



Facultad de Veterinaria
Universidad Zaragoza



Trabajo Fin de Grado en Veterinaria

Plomo cinegético: ingestión accidental, introducción en la cadena alimentaria y diagnóstico.

Lead used in hunting: accidental ingestion, introduction into the food chain and diagnosis.

Autor/es

Noemi Sánchez Sierra

Director/es

Lluís Luján Lerma

Estela Pérez Rodríguez

Facultad de Veterinaria

2024

ÍNDICE

1. RESUMEN	3
2. INTRODUCCIÓN	4
2.1. USO DEL PLOMO COMO BASE DE LAS MUNICIONES DE CAZA	4
2.2. INGESTIÓN ACCIDENTAL EN AVES Y PROBLEMÁTICA ASOCIADA	5
2.1.1. INGESTIÓN ACCIDENTAL EN AVES ACUÁTICAS Y GRANÍVORAS	5
2.1.2. INGESTIÓN ACCIDENTAL EN AVES DEPREDADORAS Y CARROÑERAS	5
2.1.3. PROBLEMÁTICA ASOCIADA EN MEDIOAMBIENTE	6
3. JUSTIFICACIÓN Y OBJETIVOS	7
4. METODOLOGÍA	7
5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	8
5.1. INGESTIÓN ACCIDENTAL DE PLOMO EN SER HUMANO.	8
5.1.1. EFECTOS TÓXICOS DEL PLOMO EN EL ORGANISMO.	9
5.1.2. NIVELES TOLERABLES DE PLOMO EN EL ORGANISMO.	10
5.2. CONTENIDO DE PLOMO EN CARNE DE CAZA.	13
5.3. MARCO LEGISLATIVO EN ESPAÑA	15
5.3.1. PROHIBICIÓN DEL USO DE PLOMO EN HUMEDALES.	15
5.3.2. LÍMITES MÁXIMOS DE PLOMO EN CARNE DE CAZA.	16
5.4. INGESTIÓN ACCIDENTAL EN ANIMALES DOMÉSTICOS	17
5.5. TÉCNICAS DE DIAGNÓSTICO.	18
5.5.1. INSPECCIÓN POST-MORTEM EN AVES Y RADIOGRAFÍAS	18
5.5.2. DETERMINACIÓN DE LA INTOXICACIÓN EN SANGRE EN AVES	19
5.5.3. DETERMINACIÓN EN LOS TEJIDOS BLANDOS EN AVES	20
5.5.4. MÉTODOS ANALÍTICOS LABORATORIALES	21
5.6. RECOMENDACIONES DE LA AUTORIDAD ESPAÑOLA DE SEGURIDAD ALIMENTARIA Y NUTRICIÓN (AESAN)	22
5.7. ALTERNATIVAS AL USO DE PLOMO EN MUNICIONES	23
6. CONCLUSIONES	24
7. VALORACIÓN PERSONAL.	25
8. BIBLIOGRAFÍA	27

1. RESUMEN.

El plomo (Pb) es un metal pesado de alta toxicidad frecuentemente utilizado en la munición de las armas de caza. El uso de perdigones de plomo en las actividades cinegéticas, en este caso relacionadas con aves silvestres, constituye una problemática real, no sólo en relación a la propia intoxicación animal, sino también a nivel de salud pública y medioambiental.

Muchos de estos animales se encuentran en la base de la cadena alimentaria de otras especies, tales como aves rapaces o carroñeras, algunas incluso en peligro de extinción o vulnerables. La caza en diferentes ecosistemas ocasiona la acumulación de altas densidades de plomo en el suelo, y estos pueden ser ingeridos por aves acuáticas, galliformes y otros grupos de aves. Estas ingieren el plomo de manera accidental y se ven afectadas por la toxicidad del metal, pudiendo causar desde patologías subclínicas hasta la muerte del animal. Además, la munición que queda alojada en las piezas de caza abatidas constituye una vía de intoxicación para aves rapaces y carroñeras.

El plomo que queda de manera residual en las vísceras y alojado en los cuerpos de las aves constituye una forma de intoxicación hacia los propios seres humanos y animales domésticos. La ingestión puede provocar efectos cardiovasculares y renales en adultos, y déficits en el desarrollo del sistema nervioso de niños y fetos, pudiendo incluso llegar a ocasionar abortos en mujeres embarazadas.

Existen una serie de medidas a tomar por parte de la población más susceptible, como los cazadores y sus familias, así como legislación que regula la utilización de plomo en algunos ecosistemas. Por otro lado, hay alternativas en el mercado menos dañinas para el medio ambiente y con una menor toxicidad que la producida por el plomo.

SUMMARY.

Lead (Pb) is a highly toxic heavy metal frequently used in hunting weapon ammunition. The use of lead shot in hunting activities, in this case related to wild birds, constitutes a real problem, not only in relation to animal poisoning itself, but also at the level of public and environmental health.

Many of these animals are at the base of the food chain of other species, such as birds of prey or scavengers, some even endangered or vulnerable. Hunting in different ecosystems causes the accumulation of high densities of lead in the soil, and these can be ingested by waterfowl, galliformes and other groups of birds. These accidentally ingest lead and are affected by the toxicity of the metal, which can cause subclinical pathologies to the death of the animal. Furthermore, the ammunition that remains lodged in the killed game constitutes a route of poisoning for birds of prey and scavengers.

The lead that remains residually in the viscera and lodged in the bodies of birds constitutes a form of poisoning to humans and domestic animals themselves. Ingestion can cause cardiovascular and renal effects in adults, and deficits in the development of the nervous system in children and fetuses, and may even cause abortions in pregnant women.

There are a series of measures to be taken by the most susceptible population, such as hunters and their families, as well as legislation that regulates the use of lead in some ecosystems. On the other hand, there are alternatives on the market that are less harmful to the environment and have less toxicity than that produced by lead.

2. INTRODUCCIÓN.

2.1. USO DEL PLOMO COMO BASE DE LAS MUNICIONES DE CAZA.

El plomo (Pb) es un metal pesado que se encuentra presente de forma natural en pequeñas cantidades en el medioambiente, aunque también se puede encontrar de forma artificial como consecuencia de actividades humanas tales como la minería, la fundición, o como refiere este trabajo, en la munición relacionada con las actividades cinegéticas. Este metal puede aparecer en sus dos formas, orgánica e inorgánica, siendo más frecuente encontrarlo en su forma inorgánica, ya sea de forma natural en el medioambiente o como contaminante de suelos, agua o alimentos (EFSA, 2010).

El plomo ha sido utilizado durante siglos como base de las municiones de caza, dejando miles de toneladas acumuladas en humedales y otros ecosistemas. Estos proyectiles suponen un riesgo tóxico para la vida silvestre y la salud ambiental. Se estima (AMEC, 2012) que se depositan en el medioambiente unas 21.000 toneladas de plomo en la Unión Europea, sólo por parte de las municiones de caza (Mateo et al., 2011; Green y Pain, 2012; ECHA, 2018; Mateo y Dulsat-Masvidal, 2023).

La acumulación de plomo en el medio natural y la posible ingestión accidental por parte de la fauna silvestre, en este caso, aves silvestres, no supone un riesgo reciente. Ya en los años 70, ante la preocupación por la posible toxicidad del metal, se fueron implementando medidas legales en Europa para su regulación o la retirada total de plomo de materiales como pinturas o gasolineras (AESAN, 2023).

A pesar de las normativas, el plomo sigue formando parte de la base de las municiones utilizadas para caza menor de aves silvestres, que posteriormente serán consumidas por los cazadores y sus familias o que incluso pueden llegar a comercializarse (Pain y Green, 2023). En la carne de caza que ha sido abatida con este tipo de municiones, la fragmentación provocada tanto en el lugar del impacto como en otras partes cercanas, genera residuos de este metal en el animal. Además, la ingesta accidental de perdigones por parte de animales con un nivel más elevado en la cadena alimentaria, como son las aves rapaces o carroñeras, puede dar lugar a la presencia de plomo residual en sus vísceras (AESAN, 2023).

