



UNIVERSIDAD DE
MURCIA

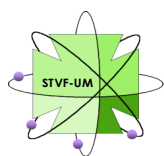
RIESGOS TÓXICOS DE LA MUNICIÓN DE PLOMO Y SUS ALTERNATIVAS EN LA ACTIVIDAD CINEGÉTICA

Antonio J. García-Fernández^{*1,2}, Isabel Navas Ruíz^{1,2}

¹Servicio de Toxicología y Veterinaria Forense, Departamento de Ciencias Sociosanitarias, Facultad de Veterinaria, Universidad de Murcia, 30100 Murcia. <http://www.sertoxmur.com>. *ajgf@um.es

²Grupo de Toxicología y Evaluación de Riesgos, Instituto de Investigación Biosanitaria de la Región de Murcia (IMIB-Arrixaca), Universidad de Murcia, Murcia. <http://toxirisk.imib.es>

Informe derivado del contrato suscrito entre la Dirección General del Medio Natural de la Consejería de Empleo, Universidades, Empresa y Medio Ambiente de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia y la Universidad de Murcia



Servicio de Toxicología
y Veterinaria Forense
(STVF)



Servicio de Ciencias
y Técnicas Forenses
(SECyTeF)

Departamento de Ciencias Socio-Sanitarias

Área de Toxicología

Facultad de Veterinaria

Campus Universitario de Espinardo. 30100 Murcia

Tel. +34-868 887 021 / 7022 / 4317. Fax +34-868 884 147.

<http://toxirisk.imib.es>

<http://www.sertoxmur.com>



**Grupo E008-12
Toxicología (UM)**



**Toxicología y
Evaluación de Riesgos
(IMIB)**

INDICE

1. INTRODUCCIÓN_____	3
2. EL PLOMO EN LA MUNICIÓN_____	4
2.1. <i>El plomo de los perdigones</i> _____	4
2.2. <i>El plomo en otro tipo de munición (caza mayor)</i> _____	5
3. PLOMO Y SALUD ANIMAL_____	6
3.1. <i>Cinética del plomo en vertebrados superiores</i> _____	7
3.2. <i>Biomarcadores de exposición a plomo</i> _____	8
3.3. <i>Plomo en aves acuáticas</i> _____	9
3.4. <i>Plomo en aves rapaces</i> _____	10
3.5. <i>Plomo en aves carroñeras</i> _____	11
3.6. <i>Plomo en galliformes</i> _____	13
4. PLOMO Y SALUD PÚBLICA_____	15
4.1. <i>Consumo de carne de caza</i> _____	16
4.2. <i>Toxicidad por consumo en humanos</i> _____	17
5. ALTERNATIVAS AL PLOMO EN LA MUNICIÓN_____	18
6. CONCLUSIONES_____	21
7. BIBLIOGRAFÍA_____	23

1. INTRODUCCIÓN

El plomo es uno de los metales pesados más tóxicos que existe; el cual, en función de la dosis y la frecuencia de exposición, provoca efectos nocivos y tóxicos en todos los seres vivos, incluida la especie humana (García-Fernández *et al.*, 2005a). El plomo no posee ninguna actividad biológica, siendo pues considerado como no esencial, pese a lo cual ha sido muy importante en la evolución cultural humana, a pesar de su toxicidad para los humanos durante siglos (Hernberg, 2000). La intoxicación aguda por plomo puede provocar la muerte, mientras que la exposición crónica puede afectar a las poblaciones alterando el comportamiento, el éxito reproductivo, el sistema inmune y las funciones fisiológicas de diversos órganos y sistemas (García-Fernández, 2014).

La ubicuidad ambiental y persistencia del plomo, junto con su capacidad de acumularse y biomagnificarse a través de la cadena trófica, implican la existencia de escenarios de exposición continua para todos los seres vivos. Esta exposición a plomo supone, por tanto, un riesgo potencial para cualquier individuo, especie y población en cualquier ecosistema o medio en el que se desenvuelva, pudiendo llegar a causar graves alteraciones en poblaciones sensibles o vulnerables (García-Fernández *et al.*, 2005a).

Los científicos de Norte América y Europa han hecho pública una declaración consensuada sobre los riesgos para la fauna silvestre, la salud humana y ambiental por el uso de la munición plomada, y la necesidad de su reemplazo por alternativas no tóxicas (Health Risks from Lead-Based Ammunition in the Environment—A Consensus Statement of Scientists, 2013; Group of Scientists 2014). Según Arnemo *et al.* (2016), poco cambios futuros se pueden dar sobre el conocimiento científico de los impactos negativos de esta forma de exposición a plomo sobre la salud de la fauna silvestre y de la población humana. Los mismos argumentos que se utilizaron para eliminar la gasolina plomada, las pinturas con plomo y los objetos cotidianos que contenían plomo se pueden aplicar a la munición de caza plomada. Su prohibición es ya, por tanto, una decisión socio-política (Arnemo *et al.*, 2016).

Sin embargo, más aún se debe investigar sobre las alternativas al plomo en la munición, con material no tóxicos o, al menos, menos tóxicos.

2. EL PLOMO EN LA MUNICIÓN

Según el último informe de la Agencia Europea de Químicos-ECHA (2018), la munición plomada es considerada la fuente no regulada más significativa de plomo emitido deliberadamente al medio en la Unión Europea. A ello se une el hecho de ser considerada también la fuente más relevante de intoxicación por plomo en aves, pero no solo para las aves acuáticas, sino para todos las especies predatoras y carroñeras (García-Fernández, 2014).

2.1. El plomo de los perdigones

Los perdigones son usados tanto en ecosistemas terrestres tanto en actividades cinegéticas como deportivas. Las piezas cazadas con este tipo de munición suelen ser pequeñas piezas de especies como el faisán, la perdiz, el conejo o el zorro. Sin embargo, también grandes animales como el jabalí puede cazarse con perdigones (ECHA, 2018).

Las evidencias aportadas por ECHA sobre los riesgos del uso de perdigones de plomo en ecosistemas terrestres (aquellos que quedan fuera de la consideración de humedales) son incuestionables; estimándose estos riesgos tanto para la salud humano como para el medio ambiente (ECHA, 2018). De entre estas múltiples evidencias destacan, por ejemplo, las intoxicaciones de especies de ecosistemas terrestres, incluyendo también las intoxicaciones secundarias que sufren los predadores y carroñeros (García-Fernández *et al.*, 2005a). Hasta el momento, y a diferencia de lo que ocurre con la caza en zonas húmedas, pocos países han restringido el uso de plomo fuera de los humedales (Países bajos, Dinamarca y la parte flamenca de Bélgica). Otra de las evidencias se basa en los riesgos que para la especie humana se han descrito por consumo de especies cinegéticas cazadas, tanto con perdigones como con munición de plomo (García-Fernández y Soler Rodríguez, 2006; Mateo, 2009). Otra evidencia destacada en el informe de la agencia europea es el reconocimiento de la existencia de munición alternativa

al plomo, sobre todo de acero, bismuto y tungsteno. Se estima que en la Unión Europea se dispersan unas 14000 toneladas de perdigones de plomo anuales en ecosistemas terrestres (ECHA, 2018). Según los cálculos estimativos de la agencia la extrapolación de este dato a una situación de mortalidad en humedales sería la causa de muerte de entre 1 y 2 millones de aves anualmente. Aunque ya de por sí la muerte de estas aves sería suficiente razón para justificar acciones inmediatas, otros efectos ambientales se suman. Tal es el caso de la contaminación de suelos en áreas terrestres, así como la contaminación de fuentes de aguas (principalmente subterráneas). A todo ello habría que sumar las toneladas dispersas por tiradores deportivos estimadas, que alcanzan una cifra de entre 10000 y 20000 toneladas de plomo anuales. ***Con todo ello, la ECHA concluye que una medida amplia como la restricción del uso del plomo en todos los hábitats simplificaría cualquier actividad de aplicación por parte de los estados miembros de la UE.***

2.2. El plomo en otro tipo de munición (caza mayor)

En el momento del impacto, tanto los perdigones como cualquier otro tipo de munición de plomo se fragmenta tras el impacto del proyectil, resultando en una dispersión de plomo en los tejidos del animal abatido. Existe la creencia de que estos fragmentos se pueden retirar y ser así descartados de la canal del animal abatido. Sin embargo, esto solo sería válido para fragmentos relativamente grandes que pudieran ser detectados. Pero la realidad es otra, ya que ha sido demostrado que los fragmentos de plomo se dispersan en forma de pequeñas partículas microscópicas (en ocasiones nanopartículas) por los tejidos; no siendo posible su retirada completa de la canal, estando pues disponible para ser absorbido tras su consumo por el ser humano (García-Fernández *et al.* 2019). De esta forma se demuestra que los consumidores de carne de caza están expuestos a plomo metálico. La ECHA recuerda que el plomo es un tóxico que no tiene umbral establecido, por lo que el consumo resulta en riesgo para los humanos (particularmente en grandes consumidores de carne), pero sobre todo en el neurodesarrollo de los niños.

