

## BIOACUMULACIÓN DE METALES EN ALBURES EN LA ZONA DEL ESTUARIO DEL RÍO GUADALQUIVIR AFECTADA POR EL VERTIDO DE LA MINA DE COBRE LAS CRUCES

Jesús M. Castillo  
Catedrático de Ecología  
Departamento de Biología Vegetal y Ecología  
Universidad de Sevilla



José Manuel Guerra García  
Catedrático de Zoología  
Departamento de Zoología  
Universidad de Sevilla

Juan Miguel Miró Recio-Mensaque  
Investigador postdoctoral  
Departamento de Zoología  
Universidad de Sevilla

Carlos Granado Lorenzo  
Catedrático de Ecología  
Departamento de Biología Vegetal y Ecología  
Universidad de Sevilla

Andrés Rabadán Asensio  
Médico especialista en Epidemiología, Medicina Preventiva y Salud Pública

### RESUMEN

La **Mina de Cobre Las Cruces** viene vertiendo, desde finales de 2008, un máximo anual de 0.9 Hm<sup>3</sup> de agua con metales y metaloides potencialmente tóxicos al Estuario del Guadalquivir. Esto conlleva un vertido máximo anual de 360 kg de Zn, 90 kg de Ni, 45 kg de As, Cu y Pb, y 9 kg de Hg, entre otros metales y metaloides. Como demuestra un informe científico previo y dos artículos científicos publicados en una revista internacional de impacto, este vertido minero ha contaminado los sedimentos del Estuario del Guadalquivir con efectos ecotóxicos para la fauna acuática.

Este estudio analiza los datos del **seguimiento de la concentración de metales en peces** de la especie *Chelon ramada* (Risso, 1827) (albures) capturados en las inmediaciones del punto de vertido de la Mina de Cobre Las Cruces. La hipótesis principal de este estudio, basada en datos científicos previos, es que los peces capturados próximos a la zona de vertido podrían bioacumular altas cantidades de metales y metaloides en sus tejidos. Los datos utilizados en este estudio fueron proporcionados por la Junta de Andalucía y recabados por la Mina de Cobre las Cruces dentro del seguimiento ambiental incluido en la Autorización Ambiental Integrada que regula el proyecto minero.

Este estudio ha identificado **concentraciones relativamente elevadas de cromo y manganeso en 2020 y 2021, plomo desde 2020 a 2023, y selenio y zinc desde 2019 a 2023 en el tejido muscular de albures en la zona de vertido de la Mina de Cobre Las Cruces**. Las altas concentraciones registradas en muestras compuestas, producto de la mezcla de músculo de unos 6 ejemplares de albures, evidencian que la bioacumulación de metales podría estar ampliamente extendida en la población de esta especie. El tejido de músculo dorsal es el que bioacumula menos

metales en los albuces; registrándose los máximos en hígado y branquias. Además, el muestreo se realizó en individuos juveniles de albuces que acumularían menos que individuos adultos.

Este trabajo muestra **indicios de múltiples relaciones significativas entre las concentraciones de elementos bioacumulados en los albuces y sus concentraciones en los sedimentos estuarinos, que previamente se ha demostrado que han sido contaminados por el vertido de la Mina de Cobre Las Cruces.** Aún así, el albur es una especie que se desplaza largas distancias en estuarios y zonas costeras limítrofes, por lo que se necesitan más estudios para confirmar que la bioacumulación de metales puesta de manifiesto en este estudio pueda estar directamente relacionada con el vertido de la Mina de Cobre Las Cruces. En vista de los resultados, **podría estar incumplándose el Plan Hidrológico del Guadalquivir** que contempla que las masas de agua estudiadas tendrían que mejorar su calidad ambiental en 2027, incluyendo aguas, sedimentos y biota.

**Los resultados muestran que la concentración de plomo en el 31% de las muestras analizadas desde 2019 superó el límite máximo legalmente establecido por la Unión Europea para la ingesta de carne de pescado. Por otro lado, las concentraciones de cromo y arsénico superaron los niveles máximos recomendados para la ingesta según otros organismos internacionales. Es por ello que el consumo habitual de albuces en la zona podría provocar toxicidad al ser humano, aunque al no ser consumido tan frecuentemente, el riesgo real es muy bajo.** Los muestreos y análisis de metales en peces deberían ser gestionados directamente por la Junta de Andalucía, y no por la Mina de Cobre las Cruces, para evitar posibles conflictos de intereses.

Finalmente, este estudio evidencia que hay muchas lagunas de conocimiento en los efectos que los vertidos mineros han tenido y podrían tener en el futuro en el Estuario del Guadalquivir y la salud pública. Por lo tanto, y siguiendo el **Principio de Precaución, debería establecerse una moratoria a nuevos vertidos mineros en el Estuario del Guadalquivir y establecer un comité de expertos independientes que analice el profundidad los posibles impactos socio-ambientales de estos vertidos.**

## INTRODUCCIÓN

Las actividades mineras no solo elevan los niveles de metales en el suelo, sino que también impulsan la deforestación, que reduce la materia orgánica del suelo y aumenta la acidez, la erosión, la exposición de los rayos UV y la temperatura. De particular relevancia es la acumulación de mercurio (Hg) en los sedimentos de los ecosistemas acuáticos, donde los bajos niveles de oxígeno disuelto, como en el Guadalquivir, y las bacterias anaeróbicas en los sedimentos aceleran la conversión del Hg inorgánico inerte a metilmercurio (MeHG), que los peces asimilan fácilmente. En los ecosistemas acuáticos, los metales han recibido mucha atención debido a su toxicidad en los organismos vivos, incluso a bajas concentraciones. Los metales son contaminantes peligrosos para la salud humana debido a su toxicidad y persistencia en el ambiente y organismos (Vareda *et al.* 2019).

**La Mina de Cobre Las Cruces viene vertiendo un máximo anual autorizado por la Junta de Andalucía de 0.9 Hm<sup>3</sup> de agua con metales y metaloides al Estuario del**

**Guadalquivir**, a la altura de la localidad de La Algaba (Provincia de Sevilla) y desde finales de 2008. Considerando este volumen anual de vertido y los límites máximos de concentración autorizados de contaminantes ([Junta de Andalucía 2005-2013](#)), la Mina Cobre Las Cruces habría vertido anualmente un máximo de 360 kg de Zn, 90 kg de Ni, 45 kg de As, Cu y Pb, y 9 kg de Hg, entre otros metales y metaloides potencialmente tóxicos a altas concentraciones.

En una revisión bibliográfica ([Castillo \*et al.\* 2025](#)), investigadores de las universidades de Granada, Cádiz y Sevilla llamaron la atención sobre que los tres vertidos mineros al Estuario del Guadalquivir autorizados ambientalmente hasta la fecha por la Junta de Andalucía lo han sido asumiendo los modelos de vertidos y dispersión de contaminantes, y los estudios de impacto ambiental, de las compañías mineras que no tienen en cuenta las condiciones específicas de hidrodinámica y fisicoquímica del Estuario del Guadalquivir. **Según las compañías mineras, y la Junta de Andalucía, los metales permanecerían disueltos en el agua del Estuario y se diluirían hasta salir al Golfo de Cádiz por la desembocadura del Estuario** ([Junta de Andalucía 2005-2013](#)). **Sin embargo, esta interpretación no es correcta.** Por estudios científicos previos, sabemos que una de las claves para analizar adecuadamente los impactos ambientales potenciales de vertidos de metales a un estuario son sus comportamientos físico-químicos, incluyendo su **adsorción/desadsorción a material particulado** de arcillas y materia orgánica ([Castillo \*et al.\* 2025](#)). Según esta revisión científica, gran parte de los metales se unirían a partículas de arcilla y materia orgánica en suspensión en el Estuario del Guadalquivir. Además, sabemos que la zona interior del Estuario del Guadalquivir se comporta como un “fondo de saco” donde domina la sedimentación del material particulado en suspensión ([Diez-Minguito \*et al.\* 2014](#)). Asimismo, en condiciones normales, la circulación inducida por el gradiente longitudinal de salinidad contribuye a transportar el sedimento aguas arriba de la localización del “tapón salino” (zona de máxima turbidez del Estuario), incrementando sus tiempos de residencia ([Castillo \*et al.\* 2025](#)).

Tras esta revisión científica, el seguimiento de los niveles de metales en sedimentos estuarinos mostró **múltiples evidencias significativas, indirectas e independientes que relacionan claramente la actividad minera de la Mina Cobre las Cruces y las características de su vertido con las concentraciones de metales en los sedimentos**, al menos, en la zona de vertido y hasta 2500 m aguas abajo. Así, las **concentraciones de metales en los sedimentos estuarinos registradas fueron elevadas** y similares a las obtenidas en estudios previos en la zona, los cuales demuestran **efectos ecotóxicos** sobre diferentes seres vivos con dichas concentraciones de metales ([Bonnail \*et al.\* 2019](#), [Riba \*et al.\* 2023](#)). Es decir, **la Mina de Cobre Las Cruces viene contaminando gravemente, con efectos ecotóxicos, los sedimentos del Estuario del Guadalquivir desde 2009.**

Como se ha citado anteriormente, estudios previos han mostrado que **la zona interior del Estuario del Guadalquivir, donde ha venido vertiendo la Mina de Cobre Las Cruces, adolece de un grave problema de contaminación con efectos ecotóxicos**. Así, [Bonnail et al. \(2019\)](#) evaluaron en 2014 la calidad de los sedimentos en esta zona del Estuario, entre la presa de Alcalá del Río y la Ciudad de Sevilla, cuando el vertido minero llevaba operativo unos 5 años. Estos muestreos registraron que los sedimentos mostraban fuertes niveles de estrés biológico relacionado con altas concentraciones de metales y metaloides (As c. 10 mg/kg, Cd c. 0.25 mg/kg, Co c. 8 mg/kg, Cu c. 36 mg/kg, hierro (Fe) c. 22000 mg/kg, níquel (Ni) c. 24 mg/kg, Pb c. 28 mg/kg y Zn c. 67-75 mg/kg). Este estrés fue tóxico (debido a As, Cd y Cu; comprobado con almejas asiáticas) en las proximidades de la Ciudad de Sevilla. Al darse esta contaminación en una zona de agua dulce en la parte interior del Estuario, metales como el cadmio (Cd), presentarían una especiación química dominada por el catión libre, de mayor toxicidad que los cloro-complejos que predominarían en la zona más salina aguas abajo ([de Almeida-Rodrigues et al. 2022](#)). Además, [Riba et al. \(2023\)](#) expusieron cuatro organismos acuáticos (el anfípodo *Ampelisca brevicornis*, la bacteria *Vibrio fischeri*, el erizo de mar (*Paracentrotus lividus*) y el gusano de lodo (*Tubifex tubifex*)) en condiciones de laboratorio a sedimentos procedentes de la zona del Estuario del Guadalquivir donde la Mina de Cobre Las Cruces viene vertiendo desde 2008. También registraron claras evidencias de ecotoxicidad relacionada con altas concentraciones de metales. **Muchos de los metales vertidos al Estuario del Guadalquivir por la Mina de Cobre Las Cruces están incluidos en las listas de sustancias nocivas y peligrosas** en el Dominio Público Hidráulico. Así Cd y Hg están incluidos en la Lista I ([MITECO 1987](#)), y concentraciones totales de As y Zn, y Cu, Cr, Ni, Pb y Se disueltos en la Lista II preferente ([MITECO 2000](#)).

La zonas del Estuario del Guadalquivir más cercanas al punto de vertido de la Mina Cobre Las Cruces son identificadas en el **Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica del Guadalquivir** (Real Decreto 1/2016 de 8 de enero) como masas de aguas superficiales ES050MSPF013213013 ‘Cortade San Jerónimo–Presa de Alcalá del Río’ y ES050MSPF013213011 ‘Corta de la Cartuja’, caracterizadas en un estado ‘*peor que bueno*’ por indicadores de invertebrados bentónicos y altos niveles de eutrofización. Con vistas a mejorar su calidad ambiental, este Plan Hidrológico establece como **objetivo un ‘buen estado’ de estas masas de agua en 2027**. En la disposición adicional segunda, primer punto, de ese RD 1/2016, se expone que ‘*el Comité de Autoridades Competentes priorizará aquellas actuaciones que repercutan sobre las masas de agua que tengan un estado o potencial «peor que bueno», para conseguir los objetivos medioambientales propuestos y alcanzar el buen estado o potencial en los plazos previstos*’. En enero de 2023, se aprobó el Real Decreto 35/2023, de 24 de enero, por el que se aprobó una revisión de planes

hidrológicos, incluidos el del Guadalquivir, para el tercer ciclo (2022-2027) que prorrogó ese objetivo de ‘*buen estado*’ hasta 2027 para ambas masas de aguas superficiales (Corta de San Jerónimo – Presa de Alcalá del Río y Corta de la Cartuja), indicándose en el apéndice 10.1.2 *Objetivos medioambientales en las masas de agua superficial de la categoría aguas de transición* que el objetivo de buen estado de la masa implica buen potencial ecológico y buen estado químico, incluyendo aguas, sedimentos y biota.

Múltiples factores ambientales, como la alcalinidad, la dureza, el potencial redox y el contenido orgánico y de oxígeno del agua, afectan la bioacumulación de metales en organismos acuáticos. Así, la forma del metal (iónica, adsorbida o precipitada), en asociación con factores fisicoquímicos como los citados anteriormente, afectan la biodisponibilidad del metal para la biota acuática, lo que da lugar a condiciones de deficiencia o toxicidad del metal (Malhotra *et al.* 2020).

**Los organismos acuáticos, en particular los peces, son muy susceptibles a la contaminación por metales a través de la exposición directa a agua y sedimentos contaminados** (Singh y Sharma 2024). Tanto es así que estos peces pueden utilizarse como bioindicadores de calidad de los sedimentos (Jiménez-Tenorio *et al.* 2007). Así, el estudio de los metales en los organismos acuáticos, y en particular, en peces, presenta ventajas ya que estos solo los acumulan en su forma biodisponible y potencialmente más tóxica (Akan *et al.* 2012, Kumar *et al.* 2024). Las rutas de incorporación de los metales pesados en peces en primer lugar es la alimentación. Otras vías son la ingestión de material particulado en suspensión, intercambio iónico a través de las branquias (vía importante) y la absorción a través de la superficie corporal (Häder *et al.* 2020). Los metales pesados no son biodegradables, tienden a bioacumularse, lo cual determina el incremento de metales en los organismos. La bioacumulación depende de las condiciones ambientales (pH, temperatura, salinidad, dureza del agua, distribución de los metales y sus interacciones con otros metales), duración de la exposición, comportamiento alimentario, edad, sexo, tamaño, posición trófica y movimientos regulares diarios o nocturnos de los peces (Luczynska *et al.* 2018). La bioconcentración es la parte de la bioacumulación en peces que proviene de la exposición acuosa y es absorbida por las branquias. La *biomagnificación* es el término utilizado para describir la contribución de la absorción por la mucosa intestinal a la bioacumulación que surge de la exposición a los alimentos (Hossain *et al.* 2025). En los peces, los efectos tóxicos de los metales influyen en las funciones fisiológicas, tasas de crecimiento y reproducción, y mortalidad (Done y Sisman 2020, Taslima *et al.* 2022). Las vías de entrada son: a través de la superficie del cuerpo, las branquias y el tracto digestivo. Siendo las branquias la vía más importante y la alimentación determinante en el proceso de biomagnificación (Pourang 1995). No obstante, cada elemento tóxico presenta rutas de asimilación distintas así como concentraciones diferentes según el órgano del

ejemplar (el cromo (Cr) más en branquias; el níquel (Ni) en hígado y branquias; el zinc (Zn) en músculo); siendo, de manera general, menor en músculo que en hígado y branquias. El Hg es mayor la concentración en especies de peces piscívoras y muy baja en insectívoras. Las especies que se alimentan de invertebrados tienen mayor concentración de Cd y Zn que las piscívoras. El hígado se reconoce como el centro de desintoxicación del pez y donde mayor concentración de metales hay (Foley *et al.* 2022). Zinc (Zn), plomo (Pb), mercurio (Hg), cobre (Cu), arsénico (As), níquel (Ni), cromo (Cr) y cadmio (Cd) son los metales y metaloides responsables principales de inducir toxicidad en los peces. El estrés oxidativo es el principal proceso químico responsable de este envenenamiento por metales (Lushchak 2016, Gupta y Maurya 2024). La ingesta de alimentos de juveniles de albur (*Chelon labrosus* Risso) se redujo por altos niveles de cobre en la dieta, lo que muestra que los metales pueden afectar a los peces de otras formas más allá de su bioacumulación (Baker *et al.* 1998). La contaminación por metales puede provocar infecciones, y alterar las estructuras celulares y nucleares dentro de la célula. Además, las etapas larvarias y embrionarias de los peces también se ven afectadas por metales, lo que provoca deformidades de columna vertebral, alteraciones de frecuencia cardíaca, aumento mortalidad, etc. (Santhosh *et al.* 2024).

**La minería ha provocado pérdidas directas e indirectas en la diversidad de peces a nivel mundial**, alterando la estructura de las comunidades piscícolas, comprometiendo redes tróficas y erosionando los servicios ecosistémicos que brindan los peces de agua dulce (Lemly 1994, Perina *et al.* 2020, Azevedo-Santos *et al.* 2021). **Tras el vertido de la Mina de Aznalcollar en 1998, aguas con altas concentraciones de metales y metaloides llegaron al Estuario del Guadalquivir y se bioacumulaban en peces** como la corvina (*Argyrosomus regius*) (Suñer *et al.* 1999, Morales-Nin *et al.* 2012, Tornero *et al.* 2014). En peces, en zonas de vertidos mineros, se suele encontrar altas concentraciones de **mercurio, plomo y cadmio** en el hígado, siendo menos importante en el tejido muscular, si bien los hábitos alimentarios determinan, en gran parte, los niveles de bioacumulación de metales. El hígado es el sitio del metabolismo de los metales como resultado de las proteínas de unión que ocurren naturalmente en los tejidos hepáticos, como las *metalotioneínas*. Estas proteínas actúan como depósito vital de metales para satisfacer los requisitos metabólicos (Zn y Cu). En el hígado, la concentración es proporcional a la que hay en el ambiente, funcionando como un *biomarcador de contaminación*. Especies con estrategia trófica carnívora (p.e. *Anguilla anguilla*) suelen tener concentraciones mayores de mercurio que especies omnívoras (p.e. *Cyprinus carpio*, *Luciobarbus* sp.) o herbívoras (p.e. *Chelon* sp.) (Kamila *et al.* 2023). Con respecto al cadmio y plomo, no se observan diferencias significativas entre las distintas estrategias tróficas. Las más frecuentes patologías encontradas en los peces son hiperplasias, hipertrofia y necrosis de branquias, y afectaciones en hígado, riñón e intestino (Jiang *et al.* 2016). Vicente-

Martorell *et al.* (2009) muestrearon en el Estuario de los ríos Tinto y Odiel y encontraron altos niveles de Zn y Cu total y disuelto, y alta contaminación de Zn, Pb, As y Cu en sedimentos. En este ambiente, observaron altos niveles de Cu y Zn en el tejido hepático de los peces *Sparus aurata* (dorada) y *Solea senegalensis* (lenguado). Además, el contenido de metales en tejidos de *S. aurata* y *S. senegalensis* aumentó con las concentraciones en agua y sedimento, respectivamente. Durrieu *et al.* (2005) registraron las mayores concentraciones de metales en especies de peces que se alimentaban en fondos, entre ellos la anguila, en el Estuario de la Gironda cerca de Burdeos. También, en albuces (Familia *Mugilidae*), especies de aguas costeras, anfídromos omnívoros, pelágicos y que pastan sobre algas de los fondos y organismos bentónicos, presentes **en distintos estuarios contaminados del mundo se han observado niveles de diversos metales en el músculo que sobrepasaban los límites establecidos por diversas agencias reguladoras internacionales indicando riesgos para la salud humana** (Hauser-Davis *et al.* 2016, Venkateswarlu y Venkatrayulu, 2020). Cabe destacar que los albuces son tradicionalmente capturados por pescadores artesanales en el Guadalquivir y son consumidos en poblaciones aledañas.

Muchos peces suelen situarse en la parte superior de la cadena alimentaria, por lo que llegan a acumular cantidades elevadas de determinados metales, lo que conlleva riesgos potenciales para la salud de los consumidores humanos (Jamil-Emon *et al.* 2023). **La determinación de los niveles de metales en el músculo de los peces es extremadamente importante para la salud humana** por ser el principal tejido comestible, aunque el músculo no es un tejido activo en la bioacumulación de metales y sólo lo hace cuando los intentos de detoxificación por otras vías no son del todo exitosos, lo que resulta en la bioacumulación de metales (Zhuang *et al.* 2013).

**El objetivo principal de este trabajo es analizar los datos del seguimiento de la concentración de metales y metaloides, potencialmente tóxicos, en albuces capturados en las inmediaciones de la zona de vertido de la Mina de Cobre Las Cruces en el Estuario del Guadalquivir.** Estos datos se analizan desde una perspectiva ecológica, en relación a los sedimentos estuarinos, y de riesgo para la salud humana. Partimos de la hipótesis, a contrastar mediante análisis científico, que los peces de zonas próximas al vertido minero habrían bioacumulado altas concentraciones de metales y metaloides en sus tejidos.

## MATERIALES Y MÉTODOS

Los datos utilizados en este estudio son enviados por la Mina de Cobre Las Cruces a la Junta de Andalucía en el marco del seguimiento ambiental incluido en la Autorización Ambiental Integrada que regula el proyecto minero de la Mina de Cobre Las Cruces (Junta de Andalucía, 2005-2013, expediente AAI/SE/007). Estos datos fueron solicitados a la Junta de Andalucía (referencia SPA/DPA/RRR).

### *Área de estudio*

El **Estuario del Guadalquivir** tiene en un régimen mesomareal bajo clima mediterráneo. El flujo de las mareas se corta por el Embalse o Presa de Alcalá del Río, situado a 110 km de la desembocadura. Alrededor del Estuario habitan más de 1.7 millones de personas, principalmente concentradas en el Área Metropolitana de Sevilla. Aguas abajo de esta Área Metropolitana, las márgenes del Estuario están dominadas por **uso agrícola**, con el arroz, los cereales y algodón como los principales cultivos. Además, las **actividades pesqueras y marisqueras, y la acuicultura**, son importantes en el Estuario del Guadalquivir y las aguas costeras adyacentes en el Golfo de Cádiz, con pesquerías como las del boquerón, el camarón y la gamba blanca (Catalán *et al.* 2014). El Estuario funciona como **zona de cría (nursery) y crecimiento juvenil de muchas especies con valor pesquero** (Drake *et al.* 2002). Además, el Estuario del Guadalquivir es el principal contribuyente de materia orgánica disuelta al Golfo de Cádiz (Amaral *et al.* 2020), lo que también apoya la producción pesquera en el medio marino. Todo el Estuario es Zona de Especial Conservación ‘Bajo Guadalquivir’ y en su tramo final se encuentra el **Parque Nacional de Doñana**.