Por tanto, además de los problemas medioambientales ocasionados en los ecosistemas y los riesgos para la salud que supone su ingestión en aves silvestres, los fragmentos de munición y los residuos depositados en la carne de caza pueden suponer una fuente de exposición en la población consumidora.

Este metal ha sido catalogado como probable carcinógeno en humanos debido a la fácil absorción y distribución por el organismo (IARC, 2006). Se deposita en hígado, riñones y

huesos, e incluso puede llegar a alcanzar el cerebro provocando efectos neurotóxicos. Como ocurre de forma general con este tipo de metales, el plomo presenta un efecto acumulativo, y sus efectos son crónicos. Una exposición prolongada en el tiempo puede ocasionar fallos renales, cardiovasculares e incluso la muerte, y supone un riesgo mucho mayor en mujeres embarazadas y niños en desarrollo (AESAN, 2023).

En España, está prohibida la utilización de proyectiles de plomo en humedales, pero no exime al resto de ecosistemas. Otros países europeos también han establecido restricciones propias en cuanto al uso de plomo en la caza. Destacan países como Dinamarca y Países Bajos que ya han prohibido totalmente su uso en todo el territorio (Mateo y Kanstrup, 2019).

2.2. INGESTIÓN ACCIDENTAL EN AVES Y PROBLEMÁTICA ASOCIADA.

2.1.1. INGESTIÓN ACCIDENTAL EN AVES ACUÁTICAS Y GRANÍVORAS.

El sistema digestivo de las aves presenta dos porciones diferenciadas en su estómago. Cuentan con un estómago glandular o proventrículo y un estómago muscular o molleja. El proventrículo es un órgano productor de ácido, mucus y enzimas, mientras que la molleja es un estómago muscular desarrollado en el que se produce la reducción del tamaño de partículas para facilitar la digestión. Muchas de las aves acuáticas o granívoras (abatidas en la caza menor) se alimentan de materia vegetal o insectos, y necesitan ingerir regularmente gastrolitos también conocidos como "grit". Este "grit" está formado por pequeñas piedras, semillas o arena que las aves ingieren para ayudar a romper y triturar el alimento en su molleja. La acumulación de pequeños fragmentos derivados de las municiones de plomo hace que estas aves los confundan con "grit" y sean ingeridas de manera accidental. Los fragmentos se disuelven gradualmente en el sistema digestivo y los residuos de plomo que quedan se distribuyen hacia la sangre. Finalmente llega hasta los tejidos blandos y el tejido óseo donde puede almacenarse durante años (Mateo y Dulsat-Masvidal, 2023).

2.1.2. INGESTIÓN ACCIDENTAL EN AVES DEPREDADORAS Y CARROÑERAS.

Muchas de las aves de caza menor abatidas en el campo sobreviven al disparo y huyen con la munición de plomo (o fragmentos) incrustada en su cuerpo. Estos animales malheridos son cazados por las aves de presa y los residuos de plomo presentes en su carne o vísceras se introducen en el organismo de las aves mayores. Sí es cierto que, en algunos casos, los perdigones de plomo y fragmentos son regurgitados en las egagrópilas dificultando su absorción. La absorción de parte de este metal pesado durante la digestión de la comida puede ser suficiente para llegar a intoxicar al ave (Descalzo y Mateo, 2018; Mateo y Dulsat-Masvidal, 2023).

Otra de las formas de ingestión accidental, puede deberse a la alimentación mediante aves menores que ya se encuentran previamente intoxicadas por plomo, es decir, aves que ya han absorbido el metal y lo han incorporado a sus tejidos (Mateo et al. 2014; Descalzo y Mateo, 2018).

Así mismo, las aves carroñeras pueden alimentarse de las pequeñas aves huidas y muertas poco tiempo después de ser abatidas, o de cadáveres abatidos y abandonados en el campo por parte de los cazadores (Descalzo y Mateo, 2018; Gil-Sánchez, 2018; Mateo y Dulsat-Masvidal, 2023).

La intoxicación o plumbismo en este tipo de aves sigue un patrón estacional. Mediante el análisis de muestras de hígado procedentes de aves encontradas muertas en el campo, se ha podido comprobar que los mayores índices de intoxicación por plomo en aves rapaces y aves carroñeras coinciden con el final de la temporada alta de caza o se producen durante la misma, variando según especie. La temporada alta de caza transcurre desde mediados de octubre hasta finales de febrero. La menor prevalencia de intoxicación se relaciona con el verano, la época de actividad cinegética más baja (Mateo y Dulsat-Masvidal, 2023).

2.1.3. PROBLEMÁTICA ASOCIADA EN MEDIOAMBIENTE.

La acumulación de toneladas de plomo en ecosistemas terrestres y humedales y la consecuente contaminación medioambiental e ingestión accidental por parte la avifauna silvestre, constituye un grave problema asociado a la utilización de municiones de plomo en las actividades cinegéticas. Esto conlleva una pérdida de biodiversidad terrestre y acuática ligado a intoxicaciones, afecciones subclínicas, problemas reproductivos o disminución del crecimiento de las poblaciones. Los signos clínicos encontrados en aves intoxicadas generalmente son anemia, pérdida de peso, heces acuosas con coloración verde, distensión del proventrículo y postura caída (Descalzo y Mateo, 2018; ECHA, 2018).

Además, las aves rapaces y carroñeras cumplen un papel importante en el mantenimiento y regulación de los ecosistemas terrestres. Cumplen una gran variedad de funciones importantes de cara a la estabilización de los ecosistemas terrestres: establecimiento y regulación de las dinámicas "depredador-presa", control de plagas, eliminación de cadáveres y limpieza de los hábitats. Además, proporcionan una gran riqueza ambiental, asociándose con grandes áreas ricas en biodiversidad terrestre y ecoturismo. Muchas de las especies de aves, algunas de ellas emblemáticas, se encuentran en peligro de extinción o vulnerables (Gil-Sánchez, 2018).

La disminución de las poblaciones de aves rapaces tiene varias causas. Entre ellas se encuentran la degradación y pérdida de su hábitat natural y las derivadas de la mano del ser humano. Las causas antropogénicas más relevantes tienen que ver con envenenamientos deliberados o accidentales y mortalidad asociada a los tendidos eléctricos y parques eólicos. Hay numerosos contaminantes, tales como pesticidas (DDT) o determinados medicamentos (diclofenaco), que pueden provocar intoxicaciones en dichas aves. Sin embargo, existen otros productos capaces de producir efectos adversos debido a su bioacumulación. Es el caso de los metales pesados, entre los que destacamos el plomo, cuya fuente más relevante de intoxicación son las municiones de caza. Los mayores niveles de plomo en el organismo de estas aves se asocian con el consumo de presas habituales durante la época de caza (Gil-Sánchez, 2018).

La presencia de plomo en el organismo de estas aves no sólo afecta al animal de manera individual, sino que también puede ocasionar efectos negativos en el éxito reproductivo de la especie. De hecho en España, la prevalencia de intoxicaciones letales por plomo en aves tales

como el buitre leonado (*Gyps fulvus*), el águila real (*Aquila chrysaetos*) y el azor común (*Accipiter gentilis*) superan el 10%. En España, el buitre leonado ha sido la especie de ave mayormente diagnosticada con exposiciones anormales de plomo en su organismo. A la problemática asociada a la ingestión accidental de plomo por parte de las poblaciones de aves silvestres se le suma también la contaminación ambiental de suelos y aguas que produce la acumulación y segregación de balines y sus fragmentos (Mateo y Dulsat-Masvidal, 2023).

