

Estudio del contenido de metales pesados, tóxicos, macroelementos, microelementos y elementos traza en tres especies de interés pesquero, *Balistes capriscus*, *Canthidermis sufflamen* y *Heteropriacanthus cruentatus*, procedentes de la Isla del Hierro.

Study of the content of heavy metals, toxic, macroelements, microelements, and trace elements in three fish species of fishing interest, *Balistes capriscus*, *Canthidermis sufflamen*, and *Heteropriacanthus cruentatus*, coming from the Hierro Island.

David Domínguez Rodríguez

Master en Biología Marina: Biodiversidad y
Conservación.

Julio, 2020.

El Dr. **Ángel J. Gutiérrez Fernández**, profesor titular del departamento Obstetricia y Ginecología, Pediatría, Medicina Preventiva y Salud Pública, Toxicología, Medicina Legal y Forense y Parasitología de la Universidad de La Laguna, tutor académico y el **Dr. Enrique Lozano Bilbao**, doctor de la Universidad de La Laguna,

DECLARAN:

Que la memoria presentada por el Graduado en Biología, **D. David Domínguez Rodríguez**, titulada “Estudio del contenido de metales pesados tóxicos, macroelementos, microelementos y elementos traza en tres especies de interés pesquero, *Balistes capriscus*, *Canthidermis sufflamen* y *Heteropriacanthus cruentatus*. Procedentes de la Isla del Hierro.”, ha sido realizada bajo su dirección y consideran que reúne todas las condiciones de calidad y rigor científico requeridas para optar a su presentación como Trabajo de Fin de Máster, en el Máster Oficial de Postgrado de Biología Marina: Biodiversidad y Conservación de la Universidad de La Laguna, curso 2019-2020.

Y para que así conste y surta los efectos oportunos, firman el presente informe favorable en San Cristóbal de La Laguna a 29 de junio de 2020.

Fdo. Dr.

Fdo. Dr.

**LOZANO BILBAO
ENRIQUE -
54062526Z**

Firmado digitalmente
por LOZANO BILBAO
ENRIQUE - 54062526Z
Fecha: 2020.06.29
16:49:32 +01'00'

Este documento incorpora firma electrónica, y es copia auténtica de un documento electrónico archivado por la ULL según la Ley 39/2015.
La autenticidad de este documento puede ser comprobada en la dirección: <https://sede.ull.es/validacion/>

Identificador del documento: 2598783 Código de verificación: uLpkBgpJ

Firmado por: **Ángel José Gutiérrez Fernández**
UNIVERSIDADDELAGUNA

Fecha: 29/06/2020 16:43:35

ÍNDICE

1.	INTRODUCCIÓN.....	1
1.1.	METALES PESADOS, MICRO Y MACROELEMENTOS Y ELEMENTOS TRAZA.....	2
1.1.1.	METALES PESADOS TÓXICOS.....	3
1.1.2.	MACROELEMENTOS.....	7
1.1.3.	MICROELEMENTOS Y ELEMENTOS TRAZA.	11
1.2.	RECOMENDACIONES DE IDA, PTWI, TWI O IDR.....	21
1.3.	ZONA DE ESTUDIO.	24
1.4.	ESPECIES DE ESTUDIO.....	26
1.4.1.	BALISTES CAPRISCUS (GMELIN, 1789).	26
1.4.2.	CANTHIDERMIS SUFFLAMEN (MITCHILL, 1815).	28
1.4.3.	HETEROPRIACANTHUS CRUENTATUS (LACEPÈDE, 1801).....	30
2.	OBJETIVOS.....	32
3.	MATERIAL Y MÉTODOS.....	33
3.1.	ZONA DE MUESTREO.....	33
3.2.	PREPARACIÓN DE LAS MUESTRAS ANALÍTICAS.....	34
3.3.	ANÁLISIS ESTADÍSTICO DE LAS MUESTRAS.....	34
4.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	36
4.1.	BIOMETRÍA.....	36
4.2.	CONCENTRACIÓN DE METALES EN EL TEJIDO MUSCULAR.....	37
4.3.	COMPARACIÓN ENTRE CONTENIDO METÁLICO Y TEJIDO MUSCULAR POR ESPECIE.....	40
4.4.	COMPARACIÓN CON OTROS AUTORES.....	43
4.5.	CONSIDERACIONES SOBRE LA INGESTA DIARIA ADMISIBLE Y LA INGESTA DIARIA RECOMENDADA.....	48
4.5.1.	EVALUACIÓN DEL RIESGO TÓXICO.....	48
4.5.2.	EVALUACIÓN NUTRICIONAL DE MACROELEMENTOS, MICROELEMENTOS Y ELEMENTOS TRAZA.....	49
5.	CONCLUSIONES.....	52
5.1.	CONCLUSIONS.....	53
6.	BIBLIOGRAFÍA.....	54

Resumen.

Se analizaron un total de 20 metales pesados, tóxicos, macro y microelementos y elementos traza (Al, B, Ba, Ca, Cd, Co, Cu, Cr, Fe, K, Li, Mg, Mn, Mo, Na, Ni, Pb, Sr, V, Zn) en 54 muestras de músculo de tres especies de consumo humano, como son *Balistes capriscus* (Pez ballesta), *Canthidermis sufflamen* (Ballesta oceánica o sobaco lija), *Heteropriacanthus cruentatus* (Catalufa), mediante espectrometría de emisión óptica con plasma acoplado inductivamente (ICP-OES). Se evaluó el aporte nutricional y el riesgo tóxico por el consumo de metales pesados derivados de su ingesta. No se encontraron diferencias significativas entre las tres especies del estudio para los metales Ba, Ca, Cr, Cd, Co, K, Li, Mo, Ni, Pb, Sr y V, en el tejido muscular. Sin embargo, si existen diferencias significativas para los metales B, Cu, Fe, Mg y Mn. Se determinó que no existe ningún tipo de riesgo tóxico por la ingesta de *B. capriscus*, *C. sufflamen* y *H. cruentatus*. Pudiendo concluir que estas especies son aptas para el consumo humano.

Palabras clave: Metales pesados. ICP-OES. *Balistes capriscus*. *Canthidermis sufflamen*. *Heteropriacanthus cruentatus*.

Abstract.

A total of 20 heavy metals, toxic, macro and microelements, and trace elements (Al, B, Ba, Ca, Cd, Co, Cu, Cr, Fe, K, Li, Mg, Mn, Mo, Na, Ni, Pb, Sr, V, Zn) were analyzed in 54 muscle samples of three species bound to human intake, like the *Balistes capriscus* (Grey Triggerfish), *Canthidermis sufflamen* (Ocean Triggerfish), *Heteropriacanthus cruentatus* (Glasseye or Catalufa), through Inductively Coupled Optical Emission Spectromy (ICP-OES). Nutritional contribution and toxic risk due to the consumption of heavy metals derived from its intake were evaluated. No significant differences were found between the three species for the following metals: Ba, Ca, Cr, Cd, Co, K, Li, Mo, Ni, Pb, Sr & V, in the muscle tissue. Although, some significant differences were found for the following metals: B, Cu, Fe, Mg & Mn. It was determined that there was no toxic risk from the ingestion of *B. capriscus*, *C. sufflamen*, and *H. cruentatus*. Being able to conclude that these species are suitable for human consumption.

Keywords: Heavy metals, ICP-OES, *Balistes capriscus*, *Canthidermis sufflamen*, *Heteropriacanthus cruentatus*.

1. Introducción.

En la actualidad la contaminación costera y especialmente la debida a la acumulación de metales pesados, es un grave problema de carácter mundial, debido a que éstos no son biodegradables y pueden bioacumularse en los organismos, pudiendo de este modo, alterar la fisiología de algunos animales, además de irse acumulando a través de la red trófica (Hernández, 2014). En pleno siglo XXI, se estima que cerca de dos millones de metros cúbicos de agua se ven contaminados aproximadamente al día (Reyes et al., 2016). Esto se debe también al progresivo aumento de forma masiva de la población, lo que conlleva, a un aumento directamente proporcional de la contaminación (Rahman et al., 2010).

El concepto de contaminación se define como la introducción directa o indirecta de perturbaciones, ya sean polución por vía antrópica o contaminación natural, que puedan tener efectos perjudiciales para la salud humana o para la calidad del medio ambiente (Vargas, 2015). De este modo, podemos diferenciar dos fuentes de contaminación, dependiendo de la participación o no del ser humano:

- Contaminación, provenientes de procesos de erosión de rocas, incendios forestales o actividad volcánica, siendo este último el más importante, ya que en las fuentes hidrotermales se liberan grandes cantidades de metales, predominando sobre todo el mercurio (Jaramillo, 2010; Berntssen et al., 2017).
- Polución, que viene dada por procesos y factores del ser humanos, como, por ejemplo, debido a la extracción industrial de metales, explotaciones petrolíferas, combustión del carbón o por la utilización de pinturas antioxidantes de los cascos de las embarcaciones (Jaramillo, 2010).

Es por ello por lo que surge la necesidad de buscar organismos o comunidades de organismos que nos puedan informar sobre tendencias o eventos que no pueden observarse directamente, (OECD 2003). Los bioindicadores son organismos, o comunidades de organismos que responden al estrés ambiental y que pueden ayudar a evaluar y/o predecir los efectos de las modificaciones ambientales de una manera útil y simplificada (Gerhardt, 2002).

Los peces son grandes bioindicadores de contaminación por aguas residuales, por microplásticos y metales pesados, (Abdel.Baki et al., 2011; Argota et al., 2012; Lozano et al., 2019; Barrera y González, 2019), debido a que son capaces de acumular elevadas

concentraciones de metales en los tejidos, siendo, además, organismos trazadores. Esto se debe, a que esta ingesta de metales se acumula directamente en sus tejidos. Y esto puede ser perjudicial debido a que algunas especies de peces son altamente consumidos, lo que hace que sea una de las principales fuentes de entrada de metales pesados a la población humana. Hay que destacar que la ingesta de pescado se ha ido incrementando desde principios de la década de los 70 (Delgado et al., 2003), lo que es lógico puesto que posee varias propiedades que se consideran beneficiosas que derivan de consumirlo (Lozano et al., 2009; Afonso, 2014), ya que aporta proteínas, ácidos grasos poliinsaturados, vitaminas liposolubles y minerales esenciales (Wim et al., 2007).

Es por ello, que el pescado es una fuente de vital importancia en la alimentación de cientos de millones de personas del mundo. Se estima que, en el año 2016, alrededor de un total del 90,9% de la producción mundial de pescado (79,3 millones de toneladas), fue utilizada y derivada al consumo humano (FAO, 2018).

Con estos datos, se pone de manifiesto la importancia de este recurso en nuestra dieta, y a la imposibilidad de suprimir su consumo.

1.1. Metales pesados, micro y macroelementos y elementos traza.

En el organismo pueden encontrarse gran variedad de metales, aunque solo una parte de estos tienen funciones específicas conocidas (Vives, 1996). Dentro de los metales, el grupo de metales pesados se diferencian por su alta capacidad como contaminante del medio (Toro, 2013). Por ello, los metales pesados se pueden dividir en varios grupos dependiendo si presentan efectos perjudiciales hacia el organismo o son requeridos por el organismo para un correcto funcionamiento de los sistemas biológicos. También existen los metales que pueden presentar propiedades beneficiosas o perjudiciales en plantas, animales o humanos dependiendo de su concentración. De esto modo, se denominan metales pesados tóxicos, macroelementos (macronutrientes) y microelementos (micronutrientes) y elementos traza, respectivamente (Canpolat y Calta, 2003). Es importante remarcar, que el déficit de estos metales puede causar enfermedades mientras que el exceso de otros puede causar intoxicaciones (Toro, 2013), exceptuando a los metales pesado-tóxicos.

Un ejemplo de micronutrientes esenciales son Zn, Cu, Fe, Co y Mn, desempeñan papeles vitales en el ser humano pero su alto contenido en el organismo resulta tóxico. Sin embargo, otros metales como Cd, Ni, Cr y Pb podrían ser potencialmente tóxicos, aunque se encuentren a bajas concentraciones (Avilés 2016; Kwaansa-Ansah et al., 2018).

- Metales pesados tóxicos: También son considerados elementos traza, pero carecen de función biológica conocida, son altamente tóxicos y acumulan en el organismo. Ellos son el Aluminio (Al), Cadmio (Cd) y Plomo (Pb) (Vives, 1996; Caballero, 2014).
- Macroelementos: Son aquellos metales pesados que son necesarios para el desarrollo de la vida, un correcto funcionamiento del organismo y se requieren de ellos grandes cantidades diarias en gramos. Ellos son el Calcio (Ca), Potasio (K), Magnesio (Mg), y Sodio (Na) (Vives, 1996; Caballero, 2014).
- Microelementos: Aquellos que también se consideran esenciales para un correcto funcionamiento del organismo pero que se requiere de ellos pequeñas cantidades diarias en unidades de microgramos o miligramos. Ellos son el Hierro (Fe), Níquel (Ni), Cromo (Cr), Manganeso (Mn), Cobre (Cu) y Zinc (Zn) (Vives, 1996; Caballero, 2014).
- Elementos traza: Son los que se encuentran en cantidades mínimas. Algunos de esos metales son esenciales, pues son componentes de sistemas enzimáticos. Ellos son el Bario (Ba), Boro (B), Cobalto (Co), Litio (Li), Molibdeno (Mo), Estroncio (Sr) y Vanadio (V) (Vives, 1996; Caballero, 2014).

1.1.1. Metales pesados tóxicos.

1.1.1.1. Aluminio (Al)

El aluminio es el metal más abundante de la corteza terrestre. Se presenta combinado con otros elementos. Liberado al medio en procesos de erosión, en erupciones de volcanes o por acción antropogénica. Su biodisponibilidad y efecto variaran según la forma en la que se encuentren en el medio. El aluminio puede bioacumularse y causar efectos como dificultad en la mineralización del hueso o neurotoxicidad (Rondon-Barragan et al., 2007; Bermeo, 2018).

Se ha demostrado tras diversos estudios que el aluminio es tóxico para la fauna marina, especialmente para los peces, produciendo daños en las agallas debido a cambios en la osmorregulación por la deposición de este metal pesado (Galar-Martínez et al., 2010).

El Comité de Expertos en Aditivos Alimentarios de la EFSA (European Food Safety Authority), estableció una ingesta tolerable (TWI) o lo que es lo mismo un IDA de 1 mg de Aluminio / kg del peso corporal a la semana (EFSA 2010).

Estudio del aluminio en el medio acuático y animales marinos.

En el medio marino, el aluminio disuelto se encuentra en un amplio rango de concentraciones que van desde los 0,1 nM en aguas superficiales del Pacífico (Orians y Bruland, 1986; Measures et al., 2005) a los 174 nM del Mediterráneo (Hydes et al., 1988).

En aguas superficiales oceánicas, el aluminio presenta un tiempo de residencia corto de 4 semanas a 4 años (Orians y Bruland, 1986), debido a la remoción de este en la columna de agua.

Las concentraciones medias del aluminio en aguas noratlánticas según si son aguas superficiales o aguas profundas, se estiman en $27,5 \pm 0,2$ nmol/kg y en $17,7 \pm 0,2$ nmol/kg, respectivamente (Bruland et al., 2013). Al ser el aluminio tóxico para muchas especies acuáticas, no se bioacumula de manera significativa (Factor de bioconcentración, FBC <300), por lo que, el consumo de pescado no debe ser una fuente significativa para el ser humano (ATSDR, 2008).

En peces, la concentración tisular de aluminio está relacionada con la calidad del agua. El aluminio puede desplazar al hierro en diversas biomoléculas y aumentar la concentración intracelular del hierro. Hechos que pueden dañar a la mitocondria directamente y afectar al transporte de electrones de la cadena respiratoria (Bondy y Cambell, 2001).

En el estudio realizado por Türkmen et al., (2005), se determinó los niveles de aluminio en tres especies de peces comestibles al noreste del Mar Mediterráneo. Las concentraciones varían y esta variación se relacionan directamente con el lugar donde fueron muestreadas. Estas variaciones fueron las siguientes: de 0,512 a 1,234 mg/kg en *Saurida undosquamis*; de 0,691 a 1,229 mg/kg en *Sparus aurata* y 1,608 a 2,925 en *Mullus barbatus* (Türkmen et al., 2005).

1.1.1.2. Cadmio (Cd)

El gran problema toxicológico del cambio es que es un metal pesado de gran persistencia en el medio ambiente con una vida media biológica que va de 10 a 40 años (Hernandez,2014), puede acumularse en el organismo y provocar graves problemas renales, alteraciones óseas y fallos en el aparato reproductor. La presencia del cadmio en el medio ha ido en aumento junto con el

proceso de la industrialización, llegando a la población a través del tabaco, agua, alimentos y en menor medida por vía aérea (Berntssen et al., 2017). Los peces se exponen al cadmio del medio a través del agua y la dieta.

Es un elemento que se encuentra en concentraciones bajas en el medio y sin una función biológica conocida.

La PTWI para este metal correspondería en un principio a 25 μg al día, la IDA se establecería en 0,05 mg/kg/día. Por otro lado, se fijó el límite máximo legal del contenido del cadmio en el pescado a 0,05 mg de cadmio por kilogramo de peso fresco, este valor lo fijo la Legislación Europea mediante el Reglamento (CE) 1881/2006 de la comisión del 19 de diciembre de 2006.

En el año 2009, se estableció la ingesta semanal tolerable (TWI) de 2,5 μg de Cd/kg de peso corporal, establecida por la EFSA (CONTAM Panel, 2009). Este valor corresponde a una ingesta diaria (IDA) de 0,357 μg /kg de peso/día.

Posteriormente La Comisión Europea (CE) el 4 de abril de 2014, mediante la recomendación 2014/193/UE. Consideró la reducción de la presencia del cadmio en los productos alimenticios.

Los Estados miembros deben realizar un seguimiento periódico de los progresos de las medidas de mitigación aplicadas recogiendo datos sobre los contenidos de cadmio presentes en los alimentos. Deben garantizar que los resultados de análisis se proporcionan periódicamente a la EFSA para su incorporación a una base de datos. Se realizaría un informe final en febrero de 2018, donde se prestará especial atención a los contenidos de cadmio próximos o superiores a los contenidos máximos.

Estudio del cadmio en el medio acuático y animales marinos.

El cadmio en el medio acuático puede presentarse de diferentes formas. En el medio dulceacuícola, predominaría la forma iónica libre Cd^{+2} , mientras que, en el medio acuático salado, predominan los complejos clorados como: CdCl^+ , CdCl^{+2} , CdCl^{+3} , CdCl^{+4} . varían en cuanto a su abundancia conforme a la salinidad del agua (Mantoura et al., 1978). La mayoría del cadmio presente en aguas superficiales se encuentra junto con la materia orgánica disuelta o coloidal (Muller, 1996; 1998).

El cadmio se considera un contaminante ubicuo y persistente en el medio marino que llega a magnificarse a través de la cadena alimenticia. Los peces se exponen al cadmio a través de las

aguas y de la dieta, el cadmio puede ser detectado en varios tejidos corporales (Pierron et al., 2011). El Hígado es el órgano en el que puede presentar una mayor acumulación de metales pesados (Lozano et al., 2009). Cuando existe un aumento de la concentración de estos metales pesados en dicho tejido puede reflejar una reciente exposición a estos (Cogun et al., 2006).

En general, los organismos marinos presentan un factor de bioconcentración de 5 a 3160 (ASTER, 1994), siendo los crustáceos y moluscos los mayores acumuladores, mientras que los peces no sobrepasan los 0,2 µg/kg (Establier, 1975).

1.1.1.3. Plomo (Pb)

El plomo es uno de los metales con una presencia más generalizada en el medio ambiente. Tiene una vida media en la sangre de aproximadamente 30 años en personas adultas (Gulson, 2008) y un total de 20 años de vida media en los huesos (Who, 1995). Puede presentarse en dos estados de oxidación (+2 y +4), y sus compuestos están clasificados como posibles cancerígenos para el humano (Toro, 2013). Es un metal pesado no esencial que se encuentran en organismos marinos como moluscos bivalvos y peces, ya que es bioacumulable a través de la cadena trófica (Lozano, 2010). Su biodisponibilidad en el medio está determinada por el pH, ya que, presenta una mayor movilidad a pH bajos (Hernández, 2014).

El grupo CONTAM concluyó que la ingesta tolerable provisional (PTWI) de 25 µg/día de peso corporal establecida por el Comité Mixto FAO/WHO de expertos en aditivos Alimentarios (JECFA) en 1986, ya no era adecuada, ya que, al no existir un umbral para el establecimiento de puntos críticos, no era apropiado derivar la PTWI (CONTAM panel, 2010).

La EFSA para el plomo en el año 2010, identificó la dosis en referencia de Benchmark (BMDL₀₁), basada en el percentil 95 de menor significación o dosis límite de Benchmark de un 1% de riesgo extra de 0,50 µg/kg de peso corporal al día, marcada como límite de referencia para la aparición de neurotoxicidad en el desarrollo de niños pequeños. La legislación europea vigente que regula los contenidos máximos de contaminantes como el plomo y cadmio, permitidos en carnes de pescado, expuesto en el Reglamento (CE) 1881/2006 de la comisión de 19 de diciembre de 2006, que fija el contenido de máximos en productos alimenticios, estableció como límite máximo legal en 0,3 mg de plomo por kg de peso fresco, por lo que el IDA es 0,3 mg/día.