Ruiz *et al.* (2015) diagnosticaron que **el Estuario del Guadalquivir se encontraba en mal estado debido a numerosas intervenciones antrópicas** que han alterado drásticamente su geomorfología, la dinámica mareal y los aportes de agua dulce, generando una mala calidad del agua, alto nivel de sólidos en suspensión (elevada turbidez) y falta de hábitats bentónicos intermareales estables. Además, el Estuario del Guadalquivir está siendo afectado por el **cambio climático** debido a su ubicación en la zona climática mediterránea (González-Ortegón *et al.* 2023), con importantes aumentos de temperatura y disminución de las precipitaciones (IPCC 2013, 2019). Al mismo tiempo, los dragados de mantenimiento del Puerto de Sevilla alteran la propagación de la marea (Sirviente *et al.* 2023). Además, existe un problema importante de **erosión de riberas** (Morales *et al.* 2020), y el **nivel del mar está ascendiendo** cerca de 4 cm por década y



acelerándose (NOAA 2018). Al mismo tiempo, al Estuario del Guadalquivir y sus afluentes (como el Río Guadaira) se vierten **aguas residuales**, más o menos depuradas, de diferentes núcleos urbanos que provocan una fuerte eutrofización. Además, algunas **zonas industriales** también contaminan el Estuario, por ejemplo, con contaminantes como el cobalto (Co) (López-López *et al.* 2014, Flecha *et al.* 2015). Asimismo, el Estuario del Guadalquivir también está contaminado por **pesticidas** procedentes de zonas agrícolas (Fernández-Gómez *et al.* 2013).

Hay 81 especies de fauna inventariadas como relevantes en la ZEC Bajo Guadalquivir. De estas, 12 especies de peces se consideran representativas de esta ZEC (clasificación según Kottelat y Freyhof 2007): colmilleja (*Cobitis paludica*), pardilla (*Iberochondrostoma lemmingii*), anguila (*Anguilla anguilla*), sábalo (*Alosa alosa*), barbo comizo (*Luciobarbus comizo*), barbo andaluz (*Luciobarbus sclateri*), calandino (*Squalius pyrenaicus*), saboga (*Alosa fallax*), lamprea marina (*Petromyzon marinus*), salinete (*Aphanius baeticus*), boga del Guadiana (*Pseudochondrostoma willkommii*) y calandino (*Iberocypris alburnoides*). Muchas de estas especies se alimentan de detritus y organismos bentónicos, de manera que los metales acumulados en sedimentos intermareales podrían llegar a bioacumularse en estas especies de peces.

### ***Muestras de campo***

Los muestreos de peces se llevaron a cabo desde el inicio de la bajada de marea en **seis puntos de muestreo en la zona interior del Estuario del Guadalquivir**: (1) aguas arriba del punto de vertido junto al puente nuevo de la carretera A-8006 Sevilla-La Algaba, (2) junto al punto de vertido situado junto al puente antiguo de la carretera SE-113 Sevilla-La Algaba, (3) 100 m aguas abajo del punto de vertido, (4) 400 m aguas abajo del punto de vertido, (5) aproximadamente 2500 m aguas abajo del punto de vertido junto al Puente de Itálica, y (6) aproximadamente 3200 m aguas abajo del punto de vertido junto al puente de la SE-30 (Fig. 1). El último punto de muestreo (6) se incorporó solo al muestreo de 2023.

Los muestreos de campo y los análisis de laboratorio de peces referidos en este estudio fueron realizados en el Departamento de Ingeniería Química Ambiental de la Escuela de Ingenieros de la Universidad de Sevilla en 2017 y 2018, y por *Labs & Technological Services AGQ S.L.* desde 2019 a 2023. La especie de pez capturada fue el **albur, lisa o mújol** (*Chelon ramada*). Alguna especie de albur puede ser utilizada como bioindicador de contaminación por metales (Kapula *et al.* 2022). Se capturaron albuces juveniles, de una talla menor de unos 20 cm. Los peces se capturaron una vez al año de septiembre a diciembre desde 2017 a 2023. Para la captura de los peces en el Guadalquivir se utilizaron ‘aparejos de pesca y redes homologados para esta práctica’, tal y como

recogen los informes de las empresas que realizaron los muestreos para la Mina de Cobre Las Cruces. Se capturaron un mínimo de seis ejemplares por cada punto de muestreo en cada muestreo de los que se extrajo tejidos musculares que se mezclaron en una muestra compuesta por punto de muestreo y día de muestreo. El transporte hasta el laboratorio se realizó en recipientes refrigerados.

En cada punto de muestreo se tomaron dos sub-réplicas de sedimentos que se unieron en una sola muestra. Las muestras de sedimentos estuarinos se recogieron mediante una draga de impacto de 260 cm<sup>2</sup> de bocado. Esta draga muestrea los sedimentos más superficiales depositados recientemente, hasta unos 10 cm de profundidad.



**Figura 1.** Puntos de muestreo de peces y sedimentos en el Estuario del Guadalquivir entre la localidad de La Algaba y la Isla de la Cartuja (Sevilla).

### *Análisis de laboratorio*

Una vez en el laboratorio, se procedió a extraer una cantidad representativa del **músculo dorsal** a cada pez, con la ayuda de material quirúrgico de acero inoxidable, y se realizaron muestras compuestas por muestras de varios peces, una por cada punto de muestreo. Destacar que la mayoría de metales se acumulan menos en el músculo que en otros órganos como riñones, hígado, gónadas y branquias (Garai *et al.* 2021, Dondu *et al.* 2024), por lo que las concentraciones recogidas en este estudio no reflejarían las concentraciones máximas que podrían estar afectando a órganos vitales de los peces. Además, el músculo dorsal de musculatura blanca acumula menos metales que el músculo rojo, dominante en otras partes de los albures, como la zona caudal (Bakhshalizadeh *et al.* 2022).

Las muestras compuestas de músculo dorsal se sometieron a un ataque con ácido nítrico y agua oxigenada en vasos cerrados de teflón y con calentamiento en horno de microondas. Las concentraciones (en  $\text{mg kg}^{-1}$  peso fresco (pf)) de plomo (Pb), cobre (Cu), cadmio (Cd), manganeso (Mn), cromo (Cr) y níquel (Ni) en el tejido muscular de los peces se midieron por espectrofotometría de absorción atómica electrotérmica (ICP-OES) con corrector Zeeman. La concentración de zinc (Zn) se midió utilizando espectrofotometría de absorción atómica con llama aireacetileno, y la de mercurio (Hg) por espectrofotometría de absorción atómica sin llama (técnica del vapor frío). Las concentraciones de arsénico (As) y Selenio (Se) se midieron mediante espectrofotometría de absorción atómica con generación de hidruros. La incertidumbre de las medidas de metales fue del  $\pm 25\%$ . Todos los datos de análisis de metales en peces, de este y otros trabajos, reportados en este trabajo están referidos a músculo, si no se indica lo contrario.

Los **análisis de sedimentos estuarinos** se realizaron en laboratorios acreditados por Entidad Nacional de Acreditación (ENAC). Las muestras de sedimentos se secaron a  $87\text{ }^{\circ}\text{C}$  hasta peso constante, se tamizaron para obtener partículas  $< 63\ \mu\text{m}$  (que constituyeron más del 75% de las muestras), y se digirieron con  $\text{NO}_3\text{H}-\text{ClO}_4\text{H}$  en caliente en un reactor cerrado de teflón con un equipo de digestión por microondas. Las concentraciones totales de metales en los sedimentos estuarinos (en  $\text{mg kg}^{-1}$  peso seco) se determinaron en un espectrofotometría de masa con plasma acoplado inductivamente (ICP-MS) (arsénico (As) y selenio (Se) (con generación de hidruros), mercurio (Hg) (sin llama, técnicas de vapor frío), cadmio (Cd), cromo (Cr), níquel (Ni) y plomo (Pb)) y espectrofotometría de emisión atómica (ICP-OES) (cobre (Cu) y zinc (Zn)). La incertidumbre en los análisis de metales fue del  $\pm 25\%$  debido a la precisión analítica y la calibración, con un factor de cobertura  $K = 2$  y un nivel de confianza del 95%. Llama la atención la alta incertidumbre de los resultados analíticos, así como que no se haga mención en los informes analizados a la utilización de algún material de referencia homologado (Ej. TORT-2) a la hora de ajustar los instrumentos de medida de las concentraciones de metales.

Los análisis fueron realizados por el Dpto. Ingeniería Química y Ambiental de la Universidad de Sevilla desde 2017 a 2019, y por parte de *Labs & Technological Services AGQ S.L.* de 2019 a 2023.

### ***Análisis estadísticos***

Cuando un valor de concentración de metales estaba por debajo del límite de detección se tomó el valor intermedio entre cero y el límite de detección. Los análisis estadísticos se realizaron utilizando el programa SPSS. Se utilizó una probabilidad (p) de 0.05 para todos los análisis estadísticos. Las

desviaciones respecto a las medidas aritméticas fueron calculadas con error estándar medio ( $\pm$  EEM). Las series de datos fueron analizadas para normalidad con el Test de Kolmogorov-Smirnov y para homogeneidad de varianzas con el Test de Levene. Como algunas series de datos no tenían una distribución normal, el coeficiente de correlación de Spearman ( $\rho$ ) y regresiones lineares se utilizaron para analizar las relaciones entre las concentraciones de elementos en el tejido muscular de los peces y las concentraciones de dichos elementos en los sedimentos estuarinos en la misma fecha, o la fecha de muestreo más cercana, a la del muestreo de los albures.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

A continuación se analizan, uno a uno, los datos de las concentraciones de los diferentes elementos registrados en el tejido muscular de albures capturados en las inmediaciones de la zona de vertido de la Mina de Cobre Las Cruces. Para cada elemento se realiza un análisis ecológico y de riesgos para la salud humana. El nivel de bioacumulación de un determinado metal que puede tener efectos perjudiciales en la biología de los albures no tiene por qué coincidir con la concentración de dicho metal perjudicial para la salud del ser humano en caso de ingesta.

### *Cobre*

Desde 2009 a 2024, habrían llegado al Estuario del Guadalquivir desde la Mina de Cobre las Cruces un máximo de **675 kg de cobre**, según el límite de vertido de la autorización ambiental unificada que lo regula.

#### *Análisis ecológico*

Los peces asimilan cobre directamente desde el agua y a través de la dieta, y ambas vías pueden ser importantes si las concentraciones de cobre son elevadas en agua y en los alimentos (Clearwater *et al.* 2002). El estrés oxidativo es el principal impulsor de la toxicidad crónica de cobre en vertebrados acuáticos (Brix *et al.* 2022). La principal vía de toxicidad aguda por cobre en peces es la inhibición de la enzima Na<sup>+</sup>/K<sup>+</sup>-ATPasa, que conduce a una reducción de la absorción intracelular de sodio, así como a una mayor permeabilidad celular, lo que resulta en una mayor pérdida de sodio, conduciendo al colapso cardiovascular y a la insuficiencia respiratoria (Liao *et al.* 2023).

En nuestro estudio, la concentración media de cobre fue de 0.40 mg Cu Kg<sup>-1</sup> pf, aunque varió muy marcadamente entre los diferentes años de muestreo, con las muestras recogidas en 2022 mostrando los valores mayores. La concentración en 5 muestras compuestas de albures en 2020 y

2022 fueron superiores a  $1.5 \text{ mg Cu kg}^{-1} \text{ pf}$ , alcanzado 3 de ellas más de  $2.0 \text{ mg Cu kg}^{-1} \text{ pf}$  (Fig. 4, Tabla 4).

Kalantzi *et al.* (2013) registraron entre  $0.19\text{-}0.32 \text{ mg Cu kg}^{-1} \text{ pf}$  en varias especies de peces en aguas costeras de Grecia. Kacar (2024) registró concentraciones de  $0.67\text{-}0.88 \text{ mg Cu kg}^{-1} \text{ pf}$  en dos especies de peces (la carpa común (*Cyprinus carpio* L.) y el cacho de Sakarya (*Squalius pursakensis* Hankó) en el lago de Damsa Dam (Turquía) que no recibe contaminación por metales. Este mismo estudio comparó estos valores con los registrados para esas especies de peces en otras zonas no contaminadas, mostrando que estaban en el mismo rango, y con el río Asi que fluye contaminado por Líbano, Siria y Turquía con una concentración de  $5.23 \text{ mg Cu kg}^{-1} \text{ pf}$ . La carpa común en los cuerpos de agua más contaminados de Anatolia (Turquía) presentó concentraciones mayores a  $2.0 \text{ mg Cu kg}^{-1} \text{ pf}$  y de hasta  $4.8 \text{ mg Cu kg}^{-1} \text{ pf}$  (Vilizzi y Tarkan 2016). Yi y Zhang (2012) reportaron concentraciones medias de entre  $0.77\text{-}1.22 \text{ mg Cu kg}^{-1} \text{ pf}$  en varias especies de peces en el Río Yangtzé.

En la Familia Mugilidae, Mohammadnabizadeh *et al.* (2015) registraron  $0.55 \pm 0.05 \text{ mg Cu kg}^{-1} \text{ pf}$  en *Chelon klunzingeri* Day en las costas de Irán. Tepe *et al.* (2017) midieron entre  $0.64\text{-}1.14 \text{ mg Cu kg}^{-1} \text{ pf}$  en *Mugil cephalus* L., *Chelon auratus* Risso, *Chelon saliens* Risso en dos estuarios situados al sur de Turquía. Fazio *et al.* (2020) midieron entre  $0.27\text{-}1.82 \text{ mg Cu kg}^{-1} \text{ pf}$  en *Mugil cephalus* en el Mar Negro y en el Mar Jónico. Rubalingeswari *et al.* (2021) registraron cerca de  $2.6 \text{ mg Cu kg}^{-1} \text{ pf}$  en *Chelon parsia* Hamilton en el Estuario de Adyar en la Bahía de Bengal contaminado por la ciudad de Chennai (India). Tore *et al.* (2021) midieron  $2.81 \pm 2.54 \text{ mg Cu kg}^{-1} \text{ pf}$  en *Chelon abu* Heckel en el Río Tigris (Turquía). Bakhshalizadeh *et al.* (2022) midieron entre  $8.60\text{-}11.60 \text{ mg Cu kg}^{-1} \text{ pf}$  en dos especies de albuces (*Chelon auratus* y *Chelon saliens*) introducidas en el Mar Caspio. Hosseini *et al.* (2022) registraron  $1.87 \text{ mg Cu kg}^{-1} \text{ pf}$  en *Chelon auratus* también en el Mar Caspio. Turan *et al.* (2022) midieron  $1.8 \pm 0.2 \text{ mg Cu kg}^{-1} \text{ pf}$  en músculo de *Chelon auratus* en las costas noreste del Mar Mediterráneo. Shaabani *et al.* (2022) registraron  $37.20 \text{ mg Cu kg}^{-1} \text{ ps}$  en músculo de *Chelon auratus* en el norte de Irán. Albuquerque *et al.* (2023) registraron concentraciones de  $0.01 \text{ mg Cu kg}^{-1} \text{ pf}$  en 4 especies de peces, incluyendo *Mugil curema* Valenciennes, en el Estuario del Río Perizes (Brasil) (Tabla 4).

En *Chelon ramada*, França *et al.* (2005) registraron  $0.94\text{-}1.6 \text{ mg Cu kg}^{-1} \text{ ps}$  (c.  $0.23\text{-}0.40 \text{ mg Cu kg}^{-1} \text{ pf}$ ) en marismas costeras del Estuario del Tajo (Portugal). Blasco *et al.* (1999) midieron entre  $0.1\text{-}1.0 \text{ mg Cu kg}^{-1} \text{ pf}$  en el Estuario del Guadalquivir tras la rotura de la presa de la Mina de Aznalcollar. Storelli *et al.* (2006) registraron entre  $0.88 \pm 0.06 \text{ mg Cu kg}^{-1} \text{ pf}$  en la costa sur de Italia. Uysal *et al.* (2008) registraron  $5.11 \pm 0.4 \text{ mg Cu kg}^{-1} \text{ pf}$  en la laguna litoral de Beymelek en la costa oeste mediterránea de Turquía. En este estudio, *Chelon ramada* presentaba concentraciones de

cobre mayores que *Chelon auratus*, *Chelon labrasus* y *Mugil cephalus*. [Chine et al. \(2021\)](#) midieron cerca de 3 mg Cu kg<sup>-1</sup> pf en la laguna costera de Ichkeul al norte de Túnez. [Hamada et al. \(2024\)](#) registraron entre 1.09-1.44 mg Cu kg<sup>-1</sup> pf en *Chelon ramada* en una zona costera del este de Libia contaminada por aguas residuales sin depurar ([Tabla 4](#)).

**Tabla 4.** Concentración de Cu en músculo (mg kg<sup>-1</sup> pf) en especies de mugílidos en varios estudios científicos comparado con este estudio. Los valores son medias (± EEM).

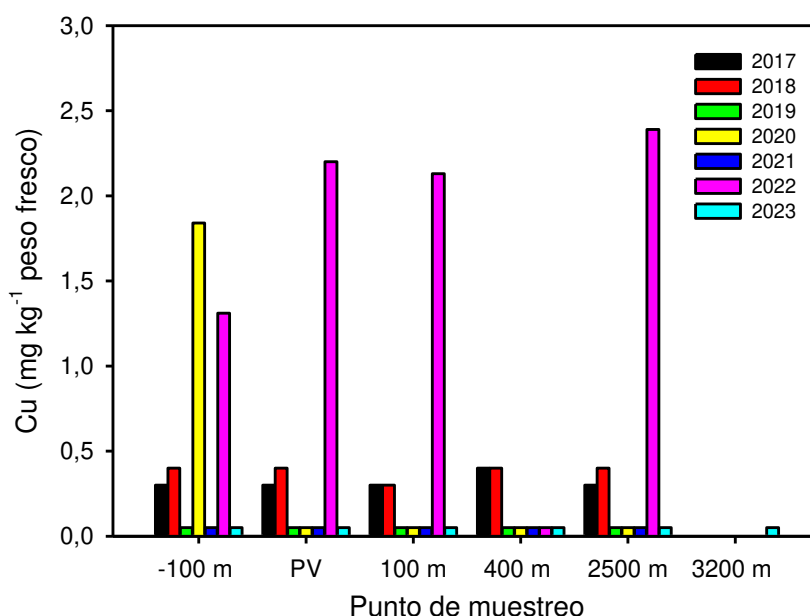
Espece	mg Cu kg <sup>-1</sup> pf	Referencia
<i>Chelon klunzingeri</i> Day	0.55 ± 0.05	<a href="#">Mohammadnabizadeh et al. 2015</a>
<i>Mugil cephalus</i> , <i>Chelon auratus</i> , <i>Chelon saliens</i>	0.64-1.14	<a href="#">Tepe et al. 2017</a>
<i>Mugil cephalus</i>	0.27-1.82	<a href="#">Fazio et al. 2020</a>
<i>Chelon parsia</i>	2.6	<a href="#">Rubalingeswari et al. 2021</a>
<i>Chelon abu</i>	2.81 ± 2.54	<a href="#">Tore et al. 2021</a>
<i>Chelon auratus</i> y <i>Chelon saliens</i>	8.60-11.60	<a href="#">Bakhshalizadeh et al. 2022</a>
<i>Chelon auratus</i>	1.87	<a href="#">Hosseini et al. 2022</a>
<i>Mugil curema</i>	0.01	<a href="#">Albuquerque et al. 2023</a>
<i>Chelon ramada</i>	0.23-0.40	<a href="#">França et al. 2005</a>
<i>Chelon ramada</i>	0.1-1.0	<a href="#">Blasco et al. 1999</a>
<i>Chelon ramada</i>	0.88 ± 0.06	<a href="#">Storelli et al. 2006</a>
<i>Chelon ramada</i>	5.11 ± 0.4	<a href="#">Uysal et al. 2008</a>
<i>Chelon ramada</i>	c. 3	<a href="#">Chine et al. 2021</a>
<i>Chelon ramada</i>	1.09-1.44	<a href="#">Hamada et al. 2024</a>
<i>Chelon ramada</i>	0.40 ± 0.11 desde 2017 (min. 0.03, max. <b>2.39</b> )	Este estudio

Los peces de agua dulce pueden verse afectados negativamente por cobre en niveles que oscilan entre 0.01-0.02 mg kg<sup>-1</sup> ps ([Singh y Sharma 2024](#)). Aplicando un contenido de agua en el músculo de los peces del 75% ([Bezbaruah y Deka 2021](#)), esos valores serían cerca de 0.75-1.5 mg/kg pf. Los mayores valores de cobre registrados en nuestro estudio en tejido muscular superarían el rango de afectación negativa a peces de agua dulce; a pesar de que el cobre se acumula mucho menos en el músculo que en otros órganos de los peces ([Wang et al. 2024](#)). [Bonnail et al. \(2019\)](#) relacionaron los efectos ecotóxicos (medidos en almeja asiática) registrados en la zona de vertido de la Mina de Cobre Las Cruces con altas concentraciones de As, Cd y Cu. Nuestros resultados recogen **bioacumulación leve de cobre en el 14% de las muestras analizadas de albuces en las inmediaciones del punto de vertido de la Mina de Cobre Las Cruces en 2020 y 2022.**

*Salud pública*

Una concentración elevada de cobre es tóxica tanto para peces como para seres humanos. El desequilibrio en las concentraciones de cobre se ha relacionado con ciertas enfermedades, como las enfermedades de Menkes y de Alzheimer en el ser humano (Malhotra *et al.* 2020). La Unión Europea no ha establecido umbrales legales máximos para elementos esenciales, únicamente para los metales no esenciales: Cd, Pb y Hg. Algunas normativas nacionales e internacionales también establecen valores para Cr, Cu, Zn y As (Guerra-García *et al.* 2023). Algunas de las concentraciones de cobre en los albuces (Fig. 4) estuvieron cerca o ligeramente por encima por encima del límite máximo para consumo humano de 2 mg Cu kg<sup>-1</sup> pf para carne de pescado fresco que estaba regulado en España (BOE 1991) y fue derogado posteriormente (BOE 2006).

En vista a las concentraciones máximas de cobre registradas en nuestro estudio (c. 2.0 mg kg<sup>-1</sup> pf) y que la dosis diaria tolerable de ingesta de cobre para un ser humano adulto es de 10 mg día<sup>-1</sup> (Singh y Sharma 2024), habría que consumir alrededor de 5 kg de carne de albur por día para presentar toxicidad. Por lo tanto, **el consumo habitual de músculo de albuces de la zona del Estuario del Guadalquivir contaminada por la Mina de Cobre Las Cruces no provocaría toxicidad por cobre al ser humano**. La mediana de la concentración de cobre de nuestra serie de datos desde 2019 fue de 0.05 mg kg<sup>-1</sup> pf, lo que evidencia menor riesgo aún que considerando los valores máximos de concentración.



**Figura 4.** Concentración total (mg kg<sup>-1</sup> peso fresco) de cobre (Cu) en el músculo dorsal de albuces (*Chelonia mydas*) en diferentes puntos de muestreo en las inmediaciones de la zona de vertido de la Mina de Cobre Las Cruces en el Estuario del Guadalquivir desde 2017 a 2023. Puntos de muestreo: PV, punto de vertido, 100 m aguas arriba (-100 m) y aguas abajo del PV (100 m), y 400 m, 2500 m y 3200 m aguas abajo del PV.

## **Manganeso**

### *Análisis ecológico*

La concentración de Mn en nuestro estudio llegó a alcanzar más de 18.7 mg Mn kg<sup>-1</sup> pf, con 8 muestras compuestas de músculo de albures superando los 5 mg Mn kg<sup>-1</sup> pf, especialmente en 2020 y 2021 (Fig. 5, Tabla 5).