3. JUSTIFICACIÓN Y OBJETIVOS.

Las aves constituyen una de las clases taxonómicas más importantes de los ecosistemas terrestres y acuáticos. Cumplen con una serie de funciones importantes implicadas en su mantenimiento y regulación.

La problemática asociada a la ingestión accidental de plomo como consecuencia de su utilización en proyectiles no es exclusiva de las aves silvestres. Me parece interesante hacer una revisión acerca de las consecuencias que tiene su caza, ya no sólo para ellas mismas y sus hábitats, sino también para el ser humano; como existe la posibilidad de que esos balines o municiones de plomo utilizados en las actividades cinegéticas sean ingeridos de forma accidental por estas aves, como pueden llegar a ser ingeridos por nosotros mismos, las consecuencias que ello conlleva, y como se pueden detectar las intoxicaciones y contaminación de la carne y alimentos derivados de la caza debida a la presencia de este metal.

Por ello, con este trabajo se buscan una serie de objetivos:

1. Realizar una revisión bibliográfica que aborde en profundidad la problemática asociada a la ingestión accidental de plomo.
2. Investigar sobre los efectos que puede tener la presencia de plomo en el organismo de las aves silvestres y del ser humano.
3. Recopilar datos referentes a la presencia de residuos en algunos alimentos de consumo humano y animal.
4. Revisar algunas técnicas de diagnóstico de presencia de plomo y revisar asimismo las consecuencias de su ingestión.

4. METODOLOGÍA.

El presente trabajo es de base bibliográfica, por lo que para su elaboración se han realizado búsquedas asociadas a este problema en distintas fuentes científicas.

Para la búsqueda bibliográfica de información se ha llevado a cabo la consulta de bases de datos propias de la Biblioteca de la Universidad de Zaragoza, y de fuentes externas como Dialnet, Scopus, ScienceDirect y PubMed, utilizando una serie de palabras clave y sus combinaciones tanto en español como en inglés.

Algunas de las palabras clave introducidas en los buscadores fueron "birds", "lead", "hunt", "intoxication", "humans", "consequences", "ammunition" y "diagnosis" ("aves", "plomo", "caza", "intoxicación", "humanos", "consecuencias", "munición" y "diagnóstico").

También han sido consultadas páginas web de organismos oficiales tales como la Agencia Española de Seguridad Alimentaria y Nutrición (AESAN), la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), el Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (MAPAMA), la Autoridad Europea de Seguridad Alimentaria (EFSA) y el Boletín Oficial del Estado (BOE), entre otros.

5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.

5.1. INGESTIÓN ACCIDENTAL DE PLOMO EN SER HUMANO.

Las municiones de plomo no sólo constituyen un riesgo para la avifauna silvestre y los ecosistemas, sino que también pueden ocasionar una serie de problemas de salud para los consumidores frecuentes de este tipo de carne de caza. La ingestión accidental en humanos se debe al consumo de carne cazada mediante proyectiles de plomo, en este caso referida a la caza menor de aves silvestres. Es frecuente que estos balines o proyectiles se rompan en fragmentos ante el impacto contra el ave o generen residuos en los tejidos blandos y huesos del propio animal. Son estos fragmentos o residuos los que pueden constituir una fuente de exposición para los consumidores de este tipo de carne, como es el caso de los cazadores y sus familias, pudiendo suponer además un riesgo para su salud (Hunt et al., 2009; Schulz et al., 2021; Sevillano-Caño, 2021).

La mayoría de los cazadores de fauna silvestre manipulan ellos mismos sus propias piezas y eliminan la carne que se encuentra alrededor de la herida, lo cual supondría una disminución del riesgo de ingestión accidental. Esto no es del todo cierto. Se ha descubierto que un balín de plomo al impactar contra un animal, puede llegar a dispersarse hasta 45 centímetros dentro de su cuerpo. Por tanto, no sería suficiente con eliminar los restos del proyectil o retirar la carne que rodea el disparo (Iqbal et al., 2009). El procesado de la carne por parte de los propios cazadores también aumenta el riesgo de intoxicación, según el tipo de tratamiento o cocinado que reciba la carne (Mateo et al., 2007; Pain et al., 2010; Green y Pain, 2012).

La probabilidad que rodea a la ingestión accidental de plomo es mayor en la población de cazadores, pero no sólo esta es susceptible a la ingestión accidental de plomo. Green y Pain (2023), revelaron que alimentos comercializados para consumo humano a base de faisán (*Phasianus colchicus*), excedieron el límite propuesto en carnes de animales domésticos por la UE (0,1 ppm de peso seco) en el Reglamento (UE) 2023/915 de la Comisión de 25 de abril de 2023 relativo a los límites máximos de determinados contaminantes en los alimentos. Estos productos comercializados para el ser humano suelen presentarse en forma de pechugas enteras intactas (Green y Pain, 2023).

El plomo es ingerido a través de estas carnes contaminadas y desde el aparato digestivo es absorbido hacia el torrente sanguíneo, donde puede llegar a permanecer hasta 2 semanas.

Posteriormente se acumula en los tejidos blandos, fundamentalmente hígado, riñón y durante largos periodos de tiempo en tejido óseo. Las concentraciones de plomo acumuladas aguantan unas semanas en los tejidos blandos, mientras que en el tejido óseo pueden permanecer durante 30 años. El 90% de la carga corporal de plomo se localizará en el hueso (CSP, 1999; Ramírez, 2005; EFSA, 2010).

La mayor parte del plomo es eliminado principalmente a través de la orina, aunque una pequeña parte es eliminada a través de la bilis por las heces. También puede ser eliminado por saliva, sudor, uñas, pelo o leche (CSP, 1999; Ramírez, 2005).

La exposición dependerá de varios factores. Dentro de la población general, el consumo de este tipo de carne está asociado a factores sociales, demográficos, económicos y preferencias recreativas. Si nos basamos en la exposición referida a los consumidores habituales como son los cazadores y su entorno cercano, hay que tener en cuenta la frecuencia y la cantidad de carne consumida, el grado de fragmentación de la bala y la trayectoria de la munición utilizada. Es fundamental prestar especial atención a los tratamientos culinarios a los que se somete la carne, dado que un tratamiento ácido de la carne puede facilitar la disolución del plomo (Pb) (Hunt et al., 2009). Es el caso de la carne en escabeche. Es frecuente este tipo de cocinado en los animales de caza menor, muy típico en perdices y codornices. Este tipo de cocinado con vinagre favorece la disolución del metal en las piezas de carne y su biodisponibilidad por parte del organismo (Mateo et al., 2007; Pain et al., 2010).

5.1.1. EFECTOS TÓXICOS DEL PLOMO EN EL ORGANISMO.

El plomo (Pb) es un metal capaz de generar efectos tóxicos sobre el organismo de los seres humanos, animales y el medio ambiente. Puede producir alteraciones en el tejido hematopoyético y glóbulos rojos, en el sistema nervioso, el riñón y el sistema cardiovascular. Además pueden llegar a atribuírsele efectos cardiogénicos y abortos en mujeres gestantes. Los principales órganos diana donde puede llegar a acumularse el plomo son el hígado, el riñón y el tejido óseo, aunque ejerce gran parte de su toxicidad sobre el riñón y el sistema nervioso central (SNC). Los efectos tóxicos del plomo pueden evidenciarse en el organismo a niveles bajos de plomo en sangre. No obstante, la tasa absorbida en intestino puede variar según la persona y la edad, además de factores asociados a las características del propio metal (CSP, 1999; EFSA, 2010; Green y Pain, 2012).