Estudio del plomo en el medio acuático y animales marinos.

La concentración de plomo en aguas de mar contiene entre 0,02 y 0,20 mg/L. En plantas y animales la concentración del plomo aumenta a lo largo de la cadena alimentaria (Halliwell et al., 2000). En cuanto a las medias en las concentraciones de plomo de aguas noratlánticas según el programa Geotraces, varían desde los $28,6 \pm 1,0$ pmol/L en aguas superficiales y $42,7 \pm 1,5$ pmol/L en aguas profundas (Bruland et al., 2013).

La obtención del plomo en los peces ocurre a través de las agallas, otras superficies corporales y por último a través de la ingestión de comida (Farkas et al., 2002). La ruta de asimilación del plomo dependerá de la química del agua, la forma biodisponible bajo el agua, de la propia especie, la dieta que lleve, la estacionalidad, el sexo, etc. (Bury et al., 2003).

La toxicidad del plomo en aguas contaminadas variará considerablemente dependiendo de la disponibilidad y la ingestión de los peces al ion de plomo. Existen factores como la disponibilidad del propio plomo, la dureza del agua, pH, salinidad y materia orgánica. El plomo orgánico se absorbe más rápidamente que el plomo inorgánico. El plomo orgánico puede llegar a ser entre 10 y 100 veces más tóxico que el plomo inorgánico (WHO, 1989).

1.1.2. Macroelementos.

1.1.2.1. Calcio (Ca)

Se trata del quinto elemento más abundante del cuerpo humano, más del 99% del calcio total del cuerpo se encuentra en los huesos (Vives, 1996). El calcio es fundamental para el crecimiento. La principal fuente de absorción se debe por productos lácteos, del cual aproximadamente el 32% es absorbible (Weaver, 2001). Tras numerosos estudios se ha descrito que con altas ingestas de calcio puede acarrear problemas como estreñimiento e inhibición de la absorción intestinal de hierro, zinc y otros minerales esenciales, también pueden producir hipercalcemia y deterioro de la función renal (Cuadrado, 1995).

Según recomendaciones de la “Food and Nutrition Board, National Academy of Sciences”, la ingesta de calcio diaria recomendada (IDR) es de 900 – 1000 mg/día para hombres y mujeres (no embarazadas) adultos (FESNAD, 2010).

Estudio del calcio en el medio acuático y animales marinos.

En los peces el calcio y el fosforo están profundamente relacionado a la creación y mantenimiento del esqueleto, fase solida de fosfato cálcico, los peces no suelen presentar deficiencias en cuanto a las concentraciones de calcio, pero en cuanto al fosforo, es escaso en aguas dulces y saladas, debe ser aportado principalmente mediante la dieta (Lall, 2002).

En las hembras, la demanda de calcio se incrementa durante el ciclo reproductivo. Estas demandas se deben suplir de la absorción externa, movilización interna o la combinación de ambas. En los peces la captación externa del calcio se produce mediante las branquias (Flik et al., 1995).

1.1.2.2. Potasio (K)

Se trata del macronutriente más abundante en el líquido intracelular e interviene en numerosos procesos fisiológicos. Está involucrado en el mantenimiento del equilibrio osmótico, la contracción muscular y las regulaciones de la actividad neuromuscular. Su entrada al organismo se produce principalmente por vía oral y excreta entre el 80 y 90% por vía urinaria. Un exceso de potasio puede causar hiperpotasemia (González, 2014).

Según recomendaciones de la FESNAD, se ha establecido una IDR de 3100 mg/día en hombres y mujeres (no embarazadas) adultos (FESNAD, 2010). La OMS (Organización Mundial de la Salud) tres años después recomendaría un consumo como mínimo de 3510 mg/día (OMS, 2013).

Estudio del potasio en el medio acuático y animales marinos.

Es un mineral esencial para los peces, ya que ayuda a mantener el equilibrio acido-base para mantener la viscosidad del plasma y la presión osmótica. El potasio ayuda a la osmorregulación de los fluidos intracelulares, la solubilidad de las proteínas y el correcto funcionamiento de los impulsos nerviosos y contracción de los músculos. En las branquias de los peces teleósteos marinos, juegan un papel clave en cuanto a la homeostasis entre el propio pez y el agua en el que se encuentre (McDonald et al., 1981).

Se ha demostrado que, en los peces teleósteos marinos, las concentraciones del calcio, sodio y magnesio son mayores en las agallas, frente al potasio que su concentración es mucho menor (Scott y Latshaw, 1993).

Uno de los compuestos químicos más utilizados en la acuicultura es el permanganato de potasio (KMnO_4) y es utilizado principalmente para la limpieza de acuarios y eliminación de parásitos. Se trata de un producto altamente oxidante y de gran toxicidad en los peces, produciéndoles daños en tejidos delicados como piel y branquias (Darwish et al., 2002).

El estudio realizado por França et al., en el año 2011, reveló que la concentración de 1,81 mg/L de este compuesto, causa daño agudo en crías de tilapia. Además, se demostró que concentraciones de permanganato de potasio por encima de 0,12 mg/L, producen efectos tóxicos crónicos a organismos no objetivo, que produce a su vez efectos nocivos en la cadena alimentaria y en los ecosistemas acuáticos (França et al., 2011).

1.1.2.3. Magnesio (Mg)

Se trata de un elemento muy abundante en la corteza terrestre, hasta un 2% aproximadamente y disuelto en el agua de mar. La adecuada ingesta del magnesio condiciona una buena salud ósea, previene la resistencia a la insulina y problemas como la arteriosclerosis (Maraver et al., 2015). Su déficit puede causar daño cardíaco y renal, mientras que sus altas concentraciones, puede provocar parálisis respiratorias, bajadas de presión sanguínea y fallos en el sistema nervioso central (Vives, 1996).

La IDR para el magnesio en hombres y mujeres adultos (no embarazadas) correspondería a 350 y 300 mg/día respectivamente. Para los hombres y mujeres entre las edades 19 y 30 años serían unos 420 y 320 mg/día respectivamente. Durante el embarazo y la lactancia el IDA correspondería a una dosis de hasta 250 mg/día (FESNAD, 2010).

Estudio del magnesio en el medio acuático y animales marinos.

La deficiencia del magnesio en las plantas puede producir clorosis y un bajo rendimiento en la productividad (Seeling, 1989). En las soluciones acuosas, el magnesio proviene de sales como sulfatos, cloruro, fosfatos, ya que no se encuentra puro en la naturaleza. Se encuentra en su mayoría disociado dependiendo de la concentración, pH y la temperatura.

Se han realizado estudios en cuanto al contenido medio de magnesio tanto en el hígado, tejido muscular y filetes de peces del Mediterráneo.

En cuanto a los estudios realizados del contenido medio de magnesio en el hígado de pescado, se mostró una concentración de 225 ± 25 mg/kg en *Brevoortia tyrannus* (Poppi et al., 2012), *Mola mola* presentaba una concentración de 772 mg/kg (Perrault et al., 2014).

Se determinó el contenido medio de magnesio en el tejido muscular de un total de 19 especies de peces en el río Indo, Pakistán, Obteniendo una media de 207,83 mg/kg (Tariq et al., 1996).

En cuanto al contenido medio de magnesio en filetes de peces del Mediterráneo expresado en mg / 100 gramos.

Se obtuvieron los siguientes datos: en *Micromesistius poutassou* una media de $388 \pm 17,77$ mg/g. En *Solea vulgaris* una media de $286 \pm 121,68$ mg/ 100 g. Se realizó las medias en dos etapas de vida diferentes para la especie *Merrluccius merluccius*, para el estado juvenil se obtuvo una media de $446 \pm 4,2$ mg/ 100 g y para el estado adulto se obtuvo una media de magnesio de $320 \pm 47,52$ mg/ 100 g (Martinez-Valverde et al., 2000).

1.1.2.4. Sodio (Na)

Se trata de un macronutriente esencial para la vida y existe en elevadas concentraciones en la corteza terrestre, en el medio marino se encuentra en su forma iónica, siendo el segundo elemento más abundante por detrás del cloro. Es necesario para mantener un correcto balance en los sistemas de fluidos físicos (principal catión extracelular) y para el correcto funcionamiento de músculos y nervios entre otros. En concentraciones elevadas de sodio puede causar síntomas como hipertensión, edema pulmonar o hipernatremia (Gutiérrez, 2005; González, 2014).

Según El Comité Científico de la Alimentación, se ha establecido una IDR de entre 1200-1500 mg al día en mujeres y hombres adultos. En niños de 0 a 9 años el consumo recomendado estaría entre los 120-1200 mg/día (FESNAD, 2010).

Estudio del sodio en el medio acuático y animales marinos.

La concentración media de cloruro de sodio (NaCl) en agua marina es de 35 a 38 g/L. La cantidad media de sodio serían unos 13,9 a 15, 9 g/L, pudiendo variar según el ecosistema marino que se esté estudiando.

En cuanto a las concentraciones del sodio en el plasma sanguíneo, los peces teleósteos marinos y de agua dulce se asemejan a la concentración de sodio de los tetrápodos, los cuales tienen mucha menos concentración de metal que la del agua de mar (Burton, 1973).

La concentración del sodio en el plasma sanguíneo tiende a ser mayor en especies de aguas marinas (Holmes y Donaldson, 1969).

1.1.3. Microelementos y elementos traza.

1.1.3.1. Boro (B)

El boro es un compuesto presente en la naturaleza, combinado a menudo con otras sustancias formando compuestos boratos. Está presente en forma de borato en los océanos, rocas sedimentarias, etc. Además de en los alimentos como borato o ácido bórico (Afonso, 2014).

No se ha encontrado función metabólica conocida. En cuanto a las plantas si es un nutriente esencial. Las exposiciones a grandes concentraciones de boro, puede afectar a los riñones, hígado y el cerebro. WHO en el año 2009, estableció una TDI de 0,17 mg de Boro/kg de peso corporal por día (WHO, 2009).

Estudio del boro en el medio acuático y animales marinos.

El boro tiene una concentración media en aguas marinas de 4,5 mg / L (Butterwick et al., 1989). El amplio uso del boro y de los propios compuestos del boro, su alta solubilidad en el agua y su potencial para causar efectos tóxicos, han acrecentado la preocupación ya existente, ya que la mayoría del boro que se descarta termina llegando a las aguas superficiales.

Estudios recientes establecen un PNEC (Valores de concentración prevista sin efecto) de 0,18 mg de boro/L, esto equivaldría a 1,03 mg de ácido bórico/L y de 0,34 mg de boro/L, equivalente a unos 1,94 mg de ácido bórico/L. estos resultados indican que los compuestos de boro podrían llegar a ser peligrosos para los animales marinos en concentraciones cercanas a niveles de fondo medioambiental de algunas zonas europeas (Schoderboeck et al., 2011).

1.1.3.2. Bario (Ba)

Se trata de un elemento muy abundante en la corteza terrestre, se puede localizar en rocas ígneas y sedimentarias, en la atmósfera y en aguas naturales, aunque sus niveles suelen ser bajos (Vargas y Perea, 2011). Puede bioacumularse en el organismo, aunque depende de la

solubilidad presente (Paredes, 2016). Las concentraciones altas de bario dentro del organismos pueden llegar a producir, vómitos, mareos, calambres estomacales, dificultad respiratoria y debilidad muscular (ASTDR, 2007) aunque no existen pruebas de que sea un elemento cancerígeno (Vargas y Perea, 2011).

La IDA para el bario es de 14 mg/día (ATSDR, 2007).

Estudio del bario en el medio acuático y animales marinos.

El bario está presente en el medio marino como bario biogénico, cuya formación está relacionada con la actividad del plancton y la productividad de las aguas superficiales (Paytan et al., 1996). En el año 2000 Jeandel, determinó la cantidad de bario en materia suspendida de la columna de agua y de bario biogénico, obteniendo un máximo valor de las mismas en aguas eutróficas cercanas a canarias. Estos máximos se determinaron a unos 20 metros de profundidad y sus valores fueron de 2031 ± 138 pmol/L y 1961 ± 29 pmol/L respectivamente. El valor medio entre los 0 y 1600 metros y valores mínimos a 1800 metros de profundidad (Jeandel, 2000).

El bario se acumula en las plantas y organismos marinos a partir de las concentraciones del fondo del océano, la mayoría de las plantas y animales marinos poseen bario o residuos de este en sus tejidos blandos que varían entre los μg a g de peso seco. Los niveles de bario disminuyen conforme aumentamos en los escalones de la cadena trófica.

El bario en peces no posee función biológica conocida (Tang y Morel, 2006). En el estudio realizado por Payne en el año 2011, se exponían a la barita durante 11 meses a la especie *Tautogalabrus adspersus*, no se mostró efectos adversos indicando de esta manera que el metal no tiene ni función biológica natural ni muestra efectos adversos (Payne et al., 2011).

1.1.3.3. Cobalto (Co)

Se trata de un elemento que se puede encontrar en las rocas, aguas, plantas y animales del medio (Hernández, 2014). Se trata de un micronutriente esencial en humanos, ya que, forma parte de la vitamina B₁₂. El cobalto en altas concentraciones produce adversidades en los pulmones y corazón como puede ser la dificultad para respirar, congestión, edemas y hemorragia pulmonar. En cuanto a la exposición digestiva, puede ocasionar, vómitos, diarreas, alteraciones hepáticas, hematológicas y dermatológicas.

Para el cobalto, se ha establecido un MRL (Minimal Risk Level o nivel mínimo de riesgo) para la exposición vía oral de 1×10^{-2} mg / kg de peso corporal / día (Gutiérrez, 2005). La IDR establecida para el cobalto es de 0,7 mg / día (Gutiérrez, 2005).

Estudio del cobalto en el medio acuático y animales marinos.

En cuanto a las concentraciones de cobalto varían según la región. En el Mar Báltico, la concentración de cobalto disuelto fue de 1,0 ng/L cerca de la superficie, aumentando a 71,0 ng/L a 200 metros de profundidad (Brugman, 1988). A su vez, la concentración de cobalto disuelto en las aguas noratlánticas superficiales y profundas fueron de $31,8 \pm 1,1$ pmol/kg y $65,2 \pm 1,2$ pmol/kg (Bruland et al., 2013).

En cuanto a los peces, la síntesis de la vitamina B₁₂, se produce en la flora intestinal como en la mayoría de los animales (Kashiwada et al., 1970), el cobalto en especies como la trucha arcoíris es beneficioso para el crecimiento y desarrollo hematológico, aunque altas dosis de cobalto son tóxicas, resultando en hemorragias intestinales y alteraciones de los linfocitos sanguíneos (Steffens, 1989). En cuanto a los mugílidos se ha visto la mejora de la supervivencia y crecimiento de estos (Ghosh, 1975).

1.1.3.4. Cromo (Cr)

Un elemento se considera muy abundante en la corteza terrestre, formando parte de una gran cantidad de minerales y debido a los procesos de erosión se introducen en el medio (Hernández, 2014). El cromo trivalente es un oligoelemento indispensable en procesos bioquímicos y fisiológicos necesarios para la vida. El cromo hexavalente está catalogado como agente cancerígeno. Conocido por ser un gran contaminante medioambiental y un elemento muy toxico para el ser humano (Hernández, 2014).

La IDR para el cromo es de 25 µg/día para mujeres (no embarazadas) de edades entre los 20 y 50 años y para hombres adultos de entre los 20 y los 60 años un IDR correspondiente a 35 µg/día (FESNAD, 2010).

Estudio del cromo en el medio acuático y animales marinos.

Lo importante en el cromo desde un punto de vista alimentario es su capacidad de bioacumularse por los organismos marinos. El factor de bioconcentración (BCF) de Cr⁺⁶ por ejemplo en la trucha arcoíris (*Salmo gairdneri*) es despreciable, BCF =1, en cuanto a los

bivalvos el rango de BFC en Cr^{+3} y el Cr^{+6} ronda entre los 86 y 192, respectivamente (EPA 1980, 1984; Schmidt y Andren; 1984). El cromo presenta una concentración media de $0,3 \mu\text{g/L}$ (Cary, 1982), el aporte dietético sería el mínimo, además el Cr^{+3} es el que mayor presencia tiene en los alimentos y es el que más baja toxicidad posee (Reilly, 2002).

Se ha realizado numerosos estudios sobre el cromo y los compuestos de este, tanto trivalente y hexavalente, en cuanto a la toxicidad en los peces. Estos estudios entre otros fueron: el desarrollo de histopatologías en órganos como el hígado, riñón y agallas (Mishra y Mohanty, 2008), duración de la vida (Pérez-Benito, 2006), efecto sobre el ADN (Kuykendal et al., 1996), toxicidad y bioacumulación (Palaniappan y Karthikeyan, 2009), efectos sobre la absorción de glucosa (Sastry y Tyagi, 1982).

1.1.3.5. Cobre (Cu)

El cobre es un oligoelemento ampliamente distribuido en la naturaleza. Un elemento esencial presente en todos los tejidos corporales, aunque varía según la edad del individuo, su estado fisiológico y la dieta que siga (Hernández, 2014). El cobre es de gran importancia para los invertebrados ya que constituye del núcleo de la hemocianina (Lozano, 2010).

Una exposición aguda al cobre provoca mareos, vómitos, hipotensión, ictericia y puede inducir al coma (Cuadrado, 1995). La IDR es de $1,1 \text{ mg/día}$. Y una ingesta recomendada para hombres y mujeres adultos (no embarazadas) de $900 \mu\text{g/día}$ (FESNAD, 2010).

Estudio del cobre en el medio acuático y animales marinos.

Según los datos recogidos por el programa Geotraces, se muestra una media en cuanto a la concentración del cobre disuelto en aguas oceánicas noratlánticas, en aguas superficiales de $0,84 \pm 0,6 \text{ nmol/L}$ y en aguas profundas de $1,62 \pm 0,07 \text{ nmol/L}$ (Bruland et al., 2013). El cobre rápidamente forma complejos con sustancias orgánicas e inorgánicas y puede ser absorbido a las partículas de materia orgánica, raramente el cobre se encuentra en forma libre (Robinson y Avenant-Oldewage, 1997).

En el medio marino, el cobre es esencial para todos los organismos, pero es tóxico para la vida acuática a concentraciones aproximadamente entre 10 y 50 veces su nivel normal. El Cu^{+2} dentro del organismo dependerá del estado fisiológico del propio animal, de la concentración del cobre en el medio acuático en el que este el animal y de las concentraciones de otros metales

como el zinc, hierro, cadmio y molibdeno, ya que, son antagonistas metabólicos del cobre (Hill y Matrone, 1970).

El factor de bioconcentración (BCF) en peces por lo general es de 10 a 667, lo que indica un bajo potencial de bioacumulación, existen pocos estudios que muestren que este metal pueda tener biomagnificación en la cadena trófica acuática (Perwak et al., 1980).

Aunque se conozca que el cobre es un nutriente esencial para los peces, los requisitos del cobre difieren entre especies e incluso entre etapas diferentes de la vida en una misma especie, el umbral de toxicidad del cobre dietético también variaría entre diferentes especies (Ogino y Yang, 1980).

1.1.3.6. Hierro (Fe)

Se trata de uno de los metales esenciales más abundante y esenciales de los animales y el ser humano. El hierro interviene en muchas funciones bioquímicas y metabólicas como los procesos de oxidación-reducción o en la estructuración de la hemoglobina y mioglobina (Betancourt, 2017). Se trata de un metal potencialmente toxico en todas sus formas y grandes concentraciones del hierro puede producir patologías gastrointestinales, cardiovasculares y neurológicas (Lozano, 2010).

Según la “Food and Nutrition Board”, las dosis recomendadas oralmente tienen que ser por debajo de los 10-20 mg de hierro/Kg del peso corporal. Por lo que la IDR es de 9 mg/día para hombres de 20 a 60 años y 19 mg/día para mujeres (no embarazadas) de 20 a 50 años (FESNAD, 2010).

Estudio del hierro en el medio acuático y animales marinos.

Las concentraciones del hierro en aguas oceánicas noratlánticas van desde los $0,54 \pm 0,05$ nmol/kg si se habla de aguas superficiales, hasta los 2 metros. En cuanto a las concentraciones de hierro en aguas profundas para los 2000 metros o más, serían de $1,0 \pm 0,1$ nmol/kg (Bruland et al., 2013).

El pescado azul, en respuesta a la exposición del hierro, produce un aumento de la oxidación catalizada por el hierro. Esto explicaría el daño oxidativo de los lípidos y proteínas que causan la pérdida de vida y el almacenamiento de musculo oscuro (Tokur y Kokmaz, 2007).

1.1.3.7. Litio (Li)

El litio es un metal que está presente en todos los órganos y tejidos, sin embargo, no se conoce función biológica conocida y no parece un elemento esencial para la vida (Lennetch, 2007).

