, A.S., Faizal, W.I.W., Nurliyana, M.H., Laili, S., 2013. Human health risk assessment of metal contamination through consumption of fish. *J. Environ. Pollut. Human Health.* 1(1), 1-5. <https://doi.org/10.12691/jephh-1-1-1>

Bailleul, D., Mackenzie, A., Sacchi, O., Poisson, F., Bierne, N., Arnaud-Haond, S., 2018. Large-scale genetic panmixia in the blue shark (*Prionace glauca*): A single worldwide population, or a genetic lag-time effect of the “grey zone” of differentiation? *Evol Appl.* 11(5), 614-630. <https://doi.org/10.1111/eva.12591>

Barrera-García, A., O’Hara, T., Galván-Magaña, F., Méndez-Rodríguez, L.C., Castellini, J.M., Zenteno-Savín, T., 2012. Oxidative stress indicators and trace elements in the blue shark (*Prionace glauca*) off the east coast of the Mexican Pacific Ocean. *Comp. Biochem. Physiol. Part C: Toxicol. Pharmacol.* 156(2), 59-66. <https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2012.04.003>

Block, B.A., Jonsen, I.D., Jorgensen, S.J., Winship, A.J., Shaffer, S.A., Bograd, S.J., Hazen, E.L., Foley, D.G., Breed, G.A., Harrison, A.-L., Ganong, J.E., Swithenbank, A., Castleton, M., Dewar, H., Mate, B.R., Shillinger, G.L., Schaefer, K.M., Benson, S.R.,

Weise, M.J., Costa, D.P., 2011. Tracking apex marine predator movements in a dynamic ocean. *Nature*. 475(7354), 86-90. <https://doi.org/10.1038/nature10082>

Bravo, S., Cruz, M., 2018. Determinación de mercurio y cadmio en el tejido muscular del tiburón rabón *Alopias pelagicus* en las costas ecuatorianas del Océano Pacífico Oriental Tropical. Tesis de pregrado, Universidad de Guayaquil, Ecuador. <http://repositorio.ug.edu.ec/handle/redug/33586>

Bryan CE. 2006. Non-lethal monitoring of trace elements in bottlenose dolphin, *Tursiops truncatus*. Master thesis, College of Charleston, Charleston, SC.

Bustamante, P., Caurant, F., Fowler, S.W., Miramand, P., 1998. Cephalopods as a vector for the transfer of cadmium to top marine predators in the north-east Atlantic Ocean. *Sci. Total Environ.* 220(1), 71-80. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(98\)00250-2](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(98)00250-2)

Cárdenas, F., Castañeda, V., Pastor, R., Baldárrago, D., Romucho, Y., 2015. Trazas de metales en agua, sedimento y organismos bentónicos en bancos naturales de las regiones Tacna y Moquegua. *Informe Instituto Mar Perú*, 42(1), 122-136. <http://biblioimarpe.imarpe.gob.pe/handle/123456789/2966>

Castro-González, M.I., Méndez-Armenta, M., 2008. Heavy metals: Implications associated to fish consumption. *Environ. Toxicol. Pharmacol.* 26, 263-271. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2008.06.001>

Cheung, G.C.K., Chang, C.Y., 2011. Cultural identities of Chinese business: Networks of the shark-fin business in Hong Kong. *Asia Pacific Business Review*, 17(3), 343-359. <http://dx.doi.org/10.1080/13602380903461623>

Chien, L.-C., Hung, T.-C., Choang, K.-Y., Yeh, C.-Y., Meng, P.-J., Shieh, M.-J., Han, B.-C., 2002. Daily intake of TBT, Cu, Zn, Cd and As for fishermen in Taiwan. *Sci. Total Environ.* 285(1), 177-185. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(01\)00916-0](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(01)00916-0)

Compagno, L.J.V., 1984. *FAO Species Catalogue, Vol. 4: Sharks of the world. An annotated and illustrated catalogue of sharks species known to date. Part 2: Carcharhiniformes.* *FAO Fish. Synop.*, 125, 251-655.