Los cazadores, por razones de higiene alimentaria, retiran las entrañas de los animales cazados en el campo y suelen dejarlas allí. Estas entrañas

contienen fragmentos de munición de plomo que son ingeridas por aves y mamíferos cuando consumen estas entrañas; lo cual resulta en exposición e intoxicación por plomo.

En el año 2004, más de 350 toneladas de plomo fue dispersado en el medio por cazadores que usan proyectiles de plomo.

Regular la exposición al plomo por ingestión de carne y vísceras a través de las concentraciones máximas permitidas de plomo en alimentos (Reglamento CE1881, 2006) no sería suficiente en las carnes de caza. Por otro lado, esta regulación está basada en los riesgos para la especie humana; no teniendo en cuenta la ingestión de plomo por rapaces y carroñeras.

Este punto de vista de los riesgos del plomo también termina considerando que la restricción del uso de munición de plomo es la solución más apropiada por varias razones:

- i) Quedan concentraciones de plomo en los animales tiroteados;
- ii) La carne de caza es a menudo consumida por cazadores fuera de los mecanismos de control de alimentos;
- iii) La medida de la prohibición protegería a carroñeros y predadores (tanto aves como mamíferos) de intoxicaciones secundarias por plomo;
- iv) Existen alternativas al plomo disponibles sin necesidad de reemplazar las armas.

3. PLOMO Y SALUD ANIMAL

Las aves silvestres pueden estar expuestas de forma aguda a altas concentraciones de metales, por ejemplo, en vertidos de depósitos de estériles (como ocurrió en Aznalcóllar en 1998) o por la ingestión de perdigones o fragmentos de munición plomada, plomos de pesca o carne con fragmentos impactados como consecuencia del disparo (García-Fernández *et al.*, 2005a). Estas exposiciones elevadas suelen provocar un cuadro agudo relativamente fácil de diagnosticar, pero los efectos a largo y medio plazo por exposiciones crónicas son difíciles de evaluar (García-Fernández, 2014). Otras fuentes de plomo, tales como la gasolina plomada o las actividades mineras o de fundición, son menos comunes y raramente provocan síntomas clínicos o

muerte (García-Fernández *et al.*, 1995, 2005b).

El estudio ecotoxicológico de las poblaciones aviares empezó a finales del siglo XIX con las primeras referencias, precisamente, sobre mortalidad de faisanes y aves acuáticas por ingestión de perdigones de plomo. En el siglo siguiente, allá por la década de los 30, este hecho fue reconocido como una causa común de muerte en aves acuáticas. Y fue también a principios del siglo XX cuando se llevaron a cabo los primeros estudios experimentales con aves, tanto domésticas como silvestres (García-Fernández, 2014). En un estudio de Fisher *et al.* (2006) se citan hasta 59 especies de aves terrestres intoxicadas por ingestión de plomo.

3.1. Cinética del plomo en vertebrados superiores

Una vez ingeridos los perdigones de plomo, debido a las condiciones ácidas (pH 2,5) y al propio efecto mecánico del estómago muscular, se van deshaciendo y disolviendo siendo así disponibles para absorción. Las sales formadas en el estómago son así absorbidas a nivel del tracto gastrointestinal (Mateo *et al.*, 1994). Tras la absorción, el plomo se distribuye a través de la sangre y se va depositando en los tejidos, principalmente hígado, riñón y, finalmente, en los tejidos calcificados, como el hueso (García Fernández *et al.*, 1995). Mientras que el plomo tiene una tasa de permanencia en el hígado y riñón de semanas a meses, en el hueso es retenido durante años, reflejándose de esta forma la exposición aguda y crónica.

Por otro lado, diversos autores indican que los perdigones y los proyectiles de plomo pueden fragmentarse cuando impactan con el cuerpo del animal cazado. Ello puede producir una contaminación alrededor de la herida con pequeños fragmentos del perdigón, aumentando el riesgo de exposición al plomo por los consumidores de carne de caza (Johansen *et al.*, 2004; Pain *et al.*, 2010). Así, el plomo biológicamente incorporado en los tejidos de aves intoxicadas, tiene mayor biodisponibilidad para los consumidores en comparación con el plomo metálico (Mateo *et al.*, 2013).

Debido al modelo cinético tricompartimental que sigue el plomo en todas las especies de vertebrados superiores, incluida la especie humana (García-

Fernández, 2014; García-Fernández *et al.*, 1997), es bien conocido que el hueso aporta información relevante en escenarios de exposición crónica (García-Fernández *et al.*, 1995, 1997). Esto es debido a la relativamente rápida entrada del plomo en el hueso (meses) y la muy lenta salida de este tejido, lo que supone su secuestro en el hueso durante años (García-Fernández, 2014; Mateo *et al.*, 2003). Por el contrario, los tejidos blandos muy vascularizados y la sangre se comportan mejor a la hora de interpretar escenarios de exposición reciente a plomo (García-Fernández *et al.*, 1997). Ciertos rangos de concentraciones umbrales han sido propuestos en sangre, hígado, riñón como asociados con efectos subclínicos, tóxicos y compatibles con la muerte en Falconiformes (Franson y Pain, 2011) y en otras especies de aves silvestres (García-Fernández, 1994). En general podemos decir que las aves crónicamente expuestas a plomo no presentan concentraciones de plomo en sangre por encima de las concentraciones umbrales asociadas con efectos clínicos tóxicos (García-Fernández, 2014). A pesar de ello, las concentraciones de plomo sanguíneo ofrecen una información interesante en la evaluación del riesgo (García-Fernández *et al.*, 1995). En los últimos años, en determinadas especies como los buitres, las concentraciones sanguíneas de plomo han sido revisadas por su relevancia en la evaluación de la exposición y efectos (Garbett *et al.*, 2018; García-Fernández, 2017; García-Fernández *et al.*, 2008; Mateo-Tomas *et al.*, 2016; Naidoo *et al.*, 2017; Plaza y Lambertucci, 2019).

3.2. Biomarcadores de exposición a plomo

Tanto en mamíferos como en aves y reptiles, el plomo inhibe la actividad de enzimas que participan en la síntesis del grupo hemo de la hemoglobina, como la ácido delta-aminolevulínico dehidratasa (d-ALAD) o la hemo sintasa (García-Fernández *et al.* 1995; Martínez-López *et al.*, 2010). En las aves, la inhibición de la actividad de la d-ALAD eritrocitaria es el primer cambio bioquímico medible tras la absorción del plomo, persistiendo la inhibición desde varias semanas hasta varios meses tras la exposición, dependiendo de la concentración sanguínea de plomo (Mani *et al.*, 2018). Este parámetro ha sido ampliamente usado con éxito como biomarcador de exposición a plomo en varias especies de aves (Gómez-Ramírez *et al.*, 2011; Martínez-López *et al.*,

2004).

3.3. Plomo en aves acuáticas

Existen muchas modalidades de caza en humedales; pero, en general, las practicadas desde puestos fijos durante muchos años, en las que el cebado de grano se utiliza para atraer a las aves, son las que conllevan un mayor riesgo de ingestión de perdigones en las aves (Descalzo y Mateo, 2018). Esto es debido a que, la caza en estos lugares durante muchas décadas ha provocado una deposición de perdigones de plomo a disposición de las aves; con mayor o menor incidencia sobre su salud, dependiendo de la densidad de perdigones depositados en los lodos/suelos, de las características de estos lodos/suelos, de la disponibilidad de otro material que actúe como grit y de los hábitos de la especie de ave, entre otros factores. Con respecto a la densidad de perdigones en lodos/suelos (número de perdigones por unidad de superficie), esta es mayor en las zonas donde la práctica de la caza se concentra en puestos fijos y donde se ha venido practicando durante muchas décadas (Mateo, 2009). Con respecto a las características de los suelos/lodos, los factores que afectan a la mayor o menor disponibilidad para ser ingeridos por las aves acuáticas son muy variados. En este sentido, Jørgensen y Willems (1987) estimaron que la persistencia de perdigones de plomo en el suelo varía entre 30 y 300 años, en función de las características del suelo. Lo que en todo caso resulta demostrado fehacientemente es que en las zonas con mayor densidad de perdigones de plomo, los casos de plumbismo han sido más descritos. Rafael Mateo ha investigado durante muchos años las prevalencias de perdigones de plomo en muchos humedales españoles con resultados claramente impactantes; como el de la Laguna de Medina, con medias de casi 400 perdigones/m², en los primeros 30 cm de profundidad, desde la superficie del sedimento (Mateo *et al.*, 2007). Descalzo y Mateo (2018) citan varios ejemplos de altas prevalencias en Europa. Este escenario no es extraño en las latitudes de la Región de Murcia. Un estudio de prevalencia de perdigones en los embalses principales de el Parque Natural de El Hondo (Elche, Alicante) en 1998, ofreció datos de más de 100 Perdigones/m². Este estudio, llevado a cabo por el Dr. García-Fernández de la Universidad de Murcia, relacionaba el gran