La EPA (Environmental Protection Agency) ha señalado como dosis referencial de modo provisional para una exposición subcrónica y crónica al litio de 2 µg/kg de peso al día. Para una persona de 70 kg correspondería a 140 µg/día (EPA, 2008).

Estudio del litio en el medio acuático y animales marinos.

Las concentraciones del litio en agua de mar son aproximadamente de 0,17 mg/L (Mason, 1974). Las aguas superficiales del Norte de Chile, ricas en litio, pueden llegar hasta los 5,2 mg/L. Los ríos generalmente contienen una concentración de litio entorno a los 3 mg/L (Schrauzer, 2002 y Lenntech, 2007).

El litio en medio marino solo muestra una toxicidad equivalente al uranio y al selenio en etapas tempranas de la vida de los peces (Hamilton, 1995).

1.1.3.8. Manganeso (Mn)

Es un elemento muy abundante en el medio terrestre generalmente combinado en forma de óxidos. Ampliamente distribuido, detectándose en cualquier tipo de comida o bebida. Altas concentraciones de manganeso resultan tóxicas para los sistemas acuáticos, ya que, se ha demostrado que afectan a la capacidad fotosintética del fitoplancton marino (Hernández, 2014). Una exposición elevada o aguda del manganeso provoca neumonía, alteraciones en el sistema nervioso y una sintomatología parecida al parkinsonismo (Lozano, 2010).

La IDR para el manganeso es de 2,3 mg/día para hombres y 1,8 mg/día para mujeres mayores a los 20 años (FESNAD, 2010).

Estudio del manganeso en el medio acuático y animales marinos.

Las concentraciones máximas de manganeso en las aguas superficiales del sudeste atlántico fueron de 0,2 nM (Middag et al., 2011). En cuanto a las concentraciones de manganeso en las aguas noratlánticas están en $1,50 \pm 0,11$ nmol/L, aguas superficiales. En aguas profundas es de $0,21 \pm 0,03$ nmol/L (Bruland et al., 2013).

El manganeso es un nutriente esencial para los peces, aunque a concentraciones elevadas es tóxico. Se han indicado dosis letales para los humanos, en salmones (*Oncorhynchus kisutch*) de 2,4 mg/L, en cuanto al pez gato indio (*Heteropneustes fossilis*) la dosis letal fue de 3350 mg/L (Howe et al., 2004).

El estudio realizado por Howe et al., 2004, estipuló un rango de concentración entre 0,1 – 2,2 mg/L, dependiendo de la especie y de la dureza del agua (la toxicidad del manganeso disminuye con el aumento de la dureza del agua), para que no se produjeran efectos adversos debido a la exposición crónica del manganeso (Howe et al., 2004).

En el año 1995, Rouleau et al., habían demostrado en la trucha marrón (*Salmo trutta*), que la captación de manganeso por medio del sistema olfativo favorecía a la acumulación del manganeso en el cerebro, sugiriendo otra ruta en cuanto al desarrollo de la neurotoxicidad en peces (Rouleau et al., 1995).

1.1.3.9. Molibdeno (Mo)

Se trata de un micronutriente esencial en la nutrición humana y en los animales. Ampliamente distribuido en la corteza terrestre. Se trata de un elemento traza esencial como cofactor de las enzimas aldehído-oxidasa y xantino-oxidasa. El molibdeno se relaciona normalmente con cobre y azufre. El cobre reduce los problemas tóxicos causados por el exceso de molibdeno en el organismo, a su vez, el azufre potencia los efectos tóxicos del molibdeno cuando el cobre está en concentraciones bajas (Cuadrado, 1995; Vives, 1996).

La IDA es de 50 µg/día para hombres y mujeres (no embarazadas) mayores de 20 años. La IDR para personas con edades entre los 0 y 9 años es de 2 – 22 µg/día (FESNAD, 2010).

Estudio del molibdeno en el medio acuático y animales marinos.

La concentración media de molibdeno en el agua de mar en el océano atlántico es de 0,011 ppm (Siebert et al., 2003).

No se sabe con exactitud el mecanismo de toxicidad del molibdeno en los animales, tampoco se sabe los efectos fisiológicos de este metal en los peces, aunque se ha demostrado que el molibdeno presenta una baja toxicidad.

Se han llegado a estimaciones en cuanto a la toxicidad del molibdeno en peces de agua dulce, yendo en intervalos de 70 a más de 300 mg/L, aunque depende de la especie, el tamaño y las condiciones ambientales (Hamilton y Buhl, 1990).

1.1.3.10. Níquel (Ni)

Este metal constituye aproximadamente un 6 % de la corteza terrestre y se encuentra combinado con otros elementos. La población humana se ve expuesta al níquel a niveles bajos a través del aire, agua y los alimentos (Hernández, 2014). Es un elemento esencial para los animales, aunque no tanto para las personas, el níquel participa en algunas enzimas, activación de hormonas y metabolismo (Lozano, 2010). La exposición al níquel para sistemas acuáticos presenta efectos tóxicos sobre los organismos (Hernández, 2014). Para el humano, la exposición de níquel puede provocar reacciones alérgicas y derivar en ataques de asma.

La IDA es de 1540 µg/día para hombres y mujeres (no embarazadas) adultos (EFSA, 2006).

Estudio del níquel en el medio acuático y animales marinos.

Las concentraciones de níquel en aguas dulces y marinas no contaminadas rondan alrededor de los 300 ng/L, aunque en aguas de medio marino suele oscilar entorno a los 100 y 3000 ng/L (Barceloux, 1999c).

Los datos recogidos del programa Geotraces, muestra que existe una media de níquel en aguas noratlánticas de $2,08 \pm 0,06$ nmol/L en cuanto a las aguas superficiales y en aguas profundas una media de $4,00 \pm 0,10$ nmol/L (Bruland et al., 2013).

La principal fuente de polución de níquel al medio marino costero se debe a las aguas residuales domesticas (Nriagu y Pacyna, 1988).

En el estudio realizado por McGeer et al. (2003), se mostró que el níquel no se bioacumula significativamente en organismos acuáticos. Tampoco existen evidencias de que se biomagnifique a través de la cadena trófica acuática, es más, existen estudios que muestran que es lo contrario, disminuye la concentración de níquel en los organismos con el aumento de nivel trófico (McGeer et al., 2003).

1.1.3.11. Estroncio (Sr)

Metal alcalinotérreo que se encuentra ligado al calcio en compartimentos ambientales y organismos. Se encuentra ampliamente distribuido en la corteza y océanos. No se conoce su papel biológico, tampoco se ha descrito efectos perjudiciales por exposición al estroncio en los niveles que se encuentran de forma generalizada en el ambiente. La EPA ha establecido un MRL para el estroncio de 17 mg/kg de peso corporal/día, para la exposición oral de duración intermedia (Gutiérrez, 2015).

La IDA/IDR del estroncio es de 140 mg/día para hombres y mujeres (no embarazadas) adultos (EPA 2008).

Estudio del estroncio en el medio acuático y animales marinos.

La concentración promedio del estroncio en aguas de mar es aproximadamente 8 mg/L (Demayo, 1986). Los peces absorben el estroncio y el calcio (su análogo) del agua, de los alimentos y de los sedimentos.

En el estudio realizado por Flik en 1995, se sugiere que la absorción de estos metales se produce a través de los sistemas de transporte de calcio situados en las branquias y en los enterocitos intestinales (Flik et al., 1995).

En el año 2011, Polak-Juszczak estudió bacalao (*Gadus morhua callaris*) con deformaciones óseas en el Mar Báltico, se pudo observar una disminución significativa del 86% en la proporción Ca/Sr en la columna vertebral y hasta un 97% en el músculo (Polak-Juszczak, 2011).

Los peces teleósteos, el factor de bioconcentración del estroncio en cuanto al tejido muscular, está entre el 48 y 610 para los peces bentónicos omnívoros y hasta los 3100 para los carnívoros estrictos. En cuanto al tejido óseo el factor de bioconcentración sería mayor a 50000 (Friday, 1996).

1.1.3.12. Vanadio (V)

Se trata de un metal que se encuentra ampliamente distribuido por la corteza terrestre llegando a una concentración media de 100 ppm. Puede ser encontrado en el ambiente, en algas, plantas, invertebrados, peces y muchas otras especies. No se ha podido descubrir su esencialidad,

aunque se sabe que hay evidencias de su participación en reacciones celulares (Cuadrado, 1995).

La ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry) ha derivado un MRL para la exposición oral de duración intermedia al vanadio de 0,01 mg/kg de peso corporal/día. La IDR para una persona de 70 kg correspondería a un 0,7 mg/día para hombres y mujeres (no embarazadas) adultos (ATSDR, 2007).

Estudio del vanadio en el medio acuático y animales marinos.

Los niveles de vanadio en el agua de mar son considerablemente más bajos que los de agua dulce, ya que, la mayor parte del vanadio es precipitado (Van Zinderen y Jaworski, 1980). Las concentraciones medias de vanadio en aguas marinas por lo general rondan entre los 1-3 µg/L. (Sepe et al., 2003).

1.1.3.13. Zinc (Zn)

El zinc es un elemento esencial para los organismos, con distribución amplia en la naturaleza. En el ser humano el zinc juega un papel importante, formando parte de numerosos sistemas enzimáticos. La biodisponibilidad del zinc en medio acuático se ve afectada por cambios de pH (Hernández, 2014). El zinc no se concentra en las plantas y no se biomagnifica a través de las redes tróficas terrestres (Afonso, 2014). La intoxicación por una excesiva ingestión de zinc, aunque no sea muy común, puede llegar a producir síntomas como náuseas, vómitos y fiebre.

La IDR está en 9,5 mg/día en hombres adultos, en mujeres adultas es de 7 mg/día. Para niños correspondería a unos 3 – 6,5 mg/día (FESNAD,2010).

Estudio del zinc en el medio acuático y animales marinos.

La concentración de zinc en regiones remotas al océano atlántico varió desde 0,023 hasta los 0,097 µg/L en la región noreste (Helmers y Schrens, 1995). Según los datos recogidos por el programa Geotraces, se muestra una concentración media en cuanto al zinc en aguas noratlánticas de $0,041 \pm 0,007$ nmol/L en aguas superficiales y de $1,71 \pm 0,12$ nmol/L en aguas profundas (Bruland et al., 2013).

El zinc es un cofactor de numerosas enzimas y parte integral de unas 20 metaloenzimas, por lo que es un elemento esencial para la nutrición y metabolismo de los peces. Se ha demostrado que el zinc juega un papel básico en el control del crecimiento (Chesters, 1991).

El zinc no se biomagnifica a través de la cadena trófica, pero se bioacumula moderadamente en los organismos acuáticos, se acumula de mayor manera en crustáceos y algunas especies de bivalvos que en los peces (Ramelow et al., 1989).

En un estudio realizado en el año 2011 por Raimundo et al., en aguas y pescado del estuario del Tajo (Portugal), se monitoreaba la evolución en cuanto a las concentraciones de diversos metales como el zinc y demás metales desde 1999 hasta el 2010. En este estudio se mostró la reducción de los niveles medios del zinc (7-54%) en otros. Se observó que las especies de peces pelágicas y demersales presentaron una reducción mayor que las especies bentónicas (Raimundo et al., 2011).

1.2. Recomendaciones de IDA, PTWI, TWI o IDR.

Uno de los grandes problemas que conlleva la contaminación del ecosistema marino por metales pesados, es que, a mayores concentraciones, mayor frecuencia de asimilación por los organismos (Barrera y González, 2014). Esto se explica ya que una mayor disponibilidad, provoca que se sobrepase la biodisponibilidad de cada organismo a ciertos elementos, pudiendo llegar a resultar tóxico (Martínez et al., 1999).

Otra de las propiedades a tener en cuenta de estos metales pesados, es su capacidad de bioacumulación y biomagnificación.

- La bioacumulación consiste en el almacenamiento de sustancias contaminantes en el tejido muscular y graso de los organismos cuando estos se ven expuestos a sustancias tóxicas en tiempos prolongados. Estos compuestos no pueden metabolizarse por lo que se acumulan, de modo que cuanto mayor es el organismo mayor será la cantidad de tóxico acumulado (Barrero y González, 2014). Esta bioacumulación depende a su vez de factores bióticos como son: el órgano afectado, el ciclo reproductivo en el que se encuentre el organismo, la edad, el sexo, la masa del propio individuo, la dieta que siga, el metabolismo y su posición en la red trófica. En cuanto a los factores abióticos, tenemos valores como la salinidad, la temperatura y el pH del agua en el que se encuentre el organismo (Jakimska et al., 2011).
- El proceso de biomagnificación, consiste en el incremento de las concentraciones de metales pesados en los organismos que se encuentran en las últimas posiciones de la

cadena trófica. Esto se debe a la bioacumulación de estos metales por el consumo de organismos inferiores o de posiciones inferiores en la cadena trófica (Barrera y Gonzales, 2014).

Una de las principales causas de la toxicidad de estos metales pesados, es la capacidad que tienen de inhibir los sistemas enzimáticos celulares, sustituyendo a otros iones metálicos (Kojadinovic et al., 2017).

Es por ello por lo que se han creado una serie de índices que servirán para medir su nivel de peligrosidad, de modo que nos permitirá obtener una Evaluación del Riesgo Tóxico y una Evaluación Nutricional debido a la ingesta de estos metales por el consumo de las especias de estudio por la población. Como se puede observar en tabla 1. Estos índices vendrían definidos por:

- IDA (Ingesta Diaria Admisible). Se entiende a la cantidad de sustancia que puede consumir una persona al día durante toda su vida sin que esto pueda acarrearle problemas de salud. Se expresa en miligramos por kilogramo del peso de la persona al día.
- PWTI (Ingesta Semanal Provisional Tolerable) y TWI (Ingesta semanal Tolerable). Corresponde a los niveles máximos de metales pesados de carácter toxico que pueden ser ingeridos de los alimentos que se consumen a la semana y que no lleguen a originar problemas de salud para el resto de vida del individuo. Estos parámetros se utilizan para metales tóxicos con carácter acumulativo (Lozano, 2010).
- IDR (Ingesta Diaria Recomendada). Cantidad del elemento que debe consumir una persona diariamente durante toda su vida al día para poder satisfacer sus necesidades nutricionales.

Gracias a la utilización de estos índices se han podido crear tablas de referencia en cuanto a las concentraciones recomendadas de los distintos metales de nuestro estudio (Tabla 1).

Tabla 1. Recomendaciones de IDA, IDR, PTWI o TWI. Fuente: FESNAD, 2010 (Federación Española de Sociedades de Nutrición, Alimentación y Dietética); y EFSA (European Food Safety Authority).

	Metales	Recomendaciones	Concentraciones
Metales pesados tóxicos	Al	IDA	1 mg / día
	Cd	IDA	0,025 mg / kg / día
	Pb	IDA	0,3 mg / día
Macroelementos	Ca	IDR	900 - 1000 mg / día
	K	IDR	3510 mg / día
	Mg	IDR	250 - 320 mg / día (mujeres)
			350 - 420 mg / día (hombres)
	Na	IDR	1200 - 1500 mg / día (adultos)
120 - 1200 mg / día (0 a 9 años)			
Microelementos y elementos traza	B	IDA	0,17 mg / día
	Ba	IDA	14 mg / día
	Co	IDR	0,7 mg / día
	Cr	IDR	0,035 mg / día (hombres)
			0,025 mg / día (mujeres)
	Cu	IDR	1,1 mg / día
	Fe	IDR	9 mg / día (hombres)
			19 mg / día (mujeres)
	Li	IDR	0,14 mg / día
	Mn	IDR	2,3 mg / día (hombres)
			1,8 mg / día (mujeres)
	Mo	IDR	0,045 mg / día
	Ni	IDA	1,54 mg / día
	Sr	IDA	140 mg / día
	V	IDR	0,07 mg / día
Zn	IDR	9,5 mg / día (hombres)	
		7 mg / día (mujeres)	
		3 - 6,5 mg / día (niños)	

1.3. Zona de estudio.

El presente estudio se realizó en la isla de El Hierro, localizada en la provincia de Santa Cruz de Tenerife. Es la isla más occidental del archipiélago canario ($27^{\circ}45'0''N$, $18^{\circ}0'0''O$) tal y como podemos observar en la figura 1.



Figura 1. Mapa de la isla de El Hierro (Canarias, España). Fuente: Agroaldea.es

La isla de El Hierro posee un total de 146 entornos naturales, que tienen el grado de protección medioambiental gestionado por el Gobierno de Canarias. La reserva natural de La Restinga-Mar de las Calmas, con una extensión de 1.180 ha. Tiene una forma aproximada de cuadrilátero con una superficie de 750 ha, compartida entre aguas exteriores (50%) y aguas interiores (50%). Las aguas se caracterizan por estar en calma continua. Esta reserva se creó a petición del sector pesquero, una vez confirmada la conveniencia de proteger las aguas y fondos de la zona, gracias a los informes de la Universidad de la Laguna y del Instituto Español de Oceanografía. A pesar de que la reserva fue creada en 1996, no fue hasta un año después cuando empezó su gestión con la puesta en marcha de la Comisión Conjunta de Gestión y Seguimiento (Gobierno de Canarias, 2019).

Las reservas naturales marinas son medidas de gestión de los recursos pesqueros, de los hábitats y de los ecosistemas, que tienen por objetivo principal recuperar las poblaciones con sobrepesca, y así prolongar la actividad pesquera artesanal en las zonas adyacentes. En diferentes regiones del mundo estas áreas marinas protegidas aumentan de forma considerable la abundancia y talla de diferentes tipos de especies de interés comercial (Halpern, 2003; Micheli et al., 2004; Guidetti, 2007; Claudet et al., 2008; Hernández y Clemente, 2013). Dado el nivel de sobreexplotación al que hemos sometido a los océanos, el papel de las reservas

marinas es incluso más importante puesto que apenas lugares prístinos, es decir, sin contaminar y sin efectos antrópicos en el planeta (Pinnegar et al., 2000).

La protección que ofrecen las reservas marinas constituye una salvaguarda de los hábitats y diversidad de peces, además de la potencialidad reproductiva de los mismos. Es por ello, que se han convertido en una herramienta muy eficaz para el reservorio de grandes reproductores y de la diversidad genética; donde podemos encontrar ecosistemas bien estructurados, parecidos a los prístinos (Murawski et., 2005; Pérez-Ruzafa et al., 2008; Hernández and Clemente, 2013). Esto nos da una idea, de cómo se comportarían los medios sin la presencia ni intervención humana.

La relevancia de la reserva marina en la isla de El Hierro, cobra especial importancia a la hora de contrarrestar tres grandes problemas que ha sufrido la isla en estas últimas décadas: la sobrepesca, el cambio climático y la erupción del volcán submarino en el mar de Las Calmas, ocurrida el pasado 12 de octubre de 2011 y considerada como una gran catástrofe natural.

Cuando la erupción tuvo lugar, mató a la mayor parte de los organismos demersales del Mar de las Calmas y las zonas próximas a ellas, eliminando a buena parte de las comunidades algales, alterando así las cadenas tróficas desequilibrando los ecosistemas marinos y reduciendo el “efecto guardería”. Por esta razón, se adoptaron una serie de medidas, cuya finalidad era la recuperación de recursos en el Mar de las Calmas. Dichas medidas son las que se enuncian a continuación recogidas en el Boletín Oficial de Canarias (según el Orden Ministerial de 24 de enero de 1996 (B.O.E. núm. 30 de 3 febrero de 1996) y Decreto 30/1996 de 16 de febrero (B.O.C. núm. 31 de 11 de marzo).

- Veda de la pesca profesional durante 462 días.
- Disminución del turismo durante el 2012 y, lo que produjo, por tanto, menor presión de los recreativos.
- Durante el año 2013, se establece una cuota de captura para la vieja (*Sparisoma cretense*) de 10 Kg por pescador en el Mar de las Calmas y de 15 Kg en el resto de la Isla.
- Se aumenta la talla mínima de captura de la vieja a 25 cm, moreno a 55 cm y morena a 60 cm.
- Se reanuda la pesca de morenas (*Muraena helena*) y viejas el sábado 23 de marzo de 2013.

- Se limitan los tambores de morenas a 12 por barco y la nasa de camarón a 8 por barco.
- Durante el año de paro Pesca Restinga pierde cuotas de mercado que limitan las capturas de algunas especies.

La erupción ha servido para darnos cuenta del papel que juega la reserva marina del Mar de Las Calmas en La Restinga y en El Hierro, y de la importancia de conservar para generar riqueza ecológica y económica (Hernández and Clemente, 2013).

1.4. Especies de estudio.

1.4.1. *Balistes capriscus* (Gmelin, 1789).

Clase: Actinopterygii. Orden: Tetraodontiformes. Familia. Balistidae.