La **neurotoxicidad** provocada por el plomo afecta en mayor medida a los cerebros en desarrollo de niños de corta edad, pudiendo provocar un deterioro del coeficiente intelectual y las funciones cognitivas. Es el mismo efecto que provocaría en el sistema nervioso del feto en caso de ingestión por parte de mujeres embarazadas. En el caso de las mujeres gestantes, además de la exposición por parte de la dieta, se debe tener en cuenta el plomo acumulado en los huesos de la madre. Este puede llegar a afectar al feto al ser liberado junto al calcio en caso de deficiencia, ocasionando una exposición adicional. Se relacionan también los efectos del plomo con la posibilidad de abortos espontáneos en estas mujeres gestantes. En adultos, esta neurotoxicidad afecta al procesado de información, causa síntomas psiquiátricos y perjudica la destreza manual. En edad adulta son más habituales los **efectos nefrotóxicos**, ya que el riñón es el órgano más sensible a la exposición crónica de plomo. También ha sido descrito un efecto

favorecedor en la aparición de enfermedades cardiovasculares, pulmonares e hipertensión (CSP, 1999; EFSA, 2010; Green y Pain, 2012).

En cuanto a los valores relacionados con la aparición de los efectos, el Panel de la EFSA sobre Contaminantes en la Cadena Alimentaria (CONTAM) evaluó en 2010 la aparición de dichos efectos en función de la cantidad diaria de plomo ingerida en 235 voluntarios. (Tabla 1). Un ser humano comenzará a desarrollar efectos neurológicos a partir de los 0,5 µg/kg de plomo al día y efectos nefrotóxicos a partir de los 0,63 µg/kg/día. El valor para que cause problemas a nivel cardiovascular y pulmonar se sitúa algo más elevado, con 1,5 µg/kg de plomo al día (EFSA, 2010).

También se le atribuye al plomo efectos importantes sobre el tejido hematopoyético. Destaca la inhibición de la enzima porfobilinógeno sintasa. Esta enzima porfobilinógeno sintasa o ácido δ-aminolevulínico deshidratasa (δ-ALADH) es una enzima que cataliza la formación de porfobilinógeno, el cual participa en la síntesis de células del grupo hemo, por lo que la presencia de plomo contribuye a la aparición de anemias (CSP, 1999; Descalzo et al. 2021).

Cabe destacar que el plomo inorgánico utilizado en balines de caza está considerado como probable carcinogénico¹ (Grupo 2A, IARC, 2006) por el Centro Internacional de Investigaciones sobre el Cáncer (IARC). Pese a esta clasificación, se considera que el riesgo de desarrollar cáncer a través del consumo de plomo (Pb) en alimentos es bajo.

El plomo no ejerce efectos adversos tras una única ingesta, necesita una acumulación previa y presenta una elevada vida media en el organismo. Una vez absorbido permanece en sangre durante aproximadamente 2 semanas y es acumulado en tejidos blandos como riñón, hígado durante 40 días y posteriormente en tejido óseo. En el tejido óseo de hecho, es capaz de permanecer durante 30 años. Por tanto, hablamos de una toxicidad crónica del metal (CSP, 1999; EFSA, 2010; AESAN, 2012).

En un estudio realizado por Green y Pain (2012), en Reino Unido, se estimó que el consumo de una única comida a la semana hecha con carne de caza podría estar asociada con una reducción de un punto en el coeficiente intelectual de los niños, mientras que un intervalo de 1,2 a 6,5 comidas de caza por semana podría asociarse a un aumento del 10% en la prevalencia de enfermedad renal crónica. Igualmente determinó que harían falta de 3,2 a 5,2 comidas de caza por semana para producir un aumento del 1% en la presión arterial sistólica (PAS) en adultos. El consumo de 2,8 a 4,6 comidas de aves de caza por semana puede estar asociado con un aumento del 1% en la prevalencia de abortos espontáneos en mujeres embarazadas.

5.1.2. NIVELES TOLERABLES DE PLOMO EN EL ORGANISMO.

En una primera evaluación de los niveles tolerables de plomo (Pb) en el ser humano realizada por el Comité Mixto FAO/OMS de Expertos en Aditivos Alimentarios (JECFA) en el año 1972, se estableció una Ingesta Semanal Tolerable Provisional (PTWI) de **50 µg Pb/kg p.c./semana**

¹ Grupo 2A: El agente es probablemente carcinógeno para el ser humano. ``Evidencia suficiente de carcinogenicidad en animales de experimentación o fuertes evidencias en sistemas experimentales de que el agente exhibe características clave de carcinógenos``

considerando todas las fuentes de exposición y sólo aplicable a la población adulta. En 1986 el Comité JECFA (OMS, 1986) estableció para lactantes y niños una PTWI de **25 µg Pb/kg p.c./semana**, menor a la de la población adulta considerando su mayor grado de sensibilidad (AESAN, 2012; EFSA, 2010).

La Ingesta Diaria Tolerable (IDT) de todas las fuentes de plomo fue de 36 µg para un bebé de 0 a 6 meses y de 54 µg para un niño de 0,5 a 2 años. Partiendo del supuesto de que los alimentos aportan alrededor del 50 % de la ingesta diaria total de plomo, la IDT del plomo procedente de fuentes dietéticas oscilaría aproximadamente entre 18 µg Pb/kg p.c./semana para bebés de 0-6 meses y 27 µg Pb/kg p.c./semana para niños de 0,5-2 años (EFSA, 2010; AESAN, 2012).

En 1993, el JECFA (OMS, 1993) revaluó la PTWI de plomo basándose en la evaluación de un Grupo de Trabajo del Programa Internacional sobre Seguridad Química, que se publicó como una monografía de Criterios de Salud Ambiental en 1995 (OMS/IPCS, 1995) y propuso una PTWI de **25 µg Pb/kg p.c./semana para toda la población**, incluyendo niños y adultos. Las últimas estimaciones de exposición oscilaban entre 0,16 y 0,42 µg/kg de peso corporal por día en consumidores de alto nivel, las cuales estaban por debajo de la PTWI determinada anteriormente por el JECFA (EFSA, 2010; AESAN, 2012).

En el año 2007 la Comisión Europea solicitó a la EFSA que elaborara un dictamen científico sobre los riesgos para la salud humana relacionados con la presencia de plomo en los productos alimenticios, publicando los resultados obtenidos en el año 2010.

El Panel de Contaminantes en la Cadena Alimentaria de EFSA (CONTAM) concluyó que la PTWI vigente hasta entonces de 25 µg Pb/kg p.c./semana (3,6 µg Pb/kg p.c./día) en niños y adultos no podía considerarse apropiada, puesto que no se ha podido evidenciar la existencia de dicho umbral. De esta forma, se decide retirar el umbral de seguridad. Tampoco se disponía de suficiente información científica para proponer uno nuevo. A la misma conclusión llegó el Comité JECFA ese mismo año (EFSA, 2010; AESAN, 2012).

Para la elaboración de ese dictamen el Panel de la EFSA sobre Contaminantes en la Cadena Alimentaria (CONTAM) llevó a cabo en una caracterización del riesgo utilizando el método de dosis de referencia (BMD) y el Margen de Exposición² (ME o MOE) para evaluar el riesgo de exposición al plomo y la aparición de efectos adversos en función de la cantidad diaria ingerida en 235 voluntarios (*Tabla 1.*) Identificó como efectos críticos la neurotoxicidad sobre el desarrollo en niños y los efectos cardiovasculares y la nefrotoxicidad en adultos. Consideraron cambios del 1% para el coeficiente intelectual (disminución de un punto en la puntuación del coeficiente intelectual), cambios del 1% (1,2 mm Hg) en la presión arterial sistólica (PAS) y cambios del 10 % en la prevalencia de la enfermedad renal crónica (ERC) (EFSA, 2010; AESAN, 2012).