brote de botulismo de 1997 con episodios de intoxicación letal por ingestión de perdigones de plomo en individuos de varias especies de aves acuáticas. Estos autores sugirieron que en el inicio y mantenimiento del brote de botulismo influyó el número de cadáveres de aves que murieron como consecuencia de la ingestión de grandes cantidades de plomo metálico en forma de perdigones depositados en los lodos de este humedal (García-Fernández *et al.*, 1998). Argumentan también estos autores que, los animales supervivientes de la ingestión de plomo podrían sufrir una disminución de la capacidad de respuesta del sistema inmunitario inducida por el plomo, predisponiéndoles así a la aparición de otras enfermedades infecciosas no letales en condiciones fisiológicas (García-Fernández *et al.*, 1998). En este sentido, Trust *et al.* (1990) demostraron que la ingestión de un solo perdigón de plomo provoca, en pocos días, efectos inmunosupresores que se mantienen durante tres semanas.

3.4. Plomo en aves rapaces

La intoxicación por ingestión de munición de plomo ha sido descrita en nueve especies de aves de presa diurnas y tres especies de rapaces nocturnas de España (Mateo *et al.*, 2013).

Generalmente, la exposición a plomo en rapaces se produce principalmente por la ingestión de presas que llevan perdigones o fragmentos de munición plomada, plomos de pesca o tejidos de sus presas conteniendo altas concentraciones tisulares (García-Fernández *et al.*, 1997). Diversos trabajos llevados a cabo posteriormente en rapaces de la Región de Murcia muestran exposiciones a plomo procedente de diferentes fuentes en función de la zona de campeo (Martínez-López *et al.*, 2004; Gómez-Ramírez *et al.*, 2011).

La causa por la que se produce la intoxicación de las rapaces es por la ingestión de presas muertas o heridas que portan munición de plomo en sus cuerpos (Mateo *et al.*, 2013). Mateo *et al.* (2007) describieron la presencia de perdigones incrustados en el 65% de los cadáveres de acuáticas estudiados. Se ha estimado que el 15 % de los gansos y el 19 % de los patos abatidos por cazadores no se recuperan, y por lo tanto pueden ser consumidos por

individuos con hábitos carroñeros que ingerirán los perdigones que portan en sus cuerpos (USFWS 1975).

Una de las herramientas útiles para evaluar la ingestión de perdigones de plomo en rapaces es el análisis radiológico de las egagrópilas (Mateo *et al.*, 2013; Gil-Sánchez *et al.*, 2018). El análisis de los restos presentes en estas egagrópilas permite además relacionar un tipo de presa con la presencia de munición (Mateo *et al.*, 1999; 2001). En un estudio llevado a cabo en Granada sobre águila perdicera (*Aquila fasciata*) para evaluar el efecto de la ingestión de perdigones de plomo sobre el éxito reproductivo se estudiaron radiológicamente 1363 egagrópilas procedentes de 12 territorios de cría y 172 egagrópilas de 9 territorios que no eran de cría (Gil-Sánchez *et al.*, 2018). En este estudio encontraron perdigones de plomo en el 83% de los territorios, con una ocurrencia de perdigones en egagrópilas del 2.8% en primavera y 1.3% en otoño. Esta frecuencia de presencia fue debida, principalmente, al consumo de perdiz roja en la estación de cría; y secundariamente al consumo de conejos en la estación de no-cría, la cual coincidía con la principal estación de caza. Con esto demostraron que los pequeños animales lesionados eran la principal fuente de exposición a plomo en águila perdicera. Los resultados demostraron que había un efecto negativo sobre el éxito reproductivo y que las modalidades de caza son una potencial amenaza para rapaces en peligro.

Otra de las herramientas usadas para evaluar la exposición ha sido el análisis de plumas (Martínez-López *et al.*, 2004). Este tipo de análisis se ha utilizado en diversas especies de rapaces, tales como águila imperial ibérica (*Aquila adalberti*), águila perdicera (*Aquila fasciata*), azor (*Accipiter gentilis*), águila calzada (*Aquila pennata*), busardo ratonero (*buteo buteo*) (Gil-Sánchez *et al.*, 2018; Rodríguez-Ramos *et al.*, 2011; Dolan *et al.*, 2017; Martínez-López *et al.*, 2004; Pérez-López *et al.*, 2008).

3.5. Plomo en aves carroñeras

En España, la intoxicación por plomo ha sido descrita en varias especies de buitres: buitre leonado, buitre negro, quebrantahuesos y alimoche (Mateo *et al.*, 1997, Hernández y Margalida, 2009, Descalzo y Mateo, 2018). Sin

embargo, la primera cita sobre monitorización de plomo en buitres en Europa data de principios de los 90 (García-Fernández *et al.*, 1995) con buitres de la Región de Murcia. Los siguientes datos sobre plomo en sangre de buitres datan del año 2003 en buitres muestreados en el Parque Natural de Cazorla (García-Fernández *et al.*, 2005a), repitiéndose el muestreo en 2006 (García-Fernández *et al.*, 2008). En 1997, Mateo y colaboradores publican un caso de intoxicación aguda, con resultado de muerte, de un individuo de buitre leonado por ingestión de munición plomada. En este individuo la concentración de plomo hepático (sobre peso seco) fue de 52 µg/g. En el estudio de García-Fernández *et al.* (1995) las concentraciones de plomo sanguíneo de buitres fueron las más altas de todas las especies de aves analizadas, con concentraciones por encima de los 20 µg/dL. El estudio que estos autores publicaron en 2005 con buitres de Cazorla confirmaba que las concentraciones de plomo sanguíneo eran superiores a las de otras especies de rapaces. Sin embargo, tres años después repitieron el muestreo en Cazorla y las concentraciones de plomo superaron los valores del primer estudio (García-Fernández *et al.*, 2008). Otros autores, posteriormente, han confirmado estas mayores concentraciones en carroñeras (Espín *et al.*, 2014; Carneiro *et al.*, 2015; Mateo-Tomás *et al.*, 2016; González *et al.*, 2017).

El estudio de García-Fernández *et al.* (2005a) explicaba las diferencias entre una exposición ambiental y una exposición metálica en los buitres y, con ello, justificaba su hipótesis de que los buitres analizados habían ingerido plomo metálico procedente de munición. En dicho estudio se hace hincapié en que la prohibición de uso de munición plomada en humedales de importancia internacional (Real Decreto 581/2001) debía ampliarse a la caza de especies no acuáticas. El trabajo finalizaba con la recomendación de prohibir la munición plomada en la actividad cinegética de caza mayor para preservar las poblaciones de buitres.

Gangoso *et al.* (2009) analizaron los efectos a largo plazo de la intoxicación por plomo en dos poblaciones de alimoche común (*Neophron percnopterus*) (insulares y continentales). La población insular estaba expuesta en mayor medida a perdigones usados de plomo y, por consiguiente, sus concentraciones sanguíneas y óseas estaban más elevadas. Los niveles

fueron mayores durante la época de caza en las islas, pero sobre todo en machos. El plomo demostró su potencial acumulador con la edad. Estos efectos no deseables de la intoxicación por plomo pueden ser de importancia en el descenso de poblaciones amenazadas de especies de larga vida, como el alimoche.

3.6. Plomo en galliformes

La exposición a plomo y sus efectos en aves de ecosistemas terrestres no es un escenario desconocido, aunque sí es cierto que está menos estudiada que en aves acuáticas (García-Fernández, 2014). A primeros de la década de los 90 se publicaban los primeros trabajos que abordaban este escenario terrestre, como por ejemplo, Kendall *et al.* (1996) en Estados Unidos y García-Fernández *et al.* (1995) en Europa. Los trabajos del grupo de García-Fernández abordaban el plomo desde una perspectiva de exposición global a plomo; mientras que el trabajo de Kendall y colaboradores abordaba específicamente la ingestión de perdigones de plomo por aves no acuáticas, concretamente paloma común. En dicho trabajo, Kendall y colaboradores (1996) revisaron los casos de mortalidad de otras especies de aves (no acuáticas, ni rapaces) por ingestión de perdigones de plomo en Estados Unidos. Estos autores citaron las siguientes especies: Codorniz cotuí norteña (*Colinus virginianus*), Codorniz escamosa o crestiblanca (*Callipepla squamata*), faisán común (*Phasianus colchicus*), pavo salvaje (*Meleagris gallopavo*), Perdiz pardilla (*Perdix perdix*), grulla candiense (*Grus canadensis*) y paloma torcaz (*Columbo palumbus*).