Córdova-Zavaleta, F., Mendo, J., Briones-Hernández, S.A., Acuña-Perales, N., Gonzalez-Pestana, A., Alfaro-Shigueto, J., Mangel, J.C., 2018. Food habits of the blue

shark, *Prionace glauca* (Linnaeus, 1758), in waters off northern Peru. Fishery Bulletin, 116(3-4), 310-322. <https://doi.org/10.7755/FB.116.3-4.9>

Corsolini, S., Ancora, S., Bianchi, N., Mariotti, G., Leonzio, C., Christiansen, J.S., 2014. Organotropism of persistent organic pollutants and heavy metals in the Greenland shark *Somniosus microcephalus* in NE Greenland. Mar. Pollut. Bull. 87(1-2), 381-387. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.07.021>

Doherty, P.D., Alfaro-Shigueto, J., Hodgson, D.J., Mangel, J.C., Witt, M.J., Godley, B.J., 2014. Big catch, little sharks: Insight into Peruvian small-scale longline fisheries. Ecol. Evol. 4(12), 2375-2383. <https://doi.org/10.1002/ece3.1104>

EPA. 1998. "Method 6020A (SW-846): Inductively Coupled Plasma-Mass Spectrometry," Revision 1.

European Commission, 2006. Commission Regulation (EC) No 1881/2006 of 19 December 2006 setting maximum levels for certain contaminants in foodstuffs. Official Journal of the European Union. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:32006R1881&from=en>

European Commission, 2014. Commission Regulation (EU) No 488/2014 of 12 May 2014 amending Regulation (EC) No 1881/2006 as regards maximum levels of cadmium in foodstuff. Official Journal of the European Union. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:32014R0488&from=EN>

Frazier, J.M., 1979. Bioaccumulation of cadmium in marine organisms. Environ. Health Perspect. 28, 75-79. <https://doi.org/10.1289 / ehp.792875>

Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). (1 de abril 2021). Food Supply - Livestock and Fish Primary Equivalent. <http://www.fao.org/faostat/en/#data/CL>

Godt, J., Scheidig, F., Grosse-Siestrup, C., Esche, V., Brandenburg, P., Reich, A., Groneberg, D.A., 2006. The toxicity of cadmium and resulting hazards for human health. J Occup Med Toxicol. 1, 22. <https://doi.org/10.1186/1745-6673-1-22>

Gonzalez-Pestana, A., Kouri, C., Velez-Zuazo, X., 2016. Shark fisheries in the Southeast Pacific: A 61-year analysis from Peru. *F1000Research*, 3, 164. <https://doi.org/10.12688/f1000research.4412.1>

Hauser-Davis, R.A., Rocha, R.C.C., Saint'Pierre, T.D., Adams, D.H. 2021. Metal concentrations and metallothionein metal detoxification in blue sharks, *Prionace glauca* L. from the Western North Atlantic Ocean. *J Trace Elem Med Biol*. 68, art. no. 126813. <https://doi.org/10.1016/j.jtemb.2021.126813>

Hui-Chen, W.S., Bossart, G.D., Hulsey, T.C., Fair, P.A., 2007. Trace element concentrations in skin of free-ranging bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) from the southeast Atlantic coast. *Sci. Total Environ.*, 388(1), 300-315. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.07.030>

Ibárcena, W., 2019. Estudio de la contaminación por metales pesados en las costas de Tacna-Perú. *Ciencia & Desarrollo*, 11, 113-118. <https://doi.org/10.33326/26176033.2007.11.238>

Ikem, A., Egiebor, N.O., 2005. Assessment of trace elements in canned fishes (mackerel, tuna, salmon, sardines, and herrings) marketed in Georgia and Alabama (United States of America). *J. Food Compos. Anal.* 18(8), 771-787. <https://doi.org/10.1016/j.jfca.2004.11.002>

Instituto Geofísico del Perú – IGP, 2014. Investigación sobre volcanes activos en el sur del Perú. Reporte Técnico Especial. <http://hdl.handle.net/20.500.12816/1217>

International Agency for Research on Cancer (IARC), 1993. Cadmium and Cadmium compounds, Monographs on the evaluation of the carcinogenic risks to humans. 58, 119-237. <http://www.inchem.org/documents/iarc/vol58/mono58-2.html>

International Lead Association, 2017. Lead in Aquatic Environments. International Lead Association (ILA). [https://www.ila-lead.org/UserFiles/File/Aquatic Environment Report v6 hi%20res.pdf](https://www.ila-lead.org/UserFiles/File/Aquatic%20Environment%20Report%20v6%20hi%20res.pdf)