A partir de las concentraciones de Pb en sangre (µg/l) observadas en estudios dosis-respuesta se calculó la dosis de referencia con el límite de confianza más bajo o *benchmark dose lower*

² “El margen de exposición (ME) es el cociente de dos factores que evalúa, para una población dada, la dosis con la que se observa por primera vez un efecto adverso leve pero mensurable y el nivel de exposición a la sustancia considerada”, EFSA.

confidence limit (BMDL) como punto de referencia para la caracterización de los efectos críticos en el ser humano, teniendo en cuenta una ingesta diaria estimada de entre 1,98 y 2,44 µg Pb/kg/día en un adulto de 60kg consumidor habitual de carne de caza (EFSA, 2010; AESAN, 2012).

Tabla 1. Caracterización del riesgo: Puntos de referencia.

Valor	Unidades	Efecto	Toxicidad
0,5	µg/kg p.c./día	Neurológico	Desarrollo
1,5	µg/kg p.c./día	Signos clínicos	Pulmonar y cardiaco
0,63	µg/kg p.c./día	Química clínica	Nefrotoxicidad

Fuente: Base de datos Openfoodtox. EFSA, 2010.

Según los resultados obtenidos, un ser humano comenzará a desarrollar efectos neurológicos a partir de los **0,5 µg/kg p.c./día** de plomo al día y efectos nefrotóxicos (filtración glomerular reducida e incremento de creatinina sérica) a partir de **los 0,63 µg/kg p.c./día**. El valor para que cause problemas a nivel cardiovascular y pulmonar (incremento de la presión sistólica) se sitúa algo más elevado, con **1,5 µg/kg p.c./día** de plomo al día (EFSA, 2010; AESAN, 2012).

Según la EFSA, la PTWI debe estar basada en el margen de exposición del consumidor, y como se cita anteriormente, considera que la ingesta media tolerable establecida por la JECFA no es apropiada (EFSA, 2010; AESAN, 2012).

El Comité científico de la AESAN (2012) publicó una reevaluación de los datos calculados por EFSA sobre los niveles de plomo capaces de producir efectos indeseables en el organismo (*Tabla 2*), también utilizando el Margen de Exposición (ME o MOE) y considerando la ingesta diaria de la población española entre 1,16 y 2,36 µg Pb/kg/día y en adultos de 60kg.

Tabla 2. Márgenes de Exposición para consumidores de carne de caza (adultos, 60 kg)

		Evaluación AESAN (2012) ^a		Evaluación EFSA (2010) ^b	
Ingesta diaria estimada (µg Pb/kg p.c./día)		1,16	2,36	1,98	2,44
Efectos cardiovasculares	BMDL (µg Pb/kg p.c./día)	1,5	1,5	1,5	1,5
	MOE	1,29	0,63	0,76	0,61
Efectos renales	BMDL (µg Pb/kg p.c./día)	0,63	0,63	0,63	0,63
	MOE	0,54	0,27	0,32	0,26

^aConsumo 50g/día y [Pb]=0,323 mg/kg (ciervo); 1,316 mg/kg (jabalí); 2,55 mg/kg (perdiz).

^bConsumo 28g/día y [Pb]=3,15 mg/kg

Fuente: Revista del comité científico de la AESAN nº15, 2012.

Los niveles mostrados son parecidos a los calculados por EFSA para consumidores europeos en 2010, tanto para los efectos cardiovasculares como para los efectos renales. Cabe destacar que en ambos estudios, los efectos adversos producidos a nivel renal necesitarían unos niveles más bajos de plomo que el resto para desarrollarse. Existen por tanto riesgos para consumidores extremos y habituales de carne de caza. Según CONTAM, con MOE ≥1 el riesgo para el consumidor sería muy bajo. Únicamente si el MOE < 1 no puede excluirse la posibilidad de que

aparezcan efectos negativos. Por el momento sólo pueden realizarse estimaciones como las mencionadas debido a la falta de información, y no existe un margen de exposición de plomo en carne de caza definido de forma oficial en el ser humano (EFSA, 2010; AESAN, 2012).

5.2. CONTENIDO DE PLOMO EN CARNE DE CAZA.

El consumo de carne de caza de aves silvestres no es elevado por parte de la población general, pero sí lo es en el caso de cazadores frecuentes y sus familiares (Mateo y Dulsat-Masvidal, 2023). La caza se considera una actividad recreativa extendida en todo el mundo (Fisher et al., 2006). Por lo tanto, no puede descartarse la aparición de efectos negativos en personas que consuman carne de aves silvestres cazadas de forma continuada. Hace años se consideraba que no existía riesgo de ingestión accidental de plomo ya que el proyectil se fragmentaba en trozos grandes visibles alrededor de la herida y estos se eliminan para su posterior preparación. Se ha demostrado que los fragmentos de plomo pueden dispersarse lejos del disparo en partículas reducidas llegando incluso a los 45cm desde el lugar del impacto (Iqbal et al., 2009).

En ningún tipo de carne de caza ha sido establecido un límite máximo de plomo tolerable para su consumo por parte de la población. Como se menciona en el apartado anterior, fue en 1986 cuando la JECFA estipuló una Ingesta Semanal Tolerable Provisional (PTWI) de 0,025 mg Pb/kg p.c. Este valor se ha llevado a reevaluación en varias ocasiones en función de los datos nuevos recopilados a lo largo de los años posteriores. En 2010, la Autoridad Europea de Seguridad Alimentaria (EFSA), publicó una evaluación actualizada de la exposición al plomo por solicitud de la Comisión Europea. Para esta nueva opinión sobre los límites máximos tolerables de plomo recopiló información sobre las concentraciones de plomo en los alimentos y las cantidades de alimentos consumidos por las personas en los países participantes de la UE (EFSA, 2010; AESAN, 2012).

La EFSA (2010) evaluó unos 140.000 datos sobre los contenidos de plomo (Pb) en varios grupos de alimentos proporcionados por 14 estados miembros (exceptuando España) y Noruega (EFSA, 2010). La carne de caza se incluyó dentro del grupo de carne, productos cárnicos y despojos. Se utilizó un número de muestras de 2.521 y un límite de detección (LOD) del 59,4%. Destacan los elevados contenidos de plomo detectados en la carne de caza con un contenido máximo que puede llegar a 867mg/kg (*Tabla 3*) (EFSA, 2010; AESAN, 2012).

Tabla 3. Contenido de plomo en carne de caza.

Concentración de plomo (mg/kg)					
P5	Mediana	Media	P95	Máximo	Factor de ajuste de muestra (SAF)
LB^a	LB	LB	LB	LB	0,2%
0,0000	0,0000	3,137	1,525	867,0	
UB^b	UB	UB	UB	UB	
0,0060	0,0200	3,153	1,525	867,0	

^aEstimación de límite inferior; ^bEstimación de límite superior.

Fuente: Revista del comité científico de la AESAN nº15, 2012.

Determinó que la exposición de un consumidor medio adulto oscila entre **0,36 µg Pb/kg p.c./día y 1,24 µg Pb/kg p.c./día**, mientras que para grandes consumidores oscilan **entre 0,73 y 2,43 µg Pb/kg p.c.** Según la EFSA, la PTWI debe estar basado en el margen de exposición del consumidor, y considera que la ingesta media tolerable establecida por la JECFA no es apropiada (EFSA, 2010; AESAN, 2012).