Kacar (2024) registró concentraciones de 0.367-0.614 mg Mn kg<sup>-1</sup> pf en dos especies de peces en el lago de Damsa Dam (Turquía). La carpa común en los cuerpos de agua más contaminados de Anatolia presentaba concentraciones mayores de 5.0 mg Cr kg<sup>-1</sup> pf (Vilizzi y Tarkan 2016). Albuquerque *et al.* (2023) registraron concentraciones de 0.01 mg Mn kg<sup>-1</sup> pf en 4 especies de peces en el Estuario del Río Perizes (Brasil). Duyar *et al.* (2023) registraron entre 0.38-1.27 mg Mn kg<sup>-1</sup> pf en dos especies de peces en el Mar Negro.

Tepe *et al.* (2017) midieron entre 1.28-3.10 mg Mn kg<sup>-1</sup> pf en *Mugil cephalus*, *Chelon auratus*, *Chelon saliens* en dos estuarios situados al sur de Turquía. Fazio *et al.* (2020) midieron entre 0.138-0.304 mg Mn kg<sup>-1</sup> pf en *Mugil cephalus* en el Mar Negro y en el Mar Jónico. Rubalingeswari *et al.* (2021) registraron cerca de 0.11 mg Mn kg<sup>-1</sup> pf en *Chelon parsia* Hamilton en el Estuario de Adyar en la Bahía de Bengal (India). Tore *et al.* (2021) midieron 5.66 ± 9.56 mg Mn kg<sup>-1</sup> pf en *Chelon abu* Heckel en el Río Tigris (Turquía). Turan *et al.* (2022) midieron 0.4 ± 0.1 mg Mn kg<sup>-1</sup> pf en *Chelon auratus* en las costas noreste del Mar Mediterráneo. Hosseini *et al.* (2022) registraron 1.29 mg Mn kg<sup>-1</sup> pf en *Chelon auratus* en el Mar Caspio (Tabla 5).

En *Chelon ramada*, Uysal *et al.* (2008) registraron 0.28 ± 0.00 mg Mn kg<sup>-1</sup> pf en la laguna litoral de Beymelek (Turquía). Chine *et al.* (2021) midieron cerca de 2 mg Mn kg<sup>-1</sup> pf en la laguna costera de Ichkeul (Túnez). Hamada *et al.* (2024) registraron entre 2.49-6.45 mg Mn kg<sup>-1</sup> pf en *Chelon ramada* en una zona costera del este de Libia contaminada por aguas residuales sin depurar (Tabla 5).

La concentración media de manganeso en la zona de vertido de la Mina de Cobre Las Cruces superó a todos los estudios revisados en *Chelon ramada*, e incluso a todos los estudios, excepto uno, de otras especies de mugílidos. Por lo tanto, los resultados recogidos en este trabajo evidencian **bioacumulación elevada de manganeso en los albures en las inmediaciones de la zona de vertido de la Mina de Cobre Las Cruces desde 2020 y 2021**. Los muestreos de 2020, 2021 y 2022 se realizaron en septiembre durante una época de sequía, cuando las concentraciones de Mn biodisponible podría ser más elevadas. Los muestreos de los otros años se realizaron en octubre, noviembre o diciembre. Además, la concentración de manganeso disuelto también tiene relación con los niveles de hipoxia, frecuente en la zona de estudio. A menor concentración de



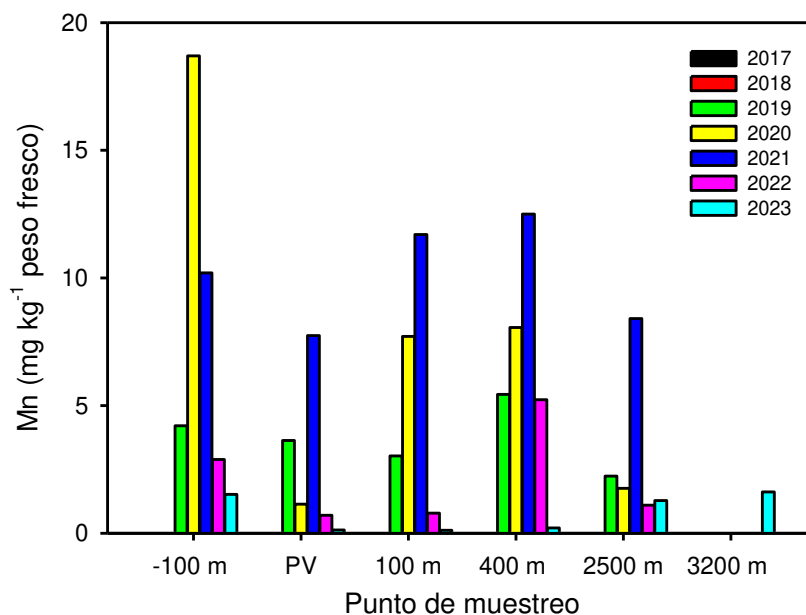
oxígeno, mayor liberación de manganeso del sedimento. En este caso su bioacumulación podría ser debido por incorporación desde las branquias, como ocurre en el otolito de los peces (Limburg *et al.* 2015).

**Tabla 5.** Concentración de manganeso en músculo ( $\text{mg kg}^{-1}$  pf) en especies de mugílidos en varios estudios científicos comparado con este estudio. Los valores son medias ( $\pm$  EEM).

Especie	$\text{mg Mn kg}^{-1}$ pf	Referencia
<i>Mugil cephalus</i> , <i>Chelon auratus</i> , <i>Chelon saliens</i>	1.28-3.10	Tepe <i>et al.</i> 2017
<i>Mugil cephalus</i>	0.138-0.304	Fazio <i>et al.</i> 2020
<i>Chelon parsia</i>	0.11	Rubalingeswari <i>et al.</i> (021
<i>Chelon abu</i>	$5.66 \pm 9.56$	Tore <i>et al.</i> 2021
<i>Chelon auratus</i>	$0.4 \pm 0.1$	Turan <i>et al.</i> 2022
<i>Chelon auratus</i>	1.29	Hosseini <i>et al.</i> 2022
<i>Chelon ramada</i>	$0.28 \pm 0.00$	Uysal <i>et al.</i> 2008
<i>Chelon ramada</i>	c. 2	Chine <i>et al.</i> 2021
<i>Chelon ramada</i>	2.49-6.45	Hamada <i>et al.</i> 2024
<i>Chelon ramada</i>	$4.69 \pm 0.92$ desde 2017 (min 0.11- max.18.7)	Este estudio

### Salud pública

El manganeso es un elemento de baja toxicidad que tiene una importancia biológica considerable debido a su capacidad para prevenir ataques cardíacos, accidentes cerebro-vasculares y paros cardíacos. La deficiencia de Mn produce malformaciones congénitas en la descendencia, bajo rendimiento de crecimiento y baja eficiencia del sistema reproductivo. Sin embargo, el manganeso es tóxico en altas concentraciones, pudiendo provocar trastornos neurológicos y psicológicos (Azaman *et al.* 2015). El nivel máximo de ingesta tolerable de manganeso es de  $11 \text{ mg día}^{-1}$  para adultos sobre la base de un nivel sin efectos adversos observados para las dietas occidentales (Institute of Medicine 2001). Por lo tanto, con los niveles próximos a  $10 \text{ mg Mn kg}^{-1}$  pf registrados en algunas muestras de nuestro estudio, habría que consumir habitualmente 1 kg de albur por una persona adulta para poder sufrir toxicidad. Por lo tanto, **el consumo habitual de músculo de albuces de la zona de estudio no conllevaría riesgo importante de toxicidad por manganeso.** La mediana de la concentración de manganeso de nuestra serie de datos desde 2019 fue de  $2.96 \text{ mg kg}^{-1}$  pf, lo que evidencia menor riesgo aún que considerando los valores máximos de concentración.



**Figura 5.** Concentración total ( $\text{mg kg}^{-1}$  peso fresco) de manganeso (Mn) en el músculo dorsal de albuces (*Chelon ramada*) en diferentes puntos de muestreo en la zona de vertido de la Mina de Cobre Las Cruces en el Estuario del Guadalquivir desde 2017 a 2023. Puntos de muestreo: PV, punto de vertido, 100 m aguas arriba y aguas abajo del PV, y 400 m, 2500 m y 3200 m aguas abajo del PV.

## Cromo

### Análisis ecológico

El cromo se acumula a mayor concentración en el hígado, las branquias y los riñones, y en niveles extremadamente bajos en el tejido muscular de los peces (Singh y Sharma 2024), que es precisamente donde se ha registrado en este estudio.

En nuestro estudio, 3 muestras compuestas de músculo de albur superaron  $0.400 \text{ mg Cr kg}^{-1}$  pf en 2020 y 2021 (Fig. 6, Tabla 6). Kalantzi *et al.* (2013) registraron entre  $0.06\text{-}0.15 \text{ mg Cu kg}^{-1}$  pf en músculo de varias especies de peces en aguas costeras de Grecia. Yi y Zhang (2012) reportaron concentraciones medias de cromo entre  $0.010\text{-}0.023 \text{ mg kg}^{-1}$  pf en músculo de varias especies de peces en el Río Yangtzé. Kacar (2024) registró concentraciones de  $0.218\text{-}0.371 \text{ mg Cr kg}^{-1}$  pf en el músculo de dos especies de peces en el lago no contaminado de Damsa Dam (Turquía). La carpa común en los cinco cuerpos de agua más contaminados de Anatolia presentaba concentraciones en músculo mayores de  $1.0 \text{ mg Cr kg}^{-1}$  pf (Vilizzi y Tarkan 2016).

Tepe *et al.* (2017) midieron entre  $0.39\text{-}1.05 \text{ mg Cr kg}^{-1}$  pf en *Mugil cephalus*, *Chelon auratus*, *Chelon saliens* en dos estuarios situados al sur de Turquía. Fazio *et al.* (2020) midieron entre  $0.021\text{-}0.181 \text{ mg Cr kg}^{-1}$  pf en *Mugil cephalus* en el Mar Negro y en el Mar Jónico.

Rubalingeswari *et al.* (2021) registraron cerca de 0.65 mg Cr kg<sup>-1</sup> pf en *Chelon parsia* Hamilton en el Estuario de Adyar en la Bahía de Bengal (India). Tore *et al.* (2021) midieron 1.53 ± 0.20 mg Cr kg<sup>-1</sup> pf en *Chelon abu* Heckel en el Río Tigris (Turquía). Turan *et al.* (2022) midieron 0.872 ± 0.121 mg Cr kg<sup>-1</sup> pf en *Chelon auratus* en las costas noreste del Mar Mediterráneo. Hosseini *et al.* (2022) registraron 0.514 mg Cr kg<sup>-1</sup> pf en *Chelon auratus* en el Mar Caspio. Albuquerque *et al.* (2023) registraron concentraciones de cerca de 0.100 mg Cr kg<sup>-1</sup> pf en 4 especies de peces, incluyendo la lisa blanca, en el Estuario del Río Perizes (Brasil) (Tabla 6).

En *Chelon ramada*, Storelli *et al.* (2006) registraron entre 0.15 ± 0.06 mg Cr kg<sup>-1</sup> pf en la costa sur de Italia. Uysal *et al.* (2008) no detectaron cromo en la laguna litoral de Beymelek (Turquía). En este estudio, *Chelon ramada* presentaba concentraciones de cromo menores que *Mugil cephalus* (Tabla 6).

La concentración media de cromo desde 2019 en la zona de vertido de la Mina de Cobre Las Cruces superó a los dos estudios revisados en *Chelon ramada*, y fue inferior a las de los estudios, de otras especies de mugílidos, excepto uno. Las muestras compuestas alcanzaron concentraciones de cromo superiores a 2.5 mg Cr kg<sup>-1</sup> pf, llegando a 6.5 mg Cr kg<sup>-1</sup> pf. Estos valores fueron superiores a los de todos los estudios revisados. Por lo tanto, los resultados recogidos en este trabajo, en comparación con otros estudios de bioacumulación de cromo en albuces, evidencian **bioacumulación elevada de cromo en los albuces de la zona en 2020 y 2021.**

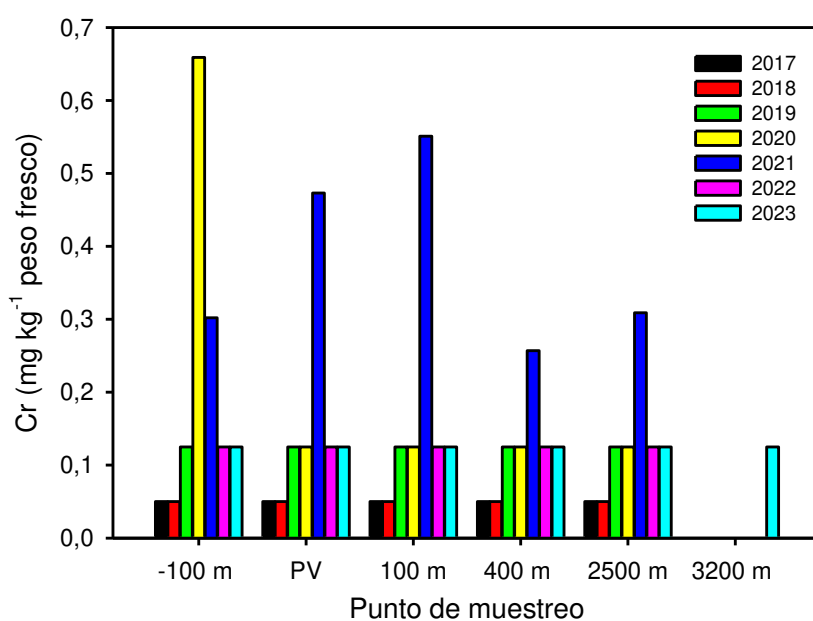
**Tabla 6.** Concentración de cromo en músculo (mg kg<sup>-1</sup> pf) en especies de mugílidos en varios estudios científicos comparado con este estudio. Los valores son medias (± EEM).

Especie	mg Cr kg <sup>-1</sup> pf	Referencia
<i>Mugil cephalus</i> , <i>Chelon auratus</i> , <i>Chelon saliens</i>	0.39-1.05	Tepe <i>et al.</i> 2017
<i>Mugil cephalus</i>	0.02-0.18	Fazio <i>et al.</i> 2020
<i>Chelon parsia</i>	0.65	Rubalingeswari <i>et al.</i> (2021)
<i>Chelon abu</i>	1.53 ± 0.20	Tore <i>et al.</i> 2021
<i>Chelon auratus</i>	0.872 ± 0.121	Turan <i>et al.</i> 2022
<i>Chelon auratus</i>	0.514	Hosseini <i>et al.</i> 2022
<i>Mugil curema</i>	0.10	Albuquerque <i>et al.</i> 2023
<i>Chelon ramada</i>	0.15 ± 0.06	Storelli <i>et al.</i> 2006
<i>Chelon ramada</i>	No detectado	Uysal <i>et al.</i> 2008
<i>Chelon ramada</i>	0.15 ± 0.2 desde 2017	Este estudio
	0.19 ± 0.3 desde 2019	
	(min 0.05- max. <b>0.66</b> )	

### Salud pública

La concentración diaria soportable de ingesta de cromo sugerida por la Unión Europea es de 1.0 mg kg<sup>-1</sup>, mientras que la OMS proponen 0.15 mg kg<sup>-1</sup> (WHO 1995). En vista a las concentraciones medias de cromo registradas en nuestro estudio (0.19 ± 0.3 mg kg<sup>-1</sup> pf desde 2019) y que la dosis diaria tolerable de ingesta de cromo para el ser humano está entre 0.013-0.099 mg

día<sup>-1</sup> (Singh y Sharma 2024), habría que consumir entre 68-521 g de carne de albur por día para presentar toxicidad. Por lo tanto, **el consumo habitual de músculo de los albuces con mayor concentración de cromo de la zona del Estuario del Guadalquivir contaminada por la Mina de Cobre Las Cruces podría conllevar riesgo de toxicidad para el ser humano.** La toxicidad por cromo puede provocar enfermedades pulmonares, hepáticas y renales, además de cáncer (Panda *et al.* 2023). Cabe señalar que **no es habitual que el consumo de carne de albur se dé muy frecuentemente, por lo que el riesgo de toxicidad real es muy bajo.** La mediana de la concentración de cobre de nuestra serie de datos desde 2019 fue de 0.13 mg kg<sup>-1</sup> pf, lo que evidencia menor riesgo aún que considerando los valores medios de concentración.



**Figura 6.** Concentración total (mg kg<sup>-1</sup> peso fresco) de cromo (Cr) en el músculo dorsal de albuces (*Chelon ramada*) en diferentes puntos de muestreo en las inmediaciones de la zona de vertido de la Mina de Cobre Las Cruces en el Estuario del Guadalquivir desde 2017 a 2023. Puntos de muestreo: PV, punto de vertido, 100 m aguas arriba y aguas abajo del PV, y 400 m, 2500 m y 3200 m aguas abajo del PV.

## Níquel

Desde 2009 a 2024, habrían llegado al Estuario del Guadalquivir desde la Mina de Cobre las Cruces un máximo de **1350 kg de níquel**, según el límite de vertido de la autorización ambiental unificada que lo regula.

### *Análisis ecológico*

El níquel suele aumentar a medida que nos acercamos a los focos contaminantes (p.e. mina), al igual que el cadmio (Amundsen et al. 1997).

La concentración de níquel en el músculo dorsal de los albures de la zona de vertido de la Mina de Cobre Las Cruces fue siempre menor de 0.400 mg kg<sup>-1</sup> pf (Fig. 7, Tabla 7). Kacar (2024) registró concentraciones de 0.435-0.488 mg Ni kg<sup>-1</sup> pf en el músculo de dos especies de peces en el lago no contaminado de Damsa Dam (Turquía). La carpa común en los tres cuerpos de agua más contaminados de Anatolia presentaba concentraciones medias en músculo mayores de 2.0 mg Ni kg<sup>-1</sup> pf (Vilizzi y Tarkan 2016). Albuquerque et al. (2023) registraron concentraciones de 0.01-0.08 mg Ni kg<sup>-1</sup> pf en 4 especies de peces en el Estuario del Río Perizes (Brasil).

Tepe et al. (2017) midieron entre 0.52-1.09 mg Ni kg<sup>-1</sup> pf en *Mugil cephalus*, *Chelon auratus*, *Chelon saliens* en dos estuarios situados al sur de Turquía. Fazio et al. (2020) midieron entre 0.007-0.125 mg Ni kg<sup>-1</sup> pf en *Mugil cephalus* en el Mar Negro y en el Mar Jónico. Rubalingeswari et al. (2021) registraron cerca de 0.16 mg Ni kg<sup>-1</sup> pf en *Chelon parsia* Hamilton en el Estuario de Adyar en la Bahía de Bengal (India). Tore et al. (2021) midieron 1.11 ± 1.41 mg Ni kg<sup>-1</sup> pf en *Chelon abu* Heckel en el Río Tigris (Turquía). Bakhshalizadeh et al. (2022) midieron entre 0.30-0.44 mg Ni kg<sup>-1</sup> pf en dos especies de albures (*Chelon auratus* y *Chelon saliens*) introducidas en el Mar Caspio. Hosseini et al. (2022) registraron 0.181 mg Ni kg<sup>-1</sup> pf en *Chelon auratus* también en el Mar Caspio. Turan et al. (2022) midieron 0.316 ± 0.015 mg Ni kg<sup>-1</sup> pf en *Chelon auratus* en las costas noreste del Mar Mediterráneo (Tabla 7).

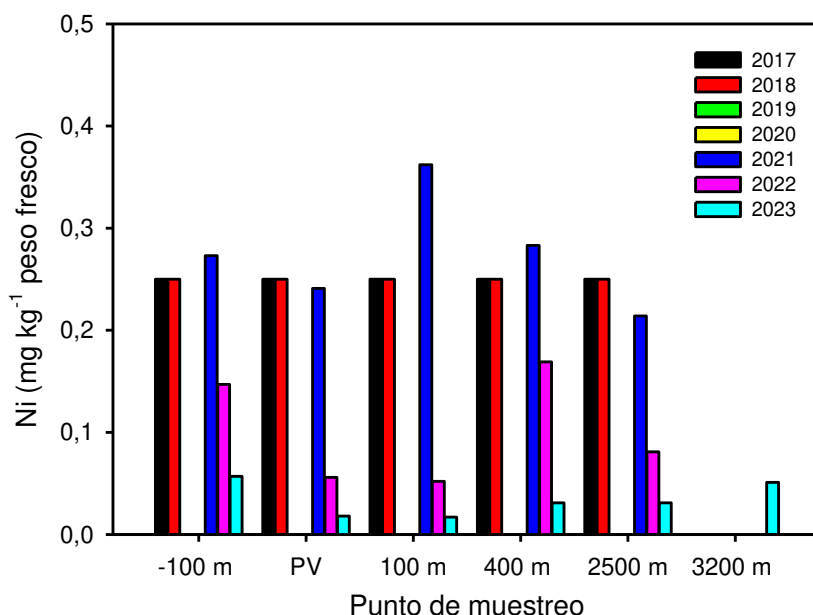
En *Chelon ramada*, Chine et al. (2021) midieron cerca de 1.5 mg Ni kg<sup>-1</sup> pf en la laguna costera de Ichkeul (Túnez). Los valores registrados en este trabajo están en el rango de los registrados en peces marinos de la Islas Canarias (Lozano-Bilbao et al. 2024) y en otros estudios de albures (Tabla 7). Por lo tanto, **los resultados analizados muestran niveles moderados de bioacumulación de níquel en el músculo de los albures.**

**Tabla 7.** Concentración de níquel en músculo ( $\text{mg kg}^{-1}$  pf) en especies de mugílidos en varios estudios científicos comparado con este estudio. Los valores son medias ( $\pm$  EEM).

Especie	$\text{mg Ni kg}^{-1}$ pf	Referencia
<i>Mugil cephalus</i> , <i>Chelon auratus</i> , <i>Chelon saliens</i>	0.52-1.09	Tepe <i>et al.</i> 2017
<i>Mugil cephalus</i>	0.01-0.13	Fazio <i>et al.</i> 2020
<i>Chelon parsia</i>	0.16	Rubalingeswari <i>et al.</i> 2021
<i>Chelon abu</i>	$1.11 \pm 1.41$	Tore <i>et al.</i> 2021
<i>Chelon auratus</i> , <i>Chelon saliens</i>	0.30-0.44	Bakhshalizadeh <i>et al.</i> 2022
<i>Chelon auratus</i>	0.18	Hosseini <i>et al.</i> 2022
<i>Chelon auratus</i>	$0.32 \pm 0.02$	Turan <i>et al.</i> 2022
<i>Chelon ramada</i>	c. 1.5	Chine <i>et al.</i> 2021
<i>Chelon ramada</i>	$0.20 \pm 0.02$ desde 2017 (min 0.02- max. <b>0.36</b> )	Este estudio

### Salud pública

En vista a las concentraciones mayores (cercasas a  $0.25 \text{ mg kg}^{-1}$  pf) y la mediana desde 2019 ( $0.25 \text{ mg kg}^{-1}$  pf) de níquel registradas en nuestro estudio y que la dosis diaria tolerable de ingesta de níquel para el ser humano está entre  $0.089\text{-}0.231 \text{ mg día}^{-1}$  (Singh y Sharma 2024), habría que consumir entre 356-924 g de carne de albur por día para presentar toxicidad. Por lo tanto, **el consumo habitual de músculo de albuces de la zona del Estuario del Guadalquivir contaminada por la Mina de Cobre Las Cruces no conllevaría riesgo de toxicidad por níquel para el ser humano.**



**Figura 7.** Concentración total ( $\text{mg kg}^{-1}$  peso fresco) de níquel (Ni) en el músculo dorsal de albuces (*Chelon ramada*) en diferentes puntos de muestreo en la zona de vertido de la Mina de Cobre Las Cruces en el Estuario del Guadalquivir desde 2017 a 2023. Puntos de muestreo: PV, punto de vertido, 100 m aguas arriba y aguas abajo del PV, y 400 m, 2500 m y 3200 m aguas abajo del PV.