Kim, S.W., Han, S.J., Kim, Y., Jun, J.W., Giri, S.S., Chi, C., Yun, S., Kim, H.J., Kim, S.G., Kang, J.W., Kwon, J., Oh, W.T., Cha, J., Han, S., Lee, B.C., Park, T., Kim, B.Y., Park, S.C., 2019. Heavy metal accumulation in and food safety of shark meat from Jeju island, Republic of Korea. *PLOS ONE.*, 14(3), e0212410. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0212410>

King, J.R., Wetklo, M., Supernault, J., Taguchi, M., Yokawa, K., Sosa-Nishizaki, O., Withler, R.E., 2015. Genetic analysis of stock structure of blue shark (*Prionace glauca*) in the north Pacific Ocean. *Fish. Res.* 172, 181-189. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2015.06.029>

Klarian, S., Canales-Cerro, C., Barría, P., Zarate, P., Concha, F., Hernandez, S., Heidemeyer, M., Sallaberry, P., Melendez, R., 2017. New insights on trophic ecology of blue (*Prionace glauca*) and mako sharks (*Isurus oxyrinchus*) from the oceanic eastern South Pacific. *Mar. Biol. Res.*, 14. <https://doi.org/10.1080/17451000.2017.1396344>

Köck, G., Triendl, M. and Hofer, R. 1996. Seasonal patterns of metal accumulation in Arctic char (*Salvelinus alpinus*) from an oligotrophic Alpine lake related to temperature. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53, 780–786. <https://doi.org/10.1139/f95-243>

Lara, A., Galván-Magaña, F., Elorriaga-Verplanckena, F., Marmolejo-Rodríguez, A.J., Gonzalez-Armasa, R., Arreola-Mendoza, L., Sujithac, S.B., Jonathan, M.P. 2020. Bioaccumulation and trophic transfer of potentially toxic elements in the pelagic thresher shark *Alopias pelagicus* in Baja California Sur, Mexico. *Mar. Pollut. Bull.* 156, 111192. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111192>

Le Bourg, B., Kiszka, J.J., Bustamante, P., Heithaus, M.R., Jaquemet, S., Humber, F. 2019. Effect of body length, trophic position and habitat use on mercury concentrations of sharks from contrasted ecosystems in the southwestern Indian Ocean. *Environ. Res.* 169, 387-395. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2018.11.024>

Liang, Y., Cheung, R.Y.H., Wong, M.H., 1999. Reclamation of wastewater for polyculture of freshwater fish: Bioaccumulation of trace metals in fish. *Water Res.*, 33(11), 2690-2700. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(98\)00473-4](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(98)00473-4)

Loor-Andrade, P., Pincay-Espinoza, J., Rosas-Luis, R. 2016. Diet of the blue shark *Prionace glauca* in the Ecuadorian Pacific Ocean during the years 2013 to 2015. *J. Appl. Ichthyol.*, 33, 558-562. <https://doi.org/10.1111/jai.13329>

López de la Lama, R., De la Puente, S., Riveros, J.C., 2018. Attitudes and misconceptions towards sharks and shark meat consumption along the Peruvian coast. *PLOS ONE*, 13(8), e0202971. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0202971>

Lopez, S.A., Abarca, N.L., Meléndez, R.C., 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. *Trop. Conserv. Sci.* 6(1), 126-137. <https://doi.org/10.1177/194008291300600103>

Lopez, S., Barría, P., Meléndez, R., 2012. Feeding and trophic relationships of two highly migratory sharks in the eastern south Pacific Ocean. *Pan-Am. J. Aquat. Sci.* 7(1), 50-56.

Maquera, A., 2016. Estimación de las longitudes total y horquilla de *Prionace glauca* tiburón azul a partir de longitudes alternativas. Tesis de pregrado, Universidad Nacional de Moquegua, Moquegua, Perú. <http://repositorio.unam.edu.pe/handle/UNAM/9>

Markaida, U., Sosa-Nishizaki, O., 2010. Food and feeding habits of the blue shark *Prionace glauca* caught off Ensenada, Baja California, Mexico, with a review on its feeding. *J. Mar. Biolog. Assoc. U.K.* 90(5), 977-994. <https://doi.org/10.1017/S0025315409991597>

Mathews, T., Fisher, N.S., 2009. Dominance of dietary intake of metals in marine elasmobranch and teleost fish. *Sci. Total Environ.* 407(18), 5156-5161. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.06.003>

Mejuto, J., García-Cortés, B., 2005. Reproductive and distribution parameters of the blue shark *Prionace glauca*, on the Basis of on-Board Observations at Sea in the Atlantic, Indian and Pacific Oceans. *Col.Vol.Sci.Pap. ICCAT*, 58(3), 951-973.

