

Bioacumulación de metales pesados en *Concholepas concholepas*, *Fissurella latimarginata* y *Thais chocolata* en dos bancos naturales de Ite, Perú

Bioaccumulation of heavy metals in *Concholepas concholepas*, *Fissurella latimarginata* and *Thais chocolata* in two natural banks of Ite, Peru

^{1,a}Lizeth Condori Diaz

^{2,b}Edgar Chaparro Aguilar

^{2,c}Leo Ulises Michael Tirado Rebaza

ARTÍCULO ORIGINAL

¹Universidad Nacional de Moquegua. Escuela de Ingeniería Ambiental. Moquegua, Perú.

²Universidad Nacional Jorge Basadre Grohmann. Departamento de Ingeniería Ambiental. Tacna Perú.

Correspondencia:

leotiradorebaza@gmail.com

^aORCID: 0000-0001-9498-3113

^bORCID: 0000-0003-0750-6322

^cORCID: 0000-0002-6599-8866

Palabras clave: Absorción atómica, marino costero, moluscos, pasivos mineros

Keywords: Atomic absorption, coastal marine, mollusks, mining passive

Información adicional

Presentado: 25/10/2021

Aprobado: 22/10/2021

RESUMEN

La zona marino costero del distrito de Ite, ubicado en Tacna, Perú, presenta los efectos del pasivo minero por la presencia de metales pesados. La presente investigación diagnosticó y comparó las concentraciones promedio de cadmio (Cd), mercurio (Hg), plomo (Pb) arsénico (As) y zinc (Zn) en *Concholepas concholepas*, *Fissurella latimarginata* y *Thais chocolata*, moluscos recolectados de los bancos naturales Punta Meca y Santa Rosa de diferentes grupos etarios. Las muestras fueron recolectadas en tres transectos lineales de 1000 m por área de estudio. Para la determinación de la concentración de metales pesados se empleó la metodología ICP (EPA Method 200.7.1994), que consiste en secar las muestras biológicas de los individuos a 105 °C, triturarlas y homogeneizarlas con la ayuda de un mortero, previo a la prueba de absorción atómica. La especie *T. chocolata* superó los límites máximos permisibles de Cd y As, con 1,02 y 21,14 mg/kg respectivamente, establecidos por el Ministerio de Salud de Chile y por la Unión Europea. Los demás moluscos analizados no superaron los límites máximos para la concentración de Hg, Zn y Pb.

ABSTRACT

The coastal marine zone of Ite district, located in Tacna, Peru, shows the effects of mining passives due to the presence of heavy metals. This research diagnosed and compared the average concentrations of cadmium (Cd), mercury (Hg), lead (Pb), arsenic (As) and zinc (Zn) in *Concholepas concholepas*, *Fissurella latimarginata* and *Thais chocolata*, mollusks collected from the natural banks Punta Meca and Santa Rosa of different age groups. Samples were collected in three linear transects of 1000 m per study area. For the determination of the concentration of heavy metals, the ICP methodology (EPA Method 200.7.1994) was used, which consists of drying the biological samples of the individuals at 105 °C, crushing and homogenizing with a mortar, prior to the atomic absorption test. The species *T. chocolata* exceeded the maximum permissible limits for Cd and As, with 1.02 and 21.14 mg/kg, respectively, established by the Health Ministry from Chile and the European Union. The other mollusks analyzed did not exceed the maximum limits for the concentration of Hg, Zn and Pb.

INTRODUCCIÓN

Los metales pesados son elementos químicos con propiedades metálicas que integran: metales de transición, lantánidos, semimetales y actínidos; que poseen una relativa elevada densidad y toxicidad capaz de producir neuropatologías, carcinogénesis y nefropatías (Zamudio *et al.*, 2014; Tejada *et al.*, 2016; Covarrubias & Peña, 2017). El proceso de liberación de metales pesados al ambiente ocurre debido a fenómenos antropogénicos y naturales. El mercurio (Hg), plomo (Pb), cadmio (Cd), arsénico (As) y Zinc (Zn), son algunos de los más resaltantes (Nawab *et al.*, 2018). Las actividades industriales, como la minería y metalurgia, desarrolladas en zonas marino costeras pueden afectar la calidad de agua de mar y su biota, debido a la generación de residuos sólidos y líquidos que se producen en los procesos extractivos y de procesamiento de los minerales (Raimondi & Reed, 1996; Alkorta *et al.*, 2010). Particularmente, la disposición inadecuada de los relaves mineros, constituyen un peligro para las poblaciones y el ambiente por la presencia de metales pesados, los mismos que no son biodegradables (Ramos *et al.*, 2006; Montenegro *et al.*, 2009). Pequeñas cantidades, aparentemente inofensivas, absorbidas durante un prolongado período alcanzan contenidos elevados en los seres vivos mediante un proceso denominado bioacumulación (Tapia *et al.*, 2019). Ciertos metales pesados se acumulan en la biomasa de organismos de la base de la cadena alimenticia y a medida que esta avanza, se biomagnifican lentamente, por lo que cuando el alimento es consumido por humanos, puede ocasionar daños a corto o largo plazo (Gray, 2002; Market, 2007; Molina *et al.*, 2010). El metilmercurio, la forma orgánica del Hg, es fácilmente bioacumulable en los órganos de los organismos marinos. Así mismo, el Pb es bioacumulable en órganos y estructuras óseas (Romero, 2009; Jova *et al.*, 2017). Aunado a ello, el Cd es químicamente confundido con el Ca y es capaz de adherirse en las estructuras óseas de los organismos causando deformaciones considerables (Salazar, 2009). El As, el cual está vinculado a la actividad volcánica de la macro región sur (Torres *et al.*, 2020), es capaz de causar lesiones de tipo dermatológico, renal y hepático, además de encontrarse relacionado con el cáncer (Evans *et al.*, 2004). Finalmente, aunque el Zn es un metal necesario para los organismos, es tóxico en elevadas concentraciones, generando problemas de reproducción, estrés y degeneración hepática en animales marinos (Ruiz *et al.*, 1996; Palacio, 2007).

El distrito costero de Ite de la región de Tacna solía tener pobladores jactanciosos por la extracción de productos hidrobiológicos de un mar pulcro, un río que gozaba del recurso hídrico casi permanentemente y, playas hermosas y libres (Lora, 2005). La minera Southern Perú ocasionó impactos ambientales evidenciados en la disminución de las poblaciones de especies pelágicas y bentónicas debido a la toxicidad y la bioacumulación de metales pesados y al incremento de la turbidez del agua (Balvín & Amezaga, 2006). Actualmente, se conoce que alrededor de 300 km² de la bahía de Ite han sido impactados ambientalmente, por haber sido la desembocadura de la descarga anual de 40 millones de m³ de relaves que eran vertidos al río Locumba, durante sus operaciones hasta 1996 (Pérez, 2018). A partir de ese año, dicha disposición de relaves fue cancelada de forma definitiva y actualmente se descargan en el Embalse de Relaves de Quebrada Honda. En el año 2002, la zona impactada por los relaves fue cubierta con agua y vegetación, dando por cumplida la remediación a partir de la instalación de los Humedales de Ite, una de las maravillas de la región de Tacna que alberga una fauna silvestre diversa y abundante (Churata & Chambilla, 2019). Sin embargo, la problemática generada por la alta concentración de metales pesados en esa área parece seguir latente.