En España, el primer trabajo que cita la ingestión de perdigones por gallináceas lo realiza el equipo del profesor Francisco Soler de la Universidad de Extremadura (Soler-Rodríguez *et al.*, 2004) quienes, tras el examen de la molleja de siete perdices rojas cazadas, encuentran en una de ellas 14 perdigones en la molleja y una concentración hepática de plomo de 35.6 µg/g (peso húmedo).

Más recientemente, el grupo de Mateo ha llevado a cabo diversos experimentos de campo en perdiz roja (*Alectoris rufa*). Ferrandis *et al.* (2008)

investigaron la acumulación de plomo y los patrones espaciales de la presencia de perdigones de plomo en el medio. Además, estudiaron la prevalencia de ingestión de perdigones por individuos de perdiz. En dicho estudio, recogieron también muestras de suelo siguiendo un diseño de muestreo perpendicular a las líneas de disparo. El estudio de prevalencia de ingestión lo llevaron a cabo en dos años diferentes (2004 y 2006), así como análisis de plomo en hígado y hueso de las perdices cazadas. Calcularon la carga de perdigones por hectárea obteniendo un valor de 73600 unidades, lo que suponía, aproximadamente, unos 8,1 kg de plomo por hectárea. Las densidades pueden ser mayores en otras fincas de caza intensiva en las que se liberan perdices criadas en granjas y donde los ojeos se llevan a cabo durante toda la temporada de caza (Mateo *et al.*, 2013). Los análisis de plomo realizados a las perdices revelaron que casi el 8% de los individuos presentaban evidencias de haber ingerido perdigones de plomo usados. Con los resultados que obtuvieron, los autores del estudio sugirieron algunas medidas para disminuir el riesgo de la ingestión de plomo, tales como medidas de remediación de suelos, modificación de las líneas de disparos, suplementación de dieta, etc. ***Sin embargo, los autores dejan bien patente que la única solución efectiva a largo plazo y la menos costosa en comparación con las anteriores es la sustitución de la munición plomada por otra no tóxica.*** La mayoría de los países se han centrado en legislar sobre la munición plomada en humedales, pero han ignorado sistemáticamente los ecosistemas terrestres. Se observa una falta de actuación a la hora de extender las restricciones sobre la munición plomada.

Unos años después, el mismo grupo del Dr. Mateo llevó a cabo otro estudio (Álvarez-Lloret *et al.*, 2014) en el que estudiaron una población salvaje de perdiz roja de la misma granja donde se había llevado a cabo el estudio de Ferrandis *et al.* (2008). Este estudio tenía por objeto evaluar los efectos de la exposición al plomo sobre la mineralización del hueso. Los resultados fueron concluyentes, encontrando una reducción de la mineralización y un incremento de la cristalinidad del hueso mineral conforme se incrementaban las concentraciones de plomo óseo. Los autores sugieren que esto puede ser inducido por una alteración de los mecanismos de remodelación del hueso; por

lo que es esperable que estos efectos alteren las propiedades mecánicas y funcionales del hueso (Monir *et al.*, 2010), con un consecuente incremento del riesgo de fracturas (Gangoso *et al.*, 2009).

4. PLOMO Y SALUD PÚBLICA

La contaminación de la carne de caza también ha sido objeto de estudio, debido a que en España se da la particularidad de cocinarla en escabeche, lo que incrementa la transferencia de plomo de la munición a la carne. En este sentido Alemania por ejemplo, no autoriza el consumo de carne de caza cuando ha sido cazada con munición con plomo. Los riesgos del consumo de carne cazada con munición plomada se encuentran descritos en el libro “Toxicología Alimentaria”, en el capítulo “Riesgos tóxicos asociados al consumo de carne de caza” (García-Fernández y Soler-Rodríguez, 2006).

Mateo *et al.* (2013) en su revisión indican que la munición de plomo representa un riesgo para la salud pública por dos motivos. El primer motivo tiene que ver con las concentraciones tisulares de plomo en hígado y carne de los animales expuestos. En muchos casos se superan los niveles máximos de residuos establecidos por la Unión Europea para el plomo en vísceras (0.5 µg/g peso fresco) y carne (0.1 µg/g, peso fresco) en especies animales de granja destinados al consumo humano. El segundo motivo es el de la liberación de plomo durante la cocción de la carne de caza, sobre todo si durante el procesado del alimento se utiliza vinagre, tal es el caso del escabeche (Mateo *et al.* 2007).

Los ciudadanos que consumen frecuentemente carne de caza de animales cazados con munición plomada están sometidos a un alto riesgo de exposición diaria. Tal es el caso, según Arnemo *et al.* (2016), de los groenlandeses, cuyos niveles medios de plomo en sangre eran de 4 a 10 veces más altos que la dosis de referencia de EFSA, para el desarrollo de la neurotoxicidad en niños y para enfermedad crónica renal en adultos (Johansen *et al.*, 2006). En esta misma línea, Bjermo *et al.* (2013), describieron que altos niveles de plomo en sangre en adultos suecos se asociaron con el consumo de carne de caza. Algunos de esos niveles excedían los valores umbrales de la

EFSA. Arnemo *et al.* (2016) consideran que las fuentes de este plomo en animales salvajes de caza son las balas de caza o los perdigones.

4.1. Consumo de carne de caza (Gluszko, 2017)

Según la Encuesta Nacional de Ingesta Dietética Española (ENIDE) de la AESAN (2011), el consumo medio de carne de caza mayor es de $0,18 \pm 4,77$ g/persona/día; mientras que en el caso de las perdices y codornices es de $0,31 \pm 5,50$ g/persona/día y en el caso de los conejos de $3,24 \pm 16,81$ g/persona/día. No obstante, en el caso de las perdices, codornices y conejos, la encuesta no distingue entre animales de cría o silvestres. Para el grupo de “solo consumidores” los consumos recogidos en dicha encuesta son: $45,69 \pm 62,66$ g/persona/día (caza mayor), $65,60 \pm 48,54$ g/persona/día (perdiz, codorniz) y $59,6 \pm 43,01$ g/persona/día (conejo). Sin embargo, hay que tener en cuenta que, según la encuesta, el porcentaje de consumidores de carne de caza es muy bajo (0,4 % para la carne de caza, 0,47% para perdiz y codorniz y 5,43% para conejo). Por ello, los datos de consumo que se recogen en la encuesta son poco representativos del consumo real de carne de caza por la población española (AESAN, 2012).

Sevillano Morales *et al.* (2011) trabajaron una encuesta en Andalucía sobre el consumo de carne de caza mayor durante un periodo de 1 año, en la que de 199 encuestados, de un total de 301, declararon consumir carne de caza (ciervo y jabalí). El consumo medio de ciervo y jabalí era de 22,96 g/persona/día en los cazadores y de 12,08 g/persona/día en los no cazadores.

Según el estudio de la EFSA (Alexander *et al.*, 2010), en el caso de consumidores de carne de caza, se asume un consumo semanal de carne de caza de 200 gramos, lo que se corresponde con 28 g/día. En este caso no se especifican las especies cinegéticas incluidas en el estudio.

Iqbal *et al.* (2009), llevaron a cabo una encuesta sobre el consumo de carne de caza con 742 personas, entre 2-92 años, en Dakota del Norte. El 81% de los encuestados manifestaron consumir carne de animales silvestres, en el 99% de los casos es carne procedente de la caza. El 47% consumía carne de

venado de 1 a 3 veces por semana y en el 90% de los casos las raciones eran de unos 57 gramos, lo que supondría un consumo de 8,14-24,42 gramos/día. Para “otra carne de caza” el 70% la consumía menos de una vez por semana y, en caso de consumirla, la ración era igualmente de 57 gramos. Eso supone un consumo de 8,14 g/día. El mismo valor se obtuvo para aves de caza, donde el 78% declaró consumirla más de una vez por semana. Considerando en su conjunto la carne de caza, el consumo medio diario sería pues de 24,42-40,7 g/día.