Mohammed, A., Mohammed, T., 2017. Mercury, arsenic, cadmium, and lead in two commercial shark species (*Sphyrna lewini* and *Carcharhinus porosus*) in Trinidad and Tobago. *Mar. Poll. Bull.* 119(2), 214-218. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.04.025>

Moiseenko, T.I., Gashkina, N.A., 2018. Biogeochemistry of Cadmium: Anthropogenic dispersion, bioaccumulation, and ecotoxicity. *Geochem Int.*, 56(8), 798-811. <https://doi.org/10.1134/S0016702918080062>

Moustafa, M.Z., El-Sayed, E.M., 2014. Impact of Water Pollution with Heavy Metals on Fish Health: Overview and Updates. *Glob. Vet.* 12 (2), 219-231. [https://www.idosi.org/gv/gv12\(2\)14/12.pdf](https://www.idosi.org/gv/gv12(2)14/12.pdf)

Mull C.G., Lyons, K., Blasius, M.E., Winkler, C., O'Sullivan, J.B., et al. 2013. Evidence of Maternal Offloading of Organic Contaminants in White Sharks

(*Carcharodon carcharias*). PLoS ONE 8(4), e62886.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0062886>

Nakano, H., Stevens, J., 2008. Chapter 12: The biology and ecology of the blue shark, *Prionace glauca*. In *Sharks of the Open Ocean: Biology, Fisheries and Conservation*. (pp. 140-151). <https://doi.org/10.1002/9781444302516.ch12>

Núñez-Nogueira, G., 2005. Concentration of essential and non-essential metals in two shark species commonly caught in Mexican (Gulf of Mexico) coastline. In: Botello, A.V., Rendón-von Osten, J., Gold-Bouchot, G., Agraz-Hernández, C. (Eds.), *Golfo de México Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico Y Tendencias*, 2da ed. Univ. Autón. de Campeche, Univ. Nal. Autón. de México, Instituto Nacional de Ecología, Tlacopac, Mexico, pp. 451–474.

Organismo Nacional de Sanidad Pesquera (SANIPES), 2016. Indicadores sanitarios y de inocuidad para los productos pesqueros y acuícolas para mercado nacional y de exportación. <http://extwprlegs1.fao.org/docs/pdf/per159176anx.pdf>

Ormaza-González, F.I., Ponce-Villao, G.A., Pin-Hidalgo, G.L., 2020. Low mercury, cadmium and lead concentrations in tuna products from the eastern Pacific. *Heliyon*. 6(7), 304576. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e04576>

Pajuelo J, Torres L, Agüero R, Bernui I., 2019. Sobrepeso y obesidad en la población adulta del Perú. *An Fac med*. 80(1), 21-7. <https://doi.org/10.15381/anales.v80i1.15863>

Pardo-Gandarillas, M., Duarte, F., Chong, J., Ibáñez, C., 2007. Diet of juvenile blue sharks *Prionace glauca* (Linnaeus, 1758) (Carcharhiniformes: Carcharhinidae) in coastal waters off central-south Chile. *Rev Biol Mar Oceanogr*. 42(3), 365-369. <http://repositorio.uchile.cl/handle/2250/164506>

Pethybridge, H., Cossa, D., Butler, E.C.V., 2010. Mercury in 16 demersal sharks from southeast Australia: Biotic and abiotic sources of variation and consumer health implications. *Mar. Environ. Res*. 69(1), 18-26. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2009.07.006>

Queiroz, N., Humphries, N.E., Mucientes, G., Hammerschlag, N., Lima, F.P., Scales, K.L., Miller, P.I., Sousa, L.L., Seabra, R., Sims, D.W., 2016. Ocean-wide tracking of pelagic sharks reveals extent of overlap with longline fishing hotspots. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A*. 113(6). <https://doi.org/10.1073/pnas.1510090113>

Queiroz, N., Humphries, N.E., Noble, L.R., Santos, A.M., Sims, D.W., 2010. Short-term movements and diving behaviour of satellite-tracked blue sharks *Prionace glauca* in the northeastern Atlantic Ocean. *Mar. Ecol. - Prog. Ser.* 406, 265-279. <https://doi.org/10.3354/meps08500>