La zona costera del Perú que posee moluscos de rimbombante importancia comercial como lo son el chanque (*Concholepas concholepas*), la lapa negra (*Fissurella latimarginata*) y el caracol (*Thais chocolata*), son típicamente encontrados como alimento casero y llegan a ser exportados al cumplir parámetros y estándares internacionales (Rodríguez & Tapia, 2003; Instituto del Mar del Perú, 2010). Cabe mencionar que, una mayor profundidad acuática o marítima se asocia al incremento de la concentración de los metales pesados (debido a su precipitación), los cuales pueden repercutir en los recursos hidrobiológicos presentes en estas zonas bajas (Valdés *et al.*, 2005). Un ejemplo claro de ello son los moluscos, los cuales se alimentan de algas, otros moluscos, cadáveres y demás, por lo que son capaces de bioacumular metales pesados, evidenciando perturbaciones ambientales (Ramírez *et al.*, 2003; Jitar *et al.*, 2014; Monje, 2014).

La presente investigación tuvo como objetivo: diagnosticar y comparar las concentraciones promedio de metales pesados As, Zn, Hg, Pb y Cd en *Concholepas concholepas*, *Fissurella latimarginata* y *Thais chocolata*, por grupo etéreo, recolectados en los bancos naturales Punta Meca y Santa Rosa, ubicados en Ite, Perú, con lo estipulado en la normativa del Ministerio de Salud de Chile y la Unión Europea.

METODOLOGÍA

Área de estudio

El estudio se realizó durante el mes de agosto del 2018 en la región de Tacna, provincia de Jorge Basadre Grohmann, distrito de Ite, en el sur del Perú. En la figura 1 se puede observar las coordenadas en las que se recogieron las muestras de las especies evaluadas en el presente estudio.

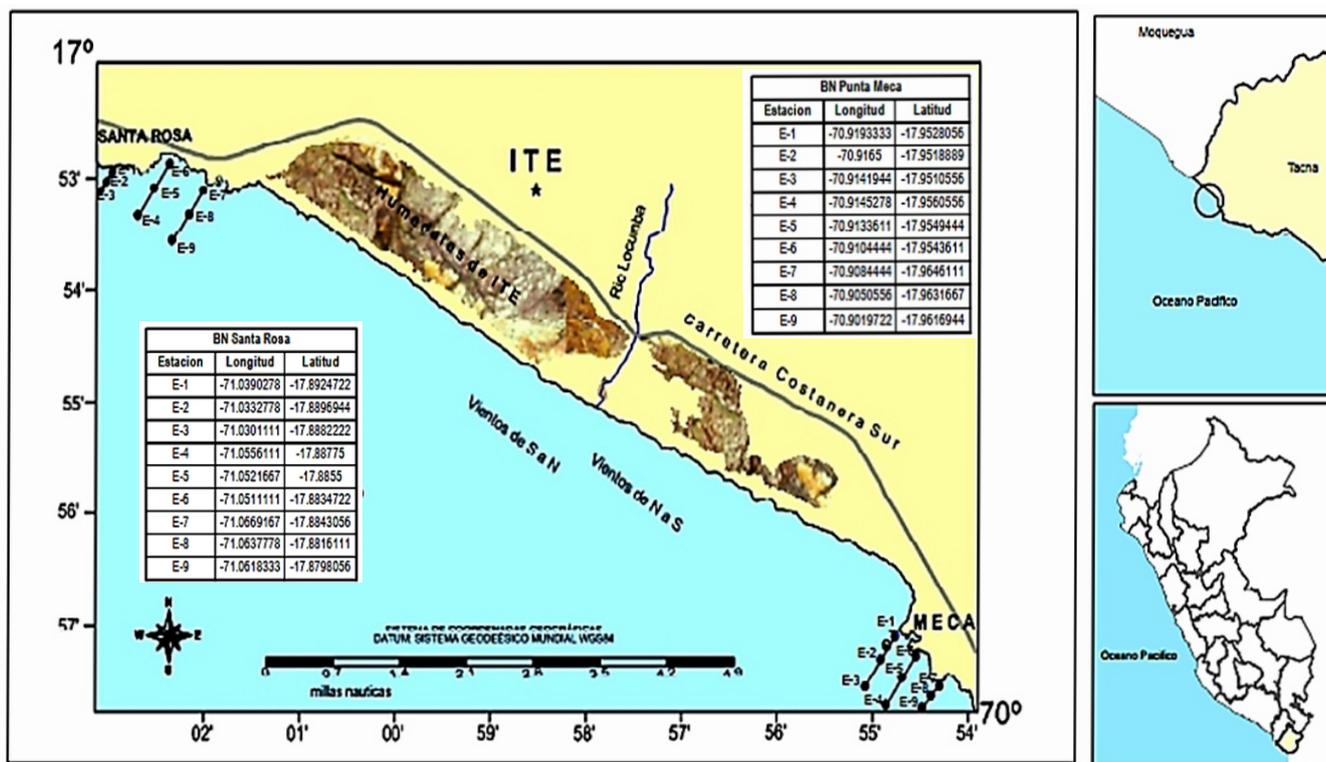


Figura 1. Ubicación de los puntos de monitoreo en los bancos naturales Punta Meca y Santa Rosa

Muestreo en campo

El muestreo se realizó en tres transectos lineales de 1000 m de la zona marino costero de la bahía de Ite. Para la extracción de ejemplares (Tabla 2) se usó un navío pesquero y un buzo a compresores.

Procedimiento en laboratorio

Se realizó el desvalvamiento de los individuos, las muestras se secaron a 105 °C. Seguidamente, se trituraron y homogeneizaron con la ayuda de un mortero. Se empleó la metodología ICP, EPA Method 200.7.1994 para analizar la concentración de metales pesados en los moluscos.

A partir de los ejemplares recolectados en el banco natural Punta Meca, se procesaron dos unidades experimentales de lapa negra de 100 g cada una, tres unidades experimentales de chanque de 200 g cada una y tres unidades experimentales de caracol de 200 g cada una; mientras que del banco natural Santa Rosa,

se obtuvieron tres unidades experimentales de lapa negra de 200 g cada una, tres unidades experimentales de chanque de 200 g cada una y tres unidades experimentales de caracol de 200 g cada una.

Las muestras fueron solubilizados empleando ácido nítrico y ácido clorhídrico, lo cual permitió una reacción exotérmica. Después de enfriarse, la muestra se completó a un volumen conocido, se mezcló, centrifugó y se dejó reposar durante 15 horas antes del análisis. Para la determinación de la concentración de los metales pesados se utilizó espectrometría de emisión atómica de plasma acoplada inductivamente. Las muestras se nebulizaron y el aerosol resultante se transportó al plasma. Los espectros de emisión específicos del elemento fueron producidos por una radiofrecuencia plasma acoplado inductivamente. Los espectros se dispersaron por una rejilla, y las intensidades de los espectros de línea se controlaron a longitudes de onda estándares por un dispositivo fotosensible. Las fotocorrientes de los dispositivos fotosensibles fueron procesadas y controladas por un sistema informático. El fondo del analito se midió junto a la longitud de onda de la parte superficial durante el análisis.