4.2. Toxicidad por consumo en humanos.

En el año 2010, el Panel de Contaminantes en la Cadena Alimentaria de EFSA (Alexander *et al.*, 2010) concluyó que, de acuerdo con los últimos hallazgos en la investigación de los efectos del plomo, la PTWI (Provisional Tolerable Weekly Intake) vigente hasta entonces de 25 µg Pb/kg p.c. (peso corporal)/semana (3,6 µg de Pb/kg p.c./día) ya no puede considerarse apropiada puesto que no se ha podido evidenciar la existencia de un umbral para los efectos críticos inducidos por el plomo que incluyen neurotoxicidad en el desarrollo y nefrotoxicidad y efectos cardiovasculares en adultos.

Se han llevado a cabo estudios y experimentos con animales en los que se ha demostrado que una exposición crónica a bajas concentraciones de plomo causa neurotoxicidad.

En adultos, la neurotoxicidad asociada al plomo afecta al procesado de la información, causa síntomas psiquiátricos y perjudica la destreza manual. Además, se ha identificado en adultos que la presencia de concentraciones relativamente bajas de plomo en sangre está asociada a una elevada presión sistólica y enfermedad renal crónica.

En el caso de los niños, se ha puesto de manifiesto que la neurotoxicidad afecta en mayor grado a los cerebros en desarrollo frente a los cerebros maduros. Las concentraciones elevadas de plomo en sangre se han asociado con una reducción del coeficiente intelectual y de las funciones cognitivas en niños menores de siete años (Alexander *et al.*, 2010).

El plomo difiere de otros muchos contaminantes en que no hay evidencia de un umbral para muchos de los efectos críticos, incluyendo la neurotoxicidad durante el desarrollo y nefrotoxicidad.

Un estudio llevado a cabo en la Universidad de Murcia (Gluszeko, 2017; Navas *et al.*, 2017) con ánades reales (*Anas platyrhynchos*) dosados, por vía oral, con 1, 2 y 4 perdigones, mostró que tras el consumo de la carne de los ánades que recibieron 2 o más perdigones, no podían descartarse riesgos para la salud de los consumidores. Los grupos de riesgo que se consideraron fueron tres: individuos adultos, mujeres en edad reproductiva y consumidores extremos de carne de caza. Los efectos posibles por la ingestión eran derivados del daño neurotóxico y nefrotóxico del plomo. Entre los niños, los consumidores extremos y medios presentarían condiciones de mayor riesgo de aparición de efectos neurotóxicos; sobre todo a partir del consumo de carne de ánades dosados con 2 perdigones de plomo.

5. ALTERNATIVAS AL PLOMO EN LA MUNICIÓN

Thomas (2019) ha revisado distintas formas alternativas para sustituir el plomo en la munición. El listado de candidatos sustitutos para la munición no ha cambiado durante la pasada década. Este autor considera que está demostrada la toxicidad aguda de los perdigones y los pesos de pesca de zinc y que la munición no debería estar hecha de zinc puro. Por otro lado, también considera que debe evitarse el níquel, debido al potencial carcinogénico de los perdigones embebidos en aves y otros mamíferos. Finalmente, propone que debería fijarse un límite de plomo, zinc y níquel máximo de 1% en la munición, para asegurar la protección frente a la amenaza tóxica de estos productos.

Según Descalzo y Mateo (2018), la alternativa más extendida en la caza de acuáticas es el perdigón de acero, pero no así en el medio terrestre, donde su alta dureza no permite su recomendación. Otras alternativas al perdigón de plomo son el tungsteno y el bismuto, pero parecen ser demasiado caros para que sean bien aceptados en el mercado.

Schlichting *et al.* (2017) realizaron un estudio con munición plomada y con munición de cobre y de zinc (no plomada). Las concentraciones de cobre y zinc detectadas en la carne de caza estaban dentro de los rangos de estudios previos; siendo, además, comparables con las concentraciones regularmente detectadas en la carne y productos más consumidos (porcino, bovino, ovino). Estos autores concluyeron que el riesgo para la salud de este tipo de munición no plomada no parecía probable. Gerofke *et al.* (2018) han observado que se producía deposición de plomo y zinc en las partes comestibles de la carne de caza, tanto cuando se usaba munición plomada como cuando no; pero las concentraciones de estos dos metales estaban dentro de los rangos habituales en la carne de animales de granja destinados a consumo humano. Paulsen *et al.* (2015) simulaban la liberación de diferentes metales a partir de fragmentos de proyectiles no plomados en carne de caza durante el almacenamiento y la ingestión. La liberación de cobre y zinc de la carne no mostró riesgo tóxico tras el consumo por personas.

Franson *et al.* (2012) llevaron a cabo un estudio experimental con perdigones de cobre administrados a cernícalo americano (*Falco sparverius*), no observando signos de toxicidad por cobre.

Zinc versus Plomo

Thomas (2018) indica que hay estudios que demuestran que los perdigones de zinc ingeridos producen toxicidad aguda en las aves acuáticas (Levengood *et al.*, 2000) y que no debe autorizarse su utilización para actividades cinegéticas. Sin embargo, las aleaciones de cobre y zinc (latón) y de cobre y estaño (bronce) presentan un potencial tóxico mucho menor que el zinc para los animales y para el medio acuático.

El páncreas es el tejido de elección para evaluar la toxicosis por ingestión de zinc en aves (Carreira *et al.*, 2011; Sileo *et al.*, 2003), aunque el hígado y el riñón también son útiles (Degernes, 2008). Niveles medios de 530 mg/kg (peso seco) en páncreas, de 440 mg/kg en hígado y de 210 mg/kg en

riñón han sido descritos en un grupo de aves acuáticas intoxicadas (Beyer *et al.*, 2005). Carpenter *et al.* (2004) encontraron una concentración de zinc en páncreas de un cisne trompetero (*Cygnus buccinator*) de 3200 ppm (peso húmedo); siendo esta concentración similar a la informada en casos de intoxicación por zinc en aves acuáticas, con concentraciones de 154 ppm en hígado y 145 ppm en riñón.

Aunque se han descrito estos efectos tóxicos relacionados con ingestión de material manufacturado con zinc, la característica de oligoelemento esencial le confiere propiedades beneficiosas, además de las que tiene por ser necesario para la vida. Prasad (2009) revisó las funciones del zinc y comentó que la suplementación con zinc en varias enfermedades es muy positiva, dado que tiene funciones que benefician al sistema inmune. Se han observado beneficios terapéuticos tras suplementación con zinc en procesos diarreicos en niños, hepatitis C crónica, shigelosis, lepra, tuberculosis, neumonía, infección aguda del tracto respiratorio inferior, resfriado y leishmaniasis. Además, se ha demostrado que la suplementación con zinc es efectiva en la disminución de la incidencia de infecciones en individuos de mayor edad, en la enfermedad de las células falciformes, en la disminución de estrés oxidativo y generación de citoquinas inflamatorias.

Se está investigando sobre los efectos de la exposición crónica a concentraciones ambientalmente relevantes de metales pesados sobre la fauna silvestre que habita en las ciudades (Chatelain *et al.* 2016). Estos autores llevaron a cabo un estudio experimental con paloma común (*Columba livia*) crónicamente expuestas a concentraciones ambientalmente relevantes de zinc y/o plomo cerca de zonas urbanas. Se asumió, lógicamente, que el zinc tiene funciones esenciales en la función inmunitaria (Prasad 2009), mientras que el plomo aumentaría la producción de autoanticuerpos (Kim y Lawrence, 2000). Un resultado del estudio de Chatelain *et al.* (2015) demostró que las concentraciones de zinc en las aves expuestas a zinc no eran significativamente mayores que las de los controles. Por otro lado, Gasparini *et al.* (2014) encontraron que la intensidad de infestación por parásitos se

correlacionaba negativamente con el zinc, pero positivamente con la concentración de plomo en plumas de palomas comunes.

Se ha descrito también el efecto protector del zinc frente a la exposición al plomo, concretamente reduciendo la absorción y retención de plomo ingerido (Cerklewski y Forbes 1976). Chatelain *et al.* (2015) encontraron efectos protectores similares del zinc frente a la exposición a plomo sobre parámetros reproductivos y sobre el mantenimiento de estado corporal de las palomas. Esta relación zinc-plomo se ha visto también relacionada con la actividad de la enzima ácido delta-aminolevulínico deshidratasa (δ -ALAD) (Malhorta y Dhawan, 2014). Los estudios sugieren que el zinc participa en el control regulatorio del enzima (Gibbs *et al.*, 1985) y que el zinc ayuda a alcanzar el estado óptimo de la enzima inhibida por el plomo (Goering y Fowler, 1987; Haeger-Aronsen y Schütz, 1976).