## Cadmio

### *Análisis ecológico*

La exposición a altas concentraciones de cadmio puede llevar a la superación de la capacidad de detoxificación en albures (Bally y Neff 1982).

En nuestro estudio, la concentración de cadmio en los albures fue siempre menor de 0.02 mg kg<sup>-1</sup> pf (Fig. 8, Tabla 8). Yi y Zhang (2012) reportaron concentraciones medias de cadmio entre 0.06-0.13 mg kg<sup>-1</sup> pf en músculo de varias especies de peces en el Río Yangtzé. Kacar (2024) registró concentraciones de 0.007-0.015 mg Cd kg<sup>-1</sup> pf en el músculo de dos especies de peces en el lago no contaminado de Damsa Dam (Turquía). La carpa común en los cuerpos de agua más contaminados de Anatolia presentaba concentraciones en músculo mayores de 0.20 mg Cd kg<sup>-1</sup> pf (Vilizzi y Tarkan 2016). Has-Schön *et al.* (2006) midieron 0.052 ± 0.003 mg Cd kg<sup>-1</sup> pf en el músculo albures en el Río Neretva (Croacia), un cauce contaminado por uso agrícola.

Tepe *et al.* (2017) midieron entre 0.18-0.64 mg Cd kg<sup>-1</sup> pf en músculo de *Mugil cephalus*, *Chelon auratus*, *Chelon saliens* en dos estuarios situados al sur de Turquía. Fazio *et al.* (2020) midieron entre 0.001- 0.039 mg Cd kg<sup>-1</sup> pf en músculo de *Mugil cephalus* en el Mar Negro y en el Mar Jónico. Tore *et al.* (2021) midieron 0.03 ± 0.00 mg Cd kg<sup>-1</sup> pf en músculo de *Chelon abu Heckel* en el Río Tigris (Turquía). Sheikhzadeh y Hamidian (2021) reportaron concentraciones de entre 0.15-0.26 mg Cd kg<sup>-1</sup> peso seco en músculo de *Chelon abu* y *Chelon auratus* en marismas de Irán. Turan *et al.* (2022) midieron 0.058 ± 0.005 mg Cd kg<sup>-1</sup> pf en *Chelon auratus* en las costas noreste del Mar Mediterráneo. Hosseini *et al.* (2022) registraron 0.036 mg Cd kg<sup>-1</sup> pf en músculo de *Chelon auratus* en el Mar Caspio (Tabla 8).

En *Chelon ramada*, França *et al.* (2005) registraron 0.3-0.9 mg Cd kg<sup>-1</sup> ps (c. 0.007-0.002 mg Cd kg<sup>-1</sup> pf) en marismas costeras del Estuario del Tajo (Portugal). Blasco *et al.* (1999) midieron entre 0-0.003 mg Cd kg<sup>-1</sup> pf en el Estuario del Guadalquivir tras la rotura de la presa de la Mina de Aznalcollar. Mahjoub *et al.* (2021) registró 0.001-0.004 mg Cd kg<sup>-1</sup> pf en la costa mediterránea de Marruecos (Tabla 8).

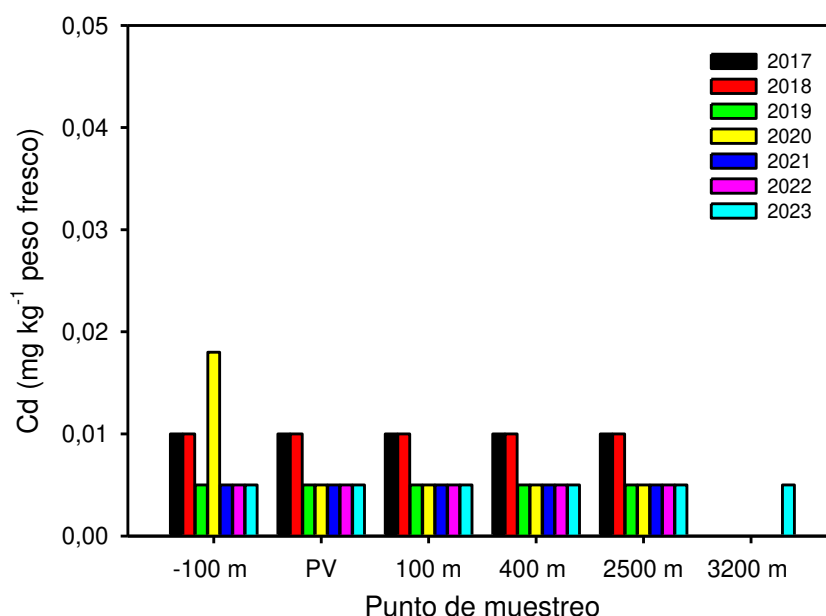
Los valores registrados en nuestro estudio en la zona de vertido de la Mina de Cobre Las Cruces están en el rango de los registrados en otras especies de peces en agua dulce y marina (Pastorelli *et al.* 2012, Bakhshalizadeh *et al.* 2022, Lozano-Bilbao *et al.* 2024, Santhosh *et al.* 2024) y en el rango de los recogidos en otros estudios de albures (Tabla 8). Por lo tanto, las muestras analizadas en este estudio evidencian **niveles moderados de bioacumulación de cadmio en los albures estudiados.**

**Tabla 8.** Concentración de cadmio en músculo ( $\text{mg kg}^{-1}$  pf) en especies de mugílidos en varios estudios científicos comparado con este estudio. Los valores son medias ( $\pm$  EEM).

Especie	$\text{mg Cd kg}^{-1}$ pf	Referencia
<i>Mugil cephalus</i> , <i>Chelon auratus</i> , <i>Chelon saliens</i>	0.18-0.64	Tepe <i>et al.</i> 2017
<i>Mugil cephalus</i>	0.001- 0.039	Fazio <i>et al.</i> 2020
<i>Chelon abu</i>	$0.03 \pm 0.00$	Tore <i>et al.</i> 2021
<i>Chelon abu</i> , <i>Chelon auratus</i>	0.15-0.26	Sheikhzadeh, Hamidian 2021
<i>Chelon auratus</i>	$0.058 \pm 0.005$	Turan <i>et al.</i> 2022
<i>Chelon auratus</i>	0.036	Hosseini <i>et al.</i> 2022
<i>Chelon ramada</i>	0.007-0.002	França <i>et al.</i> 2005
<i>Chelon ramada</i>	0.001-0.004	Mahjoub <i>et al.</i> 2021
<i>Chelon ramada</i>	0-0.003	Blasco <i>et al.</i> 1999
<i>Chelon ramada</i>	$0.007 \pm 0.000$ desde 2017 (min 0.005- max. <b>0.018</b> )	Este estudio

### Salud pública

En vista a las concentraciones mayores más frecuentes (mediana) de cadmio registradas en nuestro estudio (cerca de  $0.01 \text{ mg kg}^{-1}$  pf) y que la dosis diaria tolerable de ingesta de cadmio para el ser humano está entre  $0.018\text{-}0.052 \text{ mg día}^{-1}$  (AESAN 2023, Singh y Sharma 2024), habría que consumir entre 18-52 kg de carne de albur por día para presentar toxicidad. Por lo tanto, **el consumo habitual de músculo de albuces de la zona del Estuario del Guadalquivir contaminada por la Mina de Cobre Las Cruces no conllevaría riesgo de toxicidad por cadmio para el ser humano.**



**Figura 8.** Concentración total ( $\text{mg kg}^{-1}$  peso fresco) de cadmio (Cd) en el músculo dorsal de albuces (*Chelon ramada*) en diferentes puntos de muestreo en las inmediaciones de la zona de vertido de la Mina de Cobre Las Cruces en el Estuario del Guadalquivir desde 2017 a 2023. Puntos de muestreo: PV, punto de vertido, 100 m aguas arriba y aguas abajo del PV, y 400 m, 2500 m y 3200 m aguas abajo del PV.



## Plomo

Desde 2009 a 2024, habrían llegado al Estuario del Guadalquivir desde la Mina de Cobre las Cruces un máximo de **675 kg de plomo**, según el límite de vertido de la autorización ambiental unificada que lo regula.

### *Análisis ecológico*

La concentración de plomo en el músculo dorsal de los albuces fue mayor de 0.100 mg Pb kg<sup>-1</sup> pf en la mayoría de muestras compuestas registradas. Además, registramos 13 muestras compuestas de músculo superiores a 0.200 mg Pb kg<sup>-1</sup> pf entre 2019 y 2023, y 8 muestras en encima de 0.300 mg Pb kg<sup>-1</sup> pf (Fig. 9, Tabla 9).

Pastorelli *et al.* (2012) registraron entre 0.017-0.066 mg Pb kg<sup>-1</sup> pf en músculo de 7 especies de peces comercializados en Italia. Yi y Zhang (2012) reportaron concentraciones medias de plomo entre 0.21-0.81 mg kg<sup>-1</sup> pf en músculo de varias especies de peces en el Río Yangtzé. Kalantzi *et al.* (2013) registraron entre 0.02-0.03 mg Pb kg<sup>-1</sup> pf en músculo de varias especies de peces en aguas costeras de Grecia. Kacar (2024) registró concentraciones de 0.01 mg Pb kg<sup>-1</sup> pf en el músculo de dos especies de peces en el lago no contaminado de Damsa Dam (Turquía). La carpa común en los cuerpos de agua más contaminados de Anatolia presentaba concentraciones en músculo mayores de 0.70 mg Pb kg<sup>-1</sup> pf (Vilizzi y Tarkan 2016). Albuquerque *et al.* (2023) registraron concentraciones de 0.02-0.86 mg Pb kg<sup>-1</sup> pf en 4 especies de peces en el Estuario del Río Perizes (Brasil). Hossain *et al.* (2025) reportaron 6 mg Pb kg<sup>-1</sup> peso seco en músculo de peces de la región del lago Shahpura (Bhopal, India) contaminado con aguas residuales.

Tepe *et al.* (2017) midieron entre 0.26-0.98 mg Pb kg<sup>-1</sup> pf en *Mugil cephalus*, *Chelon auratus* y *Chelon saliens* en dos estuarios situados al sur de Turquía contaminados por aguas residuales e industriales. Fazio *et al.* (2020) midieron entre 0.057- 0.191 mg Pb kg<sup>-1</sup> pf en *Mugil cephalus* en el Mar Negro y en el Mar Jónico. Has-Schön *et al.* (2006) midieron 0.106 ± 0.006 mg Pb kg<sup>-1</sup> pf en albuces en el Río Neretva (Croacia). Rubalingeswari *et al.* (2021) registraron cerca de 0.55 mg Pb kg<sup>-1</sup> pf en *Chelon parsia* Hamilton en el Estuario de Adyar en la Bahía de Bengal (India). Zohra y Habib (2016) midieron 0.17 ± 0.01 mg Pb kg<sup>-1</sup> ps en *Chelon auratus* en las costas de Túnez. Tore *et al.* (2021) midieron 0.33 ± 0.18 mg Pb kg<sup>-1</sup> pf en *Chelon abu* Heckel en el Río Tigris (Turquía). Bakhshalizadeh *et al.* (2022) midieron entre 0.120-0.160 mg Pb kg<sup>-1</sup> pf en dos especies de albuces (*Chelon auratus* y *Chelon saliens*) introducidas en el Mar Caspio. Hosseini *et al.* (2022) registraron 0.971 mg Cu kg<sup>-1</sup> pf en *Chelon auratus* también en el Mar Caspio. Turan *et*

*al.* (2022) midieron  $0.237 \pm 0.152$  mg Pb kg<sup>-1</sup> pf en *Chelon auratus* en las costas noreste del Mar Mediterráneo. *Lozano-Bilbao et al.* (2024) registraron una concentración de 0.330 mg Pb kg<sup>-1</sup> pf en albuces en aguas oceánicas en las Islas Canarias (Tabla 9).

En *Chelon ramada*, *França et al.* (2005) registraron 1.1-3.7 mg Pb kg<sup>-1</sup> ps (c. 0.27-0.90 mg Pb kg<sup>-1</sup> pf) en marismas costeras del Estuario del Tajo (Portugal). *Storelli et al.* (2006) registraron entre  $0.05 \pm 0.02$  mg Pb kg<sup>-1</sup> pf en la costa sur de Italia. *Mahjoub et al.* (2021) registró 0.009-0.026 mg Pb kg<sup>-1</sup> pf en la costa mediterránea de Marruecos. *Chine et al.* (2021) midieron menos de 0.1 mg Pb kg<sup>-1</sup> pf en la laguna costera de Ichkeul (Túnez). *Hamada et al.* (2024) registraron entre 2.49-6.45 mg Pb kg<sup>-1</sup> pf en *Chelon ramada* en una zona costera del este de Libia contaminada por aguas residuales sin depurar (Tabla 9).

**Tabla 9.** Concentración de plomo en músculo (mg kg<sup>-1</sup> pf) en especies de mugílidos en varios estudios científicos comparado con este estudio. Los valores son medias ( $\pm$  EEM).

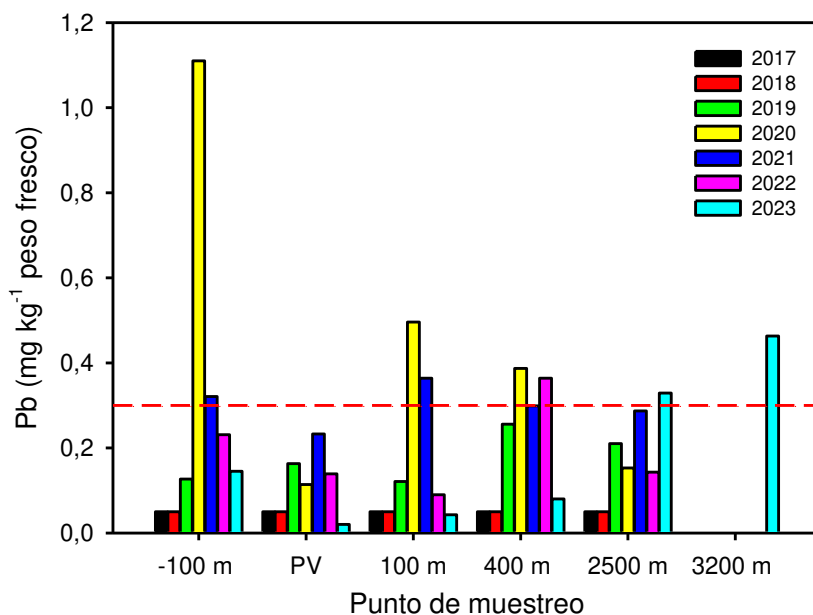
Especie	mg Pb kg <sup>-1</sup> pf	Referencia
<i>Mugil cephalus</i> , <i>Chelon auratus</i> y <i>Chelon saliens</i>	0.26-0.98	<i>Tepe et al.</i> 2017
<i>Mugil cephalus</i>	0.06- 0.19	<i>Fazio et al.</i> 2020
<i>Chelon</i> sp.	$0.11 \pm 0.01$	<i>Has-Schön et al.</i> 2006
<i>Chelon parsia</i>	0.55	<i>Rubalingeswari et al.</i> 2021
<i>Chelon auratus</i>	$0.17 \pm 0.01$	<i>Zohra y Habib</i> 2016
<i>Chelon abu</i>	$0.33 \pm 0.18$	<i>Tore et al.</i> 2021
<i>Chelon auratus</i> y <i>Chelon saliens</i>	0.12-0.16	<i>Bakhshalizadeh et al.</i> 2022
<i>Chelon auratus</i>	0.97	<i>Hosseini et al.</i> 2022
<i>Chelon auratus</i>	$0.24 \pm 0.15$	<i>Turan et al.</i> 2022
<i>Chelon</i> sp.	0.33	<i>Lozano-Bilbao et al.</i> 2024
<i>Chelon ramada</i>	0.27-0.90	<i>França et al.</i> 2005
<i>Chelon ramada</i>	$0.05 \pm 0.02$	<i>Storelli et al.</i> 2006
<i>Chelon ramada</i>	0.009-0.026	<i>Mahjoub et al.</i> 2021
<i>Chelon ramada</i>	< 0.1	<i>Chine et al.</i> 2021
<i>Chelon ramada</i>	5.81-8.04	<i>Hamada et al.</i> 2024
<i>Chelon ramada</i>	$0.20 \pm 0.03$ desde 2017	Este estudio
	$0.26 \pm 0.04$ desde 2019	
	(min 0.05-max. <b>0.50</b> )	

La concentración media de plomo desde 2017 y 2019 en la zona de vertido de la Mina de Cobre Las Cruces superó a tres de los cinco estudios revisados en *Chelon ramada*. Por lo tanto, en relación a otros estudios realizados en albuces, los resultados analizados en este trabajo evidencian **bioacumulación elevada de plomo en los albuces muestreados en la zona afectada por el vertido minero de la Mina de Cobre Las Cruces de 2020 a 2023.**

*Salud pública*

**La concentración de plomo en 8 muestras (el 31% de las muestras analizadas desde 2019) compuestas de músculo de los albuces muestreados desde 2020 a 2023 superó el límite legal de  $0.3 \text{ mg kg}^{-1} \text{ pf}$  para su ingestión en la Unión Europea (UE 2006).** Estas muestras fueron recolectadas desde 2020 a 2023 (Fig. 9). El límite recomendado para ingesta de plomo por la Organización Mundial de la Salud ( $0.2 \text{ mg kg}^{-1} \text{ pf}$ ) es, incluso, más restrictivo que el de la UE (WHO 1989).

En vista a las concentraciones medias de plomo registradas en nuestro estudio ( $0.26 \pm 0.04 \text{ mg kg}^{-1} \text{ pf}$  desde 2019; mediana desde 2019 =  $0.22 \text{ mg kg}^{-1} \text{ pf}$ ) y que la dosis diaria tolerable de ingesta de plomo para un ser humano adulto está entre  $0.025\text{-}0.052 \text{ mg día}^{-1}$  (Singh y Sharma 2024), habría que consumir entre 96-200 g de carne de albur por día para presentar toxicidad. Por lo tanto, **el consumo habitual de músculo de albuces de la zona del Estuario del Guadalquivir contaminada por la Mina de Cobre Las Cruces podría conllevar un riesgo toxicidad por plomo para el ser humano.** La toxicidad por plomo puede conllevar fallo renal, daños al sistema nervioso, cáncer (Singh y Sharma 2024) y efectos crónicos en la infancia (Panda *et al.* 2023). Los niños son más vulnerables al plomo porque tienen una excreción renal menos efectiva y una mayor absorción gastrointestinal. Además, el cerebro fetal presenta una mayor sensibilidad a los efectos tóxicos del plomo en comparación con el cerebro maduro (Azaman *et al.* 2015). **Cabe señalar que no es habitual que el consumo de carne de albur se dé muy frecuentemente, por lo que el riesgo de toxicidad real es muy bajo.**



**Figura 9.** Concentración total ( $\text{mg kg}^{-1}$  peso fresco) de plomo (Pb) en el músculo dorsal de albuces (*Chelon ramada*) en diferentes puntos de muestreo en la zona de vertido de la Mina de Cobre Las Cruces en el Estuario del Guadalquivir desde 2017 a 2023. Puntos de muestreo: PV, punto de vertido, 100 m aguas arriba y aguas abajo del PV, y 400 m, 2500 m y 3200 m aguas abajo del PV. La línea discontinua roja horizontal indica el nivel máximo de plomo en músculo de pescado para ingesta según la Unión Europea (UE 2006, 2023).

## Zinc

Desde 2009 a 2024, habrían llegado al Estuario del Guadalquivir desde la Mina de Cobre las Cruces un máximo de **5400 kg de zinc**, según el límite de vertido de la autorización ambiental unificada que lo regula.

### *Análisis ecológico*

Los peces asimilan zinc directamente desde el agua y a través de la dieta, y ambas vías pueden ser relevantes si las concentraciones de zinc son lo suficientemente elevadas en agua y en alimentos (Clearwater *et al.* 2002).

En nuestro estudio, la concentración de zinc en el músculo dorsal de los albuces varió entre 4 y  $16 \text{ mg kg}^{-1}$  pf, con 17 muestras compuestas superando  $12 \text{ mg Zn kg}^{-1}$  pf entre 2019 y 2023 (Fig. 10, Tabla 10).

Yi y Zhang (2012) reportaron concentraciones medias entre 2.8-7.5  $\text{mg Zn kg}^{-1}$  pf en músculo de varias especies de peces en el Río Yangtzé. Kalantzi *et al.* (2013) registraron entre 2.89-6.38  $\text{mg Zn kg}^{-1}$  pf en músculo de varias especies de peces en aguas costeras de Grecia. Kacar

(2024) registró concentraciones de 6.11-8.19 mg Zn kg<sup>-1</sup> pf en el músculo de dos especies de peces en el lago no contaminado de Damsa Dam (Turquía). La carpa común en los cuerpos de agua más contaminados de Anatolia presentaba concentraciones en músculo mayores de 10 mg Zn kg<sup>-1</sup> pf (Vilizzi y Tarkan 2016). Albuquerque et al. (2023) registraron concentraciones de 0.08 mg Zn kg<sup>-1</sup> pf en 4 especies de peces en el Estuario del Río Perizes (Brasil). Hossain et al. (2025) reportaron 9.6 mg Zn kg<sup>-1</sup> en músculo de peces de la región del lago Shahpura (Bhopal, India) contaminado con aguas residuales.

Mohammadnabizadeh et al. (2015) registraron 3.5 ± 0.43 mg Zn kg<sup>-1</sup> pf en *Chelon klunzingeri* en las costas de Irán. Tepe et al. (2017) midieron entre 7.80-21.2 mg Zn kg<sup>-1</sup> pf en músculo de *Mugil cephalus*, *Chelon auratus*, *Chelon saliens* en dos estuarios situados al sur de Turquía. Fazio et al. (2020) midieron entre 4.533-19.300 mg Zn kg<sup>-1</sup> pf en músculo de *Mugil cephalus* en el Mar Negro y en el Mar Jónico. Tore et al. (2021) midieron 11.44 ± 4.52 mg Zn kg<sup>-1</sup> pf en músculo de *Chelon abu Heckel* en el Río Tigris (Turquía). Bakhshalizadeh et al. (2022) midieron entre 18.8-20.1 mg Zn kg<sup>-1</sup> pf en músculo dorsal de dos especies de albuces (*Chelon auratus* y *Chelon saliens*) introducidas en el Mar Caspio. Hosseini et al. (2022) registraron 7.41 mg Zn kg<sup>-1</sup> pf en músculo de *Chelon auratus* también en el Mar Caspio. Turan et al. (2022) midieron 13.996 ± 1.517 mg Zn kg<sup>-1</sup> pf en *Chelon auratus* en las costas noreste del Mar Mediterráneo en invierno (Tabla 10).