Reátegui-Quispe, A., Pariona-Velarde, D., Reátegui-Quispe, A., Pariona-Velarde, D., 2019. 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. *Rev Biol Mar Oceanogr.* 54(3), 336-342. <https://doi.org/10.22370/rbmo.2019.54.3.2029>

Renieri, E., Alegakis, A., Kiriakakis, M., Vinceti, M., Ozcagli, E., Wilks, M., Tsatsakis, A., 2014. Cd, Pb and Hg biomonitoring in fish of the mediterranean region and risk estimations on fish consumption. *Toxics*, 2(3), 417-442. <https://doi.org/10.3390/toxics2030417>

Rigby, C.L. et al., 2019. *Prionace glauca*. The IUCN Red List of Threatened Species 2019: e.T39381A2915850. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2019-3.RLTS.T39381A2915850.en>

Rodríguez Heredia, D., 2017. Intoxicación ocupacional por metales pesados. *MEDISAN*, 21(12), 3372-3385. http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1029-30192017001200012&lng=es&tlng=es

R Core Team. 2018. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. Vienna: R Foundation for Statistical Computing.

Sánchez, G, Blas, N., Chau, G., 2010. Informe del Estado del Ambiente Marino de Perú (p. 1-169). web: www.cpps-int.org

Smolikova, V., Ridoskova, A., Pelcova, P., 2016. Determination of heavy metals in fish products. *MendelNet* 2016, 23, 651-656. <https://mendelnet.cz/pdfs/mnt/2016/01/116.pdf>

Storelli, M.M., Ceci, E., Storelli, A., Marcotrigiano, G.O., 2003. Polychlorinated biphenyl, heavy metal, and methylmercury residues in hammerhead sharks: Contaminant status and assessment. *Mar. Pollut. Bull.* 46(8), 1035-1039. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(03\)00119-X](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(03)00119-X)

Storelli, M.M., Barone, G., Marcotrigiano, G., 2005. Cadmium in Cephalopod Molluscs: Implications for Public Health. *Journal of food protection*.68, 577-80. doi: 10.4315/0362-028x-68.3.577

Sokal R. R., Rohlf F. J., 2012. *Biometry*. 4th edition. W. H. Freeman and Company, New York, USA.

Terrazas-López, R., Arreola-Mendoza, L., Galván-Magaña, F., Anguiano-Zamora, M., Sujitha, S.B., Jonathan, M.P., 2016. Cadmium concentration in liver and muscle of silky shark (*Carcharhinus falciformis*) in the tip of Baja California south, México. *Mar. Pollut. Bull.* 107(1), 389-392. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.03.035>

Vas, P., 1991. Trace metal levels in sharks from British and Atlantic waters. *Mar. Pollut. Bull.* 22(2), 67-72. [https://doi.org/10.1016/0025-326X\(91\)90138-I](https://doi.org/10.1016/0025-326X(91)90138-I)

Wang, X., Sato, T., Xing, B., Tao, S., 2005. Health risks of heavy metals to the general public in Tianjin, China via consumption of vegetables and fish. *Sci. Total Environ.* 350, 28-37. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.09.044>

World Health Organization (WHO). 2019. Exposure to cadmium: a major public health concern. <https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/329480/WHO-CED-PHE-EPE-19.4.3-eng.pdf?ua=1>

World Health Organization (WHO). 2010. Childhood lead poisoning. World Health Organization. <https://apps.who.int/iris/handle/10665/136571>

Zhang, J., Zhou, F., Chen, C., Sun, X., Shi, Y., Zhao, H., Chen, F., 2018. Spatial distribution and correlation characteristics of heavy metals in the seawater, suspended particulate matter and sediments in Zhanjiang Bay, China. *PLOS ONE*, 13(8), e0201414. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0201414>

FIGURAS Y TABLAS

Tabla 1

Valores de Cd y Pb en el músculo de diferentes especies de tiburones pelágicos de distintas partes del mundo en comparación con el presente estudio.