En el **Reglamento (CE) nº 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) nº 1881/2006** se estipula un límite máximo de plomo para carne (excluidos los despojos) de bovinos y ovinos, porcinos y aves procedentes de corral y otro para sus despojos (*Tabla 4*). En carnes, el límite máximo son 0,10mg/kg frente a los 876mg/kg encontrados por la EFSA en 2010 en carne procedente de la caza. Igualmente ocurre con los despojos, cuyo límite máximo se encuentra en la carne de bovinos y ovinos, fijándolo en 0,20 mg/kg de peso fresco. La concentración de plomo es claramente muy superior a la estimada en el Reglamento para otro tipo de carnes.

Tabla 4. Límite máximo de plomo según tipo de carne (mg/kg peso fresco).

Carne de bovinos, ovinos, porcinos y aves de corral, exceptuando despojos.	0,10	
Despojos	Bovinos y ovinos	0,20
	Porcinos	0,15
	Aves de corral	0,10

Fuente: Metales y otros elementos, Anexo I. Reglamento (UE) 2023/915.

Existen otros estudios realizados (Kreager et al., 2008; Pain et al., 2010; Mateo et al., 2011) en carne de distintas especies de aves para determinar la concentración de Pb en músculo y vísceras (*Tabla 5*).

Tabla 5. Contenido de plomo en distintas especies de aves.

Autor	País de estudio	Especie de ave	Valores
Kreager et al., 2008	Canadá	Pavo, faisán y perdiz	En hígado: 6-25mg/kg En ``perdiz de chukar`` hasta 7.766 mg/kg
Pain et al., 2010	Reino Unido	Faisán, perdiz, paloma torcaz, urogallo, becada y pato real	0,43-3,4 mg/kg (valores medios)
Mateo et al., 2011	España	Perdiz	2,55 mg/kg

Fuente: Revista del comité científico de la AESAN nº15, 2012.

En todos ellos, incluido el realizado en España, se superan los límites máximos de plomo establecidos en el Reglamento (CE) nº 2023/915 para carne de bovinos, ovinos, cerdos y aves de corral: 0,1mg/kg. De hecho, quedó demostrado por Mateo et al., (2011) en España, que sólo es necesario un fragmento de plomo en media codorniz para contaminar la carne por encima de los niveles recomendados por la Unión Europea relativos a carne de otras especies.

5.3. MARCO LEGISLATIVO EN ESPAÑA.

5.3.1. PROHIBICIÓN DEL USO DE PLOMO EN HUMEDALES.

Los humedales acumulan perdigones de plomo desde hace años debido a la caza. Las actividades cinegéticas constituyen una fuente de contaminación para los suelos de los humedales españoles y europeos, y las municiones empleadas son causantes de la ingestión accidental por parte de las aves presentes en ellos y posteriormente cazadas. El elevado riesgo de intoxicación por parte de estas aves dio lugar a una serie de leyes que regulan la caza en humedales y la utilización de balines de plomo en ellos.

El 18 de marzo de 1982, España ratificó el Convenio relativo a Humedales de Importancia Internacional, especialmente como hábitats de aves acuáticas, hecho en Ramsar el 2 de febrero de 1971. Insta a las Partes Contratantes a fomentar la conservación de los humedales y de las aves acuáticas y a hacer un esfuerzo de gestión para aumentar las poblaciones de éstas aves.

El 12 de febrero de 1985, España ratificó también la Convención sobre la Conservación de las Especies Migratorias de Animales Silvestres, hecha en Bonn el 23 de junio de 1979, seguida de la ratificación el 30 de marzo de 1999 del Acuerdo sobre la Conservación de las Aves Acuáticas Migratorias Afroeuroasiáticas, que insta a las partes a esforzarse en la eliminación gradual, hasta el año 2000, del uso de proyectiles de plomo para la caza en los humedales.

La Ley 4/1989, de 27 de marzo, de Conservación de los Espacios Naturales y de la Flora y la Fauna Silvestres, obliga a las Administraciones públicas a adoptar las medidas necesarias para garantizar la conservación de las especies de fauna que viven en estado silvestre en el territorio español.

En función de lo dispuesto en dicha ley, se elabora el **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.**

El real decreto cita que ``Numerosos estudios internacionales y nacionales indican que la intoxicación por plomo es responsable de una creciente mortalidad de aves acuáticas, debido a la ingestión por éstas de perdigones procedentes de las actividades de la caza y el tiro deportivo. El impacto de la intoxicación por perdigones de plomo en las aves acuáticas es especialmente acusado en las zonas húmedas de nuestro territorio, estimándose que cada año se produce una elevada mortandad de ejemplares por dicha causa, que es especialmente grave en el caso de algunas de las especies afectadas por estar incluidas en el ``Catálogo Nacional de Especies Amenazadas``

Por ello determina la prohibición de la tenencia y el uso de munición que **contenga plomo** durante el ejercicio de la caza y el tiro deportivo, cuando estas actividades se ejerzan en **zonas húmedas del territorio español que estén incluidas en la Lista del Convenio relativo a Humedales de Importancia Internacional**, hecho en Ramsar, el 2 de febrero de 1971. Incluyendo también las zonas húmedas pertenecientes a espacios naturales protegidos legalmente establecidas.

Un estudio realizado por Valverde et al. (2019), en España, en el Parque Natural de la Albufera, Valencia, evaluó el éxito de la prohibición del tiro con plomo para la caza en humedales. El resultado fue claramente inferior al análisis realizado antes de la aplicación de la normativa.

Es a partir del 15 de febrero de 2023, es cuando debe comenzar a aplicarse lo expuesto en el **Reglamento (UE) 2021/57 de la Comisión de 25 de enero de 2021 que modifica, por lo que respecta al plomo en la munición de las armas de fuego utilizadas en los humedales o en sus inmediaciones, el anexo XVII del Reglamento (CE) nº 1907/2006 del Parlamento Europeo y del Consejo, relativo al registro, la evaluación, la autorización y la restricción de las sustancias y preparados químicos.**

Este reglamento modifica el anexo XVII del Reglamento (CE) nº 1907/2006 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 18 de diciembre de 2006, relativo al registro, la evaluación, la autorización y la restricción de las sustancias y preparados químicos.

Establece que "Se prohíbe realizar cualquiera de los siguientes actos después del 15 de febrero de 2023 en humedales o a menos de cien metros de estos: a) disparar munición que contenga una concentración de plomo (expresada en metal) igual o superior al 1 % en peso; b) transportar cualquier munición de este tipo mientras se dispara en un humedal o dirigiéndose a disparar en un humedal." La Agencia Europea de Sustancias y Mezclas Químicas considera que "llegó a la conclusión de que el uso de plomo en la munición en los humedales da lugar a un riesgo para las aves acuáticas que ingieren la munición de plomo utilizada, produciendo en ellas efectos toxicológicos, e incluso la muerte" y que "las alternativas a la munición de plomo, como son la de acero o la de bismuto, están ampliamente disponibles, son técnicamente viables y presentan un mejor perfil en cuanto al peligro y el riesgo para la salud humana y el medio ambiente que la munición de plomo." Refiere que "el plomo es altamente tóxico y no se ha establecido un valor límite en relación con sus efectos sobre el desarrollo neurológico en la infancia ni sobre la presión arterial o el funcionamiento de los riñones en la edad adulta, por lo que cualquier exposición al plomo constituye un riesgo".

Sin embargo, pese a la restricción de la Unión Europea en lo que se refiere al uso de balines de plomo en los humedales y sus alrededores, se estima que la caza en otros lugares dispersará 14.000 toneladas de plomo anualmente en los cuerpos de los animales de caza y en el medio ambiente en forma de proyectiles gastados y fragmentos de los mismos (ECHA, 2021).

No existe una legislación referente a la regulación de plomo en el resto de ecosistemas terrestres en España. Sí existe en el caso de otros países de la Unión Europea, e incluso en algunos como Dinamarca se encuentra prohibido totalmente su uso (Sevillano-Caño, 2021).