En *Chelon ramada*, França et al. (2005) registraron 22.5-24.7 mg Zn kg<sup>-1</sup> ps (c. 5.6-6.2 mg Zn kg<sup>-1</sup> pf) en marismas costeras del Estuario del Tajo (Portugal). Storelli et al. (2006) registraron entre 6.53 ± 1.34 mg Zn kg<sup>-1</sup> pf en la costa sur de Italia. Uysal et al. (2008) registraron 12.28 ± 0.54 mg Zn kg<sup>-1</sup> pf en la laguna litoral de Beymelek (Turquía). En este estudio, *Chelon ramada* presentaba concentraciones de zinc mayores que *Chelon auratus*, *Chelon labrasus* y *Mugil cephalus*. Hamada et al. (2024) registraron entre 3.24-7.32 mg Zn kg<sup>-1</sup> pf en *Chelon ramada* en una zona costera del este de Libia contaminada por aguas residuales sin depurar (Tabla 10).

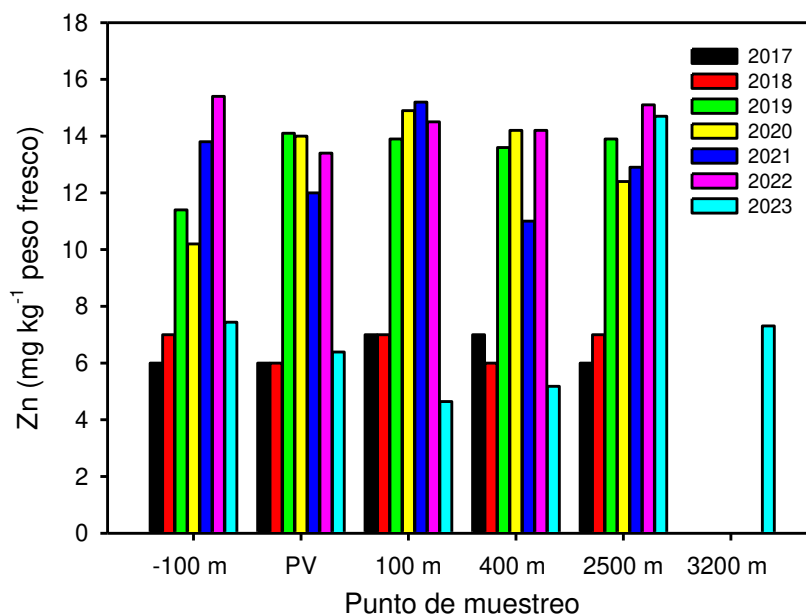
La concentración media de zinc desde 2017 y 2019 en la zona de vertido de la Mina de Cobre Las Cruces superó a todos los estudios revisados en *Chelon ramada*, excepto a un estudio que mostraba una concentración similar. Además, superó a cuatro de siete estudios en otras especies de mugílidos (Tabla 10). Por lo tanto, en comparación con otros estudios en la misma especie, nuestros resultados muestran **bioacumulación continuada y elevada de zinc en los albuces del Estuario Interior del Guadalquivir desde 2019.**

**Tabla 10.** Concentración de zinc en músculo ( $\text{mg kg}^{-1}$  pf) en especies de mugílidos en varios estudios científicos comparado con este estudio. Los valores son medias ( $\pm$  EEM).

<b>Especie</b>	<b>mg Zn kg<sup>-1</sup> pf</b>	<b>Referencia</b>
<i>Chelon klunzingeri</i>	3.50 $\pm$ 0.43	Mohammadnabizadeh <i>et al.</i> 2015
<i>Mugil cephalus</i> , <i>Chelon auratus</i> , <i>Chelon saliens</i>	7.80-21.20	Tepe <i>et al.</i> 2017
<i>Mugil cephalus</i>	4.53-19.30	Fazio <i>et al.</i> 2020
<i>Chelon abu</i>	11.44 $\pm$ 4.52	Tore <i>et al.</i> 2021
<i>Chelon auratus</i> y <i>Chelon saliens</i>	18.80-20.10	Bakhshalizadeh <i>et al.</i> 2022
<i>Chelon auratus</i>	7.41	Hosseini <i>et al.</i> 2022
<i>Chelon auratus</i>	14.00 $\pm$ 1.5	Turan <i>et al.</i> 2022
<i>Chelon ramada</i>	5.6-6.2	França <i>et al.</i> 2005
<i>Chelon ramada</i>	6.53 $\pm$ 1.34	Storelli <i>et al.</i> 2006
<i>Chelon ramada</i>	12.28 $\pm$ 0.54	Uysal <i>et al.</i> 2008
<i>Chelon ramada</i>	3.24-7.32	Hamada <i>et al.</i> 2024
<i>Chelon ramada</i>	10.60 $\pm$ 0.63 desde 2017	Este estudio
	12.15 $\pm$ 0.64 desde 2019	
	(min 4.64- max. <b>15.4</b> )	

### Salud pública

La concentración de zinc de ninguna de las muestras compuestas de albures superó el nivel legal máximo de  $50 \text{ mg Zn kg}^{-1}$  pf para ingestión de peces en India (FAO 1983) y Turquía (Vilizzi y Tarkan 2016). Además, los valores de zinc analizados en nuestro estudio estaban por debajo del nivel máximo permitido en peces para alimentación en China ( $40 \text{ mg kg}^{-1}$  pf) (Luo *et al.* 2013). La concentración recomendada de zinc por la FAO es de  $30 \text{ mg kg}^{-1}$  (FAO 1993). En vista a las concentraciones mayores de zinc registradas en nuestro estudio (c.  $13 \text{ mg kg}^{-1}$  pf; mediana desde 2019 =  $13.70 \text{ mg kg}^{-1}$  pf) y que la dosis diaria tolerable de ingesta de zinc para un ser humano adulto está entre  $15\text{-}20 \text{ mg día}^{-1}$  (Singh y Sharma 2024), habría que consumir entre 650-867 g de carne de albur por día para presentar toxicidad. Por lo tanto, **el consumo habitual de músculo de albures de la zona del Estuario del Guadalquivir contaminada por la Mina de Cobre Las Cruces no conllevaría riesgo de toxicidad por zinc para el ser humano.**



**Figura 10.** Concentración total ( $\text{mg kg}^{-1}$  peso fresco) de zinc (Zn) en el músculo dorsal de albures (*Chelon ramada*) en diferentes puntos de muestreo en la zona de vertido de la Mina de Cobre Las Cruces en el Estuario del Guadalquivir desde 2017 a 2023. Puntos de muestreo: PV, punto de vertido, 100 m aguas arriba y aguas abajo del PV, y 400 m, 2500 m y 3200 m aguas abajo del PV.

## Selenio

### Análisis ecológico

El selenio es crucial para diversas funciones fisiológicas, sin embargo puede bioacumularse y volverse tóxico en concentraciones elevadas. Entre la amplia gama de metales y metaloides, el selenio es notablemente reconocido como uno de los metaloides tóxicos más acumulativos, lo que se atribuye a su capacidad para sustituir átomos de azufre dentro de las proteínas, formando así complejos estables (Uddin *et al.* 2024).

Mieiro *et al.* (2012) midieron entre  $0.23 \pm 0.01$  y  $0.50 \pm 0.07$   $\text{mg Se kg}^{-1}$  pf en *Chelon auratus* en una zona no contaminada y en otra afectada por un vertido industrial la Ría de Aveiro (Portugal). Kalantzi *et al.* (2013) registraron entre 0.20-0.62  $\text{mg Se kg}^{-1}$  pf en varias especies de peces en aguas costeras de Grecia. Hosseini *et al.* (2022) registraron 2.01  $\text{mg Se kg}^{-1}$  pf en músculo de *Chelon auratus* en el Mar Caspio. En *Chelon ramada*, Chine *et al.* (2021) midieron cerca de 1.2  $\text{mg Se kg}^{-1}$  pf en la laguna costera de Ichkeul (Túnez) (Tabla 11).

**Tabla 11.** Concentración de selenio en músculo ( $\text{mg kg}^{-1}$  pf) en especies de mugílidos en varios estudios científicos comparado con este estudio. Los valores son medias ( $\pm$  EEM).

Espece	mg Se $\text{kg}^{-1}$ pf	Referencia
<i>Chelon auratus</i>	$0.23 \pm 0.01$ y $0.50 \pm 0.07$	Mieiro <i>et al.</i> 2012
<i>Chelon auratus</i>	2.01	Hosseini <i>et al.</i> 2022
<i>Chelon ramada</i>	c. 1.2	Chine <i>et al.</i> 2021
<i>Chelon ramada</i>	$0.37 \pm 0.04$ desde 2017 $0.49 \pm 0.03$ desde 2019 (min 0.05- max. <b>0.72</b> )	Este estudio

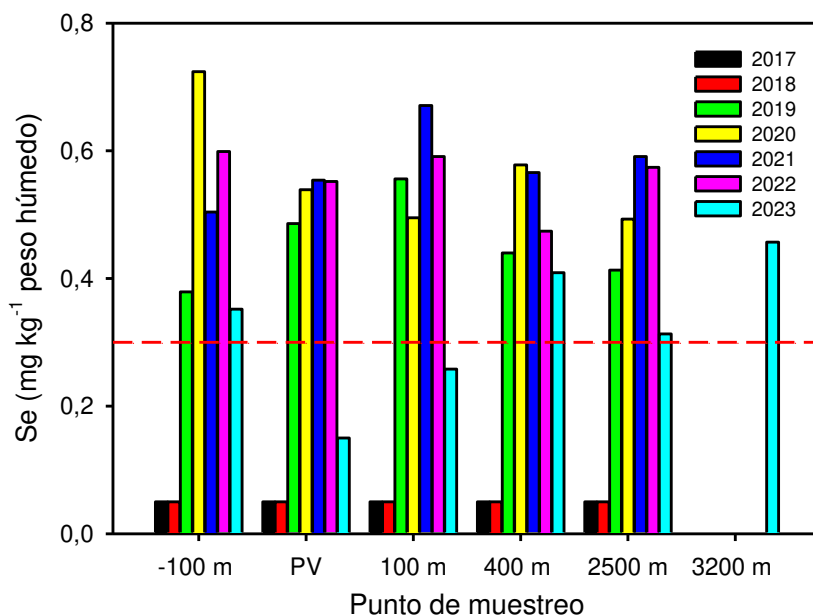
En nuestro estudio, la concentración de selenio en el músculo de los albures aumentó marcadamente a partir de 2018 (Fig. 9). Esto podría deberse a la metodología empleada, ya que una nueva empresa comenzó a realizar los análisis de laboratorio en 2019. Sin embargo, también podría deberse a que la capacidad de detoxificación de los peces hubiera sido superada por una exposición creciente y/o mantenida en el tiempo a selenio (Uddin *et al.* 2024). La concentración de selenio estuvo habitualmente por encima de  $0.30 \text{ mg kg}^{-1}$  pf a partir de 2018, llegando a alcanzar  $0.72 \text{ mg kg}^{-1}$  pf (Fig. 11, Tabla 11). La Agencia de Protección del Medio Ambiente de Estados Unidos fijó  $1.3 \text{ mg kg}^{-1}$  peso seco en músculos de pescado como el nivel máximo para evitar toxicidad por selenio (Uddin *et al.* 2024). Tengamos en cuenta que este valor para evitar toxicidad está expresado en peso seco y las concentraciones recogidas en este estudio están en peso fresco. Aplicando un contenido de agua en el músculo de los peces del 75% (Bezbaruah y Deka 2021), tendríamos  $0.98 \text{ mg kg}^{-1}$  pf como límite de toxicidad por selenio en peces. Por lo tanto, los datos analizados muestran **bioacumulación de selenio en los albures capturados en la zona interior del Estuario del Guadalquivir a partir de 2019, pero sin llegar a límites de toxicidad para los peces.**

### Salud pública

La legislación europea no recoge un máximo de Se en peces para alimentación (UE 2023). Todas las concentraciones de Se analizadas en este estudio entre 2019 y 2023 (Fig. 11) superaron los límites establecidos en la legislación chilena para cualquier tipo de alimento en Chile ( $0.30 \text{ ppm}$ ) (FAO 1983). Tengamos en cuenta que estos valores están expresados en peso seco y las concentraciones recogidas en este estudio son en peso fresco, y el contenido de agua en el músculo de los peces está próximo al 75% (Bezbaruah y Deka 2021). Sin embargo, ninguna muestra superaría el límite máximo de  $2.0 \text{ ppm}$  pf para ingestión de peces en Nueva Zelanda (FAO 1983). La Autoridad Europea de Seguridad Alimentaria (EFSA) establece un nivel máximo de ingesta tolerable de  $255 \mu\text{g Se día}^{-1}$  para hombres y mujeres adultos (EFSA 2023). Tomando como referencia una concentración mediana de  $0.500 \text{ mg Se kg}^{-1}$  pf, 1 más habitual en los registros



analizados en este estudio, **habría que consumir 510 g de carne de albur por día para superar nivel máximo de ingesta tolerable. Cabe señalar que no es habitual que el consumo de carne de albur se dé muy frecuentemente, por lo que el riesgo de toxicidad real es muy bajo.**



**Figura 11.** Concentración total ( $\text{mg kg}^{-1}$  peso fresco) de selenio (Se) en el músculo dorsal de albuces (*Chelon ramada*) en diferentes puntos de muestreo en la zona de vertido de la Mina de Cobre Las Cruces en el Estuario del Guadalquivir desde 2017 a 2023. Puntos de muestreo: PV, punto de vertido, 100 m aguas arriba y aguas abajo del PV, y 400 m, 2500 m y 3200 m aguas abajo del PV. La línea horizontal discontinua roja indica el valor máximo recomendado de Se para cualquier tipo de alimento en Chile (FAO 1983).

### Arsénico

Desde 2009 a 2024, habrían llegado al Estuario del Guadalquivir desde la Mina de Cobre las Cruces un máximo de **675 kg de arsénico**, según el límite de vertido de la autorización ambiental unificada que lo regula.

#### Análisis ecológico

En nuestro estudio, la concentración de arsénico en los albuces estuvo entre 0.15 y 0.63  $\text{mg kg}^{-1}$  pf a partir de 2018 (Fig. 12, Tabla 12). La concentración de arsénico en los albuces aumentó marcadamente a partir de 2018, como en el caso del selenio (Fig. 11 y 12). Esto podría deberse a la metodología empleada, ya que una nueva empresa comenzó a realizar los análisis de laboratorio en 2019. Sin embargo, también podría deberse a que la capacidad de detoxificación de los peces hubiera sido superada por una exposición creciente a arsénico.

En aguas marinas, [Kalantzi et al. \(2013\)](#) registraron entre 1.06-6.39 mg As kg<sup>-1</sup> pf en músculo de varias especies de peces en aguas costeras de Grecia. [Duyar et al. \(2023\)](#) registraron entre 2.15-7.29 mg As kg<sup>-1</sup> pf en dos especies de peces en el Mar Negro. [Kacar \(2024\)](#) registró concentraciones de 0.155-0.188 mg As kg<sup>-1</sup> pf en el músculo de dos especies de peces en el lago no contaminado de Damsa Dam (Turquía).

[Has-Schön et al. \(2006\)](#) midieron  $0.309 \pm 0.048$  mg As kg<sup>-1</sup> pf en albuces en el Río Neretva (Croacia), un cauce contaminado por uso agrícola. [Mieiro et al. \(2012\)](#) midieron entre  $2.47 \pm 0.39$  y  $1.92 \pm 0.33$  mg As kg<sup>-1</sup> pf en *Chelon auratus* en una zona no contaminada y en otra afectada por un vertido industrial la Ría de Aveiro (Portugal). [Mohammadnabizadeh et al. \(2015\)](#) registraron  $0.41 \pm 0.07$  mg As kg<sup>-1</sup> pf en *Chelon klunzingeri* en las costas de Irán. [Bat et al. \(2015\)](#) registraron 0.25 mg As kg<sup>-1</sup> pf en *Chelon auratus* en la costa turca el Mar Negro. [Usese et al. \(2017\)](#) midieron entre 0.25-2.27 mg As kg<sup>-1</sup> ps en *Mugil cephalus* y 0.47-2.26 mg As kg<sup>-1</sup> ps en *Chelon falcipinnis* en la laguna costera de Lagos (Nigeria). [Norouzi et al. \(2017\)](#) midieron entre 0.017-0.12 mg As kg<sup>-1</sup> ps en *Chelon auratus* en el Mar Caspio. [Jisr et al. \(2020\)](#) registraron  $1.697 \pm 0.702$  mg As kg<sup>-1</sup> en músculo de *Liza ramada* cerca de un punto de vertido de aguas residuales en una zona costera de Trípoli (Líbano). [Tore et al. \(2021\)](#) midieron  $0.20 \pm 0.07$  mg As kg<sup>-1</sup> pf en músculo de *Chelon abu Heckel* en el Río Tigris (Turquía). [Bakhshalizadeh et al. \(2022\)](#) midieron entre 0.43-0.52 mg As kg<sup>-1</sup> pf en dos especies de albuces (*Chelon auratus* y *Chelon saliens*) introducidas en el Mar Caspio. [Hosseini et al. \(2022\)](#) registraron 1.39 mg As kg<sup>-1</sup> pf en músculo de *Chelon auratus* también en el Mar Caspio. [Kumar et al. \(2022\)](#) midieron  $0.70 \pm 0.13$  mg As kg<sup>-1</sup> pf en *Chelon tade* Forsskal, un pez detritívoro, en una poza de acuicultura contaminada con arsénico en Bopal (India). Esta concentración de arsénico en el músculo conllevó menor crecimiento en los peces contaminados ([Tabla 12](#)).

En *Chelon ramada*, [Suñer et al. \(1999\)](#) midieron  $0.65 \pm 0.38$  mg As kg<sup>-1</sup> pf en el zona exterior del Estuario del Guadalquivir contaminada tras la rotura de la balsa minera de Aznalcóllar. [Chine et al. \(2021\)](#) midieron cerca de 2.5 mg As kg<sup>-1</sup> pf en *Chelon ramada* en la laguna costera de Ichkeul (Túnez) ([Tabla 12](#)).

La concentración media de arsénico desde 2019 en la zona de vertido de la Mina de Cobre Las Cruces fue inferior a las de otros estudios en *Chelon ramada* en zonas contaminadas. Además, estuvo en el rango de la mayoría de los estudios revisad de otras especies de mugílidos ([Tabla 12](#)). Por lo tanto, en comparación con otros estudios realizados en albuces, **nuestros resultados evidencian bioacumulación moderada de arsénico en los albuces próximos a la zona de vertido de la Mina de Cobre Las Cruces a partir de 2019**. En este sentido, [Bonnail et al. \(2019\)](#) relacionaron los efectos ecotóxicos (medidos en almeja asiática) registrados en la zona de vertido de

la Mina de Cobre Las Cruces con altas concentraciones de arsénico, cadmio y cobre. El arsénico suele concentrarse especialmente en peces bentónicos estuarinos (O'Mara *et al.* 2022), como los albures que se alimentan fundamentalmente en el fondo.

**Tabla 12.** Concentración de arsénico en músculo ( $\text{mg kg}^{-1}$  pf) en especies de mugílidos en varios estudios científicos comparado con este estudio. Los valores son medias ( $\pm$  EEM).

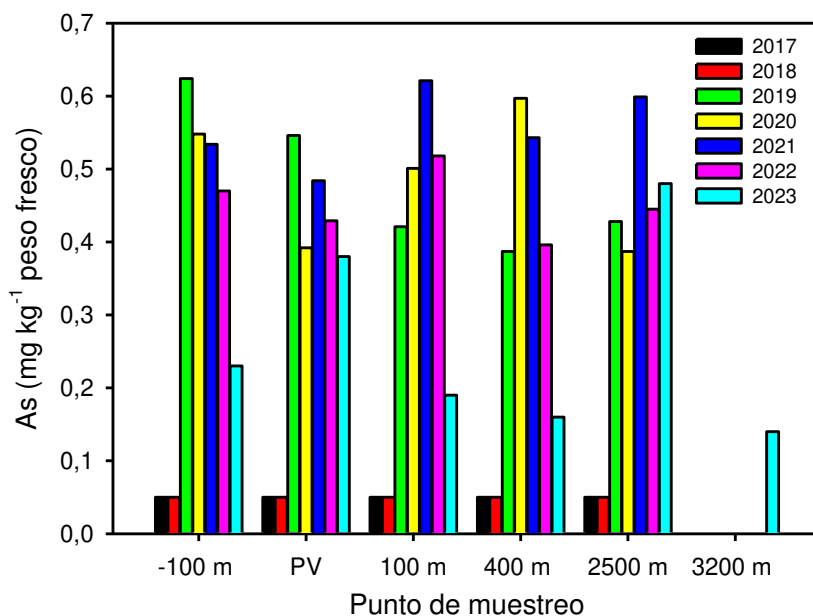
Especie	mg As $\text{kg}^{-1}$ pf	Referencia
<i>Chelon sp.</i>	$0.31 \pm 0.05$	Has-Schön <i>et al.</i> 2006
<i>Chelon auratus</i>	$2.47 \pm 0.39, 1.92 \pm 0.33$	Mieiro <i>et al.</i> 2012
<i>Chelon klunzingeri</i>	$0.41 \pm 0.07$	Mohammadnabizadeh <i>et al.</i> (015
<i>Chelon auratus</i>	0.25	Bat <i>et al.</i> 2015
<i>Chelon auratus</i>	0.02-0.12	Norouzi <i>et al.</i> 2017
<i>Chelon abu</i>	$0.20 \pm 0.07$	Tore <i>et al.</i> 2021
<i>Chelon auratus</i> y <i>Chelon saliens</i>	0.43-0.52	Bakhshalizadeh <i>et al.</i> 2022
<i>Chelon auratus</i>	1.39	Hosseini <i>et al.</i> 2022
<i>Chelon tade</i>	$0.70 \pm 0.13$	Kumar <i>et al.</i> 2022
<i>Chelon ramada</i>	$0.65 \pm 0.38$	Suñer <i>et al.</i> 1999
<i>Chelon ramada</i>	c. 2.5	Chine <i>et al.</i> 2021
<i>Chelon ramada</i>	$0.33 \pm 0.04$ desde 2017	Este estudio
	$0.44 \pm 0.03$ desde 2019	
	(min 0.05- max. <b>0.62</b> )	

### Salud pública

La legislación europea (UE 2023) no recoge un nivel máximo de As en carne de pescado para alimentación. En muchos países la concentración máxima de arsénico recomendada para la ingesta en músculo de pescados es de  $1.0 \text{ mg kg}^{-1}$  pf (Has-Schön *et al.* 2006), por lo que nuestros resultados de arsénico total estarían por debajo de este nivel, aunque próximos.