También en la exposición al cadmio, la suplementación de zinc puede proteger de los efectos de estrés oxidativo inducidos por el cadmio (Dzukan *et al.*, 2012). Además, existe abundante literatura sobre la extraordinaria capacidad del zinc para actuar como hepatoprotector, recomendándose, por ejemplo, su uso como agente preventivo de la toxicidad de ciertos pesticidas, como el caso del organofosforado clorpirifos (Malhotra y Dhawan, 2014). Un estudio experimental en ratas mostró que la suplementación de zinc protegía de los efectos de la exposición al glifosato, concretamente de los cambios histopatológicos del estómago, hígado, riñón, encéfalo, páncreas y bazo (Tizhe *et al.*, 2014).

6. CONCLUSIONES

- Las especies de aves acuáticas son las más propensas a la ingestión de perdigones de plomo en humedales, con consecuencias letales en muchos casos. La prohibición de uso de perdigones de plomo en humedales de importancia internacional (Real Decreto de 2001) no es suficiente para minimizar los riesgos de estas especies.

- Las especies de aves rapaces y las carroñeras suelen sufrir la intoxicación por plomo por ingestión de presas tiroteadas con munición plomada. Las especies de aves carroñeras han mostrado niveles de plomo sanguíneo por encima de los descritos en otras especies de rapaces.
- Las especies de aves de ecosistemas terrestres no están libres de la exposición a plomo metálico por ingestión, por lo que, aunque menos estudiado que en aves acuáticas, no es un escenario desconocido. La mayoría de los países se han centrado en legislar sobre la munición plomada en humedales, pero han ignorado sistemáticamente los ecosistemas terrestres. Se observa una falta de actuación a la hora de extender las restricciones sobre la munición plomada.
- El ser humano también se ve expuesto al plomo procedente de la munición plomada; unas veces por ingestión directa de partículas metálicas de plomo al consumir las piezas abatidas; y otras veces por el consumo de vísceras de animales que han acumulado el plomo metálico en sus tejidos (plomo biológicamente incorporado). Este riesgo se extiende a los productos elaborados a partir de la carne de caza.
- Los grupos de riesgo para el plomo metálico en la especie humana son los individuos adultos y las mujeres en edad reproductiva que consumen carne de caza de forma habitual. Los niños son más susceptibles a padecer efectos neurotóxicos que los adultos.
- Existen alternativas a la munición de plomo, no tóxicas o menos tóxicas, tanto en ecosistemas acuáticos como ecosistemas terrestres. Entre estas alternativas se ha extendido bastante el acero en ecosistemas acuáticos; mientras que en ecosistemas terrestres son varias las alternativas propuestas que se están estudiando: cobre, tungsteno, bismuto, zinc.
- En Estados Unidos no autorizaron los perdigones de zinc por considerar que la toxicidad aguda para el páncreas es elevada. Aunque esta toxicidad está demostrada, el zinc es un oligoelemento esencial para la vida y la salud de los animales y de los humanos; por lo que su uso en ecosistemas terrestres podría plantearse como alternativa al plomo. En

estas condiciones, el uso de este tipo de munición debería someterse a un seguimiento de sus efectos sobre las aves, el medio y el ser humano.

- Existen argumentos científicos suficientes que demuestran los riesgos para la salud, humana y animal, como consecuencia de la ingestión de plomo procedente de la munición. La prohibición del plomo para la munición de caza y deportiva, tanto en ecosistemas acuáticos (ampliando el Real Decreto de 2001), como en ecosistemas terrestres, es tan solo cuestión de decisión sociopolítica. En cualquier caso, esta prohibición pasa por sustituir la munición plomada por otra no tóxica, o menos tóxica, como única solución efectiva a largo plazo.

7. BIBLIOGRAFÍA

- AESAN 2011. Agencia Española de Seguridad Alimentaria y Nutrición. Encuesta Nacional de Ingesta Dietética Española (ENIDE)
- AESAN 2012. Pla A, Martínez-Larrañaga MR, Nerín de la Puerta C, López Rodríguez R. Informe del Comité Científico de la Agencia Española de Seguridad Alimentaria y Nutrición (AESAN) sobre el riesgo asociado a la presencia de plomo en carne de caza silvestre en España. Revista del Comité Científico 15: 131-159.
- Alexander J, Benford D, Boobis A, Ceccatelli S, Cravedi JP, Di Domenico A, *et al.* 2010. Scientific Opinion on Lead in Food. J EFSA 8(4): 1570.
- Álvarez-Lloret P, Rodríguez-Navarro AB, Romanek CS, Ferrandis P, Martínez-Haro M, Mateo R. 2014. Effects of lead shot ingestion on bone mineralization in a population of red-legged partridge (*Alectoris rufa*). Science of the Total Environment 466–467: 34–39
- Arnemo JM, Andersen O, Stokke S, Thomas VG, Krone O, Pain DJ y Mateo R. 2016. Health and Environmental Risks from Lead-based Ammunition: Science Versus Socio-Politics. EcoHealth 13: 618–622.
- Beyer WN, Dalgarn J, Dudding S, French JB, Mateo R, Miesner J, Sileo L, Spann J. 2005. Zinc and lead poisoning in wild birds in the Tri-state Mining District (Oklahoma, Kansas, and Missouri). Arch Environ Contam Toxicol 48: 108–117.
- Bjermo H, Sand S, Nälsén C, Lundh T, Enghardt Barbieri H, Pearson M, Lindroos AK, Jönsson BA, Barregård L, Darnerud PO. 2013. Lead, mercury, and cadmium in blood and their relation to diet among Swedish adults. Food Chem Toxicol 57: 161-169.
- Carneiro, M., Colaço, B., Brandão, R., Azorín, B., Nicolas, O., Colaço, J., João, M., Agustí, S., Casas-Díaz, E., Lavín, S., & Oliveira, P.A. (2015). Assessment of the exposure to heavy metals in Griffon vultures (*Gyps fulvus*) from the Iberian Peninsula. Ecotoxicology and Environmental Safety 113: 295-301.
- Carpenter JW, Andrews GA, Beyer WN. 2004. Zinc toxicosis in a free-flying trumpeter swan (*Cygnus buccinator*). J Wildl Dis 40(4): 769-774.

- Carreira V, Gadsden BJ, Harrison TM, Braselton WE, Fitzgerald SD. 2011. Pancreatic atrophy due to zinc toxicosis in two African ostriches (*Struthio camelus*). *J Zoo Wildl Med.* 42(2): 304-308.
- Cerklewski FL, Forbes RM. 1976. Influence of dietary zinc on lead toxicity in the rat. *J Nutr* 106:689–696.
- Chatelain M, Gasparini J, Frantz A. 2015. Do trace metals select for darker birds in urban areas? An experimental exposure to lead and zinc. *Global Change Biology* doi:10.1111/gcb.13170
- Chatelain M, Gasparini J, Frantz A. 2016. Trace metals, melanin-based pigmentation and their interaction influence immune parameters in feral pigeons (*Columba livia*). *Ecotoxicology* 25: 521–529.
- Degernes LA. 2008. Waterfowl Toxicology: A Review. *Vet Clin Exot Anim* 11: 283–300
- Descalzo E, Mateo R. 2018. La contaminación por munición de plomo en Europa: el plumbismo aviar y las implicaciones en la seguridad de la carne de caza. Ediciones de la Universidad de Castilla-La Mancha. Colección ATNEA nº 13, 82 pp. <http://doi.org/10.18239/atena.13.2018>.
- Dolan K, Ciesielski TM, Lierhagen S, Eulaers I, Nygård T, Johnsen TV, Gómez-Ramírez P, García-Fernández AJ, Bustnes JO, Ortiz-Santaliestra M, Jaspers VL. 2017. Trace element concentrations in feathers and blood of Northern goshawk (*Accipiter gentilis*) nestlings from Norway and Spain. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 144: 564-571.
- Dżugan M, Lis MW, Droba M, Niedziółka JW. 2012. Protective effect of zinc on cadmium embryotoxicity and antioxidant status of blood plasma in newly hatched chicks. *J Environ Sci Health A Tox Hazard Subst Environ Eng.* 47(9): 1288-1293.
- ECHA, 2018. A review of the available information on lead in shot used in terrestrial environments, in ammunition and in fishing tackle. Version 1.1. 24 August 2018.
- Espín S, Martínez-López E, Jiménez P, María-Mojica P, García-Fernández AJ. 2014. Effects of heavy metals on biomarkers for oxidative stress in Griffon vulture (*Gyps fulvus*). *Environmental Research.* 129, 59-68.
- Ferrandis P, Mateo R, López-Serrano FR, Martínez-Haro M, Martínez-Duro E. 2008. Lead-shot exposure in red-legged partridge (*Alectoris rufa*) on a driven shooting estate. *Environ Sci Technol.* 42(16): 6271-6277.
- Fisher IJ, Pain DJ, Thomas VG. 2006. A review of lead poisoning from ammunition sources in terrestrial birds. *Biol. Conserv.* 131:421-432.
- Franson JC, Lahner LL, Meteyer CU, Rattner BA. 2012. Copper pellets simulating oral exposure to copper ammunition: absence of toxicity in American kestrels (*Falco sparverius*). *Arch Environ Contam Toxicol* 62(1): 145-153.
- Franson JC, Pain D. 2011. Lead in birds. In Beyer WN, Meador JP (eds) *Environmental Contaminants in Biota*. CRC Press, Boca Raton, Florida, pp. 563-594.
- French AD, Conway WC, Cañas-Carrell JE, Klein DM. 2017. Exposure, Effects and Absorption of Lead in American Woodcock (*Scolopax minor*): A Review. *Bull Environ Contam Toxicol* 99: 287–296
- Gangoso L, Álvarez-Lloret P, Rodríguez-Navarro AB, Mateo R, Hiraldo F, Donazar JA. 2009. Long-term effects of lead poisoning on bone mineralization in vultures exposed to ammunition sources. *Environ Pollut* 157: 569–574.