Especies	LT (cm)	Localización	Concentración (mg/kg w.w.)		Referencias
			Cd	Pb	
<i>Prionace glauca</i>	203.0-219.0	English Channel, Atlántico Norte	0.45	<0.02	Vas, 1991
<i>Galeus melastomus</i>	60.5-67.8	Rockall Trough, Atlántico Norte	0.08	0.16	Vas, 1991
<i>Galeorhinus galeus</i>	108.5-111.0	Liverpool Bay, Atlántico Norte	<0.02	0.16	Vas, 1991
<i>Sphyrna zygaena</i>	277.0–303.0	Ionian Sea, Italia	0.02–0.03	0.02–0.04	Storelli et al., 2003
<i>Carcharhinus limbatus</i>	59.9-164.0	Golfo de México	0.35±0.17	2.51±2.17	Núñez-Nogueira, 2005
<i>Prionace glauca</i>	117.0-269.0	Baja California Sur, México	0.2±0.12	<0.074	Barrera-García et al., 2012
<i>Prionace glauca</i>	100.0-400.0	Chile		2.24 ± 0.81	Lopez et al., 2013
<i>Isurus oxyrinchus</i>	150.0-450.0	Chile		0.85±0.47	Lopez et al., 2013
<i>Prionace glauca</i>	112.0-167.0	Portugal	0.01±0.03	0.12±0.11	Alves et al., 2016
<i>Carcharhinus falciformis</i>		Baja California Sur, México	0.37		Terrazas-López et al., 2016
<i>Alopias pelagicus</i>	238.29-264.04	Ecuador	0.09		Bravo and Cruz, 2018
<i>Carcharhinus brachyurus</i>	68.0–190.0	Isla Jeju, República de Corea	0.00±0.00	0.04 ± 0.05	Kim et al., 2019
<i>Carcharhinus obscurus</i>	114.0–118.0	Isla Jeju, República de Corea	0.00±0.00	0.08 ± 0.06	Kim et al., 2019
<i>Isurus oxyrinchus</i>	110.0–137.0	Isla Jeju, República de Corea	0.00±0.00	0.06±0.02	Kim et al., 2019
<i>Prionace glauca</i>	146.3-234.2	Perú	0.01-0.04	0.04-0.25	Reátegui-Quispe et al., 2019
<i>Alopias pelagicus</i>	77.0-293.0	Baja California Sur, México	0.18±0.17		Lara et al. 2020
<i>Prionace glauca</i>	122-257	Costa de Colima, México	0.76 ± 0.3	2.89 ± 2.8	Álvaro-Berlanga et al., 2021
<i>Carcharhinus falciformis</i>		Costa de Colima, México	1.44 ± 1.50	4.08 ± 6.57	Álvaro-Berlanga et al., 2021
<i>Alopias pelagicus</i>		Costa de Colima, México	2.32 ± 2.40	2.61 ± 2.58	Álvaro-Berlanga et al., 2021
<i>Prionace glauca</i>	122.6-200.6	Perú	0.009±0.002	0.009±0.007	Presente estudio

Tabla 2

Estimación del Cociente de Peligro Objetivo (THQ) para Cd y Pb por consumo de tiburón azul.

Elemento	Concentración (mg/kg, min. – máx.)	RfDO (mg/kg-día)	THQ
Cd	0.004 – 0.015	0.0005	0.0011 – 0.0037
Pb	0.004 – 0.030	0.0035	0.0002 – 0.0011

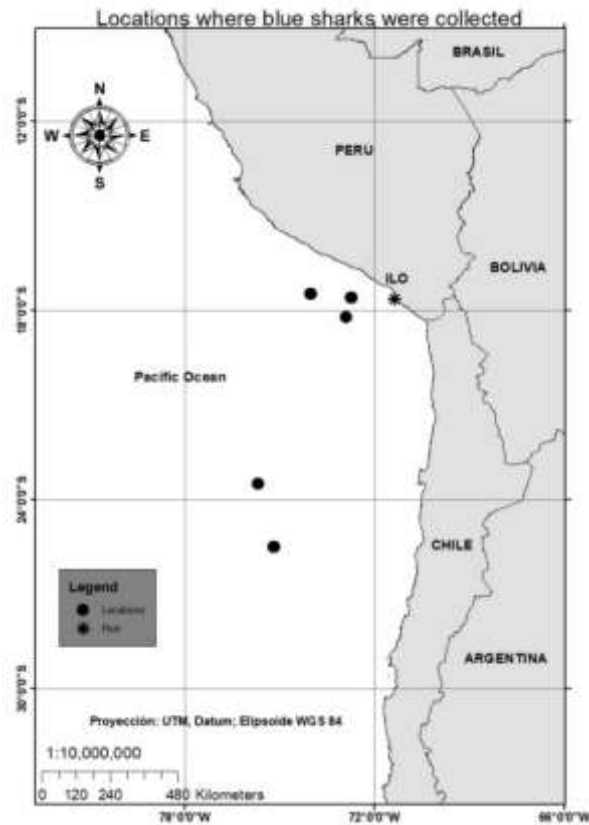


Fig. 1. Mapa de los lugares donde se capturaron los tiburones azules en las aguas del Pacífico suroriental.