En vista a las concentraciones mayores de arsénico registradas en nuestro estudio (cerca de  $0.50 \text{ mg kg}^{-1}$  pf) y que la dosis diaria tolerable de ingesta de arsénico para el ser humano adulto está alrededor de  $0.03 \text{ mg día}^{-1}$  (Singh y Sharma 2024, AESAN 2024a), habría que consumir más de 60 g de carne de albur por día para presentar toxicidad. Debemos tener en cuenta que la forma inorgánica potencialmente más tóxica del arsénico representa entre 1-10% del arsénico total en músculos de peces (United States Food 1993). Suñer *et al.* (1999) registraron un  $4.40 \pm 2.67\%$  de arsénico inorgánico respecto al total en albures del Estuario del Guadalquivir. Sin embargo, con el fin de evaluar la exposición dietética media al As total, los datos se compararon con la dosis promedio informada en los EE.UU. ( $50.6\text{--}58.5 \text{ }\mu\text{g día}^{-1}$  para mujeres y hombres, respectivamente) (MacIntosh *et al.* 1997). Dada una concentración mediana de  $0.50 \text{ mg As kg}^{-1}$  pf en los albures estudiados, habría que consumir 102 y 116 g de pescado para mujeres y hombres, respectivamente, para superar la dosis diaria recomendada de arsénico. Por lo tanto, **el consumo habitual de músculo de albures de la zona del Estuario del Guadalquivir contaminada por la Mina de Cobre Las Cruces podría conllevar riesgo de toxicidad por arsénico para el ser humano.** La

toxicidad por arsénico está relacionada con fallos renales, patologías cutáneas y cáncer (Singh y Sharma 2024). Cabe señalar que no es habitual que el consumo de carne de albur se dé muy frecuentemente, por lo que el riesgo de toxicidad real es muy bajo.



**Figura 12.** Concentración total ( $\text{mg kg}^{-1}$  peso fresco) de arsénico (As) en el músculo dorsal de albuces (*Chelonia mydas*) en diferentes puntos de muestreo en las inmediaciones de la zona de vertido de la Mina de Cobre Las Cruces en el Estuario del Guadalquivir desde 2017 a 2023. Puntos de muestreo: PV, punto de vertido, 100 m aguas arriba y aguas abajo del PV, y 400 m, 2500 m y 3200 m aguas abajo del PV. La línea horizontal discontinua roja indica el valor máximo recomendado de As total para la sal (UE 2023).

### Mercurio

Desde 2009 a 2024, habrían llegado al Estuario del Guadalquivir desde la Mina de Cobre las Cruces un máximo de **135 kg de mercurio**, según el límite de vertido de la autorización ambiental unificada que lo regula.

#### Análisis ecológico

El mercurio se considera el metal más amenazante para la salud de los ecosistemas acuáticos y sus organismos (Landigan *et al.* 2010). Pastorelli *et al.* (2012) registraron entre 0.067-0.529  $\text{mg Hg kg}^{-1}$  pf en músculo de 7 especies de peces comercializados en Italia. Yi y Zhang (2012) reportaron concentraciones medias de mercurio entre 0.006-0.03  $\text{mg kg}^{-1}$  pf en músculo de varias especies de peces en el Río Yangtzé. Kalantzi *et al.* (2013) registraron entre 0.01-0.10  $\text{mg Hg kg}^{-1}$  pf en músculo de varias especies de peces en aguas costeras de Grecia. Albuquerque *et al.*

(2023) registraron concentraciones de 0.08-0.17 mg Hg kg<sup>-1</sup> pf en 4 especies de peces en el Estuario del Río Perizes (Brasil).

Has-Schön *et al.* (2006) midieron 0.198 ± 0.043 mg Hg kg<sup>-1</sup> pf en albuces en el Río Neretva (Croacia). Khemis *et al.* (2017) midieron entre 0.031-0.201 mg Hg kg<sup>-1</sup> pf en el cabezote (*Mugil cephalus* L.) en la costa de Túnez. Turan *et al.* (2022) midieron 0.076 ± 0.010 mg Hg kg<sup>-1</sup> pf en *Chelon auratus* en las costas noreste del Mar Mediterráneo en invierno (Tabla 13).

En *Chelon ramada*, Storelli *et al.* (2006) registraron entre 0.05 ± 0.02 mg Hg kg<sup>-1</sup> pf en la costa sur de Italia. Mahjoub *et al.* (2021) registró 0.003-0.009 en la costa mediterránea de Marruecos (Tabla 13).

En nuestro estudio, la concentración de mercurio en el músculo de los albuces varió entre 0.01 y 0.06 mg kg<sup>-1</sup> pf (Fig. 13, Tabla 13). Así, **los albuces estudiados mostraron niveles moderados de bioacumulación de mercurio** en la zona del estuario interior del Guadalquivir próxima al vertido minero era relativamente baja.

**Tabla 13.** Concentración de mercurio en músculo (mg kg<sup>-1</sup> pf) en especies de mugílidos en varios estudios científicos comparado con este estudio. Los valores son medias (± EEM).

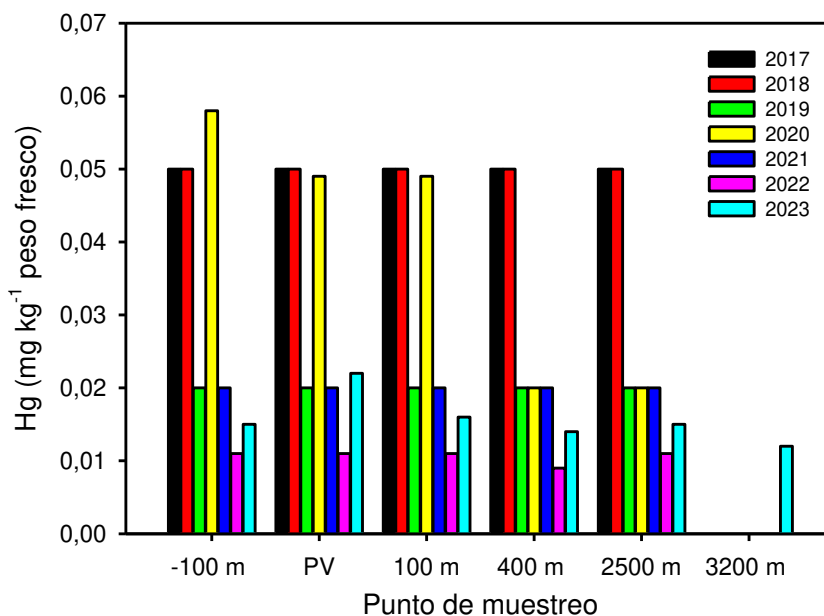
Especie	mg Hg kg <sup>-1</sup> pf	Referencia
<i>Chelon</i> sp.	0.20 ± 0.04	Has-Schön <i>et al.</i> 2006
<i>Mugil cephalus</i>	0.03-0.20	Khemis <i>et al.</i> 2017
<i>Chelon auratus</i>	0.08 ± 0.01	Turan <i>et al.</i> 2022
<i>Chelon ramada</i>	0.05 ± 0.02	Storelli <i>et al.</i> 2006
<i>Chelon ramada</i>	0.003-0.009	Mahjoub <i>et al.</i> 2021
<i>Chelon ramada</i>	0.03 ± 0.00 (min 0.01- max. <b>0.06</b> )	Este estudio

### Salud pública

La concentración de Hg puede variar entre especies, pero está directamente relacionado con la biomagnificación. La principal fuente de Hg orgánico para los humanos, el metilmercurio, formado a partir de Hg inorgánico en los sistemas acuáticos, es un tóxico ambiental bioacumulable. Si alguien está expuesto a este tóxico durante un tiempo prolongado, puede causar efectos adversos en la salud humana, especialmente en el cerebro y el sistema nervioso (Ulusoy *et al.* 2019).

Todas las muestras analizadas presentaron concentraciones de Hg muy por debajo de lo permitido en peces para consumo en la legislación europea (0.5 mg kg<sup>-1</sup> pf) (UE 2023). En vista a las concentraciones mayores de mercurio registradas en nuestro estudio (c. 0.05 mg kg<sup>-1</sup> pf) y que la dosis diaria tolerable de ingesta de mercurio para el ser humano adulto está cerca de 0.03 mg día<sup>-1</sup> (Singh y Sharma 2024), habría que consumir 1.7 kg de carne de albur por día para presentar toxicidad. Por lo tanto, **el consumo habitual de músculo de albuces de la zona del Estuario del Guadalquivir contaminada por la Mina de Cobre Las Cruces no conllevaría riesgo toxicidad**

por mercurio para el ser humano. La mediana de la concentración de mercurio de nuestra serie de datos desde 2019 fue  $0.02 \text{ mg kg}^{-1} \text{ pf}$ , lo que evidencia aún menor riesgo por ingestión que contemplando las concentraciones mayores.



**Figura 13.** Concentración total ( $\text{mg kg}^{-1}$  peso fresco) de mercurio (Hg) en el músculo dorsal de albuces (*Chelon ramada*) en diferentes puntos de muestreo en la zona de vertido de la Mina de Cobre Las Cruces en el Estuario del Guadalquivir desde 2017 a 2023. Puntos de muestreo: PV, punto de vertido, 100 m aguas arriba y aguas abajo del PV, y 400 m, 2500 m y 3200 m aguas abajo del PV.

La bajada en la concentración de mercurio a partir de 2018 se debió al cambio en el límite de detección que disminuyó (de  $< 0.10$  en 2017-2018 a  $< 0.04$  en 2019-2021) al cambiar el laboratorio de análisis.

### ***Relaciones entre concentraciones de elementos en peces y sedimentos estuarinos***

Los sedimentos tienen mayores concentraciones de metales, y actúan como vía de transferencia a los niveles altos de las cadenas tróficas de especies que comen animales bentónicos, detritos, etc., alcanzando niveles elevados en alimentos consumidos por la ciudadanía (Fernandes *et al.* 2007, Velusamy *et al.* 2014, Naik *et al.* 2024). En el ecosistema acuático, los sedimentos sirven de *pozo negro* para los metales. En un estudio previo, se evidenciaron multitud de relaciones independientes, unas de otras, que relacionaban la actividad minera y las características del vertido de la Mina de Cobre Las Cruces con la concentración de metales en los sedimentos estuarinos. En virtud de estos resultados, se puede afirmar que **la Mina de Cobre Las Cruces ha contaminado**

**gravemente los sedimentos estuarinos con metales y metaloides potencialmente tóxicos desde 2009 hasta 2024** (Castillo 2025). Dado que el sedimento es reservorio y fuente de metales en el medio acuático, los peces que viven cerca del lecho reflejan con precisión las concentraciones de elementos metálicos de sus hábitats y suelen ser más susceptibles a bioacumular metales que los peces pelágicos (Ouali *et al.* 2018, Cai *et al.* 2023). En este sentido, Ouali *et al.* (2018) mostraron que la concentración de metales en el tejido muscular del mújol (*Mugil cephalus*) aumentaba con la concentración de esos metales en los sedimentos superficiales en las costas del Mar Mediterráneo, debido a que esta especie, aunque conocida como un pez pelágico, tiene hábitos de alimentación cercanos al fondo. Además, la concentración de metales en los sedimentos superficiales disminuía al aumentar la oxigenación, que movilizaba los metales. A continuación se analizan las relaciones entre las concentraciones de elementos en los sedimentos contaminados por la mina y las concentraciones de esos elementos en el tejido muscular de los albuces capturados en la zona de vertido.

**Las concentraciones de cadmio y selenio aumentaron en los albuces cuando estos elementos se acumularon más en los sedimentos estuarinos** (Tabla 14). Esto podría indicar que los metales acumulados en el sedimento podrían transferirse a elementos circundantes como organismos bentónicos, restos vegetales y detritus que forman parte de la dieta de esta especie, favoreciendo su proceso de bioacumulación. Además, los sedimentos también son ingeridos de manera accidental y, a veces, deliberada por los peces junto con los alimentos bentónicos. Dado que los sedimentos suelen estar sujetos a una digestión ácida en el estómago, también podrían ser una fuente importante de metales en el tracto digestivo de los peces (Clearwater *et al.* 2002). Este es el caso de los albuces que, además, siguen la marea en su ascenso para alimentarse en las márgenes de los canales conforme sube la marea. Estas márgenes son las zonas más contaminadas por metales en el Estuario del Río Tajo (Pedro *et al.* 2008). La especie de albur estudiada en este trabajo (*Chelon ramada*) es un alimentador de interfaz que filtra la capa superficial del sedimento y las partículas suspendidas en la columna de agua. Esta actividad de bioturbación puede aumentar la biodisponibilidad de algunos metales (Pedro *et al.* 2015).

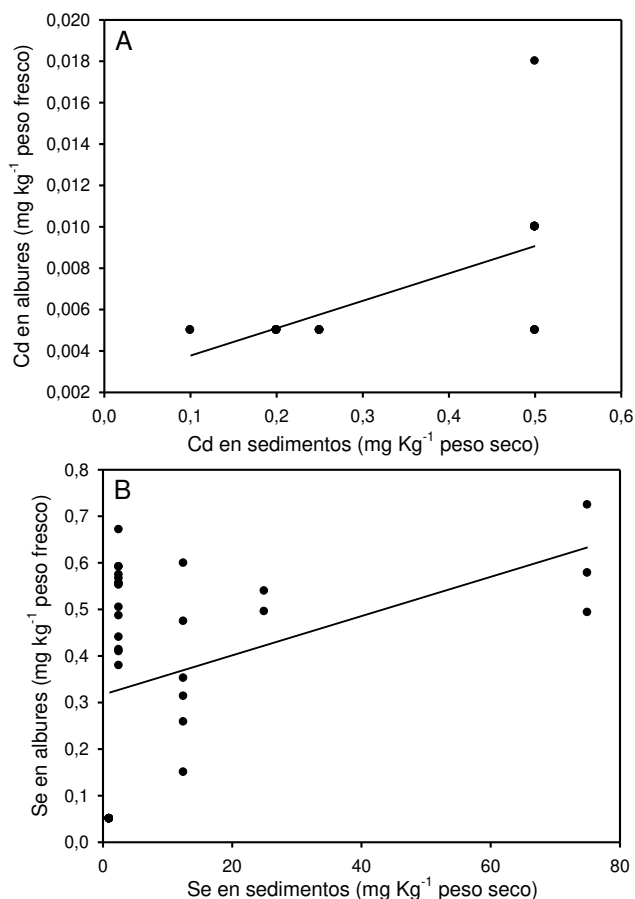
**Tabla 14.** Correlaciones (coeficiente de correlación de Spearman,  $p$ ,  $n = 35$ ; 25 para el Mn) entre las concentraciones de elementos medidas en el tejido muscular de albures (*Chelon ramada*) y las registradas en los sedimentos de la zona de vertido de la Mina de Cobre Las Cruces en el Estuario del Guadalquivir. Los valores significativos ( $p < 0.05$ ) están marcados en negrita. El fondo rojo indica correlación positiva significativa, y el fondo azul indica correlación negativa significativa, entre el mismo elemento en albures y sedimentos. El fondo gris indica ausencia de correlación significativa entre el mismo elemento en albures y sedimentos.

Albures / Sedimento	Cu	Cr	Ni	Cd	Pb	Zn	Se	As	Hg
Cu	<b>-0.505</b>	0.105	<b>-0.354</b>	0.191	-0.125	-0.054	<b>-0.449</b>	<b>-0.336</b>	0.027
	<b>0.002</b>	0.548	<b>0.037</b>	0.272	0.476	0.757	<b>0.007</b>	<b>0.048</b>	0.879
Mn	<b>0.405</b>	0.151	0.238	0.100	-0.098	0.081	-0.043	0.265	-0.099
	<b>0.044</b>	0.470	0.252	0.634	0.640	0.701	0.839	0.200	0.639
Cr	<b>0.475</b>	<b>-0.525</b>	0.064	<b>-0.606</b>	0.085	-0.218	<b>0.658</b>	0.287	-0.229
	<b>0.004</b>	<b>0.001</b>	0.717	<b>0.000</b>	0.628	0.209	<b>0.000</b>	0.094	0.185
Ni	0.190	<b>0.546</b>	0.252	0.373	0.037	0.191	<b>-0.653</b>	-0.132	-0.042
	0.363	<b>0.005</b>	0.225	0.066	0.861	0.359	<b>0.000</b>	0.529	0.844
Cd	-0.201	<b>0.653</b>	0.109	<b>0.708</b>	0.020	<b>0.340</b>	<b>-0.641</b>	-0.075	-0.018
	0.246	<b>0.000</b>	0.533	<b>0.000</b>	0.907	<b>0.045</b>	<b>0.000</b>	0.668	0.917
Pb	0.206	<b>-0.557</b>	-0.162	-0.319	-0.197	<b>-0.377</b>	<b>0.602</b>	0.299	-0.094
	0.236	<b>0.001</b>	0.353	0.062	0.257	<b>0.025</b>	<b>0.000</b>	0.081	0.590
Zn	-0.093	<b>-0.693</b>	<b>-0.350</b>	<b>-0.433</b>	<b>-0.348</b>	<b>-0.554</b>	<b>0.514</b>	0.072	0.097
	0.594	<b>0.000</b>	<b>0.039</b>	<b>0.009</b>	<b>0.040</b>	<b>0.001</b>	<b>0.002</b>	0.680	0.580
Se	0.134	<b>-0.725</b>	-0.280	<b>-0.557</b>	-0.197	<b>-0.467</b>	<b>0.627</b>	0.187	-0.259
	0.443	<b>0.000</b>	0.103	<b>0.001</b>	0.257	<b>0.005</b>	<b>0.000</b>	0.282	0.134
As	0.264	<b>-0.624</b>	-0.134	<b>-0.579</b>	-0.184	<b>-0.429</b>	<b>0.584</b>	0.166	-0.104
	0.125	<b>0.000</b>	0.442	<b>0.000</b>	0.290	<b>0.010</b>	<b>0.000</b>	0.342	0.553
Hg	0.052	<b>0.658</b>	0.275	<b>0.750</b>	-0.030	<b>0.345</b>	<b>-0.487</b>	0.134	-0.207
	0.766	<b>0.000</b>	0.110	<b>0.000</b>	0.864	<b>0.042</b>	<b>0.003</b>	0.442	0.232

La mayor bioacumulación de cadmio en los albures se dio siempre coincidiendo con las mayores concentraciones de cadmio en los sedimentos estuarinos (Fig. 14). Castillo (2025) mostró que cuando la concentración de cadmio era mayor en el vertido de la Mina de Cobre Las Cruces, más se acumulaba en los sedimentos estuarinos.

Por otro lado, los albures siempre presentaban altas concentraciones de selenio cuando había altas concentraciones de este elemento en los sedimentos (Fig. 14). El selenio suele concentrarse, especialmente, en peces bentónicos estuarinos (O'Mara et al. 2022), como los albures que se alimentan fundamentalmente en el fondo. Castillo (2025) mostró que el Se, que es menos móvil en hipoxia (Nakamaru y Altansuvd 2014), se acumuló más en los sedimentos estuarinos cuando era vertido por la Mina de Cobre Las Cruces en aguas poco oxigenadas ricas en amonio.





**Figura 14.** Relación entre las concentraciones de cadmio (a) y selenio (B) en el tejido muscular de albuces (*Chelon ramada*) y en sedimentos estuarinos en diferentes puntos de muestreo en la zona de vertido de la Mina de Cobre Las Cruces en el Estuario del Guadalquivir desde 2017 a 2023. n = 35.

Las concentraciones de cobre, cromo y zinc en albuces fueron mayores cuando la acumulación de estos metales en los sedimentos estuarinos fue menor (Tabla 3). Así, cuando el cobre y el cromo presentaron sus máximas concentraciones en los sedimentos estuarinos, los albuces presentaron siempre concentraciones bajas de estos dos elementos. Además, los albuces presentaron siempre concentraciones altas de zinc cuando este metal se acumulaba poco en los sedimentos (Fig. 15).

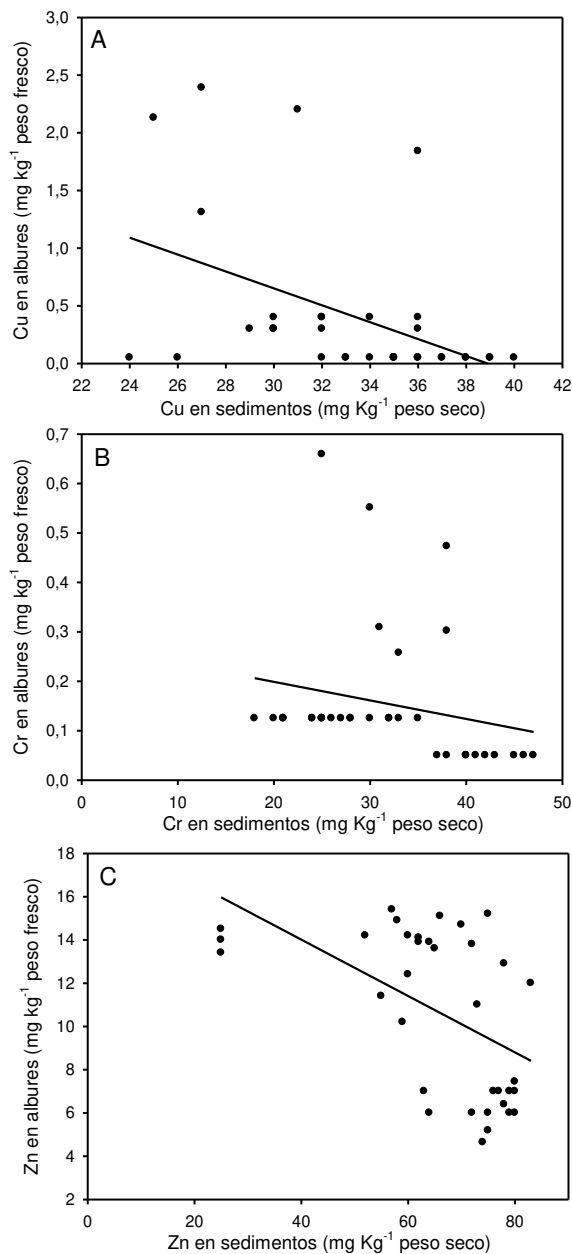
La concentración de cobre en los sedimentos disminuyó marcadamente (cerca de un -75%) en todos los puntos de muestreo justo en septiembre de 2022 (Castillo 2025), cuando se registraron las mayores concentraciones de cobre en los albuces (Fig. 4). Esta disminución en la concentración de cobre en los sedimentos coincidió con caídas en las concentraciones de otros metales, especialmente níquel. Aunque menos marcadas, también hubo disminuciones en la concentración de cobre, y otros metales incluyendo cromo y zinc, en los sedimentos en septiembre de 2020 y 2021 (Castillo 2025). La salinidad (medida como conductividad eléctrica) en las aguas del Estuario Interior del Guadalquivir varía mucho en función de las lluvias y de los desembalses de

la presa de Alcalá del Río. Por ejemplo, la conductividad osciló mucho a lo largo de 2022 en la zona de estudio: el 6 de mayo de 2022 con una precipitación de 4 mm fue de cerca de  $1700 \mu\text{S cm}^{-1}$ , mientras que en octubre de ese año estuvo cerca de  $640 \mu\text{S cm}^{-1}$  con una precipitación de 28 mm. Este cambio en la salinidad estuarina fue mayor en 2022 que en 2021, cuando estuvo cerca de  $1000 \mu\text{S cm}^{-1}$  (CLC 2021a, 2021b, 2022a, 2023b). La concentración de cobre disuelto disminuye cuando aumenta la salinidad (Gaulier *et al.* 2021). Así, los albures podrían asimilar más cobre (disuelto) a través de las branquias tras las primeras lluvias tras el estío veraniego coincidiendo con desembalses de agua dulce para riego de los arrozales. Esto podría indicar que estos metales eran asimilados por los albures a través de las branquias y otros tejidos expuestos directamente a los metales disueltos en el agua. Los peces en sustratos anóxicos acumulan metales (incluidos As y Se) en sus branquias, mientras que en sitios con sustratos óxicos concentran estos elementos a través de su dieta en su intestino (Kalantzi *et al.* 2013). En nuestra zona de estudio, el estuario interior del Guadalquivir dominan los sedimentos y las aguas hipóxicas (Ruiz *et al.* 2013), por lo que la asimilación de metales por las branquias podría ser importante. El cobre y el zinc suelen bioacumularse especialmente en peces pelágicos en estuarios (O'Mara *et al.* 2022).