- Garbett R, Maude G, Hancock P, Kenny D, Reading R, Amar A. 2018. Association between hunting and elevated blood lead levels in the critically endangered African white-backed vulture *Gyps africanus*. *Sci Total Environ*. 630: 1654-1665.
- García-Fernández AJ. 1994. Impregnación de plomo y cadmio en aves silvestres de la Región de Murcia. Tesis Doctoral. Universidad de Murcia.
- García-Fernández AJ. 2014. Avian Ecotoxicology. In: P. Wexler (ed) *Encyclopedia of Toxicology, 3rd edition, vol 2*. Editorial: Elsevier Inc., Academic Press, 289-294.
- García-Fernández AJ, 2017. Blood lead concentrations for use as threshold levels for decision-making to minimize the effects of lead exposure in raptors. <http://hdl.handle.net/10201/54151>
- García-Fernández AJ, Jiménez P, María-Mojica P, Navas I, Molina I, Godino A. 2008. Intoxicación por plomo en buitres leonados (*Gyps fulvus*). *Actas del Seminario Mortalidad por intoxicación en aves necrófagas. Problemática y soluciones*. Aínsa, Huesca. <https://quebrantahuesos.org/wp-content/uploads/2018/06/actasdelseminario.pdf>
- García-Fernández AJ, María-Mojica P, Motas-Guzmán M, Romero D, Navas I, Peñalver J. 1998. High mortality of waterfowl in "El Hondo Natural Park". botulism and lead poisoning. *Toxicology Letters* 1/95, 2
- García-Fernández AJ, Martínez-López E, Romero D, María-Mojica P, Godino A, Jiménez P. 2005a. High levels of blood lead in Griffon Vultures (*Gyps fulvus*) from Cazorla Natural Park (southern Spain). *Environmental Toxicology* 20:459-463
- García-Fernández AJ, Motas-Guzmán M, Navas I, María-Mojica P, Luna A, Sánchez-García JA. 1997. Environmental exposure and distribution of lead in four species of raptors in southeastern Spain. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 33:76-82.
- García-Fernández AJ, Navas I, María-Mojica P, Valverde I, Hernández-Hernández EA. 2019. Estudio de impregnación de plomo en productos cárnicos elaborados a partir de carne de especies cinegéticas (caza mayor) y estimación de riesgos por su consumo. Informe técnico para WWF-España. Universidad de Murcia. 27pp.
- García-Fernández AJ, Romero D, Martínez-López E, Navas I, Pulido M, María-Mojica P. 2005b. Environmental lead exposure in the European kestrel (*Falco tinnunculus*) from southeastern Spain: the influence of leaded gasoline regulations. *Bulletin Environmental Contamination and Toxicology* 74(2): 314-319.
- García-Fernández AJ, Sánchez-García JA, Jiménez-Montalbán P, Luna A. 1995. Lead and cadmium in wild birds in southeastern Spain. *Environmental Toxicology and Chemistry* 14: 2049-2058.
- García-Fernández AJ, Soler-Rodríguez F. 2006. Riesgos asociados al consumo de carne de caza. En: A. Cameán y M. Repetto (Eds). *Toxicología Alimentaria*. Editorial Díaz de Santos, Madrid.
- Gasparini J, Jacquin L, Laroucau K, Vorimore F, Aubry E, Castrec-Rouëlle M, Frantz A. 2014. Relationships between metals exposure and epidemiological parameters of two pathogens in urban pigeons. *Bull Environ Contam Toxicol* 92: 208–212. doi:10.1007/s00128-013-1172-7
- Gerofke A, Ulbig E, Martin A, Müller-Graf C, Selhorst T, Gremse C, Spolders M, Schafft H, Heinemeyer G, Greiner M, Lahrssen-Wiederholt M, Hensel A. 2018. Lead

- content in wild game shot with lead or non-lead ammunition – Does “state of the art consumer health protection” require non-lead ammunition? PLoS ONE 13(7): e0200792.
- Gibbs PNB, Gore MG, Jordan PM. 1985. Investigation of the effect of metal ions on the reactivity of thiol groups in human d-aminolevulinatase dehydratase. Biochem. J. 225: 573–580.
- Gil-Sánchez JM, Molleda S, Sánchez-Zapata JA, Bautista J, Navas I, Godinho R, García-Fernández AJ, Moleón M. 2018. From sport hunting to breeding success: Patterns of lead ammunition ingestion and its effects on an endangered raptor. Science of The Total Environment 613–614: 483-491.
- Gluszko O. 2017. Evaluación de riesgos asociados al plomo por el consumo de aves de caza de humedales de zonas protegidas. Trabajo Fin de Grado de la Facultad de Veterinaria. Universidad de Murcia.
- Goering PL, Fowler BA. 1987. Activation of delta-aminolevulinic acid dehydratase following donation of zinc from kidney metallothionein. EXS 52: 613– 616.
- Gómez-Ramírez P, Martínez-López E, María-Mojica P, León-Ortega M, García-Fernández AJ. 2011. Blood lead levels and d-ALAD inhibition in nestlings of Eurasian Eagle Owl (*Bubo bubo*) to assess lead exposure associated to an abandoned mining area. Ecotoxicology 20: 131-138.
- González F, López I, Suarez L, Moraleda V, Rodríguez C. 2017. Levels of blood lead in Griffon vultures from a Wildlife Rehabilitation Center in Spain. Ecotoxicology and Environmental Safety 143:143-150.
- Haeger-Aronsen B, Schütz A. 1976. Antagonistic effect in vivo of zinc on inhibition of delta-aminolevulinic acid dehydratase by lead. Archives of Environmental Health 31(4): 215–220.
- Hernández M, Margalida A. 2009. Assessing the risk of lead exposure for the conservation of the endangered Pyrenean bearded vulture (*Gypaetus barbatus*) population. Environ Res 109(7): 837-842.
- Hernberg S. 2000. Lead poisoning in a historical perspective. American Journal of Industrial Medicine 38: 244–254.
- Iqbal S, Blumenthal W, Kennedy C, Yip FY, Pickard S, Flanders WD, Loring K, Kruger K, Caldwell KL, Jean Brown M. 2009. Hunting with lead: association between blood lead levels and wild game consumption. Environ Res 109(8): 952-959.
- Johansen P, Asmund G, Riget F. 2004. High human exposure to lead through consumption of birds hunted with lead shot. Environ Pollut 127(1): 125-129.
- Johansen P, Pedersen HS, Asmund G, Riget F. 2006. Lead shot from hunting as a source of lead in human Blood. Environ Pollut 142(1): 93-97.
- Jørgensen SS, Willems M. 1987. The fate of lead in soils: The transformation of lead pellets in shooting-range soils. Ambio 16:11-15.
- Kendall RJ, Lacher Jr TE, Bunck C, Daniel B, Driver C, Grue CE, Leighton F, Stansley W, Watanabe PG, Whitworth M. 1996. An ecological risk assessment of lead shot exposure in non-waterfowl avian species: Upland game birds and raptors. Environmental Toxicology and Chemistry 15(1): 4–20.
- Kim D, Lawrence DA. 2000. Immunotoxic effects of inorganic lead on host resistance of mice with different circling behavior preferences. Brain Behav Immun 14: 305–317.
- Levengood JM, Sanderson GC, Anderson WL, Foley GL, Brown PW, Seets JW. 2000.