RESULTADOS

En la Tabla 1 se puede observar las concentraciones promedio de los metales pesados hallados en los moluscos bioacumuladores del presente estudio.

Tabla 1

Concentración promedio de metales pesados en especies bioacumuladoras

Ítems	Cantidad de ejemplares	Banco Natural *	Especie Bioacumuladora **	Grupo Etario ***	Concentración promedio de metales pesados en mg/g				
					Cd	Hg	Pb	As	Zn
1	25	1	1	1	0.34	0.002	0.10	2.49	17.97
2	17	1	1	2	0.33	0.002	0.10	2.68	16.37
3	12	1	1	3	0.28	0.002	0.10	4.00	16.75
4	36	1	2	1	0.05	0.002	0.10	1.50	16.07
5	20	1	2	2	0.12	0.002	0.10	2.01	12.28
6	-	1	2	3	-	-	-	-	-
7	63	1	3	1	1.02	0.002	0.10	12.75	27.80
8	43	1	3	2	0.76	0.002	0.10	13.40	25.84
9	33	1	3	3	0.48	0.002	0.10	13.51	29.38
10	37	2	1	1	0.27	0.04	0.10	8.90	21.70
11	26	2	1	2	0.48	0.002	0.10	6.85	15.10
12	16	2	1	3	0.30	0.002	0.10	4.64	12.03
13	29	2	2	1	0.06	0.002	0.10	1.15	13.61
14	25	2	2	2	0.12	0.002	0.10	1.61	11.81
15	15	2	2	3	0.05	0.002	0.10	0.78	12.23
16	76	2	3	1	0.46	0.002	0.10	5.39	14.97
17	38	2	3	2	0.84	0.002	0.10	15.64	27.12
18	32	2	3	3	0.42	0.002	0.10	21.14	26.34

Banco Natural: Punta Negra (1), Santa Rosa (2)

Especie bioacumuladora: *Concholepas concholepas* (1), *Fissurella latimarginata* (2), *Thais chocolata* (3)

Grupo etario: Juvenil (1), Mediano (2), Adulto (3)

La especie *Thais chocolata* es la especie que tiene una mayor capacidad bioacumuladora de Cd, seguida por *Concholepas concholepas* y *Fissurella latimarginata* (Figura 2).

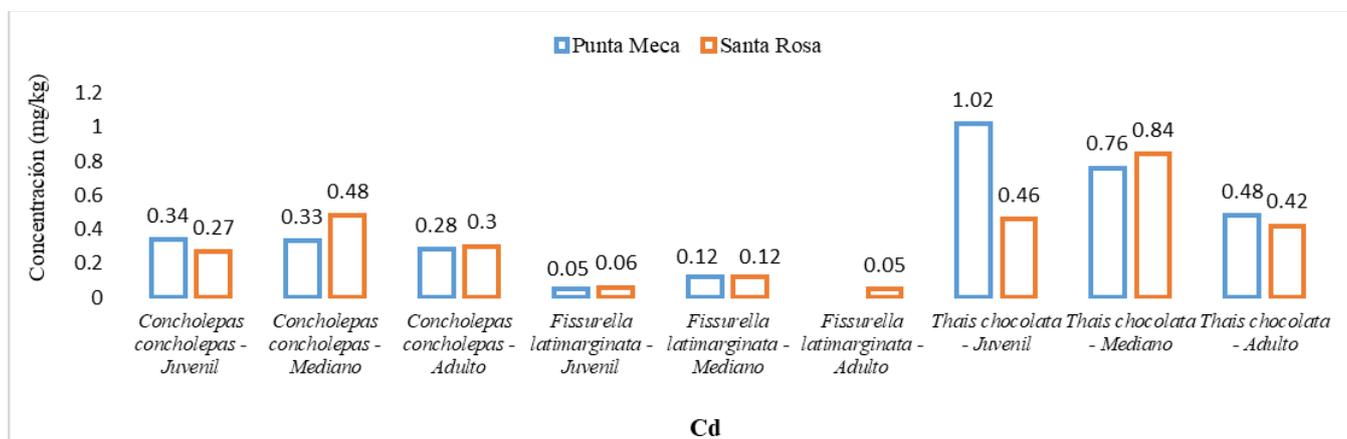


Figura 2. Concentración de cadmio (Cd) en mg/kg en *Concholepas concholepas*, *Fissurella latimarginata* y *Thais chocolata* recolectados en Punta Meca y Santa Rosa, durante sus diferentes estadios de vida

La especie *Concholepas concholepas* es quien tiene una mayor capacidad bioacumuladora de Hg, mientras que *Thais chocolata* y *Fissurella latimarginata* no muestran diferencias importantes (Figura 3).

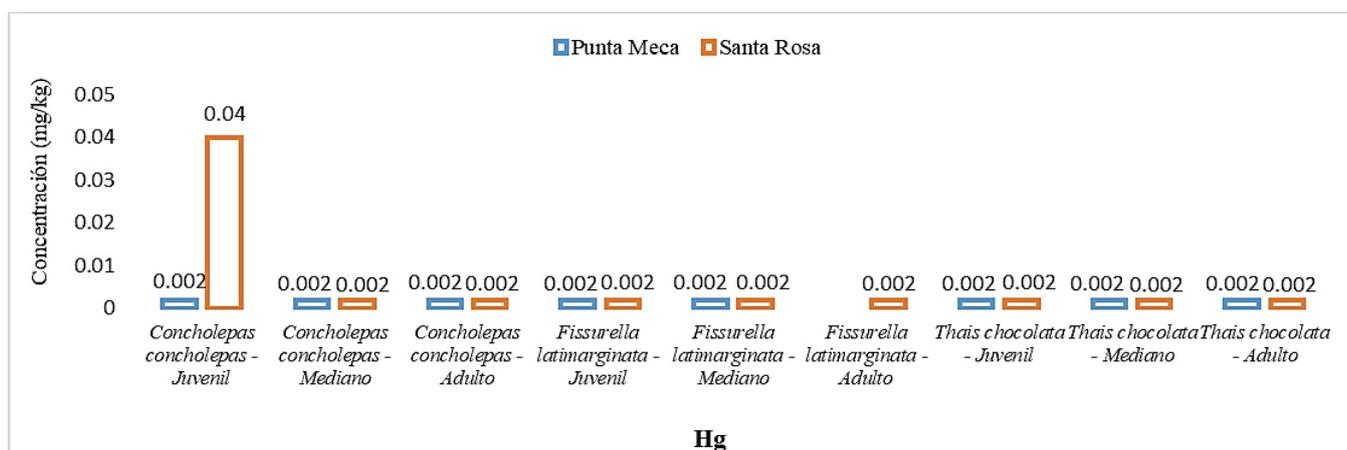


Figura 3. Concentración de mercurio (Hg) en mg/kg en *Concholepas concholepas*, *Fissurella latimarginata* y *Thais chocolata* recolectados en Punta Meca y Santa Rosa, durante sus diferentes estadios de vida.

Los tres moluscos evaluados no evidenciaron diferencias respecto a la bioacumulación de Pb (Figura 4).