Los peces asimilan cobre y zinc directamente desde el agua y a través de la dieta, y ambas vías pueden ser importantes si las concentraciones de cobre son elevadas en agua y en los alimentos (Clearwater *et al.* 2002). La vegetación es un elemento que acumula gran cantidad de metales. La cantidad va a depender de la capacidad de la planta para absorber el metal (transferencia suelo-raíz) (Dippong *et al.* 2024). Los albures podrían acumular más cobre si las algas bentónicas y /o planta acuáticas de las que se alimentan lo bioacumularan desde los sedimentos. Las algas y los macrófitos acuáticos sumergidos tienen gran capacidad de bioacumular cobre desde el agua intersticial de los sedimentos. Esto conlleva un proceso importante de transferencia de cobre hacia arriba en la red trófica, donde los peces herbívoros y omnívoros que se alimentan en el fondo acumulan más cobre que las especies carnívoras (Vinot y Pihan 2005). En verano, las algas bentónicas y macrófitos acuáticos como *Ceratophyllum demersum* L. aumentan su biomasa en la zona de estudio por lo que podrían bioacumular más cobre que pasara, posteriormente, a los albures.

Por otro lado, la especie arbórea más abundante en las orillas de la zona de estudio es el álamo blanco (*Populus alba* L.). Este árbol es capaz de bioacumular en sus hojas elementos como cobre, cromo y, especialmente cadmio y zinc. (Borghi *et al.* 2008, Baldantoni *et al.* 2014, Miletic *et al.* 2018). En este sentido, Madejón *et al.* (2018) registraron que el álamo blanco fue la especie arbórea que acumuló más contaminantes, especialmente Cd y Zn, en hojas en el Río Guadiamar tras el vertido de la Mina de Aznalcollar en 1998, incluso 12 años después del vertido minero. En este contexto, los álamos blancos podrían estar extrayendo cobre, cromo, cadmio y zinc de los

sedimentos estuarinos cercanos a las orillas y concentrándolos en sus hojas. Estas hojas caerían, en parte, a las aguas del estuario, descomponiéndose en el fondo, donde podrían ser consumidas en forma de detritos por los albures o por organismos detritívoros presas, a su vez, de los albures.



**Figura 15.** Relación entre las concentraciones de cobre (A), cromo (B) y zinc (C) en el tejido muscular de albures (*Chelon ramada*) y en sedimentos estuarinos en diferentes puntos de muestreo en la zona de vertido de la Mina de Cobre Las Cruces en el Estuario del Guadalquivir desde 2017 a 2023. n = 35.

**Las concentraciones de níquel, plomo, arsénico y mercurio en albuces fueron independientes de sus concentraciones en los sedimentos (Tabla 3).** Estos resultados podrían deberse a que estos elementos eran asimilados a partir del consumo por parte de los albuces de organismos que bioacumularan estos tres metales y que no estaban estrechamente relacionados con el ambiente sedimentario o que eran capaces de no bioacumular y/o detoxificar estos elementos a pesar de vivir en el ambiente sedimentario. En este sentido, algunos gusanos poliquetos de ambientes sedimentarios rompen la biomagnificación de algunos metales en redes tróficas de ecosistemas estuarinos al no acumularlos y ser presa de peces. [Castillo \(2025\)](#) mostró que níquel, plomo y mercurio se acumulaban menos en los sedimentos estuarinos cuando la concentración de amonio fue mayor en el vertido minero, mientras que el arsénico mostraba un comportamiento opuesto.

El comportamiento contrastado en la bioacumulación de diferentes elementos en los albuces en relación a sus concentraciones en los sedimentos estuarinos, puesto de manifiesto en este estudio, reflejaría el comportamiento de alimentación de este pez omnívoro muy versátil, que se alimenta fundamentalmente de detritos orgánicos y algas en el fondo ([Has-Schön et al. 2006](#)).

**Este trabajo muestra indicios de relaciones directas entre las concentraciones de metales y metaloides potencialmente tóxicos en los sedimentos estuarinos y los albuces; sedimentos cuyas concentraciones de metales se había mostrado, previamente, que se relacionaban con el vertido de la Mina de Cobre Las Cruces ([Castillo 2025](#)).** En vista de estos resultados, las relaciones entre las concentraciones de metales en sedimentos y la biota estuarina deben estudiarse en detalle.

### *Investigaciones futuras*

Aunque cada vez se conoce más sobre los efectos de los vertidos mineros en el Estuario del Guadalquivir, aún quedan muchas incertidumbres por resolver. Así, cabe llamar la atención sobre el **desconocimiento actual sobre los posibles impactos, incluyendo efectos subletales de difícil cuantificación, que los metales y metaloides retenidos en los sedimentos estuarinos estén provocando en la fisiología de especies de peces y otros organismos acuáticos** que desarrollan su ciclo vital en los sedimentos del fondo o cerca de él. Estos organismos suelen ser los más afectados por la contaminación de metales ([Raki et al. 2022](#)) que se adhieren, en gran parte, al material particulado en el Estuario del Guadalquivir ([Castillo et al. 2024](#)).

En este contexto, **es importante investigar qué cantidad de los metales adheridos a material particulado presentes en el estuario interior están siendo transportados aguas abajo.**

Las zonas más afectadas por toxicidad de metales provenientes de zonas mineras no tienen por qué estar cerca de la fuente emisora, sino que suelen coincidir con zonas con una hidrodinámica tranquila donde domina la sedimentación (Perina *et al.* 2020). La Asociación de Riacheros de Coria del Río, cuyo objetivo es regular la pesca tradicional en el Estuario del Guadalquivir, mandó analizar una muestra de músculo de albur capturado aguas abajo de esta localidad en mayo de 2022, registrando concentraciones de cadmio y plomo menores a  $0.01 \text{ mg kg}^{-1}$ . Sin embargo, según sus observaciones ahora hay menos pesca de albuques que nunca antes en la zona. En este contexto, **es urgente acotar exactamente la zona contaminada por la Mina de Cobre Las Cruces** en sedimentos, así como la concentración de metales en la biota del Estuario del Guadalquivir. Bonnail *et al.* (2024) han registrado, recientemente, concentraciones muy altas de cobre ( $27 \text{ mg kg}^{-1}$ ), considerables de níquel ( $18 \text{ mg kg}^{-1}$ ), y moderadas de plomo ( $11 \text{ mg kg}^{-1}$ ), zinc ( $53 \text{ mg kg}^{-1}$ ) y mercurio ( $0.05 \text{ mg kg}^{-1}$ ) en los sedimentos superficiales de la zona exterior del Estuario del Guadalquivir cercana a la desembocadura. Estas concentraciones en el Estuario Exterior, próximo a la desembocadura, están en el rango bajo de las concentraciones registradas para todos los metales en el Estuario Interior en las inmediaciones de la zona de vertido de la Mina de Cobre Las Cruces (Castillo 2025).

Es relevante **investigar las concentraciones de metales y metaloides en diferentes organismos acuáticos, y sus efectos por bioacumulación y biomagnificación en las redes tróficas estuarinas y en las especies comerciales de pesquería**, además del albur, a lo largo del Estuario del Guadalquivir. Dada las altas concentraciones de arsénico, cobre, zinc, manganeso, plomo y selenio en el tejido muscular de los albuques, es muy posible que se estén dando procesos de biomagnificación de contaminantes que estén afectando a especies de aves que se alimentan de estos peces, como los cormoranes, y a la nutria paleártica (*Lutra lutra* L.). La bioacumulación de plomo en nutrias ha sido registrada en el Río Loira en Francia (Lemarchand *et al.* 2010), y en Eslovaquia (Pitonakova 2022). De hecho, tras la rotura de la balsa de la Mina de Aznalcóllar en 1998, las nutrias del Río Guadiamar acumularon concentraciones elevadas de metales y metaloides incluso 7 años después del vertido. Las concentraciones de plomo y arsénico fueron tan elevadas en las nutrias que podrían haberles causado problemas reproductivos (Baos *et al.* 2022).

En este sentido, urge establecer un sistema amplio en el espacio y extenso en el tiempo para **controlar las concentraciones de metales y metaloides en bivalvos, crustáceos y peces capturados en el Estuario del Guadalquivir**, incluyendo el cangrejo rojo americano (*Procambarus clarkii* Girard) capturado en los arrozales que se riegan con aguas del estuario.

Así mismo, **es urgente analizar la concentración de metales en otros órganos de los albuques, y otras especies de peces, además de en la zona dorsal de musculatura blanca**. Como

se ha citado anterior, los metales suelen acumularse a mayor concentración en hígado, branquias, riñones, gónadas y músculo rojo que en músculo blanco en los albures. Aunque el músculo blanco es consumido por el ser humano, también se consume el músculo rojo y el hígado de los albures en las poblaciones ribereñas del Estuario del Guadalquivir, donde es conocido popularmente como “torteritos”.

Además, también es importante estudiar si las altas concentraciones de metales recogidas en este trabajo están afectando al reclutamiento de peces en el Estuario del Guadalquivir, como ha sido evidenciado, por ejemplo, con la contaminación por cobre en el esturión del Río Columbia en Norte América (Puglis *et al.* 2020). Altas concentraciones de metales pueden provocar deformaciones graves en larvas de peces (Sfakianakis *et al.* 2015). Además, los metales pueden provocar un retraso en el proceso de eclosión, eclosión prematura, deformaciones y muerte de las larvas recién nacidas. Todas estas alteraciones dan lugar a una reducción del número y una mala calidad de las larvas de peces, que presentan un tamaño corporal pequeño, una alta frecuencia de malformaciones y una viabilidad reducida (Jeziarska *et al.* 2009). En este contexto, los metales vertidos por la Mina de Cobre Las Cruces podrían estar impactando en la reproducción de la anguila común (*Anguilla anguilla* L.), especie en peligro de crítico de extinción que habita y se alimenta en la proximidad de los sedimentos estuarinos de fondo. Por ejemplo, Germande *et al.* (2022) describieron que la minería de níquel en Nueva Caledonia ha impactado gravemente en las poblaciones de anguila gigante moteada (*Anguilla marmorata* Quoy & Gaimard) más próximas a las minas por bioacumulación de este metal.

## CONCLUSIONES

Este estudio ha identificado **bioacumulación relativamente elevada de cromo y manganeso en 2020 y 2021, plomo desde 2020 a 2023, y selenio y zinc desde 2019 a 2023 en el tejido muscular de albures en la zona de vertido de la Mina de Cobre Las Cruces**. Cobre, plomo y zinc tienden a estar altamente asociados a materia orgánica (Carvalho *et al.* 2012, Sharma *et al.* 2023), lo que podría facilitar su adsorción a partículas de materia orgánica que se depositasen en los sedimentos estuarinos del fondo donde se alimentan los albures habitualmente. Los altos niveles de estos elementos potencialmente tóxicos recogidos en el tejido muscular blanco de los albures reflejarían niveles aún mayores de bioacumulación en el músculo rojo y en órganos vitales como hígado, riñones y branquias. Además, el muestreo se realizó en individuos juveniles de albures que acumularían menos que aquellos individuos adultos que hubieran estado expuestos a la contaminación durante más tiempo. Estos altos niveles de metales en la zona con menor salinidad

del Estuario del Guadalquivir son especialmente preocupantes porque la toxicidad de los metales aumenta conforme disminuye la salinidad (Xing *et al.* 2022). Asimismo, las altas concentraciones registradas en muestras compuestas, de unos 6 ejemplares de albuces, evidencian que la contaminación podría estar ampliamente extendida en la población de esta especie. Aún así, el albur es una especie anfídroma (vive en aguas dulces y va al mar a reproducirse) que se desplaza largas distancias en estuarios y zonas costeras limítrofes (Edwards *et al.* 2025, Pereira *et al.* 2021), por lo que se necesitan más estudios para confirmar definitivamente que la bioacumulación de metales puesta de manifiesto en este estudio está directamente relacionada con el vertido de la Mina de Cobre Las Cruces. A pesar de la capacidad de desplazarse largas distancias entre mar y aguas dulces, algunos individuos de albur suelen pasar largos tiempos de residencia en estas últimas (Edwards *et al.* 2025), por lo que los peces muestreados en la zona de estudio podrían haber estado expuestos a los metales del vertido minero durante largos periodos. Además, las concentraciones de metales en sedimentos aguas debajo de la zona de muestreo en el Estuario del Guadalquivir y en las zonas costeras cercanas son menores que las registradas en la zona de vertido de la Mina de Cobre Las Cruces; excepto en el Estuario de los ríos Tinto y Odiel y sus inmediaciones (Bonnail *et al.* 2024). Por lo tanto, si los peces muestreados se hubieran desplazado aguas abajo es muy posible que hubieran ido a zonas con menos cargas de metales que la muestreada. Además, la depuración de metales como cadmio, cobre, zinc y cromo en músculos de peces como dos especies de tilapia (*Oreochromis mossambicus* y *Oreochromis niloticus*), el danio (*Gobiocypris rarus*), la carpa cabezona (*Aristichthys nobilis*), el siluro *Mystus vittatus* y el "kapwaeti" (*Capoeta fusca*) se lleva a cabo, en gran parte, entre 7 y 30 días (Subathra y Karuppasamy 2008; Pourkhabbaz *et al.* 2015, Yin *et al.* 2019, Xiong *et al.* 2020, Soegianto *et al.* 2022, Xue *et al.* 2023). Por lo tanto, los metales bioacumulados por los albuces muestreados que hubieran estado más de un mes en la zona de muestreo habrían sido asimilados, muy probablemente, en la zona de vertido de la Mina de Cobre las Cruces.

Cabe destacar que **tanto en los estudios de impacto ambiental como en los estudios de vigilancia ambiental del vertido minero continuamente se pone el foco en el agua, cuando gran parte de los metales se acumulan en los sedimentos y de ahí pasan a la biota**, como muestra este trabajo con los albuces. Por ejemplo, en un informe de seguimiento del vertido minero realizado en 2018, la Mina afirmaba: ‘La no afección a la calidad del agua por el aumento en la concentración de los parámetros estudiados en el vertido, implica que el medio en el que se desarrollan las especies de peces, que motivaron la inclusión del Bajo Guadalquivir en la Red Natura 2000, no se verá afectado por esta actuación y, en consecuencia, las poblaciones de peces no sufrirán efectos adversos por deterioro del medio en el que viven. Por los mismos motivos, ni el hábitat 92A0 ni,

por tanto, el ecosistema fluvial y su función de corredor ecológico, sufrirán deterioro alguno como consecuencia del proyecto PMR' (CLC INERCO 2018). El proyecto PMR es el nuevo proyecto minero de extracción de mineral bajo tierra de Cobre Las Cruces.

Además, se han **evidenciado indicios de múltiples relaciones significativas entre las concentraciones de algunos elementos bioacumulados en los albuces y sus concentraciones en los sedimentos estuarinos, que previamente se ha demostrado que han sido contaminados por el vertido de la Mina de Cobre Las Cruces** (Castillo *et al.* 2024, Castillo 2025). En vista de los resultados, **podría estar incumplándose el Plan Hidrológico del Guadalquivir** que contempla que las masas de agua estudiadas tendrían que mejorar su calidad ambiental en 2027, incluyendo aguas, sedimentos y biota.

**El consumo diario de albuces contaminados podría provocar toxicidad por arsénico, cromo y plomo al ser humano.** En este sentido, **cabe señalar que no es habitual que el consumo de carne de albur se dé muy frecuentemente, por lo que el riesgo de toxicidad real es muy bajo.** Además, las concentraciones de algunos elementos como el selenio y el mercurio disminuyen en la carne de pescado, y pasan a la salsa si la hubiere, cuando se cocinan altas temperaturas (Amyot *et al.* 2023). Llama la atención que en los informes que la Mina de Cobre Las Cruces ha remitido a la Junta de Andalucía se quitara importancia a las concentraciones de plomo que superaban por poco (dentro del 25% de la incertidumbre analítica de las medidas) el límite legal para carne de pescado, indicando que esas medidas podrían estar por debajo del límite legal. Sin embargo, no se hacía referencia a que las medidas que se quedaban cerca, pero debajo de dicho límite, podrían superarlo debido a la incertidumbre de las medidas de concentración de metales.

Las concentraciones de arsénico y cromo en el músculo de los albuces superaron los niveles máximos recomendados para la ingesta por diversa legislación internacional, que no son de obligado cumplimiento en la Unión Europea y España. En este contexto, la Junta de Andalucía podría hacer recomendaciones. Sin embargo, **la concentración de plomo en el músculo de los albuces sí llegó a superar el nivel máximo marcado por la legislación europea para ingesta por el ser humano** (UE 2006, 2023). La ingesta de altas cantidades de plomo es especialmente peligrosa para la salud humana ya que el ser humano lo bioacumula de forma permanente (OMS 2024), en contraste con otros elementos como el arsénico que se expulsan con facilidad (ATSD 2016). En este contexto, la Consejería de Sostenibilidad y Medio Ambiente debería haber informado a la Consejería de Salud y Consumo sobre la existencia de valores excesivamente altos de plomo para el consumo de albuces. A su vez, la Consejería de Salud y Consumo debería haber abierto un expediente para valorar si publicar una alerta alimentaria. En este contexto, la Consejería de Agricultura, Pesca, Agua y Desarrollo Rural debería haber analizado más albuces en la zona de



estudio para corroborar, en su caso, los datos aportados por los muestreos de la Mina de Cobre Las Cruces. En este sentido, podría llegarse a un compromiso del tipo: cuando el 20% de las muestras analizadas superasen el límite establecido para un metal determinado en la legislación para su ingesta, entonces, se lanzaría una alerta alimentaria (AESAN 2024b). Los niveles de plomo legalmente establecidos por la Unión Europea para carne de pescado (UE 2006, 2023) se superaron en el 31% de las muestras de albures analizadas desde 2019, siendo esta especie tradicionalmente consumida en la zona de estudio. La Junta de Andalucía tiene conocimiento de estos datos de superación del umbral legal de plomo en carne de albur desde 2020. Los albures en los que se han registrado altos niveles de contaminación por metales fueron capturados en las proximidades del punto de vertido de la Mina de Cobre Las Cruces, situado a la altura del pueblo de La Algaba hasta 3200 m aguas abajo. Estos peces pueden llegar a desplazarse largas distancias por el Estuario, llegando a zonas relativamente cercanas al punto de vertido donde es tradicional su pesca. Los análisis realizados en este trabajo o similares deberían haber sido realizados hace años por la Junta de Andalucía, ya que es en esta administración en la que recaen las competencias de autorización del vertido de la Mina de Cobre Las Cruces al Estuario del Guadalquivir y su posterior vigilancia ambiental.

En este contexto, también **llama la atención que sea la propia Mina de Cobre las Cruces la que toma las muestras, a través de empresas contratadas, para el plan de vigilancia de su propio vertido**. De esta manera, es el propio interesado el que lleva a cabo su control, lo que podría incurrir en **conflicto de intereses**. Por ejemplo, para el control de la calidad de los alimentos, siempre son técnicos de la Junta de Andalucía quienes toman las muestras. Por lo tanto, **los muestreos para vigilar las concentraciones de metales en los peces del Estuario del Guadalquivir deberían ser gestionados directamente por la Junta de Andalucía**. Además, sería recomendable que estos muestreos contaran con un número adecuado de réplicas y una cobertura suficiente en espacio y tiempo para lograr una caracterización más precisa de la bioacumulación de metales en los albures. Además, resultaría conveniente realizarlos en las épocas de mayor consumo de estos peces en la zona de estudio del Estuario del Guadalquivir. Por otro lado, sería recomendable analizar las concentraciones de metales no solo en el músculo, sino también en otros órganos como el hígado, ya que esto podría proporcionar una visión más completa sobre su bioacumulación en los organismos.

Finalmente, este estudio evidencia que hay muchas lagunas en el conocimiento de los efectos que los vertidos mineros han tenido y podrían tener en el futuro en el Estuario del Guadalquivir y la salud pública. Por lo tanto, y siguiendo el **Principio de Precaución, debería establecerse una moratoria a nuevos vertidos mineros en el Estuario del Guadalquivir**. El

vertido de la Mina de Cobre Las Cruces durante su explotación a cielo abierto habría conllevado un máximo de 12150 millones de litros con metales y metaloides entre 2009-2023. El nuevo vertido, ya autorizado por la Junta de Andalucía, de esta misma mina en una fase de minería subterránea conllevaría un máximo de 39780 millones de litros. El vertido de la Mina de Los Frailes de Aznalcóllar, ya autorizado ambientalmente, conllevaría, además, el vertido de 85520 millones de litros. Es decir, los dos nuevos vertidos anunciados multiplicarían, aproximadamente, por diez el volumen de vertido en los próximos 19 años.

## AGRADECIMIENTOS

Gracias a todos los compañeros que han participado en la edición y redacción de este informe desde las disciplinas de Ecología, Zoología y Salud Pública, y cuyos nombres no figuran entre sus coautores.

## BIBLIOGRAFÍA

AESAN 2023. Cadmio.

[https://www.aesan.gob.es/AECOSAN/web/seguridad\\_alimentaria/ampliacion/cadmio.htm](https://www.aesan.gob.es/AECOSAN/web/seguridad_alimentaria/ampliacion/cadmio.htm)

AESAN 2024a. Arsénico.

[https://www.aesan.gob.es/AECOSAN/web/seguridad\\_alimentaria/ampliacion/arsenico.htm](https://www.aesan.gob.es/AECOSAN/web/seguridad_alimentaria/ampliacion/arsenico.htm)

AESAN 2024b. ¿Cómo funciona la Red de Alerta Alimentaria?

[https://www.aesan.gob.es/AECOSAN/web/seguridad\\_alimentaria/seccion/alertas\\_alimentarias.htm](https://www.aesan.gob.es/AECOSAN/web/seguridad_alimentaria/seccion/alertas_alimentarias.htm)

Akan, J. C.; Mohmoud, S.; Yikala, B. S. y Ogugbuaja, V. O. 2012. Bioaccumulation of some heavy metals in Fish samples from River Benue in Vinikilau, Adamawa State, Nigeria. *Amer. J. Analytical Chemistry* 3: 727-736.

Albuquerque et al. 2023. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.114420>

Amaral et al. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.marchem.2020.103857>

Amundsen, P. A. ; Staldivik, F. J. ; Lukin, A. A. ; Kashulin, N. A. ; Popova, O. A. and Reshetnikov, Y. S. 1997. Heavy metal contamination in freshwater fish from the border region between Norway and Russia. *The Science of the Total Environment* 201 :211-224.

Amyot et al. 2023. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2023.115184>

ATSD 2016. [https://www.atsdr.cdc.gov/es/phs/es\\_phs2.html](https://www.atsdr.cdc.gov/es/phs/es_phs2.html)

Azaman et al. 2015. *Jurnal Teknologi (Sciences & Engineering)* 77:1 (2015) 61–69.