1.4.1.1. Descripción de la especie.

Conocido comúnmente como pez ballesta, en Canarias se le conoce como gallo cochino. Se caracteriza por poseer una coloración gris amarillenta, además de presentar normalmente lunares y líneas azules en la parte superior del cuerpo y las aletas. Presenta un cuerpo oblongo, relativamente alto y comprimido, con una piel gruesa y correosa, y placas de las mejillas sin surcos longitudinales. Posee un surco distintivo antes del ojo (pequeños, cerca del perfil cefálico) y debajo de la narina, además de una boca pequeña terminal con una mandíbula formada por 8 poderosos dientes. Por otro lado, tiene aberturas branquiales con una pequeña ranura en los costados antes de la base pectoral. En cuanto a las aletas, posee tres aletas dorsales, pudiendo la primera plegarse erecta, mientras que la segunda posee como característica ser el doble de grande que la primera. Dichas aletas poseen entre 26 y 29 radios dorsales. Sin embargo, las aletas anales poseen entre 24 y 26 r. La mayoría de los radios dorsales, anales y pectorales se encuentran ramificados. (Muus and Nielsen, 1999). Finalmente, poseen una cola doblemente cóncava con lóbulos prolongados, con base comprimida, sin presencia de espinas, tubérculos o quillas, y con placas escamosas con forma diagonales, ordenadas regularmente. (Smith-Vaniz et al., 1999) (figura 3).

La talla máxima de *Balistes capriscus* se estima en 65 cm, con una longitud media de 44 cm, llegando a pesar unos 6.2 kg. Se estima una talla mínima de 23 cm (Harmelin-Vivien et al., 1990).

1.4.1.2. Distribución y biología de la especie.

Balistes capriscus se distribuye por el Atlántico oriental: Nueva Escocia (Canadá), Bermudas y el norte del Golfo de México hasta Argentina, aunque también aparece en el Mediterráneo (Robin and Ray, 1986) (figura 2). Es una especie con hábitat neotónico, que habita en bahías, puertos, lagunas y arrecifes, entre los 0 y 100 metros de profundidad, aunque normalmente se encuentra entre los 0 y 55 metros de profundidad. Se trata de una especie de hábitos solitarios o que puede agregarse en pequeños grupos (Lieske and Myers, 1994). Se alimenta de invertebrados bentónicos como moluscos y crustáceos (Tortonese, 1986).

Se considera una especie en estado vulnerable, según la lista roja de la ICUN (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza) (IUCN, 2011; Liu et al., 2015).

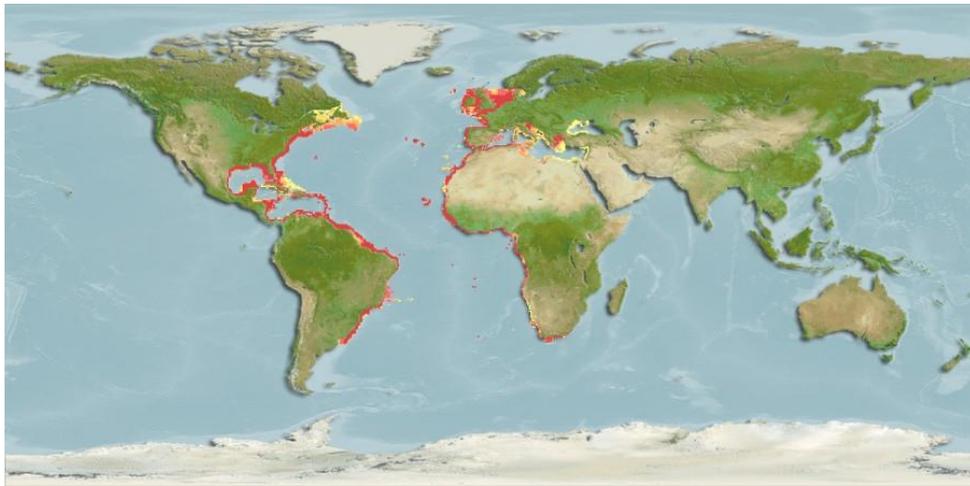


Figura 2. Distribución en colores de la abundancia de *Balistes capriscus*. Fuente: www.aquamaps.org.



Figura 3. Fotografía de *Balistes capriscus* en posición dorsal. Fuente: www.fishbase.in.

1.4.2. *Canthidermis sufflamen* (Mitchill, 1815).

Clase: Actinopterygii. Orden: Tetraodontiformes. Familia. Balistidae.

1.4.2.1. Descripción de la especie.

Conocido comúnmente como sobaco lija, gallo aplomado o ballesta oceánica. Posee una coloración grisácea parduzca, con una característica mancha marrón oscura en la base de las aletas pectorales. Posee un cuerpo relativamente alto, robusto y comprimido, con mejillas sin surcos longitudinales. Otra característica distintiva de esta especie es que posee un surco distintivo antes del ojo y debajo de la narina, además de una boca pequeña en posición terminal, con una poderosa mandíbula formada por 8 dientes fuertes exteriores en la mandíbula superior e inferior. Tiene un total de 3 espinas dorsales con radios blandos dorsales que van desde los 25 hasta los 28. No tiene espina anal, pero sí de 23 a 25 radios anales. Las aletas anales anteriores son blandas y se encuentran bien elevadas, mucho más que las posteriores. Finalmente, posee una aleta caudal doble cóncava, que se encuentra redondeada en los ejemplares juveniles (Randall, 1996) (figura 5).

Canthidermis sufflamen puede crecer hasta un máximo de 65 cm, su talla mínima está estimado en 37 cm (Lieske and Myers, 1994) y hasta un total de 6,1 kg (IGFA, 2001).

1.4.2.2. Distribución y biología de la especie.

En cuanto a la distribución de *Canthidermis sufflamen*, se encuentra tanto en Atlántico occidental: Canadá (Scott y Scott, 1988) a Massachusetts (EE. UU.), Bermudas y el norte del Golfo de México a América del Sur; como en el Atlántico oriental: las rocas de San Pablo, Ascensión, Cabo Verde y Santa Helena (Edwards, 1990); Isla de Santo Tomé (Afonso et al., 1999) (figura 4).

C. sufflamen habita en arrecifes, ocasionalmente en aguas poco profundas. Pueden encontrarse tanto en solitario como en pequeños grupos cuando están en aguas abiertas. A menudo se asocian a los sargazos (*Sargassum natans*) (Lieske y Myers, 1994), alimentándose principalmente de zooplancton de gran tamaño, gasterópodos y bivalvos móviles bentónicos.

Se pueden encontrar en un rango de profundidad desde los 5 metros hasta los 60 metros (Figueiredo y Menezes, 2000), aunque se encuentran normalmente entre un rango de 5 y 30 metros (Gasparini y Floeter, 2001).



Figura 4. Distribución en colores de la abundancia de *Canthidermis sufflamen*. Fuente: www.aquamaps.org.

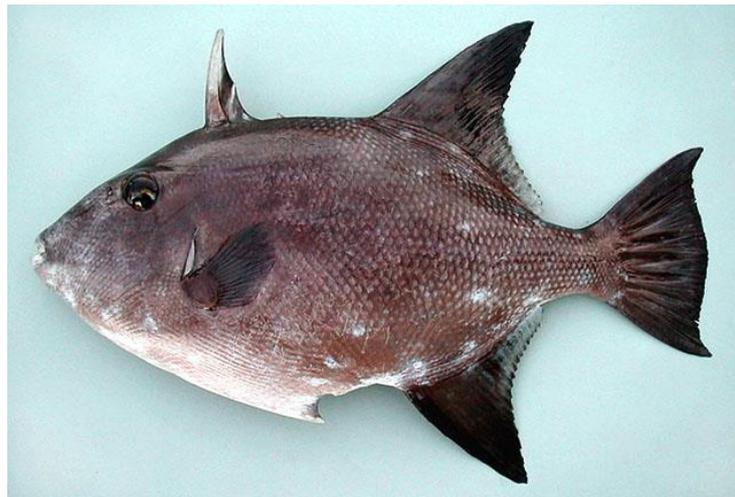


Figura 5. Fotografía de *Canthidermis sufflamen* en posición dorsal. Fuente: www.fishbase.in.

1.4.3. *Heteropriacanthus cruentatus* (Lacepède, 1801).

Clase: Actinopterygii. Orden: Perciformes. Familia. Priacanthidae.

Anteriormente llamado *Priacanthus fulgens*.

1.4.3.1. Descripción de la especie.

Conocido comúnmente como catalufa, se caracteriza por poseer una coloración rosa plateado, rojo moteado o rojo sólido, mientras que las aletas pélvicas pueden ser oscuras o pálidas sin manchas distintivas. Posee un cuerpo ovalado fuertemente comprimido, con un perfil de cabeza casi simétrico por arriba y por abajo. Además, tiene una boca grande, oblicua en dirección hacia arriba, con una mandíbula inferior proyectable. Posee un total de 10 espinas dorsales con hasta 12 y 13 radios blando-dorsales. En cuanto a las espinas anales tiene 3 y radios blandos anales entre 13 y 14 (Heemstra, 1986). Finalmente, posee una sección del preopérculo detrás del canal estriado y sin poseer escamas (Smith, 1997) (figura 6).

Heteropriacanthus cruentatus tiene como talla común unos 20 cm (Jimenez and Béarez, 2004) de largo y puede llegar a medir un total de 50,7 cm y un peso total registrado de 2,7 kg (Fitch and Schultz, 1978). La talla mínima está estimada en los 31,3 cm (Fitch and Schult, 1978).

1.4.3.2. Distribución y biología de la especie.

Heteropriacanthus cruentatus tiene una distribución muy cosmopolita, en mares tropicales y con influencia tropical, yendo desde el atlántico occidental, en aguas continentales desde Florida hasta el arrecife Flower Garden Reef frente a Texas en el Golfo de México, Islas del Caribe y a lo largo de la costa de América del sur hasta Argentina; hasta el Atlántico oriental: islas del este y medio del Atlántico desde Madeira hasta Santa Helena, no registrado en aguas continentales africanas (figura 7).

Es una especie con un hábitat común en lagunas y arrecifes poco profundos, principalmente alrededor de islas (Lieske and Myers, 1994). Son peces bentopelágicos (Mundy, 2005) con juveniles pelágicos (Starnes, 1995). Es una especie nocturna solitaria, con alimentación principalmente de pulpos, camarones pelágicos, cangrejos, peces pequeños y poliquetos (Fischer et al., 1990). Durante el día, generalmente concurren individualmente o en pequeños grupos, pero al anochecer pueden reunirse en grandes bancos (Myers, 1999).

Esta especie se encuentra entre los 3 y 300 metros de profundidad (Reiner, 1996), aunque generalmente se le puede encontrar entre los 3 y 35 metros (Gasparini and Floeter, 2001).

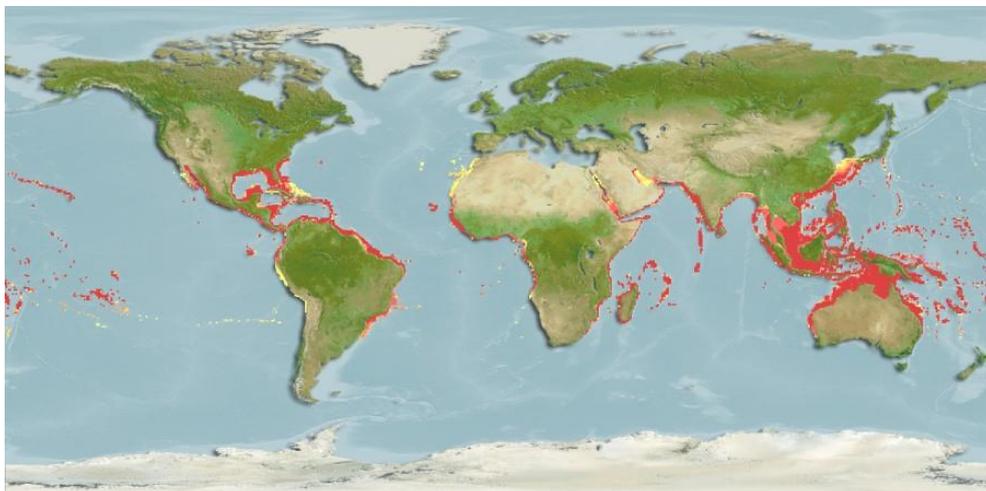


Figura 7. Distribución en colores de la abundancia de *Heteropriacanthus cruentatus*. Fuente: www.aquamaps.org.

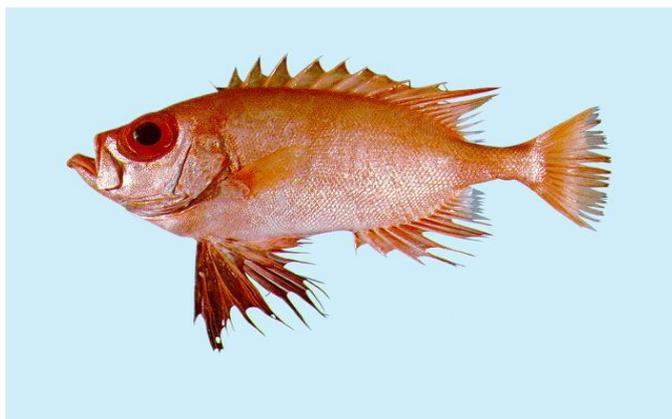


Figura 6. Fotografía de *Heteropriacanthus cruentatus* en posición dorsal. Fuente: www.fishbase.in.

2. Objetivos.

En nuestro estudio nos centraremos en los siguientes objetivos:

1. Determinar las concentraciones de los distintos metales pesados tóxicos (Al, Pb y Cd) en el tejido muscular de las tres especies del estudio, *H. cruentatus*, *B. capriscus* y *C. sufflamen*.
2. Determinar las concentraciones de los macroelementos (Ca, K, Na y Mg) en el tejido muscular de las tres especies del estudio, *H. cruentatus*, *B. capriscus* y *C. sufflamen*.
3. Determinar las concentraciones de los microelementos (B, Ba, Co, Cr, Fe, Li, Mn, Mo, Ni, Sr, V y Zn) en el tejido muscular de las tres especies del estudio, *H. cruentatus*, *B. capriscus* y *C. sufflamen*.
4. Comparar las concentraciones de metales pesados, macroelementos, microelementos y elementos traza en las tres especies estudiadas.
5. Evaluar el riesgo tóxico y realizar un estudio nutricional de los metales analizados en los ejemplares capturados y calcular el aporte a la Ingesta Diaria Recomendada y la Ingesta Diaria Admisibles de estos metales.

3. Material y Métodos.

Para este estudio, se ha capturado un total de 54 ejemplares de tres especies distintas de peces pelágicos, de gran importancia a nivel alimenticio y comercial. Estos 54 ejemplares se dividen en:

- 28 ejemplares de *Balistes capriscus* (Pez ballesta).
- 6 ejemplares de *Canthidermis sufflamen* (Ballesta oceánica o sobaco lija).
- 20 ejemplares de *Heteropriacanthus cruentatus* (Catalufa).

3.1. Zona de muestreo.

Se capturaron 54 ejemplares repartidas 4 zonas distintas de la isla de El Hierro: La Restinga, Meridiano 0 EH, Tamaduste y Bahía Piloto en julio de 2019 (Tabla 2 y Figura 8), de fondos de investigación proporcionados por los proyectos del FEDER de la UE MACAROFOOD (MAC / 2.3d / 015) y MARARCOMCOM (MAC / 2.3d / 097).

Tabla 2. Número de ejemplares capturados respecto a la localidad citada.

Localidad	Número de ejemplares capturas
La restinga EH	28
Meridiano 0 EH	10
Tamaduste EH	2
Bahía Piloto EH	14

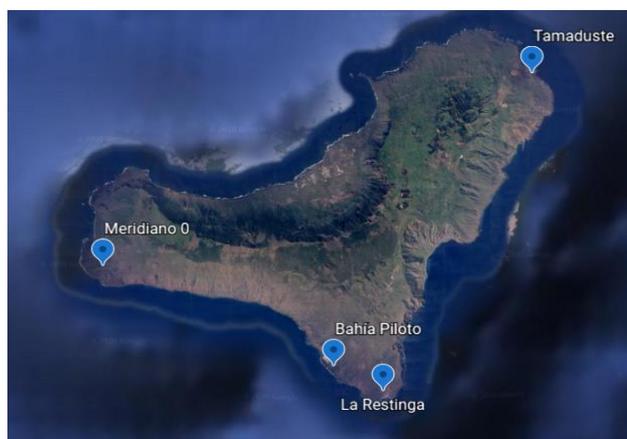


Figura 8. Distribución de las zonas de captura en la isla de El Hierro.

3.2. Preparación de las muestras analíticas.

Para el análisis de los metales pesados, se obtuvieron muestras de tejido muscular de la parte del lomo (cerca a la ballesta en los gallos y cerca a la aleta en la catalufa) de cada uno de los 54 ejemplares del estudio. Se extrajeron aproximadamente entre 2-10 gramos de masa muscular de la zona indicada.

Las muestras, una vez descongeladas, se depositan en crisoles de porcelana. Se introducen en una estufa donde permanecerán durante 24 horas a una temperatura de 80 °C. Una vez terminado el periodo, se pesan las muestras para poder hallar el peso seco de las muestras (la diferencia de peso es el porcentaje de agua de las muestras). Una vez hallado el peso seco de las muestras, se introducen en el horno/mufla durante 24-48 horas a unos ± 450 °C para la obtención de cenizas blancas. Tras las primeras 24 horas, las cenizas que obteníamos eran grisáceas, indicativo de que aún quedaba materia orgánica sin mineralizar. Para ello, se extraían las muestras, se dejaban enfriar a temperatura ambiente y se les añadía unas gotas de ácido nítrico (HNO_3) al 65 % dentro de la campana de gases. Una vez desecadas las muestras mediante una placa calefactora a 80 °C se volvían a introducir 24 horas nuevamente en el horno/mufla a ± 450 °C hasta la obtención de cenizas blancas. Obtenidas estas cenizas blancas, se pesan y se procedió a su filtrado mediante una disolución de ácido nítrico a 1,5 % con agua destilada hasta llegar a una disolución final de 25 mL (Lozano-Bilbao et al., 2018). Una vez hechas estas disoluciones, se pasaron a frascos estériles de polipropileno, etiquetándolo previamente y determinando el contenido de metales de las muestras mediante espectrometría de emisión óptica con plasma acoplado inductivamente (ICP-OES) (Lozano et al., 2019).

3.3. Análisis estadístico de las muestras.

Una vez obtenidos los datos de las concentraciones de los metales pesados, se realizó el análisis estadístico de las muestras mediante el programa IBM SPSS Statistics 25.0.

Todos los datos fueron tratados de la misma manera. En primer lugar, se comprobó si cumplían los supuestos para poder realizar un test paramétrico, o si por el contrario habría que recurrir a un test no paramétrico. Para comprobar si seguían una distribución normal, se realizaron las pruebas de Kolmogórov-Smirnov y el Test Shapiro-Wilk, y la homogeneidad de varianzas fue comprobada mediante el estadístico de Levene. En caso de que existiese normalidad, se aplicaría T-medias como prueba paramétrica; si no existiese normalidad, se aplicaría la prueba

no paramétrica de Kruskal-Wallis para comprobar si existen diferencias significativas entre los metales de las especies del estudio. Sí existen estas diferencias significativas, se realiza el test de U de Mann-Whitney. Para comprobar la existencia de correlación entre variables se aplicaron los test de Pearson y Spearman.

Se optó por usar un intervalo de confianza del 95% (aceptación si $p < 0,05$) tanto para las pruebas paramétricas como para las no paramétricas (Lozano-Bilbao et al., 2018).

4. Resultados y discusión.

4.1. Biometría.

Se tomaron datos biométricos como: longitud y peso totales de cada individuo, teniendo en cuenta el sexo de cada uno de ellos, tal y como podemos observar en la tabla 3.

Tabla 3. Medias y desviación estándar, mínimos y máximos en cuanto al peso y la longitud total de los ejemplares capturados para el estudio.

		PESO (g)	LONGITUD (cm)
<i>Balistes capriscus</i>	Hembra	965,94 ± 237,44	38,87 ± 4,05
	Indiferenciado	560 ± 190,92	32,35 ± 4,46
	Macho	1302 ± 313,89	45,4 ± 4,54
	Máximo	1720	52,5
	Mínimo	425	29,2
	Media total	1056,96 ± 333,1	40,74 ± 5,66
<i>Canthidermis sufflamen</i>	Hembra	1818,75 ± 276,54	44,23 ± 2,65
	Macho	2065 ± 148,49	47,65 ± 1,77
	Máximo	2170	48,9
	Mínimo	1415	40,4
	Media total	1900,83 ± 257,81	45,37 ± 2,82
<i>Heteropriacanthus cruentatus</i>	Hembra	249 ± 61,98	24,25 ± 1,93
	Macho	273,71 ± 49,31	25,61 ± 1,67
	Máximo	360	28
	Mínimo	168	21,5
	Media total	257,65 ± 57,8	24,73 ± 1,92

4.2. Concentración de metales en el tejido muscular.

Para la determinación de las concentraciones de metales en el tejido muscular se procedió a realizar un análisis descriptivo de cada uno de los metales para cada una de las especies de estudio, como se puede ver en la tabla 4.

Tabla 4. Concentraciones medias \pm desviación estándar por especies (mg/kg p.h.) en el tejido muscular.