- Influence of diet on the hematology and serum biochemistry of zinc-intoxicated mallards. *J Wildl Dis* 36(1): 111-123.
- Malhotra A, Dhawan DK. 2014. Current view of zinc as a hepatoprotective agent in conditions of chlorpyrifos induced toxicity. *Pesticide Biochemistry and Physiology* 112: 1–6
- Mani MS, Kunnathully V, Rao C, Kabekkodu SP, Joshi MB, D'Souza HS. 2018. Modifying effects of δ -Aminolevulinic acid dehydratase polymorphism on blood lead levels and ALAD activity. *Toxicol Lett* 295: 351-356.
- Martínez-López E, Martínez JE, María-Mojica P, Peñalver J, Pulido M, Calvo JF, García-Fernández AJ. 2004. Lead in feathers and δ -aminolevulinic acid dehydratase activity in three raptor species from an unpolluted Mediterranean forest (Southeastern Spain). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 47: 270-275.
- Martínez-López E, Sousa AR, María-Mojica P, Gómez-Ramírez P, Guilhermino L, García-Fernández AJ. 2010. Blood δ -ALAD, lead and cadmium concentrations in spur-thighed tortoises (*Testudo graeca*) from Southeastern Spain and Northern Africa. *Ecotoxicology* 19(4): 670-677.
- Mateo R. 2009. Lead poisoning in wild birds in Europe and the regulations adopted by different countries. En: Watson R.T., Fuller, M., Pokras, M., & Hunt, W.G. (Eds.), *Ingestion of Lead from Spent Ammunition: Implications for Wildlife and Humans*, pp. 71-98. The Peregrine Fund, Boise, Idaho, USA.
- Mateo R. 2011. No contaminem l'ambient i el menjar amb el plom dels perdigons. *Soldó* 37:25-
- Mateo R, Estrada J, Paquet J-Y, Riera X, Dominguez L, Guitart R, Martínez-Vilalta A. 1999. Lead shot ingestion by Marsh Harriers *Circus aeruginosus* from the Ebro delta, Spain. *Environmental Pollution* 104:435-440
- Mateo R, Cadenas R, Máñez M, Guitart R. 2001. Lead shot ingestion in two raptor species from Doñana, Spain. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 48: 6-10.
- Mateo R, Green AJ, Lefranc H, Baos R, Figuerola J. 2007. Lead poisoning in wild birds from southern Spain: A comparative study of wetland areas and species affected, and trends over time. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 66: 119-126.
- Mateo R, Molina R, Grífols J, Guitart R. 1997. Lead poisoning in a free ranging griffon vulture (*Gyps fulvus*). *Vet Rec* 140(2): 47-48.
- Mateo R, Taggart M, Meharg AA. 2003. Lead and arsenic in bones of birds of prey from Spain. *Environmental Pollution* 126:107-114.
- Mateo R, Vallverdú-Coll N, López-Antia A, Taggart MA, Martínez-Haro M, Guitart R, Ortiz-Santaliestra ME. 2014. Reducing Pb poisoning in birds and Pb exposure in game meat consumers: The dual benefit of effective Pb shot regulation. *Environment International* 63: 163-168.
- Mateo R, Vallverdú-Coll N, Ortiz-Santaliestra ME. 2013. Intoxicación por munición de plomo en aves silvestres en España y medidas para reducir el riesgo. *Ecosistemas* 22(2): 61-67.
- Mateo-Tomás P, Olea PP, Jiménez-Moreno M, Camarero PR, Sánchez-Barbudo IS, Martín-Doimeadios RCR, Mateo R. (2016). Mapping the spatio-temporal risk of lead exposure in apex species for more effective mitigation. *Proceedings of the Royal Society B* 283: 20160662.

- Monir AU, Gundberg CM, Yagerman SE, van der Meulen MCH, Budell WC, Boskey AL, Dowd TL. 2010. The effect of lead on bone mineral properties from female adult C57/BL6 mice. *Bone* 47: 888–894.
- Naidoo V, Wolter K, Botha CJ. 2017. Lead ingestion as a potential contributing factor to the decline in vulture populations in southern Africa. *Environmental Research* 152: 150-156.
- Navas I, Gluszko O, García-Fernández AJ. 2017. Evaluación de riesgos asociados al plomo por el consumo de carne de caza de especies de aves acuáticas. *Revista de Toxicología* 35:
- Pain D, Cromie RL, Newth J, Brown MJ, Crutcher E, Hardman P, Hurst L, Mateo R, Meharg AA, Moran AC, Raab A, Taggart MA, Green RE. 2010). Potential hazard to human health from exposure to fragments of lead bullets and shot in the tissues of game animals. *PLoS One* 5(4):e10315. doi: 10.1371/journal.pone.0010315.
- Paulsen P, Bauer F, Sager M, Schumann-Irschik I. 2015. Model studies for the release of metals from embedded rifle bullet fragments during simulated meat storage and food ingestion. *European Journal of Wildlife Research* 61: 629–633. <https://doi.org/10.1007/s10344-015-0926-4>.
- Plaza PI, Lambertucci SA. 2019. What do we know about lead contamination in wild vultures and condors? A review of decades of research. *Sci Total Environ.* 654:409-417.
- Pérez-López M, Hermoso de Mendoza M, López Beceiro A, Soler Rodríguez F. 2008. Heavy metal (Cd, Pb, Zn) and metalloid (As) content in raptor species from Galicia (NW Spain). *Ecotoxicology and Environmental Safety* 70:154-162.
- Prasad A. 2009. Zinc: role in immunity, oxidative stress and chronic inflammation. *Current Opinion in Clinical Nutrition and Metabolic Care* 12(6): 646–652.
- Real Decreto 581/2001, de 1 de junio, por el que en determinadas zonas húmedas se prohíbe la tenencia y el uso de municiones que contengan plomo para el ejercicio de la caza y el tiro deportivo. Ministerio de Medio Ambiente «BOE» núm. 143, de 15 de junio de 2001 Referencia: BOE-A-2001-11455
- Reglamento (CE) No 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. *Diario Oficial de la Unión Europea*, L 364/5-24. 20.12.2006
- Rodríguez-Ramos J, Hofle U, Mateo R, Nicolas O, Abbott R, Acevedo P, Blanco JM. 2011. Assessment of lead exposure in Spanish imperial eagle (*Aquila adalberti*) from spent ammunition in central Spain. *Ecotoxicology* 20:670-681.
- Schlichting D, Sommerfeld C, Müller-Graf C, Selhorst T, Greiner M, Gerofke A, Ulbig E, Gremse C, Spolders M, Schafft H, Lahrssen-Wiederholt M. 2017. Copper and zinc content in wild game shot with lead or non-lead ammunition – implications for consumer health protection. *PLoS ONE* 12(9): e0184946.
- Sevillano-Morales J, Rojas RM, Perez-Rodriguez F, Casas AA, Lopez MA. 2011. Risk assessment of the lead intake by consumption of red deer and wild boar meat in Southern Spain. *Food Addit Contam Part A Chem Anal Control Expo Risk Assess* 28(8): 1021-1033. Sileo L, Beyer WN, Mateo R. 2003 Pancreatitis in wild zinc-poisoned waterfowl. *Avian Pathology* 32(6): 655-660.
- Sileo L, Nelson Beyer W, Mateo R. 2003. Pancreatitis in wild zinc-poisoned waterfowl. *Avian Pathol* 32(6): 655-660.
- Soler-Rodríguez F, Oropesa-Jiménez AL, García-Camero JP, Pérez-López M. 2004.

- Lead exposition by gunshot ingestion in red-legged partridge (*Alectoris rufa*). *Veterinary and Human Toxicology* 46(3):133-134.
- Thomas VG. 2018. Chemical compositional standards for non-lead hunting ammunition and fishing weights. *Ambio*. 2018 Dec 13. doi: 10.1007/s13280-018-1124-x.
- Thomas VG. 2019. Chemical compositional standards for non-lead hunting ammunition and fishing weights. *Ambio* <https://doi.org/10.1007/s13280-018-1124-x>
- Thomas VG, Kanstrup N, Fox AD. 2019. The transition to non-lead sporting ammunition and fishing weights: Review of progress and barriers to implementation. *Ambio* <https://doi.org/10.1007/s13280-018-1132-x>
- Tizhe EV, Ibrahim ND, Fatihu MY, Onyebuchi II, George BD, Ambali SF, Shallangwa JM. 2014. Influence of zinc supplementation on histopathological changes in the stomach, liver, kidney, brain, pancreas and spleen during subchronic exposure of Wistar rats to glyphosate. *Comp Clin Path* 23(5): 1535-1543.
- Trust KA, Miller MW, Ringelman JK, Orme IM. 1990. Effects of ingested lead on antibody production in mallards (*Anas platyrhynchos*). *Journal of Wildlife Diseases*, 26: 316-322.
- USFWS 1975. Issuance of Annual Regulations Permitting the Sport Hunting of Migratory Birds. Final Environmental Statement. U.S. Fish and Wildlife Service, Washington, D.C., USA.