Azevedo-Santos et al. 2021. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-2021-0001>

Baker et al. 1998. [https://doi.org/10.1016/S0141-1136\(98\)00098-1](https://doi.org/10.1016/S0141-1136(98)00098-1)

Bakhshalizadeh et al. 2022. <https://doi.org/10.3390/ani12202819>

Baldantoni et al. 2014. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.07.045>

Bally y Neff 1982. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1982.tb03919.x>

Baos et al. 2022. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149669>

Bat et al. 2015. [https://doi.org/10.4194/1303-2712-v15\\_2\\_25](https://doi.org/10.4194/1303-2712-v15_2_25)

Bezbaruah G, Deka DD. 2021. Variation of moisture and protein content in the muscle of three catfishes: A comparative study. *International Journal of Fisheries and Aquatic Studies* 2021; 9(1): 223-226.

Blasco et al. 1999. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(99\)00394-0](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(99)00394-0)

- BOE (Boletín Oficial del Estado) 1991. Orden de 2 de agosto de 1991 por la que se aprueban las normas microbiológicas, los límites de contenido en metales pesados y los métodos analíticos para la determinación de metales pesados para los productos de la pesca y la acuicultura. <https://www.boe.es/buscar/doc.php?id=BOE-A-1991-20734>
- BOE (Boletín Oficial del Estado) 2006. Orden SCO/3517/2006, de 13 de noviembre, por la que se modifica la Orden de 2 de agosto de 1991, por la que se aprueban las normas microbiológicas, los límites de contenido en metales pesados y los métodos analíticos para la determinación de metales pesados para los productos de la pesca y de la acuicultura. BOE No. 275, 17 November 2006, pp. 40287-40288. <https://www.boe.es/buscar/doc.php?id=BOE-A-2006-20001>
- Bonnail, E., Muñoz-Barbosa, A., & Rojo, M. 2019. Bonnail, E., Riba, I., de Seabra, A. A., & DelValls, T. Á., 2019. Sediment quality assessment in the Guadalquivir River (SW, Spain) using caged Asian clams: A biomarker field approach. *Science of the Total Environment*, 650, 1996-2003. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.346>
- Bonnail *et al.* 2024. *J. Mar. Sci. Eng.* 12, 1841. <https://doi.org/10.3390/jmse12101841>
- Borghetti *et al.* 2008. <https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2007.10.001>
- Brix *et al.* 2022. <https://doi.org/10.1002/etc.5483>
- Cai *et al.* 2023. <https://doi.org/10.1007/s11356-023-25533-4>
- Carvalho *et al.* 2012. <https://doi.org/10.1007/s12665-011-1370-8>
- Castillo JM. 2025. La mina de Cobre Las Cruces está contaminando gravemente los sedimentos del Estuario del Río Guadalquivir. Informe científico. Departamento de Biología Vegetal y Ecología, Universidad de Sevilla.
- Castillo *et al.* 2025. Mining discharges, environmental dynamics and biodiversity conservation: Insights from the Guadalquivir Estuary in the Gulf of Cádiz. *Regional Studies in Marine Science*. En Prensa.
- Catalán *et al.* 2014. <https://doi.org/10.12681/mms.819>
- Chine *et al.* 2021. <https://doi.org/10.1017/S0022149X21000572>
- CLC INERCO 2018. Repercusión sobre la Red Natura 2000. Proyecto PMR en el Complejo “Las Cruces”. IN/MA-17/0908-005/02
- CLC 2021a. Informe MA 21/139-1. 1ER CONTROL TRIMESTRAL DEL MEDIO RECEPTOR (DPMT) PARA EL CONTROL DEL VERTIDO AL RÍO GUADALQUIVIR DEL COMPLEJO MINERO - HIDROMETALÚRGICO “LAS CRUCES” DE COBRE LAS CRUCES, S.A.U. EN GERENA (SEVILLA). FEBRERO 2021
- CLC 201b. Informe MA 21/139-3. 3ER CONTROL TRIMESTRAL DEL MEDIO RECEPTOR (DPMT) PARA EL CONTROL DEL VERTIDO AL RÍO GUADALQUIVIR DEL COMPLEJO MINERO - HIDROMETALÚRGICO “LAS CRUCES” DE COBRE LAS CRUCES, S.A.U. EN GERENA (SEVILLA). SEPTIEMBRE 2021
- CLC 2022a. Informe MA 22/704-1. 1ER CONTROL TRIMESTRAL DEL MEDIO RECEPTOR (DPMT) PARA EL CONTROL DEL VERTIDO AL RÍO GUADALQUIVIR DEL COMPLEJO MINERO - HIDROMETALÚRGICO “LAS CRUCES” DE COBRE LAS CRUCES, S.A.U. EN GERENA (SEVILLA). Mayo 2022.
- CLC 2023b. Informe MA 22/704-3. 3ER CONTROL TRIMESTRAL DEL MEDIO RECEPTOR (DPMT) PARA EL CONTROL DEL VERTIDO AL RÍO GUADALQUIVIR DEL COMPLEJO MINERO - HIDROMETALÚRGICO “LAS CRUCES” DE COBRE LAS CRUCES, S.A.U. EN GERENA (SEVILLA). Septiembre 2022
- Clearwater *et al.* 2002. [https://doi.org/10.1016/S1532-0456\(02\)00078-9](https://doi.org/10.1016/S1532-0456(02)00078-9)
- de Almeida-Rodrigues *et al.*, 2022 <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.114367>
- Diez-Minguito, M., A. Baquerizo, H. E. de Swart, and M. A. Losada (2014), Structure of the turbidity field in the Guadalquivir estuary: Analysis of observations and a box model approach, *J. Geophys. Res. Oceans*, 119, 7190–7204. <https://doi.org/10.1002/2014JC010210>
- Dippong, Th. ; Senila, M. ; Cadar, O. and Resz, M-A. 2024. Assessment of the heavy metal pollution degree and potential health risk implications in lakes and fish from northern Romania.

- J. Environm. Chem. Eng.* 12 : 112217.
- Dondu *et al.* 2024. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2024.103414>
- Done, H. and Sisman, T. 2020. A morphohistopathological study in the digestive tract of three fish species influenced with heavy metal pollution. *Chemosphere* 242 : 125212.
- Drake *et al.* 2002. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2007.01433.x>
- Durrieu *et al.* 2005. <https://doi.org/10.1007/BF02696069>
- Duyar, H.A., Bayrakli, B. & Altuntas, M. 2023. Effects of floods resulting from climate change on metal concentrations in whiting (*Merlangius merlangus euxinus*) and red mullet (*Mullus barbatus*) and health risk assessment. *Environ Monit Assess* 195, 979. <https://doi.org/10.1007/s10661-023-11534-w>
- Edwards *et al.* 2025. <https://doi.org/10.1186/s40462-024-00528-z>
- EFSA 2023. <https://acsa.gencat.cat/es/detall/noticia/reevaluacion-selenio>
- FAO 1983. Compilation of legal limits for hazardous substances in fish and fishery products. Rome.
- Fazio *et al.* 2020. <https://doi.org/10.3390/ani10101739>
- Fernandes, C. ; Fontainhas-Fernandes, A. ; Peixoto, F. and Salgado, M. A. 2007. Bioaccumulation of heavy metals in *Liza saliens* from Esmoriz-Paramos coastal lagoon, Portugal. *Ecotox. and Environm. Safety* 66 :426-431.
- Fernández-Gómez *et al.* 2013. <https://doi.org/10.1007/s10661-012-2784-9>
- Flecha *et al.* 2015. <https://doi.org/10.1007/s12237-014-9923-1>
- Foley, M. ; Askin, N. ; Belanger, M. P. and Wittmich, C. 2022. Anadromous fish as biomarkers for the combined impact of marine and freshwater heavy metal pollution. *Ecotox. and Environm. Safety* 230 : 113153.
- França *et al.* 2005. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2005.06.040>
- Garai P, Banerjee P, Mondal P, Saha NC. 2021. Effect of Heavy Metals on Fishes: Toxicity and Bioaccumulation. *J Clin Toxicol.* S18:001.
- Gaulier *et al.* 2021. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143827>
- Germande *et al.* 2022. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.129285>
- Gonzalez-Ortegon *et al.* 2023. <https://doi.org/10.1038/s41598-023-50049-9>
- Guerra-García *et al.* 2023. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.114504>
- Gupta y Maurya 2024. <https://doi.org/10.5281/zenodo.11097725>
- Häder, D.; Banaszak, A. T.; Villafañe, V. E.; Narvarte, M. A.; González, R.A. y Walter Hebling, E. 2020. Anthropogenic pollution of aquatic ecosystems: emerging problems with global implications. *Science of the Total Environment* 713: 136586.
- Hamada *et al.* 2024. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2023.103335>
- Has-Schön, E., Bogut, I. & Strelec, I. 2006. Heavy Metal Profile in Five Fish Species Included in Human Diet, Domiciled in the End Flow of River Neretva (Croatia). *Arch Environ Contam Toxicol* 50, 545–551. <https://doi.org/10.1007/s00244-005-0047-2>
- Hauser-Davis, R.A., Bordon, I.C.A.C., Oliveira, T.F., Ziolli, R.L., 2016. Metal bioaccumulation in edible target tissues of mullet (*Mugil liza*) from a tropical bay in Southeastern Brazil. *J. Trace Elem. Med. Biol.* 36, 38–43. <https://doi.org/10.1016/j.jtemb.2016.03.016>
- Hossain *et al.* 2025. <https://doi.org/10.3390/toxics13010026>
- Hosseini *et al.* 2022. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2022.04.010>
- Institute of Medicine 2001. <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/books/NBK222332/>
- IPCC, 2013. In: Stocker, T.F., Qin, D., Plattner, G.-K., Tignor, M., Allen, S.K., Boschung, J., Nauels, A., Xia, Y., Bex, V., Midgley, P.M. (Eds.), *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.* Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- IPCC, 2019. In: Pörtner, H.-O., Roberts, D.C., Masson-Delmotte, V., Zhai, P., Tignor, M., Poloczanska, E., Mintenbeck, K., Alegría, A., Nicolai, M., Okem, A., Petzold, J., Rama, B., Weyer, N.M. (Eds.), *IPCC Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate*

- Jamil Emon, F., Rohani, M.F., Sumaiya, N., Tuj Jannat, M.F., Akter, Y., Shahjahan, M., Abdul Kari, Z., Tahiluddin, A.B., Goh, K.W., 2023. Bioaccumulation and Bioremediation of Heavy Metals in Fishes—A Review. *Toxics* 11, 1–28. <https://doi.org/10.3390/toxics11060510>
- Jezierska *et al.* 2009. <https://doi.org/10.1007/s10695-008-9284-4>
- Jiang, H.; Qin, D. L.; Chen, Z.; tang, S. Z.; Bai, S. Y. y Mou, Z. B. 2016. Heavy metal levels in fish from Heilongjiang River and potential health risk assessment. *Bull. Environm. Contam. Toxicol.* 97 (4): 536-542. <https://doi.org/10.1007/s00128-016-1894-4>
- Jiménez-Tenorio *et al.* 2007. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2006.11.009>
- Jisr *et al.* 2020. <https://doi.org/10.1007/s10661-020-08672-w>
- Junta de Andalucía, 2005–2013. AAI/SE/007/05. Autorizaciones Ambientales Integradas en Andalucía. <https://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/servtc1/AAIo>
- Kacar 2024. <https://doi.org/10.1016/j.jtemb.2023.127339>
- Kalantzi *et al.* 2013. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2013.04.049>
- Kamila, S.; Shaw, P.; Islam, Sh. Y Chattopadhyay, A. 2023. Ecotoxicology of hexavalent chromium in fish: an updated review. *Science of the Total Environment* 890: 164395.
- Kapula *et al.* 2022. <https://doi.org/10.2989/16085914.2022.2128292>
- Khemis, I.B., Besbes Aridh, N., Hamza, N. *et al.* 2017. Heavy metals and minerals contents in pikeperch (*Sander lucioperca*), carp (*Cyprinus carpio*) and flathead grey mullet (*Mugil cephalus*) from Sidi Salem Reservoir (Tunisia): health risk assessment related to fish consumption. *Environ Sci Pollut Res* 24, 19494–19507. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-9586-0>
- Kottelat, M. and Freyhoff, J. 2007. *Handbook of European Freshwater Fishes*. Kottelat, Cornol, Switcesland and Freyhof, Berlin, Germany.
- Kumar *et al.* 2022. <https://doi.org/10.1007/s12011-021-02858-0>
- Kumar, M.; Singh, h.; Jain, A.; Yadav, S.; Dubey, A. y Trevedi, S. P. 2024. A review on heavy metal-induced toxicity in fishes: bioaccumulation, antioxidant defense system, histopathological manifestations, and transcriptional profiling of genes. *J. Trace Elements in Medicine and Biology* 82: 127377
- Landigan, P. *et al.* 2010. Human health and ocean pollution. *Annl. Of Global Health* 86(1): 151: 1-64
- Lemarchand *et al.* 2010. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2010.06.026>
- Lemly 1994. [https://doi.org/10.1016/0147-6513\(94\)90022-1](https://doi.org/10.1016/0147-6513(94)90022-1)
- Liao *et al.* 2023. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2022.06.002>
- Limburg *et al.* 2015. <https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2014.02.014>
- López *et al.* 2023. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2022.138947>
- Lozano-Bilbao *et al.* 2024. *Regional Studies in Marine Science* 71, 103415. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2024.103415>
- Luczynska, J. ; Paszczyk, B. and Luczynski, M. 2018. Fish as bioindicator of heavy metals pollution in aquatic ecosystem of Pluszne Lake Poland, and risk assessment for consumers health. *Ecotox. and Environm. Safety* 153 : 60-67.
- Luo *et al.* 2013. *Environ Toxicol Chem* 32(4): 831-40. <https://doi.org/10.1002/etc.2136>
- Lushchak 2016. <https://doi.org/10.1007/s10695-015-0171-5>
- Madejón *et al.* 2018. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.12.277>
- Malhotra *et al.* 2020. <https://doi.org/10.3390/nano10061126>
- MacIntosh, D.L., P.L. Williams, D.J. Hunter, L.A. Sampson, S.C. Morris, W.C. Willett, 1997. Evaluation of a food frequency questionnaire-food composition approach for estimating dietary intake of inorganic arsenic and methylmercury *Cancer Epidemiol. Biomarkers Prev.*, 6, pp. 1043-1050.
- Mahjoub *et al.* 2021. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2021.101881>
- Mieiro *et al.* 2012. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.08.033>
- Miletic *et al.* 2018. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e28183>

- MITECO 1987. Orden de 12 de noviembre de 1987 (RCL 1987\2475 y RCL 1988, 804). <https://www.miteco.gob.es/es/agua/temas/estado-y-calidad-de-las-aguas/aguas-superficiales/programas-seguimiento/lista-de-sustancias-peligrosas.html>
- MITECO 2000. Real Decreto 995/2000, de 2 de junio (RCL 2000\1370). <https://www.miteco.gob.es/es/agua/temas/estado-y-calidad-de-las-aguas/aguas-superficiales/programas-seguimiento/lista-de-sustancias-peligrosas.html>
- Mohammadnabizadeh, S., Afshari, R. & Pourkhabbaz, A. 2013. Metal Concentrations in Marine Fishes Collected from Hara Biosphere in Iran. *Bull Environ Contam Toxicol* **90**, 188–193 <https://doi.org/10.1007/s00128-012-0876-4>
- Morales *et al.* 2020. <https://doi.org/10.2112/SI95-111.1>
- Morales-Nin *et al.* 2012. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2012.02.012>
- Naik, S.; Pradhan, U.; Karthikeyan, P.; Begum, M.; Panda, U. S.; Misliva, P. and Murthy, M.V.R. 2024. Heavy metal pollution causes mass mortality of fish in a tropical estuary in the southwestern Bay of Bengal. *Marine Environmental Research* **199**: 106595
- Nakamaru y Altansuvd 2014. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.04.024>
- NOAA 2018. Sea Level Trends - NOAA Tides and Currents. URL <https://tidesandcurrents.noaa.gov/sltrends/>
- Norouzi *et al.* 2017. IRANIAN JOURNAL OF FISHERIES SCIENCES **16**, 920-934.
- O'Mara *et al.* 2022. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2021.105511>
- OMS 2024. <https://www.who.int/es/news-room/fact-sheets/detail/lead-poisoning-and-health>
- Ouali *et al.* 2018. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.377>
- Panda *et al.* 2023. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.121796>
- Pastorelli *et al.* 2012. <https://doi.org/10.1080/19440049.2012.719644>
- Pedro *et al.* 2008. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2008.08.011>
- Pedro *et al.* 2015. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2015.07.039>
- Pereira *et al.* 2021. <https://doi.org/10.1002/eco.2345>
- Perina *et al.* 2020. <https://doi.org/10.1590/S2675-28242020068313>
- Pitonakova 2022. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-22459-1>
- Pourang, N. 1995. Heavy metal bioaccumulation in different tissues of two fish species with regards to their feeding habits and trophic levels. *Environm. Monitor. Assess.* **35** : 207-219.
- Pourkhabbaz, A., Alipour, H. & Zarei, I. Bioaccumulation and Depuration Rates of Zinc by *Capoeta fusca* Under Controlled Conditions. *Water Qual Expo Health* **7**, 187–191 (2015). <https://doi.org/10.1007/s12403-014-0139-1>
- Puglis *et al.* 2020. <https://doi.org/10.1002/ieam.4240>
- Raki *et al.* 2022. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-22122-9>
- Riba, I., Luque-Escalona, A., & Costa, M. H., 2023. Sediment contamination and toxicity in the Guadalquivir River (Southwest, Spain). *Applied Sciences*, **13**(6), 3585. <https://doi.org/10.3390/app13063585>
- Rubalingeswari *et al.* 2021. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111964>
- Ruiz, J., Macías, D., Losada, M. A., Díez-Minguito, M., & Prieto, L., 2013. A simple biogeochemical model for estuaries with high sediment loads: Application to the Guadalquivir River (SW Iberia). *Ecological Modelling*, **265**, 194-206. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2013.06.012>
- Ruiz *et al.* 2015. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-06305-8\\_8](https://doi.org/10.1007/978-3-319-06305-8_8)
- Santhosh *et al.* 2024. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.116139>
- Shaabani *et al.* 2022. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-17894-5>
- Sharma *et al.* 2023. <https://doi.org/10.1021/acsearthspacechem.2c00359>
- Sheikhzadeh y Hamidian 2021. <https://doi.org/10.1007/s10653-021-00883-5>
- Sfakianakis *et al.* 2015. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2014.12.014>
- Singh y Sharma 2024. Heavy metal contamination in fish: sources, mechanisms and consequences. *Aquat Sci* **86**, 107. <https://doi.org/10.1007/s00027-024-01121-7>

- Sirviente *et al.* 2023. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.166084>
- Soegianto, A., Widyanita, A., Affandi, M. *et al.* Cadmium and zinc accumulation and depuration in tilapia (*Oreochromis niloticus*) tissues following sub-lethal exposure. *Bull Environ Contam Toxicol* **109**, 464–469 (2022). <https://doi.org/10.1007/s00128-022-03504-8>
- Storelli *et al.* 2006. <https://doi.org/10.1007/s00128-006-1030-y>
- Subathra, S., Karuppasamy, R. Bioaccumulation and Depuration Pattern of Copper in Different Tissues of *Mystus vittatus*, Related to Various Size Groups. *Arch Environ Contam Toxicol* **54**, 236–244 (2008). <https://doi.org/10.1007/s00244-007-9028-y>
- Suñer *et al.* 1999. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(99\)00399-X](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(99)00399-X)
- Taslina, K. ; Al-Emran, Md. ; Rahman, M. S. ; Hasan, J. ; Ferdous, Z. ; Rohami, F. and Shahjahan, M.D. 2022. Impacts of heavy metals on early development, growth and reproduction of fish- a review. *Toxicology Reports* **9** : 858-868.
- Tepe *et al.* 2017. INDIAN J. MAR. SCI. 46, NO. 07.
- Tore *et al.* 2021. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107361>
- Tornero *et al.* 2014. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.06.044>
- Turan *et al.* 2022. <https://doi.org/10.1007/s10646-022-02591-x>
- Uddin *et al.* 2024. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2024.143214>
- UE 2006. REGLAMENTO (CE) N° 1881/2006 DE LA COMISIÓN de 19 de diciembre de 2006 por el que se fija el contenido máximo de determinados contaminantes en los productos alimenticios. <https://www.boe.es/doue/2006/364/L00005-00024.pdf>
- UE 2023. REGLAMENTO (UE) 2023/915 DE LA COMISIÓN de 25 de abril de 2023 relativo a los límites máximos de determinados contaminantes en los alimentos y por el que se deroga el Reglamento (CE) n. 1881/2006.
- Ulusoy *et al.* 2019. Ulusoy, Ş., Mol, S., Karakulak, F. *et al.* Selenium-Mercury Balance in Commercial Fish Species from the Turkish Waters. *Biol Trace Elem Res* **191**, 207–213. <https://doi.org/10.1007/s12011-018-1609-2>
- United States Food and Drug Administrator (USFDA). 1993. Guidance documents for trace elements in seafood, Center for Food Safety and Applied Nutrition: Washington, DC.
- Utese *et al.* 2017. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2017.06.005>
- Uysal *et al.* 2008. <https://doi.org/10.1016/j.microc.2008.03.005>
- Vareda, J.P.; Valente, A. J. M. and Duraes, L. 2019. Assessment of heavy metal pollution from anthropogenic activities and remediation strategies: a review. *J. Env. Managm.* **246**: 101-118.
- Velusamy, A.; Kumar, P.S.; Ram, A. and Chinnadurai, S. 2014. Bioaccumulation of heavy metals in commercially important marine fishes from Mumbai Harbor, India. *Mar. Pollut. Bull.* **81**: 218-224
- Vilizzi y Tarkan 2016. <https://doi.org/10.1007/s10661-016-5248-9>
- Wang *et al.* 2024. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2024.740875>
- Venkateswarlu, V., Venkatrayulu, C., 2020. Bioaccumulation of heavy metal lead (Pb) in different tissues of brackish water fish *Mugil cephalus* (Linnaeus, 1758). *J. Appl. Biol. Biotechnol.* **8**, 1–5. <https://doi.org/10.7324/JABB.2020.80201>
- WHO 1989. Heavy Metals-Environmental Aspects. Environmental Health Criteria No. 85. World Health Organization, Geneva, Switzerland
- Vinot y Pihan 2005. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2004.03.002>
- Vicente-Martorell *et al.* 2009. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.05.106>
- Xing *et al.* 2022. <https://doi.org/10.1007/s00128-022-03528-0>
- Xiong *et al.* 2020. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2019.103278>
- Xue *et al.* 2023. [http://dx.doi.org/10.15666/aer/2105\\_41774194](http://dx.doi.org/10.15666/aer/2105_41774194)
- Yi y Zhang 2012. <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2012.01.163>
- Yin *et al.* 2019. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2019.01.186>

- Zhuang, P., Li, Z. an, McBride, M.B., Zou, B., Wang, G., 2013. Health risk assessment for consumption of fish originating from ponds near Dabaoshan mine, South China. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 20, 5844–5854. <https://doi.org/10.1007/s11356-013-1606-0>
- Zohra, B.S., Habib, A. 2016. Assessment of heavy metal contamination levels and toxicity in sediments and fishes from the Mediterranean Sea (southern coast of Sfax, Tunisia). *Environ Sci Pollut Res* **23**, 13954–13963. <https://doi.org/10.1007>