METAL	<i>B. capriscus</i>	<i>C. sufflamen</i>	<i>H. cruentatus</i>
Al	6,43 \pm 3,32	10,01 \pm 5,54	4,85 \pm 1,83
Cd	0,08 \pm 0,23	0,03 \pm 0,035	0,02 \pm 0,04
Pb	0,53 \pm 0,49	0,37 \pm 0,29	0,40 \pm 0,41
Ca	272,20 \pm 265,67	1719,41 \pm 2668,34	2304,95 \pm 5036,64
K	2639,29 \pm 517,51	2768,12 \pm 365,13	2543,17 \pm 411,56
Mg	222,28 \pm 30,88	207,11 \pm 33,82	268,60 \pm 76,75
Na	1095,53 \pm 255,34	1147,88 \pm 430,74	1257,27 \pm 431,99
B	0,70 \pm 0,02	0,25 \pm 0,28	0,31 \pm 0,47
Ba	0,42 \pm 0,27	0,73 \pm 0,64	0,40 \pm 0,23
Co	0,14 \pm 0,01	0,02 \pm 0,01	0,15 \pm 0,01
Cr	0,27 \pm 0,43	0,14 \pm 0,05	0,31 \pm 0,74
Cu	0,85 \pm 0,59	1,23 \pm 0,62	1,24 \pm 0,71
Fe	4,95 \pm 4,11	3,57 \pm 0,94	2,98 \pm 1,35
Li	1,55 \pm 1,19	1,33 \pm 0,37	1,98 \pm 1,35
Mn	0,32 \pm 0,47	0,34 \pm 0,34	0,29 \pm 0,40
Mo	0,14 \pm 0,01	0,01 \pm 0,01	0,02 \pm 0,01
Ni	0,09 \pm 0,11	0,51 \pm 0,03	0,08 \pm 0,09
Sr	1,69 \pm 2,55	2,89 \pm 6,11	4,32 \pm 8,04
V	0,04 \pm 0,02	0,03 \pm 0,01	0,04 \pm 0,01
Zn	4,18 \pm 0,95	7,35 \pm 2,79	5,47 \pm 4,25

Para el tratamiento de los datos y con el fin de comprobar si existe normalidad o no de los mismos, se realizó los test de Normalidad y Homogeneidad de las varianzas. Una vez realizado dicho test, se comprobó la existencia de normalidad para el Na, por lo que se procedió a realizar el test paramétrico para comprobar la media de dicho metal, utilizando para ello el test de ANOVA de un factor (tabla 5).

Tabla 5. ANOVA de un factor para el Na.

		Suma de los cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Na	Entre grupos	306404,867	2	153202,434	1,253	0,294
	Dentro de los grupos	6233809,765	51	122231,564		
	Total	6540214,633	53			

Dicho test, mostró que no existen diferencias significativas de la concentración de Na entre las especies.

Para comprobar las medias del resto de metales, y debido a que no seguían una distribución normal de los datos, se realizó un test no paramétrico, el test de Kruskal-Wallis, para comprobar de esta manera las medias metálicas entre especies.

Tras realizar dicho test, se estableció la no existencia de diferencias estadísticas significativas en cuanto a la concentración de los metales Ba, Ca, Cr, Cd, Co, K, Li, Mo, Ni, Pb, Sr y V, determinadas en el tejido muscular para estas tres especies.

Posteriormente, para poder comprobar las diferencias entre que especies se establecen dichas diferencias significativas, se realiza el test de U de Mann-Whiney. Se realizan los test de diferenciación de especies por pares.

El primer test de U de Mann-Whiney se realizó entre las especies *B. capriscus* y el *H. cruentatus* (tabla 6). Se puede observar que no existen diferencias entre las especies para los metales Al y Zn, sin embargo, si existen diferencias significativas para los metales B, Cu, Fe, Mg y Mn.

Tabla 6. U de Mann-Whitney entre las especies *B. capriscus* y *H. cruentatus*.

	Al	B	Cu	Fe	Mg	Mn	Zn
U de Mann-Whitney	189	64	157	154	126	143	237
W de Wilcoxon	399	470	563	364	532	353	447
Z	-1,903	-4,517	-2,572	-2,635	-3,220	-2,865	-0,899
Sig. Asintótica (bilateral)	0,057	0,000*	0,010*	0,008*	0,001*	0,004*	0,369

p<0,05*

El segundo test se realizó para las especies *B. caprisclus* y el *C. sufflamen*. No existen diferencias en los metales Al, Cu, Fe, Mg, Mn y en cambio sí existen tales diferencias para los metales B y Zn, como se puede observar en la siguiente tabla (tabla 7).

Tabla 7. U de Mann-Whitney entre las especies *B. caprisclus* y *C. sufflamen*

	Al	B	Cu	Fe	Mg	Mn	Zn
U de Mann-Whitney	50	19	43	79	56	59	12
W de Wilcoxon	456	425	449	100	77	80	418
Z	-1,536	-2,936	-1,852	-0,226	-1,265	-1,129	-3,253
Sig. Asintótica (bilateral)	0,125	0,003*	0,064	0,821	0,206	0,259	0,001*
Sig. Exacta [2*(sig. Unilateral)]	0,133 ^b	0,002 ^b	0,066 ^b	0,843 ^b	0,220 ^b	0,276 ^b	0,000 ^b

p<0,05*

El último test se realizó para las especies *H. cruentatus* y *C. sufflamen*. No existen diferencias significativas entre el B, Cu, Fe y Mn y en cambio sí existen tales diferencias significativas en el Al, Mg y Zn.

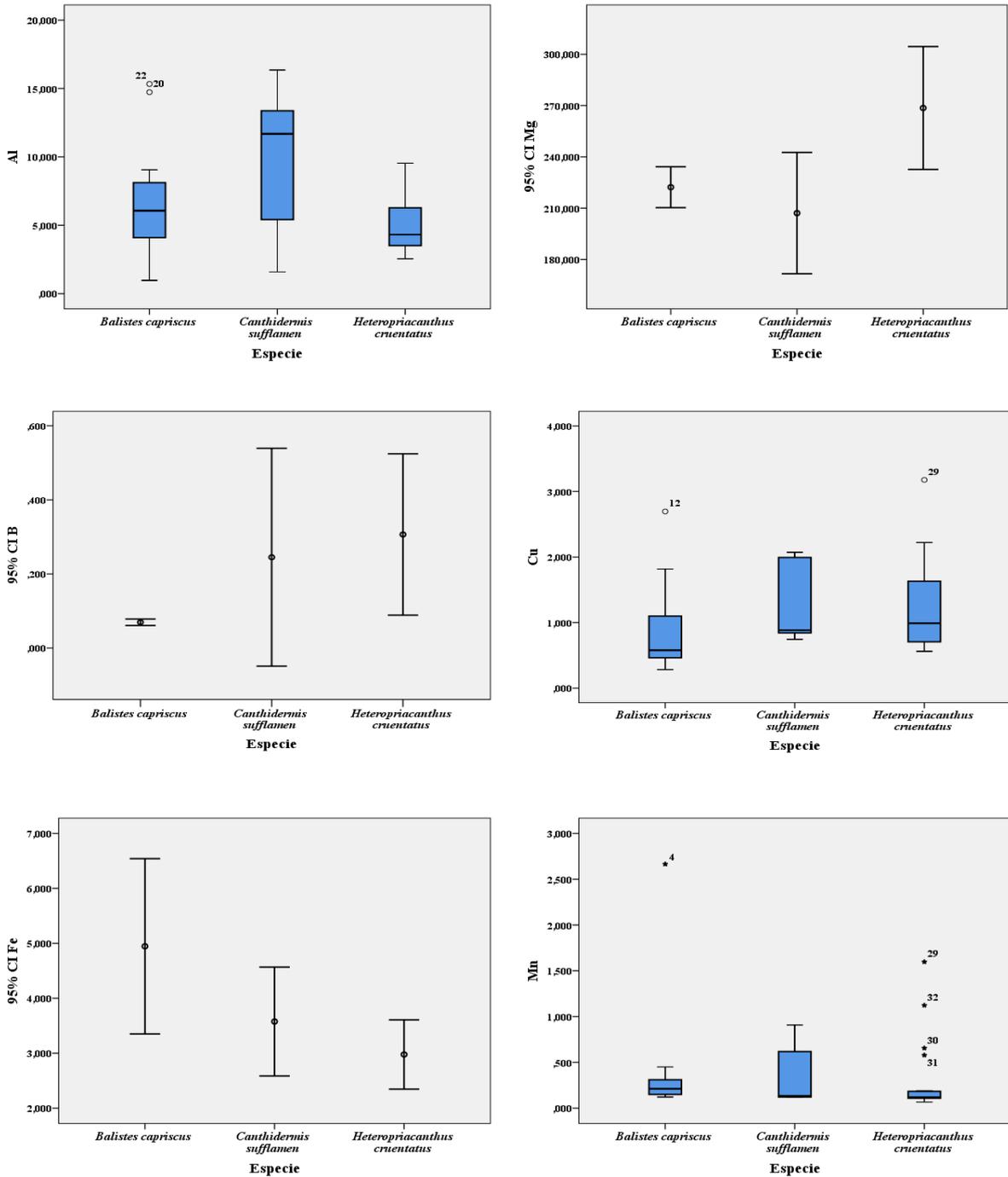
Tabla 8. U de Mann-Whitney entre las especies *H. cruentatus* y *C. sufflamen*.

	Al	B	Cu	Fe	Mg	Mn	Zn
U de Mann-Whitney	26	55	53	33	19	40	25
W de Wilcoxon	236	76	263	243	40	250	235
Z	-2,069	-0,304	-0,426	-1,643	-2,495	-1,217	-2,130
Sig. Asintótica (bilateral)	0,039*	0,0761	0,670	0,100	0,013*	0,224	0,033*
Sig. Exacta [2*(sig. Unilateral)]	0,039 ^b	0,790 ^b	0,700 ^b	0,108 ^b	0,011 ^b	0,242 ^b	0,033 ^b

p<0,05*

4.3. Comparación entre contenido metálico y tejido muscular por especie.

Una vez realizada las pruebas estadísticas de Kruskal-Wallis y la realización del test de U de Mann-Whitney, se observó que existen diferencias significativas para las concentraciones metálicas de Al, Mg, B, Cu, Fe, Mn y Zn entre las especies del estudio.



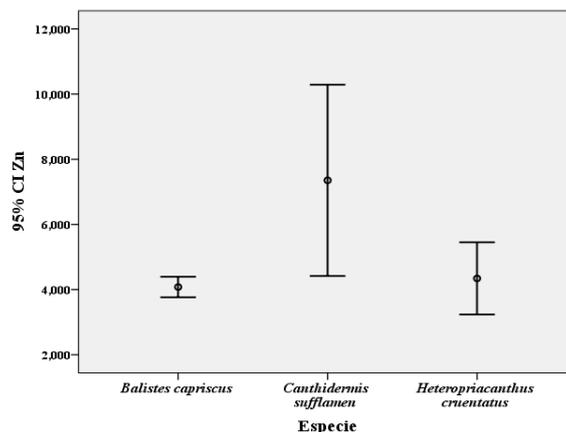


Figura 9. Gráficos de barras y box-plots de las concentraciones metálicas de Al, Mg, B, Cu, Fe, Mn y Zn (mg / kg) en el tejido muscular, para las especies de estudio.

Como se puede observar en el estudio, existen diferencias significativas entre las concentraciones de los distintos metales entre las tres especies de nuestro estudio (tablas de la 6-8).

En el caso del Al, se observa que no existen diferencias significativas de dicho metal entre *Heteropriacanthus cruentatus* ($4,85 \pm 1,83$ mg/kg) y *Balistes capriscus* ($6,43 \pm 3,32$ mg/kg), pero que difieren significativamente frente a *Canthidermis sufflamen* ($10,01 \pm 5,54$ mg/kg). En cuanto a la concentración de Mg, en *B. capriscus* ($222,28 \pm 30,88$ mg/kg) no existen diferencias significativas con *C. sufflamen* ($207,11 \pm 33,82$ mg/kg), pero si difieren con respecto a *H. cruentatus* ($268,60 \pm 76,75$ mg/kg), que tiene una mayor concentración en el tejido muscular (Fig. 9). Para el B, no existe diferencia significativa entre el contenido metálico de *H. cruentatus* ($0,31 \pm 0,47$ mg/kg) y *C. sufflamen* ($0,25 \pm 0,28$ mg/kg), pero si con respecto a *B. capriscus* ($0,70 \pm 0,02$ mg/kg), que presentan una menor concentración de dicho metal. El Cu tiene la misma peculiaridad que el B, ya que no existe una diferencia estadísticamente significativa en cuanto a las concentraciones de *H. cruentatus* ($1,24 \pm 0,71$ mg/kg) y *C. sufflamen* ($1,23 \pm 0,62$ mg/kg), pero si frente a *B. capriscus* ($0,85 \pm 0,59$ mg/kg). El *B. capriscus* ($4,95 \pm 4,11$ mg/kg) muestra una mayor concentración de Fe con respecto a la *H. cruentatus* ($2,98 \pm 1,35$ mg/kg) y a la *C. sufflamen* ($3,57 \pm 0,94$ mg/kg), que no muestran diferencias significativas entre ellas. En el caso del Mn, se observa que, tras el test de U de Mann-Whitney (figura 9), finalmente no presentan diferencias significativas entre las tres especies. Por último, en cuanto a la concentración de Zn, no existen diferencias significativas entre *B. capriscus* ($4,18 \pm 0,95$

mg/kg) y *H. cruentatus* ($5,47 \pm 4,25$ mg/kg), pero si existe tal diferencia de concentración de estas dos especies frente a *C. sufflamen* ($7,35 \pm 2,79$ mg/kg).

Estas diferencias de concentraciones de los diferentes metales del estudio, nos sugiere que puede haber un patrón diferente de acumulación u obtención de dichos metales en los diferentes peces del estudio. Por tanto, esto pone de manifiesto la capacidad de bioacumulación de los peces frente a los distintos metales estudiados, es decir, las diferencias de concentraciones de dichos metales en los peces pueden deberse a los patrones de alimentación y a los propios requisitos ecológicos de los peces (Canli y Furness, 1993; Romeo et al., 1999; Yilmaz et al., 2010). Cuya alimentación puede variar desde invertebrados bentónicos como moluscos y crustáceos en el caso de *B. capriscus*; zooplankton de gran tamaño, gasterópodos y bivalvos móviles bentónicos en *C. sufflamen* (Tortonese, 1986) y en cuanto a *H. cruentatus* puede variar desde pulpos a camarones pelágicos, cangrejos, peces pequeños y poliquetos (Fisher et al., 1990).

Otro de los factores a tener en cuenta es la diferencia entre las especies, es el nivel trófico en el que estén incluidos, además el metabolismo, edad y tamaño de las especies (Linde et al., 1998) y sus hábitats (Tuzen y Soylak, 2007). Por otro lado, uno de los factores que debemos tener presente en cuanto al contenido de metales, es la calidad del agua, ya que, las aguas contaminadas durante el ciclo de vida de los peces, puede provocar que existan concentraciones superiores o inferiores de dichos metales en el organismo (Canli y Atli, 2003). Las altas concentraciones de los distintos metales en nuestro estudio pueden deberse a diferentes factores (tabla 4), uno de ellos es debido a la bioacumulación, ya que la base de la alimentación de estos peces, lo constituyen los gasterópodos, erizos de mar, bivalvos, decápodos, etc. Cuya acumulación de metales pesados se ha demostrado ser elevada (Sala y Ballesteros, 1997; Lloret, 2003; Clemente et al., 2010; Figueiredo y Natário, 2013).

El Al, por ejemplo, se bioacumula en el organismo, en nuestro estudio la *C. sufflamen* presenta mayor concentración de este metal, por lo que puede haberlo acumulado a lo largo de la cadena trófica. La alta concentración de Fe en *B. capriscus* podría deberse por el hecho de que son peces que se sitúan en una parte elevada de la cadena trófica, tienen una musculatura más robusta, lo que le permite realizar viajes de largas distancias, se les consideran superdepredadores (Lozano et al., 2019). El contenido de B, Cu y Zn, lo habrán bioacumulado tras alimentarse de organismos herbívoros, ya que, los herbívoros lo adquieren a su vez de las

macroalgas y algas pardas. En las algas se acumulan en las paredes celulares que contienen polisacáridos sulfatados de los cuales, los metales muestran una gran afinidad (Roberts et al., 2008; Leal et al., 2018; Lozano et al., 2018). Las concentraciones de Zn pueden deberse a factores bióticos, como el distinto tamaño de los peces del estudio o por factores abióticos, como el pH, salinidad y la temperatura del agua (Ong et al., 2016).

Tras diversos estudios como el expuesto por Bodin et al. (2017) podemos deducir que las concentraciones de Mn presentan una correlación negativa con el tamaño del pez y la posición de la cadena trófica, cuanto mayor sea el tamaño y un nivel elevado en dicha cadena trófica, presentará una menor concentración de dicho metal (Bodin et al., 2017). Esto se debe a que las especies de menor tamaño y posición de la cadena trófica poseen menos mecanismos reguladores y de desintoxicación de metales tóxicos necesarios para este elemento esencial (Bodin et al., 2017).

4.4. Comparación con otros autores.

A continuación, realizaremos una comparativa entre los resultados obtenidos en nuestro estudio y los obtenidos por otros autores de distintas regiones del mundo en distintos años. Se han elaborado un total de dos tablas (tablas 9.a y 9.b), en el que se compararán nuestras tres especies estudiadas. En la tabla 9.a, se compara nuestras especies de estudio con otras especies similares en el océano Atlántico, Canarias, España. En la tabla 9.b, se compara nuestras especies de estudio con especies similares en otros lugares del mundo. Para que sea más fácil la comparación, todos los datos se han representado en mg/kg.

Tabla 9.a. Concentraciones medias (mg/kg) de metales pesados de las especies de nuestro estudio y de especies de peces similares en el tejido muscular en el Océano Atlántico, Canarias, España.

OCÉANO /MAR	Océano Atlántico										
PAÍS	Canarias, España										
ESPECIE	<i>Heteropriacanthus Cruentatus</i>	<i>Canthidermis sufflamen</i>	<i>Balistes capriscus</i>	<i>Sparisoma cretense</i>	<i>Diplodus sargus cadenati</i>		<i>Mulus surmuletus</i>		<i>Serranus cabrilla</i>	<i>Pagrus auriga</i>	<i>Stromateus fiatola</i>
Al	4,85 ± 1,83	10,01 ± 5,54	6,43 ± 3,32	2,36 ± 1,55	2,98 ± 2,48	1,456 ± 0,783	4,438	2,723 ± 2,378	4,438		
Cd	0,02 ± 0,04	0,03 ± 0,035	0,08 ± 0,23	0,0015 ± 0,0005	0,0025 ± 0,0014	0,007 ± 0,010	0,107	0,006 ± 0,005	0,107	0,040 ± 0,025	
Pb	0,40 ± 0,41	0,37 ± 0,29	0,53 ± 0,49	0,023 ± 0,012	0,017 ± 0,011	0,032 ± 0,012	0,054	0,095 ± 0,072	0,054		
Ca	2304,95 ± 5036,64	1719,41 ± 2668,34	272,20 ± 265,67	105,29 ± 58,19	169,30 ± 85,87	2848 ± 1590	562,165		562,165		
K	2543,17 ± 411,56	2768,12 ± 365,13	2639,29 ± 517,51	2054,02 ± 541,55	2076,49 ± 666,24	2478 ± 359	2475,953		2475,953		
Mg	268,60 ± 76,75	207,11 ± 33,82	222,28 ± 30,88	281,89 ± 30,15	283,61 ± 30,94	334 ± 164	282,180		282,180		
Na	1257,27 ± 431,99	1147,88 ± 430,74	1095,53 ± 255,34	488,12 ± 79,16	495,46 ± 105,32	875 ± 364	909,334		909,334		
B	0,31 ± 0,47	0,25 ± 0,28	0,70 ± 0,02	0,16 ± 0,09	0,16 ± 0,07	0,192 ± 0,2	0,138	0,099 ± 0,054	0,138		
Ba	0,40 ± 0,23	0,73 ± 0,64	0,42 ± 0,27	0,084 ± 0,110	0,094 ± 0,089	0,715 ± 0,218	0,456		0,456		
Co	0,15 ± 0,01	0,02 ± 0,01	0,14 ± 0,01	0,0048 ± 0,0011	0,0062 ± 0,0024	0,012 ± 0,014	0,010		0,010		
Cr	0,31 ± 0,74	0,14 ± 0,05	0,27 ± 0,43	0,13 ± 0,11	0,18 ± 0,15	0,350 ± 0,678	0,089	0,072 ± 0,032	0,089		
Cu	1,24 ± 0,71	1,23 ± 0,62	0,85 ± 0,59	0,37 ± 0,28	0,57 ± 0,33	0,697 ± 0,354	0,736	0,770 ± 0,286	0,736	6,99 ± 0,74	0,692
Fe	2,98 ± 1,35	3,57 ± 0,94	4,95 ± 4,11	2,21 ± 0,88	5,52 ± 2,46	6,554 ± 7,570	7,026	4,177 ± 2,213	7,026		3,963
Li	1,98 ± 1,35	1,33 ± 0,37	1,55 ± 1,19	0,42 ± 0,19	0,30 ± 0,15	0,285 ± 0,180	1,201	0,730 ± 0,697	1,201		
Mn	0,29 ± 0,40	0,34 ± 0,34	0,32 ± 0,47	0,09 ± 0,03	0,095 ± 0,045	0,417 ± 0,361	0,173		0,173		
Mo	0,02 ± 0,01	0,01 ± 0,01	0,14 ± 0,01	0,0036 ± 0,0016	0,0041 ± 0,0017	0,015 ± 0,003	0,014		0,014		
Ni	0,08 ± 0,09	0,51 ± 0,03	0,09 ± 0,11	0,029 ± 0,022	0,052 ± 0,054	0,122 ± 0,328	0,144	0,094 ± 0,145	0,144		
Sr	4,32 ± 8,04	2,89 ± 6,11	1,69 ± 2,55	0,23 ± 0,19	0,75 ± 0,46	0,430 ± 1,352	1,961		1,961		
V	0,04 ± 0,01	0,03 ± 0,01	0,04 ± 0,02	0,030 ± 0,030	0,022 ± 0,013	0,108 ± 0,136	0,214	0,089 ± 0,064	0,214		
Zn	5,47 ± 4,25	7,35 ± 2,79	4,18 ± 0,95	2,43 ± 0,37	4,51 ± 2,42	16,330 ± 6,337	3,729	3,177 ± 0,895	3,729	7,73 ± 1,92	5,721
ESTUDIOS	NUESTRO ESTUDIO			1*	2*	3*	4*	5*	6*	7*	

1* Afonso, 2014.