5.3.2. LÍMITES MÁXIMOS DE PLOMO EN CARNE DE CAZA.

No existe un límite máximo de plomo tolerable para el consumidor referido a la carne de ave obtenida a través de las actividades cinegéticas. El **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** sólo fijaba los límites máximos de Pb para diversos productos y carnes de origen animal, pero no contemplaba la carne de caza. Este reglamento fue derogado en 2023 por el **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) nº 1881/2006.

En este nuevo reglamento sigue sin considerarse la carne de caza 18 años después. En cuanto a la carne, este nuevo reglamento establece un límite máximo de plomo más bajo para los despojos, que anteriormente se incluían dentro de una única categoría indiferencia para especies animales. Actualmente diferencia entre despojos de bovino y ovino, de porcino y de aves de corral, siendo el límite máximo más alto el considerado para la carne de bovino y ovino con un 0,2mg/kg de peso fresco, frente al 0,50mg/kg de peso fresco que se establecían para despojos en general en el reglamento 1881/2006.

El **Reglamento (CE) Nº 853/2004** tampoco aplica para carne de caza de ave silvestre de consumo propio por parte de los propios cazadores, ni para suministro al por menor en locales de venta para consumidor final, pero sí lo hace en la **Directiva 96/23/ CE (UE, 1996)** que exige que los Estados miembros implementen planes nacionales de vigilancia de residuos en animales y sus productos y proporcionen anualmente información sobre los resultados obtenidos a la Comisión Europea. En este caso sí se determinan muestreos periódicos que vigilen el plomo en tejidos de animales de caza silvestre, fijados a su vez en la **Decisión 97/747/CE (UE, 1997)**.

En España, estos planes de vigilancia se encuentran recogidos en el Plan Nacional de Investigación de Residuos (PNIR), regulado por el Real Decreto 1749/1998, que establecen las medidas de control aplicables a determinadas sustancias y sus residuos en los animales vivos y sus productos y recoge los criterios de la Directiva 96/23/CE y de la Decisión 97/747/CE.

5.4. INGESTIÓN ACCIDENTAL EN ANIMALES DOMÉSTICOS.

Hasta ahora se ha mencionado la ingestión accidental de partículas de plomo por parte de las aves silvestres, cinegéticas o no, y del ser humano. Pero existe también una probabilidad de intoxicación por plomo en animales domésticos como perros de caza o perros alimentados con alimentos fabricados a partir de aves de caza menor como perdices o faisanes. Los perros utilizados por los cazadores en las actividades cinegéticas a menudo son alimentados con especies cazadas y despojos de estas. Estas aves pueden contener fragmentos o partículas de plomo y ser ingeridas de forma accidental por el animal del mismo modo que ocurría con la avifauna silvestre. Los animales que se alimentan con frecuencia con este tipo de carne tienen un elevado riesgo de exposición al plomo, pudiendo incluso llegar a rozar el umbral en sangre de intoxicación del animal (Pain y Green, 2023).

Por otro lado, existen en el mercado alimentos fabricados a partir de carne de caza cruda o procesada que pueden incluir animales enteros, picados, despojos, huesos, pieles o plumas (Pain y Green, 2023).

Un estudio realizado recientemente por Pain y Green (2023), en Reino Unido, analizó la concentración de plomo presente en distintos tipos de comida para perros, incluyendo comida cruda y comida seca a base de faisán. Se determinó que el 77 % de las muestras excedían el nivel máximo de residuos (LMR) de la UE para plomo en piensos animales. Este LMR en la

Unión Europea se sitúa en 10ppm para piensos complementarios y 5 ppm para piensos completos de peso húmedo, suponiendo un contenido de humedad del 12%.

Los alimentos que son procesados y triturados presentaban un contenido en plomo mayor que los alimentos de piezas enteras o sin procesar. Al procesarse o picarse la carne, se trituran las partículas de plomo presentes el alimento y se incrementa la superficie y el potencial de absorción gastrointestinal del metal. Además, estos alimentos contienen también parte de los despojos del ave (huesos, plumas, vísceras...), lugares donde el plomo se acumula al ser absorbido por el organismo. Por este motivo, la comida comercializada como comida para perros y sometida a procesos de trituración y procesado, suele contener mayores niveles de plomo en comparación con una pechuga entera destinada a consumo humano (Pain y Green, 2023).

Si un animal de este tipo ingiere entre 25-100 g de carne/kg de peso / día, y en el producto de faisán picado etiquetado como alimento completo se detectó una concentración media de plomo de 504ppm de peso seco, se estima una ingesta media diaria de 12,6 a 50,4 mg Pb/kg pc/día. Esta cantidad de plomo diaria puede suponer un riesgo para la salud del animal y la aparición de efectos adversos (Pain y Green, 2023).

5.5. TÉCNICAS DE DIAGNÓSTICO.

Existen numerosas técnicas de diagnóstico utilizadas para determinar la presencia de plomo en el organismo de aves silvestres, seres humanos y en alimentos. Para el estudio de las intoxicaciones por plomo en aves silvestres, se utiliza la monitorización activa y la monitorización pasiva. Se entiende por monitorización pasiva al estudio del plumbismo que se realiza en aves encontradas muertas y/o ingresadas en centros de recuperación, mientras que la monitorización activa es aquella que se realiza en aves adultas vivas que son capturadas en el campo para su posterior evaluación. La presencia de plomo puede determinarse visualmente ante la presencia de perdigones o sus fragmentos en el ave o empleando el diagnóstico por imagen. La inspección post-mortem y análisis de muestras de tejidos blandos o hueso se realizará como parte de la monitorización pasiva. También es posible comprobar la presencia de plomo analizando muestras de sangre u orina en el caso de los humanos (Ministerio de Medio Ambiente, 2006; Descalzo y Mateo, 2018; Descalzo et al., 2021).

5.5.1. INSPECCIÓN POST-MORTEM EN AVES Y RADIOGRAFÍAS.

El uso de radiografías es de gran utilidad para para identificar y visualizar directamente la presencia física de perdigones de plomo en la molleja u otras partes del animal tanto vivo como muerto. Es un método fácil de realizar y no invasivo para el animal. Sin embargo, el diagnóstico mediante radiografía presenta varias limitaciones (Ministerio de Medio Ambiente, 2006).

La primera limitación es que no siempre es viable realizar radiografías si estudiamos la presencia de plomo en poblaciones de aves a nivel de campo. Le sumamos además que los perdigones de plomo que se observan radiopacos pueden confundirse con otra serie de partículas u otros balines constituidos por otros materiales diferentes al plomo. Por otro lado,

la ausencia de perdigones en el animal tanto vivo como muerto no descarta una posible intoxicación, ya que muchos de estos animales, fundamentalmente las rapaces, son capaces de regurgitar los balines de plomo juntos las egagrópilas. No es significativo de que no haya existido una ingestión de balines de plomo por parte del ave (Ministerio de Medio Ambiente, 2006).

Las radiografías también pueden resultar de utilidad para la detección de plomo en paquetes de alimento que contienen piezas de ave entera destinadas al consumo, ya sea en fresco o en seco.. Mediante la realización de radiografías pueden llegar a observarse pequeños artefactos radiodensos y brillantes que se corresponden con pequeños fragmentos de munición en estas aves cazadas con plomo (Ministerio de Medio Ambiente, 2006; Pain y Green, 2023).