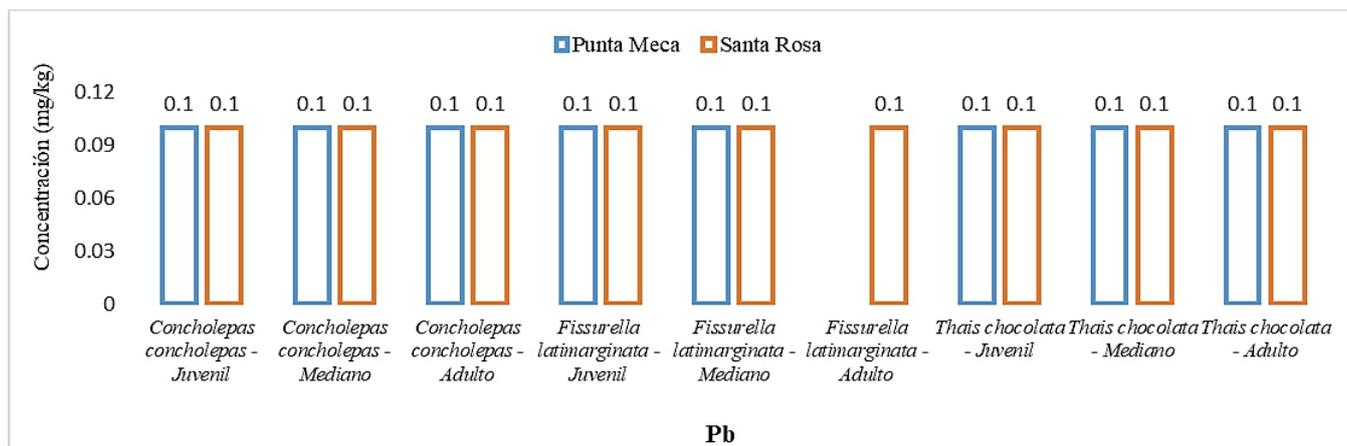


Figura 4. Concentración de plomo (Pb) en mg/kg en *Concholepas concholepas*, *Fissurella latimarginata* y *Thais chocolata* recolectados en Punta Meca y Santa Rosa, durante sus diferentes estadios de vida

La especie *Thais chocolata* es quien tiene una mayor capacidad bioacumuladora de As, seguida por *Concholepas concholepas* y *Fissurella latimarginata* (Figura 5).

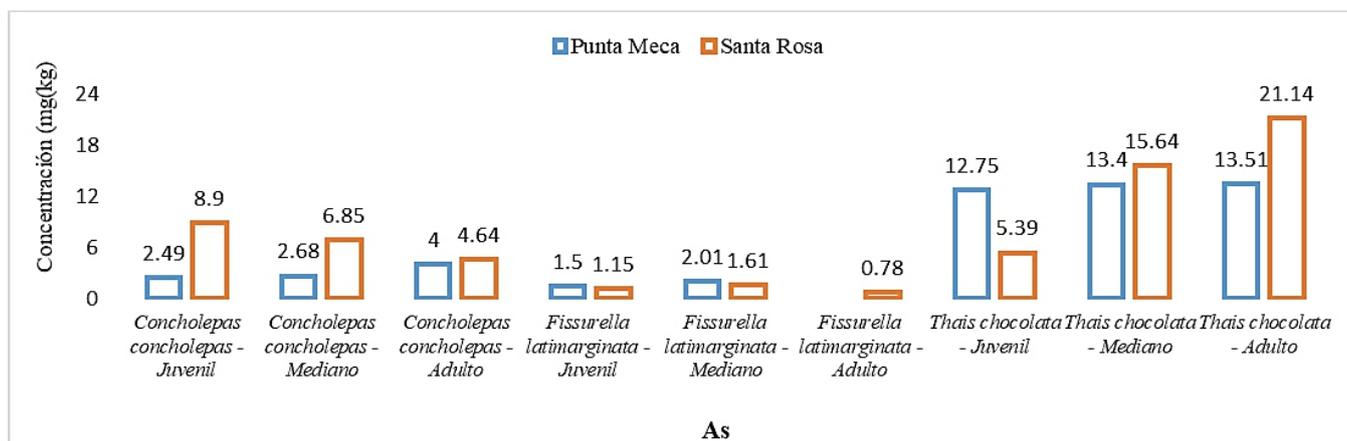


Figura 5. Concentración de arsénico (As) en mg/kg en *Concholepas concholepas*, *Fissurella latimarginata* y *Thais chocolata* recolectados en Punta Meca y Santa Rosa, durante sus diferentes estadios de vida.

La especie *Thais chocolata* es quien tiene una mayor capacidad bioacumuladora de Zn, seguida por *Concholepas concholepas* y *Fissurella latimarginata*.

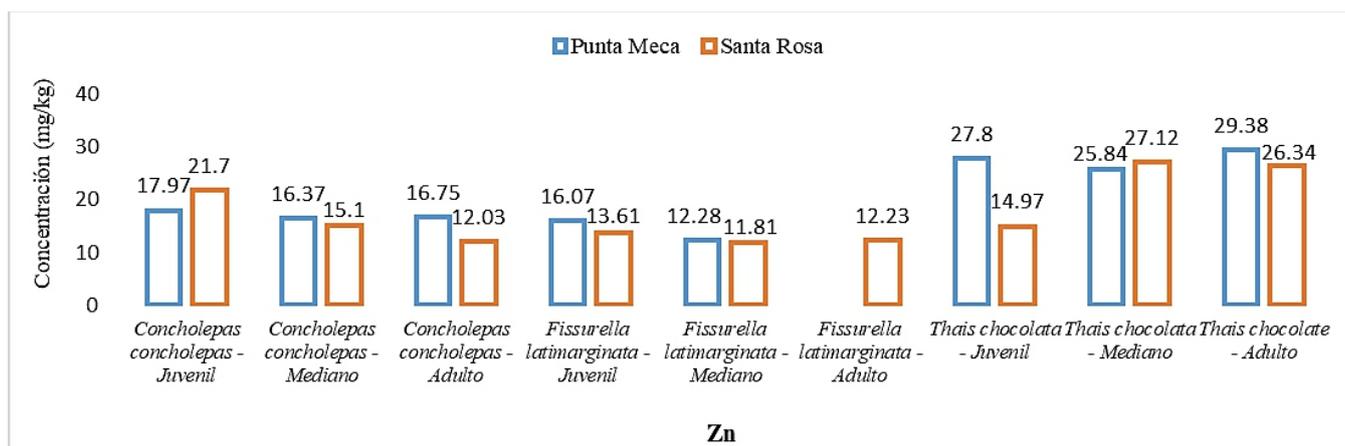


Figura 6. Concentración de zinc (Zn) en mg/kg en *Concholepas concholepas*, *Fissurella latimarginata* y *Thais chocolata* recolectados en Punta Meca y Santa Rosa, durante sus diferentes estadios de vida.