2* Gutiérrez, 2016.

3* Viñé et al., 2016.

4* Lozano-Bilbao et al., 2019.

5* Fernández-Echeverría, 2017.

6* Sidmou et al, 2005.

7* Ngumbu et al., 2017

Tabla 9.b. Concentraciones medias (mg/kg) de metales pesados de las especies de nuestro estudio y especies de peces similares en el tejido muscular en estudios en otros lugares del mundo.

OCÉANO /MAR	Océano Atlántico				Mar Mediterráneo					Océano Pacífico		Mar Indico		
PAÍS	Canarias, España			Golfo de México	Girona, España	Egipto				China	Isla de Raine, Australia	Golfo de Mannar, La India	Rep. de las Seychelles	EZZ de la India
ESPECIE	<i>H. Cruentatus</i>	<i>C. sufflamen</i>	<i>B. capriscus</i>		<i>Diplodus sargus cadenati</i>	<i>Serranus cabrilla</i>		<i>Sparisoma cretense</i>		<i>H. Cruentatus</i>	<i>Pseudobalistes flavomarginatus</i>		<i>Canthidermis maculata</i>	<i>Beryx splendens</i>
Al	4,85 ± 1,83	10,01 ± 5,54	6,43 ± 3,32							1,099	0,02			
Cd	0,02 ± 0,04	0,03 ± 0,035	0,08 ± 0,23		<0.01	0.0041 ± 0.0063	0.34	<0.0006	0.09 ± 0.93	0.24	0.012	0.07		0.003 ± 0.001
Pb	0,40 ± 0,41	0,37 ± 0,29	0,53 ± 0,49		0.13	0.0184 ± 0.0231		0.92 ± 3.27	0.88 ± 1.76		0.022			0.000 ± 0.000
Ba	0,40 ± 0,23	0,73 ± 0,64	0,42 ± 0,27		0.07						0.06			
Co	0,15 ± 0,01	0,02 ± 0,01	0,14 ± 0,01				0.21			0.08	0.09			
Cr	0,31 ± 0,74	0,14 ± 0,05	0,27 ± 0,43			0.1209 ± 0.3572	0.36	7.1 ± 20.4	<0.005	0.22	0.49		0.025 ± 0.000	
Cu	1,24 ± 0,71	1,23 ± 0,62	0,85 ± 0,59		1.20	0.2531 ± 0.2048	0.40	7.49 ± 9.69	0.4 ± 0.1	0.10	0.745	4.03 ± 2.02		0.538 ± 0.240
Fe	2,98 ± 1,35	3,57 ± 0,94	4,95 ± 4,11		8.0		4.28			3.92	19.160	20.26 ± 0.45		2.587 ± 0.738
Li	1,98 ± 1,35	1,33 ± 0,37	1,55 ± 1,19											49.80 ± 0.84
Mn	0,29 ± 0,40	0,34 ± 0,34	0,32 ± 0,47			0.2785 ± 0.4806	0.41			0.24	1.045		1.35 ± 0.07	0.111 ± 0.034
Mo	0,02 ± 0,01	0,01 ± 0,01	0,14 ± 0,01								0.561			
Ni	0,08 ± 0,09	0,51 ± 0,03	0,09 ± 0,11			0.0285 ± 0.0486	1.23			1.34	0.033		0.003 ± 0.006	
Sr	4,32 ± 8,04	2,89 ± 6,11	1,69 ± 2,55											
V	0,04 ± 0,01	0,03 ± 0,01	0,04 ± 0,02								0.066		5.9	
Zn	5,47 ± 4,25	7,35 ± 2,79	4,18 ± 0,95		24.0	3.9359 ± 1.1690	8.54	8.6 ± 17.1	3.9 ± 14.1	5.96	8.679	7.48 ± 0.39		5.609 ± 1.744
ESTUDIOS	NUESTRO ESTUDIO			8*	9*	10*	11*		10*	12*	13*	14*	15*	16*

8* Vázquez et al., 2001.

9* Ragonnet. M, 2018.

10* Hassan-Youssef, 2006.

11* Mohamed-Abdallah, 2007.

12* Jingxi Li., 2017.

13* Rayment and Barry, 2000.

14* Ajeeshkumar et al., 2015.

15* Bodin et al., 2016.

16* Rushinadha and Screedha, 2017.

En cuanto a la tabla 9.a, los metales pesados tóxicos (Al, Cd, Pb), nuestro estudio presento las concentraciones más elevadas, el Al varió desde los 1.456 mg/kg, del estudio Gutiérrez, 2016 presentando la concentración más baja para *Diplodus sargus cadenati*, hasta los 4.438 mg/kg en *Mulus surmuletus* (Viñé et al., 2016), siendo la concentración más elevada. En el caso del Cd, presentaba concentraciones similares en todos los estudios, que varían desde la concentración más baja de la especie *Sparisoma cretense* (0.0015 mg/kg) del estudio realizado por Afonso, 2014 hasta los 0.107 mg/kg en la especie *Serranus cabrilla* del estudio realizado por Fernández-Echeverría (2017). En cuanto al Pb, la concentración más elevada estuvo presente en *Balistes capriscaus* de nuestro estudio con un total de 0.53 mg/kg, frente a la más baja presente en *D. sargus cadenati* del estudio realizado por Afonso en el año 2014 con una concentración total de 0.017 mg/kg.

Los metales que mostraron una mayor concentración en las especies de nuestro estudio y los realizados por otros autores, fueron los macroelementos, Ca, K, Mg y Na debido a su importante papel que juegan en el organismo. Presentando en todos los estudios concentraciones similares a las que se ha realizado en nuestro estudio.

En el caso de los microelementos (B, Ba, Co, Cr, Cu, Fe, Li, Mn, Mo, Ni, Sr, V y Zn), cabe destacar que, salvo casos puntuales en los estudios reportados, las concentraciones se mantienen en un rango similar al de nuestro estudio. En el estudio realizado por Sidmou et al, 2005 para la especie *Pagrus auriga* presentaba las concentraciones más elevadas de los metales Cu y Zn, 6.99 mg/kg y 7.73 mg/kg respectivamente. También cabe destacar la concentración para el metal Zn que es de 16.330 mg/kg para la especie *D. sargus cadenati*, presentado en el estudio realizado por Gutiérrez en el año 2016.

En cuanto a la tabla 9.b, los metales pesados tóxicos (Al, Cd, Pb), las concentraciones más elevadas fueron las de nuestro estudio siendo, el Al varió desde los 0.02 mg/kg, siendo la concentración más baja en *Pseudobalistes flavomarginatus* (Rayment and Barry, 2000. Océano Pacífico, Isla de Raine, Australia), hasta los 1.099 mg/kg en *Heteropriacanthus cruentatus* (Jingxi Li., 2017. Océano Pacífico, China). En el caso del Cd, la concentración más baja esta descrita en la especie *S. cabrilla* (<0.0006 mg/kg) del estudio realizado por Mohamed-Abdallah en el año 2007 hasta los 0.34 mg/kg en la misma especie *S. cabrilla* recogida en el estudio de Hassan-Youssef, 2006. Ambos estudios se realizaron en el Mar Mediterráneo, Egipto. En cuanto al Pb, la concentración más elevada estuvo presente en *S. cabrilla* con un total de 0.92

mg/kg del estudio realizado por Mohamed-Abdallah en el año 2007 (Mar Mediterráneo, Egipto) frente a la concentración más baja presente en *Canthidermis maculata* del estudio realizado por Bodin en el año 2016 (Océano Indico, EZZ de la India) con una concentración de <0.001 mg/kg.

No se ha podido realizar una comparación con otros autores en cuanto a los macroelementos.

En el caso de los microelementos (B, Ba, Co, Cr, Cu, Fe, Li, Mn, Mo, Ni, Sr, V y Zn), la mayoría de los metales se mantienen en el rango de nuestro estudio. El Cr presenta la concentración más elevada en el Mar Mediterráneo (Egipto) para la especie *S. cabrilla* con 7.1 mg/kg, estudio realizado por Mohamed-Abdallah, 2007, frente a los 0.025 mg/kg de la especie *C. maculata* en el estudio realizado por Bodin et al, 2016 (Océano Indico, Rep. de las Seychelles). La concentración más elevada en el caso del Cu, la presenta *Beryx splendens* con un máximo de 15.54 mg/kg en el estudio realizado por Rushinadha y Screedha en 2017, EZZ de la india (Océano Indico), la concentración más baja del Cu estaría reflejada en el estudio de Hassan-Youssef, 2006 para la especie *S. cretense* con una concentración de 0.1 mg/kg, en el Mar Mediterráneo (Egipto).

El Fe presenta en el estudio realizado por Rushinadha y Screedha en el 2017, en EZZ de la India (océano Indico), donde su máxima concentración es de 49.80 mg/kg, para la especie *B. splendens*. También cabe destacar las elevadas concentraciones en el océano Pacífico, en el primer estudio, China, realizado por Jingxi. Li, 2017 con 19.160 mg/kg para la especie *H. cruentatus*. Y en el estudio realizado por Ajeeshkumar et al., 2015 en el Golfo de Mannar, La India, para la especie *Pseudobalistes flavomarginatus* con una concentración total de 20.26 mg/kg. Las concentraciones más bajas están presentes en nuestro estudio.

En cuanto al Ni, las concentraciones más elevadas están presentes en el estudio realizado por Hassan-Youssef en el año 2006, en el Mar Mediterráneo (Egipto) con 1.23 mg/kg para la especie *S. cabrilla* y 1.34 mg/kg para la especie *S. cretense*. La concentración más baja para el Ni está presente en el estudio realizado en Girona, España (Mar Mediterráneo) por Ragonnet. M, 2018 con 0.0285 mg/kg para la especie *D. sargus cadenati*. El V presenta la concentración más elevada con un 5.9 mg/kg en el Océano Pacífico, en la Isla de Raine, Australia. Realizado por Rayment y Barry en el año 2000, para la especie *P. flavomarginatus*, siendo las concentraciones más bajas las de nuestro estudio. Por último, en cuanto al Zn, las concentraciones más elevadas con diferencia son las reflejadas en primer lugar, en el estudio de Rushinadha y Screedha, 2017 (Isla de Raine, Australia, Océano Pacífico) para la especie

B. splendens con un total de 28.31 mg/kg. Y, en segundo lugar, en el estudio de Vázquez et al., 2001 (Golfo de México, Océano Atlántico) para la especie *B. caprisicus* con un total de 24 mg/kg. La concentración más baja está presentada en el estudio realizado por Mohamed-Abdallah, 2007 (Egipto, Mar Mediterráneo) con un máximo de 3.9 mg/kg para la especie *S. cretense*.

4.5. Consideraciones sobre la ingesta diaria admisible y la ingesta diaria recomendada.

Atendiendo a las recomendaciones de AESAN (Agencia Española de Seguridad Alimentaria y Nutrición) sobre el consumo de pescado a lo largo de la semana (entre 3 y 4 raciones de 150 gramos) y teniendo en cuenta los valores de Ingestas Diarias Recomendadas (IDRs) e Ingestas Diarias Admisibles (IDAs) (FESNAD, 2010) se han elaborado las tablas 10 y 11 donde se presenta tanto la evaluación del riesgo tóxico como la evaluación nutricional para metales pesados tóxicos, macroelementos, microelementos y elementos traza, según corresponda.

4.5.1. Evaluación del riesgo tóxico.

Para la realización de la evaluación del riesgo tóxico, se ha estimado como ingesta adecuada de las tres especies del estudio, cuatro raciones de 150 gramos cada una a lo largo de la semana. En la tabla 10 se muestra la ingesta diaria estimada de cada metal para la especie del estudio (IDE), además del cálculo del Margen de Seguridad (MoS). En cuanto al margen de seguridad, este debe dar un valor inferior a 1 para que no exista riesgo por ingesta de metales debido al consumo de pescado tanto en hombres como en mujeres, y por último la ingesta máxima, expresada en gramos que se podría consumir diariamente sin que existiera riesgo tóxico por el consumo de estas especies marinas.

Los metales que se presentan en esta tabla (tabla 10) son los que tienen fijadas IDAs (Al, Cd, Pb, B, Ba, Sr y Ni).

Tabla 10. Valores promedio de ingesta diaria estimada (IDE), margen de seguridad (MoS) e ingesta máxima tolerable expresada en gramos, para cada metal tóxico separados por especies.

		IDE (mg / día)	MoS		Ingesta máxima tolerable (gr)	
			Hombres	Mujeres	Hombres	Mujeres
<i>Balistes caprisucus</i>	Al	0,551	0,008	0,009	10886	9331
	Cd	0,007	0,004	0,005	21875	18750
	Pb	0,045	0,002	0,003	39623	33962
	B	0,060	0,005	0,006	17000	14571
	Ba	0,036	0,001	0,001	2333333	2000000
	Sr	0,145	0,001	0,001	5798817	4970414
	Ni	0,008	0,001	0,001	1197778	1026667
<i>Canthidermis sufflamen</i>	Al	0,858	0,012	0,014	6993	5994
	Cd	0,003	0,001	0,002	58333	50000
	Pb	0,032	0,002	0,002	56757	48649
	B	0,021	0,002	0,002	47600	40800
	Ba	0,063	0,001	0,000	1342466	1150685
	Sr	0,248	0,001	0,000	3391003	2906574
	Ni	0,044	0,001	0,000	211373	181176
<i>Heteropriacanthus cruentatus</i>	Al	0,416	0,006	0,007	14433	12371
	Cd	0,002	0,001	0,001	87500	75000
	Pb	0,034	0,002	0,002	52500	45000
	B	0,027	0,002	0,003	38387	32903
	Ba	0,034	0,001	0,001	2450000	2100000
	Sr	0,370	0,001	0,001	2268519	1944444
	Ni	0,007	0,001	0,001	1347500	1155000

Tal y como podemos observar en la tabla 10, no existe ningún metal que supere o se acerque a 1 en cuanto al MoS, hecho que pone de manifiesto que no existe riesgo tóxico para la salud humana, ya que, ninguno de los metales supera la IDA establecidas por la Autoridad Europea de Seguridad Alimentaria (EFSA) con respecto al consumo de estas especies, siguiendo las pautas de consumo recomendadas.

4.5.2. Evaluación nutricional de macroelementos, microelementos y elementos traza.

En la tabla 11, se muestran los resultados de la ingesta diaria estimada (IDE) de los metales debido al consumo de las especies del estudio, la ingesta diaria recomendada expresada en gramos y el porcentaje del aporte semanal de cada macroelemento, microelemento y elementos trazas, tanto para hombre como para mujer a esa IDR.

Los metales estudiados en esta tabla son, el Ca, K, Mg, Na, Cr, Cu, Fe, Mn, Mo, Zn y de nuevo el Sr (este metal se le ha fijado tanto IDA como IDR).

Los metales que no se reflejan en las dos tablas anteriormente citadas, como son el Co, Li y V no se han incluido puesto que no se encuentran fijados los índices IDR e IDA por la FESNAD.

Tabla 11. Valores promedio de ingesta diaria estimada (IDE), ingesta recomendada expresada en gramos y el porcentaje diario para macroelementos, microelementos y elementos traza por especie.

		IDE (mg / día)	Ingesta recomendada (gr)		% Aporte diario	
			Hombres	Mujeres	Hombres	Mujeres
<i>Balistes capriscus</i>	Ca	23,331	3306	3306	2,59	2,59
	K	226,225	1330	1330	6,45	6,45
	Mg	19,053	1575	1125	5,44	7,62
	Na	93,903	1095	1095	7,83	7,83
	Cr	0,023	130	93	66,12	92,57
	Cu	0,073	1294	1294	6,62	6,62
	Fe	0,424	1818	3838	4,71	2,23
	Mn	0,027	7188	5625	1,19	1,52
	Mo	0,012	321	321	26,67	26,67
	Sr	0,145	82840	82840	0,10	0,10
	Zn	0,358	2273	1675	3,77	5,12
<i>Canthidermis sufflamen</i>	Ca	147,378	523	523	16,38	16,38
	K	237,267	1268	1268	6,76	6,76
	Mg	17,752	1690	1207	5,07	7,10
	Na	98,390	1045	1045	8,20	8,20
	Cr	0,012	250	179	34,29	48,00
	Cu	0,105	894	894	9,58	9,58
	Fe	0,306	2521	5322	3,40	1,61
	Mn	0,029	6765	5294	1,27	1,62
	Mo	0,001	4500	4500	1,90	1,90
	Sr	0,248	48443	48443	0,18	0,18
	Zn	0,630	1293	952	6,63	9,00
<i>Heteropriacanthus cruentatus</i>	Ca	197,567	390	390	21,95	21,95
	K	217,986	1380	1380	6,21	6,21
	Mg	23,023	1303	931	6,58	9,21
	Na	107,766	954	954	8,98	8,98
	Cr	0,027	113	81	75,92	106,29
	Cu	0,106	887	887	9,66	9,66
	Fe	0,255	3020	6376	2,84	1,34
	Mn	0,025	7931	6207	1,08	1,38
	Mo	0,002	2250	2250	3,81	3,81
	Sr	0,370	32407	32407	0,26	0,26
	Zn	0,469	1737	1280	4,94	6,70

Tras observar la tabla 11, se puede ver que ninguno de los metales exceptuando el Cr, llega a cubrir la ingesta diaria recomendada (IDR) con las raciones propuestas. Los siguientes metales suponen un aporte considerable diario a dicho índice.

- El molibdeno, tras consumir una ración de 150 gramos de *Balistes capriscus*, el aporte diario estaría en los 26,67 % tanto para los hombres como para las mujeres.
- El calcio vez nos aportaría un 16,38 % tanto para hombres y mujeres en el consumo de *Canthidermis sufflamen* y un 21,95 % en el consumo de *Heteropriacanthus cruentatus*.
- El cromo es el metal de mayor aporte a la IDR tras consumir los 150 gramos de nuestras tres especies de peces del estudio. En cuanto al *B. capriscus*, nos aportaría un 66,12 % en hombres y hasta un 92,57 % en mujeres. Tras el consumo de *C. sufflamen* el aporte diario estaría entre 34,29 % y 48 % para hombres y mujeres respectivamente. Por último, tras consumir lo recomendado de *H. cruentatus*, el aporte diario de cromo llegará a los 75,92 % en hombres y un 106,29 % en mujeres. Siendo el metal más rico en las tres especies del estudio.

Por lo que una vez realizado el estudio y bajo las condiciones establecidas en cuanto al consumo de pescado diario/semanal, propuesta por AESAN, no existiría ningún tipo de riesgo tóxico tras la ingesta de *B. capriscus*, *C. sufflamen* y *H. cruentatus*.