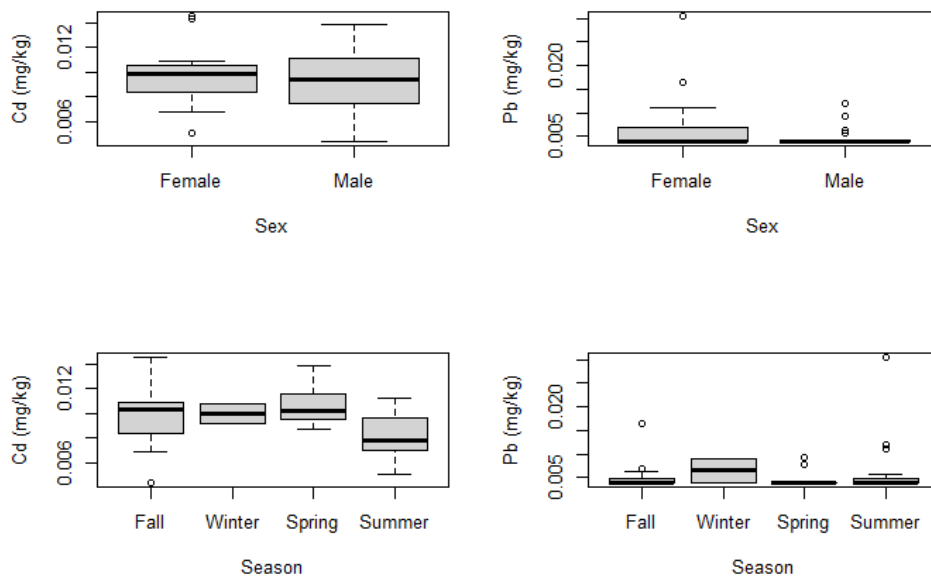


Fig. 2. Diagrama de cajas de los niveles de Cd y Pb en el músculo de los tiburones azules según el sexo y las estaciones del año.

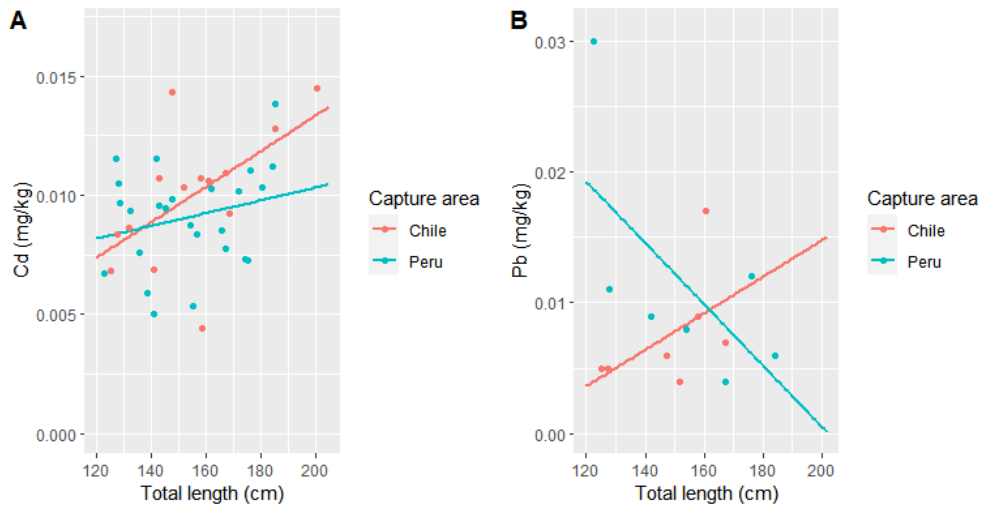


Fig. 3. Relación entre el tamaño corporal y los niveles de Cd y Pb en el músculo de tiburones azules de Perú y Chile.