DISCUSIÓN

La concentración máxima de Cd en los organismos estipulada por el Ministerio de Salud de Chile (1996) es de 0,1 mg/kg, evidenciando que solo *Fissurella latimarginata* (juvenil en Punta Meca, juvenil en Santa Rosa y adulto en Santa Rosa), se encuentran por debajo de este valor; mientras que, tanto *Fissurella latimarginata* (mediano en ambos bancos naturales), como *Concholepas concholepas* y *Thais chocolata* (en todos sus estadios y en ambos bancos naturales), se encuentran por encima del límite permitido, siendo esta última especie la que supera de forma más notoria. Sin embargo, si tomamos como referencia la legislación de la Unión Europea (2004), solo *Thais chocolata* (juvenil de Punta Meca) superaría los estándares de calidad que indican como máximo a 1 mg/kg de Cd en moluscos bivalvos. Esto es entendible ya que el Cd es un compuesto significativamente soluble en medios acuáticos, típicamente producido a partir de actividades mineras y de fundición, por lo que suele estar presente en relaves (Khati *et al.*, 2012; Astete *et al.*, 2014), lo cual no es un tema que deba pasarse por alto, ya que al ingerir este tipo de productos, las personas se encontrarían susceptibles a contraer enfermedades renales, presión alta, anemia, diabetes, osteoporosis, ciertos tipos de cáncer, entre otros males (Schwartz *et al.*, 2003; Henson & Chedrese, 2004; Järup & Alfvén, 2004; Suwazono *et al.*, 2006; Gallagher & Meliker, 2010).

El Ministerio de Salud de Chile (1996) exhorta a que los mariscos deban poseer una concentración máxima de 0,5 mg/kg de Hg, lo cual es cumplido por todas las especies analizadas en la presente investigación. Estos valores deben encontrarse permanentemente bajos para evitar que este metal, en el caso de ser consumido por el ser humano, llegue a la sangre y sea posteriormente absorbida por los eritrocitos, siendo aún de mayor consideración cuando pasa a formar parte de las células, pues es capaz de causar estrés oxidativo, alteraciones en la membrana, desbalance de su permeabilidad e incluso disfunción mitocondrial. Asimismo, ingerir este metal puede resultar más letal en mujeres embarazadas, lactantes e infantes (Cadavid & Arango, 2020; Manjarres & Olivero, 2020). Según Mai (2014) la absorción de Hg se ve mermada en los moluscos e invertebrados cuando estos se ven expuestos a otros metales pesados como Cd y Zn, lo cual explicaría los bajos niveles de Hg detectados en las especies analizadas.

Referente a la concentración de Pb, el Ministerio de Salud de Chile (1996) exhorta un valor máximo de 2 mg/kg, mientras que la Unión Europea alega que debe encontrarse como máximo en 1,5 mg/kg, por lo que todos los moluscos bivalvos evaluados cumplieron con ello encontrándose muy por debajo. Sin embargo, es primordial realizar continuamente monitoreos y hacer un seguimiento a fin de evitar problemas provocados por este metal pesado como disrupciones endócrinas, fenecimiento celular, anemia, perjuicio renal, alteración de la correcta actividad de enzimas, problemas inflamatorios e incluso, retraso mental en niños (Poma, 2008; Counter *et al.*, 2012; Lassiter *et al.*, 2015).

En el caso del As, el Ministerio de Salud de Chile (1996) indica que el límite máximo para alimentos como moluscos, crustáceos y gastrópodos es de 2 mg/kg, valor que solo es cumplido por *F. latimarginata* (juvenil y adulta, en ambos bancos naturales) y, mediana (solo en Santa Rosa); mientras que *C. concholepas*, *T. chocolata* (en todos sus estadios y, en ambos bancos naturales) y *F. latimarginata* (solo mediana en Punta Meca) exceden estos valores, siendo también *T. chocolata* la que registró una mayor capacidad bioacumuladora de As. La problemática de este metal se debe a que Tacna se encuentra condicionada por su ubicación geográfica sobre suelos volcánicos, que son capaces de contaminar naturalmente aguas geogénicas por la disolución del As (Ministerio de Salud del Perú, 2014), a partir de lo cual se explica esta bioacumulación. En posteriores estudios orientados a determinar el contenido de As en organismos marinos, se recomienda identificar la forma química en la que se manifiesta este compuesto, para poder dilucidar en qué medida su metabolismo y toxicidad puede traer consecuencias para las distintas especies y el consumidor.

El nivel máximo permitido de Zn según lo señala el Ministerio de Salud de Chile (1996) en moluscos es de 100 mg/kg de Zn, el cual es un valor que se encuentra muy distante al de todas las especies evaluadas durante el presente estudio, lo cual es corroborado por Espejo *et al.*, (2019) quienes alegan la inexistencia de biomagnificación de dicho metal mediante redes alimentarias completas. El Zn es considerado un metal esencial al igual que el Fe, Mn y Cu, puesto que estaría asociado al desarrollo cognitivo y sexual, al fomento del crecimiento celular y a la síntesis de ácidos nucleicos y proteínas (Balck, 1998; Salgueiro *et al.*, 1999; Mac Donalds, 2000; Salgueiro *et al.*, 2004), empero, se debe tener precaución al encontrar indicios de que pueda superar su umbral de concentración inocua (Marinho, 2011).

La Administración Nacional Oceánica y Atmosférica de Estados Unidos (1999) alega que los niveles de Pb y Zn que pueden soportar la mayoría de organismos bentónicos son 31 y 120 mg/kg, respectivamente. Por simple comparación, se evidenció que todos los moluscos, de todos los grupos etareos y de ambos bancos naturales, tuvieron un promedio por debajo de este límite, lo que implica que estos metales pesados no estarían representando problemas para estas especies, ni para sus consumidores inmediatos de la cadena alimenticia.

Thais chocolata fue la especie que más bioacumuló Cd, As y Zn, mientras que *C. concholepas* fue la que más Hg pudo bioacumular, lo cual podría atribuirse a que ambas son especies carnívoras que se alimentan de otros moluscos y de cadáveres (Ramírez *et al.*, 2003; Monje, 2014), por lo que su nivel en la cadena alimenticia se encontraría por encima de *F. latimarginata*, un consumidor primario que se alimenta esencialmente de microalgas (Bretos, 1978; Osorio *et al.*, 1988; Olabarría *et al.*, 2001). Esto explicaría la mayor bioacumulación de metales pesados en las dos primeras especies (Gray, 2002; Market, 2007; Molina *et al.*, 2010). Asimismo, el hábitat principal de *T. chocolata* se encuentra en el nivel inferior del intermareal y submareal sobre fondo rocoso (Galindo *et al.*, 1999), siendo la primera, el área terrestre cubierta de agua cuando se presentan mareas altas y descubierta durante mareas bajas; y la segunda, el área terrestre que permanece casi siempre sumergida y solo se ve expuesta de manera excepcional (Little & Kitching, 1996), por lo que es un bioacumulador ideal para identificar ciclos de perturbación y regeneración de especies (Benedetti, 2006).