5. Conclusiones.

1. Las concentraciones de los distintos metales pesados tóxicos (Al, Pb y Cd) en el tejido muscular de las tres especies del estudio, *H. cruentatus*, *B. capriscus* y *C. sufflamen*, se encuentran dentro de lo establecido en el marco legal de la Unión Europea, Reglamento (CE) 1881/2006 de la Comisión del 19 de diciembre de 2006. Tratándose de especies aptas para el consumo humano.
2. En cuanto a las concentraciones de los macroelementos (Ca, K, Mg y Na) en el tejido muscular de las tres especies del estudio, *H. cruentatus*, *B. capriscus* y *C. sufflamen*. Se mantienen en el mismo rango, aunque cabe destacar el caso del Ca, que presenta una baja concentración para la especie *B. capriscus* ($272,20 \pm 265,67$ mg/kg).
3. Para las concentraciones de los microelementos (B, Ba, Co, Cr, Fe, Li, Mn, Mo, Ni, Sr, V y Zn) en el tejido muscular de las tres especies del estudio, *H. cruentatus*, *B. capriscus* y *C. sufflamen*. No existen concentraciones que salgan del rango medio en las tres especies del estudio.
4. No se encontraron diferencias significativas entre las tres especies del estudio para los metales Ba, Ca, Cr, Cd, Co, K, Li, Mo, Ni, Pb, Sr y V, en el tejido muscular. Sin embargo, si existen diferencias significativas para los metales B, Cu, Fe, Mg y Mn. Se determinó que no existe ningún tipo de riesgo tóxico tras la ingesta de *B. capriscus*, *C. sufflamen* y *H. cruentatus*.
5. Respecto a la evaluación del aporte a las IDAs de los metales, no existe un riesgo evidente en cuanto al consumo de las tres especies para los metales estudiados ya que habría que consumir una gran cantidad de estas especies semanalmente (más de 6 kg en el peor de los casos) para que hubiera riesgo por la ingesta de estos metales.
6. En cuanto al aporte nutricional, los metales que mayor aporte a las IDRs registran son:
 - El molibdeno en la especie *Balistes capriscus* con un aporte del 26,67% de la IDR tras consumir una ración diaria de 150 gramos.
 - El calcio en las especies *Canthidermis sufflamen* y *Heteropriacanthus cruentatus* con un aporte del 16,38 % y 21,95%, respectivamente.
 - El cromo es el metal de mayor aporte a la IDR que se genera tras consumir los 150 gramos de nuestras tres especies de peces del estudio. Siendo para *B. capriscus* de un 66,12 % en hombres y 92,57 % en mujeres. Para *C. sufflamen* 34,29 % y 48 % para hombres y mujeres respectivamente y para *H. cruentatus* de un 75,92 % en hombres y un 106,29 % en mujeres.

5.1. Conclusions.

1. The concentrations of the different toxic heavy metals (Al, Pb & Cd) in the muscle tissue of the three species of the study, *H. cruentatus*, *B. capriscus* y *C. sufflamen*, falls inside the limits determined in the legal framework of the European Union, Regulation (CE) 1881/2006 of the Commission of December 19th of 2006. In the case of species suitable for human consumption.
2. Regarding the concentrations of the macroelements (Ca, K, Mg & Na) in the muscle tissue of the three species of the study, *H. cruentatus*, *B. capriscus* y *C. sufflamen*. They remain inside the parameters, although it is worth noting the case of calcium, which presents a low concentration for the *B. capriscus* species ($272,20 \pm 265,67$ mg/kg).
3. Regarding the concentrations of the microelements (B, Ba, Co, Cr, Fe, Li, Mn, Mo, Ni, Sr, V & Zn) in the muscle tissue of the three species of the study, *H. cruentatus*, *B. capriscus* y *C. sufflamen*. There are not any concentrations that diverge from the normal range in the three species.
4. There were no significant differences found in the three species of the study for the following metals: Ba, Ca, Cr, Cd, Co, K, Li, Mo, Ni, Pb, Sr & V, in the muscle tissue. However, significant differences were found for metals B, Cu, Fe, Mg & Mn. It was determined that there is no type of toxic risk after the ingestion of *B. capriscus*, *C. sufflamen*, and *H. cruentatus*.
5. In regards of the evaluation of the input of the IDA's of the metals, there is no evident risk regarding the consumption of the three species for the studied metals, since it would be necessary to consume a large quantity of these species weekly (more than 6 kg in the worst-case scenario) so that there would be a risk due to the ingestion of these metals.
6. Regarding the nutritional contribution, the metals with the higher IDR's contribution are:
 - The molybdenum in the *B. capriscus* specie, with a contribution of the 26,67% of the IDR after consuming a daily ration of 150 grams.
 - The calcium in the *C. sufflamen* & *H. cruentatus* species with a contribution of the 16,38% and 21,95%, respectively.
 - Chromium is the metal with the highest contribution to the RDI that is generated after consuming the 150 grams of our three species of fish in the study. The contribution being for *B. capriscus* 66.12% in men and 92.57% in women, for *C. sufflamen* between 34.29% and 48% for men and women, and lastly, for *H. cruentatus* 75.92% in men and 106.29% in women.

6. Bibliografía.

- Abdel-Baki AS, Dkhil MA, & Al-Quraishy S (2011). Bioaccumulation of some heavy metals in tilapia fish relevant to their concentration in water and sediment of Wadi Hanifah, Saudi Arabia. *African Journal of Biotechnology* 10: 2541–2547.
- Afonso A (2014). Estudio del contenido de metales pesados tóxicos (Cd, Pb), traza y esenciales (Al, B, Ba, Co, Cu, Cr, Fe, Li, Mn, Mo, Ni, Sr, V y Zn), y macronutrientes (Ca, K, Mg y Na) en peces litorales de la costa Norte de Gran Canaria. Tesis doctoral. Universidad de La Laguna, España.
- Afonso, P., F.M. Porteiro, R.S. Santos, J.P. Barreiros, J. Worms and P. Wirtz, (1999). Coastal marine fishes of São Tomé Island (Gulf of Guinea). *Arquipélago* 17(A):65-92.
- Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades. (ATSDR)., (2007). *Reseña Toxicológica del Bario y Compuestos de Bario (versión actualizada) (en inglés)*. Atlanta, GA: Departamento de Salud y Servicios Humanos de EE. UU., Servicio de Salud Pública.
- Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades (ATSDR). (2008). *Reseña Toxicológica del Aluminio (en inglés)*. Atlanta, GA: Departamento de Salud y Servicios Humanos de EE. UU., Servicio de Salud Pública.
- ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry) (2007). *Toxicological profile for Lead*. Atlanta, GA: US Department of Health and Human Services, Public Health Service.
- ASTER (1994). *ASTER (Assessment Tools for the Evaluation of Risk) ecotoxicity profile*. Duluth, MN: Environmental Research Laboratory, U.S. Environmental Protection Agency.
- Áviles, U.T. (2016). *Análisis de la concentración de metales pesados arsénico, cobre, plomo y estaño presentes en jugo naranja*. Tesis en Bioquímica y Farmacia. Universidad Técnica de Machala. Ecuador.
- Barceloux DG (1999c). Nickel. *Clin Toxicol* 37(2): 239-258.
- Barrera, E.A.L. y Gonzalez, R.G.B. (2014). ¿Peces con metales tóxicos en nuestra mesa? *La Timonera*. 22:56-59.
- Bermeo, A.S. (2018). *Determinación toxicológica y biosorción de aluminio en aguas residuales de la industria cerámica*. Tesis en Toxicología Industrial y Ambiental. Universidad de Cuenca. Ecuador.
- Berntssen, M.H., Maage, A. y Lundebye, A.K. (2017). Chapter 20-Chemical Contamination of Finfish with Organic Pollutants and Metals. In “Chemical Contaminants and Residues in Food (Second edition)”. Edited by Dieter Schrenk and Alexander Cartus. 517-551. Cambridge. England.
- Betancourt, G.S. (2017). *Determinación de hierro y zinc en diferentes especies de pescados de la costa ecuatoriana por espectrofotometría de absorción atómica de llama*. Tesis en Ciencias Químicas. Pontificia Universidad Católica del Ecuador. Ecuador.
- Bodin, N., Lesperance, D., Albert, R., Hollanda, S., Michaud, P., Degroote, M., Churlaud, C. y Bustamante, P. (2017). Trace elements in oceanic pelagic communities in the western Indian Ocean. *Chemosphere*. 174:354-362.
- Bondy SC, Cambell A (2001). Oxidative and inflammatory properties of aluminium: possible relevance in Alzheimer’s disease. In: Exley, C. (Ed.), *Aluminium and Alzheimer’s Disease. The Science that Describes the Link*, Elsevier, Amsterdam, pp. 311–321.
- Boletín Oficial de Canarias (según el Orden Ministerial de 24 de enero de 1996 (B.O.E. núm. 30 de 3 febrero de 1996) y Decreto 30 /1996 de 16 de febrero (B.O.C. núm. 31 de 11 de marzo).

- Brugman L (1988). Some peculiarities of the trace-metal distribution in Baltic waters and sediments. *Mar Chem* 23: 425-440.
- Bruland K (2013). Values for the SAFe and North Atlantic GEOTRACES Reference Samples. <http://www.es.ucsc.edu/~kbruland/GeotracesSaFe/kwbGeotracesSaFe.html>.
- Burton RF (1973). The significance of ionic concentrations in the internal media of animals. *Biol Rev* 48: 195-23.
- Bury NR, Walker PA, and Glover CN (2003). Nutritive metal uptake in teleost fish. *Journal of Experimental Biology* 206: 11–23.
- Butterwick L, de Oude N, Raymond K (1989). Safety assessment of boron in aquatic and terrestrial environments. *Ecotoxicol Environ Safety* 17: 339-371.
- Caballero, J.M., Tejera, R.L., Caballero, A., Rubio, C., González-Weller, D., Gutiérrez, A.J. y Hardisson, A. (2014). Composición mineral de los distintos tipos de gofio canario: factores que afectan a la presencia de Na, K, Mg, Ca, Mn, Fe, Cu y Zn. *Nutrición Hospitalaria*. 29:687-694.
- Canli, M., Atli, G., (2003). The relationships between heavy metal (Cd, Cr, Cu, Fe, Pb, Zn) levels and the size of six Mediterranean fish species. *Environ. Pollut.* 121, 129e136. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(02\)00194-X](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(02)00194-X).
- Canli M, Furness RW. Toxicity of heavy metals dissolved in seawater and influences of sex and size on metal accumulation and tissue distribution in the Norway lobster *Nephrops norvegicus*. *Mar. Environ. Res.* (1993); 36: 217-236.
- Canpotat y Calta, 2003 Canpotat, O. and Calta, M. (2003). Heavy metals in some tissues and organs of *Capoeta capoeta umbla* (Heyckeli 1843) fish species in relation to body size, age, sex and seasons. *Fresenius Environmental Bulletin* 12: 961–966.
- Chesters JK (1991). Trace element-gene interactions with particular reference to zinc. *Proc Nutr Sot* 50: 123-129.
- Claudet, J., C.W. Osenberg, L. Benedetti Cecchi, P. Domenici, J.A. García Charton, Á. Pérez Ruzafa, F. Badalamenti, J. Bayle Sempere, A. Brito, F. Bulleri, J. M. Culioli, M. Dimech, J.M. Falcón, I. Guala, M. Milazzo, J. Sánchez Meca, P.J. Somerfield, B. Stobart, F. Vandeperre, C. Valle & S. Planes (2008). Marine reserves: size and age do matter. *Ecology Letters* 11: 481-489.
- Clemente, S., JC, H., Rodríguez, A., Brito, A., (2010). Identifying keystone predators and the importance of preserving functional diversity in sublittoral rocky-bottom areas. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 413, 55e67.
- Coğun HY, Yüzereroğlu TA, Firat O, Gök G, Kargin F (2006). Metal concentrations in fish species from the northeast Mediterranean Sea. *Environ Monit Asses* 121: 431-438.
- Cuadrado Vives, M.C. (1995). Ingesta de contaminantes –metales pesados- y nutrientes potencialmente tóxicos vía dieta total en Andalucía, Galicia, Madrid y Valencia. Tesis Doctoral. Universidad Complutense de Madrid, Departamento de Nutrición, Facultad de Farmacia. España.
- Dammann, A.E., (1969). Study of the fisheries potential of the Virgin Islands. Special Report. Contribution No. 1. Virgin Islands Ecological Research Station.
- Darwish AM, Griffin DL, Straus DL, Mitchell AJ (2002). Histological and hematological evaluation of potassium permanganate exposure in channel catfish. *Journal of Aquatic Animal Health* 14: 134–144.
- Delgado CL., Wada N., Rosegrant MW., Meijer S., Ahmed M. (2003). Fish to 2020. Supply and Demand in Changing Global Markets. World Fish Center Technical Report 62. International Food Policy Research

Institute and World Fish Center. International Food Policy Research Institute, Washington, D.C. & World Fish Center Penang, Malaysia. 236p.

- Demayo A (1986). Elements in sea water. In: Weast RD, ed. CRC Handbook of Chemistry and Physics. Boca Raton, FL: CRC Press, Inc. FL: F-148.
- Edwards, A., (1990). Fish and fisheries of Saint Helena Island. Centre for Tropical Coastal Management Studies, University of Newcastle upon Tyne, England.
- EFSA (European Food Safety Authority) (2010). Panel on Contaminants in the Food Chain (CONTAM). EFSA Journal 8(4): 1570 [151 pp.].
- EFSA (European Food Safety Authority) (2006). Tolerable upper intake levels for vitamins and minerals. <http://www.efsa.europa.eu/en/ndatopics/docs/ndatolerableuil.pdf>.
- EPA (US Environmental Protection Agency) (1980). Ambient water quality criteria for chromium. Washington, DC: Office of Water Regulations and Standards, Criteria and Standards Division, U.S. EPA440580035.
- EPA (US Environmental Protection Agency) (1984). Health assessment document for chromium. Research Triangle Park, NC: Environmental Assessment and Criteria Office, U.S. EPA600883014F.
- Establier R (1975). Contenido de mercurio en anguilas (*Anguilla anguilla*) de la desembocadura del río Guadalquivir y esteros de las salinas de la zona de Cádiz. Investigación Pesquera 39 (1): 249–255.
- Farkas A, Salanki J, Specziar A (2002). Relation between growth and the heavy metal concentration in organs of bream, *Abramis brama* L. populating Lake Balaton. Arch Environ Contam Toxicol 43(2): 236-243.
- FESNAD (2010). Ingestas Dietéticas de Referencia (IDR) para la Población Española, 2010. Act Diet 14(4): 196-197.
- Figueiredo, J.L. and N.A. Menezes, (2000). Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. VI. Teleostei (5). Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo. Brazil. 116 p.
- Figueiredo, I., Natário, I., (2013). Modelling the dynamics of the deepwater shark *Centroscyrmnus coelolepis* off mainland Portugal. Aquat. Living Resour. 364, 355e364. <https://doi.org/10.1051/alr/2013064>.
- Fischer, W., I. Sousa, C. Silva, A. de Freitas, J.M. Poutiers, W. Schneider, T.C. Borges, J.P. Feral and A. Massinga, (1990). Fichas FAO de identificação de espécies para actividades de pesca. Guia de campo das espécies comerciais marinhas e de águas salobras de Moçambique. Publicação preparada em colaboração com o Instituto de Investigação Pesqueira de Moçambique, com financiamento do Projecto PNUD/FAO MOZ/86/030 e de NORAD. Roma, FAO. 1990. 424 p.
- Fitch, J.E. and S.A. Schultz, (1978). Some rare occurrences of fishes off California and Baja California. Calif. Fish Game 64(2):74-92.
- Flik G, Verboost PM, & Wendelaar Bonga SE (1995). Calcium transport processes in fishes. In: Wood CM, & Shuttleworth TJ (Eds.). Cellular and Molecular Approaches to Fish Ionic Regulation. San Diego, Academic Press, pp350.
- França, Maria JG, Paiva JTR, Carvalho S, Miashiro L, Lombardi JV (2011). Toxicity of the therapeutic potassium permanganate to tilapia *Oreochromis niloticus* and to non target organisms *Ceriodaphnia dubia* (microcrustacean cladocera) and *Pseudokirchneriella subcapitata* (green microalgae). Aquaculture, Volumes 322–323: 249-254.
- Friday GP (1996). Radiological bioconcentration factors for aquatic terrestrial and wetland ecosystems at the Savannah River site. Aiken, SC: U.S. Department of Energy. DE-AC09-89SR18035. WSRC-TR96-0231.

- Galar-Martínez M, Gómez-Olivá LM, Amaya-Chávez A, Razo-Estrada AC, García Medina S (2010). Oxidative stress induced on *Cyprinus carpio* by contaminants present in the water and sediment of Madín reservoir. *Journal Environ Sci Health, Part A* 45: 875–882.
- Gasparini, J.L. and S.R. Floeter, (2001). The shore fishes of Trindade Island, western South Atlantic. *J. Nat. Hist.* 35:1639-1656.
- Gerhardt. (2002). IRONMENTAL MONITORING – Vol. I – Bioindicator Species and Their Use in Biomonitoring – A.Gerhardt@Encyclopedia of Life Support Systems (EOLSS) BIOINDICATOR SPECIES AND THEIR USE IN BIOMONITORING.
- Ghosh SR (1975). Preliminary observation on the effect of cobalt on the survival and growth of *Mugil parsia*. *Bamidgeh* 27: 110-111.
- González, G.L. (2014). Metales esenciales y tóxicos en papas antiguas, papas importadas y otros tubérculos comercializados en la isla de Tenerife: Evaluación toxicológica. Tesis en Toxicología. Universidad de La Laguna. España.
- Gracia, J. (2010). Estudio de contaminantes orgánicos y metales pesados en las costas de Gran Canaria. Tesis Doctoral. Departamento de Ingeniería de Procesos, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, España.
- Guidetti, P. (2007). Predator diversity and density affect levels of predation upon strongly interactive species in temperate rocky reefs. *Oecologia* 154: 513-520.
- Gulson, B.L. (2008). Stable lead isotopes in environmental health with emphasis on human investigations. *Science of The total Environment* 400: 75-92.
- Gutiérrez, A.J. (2005). Estudio del contenido de metales pesados tóxicos y esenciales en especies de moluscos enlatados de consumo habitual en la isla de Tenerife. Tesis Doctoral. Departamento de Biología Animal, Universidad de La Laguna, España.
- Halliwell D, Turoczy N, and Stagnitti F (2000). Lead concentrations in *Eucalyptus sp.* In a small coastal town. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 65: 583-590.
- Halpern, B.S. (2003) The impact of marine reserves: Do reserves work and does size matter? *Ecological Applications* 13:117-137.
- Harmelin-Vivien, M.L.; Quéro, J.-C. (1990). Balistidae. p. 1055-1060. In J.C. Quero, J.C. Hureau, C. Karrer, A. Post and L. Saldanha (eds.) Check-list of the fishes of the eastern tropical Atlantic (CLOFETA). JNICT, Lisbon; SEI, Paris; and UNESCO, Paris. Vol. 2.
- Hamilton SJ, and Buhl KJ (1990). Acute toxicity of boron, molybdenum and selenium to fry of Chinook salmon and coho salmon. *Arch Environ Contam Toxicol* 19: 366-373.
- Heemstra, P.C., (1986). Priacanthidae. p. 544-546. In M.M. Smith and P.C. Heemstra (eds.) *Smiths' sea fishes*. Springer-Verlag, Berlin.
- Helmers E, Schrems O (1995). Wet deposition of metals to the tropical north and the South Atlantic Ocean. *Atmos Environ* 29: 2475-2484.
- Hernández, C. (2014). Estudio de acumulación de metales pesados en los sedimentos de jaulas de peces de crianza y en puertos de la isla de Tenerife. Tesis Doctoral. Universidad de La Laguna, España. Servicio de Publicaciones.
- Hill CH, and Matrone G (1970). Chemical parameters in the study of in vivo and in vitro interactions of transition elements. *Fed Proc* 29: 1474-1481.

- Holmes WNH, Donaldson EM (1969). The body compartments and the distribution of electrolytes. In: Hoar, W.S.; Randall, D.J., eds. Vol. 1. Fish Physiology. London: Academic Press; 1969: 1-89.
- Howe PD, Malcolm HM, Dobson S (2004). Manganese and its compounds: environmental aspects. United Nations Environment Programme, Geneva: International Labour Organization and World Health Organization.
- Hydes DJ, de Lange GJ, de Baar HJW (1988). Dissolved aluminum in the Mediterranean. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 52 (8): 2107–2114.
- IGFA, (2001). Database of IGFA angling records until 2001. IGFA, Fort Lauderdale, USA.
- Jakimska, A., Konieczka, P., Skóra, K. y Namieśnik, J. (2011). Bioaccumulation of Metals in Tissues of Marine Animals, Part II: Metal Concentrations in Animal Tissues. *Polish Journal of Environmental Studies*. 20:1117-1125.
- Jaramillo, A.M. (2010). Estudio de la biología trófica de cinco especies de peces bentónicos de la costa de Cullera. Relaciones con la acumulación de metales pesados. Tesis en Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente. Universidad Politécnica de Valencia. España.
- Jeandel C, Tachikawa K, Bory A, Dehairs C (2000). Biogenic barium in suspended and trapped material as a tracer of export production in the tropical NE Atlantic (EUMELI sites). *Marine Chemistry* 71: 125–142.
- Jiménez Prado, P. and P. Béarez, (2004). Peces Marinos del Ecuador continental. Tomo 2: Guía de Especies / Marine fishes of continental Ecuador. Volume 2: Species Guide. SIMBIOE/NAZCA/IFEA.
- Kashiwada K, Teshima S, and Kanazawa A (1970). Studies on the production of B vitamins by intestinal bacteria of fish-V. Evidence of the production of vitamin B12 by microorganisms in the intestinal canal of carp *Cyprinus carpio*. *Nippon Suisan Gakkaishi* 36: 421-424.
- Kojadinovic, J., Potier, M., Le Corre, M., Cosson, R.P. y Bustamante, P. (2007). Bioaccumulation of trace elements in pelagic fish from the Western Indian Ocean. *Environmental pollution*. 146:548-566.
- Kuykendal JR, Kerger BD, Jarvi EJ, Cobett GE, Paustenbach DJ (1996). Measurement of DNA-protein cross-links in human leukocytes following acute ingestion of chromium in drinking water. *Carcinogenesis* 17: 1971-1977.
- Kwaansa-Ansah et al., (2018) Kwaansa-Ansah, E.E., Nti, S.O. y Opoku, F. (2018). Heavy metals concentration and human health risk assessment in seven commercial fish species from Asafo Market, Ghana. *Food Science and Biotechnology*. 27:1-11.
- Lall SP (2002). The minerals, In: Halver JE, Hardy RW (Eds.), Fish Nutrition, 3rd edition. Academic Press Inc., San Diego, 259–308.
- Leal, P.P., Hurd, C.L., Sander, S.G., Armstrong, E., Fernández, P.A., Suhrhoff, T.J., Roleda, M.Y., (2018). Copper pollution exacerbates the effects of ocean acidification and warming on kelp microscopic early life stages. *Sci. Rep.* 8, 14763. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-32899-w>.
- Lenntech (2007). Lithium and water: reaction mechanisms, environmental impact and health effects., vol. 2011, Rotterdamseweg, Delft, Zuid-Holland, The Netherlands: Lenntech- Water treatment solutions.
- Lieske, E. and R. Myers, (1994). Collins Pocket Guide. Coral reef fishes. Indo-Pacific & Caribbean including the Red Sea. Haper Collins Publishers, 400 p.
- Linde AR, Sanchez-Galan S, Izquierdo JI, Arribas P, Maranon E, Garcya-Vazquez E. Brown Trout as biomonitor of heavy metal pollution: effect of age on the reliability of the assessment. *Ecotox. Environ. Safe*. 1998; 40: 120-125.

- Liu, J., Zapfe, G., Shao, K.-T., Leis, J.L., Matsuura, K., Hardy, G., Liu, M. & Tyler, J. (2015). *Balistes capriscus* (errata version published in 2016). *The IUCN Red List of Threatened Species* 2015: e.T193736A97662794.
- Lloret, J., (2003). Condition, feeding and reproductive potential of white seabream *Diplodus sargus* as indicators of habitat quality and the effect of reserve protection in the northwestern Mediterranean. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 248, 197e208.
- Lozano, E., Gutiérrez, A., Lozano, G., Hardisson, A., y Rubio, C. (2016). Contenido de metales pesados y elementos traza en especies de camarones de la Isla de Tenerife. *Capitán*. Nº 28. I/2016 pp. 60-72.
- Lozano, G. (2010). Metales Pesados: Aportaciones al estudio toxicológico de especies y alimentos marinos en Las Islas Canarias. Tesis Doctoral. Departamento de Ciencias y Técnicas de Navegación, Universidad de La Laguna, España. West África. *An International Journal of Marine Sciences*. <https://doi.org/10.1007/s41208-019-00141-7>.
- Lozano G, Brito A, Hardisson A, Gutiérrez A, González-Weller D, Lozano IJ (2009). Content of Lead and Cadmium in Barred Hogfish, *Bodianus scrofa*, Island Grouper, *Mycteroperca fusca*, and Portuguese Dogfish, *Centroscymnus coelolepis*, from Canary Islands, Spain. *Bull Environ Contam Toxicol* 83: 591-594.
- Lozano-Bilbao, E., Clemente, S., Espinosa, J. M., Jurado-Ruzafa, A., Lozano, G., Raimundo, J., & Gutiérrez, Á. J. (2019). Inferring trophic groups of fish in the central-east Atlantic from eco-toxicological characterization. *Chemosphere*, 229, 247-255.
- Lozano, E., Gutiérrez, A., Lozano, G., Hardisson, A., y Rubio, C. (2016). Contenido de metales pesados y elementos traza en especies de camarones de la Isla de Tenerife. *Capitán*. Nº 28. I/2016 pp. 60-72.
- Lozano-Bilbao, E., Gutiérrez, Á.J., Hardisson, A., Rubio, C., González-Weller, D., Aguilar, N., Escánez, A., Espinosa, J.M., Canales, P. y Lozano, G. (2018). Influence of the submarine volcanic eruption off El Hierro (Canary Islands) on the mesopelagic cephalopod's metal content. *Marine pollution bulletin*. 129:474-479.
- Maraver, F., Vitoria, I., Ferreira-Pêgo, C., Armijo, F., & Salas-Salvadó, J. (2015). Magnesio en el agua de consumo público y aguas minerales naturales en España y su contribución en cubrir las necesidades nutricionales. *Nutrición hospitalaria*, 31(n05), 2297-2312.
- Martínez, C., Ros, G., Periago, M.J. y López, G. (1999). Biodisponibilidad del hierro en los alimentos. *Archivos Latinoamericanos de Nutrición*. 49:106-113.
- Martínez-Valverde I, Periago MJ, Santaella M, Ros G (2000). The content and nutritional significance of minerals on fish flesh in the presence and absence of bone. *Food Chemistry* 71: 503±509.
- McDonald DG, Wood CM (1981). Branchial and renal acid and ion fluxes in the rainbow trout, *Salmo gairdneri*, at low environmental pH. *J Exp Biol* 93: 101-118.
- McGeer JC, Brix KV, Skeaff JM, *et al.* (2003). Inverse relationship between bioconcentration factor and exposure concentration for metals: implications for hazard assessment of metals in the aquatic environment. *Environ Toxicol Chem* 22(5): 1017-1037.
- Measures CI, Brown MT, Vink S (2005). Dust deposition to the surface waters of the western and central North Pacific inferred from surface water dissolved aluminium concentrations. *Geochemistry Geophysics Geosystems* 6 (9): Q09-M03.
- Micheli, F., B.S. Halpern, L.W. Botsford & R.R. Warner (2004). Trajectories and correlates of community change in no take marine reserves. *Ecological Applications* 14: 1709-1723.
- Middag R, vanSlooten C, deBaar HJW, Laan P (2011). Dissolved aluminium in the Southern Ocean. *Deep-Sea Research II* 58: 2647–2660.

- Mishra AK, and Mohanty B (2008). Acute toxicity impacts of hexavalent chromium on behavior and histopathology of gill, kidney and liver of the freshwater fish, *Channa punctatus* (Bloch). *Environ Tox and Pharm* 26(2): 136-141.
- Muller FLL (1996). Interactions of copper lead and cadmium with the dissolved, colloidal, and particulate components of estuarine and coastal waters. *Mar Chem* 52 (3–4): 245–268.
- Muller FLL (1998). Colloid/solution partitioning of metal-selective organic ligands, and its relevance to Cu, Pb and Cd cycling in the firth of Clyde. *Estuar Coast Shelf Sci* 46 (3): 419-437.
- Murawski, S.A., S.E. Wigley, M.J. Fogarty, P.J. Rago & D.G. Mountain (2005). Effort distribution and catch patterns adjacent to temperate MPAs. *ICES Journal of Marine Science* 62: 1150-1167.
- Mundy, B.C., (2005). Checklist of the fishes of the Hawaiian Archipelago. *Bishop Mus. Bull. Zool.* (6):1-704.
- Muus, B.J. and J.G. Nielsen, (1999). Sea fish. *Scandinavian Fishing Yearbook*, Hedehusene, Denmark. 340 p.
- Myers, R.F., (1999). Micronesian reef fishes: a comprehensive guide to the coral reef fishes of Micronesia, 3rd revised and expanded edition. Coral Graphics, Barrigada, Guam. 330 p.
- Nriagu JO, Pacyna JM (1988). Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals. *Nature* 333: 134-139.
- Ogino C, and Yang GY (1980). Requirements of carp and rainbow trout for dietary manganese and copper. *Nippon Suisan Gakkaishi* 46: 455-458.
- Ong., M.C., Kamaruzaman, M.I., Siti Norhidayah, A. y Joseph, B. (2016). Trace Metal in Highly Commercial Fishes Caught Along Coastal Water Of Seitiu, Terengganu, Malaysia. *International Journal of Applied Chemistry*. 12(4): 773-784.
- OMS (Organización Mundial de la Salud). (2013). Directrices: Ingesta de Sodio en adultos y en niños. Geneva, Suiza.
- Orians KJ, Bruland KW (1986). The biogeochemistry of aluminum in the Pacific- Ocean. *Earth and Planetary Science Letters* 78 (4), 397–410.
- Palaniappan PLRM, and Karthikeyan S (2009). Bioaccumulation and depuration of chromium in the selected organs and whole-body tissues of freshwater fish *Cirrhinus mrigala* individually and in binary solutions with nickel. *Journal of Environmental Sciences* 21(2): 229-236.
- Paredes, C.E. (2016). Riesgo ecológico del sulfato de bario. Tesis en Ciencias Ambientales. Universidad Nacional Agraria La Molina. Perú.
- Payne JF, Andrews C, Fancey L, French B, Lee K (2011). Risks to fish associated with barium in drilling fluids and produced water: a chronic toxicity study with cunner (*Tautogolabrus adspersus*). In: Lee, K., Neff, J. (Eds.), *Produced Water: Environmental Risks and Advances in Mitigation Technologies*. Springer, New York: 401–417.
- Paytan A, Kastner M, Chavez FP (1996). Glacial to interglacial fluctuations in productivity in the equatorial Pacific as indicated by marine barite. *Science* 274: 1355–1357.
- Pinnegar, J.K., N.V.C. Polunin, P. Francour, F. Badalamenti, R. Chemello, M. L. Harmelin Vivien, B. Hereu, M. Milazzo, M. Zabala, G. D’anna & C. Pipitone (2000). Trophic cascades in benthic marine ecosystems: lessons for fisheries and protected area management. *Environmental Conservation* 27: 179-200.
- Perez-Benito JF (2006). Effects of chromium (VI) and vanadium (V) on the lifespan of fish. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology* 20(3): 161-170.

- Pérez-Ruzafa, Á., E. Martín, C. Marcos, J.M. Zamarro, B. Stobart, M. Harmelinvivién, S. Poltía, S. Planes, J.A. Garcíacharton & M. González Wangüemert (2008). Modelling spatial and temporal scales for spill over and biomass exportation from MPAs and their potential for fisheries enhancement *Journal for Nature Conservation* 16: 234-255.
- Perrault JR, Buchweitz JP, Lehner AF (2014). Essential, trace and toxic element concentrations in the liver of the world's largest bony fish, the ocean sunfish (*Mola mola*). *Marine Pollution Bulletin* 79: 348–353.
- Perwak J, Bysshe S, Goyer M, *et al.* (1980). An exposure and risk assessment for copper. Washington, DC: EPA. EPA-440/4-81-015.
- Pierron F, Normandeau E, Defo MA, Campbell PG, Bernatchez L, and Couture P (2011). Effects of chronic metal exposure on wild fish populations revealed by high through put cDNA sequencing. *Ecotoxicology* 20: 1388-1399.
- Polak-Juszczak L (2011). Impact of strontium on skeletal deformities in Baltic cod (*Gadus morhua callaris* L.). *Chemosphere* 83(4): 486-491.
- Poppi L, Zaccaroni A, Pasotto D, Dotto G, Marcer F, Scaravelli D, Mazzariol S (2012). Post-mortem investigations on a leatherback turtle *Dermochelys coriacea* stranded along the Northern Adriatic coastline. *Dis Aquat Org* 100: 71–76.
- Rahman, M.S., Molla, A.H. y Arafat, S.M.Y. (2010). Status of pollution around Dhaka export processing zone and its impact on Bangshi River water, Bangladesh. *Journal of Nature Science and Sustainable Technology*. 4:91–110.
- Raimundo J, Pereira P, Caetano M, Cabrita MT, Vale C (2011). Decrease of Zn, Cd and Pb concentrations in marine fish species over a decade as response to reduction of anthropogenic inputs: The example of Tagus estuary. *Marine Pollution Bulletin* 62(12): 2854-2858.
- Ramelow GJ, Webre CL, Mueller CS, *et al.* (1989). Variations of heavy metals and arsenic in fish and other organisms from the Calcasieu River and Lake, Louisiana. *Arch Environ Contam Toxicol* 18: 804-818.
- Randall, J.E., (1996). Caribbean reef fishes. Third Edition - revised and enlarged. T.F.H. Publications, Inc. Ltd., Hong Kong. 3rd ed. 368 p.
- Reilly C (2002). Metal Contamination of Food, third ed. Blackwell Science Ltd., USA.
- Reiner, F., (1996). Catálogo dos peixes do arquipélago de Cabo Verde. Publ. Avuls. Inst. Port. Invest. Mar. 2:339 p.
- Reyes, Y., Vergara, I., Torres, O., Lagos, M.D. y Jimenez, E.E.G. (2016). Contaminación por metales pesados: Implicaciones en salud, ambiente y seguridad alimentaria. *Ingeniería Investigación y Desarrollo: I2 + D*. 16(2):66-77.
- Roberts, D.A., Johnston, E.L., Poore, A.G.B., (2008). Contamination of marine biogenic habitats and effects upon associated epifauna. *Mar. Pollut. Bull.* 56, 1057e1065. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2008.03.003>.
- Robins, C.R., and G.C. Ray, (1986). A field guide to Atlantic coast fishes of North America. Houghton Mifflin Company, Boston, U.S.A. 354 p.
- Robinson J, Avenant-Oldewage A (1997). Chromium, copper, iron and manganese bioaccumulation in some organs and tissues of *Oreochromis mossambicus* from the mlower Olifants River, inside the Kruger National Park. *Water SA* 23(4): 387-403.
- Romeo M, Siau Y, Sidoumou Z, Gnassia-Barelli M. Heavy metal distribution in different fish species from the Mauritania coast. *Sci. Total Environ.* (1999); 232: 169-175

- Rondon-Barragán, I.S., Ramírez-Duarte, W.F., Barato, P. y Eslava-Mocha, P.R. (2007). Importancia del ciclo biogeoquímico del aluminio (Al) con relación con la acidez de los suelos en la producción piscícola y la salud pública ¿cuál sería el caso de la Orinoquia? *Orinoquia*. 11:81-94.
- Rouleau C, Tjälve H, Gottofrey J, Pelletier É (1995). Uptake, distribution and elimination of ⁵⁴Mn (II) in the brown trout (*Salmo trutta*). *Environ Toxicol Chem* 14: 483-490.
- Sala, E., Ballesteros, E., (1997). Partitioning of space and food resources by three fish of the genus *Diplodus* (Sparidae) in a Mediterranean rocky infralittoral ecosystem. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 152, 273e283.
- Sastry KV, Tyagi S (1982). Toxic effects of chromium in a freshwater teleost fish, *Channa punctatus*. *Toxicology Letters* 11(1-2): 17-21.
- Schmidt JA, Andren AW (1984). Deposition of airborne metals into the Great Lakes: An evaluation of past and present estimates. *Adv Environ Sci Technol* 14: 81-103.
- Schoderboeck L, Mühlegger S, Losert A, Gausterer C, Hornek R (2011). Effects assessment: Boron compounds in the aquatic environment. *Chemosphere* 82: 483-487.
- Schrauzer GN (2002). Lithium: occurrence, dietary intakes, nutritional essentiality. *Journal of the American College of Nutrition* 21: 14-21.
- Scott KC, & Latshaw JD (1993). Macro and micro mineral levels in the tissues of menhaden fish. *Journal of Aquatic Food Product Technology* 2(2): 51-61. http://dx.doi.org/10.1300/J030v02n02_04.
- Scott, W.B. and M.G. Scott, (1988). Atlantic fishes of Canada. *Can. Bull. Fish. Aquat. Sci.* 219:731 p.
- Seelig MS (1989). Cardiovascular consequences of magnesium deficiency and loss: pathogenesis, prevalence and manifestations magnesium and chloride loss in refractory potassium repletion. *Am J Cardiol* 63: 46-216.
- Sepe A, Ciaralli L, Ciprotti M, *et al.* (2003). Determination of cadmium, chromium, lead and vanadium in six fish species from the Adriatic Sea. *Food Addit Contam* 20(6): 543-552.
- Siebert C, Nägler TF, von Blanckenburg F, and Kramers JD (2003). Molybdenum isotope records as a potential new proxy for paleoceanography. *Earth Planet Sci Lett* 211: 159–171.
- Smith, C.L., (1997). National Audubon Society field guide to tropical marine fishes of the Caribbean, the Gulf of Mexico, Florida, the Bahamas, and Bermuda. Alfred A. Knopf, Inc., New York. 720 p.
- Smith-Vaniz, W.F., B.B. Collette, and B.E. Luckhurst, (1999). Fishes of Bermuda: history, zoogeography, annotated checklist, and identification keys. American Society of Ichthyologists and Herpetologists Special Publication No. 4. 424 p.
- Starnes, W.C., (1995). Priacanthidae. *Catalufas*. p. 1405-1408. In W. Fischer, F. Krupp, W. Schneider, C. Sommer, K.E. Carpenter and V. Niem (eds.) *Guía FAO para Identificación de Especies para los Fines de la Pesca. Pacífico Centro-Oriental*. 3 Vols. FAO, Rome.
- Steffens W (1989). *Principles of Fish Nutrition*, Ellis Horwood, Chichester, pp384.
- Tang D, Morel FM (2006). Distinguishing between cellular and Fe-oxide-associated trace elements in phytoplankton. *Mar Chem* 98: 18–30.
- Tariq J, Ashraf M, Jaffar M, Afzal M (1996). Pollution status of the Indus River, Pakistan, through heavy metal and macronutrient contents of fish, sediment and water. *Water Research* 30 (6): 1337-1344.
- Tokur B, Korkmaz K (2007). The effects of an iron-catalyzed oxidation system on lipids and proteins of dark muscle fish. *Food Chemistry* 104(2): 754-760.

- Toro, P.S. (2013). Determinación de los metales pesados Cobalto, Mercurio y Plomo en la represa Daule Peripa por medio del Espectrómetro de emisión atómica con fuente de Plasma de argón con Acoplamiento Inductivo. Tesis en Ingeniería Química. Universidad de Guayaquil. Ecuador.
- Tortonese, E., (1986). Balistidae. p. 1335-1337. In P.J.P. Whitehead, M.-L. Bauchot, J.-C. Hureau, J. Nielsen and E. Tortonese (eds.) Fishes of the North-eastern Atlantic and the Mediterranean. UNESCO, Paris. Vol. III.
- Türkmen A, Türkmen M, Tepe Y, Akyurt I (2005). Heavy metals in three commercially valuable fish species from İskenderun Bay, Northern East Mediterranean Sea. Turkey Food Chemistry 91: 167–172.
- Tuzen M, Soylak M. Determination of trace metals in canned fish marketed in Turkey. Food Chem. (2007); 101: 1378-1382.
- Van Zinderen Bakker, Jaworski JF (1980). Effects of vanadium in the Canadian environment. Ottawa, Canada: National Research Council Canada, Associate Committee Scientific Criteria for Environmental Quality, 1-94.
- Vargas Marcos, Francisco. (2015). La contaminación ambiental como factor determinante de la salud. *Revista Española de la Salud Pública*, 79(2), 117-127.
- Vargas, A. y Perea, Y.A. (2011). Determinación de la concentración letal media CL50-48, de Bario e Hidróxido de sodio, mediante bioensayos de toxicidad en un ecosistema, sobre *Daphnia magna*. Tesis en Ingeniería Ambiental y Sanitaria. Universidad de la Salle. Colombia.
- Vives, C.C. (1996). Ingesta de contaminantes-metales pesados- y nutrientes potencialmente tóxicos vía dieta total en Andalucía, Galicia, Madrid y Valencia. Tesis en Farmacia. Universidad Complutense de Madrid. España.
- Weaver CM, Peacock M, Martin BR, Plawecki KL, McCabe GP (1996). Calcium retention estimated from indicators of skeletal status in adolescent girls and young women. Am J Clin Nutr 64: 67-70.
- WHO (World Health Organization) (1989). Lead-Environmental Aspects. Environmental Health Criteria 85.
- WHO (World Health Organization) (1995). Environmental health criteria 165. Inorganic Lead. Lead. <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc165.htm>.
- WHO (World Health Organization) (2009). Boron in drinking-water, Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality. Geneva, World Health Organization (WHO/HSE/WSH/09.01/2).
- Wim, V., Isabelle, S., Stefan, D. y John, V. (2007). Consumer perception versus scientific evidence of farmed and wild fish: exploratory insights for Belgium. *Aquacult International*. 15: 121–136.
- Yilmaz AB, Sangün MK, Yaglioglu D, Turan C. Metals (major, essential to non-essential) composition of the different tissues of three demersal fish species from İskenderun Bay, Turkey. Food Chem. (2010); 123(2): 410–415.

Paginas Web:

- <https://www.iucnredlist.org/>
- <https://www.fishbase.in/search.php>
- <http://www.marinespecies.org/>
- <https://www.mapa.gob.es/es/pesca/temas/proteccion-recursos-pesqueros/reservas-marinas-de-espana/la-restinga/caracteristicas/>