No se identificó un patrón de variación referente a la bioacumulación de metales pesados en los distintos estadios de las tres especies analizadas. Cabe destacar que la distinta concentración de metales pesados en los moluscos puede estar condicionado por la variación del ambiente, el tipo de dieta y su estado metabólico, la disponibilidad de alimentos, su edad, su estado fisiológico, su tamaño y demás factores externos (Jacinto & Aguilar, 2007; Ward & Correl, 1992). Es posible que bajo el sedimento y componentes inyectados en los humedales de Ite, todavía se encuentren proliferando trazas de metales pesados, tal y como lo suponen Castro & Valdés (2012), quienes analizaron el nivel de metales pesados en la biota marina y los sedimentos de una playa artificial empleada como mecanismo de bioremediación de actividades mineras, ubicada en el norte de Chile. Esto es debido a que ciertos metales se encuentran disponibles para ser absorbidos por organismos mediante la solución únicamente en forma de iones libres, mientras que otros se

transportan a través de membranas biológicas como complejos inorgánicos (Mai, 2014). Estos acontecimientos evidencian la importancia de una correcta gestión de relaves de las mineras aplicando tecnologías ambientalmente amigables y económicamente viables, con el objeto de alcanzar el bienestar social, económico y ambiental (Espín *et al.*, 2017).

Li & Zhang (2013) evidenciaron que la concentración de metales pesados de un grupo de moluscos de Lianyungang, China, siguió un patrón de bioacumulación de Zn>As>Cd>Hg>Pb, lo cual difiere mínimamente con nuestra investigación, en la que la bioacumulación se dio en la misma medida, con la excepción de que se encontró una mayor concentración de Pb que de Hg. Ibárcena (2011), halló la misma tendencia de metales pesados determinada en la presente investigación, atribuyéndole la responsabilidad a los vertimientos de relaves mineros que provienen de las mineras de Toquepala y Cujone. Sin embargo, en ciertos casos, los aportes de metales pesados a las aguas se dan por el desgaste de las laderas del cauce producto de las lluvias; es decir, se debe a procesos geoquímicos, lo que se traduce a que, en épocas de sequía, habrá una menor concentración metales pesados en las cuencas (Martínez & Senior, 2001; Mora *et al.*, 2016).

Se requiere con urgencia la incorporación de normativas para el control de metales pesados en zonas marinas que se cumplan íntegramente (González *et al.*, 2017) a través de un correcto proceso de fiscalización; así como la ejecución de investigaciones orientadas a la determinación de trazas de metales pesados en integrantes de la cadena alimenticia que pueden afectar a la salud de la población de Ite (Ruiz *et al.*, 2013), teniendo en consideración el rol que podrían tener ciertos productos marinos y el mar como futuros vectores de la contaminación ambiental producida por metales pesados (Jitar *et al.*, 2014; Berlotti & Noé, 2018).

CONCLUSIONES

La especie *Thais chocolata* es bioacumulador de metales pesados por superar los límites máximos permitidos de las normas internacionales, de los bancos naturales de Punta Meca y Santa Rosa de la zona marino costera de la bahía de Ite. Las especies *Concholepas concholepas* y *Fissurella latimarginata* no son bioacumuladores de metales pesados por no superar los límites máximos permitidos.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos al Instituto del Mar del Perú (IMARPE) por la facilidad brindada para emplear sus laboratorios para la realización de análisis requeridos en el presente estudio.

REFERENCIAS

- Administración Nacional Oceánica y Atmosférica de Estados Unidos. (1999). Sediment quality guidelines developed for the National Status and Trends Program.
- Alkorta, I., Becerril, I. & Garbisu, C. (2010). Phytostabilization of metal contaminated soils. *Reviews on Environmental Health*, (25), 135-146. <http://dx.doi.org/10.1515/RE-VEH.2010.25.2.135>
- Balck, M. M. (1998). Zinc deficiency and child development. *The American Journal of Clinical Nutrition*, 68(2): 464-469. <https://doi.org/10.1093/ajcn/68.2.464S>
- Balvín, D. & Amezaga, J. (2006). Estado de la situación sobre la gestión del agua en la minería: El caso peruano. Ermisa, Lima. <http://www.labor.org.pe/webermisa/images/ERMISAD1.pdf>
- Benedetti, L. (2006). Understanding the consequences of changing biodiversity on rocky shores: How much have we learned from past experiments? *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 338, 193-204. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2006.06.020>

- Berlotti, F. & Noé, N. (2018). Concentración de plomo, mercurio y cadmio en músculo de peces y muestras de agua procedentes del Río Santa, Ancash – Perú. 1, *Salud y Tecnología Veterinaria*, 1, 35-41. <https://doi.org/10.20453/stv.v6i1.3376>
- Bretos, M. (1978). Growth in the keyhole limpet *Fissurella crassa* Lamarck (Mollusca: Archaeogastropoda) in northern Chile. *Veliger*, 21(2), 268-273.
- Cadavid, N. & Arango, A. (2020). El mercurio como contaminante y factor de riesgo para la salud humana. *Revista Lasallista de Investigación*, 17(2), 280-296. <https://doi.org/10.22507/rli.v17n2a21>
- Castro, G. & Valdés, J. (2012). Concentración de metales pesados (Cu, Ni, Zn, Cd, Pb) en la biota y sedimentos de una playa artificial, en la bahía San Jorge 23°S, norte de Chile. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 40(2), 267-281. <https://doi.org/10.3856/vol40-issuec-fulltext-3>
- Churata, A. & Chambilla, W. (2019). Historia de la contaminación de la bahía de Ite por la empresa minera Southern Perú. 6(10), 70-79. <https://doi.org/10.33326/26176041.2019.10.874>
- Counter, S., Buchanan, L. H. & Ortega, F. (2012). Association of Hemoglobin Levels and Brainstem Auditory Evoked Responses in Lead-Exposed Children. *Clinical Biochemistry*, 45(15), 1197-1201. <https://doi.org/10.1016/j.clinbiochem.2012.06.020>
- Covarrubias, S. & Peña, J. (2017). Contaminación ambiental por metales pesados en México: Problemática y estrategias de fitorremediación. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, (33), 7-21. <https://doi.org/10.20937/RICA.2017.33.esp01.01>
- Espejo, W., Kitamura, D., Kidd, K., Celis, J., Kashiwada, S., Galbán-Malagón, C., Barra, R. & Chiang, G. (2018). Biomagnification of tantalum through diverse aquatic food webs. *Environmental Science & Technology Letters*, 5(4), 196–201. <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.8b00051>
- Espejo, W., Padilha, J. A., Kidd, K. A., Dorneles, P., Malm, O., Chiang, G., & Celis, J. E. (2019). Concentration and Trophic Transfer of Copper, Selenium, and Zinc in Marine Species of the Chilean Patagonia and the Antarctic Peninsula Area. *Biological Trace Element Research*. 197(1), 285-293. <https://doi.org/10.1007/s12011-019-01992-0>
- Espín, D., Jarrin, J. & Escobar, O. M. (2017). Manejo, gestión, tratamiento y disposición final de relaves mineros generados en el Proyecto Río Blanco. *Revista de Ciencias de Seguridad y Defensa*, 2(4), 1-12. <http://dx.doi.org/10.24133/rcsd.V2N4.2017.01>
- Evans, B., Cohly, H., Yu, H. & Tchounwou, P. (2004). Arsenic-induced genotoxic effects in human and cytotoxic keratinocytes, melanocytes and dendritic cells. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 1(2), 83-89. <https://doi.org/10.3390/ijerph2004020083>
- Galindo, O, Segura, M & Flores, D. (1999). *Prospección del caracol Thais chocolata en el litoral de Ica y norte de Arequipa, Mayo 1998*. Instituto del Mar del Perú. Informe Progresivo N° 111.
- Gallagher, C. M. & Meliker, J. R. (2010). Blood and Urine Cadmium, Blood Pressure, and Hypertension: A Systematic Review and Meta-Analysis. *Environmental Health Perspectives*, 118(12), 1676-84. <https://doi.org/10.1289/ehp.1002077>

- González, V., Valle, S., Nirchio, M., Olivero, J., Tejada, L., Valdemar, J. Pesantes, F. & González, K. (2017). Evaluación del riesgo de contaminación por metales pesados (Hg y Pb) en sedimentos marinos del Estero Huaylá, Puerto Bolívar, Ecuador. *Revista del Instituto de Investigación de la Facultad de Ingeniería Geológica, Minera, Metalúrgica y Geográfica de la Universidad Nacional Mayor de San Marcos*, 21(42), 75-82. <https://doi.org/10.15381/iigeo.v21i41.14995>
- Gray, J. (2002). Biomagnification in marine system: the perspective of an ecologist. *Marine Pollution Bulletin*, 45, 46-52. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(01\)00323-X](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(01)00323-X)
- Henson, M. C. & Chedrese, P. (2004). Endocrine Disruption by Cadmium, a Common Environmental Toxicant with Paradoxical Effects on Reproduction. *Experimental Biology and Medicine*, 229(5), 383-92. <https://doi.org/10.1177/153537020422900506>
- Ibárcena, L. (2011). Estudio de la contaminación por metales ecotóxicos en sedimentos en la Bahía de Ite, Tacna. *Ciencia y Desarrollo*, (13), 28-35. <https://doi.org/10.33326/26176033.2011.13.273>
- Instituto del Mar del Perú. (2010). Delimitación y caracterización de bancos naturales de recursos bentónicos e identificación de zonas de pesca en el litoral de la región Arequipa. Sector Quilca – Atico. Matarani, Perú: I M A R P E . http://www2.produce.gob.pe/RepositorioAPS/3/jer/ACUISUBMENU4/Inf-BBNN-Matarani-Sector-2_Quilca_Atico.pdf
- Jacinto, M. & Aguilar, S. (2007). Concentraciones traza de metales en especies marinas de la bahía de Huarmey, Ancash, Perú. *Revista Peruana de Biología*, 14(2), 307-311. <https://doi.org/10.15381/rpb.v14i2.1830>
- Järup, L. & Alfvén, T. (2004). Low Level Cadmium Exposure, Renal and Bone Effects--the OSCAR Study. *Biomaterials*, 17(5), 505-509. <https://doi.org/10.1023/b:biom.0000045729.68774.a1>
- Jitar, O., Teodosiu, C., Oros, A., Plavan, G., & Nicoara, M. (2014). Bioaccumulation of heavy metals in marine organisms from the Romanian sector of the Black Sea. *New Biotechnology*, 32(3), 369-378. <https://doi.org/10.1016/j.nbt.2014.11.004>
- Jova, M., Díaz, H., Ibarra, E. & Jova, Y. (2017). Riesgo para la salud de la mujer por la exposición a mercurio. *Convención Internacional de Salud, Cuba Salud*. 4, 1-7. <http://www.convencionsalud2018.sld.cu/index.php/convencionsalud/2018/paper/view/1227/323>
- Khati, W., Ouali, K., Mouneyrac, C. & Banaoui, A. (2012). Metallothioneins in aquatic invertebrates: their role in metal detoxification and their use in biomonitoring. *Energy Procedia*, 18, 784-794. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2012.05.094>
- Lassiter, M., Owens, E., Patel, M.M., Kirrane, E., Madden, M., Richmond-Bryant, J., Hines, E., Davis, A., Vinikoor-Imler, L. & Dubois, J.J. (2015). Cross-species coherence in effects and modes of action in support of causality determinations in the U.S. Environmental Protection Agency's Integrated Science Assessment for Lead. *Toxicology*, 330, 19-40. <https://doi.org/10.1016/j.tox.2015.01.015>
- Lavoie, R., Jardine, T., Chumchal, M., Kidd, K. & Campbell, L. (2016) Biomagnification of mercury in aquatic food webs: a worldwide meta-analysis. *Environmental Science & Technology*, 47, 13385–13394. <https://doi.org/10.1021/es403103t>
- Li, Y. & Zhang, R. (2013). Concentration and assesment of heavy metals in bentos in Lianyungang area. *Advanced Materials Research*, 726 - 731, 1209 - 1212 . <https://doi.org/10.4028/www.scientific.net/AMR.726-731.1209>
- Little, C. & Kitching, J. (1996). *The biology of rocky shore*. Oxford University Press, Oxford, Estados Unidos.

- Lora, J. (2005). Transnacionales mineras y ecocidio en el Perú. El grupo México y su política neoliberal. *Revista Quivera*, 7(1), 316337. <https://quivera.uaemex.mx/article/view/10670>
- Mac Donald, R. S. (2000). The role of zinc in growth and cell proliferation. *The Journal of Nutrition*, 130: 1500-1508. <https://doi.org/10.1093/jn/130.5.1500S>
- Mai, T. (2014). Bioaccumulation of heavy metals in Nha Trang bay, Khanh Hoa, Viet Nam. *Earth Sciences*. Université Nice Sophia Antipolis. <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-01080132/document>
- Marinho, C. (2011). *Evaluación de la presencia de metales pesados en sedimentos y organismos de la Zona Norte del Golfo San Jorge*. Tesis de licenciatura. Tierra del Fuego, Argentina: Universidad Nacional de la Patagonia San Juan Bosco.
- Market, B. (2007). Definitions and principles for bioindication and biomonitoring of trace metals in the environment. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*, 21, 77-82.
- Manjarres, A. & Olivero, J. (2020). Hematological parameters and hair mercury levels in adolescents from the Colombian Caribbean. *Environmental Science and Pollution Research International*, 27(12), 14216–14227. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-07738-z>
- Martínez, G. & Senior, W. (2001). Especiación de metales pesados (CD, ZN, CU y CR) en el material en suspensión de la pluma del Río Manzanares, Venezuela. *Interciencia*, 26(2), 53-61. <https://www.redalyc.org/pdf/339/33905302.pdf>
- Ministerio de Salud de Chile. (1996). Reglamento Sanitario de los Alimentos (DTO. 977/96). Santiago, Chile: División Jurídica.
- Ministerio de Salud de Perú. (2014). Análisis de la Situación de Salud de Tacna 2014. Tacna, Perú: Dirección Regional de Salud, Dirección Ejecutiva de Epidemiología.
- Molina, C., Gibon, F., Duprey, J., Domínguez, E. Guimaraes, J. & Roulet, M. (2010). Transfer of mercury and methylmercury along macroinvertebrate food chains in a floodplain of the Beni River, Bolivian Amazonia. *Science of the Total Environment*, 408(16), 3382-3391.
- Monje, M. (2014). *Evaluación del nivel de biomasa del recurso chanque (Concholepas concholepas) y efecto en el desarrollo de los parámetros físico químicos y biológicos en la playa Playita Brava del litoral de Tacna, 2013*. Tesis de licenciatura. Tacna, Perú: Universidad Nacional Jorge Basadre Grohmann.
- Montenegro, G., Fredes, C., Mejías, E., Bonomelli, C., & Olivares, L. (2009). Contenidos de metales pesados en suelos cercanos a un relave cuprífero Chileno. *Agrociencia*, 43(4), 427-435. http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1405-31952009000400009
- Mora, A., Jumbo, D., González, M. & Bermeo, S. (2016). Niveles de metales pesados en sedimentos de la Cuenca del Río Puyango, Ecuador. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 32(4): 385-397. <https://doi.org/10.20937/RICA.2016.32.04.02>
- Nawab, J., Khan, S. & Xiaoping, W. (2018). Ecological and health risk assessment of potentially toxic elements in the major rivers of Pakistan: General population vs. Fishermen. *Chemosphere*, 202, 154-164. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.03.082>.
- Olabarría, C., Caraballo, J. & Vega, C. (2001). Cambios espacio-temporales en la estructura trófica de asociaciones de moluscos del intermareal rocoso en un sustrato tropical. *Ciencias Marinas*, 27, 235-254.
- Osorio, C., Ramirez, M. & Salgado, J. (1988). Gastriccontent of *Fissurella maxima* (Mollusca: Archaeogastropoda) at Los Vilos, Chile. *Veliger*, 30(4), 347-350.

- Palacio, J. (2007). Ecotoxicología acuática. Medellín, Colombia: Imprenta Universidad de Antioquia.
- Pérez, S. (2018). Impacto ambiental de la Compañía minera Southern Perú Cooper Corporation en América Latina: Una aproximación histórica de comienzos del siglo XX a la actualidad. *Revista Geográfica de América Central*, 61(3), 489-503.
- Poma, P. (2008). Lead Effects on Humans. *Anales de La Facultad de Medicina*, 69(2), 120-126. <https://www.redalyc.org/pdf/379/37911344011.pdf>
- Raimondi, P. T., & Reed, D. C. (1996). Determining the Spatial Extent of Ecological Impacts Caused by Local Anthropogenic Disturbances in Coastal Marine Habitats. *Detecting Ecological Impacts*, 179-198.
- Ramírez, R., Paredes, C. & Arenas, J. (2003). Moluscos del Perú. *Revista de Biología Tropical*, 51, 225-284.
- Ramos, W., Galarza, C & De Amat, A. (2006). Queratosis arsenical en pobladores expuestos a relaves mineros en altura en San Mateo de Huanchor: sinergismo entre arsenicismo y daño actínico crónico *Dermatología Peruana*, 16(1), 41-45. <http://hdl.handle.net/123456789/2715>
- Rodríguez, H. & Tapia, N. (2003). Técnica del blanqueado de la lapa (*Fissurella latimarginata*) y la adición de líquido de gobierno en la elaboración de conservas. *Ciencia & Desarrollo*, (7), 36-42. <https://doi.org/10.33326/26176033.2003.7.129>
- Romero, K. (2009). Contaminación por metales pesados. *Revista Científica Ciencia Médica*, 12(1), 45- 46. <https://www.redalyc.org/pdf/4260/426041218013.pdf>
- Ruiz, B.; Rodríguez, R. & Ipanaqué, J. (2013). Determinación de la acumulación de metales tóxicos en agua, sedimento y biota del humedal el Paraíso. *Infinitum*, 3(2), 33-39. <https://revistas.unjfsc.edu.pe/index.php/INFINITUM/article/download/379/349/1023>
- Ruiz, F., Fandiño, C., Romero, G. & Guevara, M. (1996). Contaminación de peces por metales pesados en el río Magdalena. *Licania arbórea*, 1(1), 18-22
- Salazar, R. (2009). Estado de conocimiento de las concentraciones de cadmio, mercurio y plomo en organismos acuáticos de Venezuela. *Revista electrónica de Veterinaria*, 10 (11). <https://www.redalyc.org/pdf/636/63617193006.pdf>
- Salgueiro, M., Weill, R., Hernández, M., Zubillaga, M., Lysionek, A., Goldman, C., Ruiz, V., Boccio, J. & Caro, R. (2004). Deficiencia de zinc en relación con el desarrollo intelectual y sexual. *Revista Cubana de Salud Pública*, 30(2).
- Salgueiro, M. J., Zubillaga, M., Lysionek, A. E., Sarabia, M. I., Calmanovici, G. & Caro, R. A. (1999). Cinc: conceptos actuales sobre un micronutriente esencial. *APPTLA*, 49, 1-12.
- Schwartz, G.G., Il'Yasova, D. & Ivanova, A. (2003). Urinary Cadmium, Impaired Fasting Glucose, and Diabetes in the NHANES III. *Diabetes Care*, 26(2), 468-470. <https://doi.org/10.2337/diacare.26.2.468>
- Suwazono, Y., Sand, S., Vahter, M., Filipsson, A. F., Skerfving, S., Lidfeldt, J. & Akesson, A. (2006). Benchmark Dose for Cadmium-Induced Renal Effects in Humans. *Environmental Health Perspectives*, 114(7), 1072-1076. <https://doi.org/10.1289/ehp.9028>

- Tapia, J., Villagra, F., Bertrán, C., Espinoza, J., Focardi, S., Fierro, P. & Vargas, L. (2019). Effect of the earthquake-tsunami (Chile, 2010) on toxic metal content in the Chilean abalone mollusc *Concholepas concholepas*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 169, 418–424. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.11.040>
- Tejada, F., Fernández, A. & Mejía, C. (2016). Determinación de metales pesados en mariscos comercializados en el Puerto de Huacho, 2015. *Bing Bang Faustiniiano*, 5(4), 10-14. <https://doi.org/10.51431/bbf.v5i4.28>
- Torres, A., Choquecota, R., Mamani, G., Ticona, P., Sanga, M., & Gutierrez, I. (2020). Bioadsorción de arsénico del agua del río Locumba utilizando cáscara de naranja (*Citrus sinensis*), Tacna. *Ciencia y Desarrollo*, (26), 41–47. <https://doi.org/10.33326/26176033.2020.26.931>
- Unión Europea. (2004). Legislación de la Unión Europea de Contaminantes Químicos en productos alimentarios. Bruselas, Bélgica: UE. https://www.adiveter.com/ftp_public/articulo1748.pdf
- Valdés, J., Vargas, G., Sifeddine, A., Ortlieb, L. & Guiñez, M. (2005). Distribution and enrichment evaluation of heavy metals in Mejillones Bay (23°S), Northern Chile: Geochemical and statistical approach. *Marine Pollution Bulletin*, 50, 1558 - 1568. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2005.06.024>.
- Ward, T. & Correll, R (1992). Estimating background levels of heavy metals in the marine environment. *Proceedings of Bioaccumulation Workshop*, Sydney, Australia. <http://hdl.handle.net/102.100.100/249329?index=1>
- Zamudio, R., Castañeda, M. Lango, F., Galaviz, I., Amaro, A. & Romero, L. (2014). Metales pesados en sedimento marino del Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano. *Revista Iberoamericana de Ciencias*, 1(4), 159-168. <http://reibci.org/publicados/2014/septiembre/3300107.pdf>