El diagnóstico post-mortem es una técnica válida para confirmar y diagnosticar intoxicaciones por plomo en aves. Si el animal ha ingerido balines, se podrá observar directamente el proyectil de plomo en la molleja. También se pueden visualizar los signos macroscópicos y microscópicos asociados a la presencia de plomo en el organismo. Estos signos no siempre son claros. Macroscópicamente se puede observar falta de grasa y musculatura pectoral atrofiada en el ave. Además, el hígado aparecerá teñido de bilis, la médula ósea edematosa y podremos ver una impactación del proventrículo como consecuencia de una parálisis del tracto gastrointestinal. Histopatológicamente se puede observar presencia de ictericia hemolítica en hígado, hemosideriosis en bazo e hígado, hipoplasia de la médula ósea y cuerpos de inclusión intranucleares en el riñón (Friend, 1987; Ministerio de Medio Ambiente, 2006).

5.5.2. DETERMINACIÓN DE LA INTOXICACIÓN EN SANGRE EN AVES.

La determinación de niveles elevados de plomo en el organismo puede realizarse a través de mediciones directas de plomo en sangre, o mediante la determinación de la actividad de enzimas asociadas, así como la valoración de algunos parámetros hemáticos como el hematocrito o la hemoglobina. Dichas pruebas analíticas pueden realizarse ante sospechas de intoxicaciones por plomo tanto en las propias aves como en el ser humano. Cabe destacar que la medición de plomo en sangre y orina se refiere a intoxicaciones relativamente recientes, ya que permanece en sangre durante 1 mes posterior a la intoxicación. No es útil para determinar presencia de plomo en el caso de intoxicaciones crónicas o a largo plazo (Ministerio de Medio Ambiente, 2006).

La **medición directa de Pb en sangre** en aves presenta la desventaja de la variación intraespecífica que existe entre los diferentes tipos de especies silvestres. La ausencia de datos específicos referidos a los límites tolerables de plomo para cada especie dificulta la utilización de esta técnica. Una especie que presente una concentración elevada de plomo en sangre puede no mostrar ningún síntoma clínico o anatomopatológico claro de intoxicación, mientras que otra con concentraciones muchos más bajas sí puede manifestarlos (Lumeij, 1985).

Diferentes autores establecen unos parámetros de exposición anormal en aves acuáticas que van desde los 0,10 µg/ml de plomo en sangre hasta los 0,50 µg/ml. En aves rapaces se establecen parámetros que alcanzan niveles superiores a 1 µg/ml en sangre para animales con una intoxicación grave, y niveles menores de 0,2 µg/ml para animales considerados como libres de intoxicación (Ministerio de Medio Ambiente, 2006).

Como se describe anteriormente, el plomo afecta a la síntesis de las células sanguíneas del grupo hemo. Por ello la **valoración de los parámetros hemáticos** es contemplada como posible técnica diagnóstica. A pesar de ello, los parámetros hemáticos como el hematocrito o la hemoglobina y la presencia de cuerpos de inclusión intranucleares en los eritrocitos aviares no se consideran un método fiable de diagnóstico a causa de la baja sensibilidad diagnóstica. Se le suma la difícil interpretación de los parámetros sanguíneos debido a la ausencia de valores de referencia para las distintas especies de aves silvestres. La hemoglobina y el hematocrito sólo se verán alterados antes intoxicaciones graves (Lumeij, 1985; Ministerio de Medio Ambiente, 2006).

Una de las técnicas de mayor utilidad en el diagnóstico de presencia de plomo en el organismo es la **medición de la enzima porfobilinógeno sintasa**. Es relativamente sencilla y sensible. La enzima δ -ALADH cataliza la formación de porfobilinógeno, el cual participa en la formación de los grupos hemo. Esta enzima es especialmente sensible a los metales pesados como el plomo. La inhibición de esta enzima produce una acumulación de ácido δ -aminolevulínico (δ -ALA), el cual actúa como factor predisponente del estrés oxidativo. En aves se medirá la actividad de la enzima en la sangre del animal, y posteriormente se comparará con la que se obtiene tras su reactivación. En el ser humano esta técnica se emplea en orina. La ventaja de esta técnica, frente a la medición directa de plomo en sangre es que no es necesario conocer los valores de referencia para las distintas especies (CSP, 1999; Ministerio de Medio Ambiente, 2006).

Existe otra técnica de medición enzimática, también empleada en medicina humana. Es la **medición de la zinc protoporfirina (ZPP)**. Esta técnica se considera menos sensible y de menor fiabilidad. La ZPP se forma como consecuencia de la unión del ion zinc con la porfirina eritrocitaria que queda libre. La porfirina eritrocitaria se forma al insertarse el ion hierro en la protoporfirina IX (PP-IX). La presencia de plomo inhibe esta unión (CSP, 1999; Ministerio de Medio Ambiente, 2006).

5.5.3. DETERMINACIÓN EN TEJIDOS BLANDOS EN AVES.

Para determinar la concentración de plomo directamente en los tejidos blandos, utilizaremos muestras de hígado y riñón, que forman parte de los principales órganos diana para el plomo. En estos órganos el plomo se acumula durante semanas y pueden observarse concentraciones elevadas días antes de la muerte en caso de intoxicaciones agudas. En el caso del hígado hay más datos recopilados. Según diversos autores (*Tabla 6*), los niveles de plomo en hígado varían desde 1,5 ppm hasta 14 ppm sobre peso fresco y 5 ppm sobre peso seco para considerarse exposiciones anormales y entre 10 y 30 ppm sobre peso seco y de 4 a 20 ppm de peso fresco para considerarse intoxicaciones agudas (Ministerio de Medio Ambiente, 2006).

Tabla 6. Niveles de plomo en hígado.

	Niveles límite (ppm)	Fuente
Exposición anormal	1,5	Guitart <i>et al.</i> , 1994
	2	Friend, 1985; USFWS, 1986; DeStefano <i>et al.</i> , 1991
	PF ^a 2-10	Craig <i>et al.</i> , 1990
	2,3	Blus <i>et al.</i> , 1991
	5	Cook y Trainer, 1996
	7-14	Clausen y Wolstrup, 1979
Intoxicación aguda	PS ^b 5	Guitart <i>et al.</i> , 1994
	6-8	Friend, 1987
	6,4	Blus <i>et al.</i> , 1991
	PF 6-20	Longcore <i>et al.</i> , 1974; Humphreys, 1990
	8	Friend, 1985; Craig <i>et al.</i> , 1990
	10	Pattee <i>et al.</i> , 1981; Scheuhammer, 1991
	15	Clausen y Wolstrup, 1979
	PS 10-20	Mudge, 1983
20-30	Friend 1987	

^aPF: Peso Fresco; ^bPS: Peso Seco

Fuente: Ministerio de Medioambiente (2006), España. (Actual MITECO).

En riñón se cifran valores límites que van desde los 7-14 ppm en peso fresco hasta los 20 ppm para considerarse intoxicaciones agudas. Es posible valorar otros tejidos como bazo, páncreas, hueso y encéfalo, pero son tejidos que acumulan concentraciones menores de plomo y sobre los que hay poca información. El análisis de las concentraciones de plomo en hueso puede ser útil para valorar intoxicaciones a largo plazo. Las técnicas de análisis utilizadas para el diagnóstico de presencia de plomo que pueden emplearse en el ser humano son las mismas que podemos emplear para las aves silvestres vivas. Hablamos por tanto de la medición de la enzima ZZP, de la ALA y la medición directa del plomo en sangre (Ministerio de Medio Ambiente, 2006).

5.5.4. MÉTODOS ANALÍTICOS LABORATORIALES.

Los métodos analíticos que se emplean en laboratorio son capaces de determinar la presencia y los niveles de numerosos metales tanto en muestras sanguíneas como en muestras de alimentos elaborados o carne cruda.

Los métodos y técnicas más comunes empleados para la determinación de plomo, son la espectrometría de absorción atómica, la voltamperometría de redisolución anódica y la espectrometría de masas. La mayoría de las técnicas empleadas son más o menos rápidas, fiables, y presentan una alta sensibilidad (OMS, 2020).

La **espectrometría de absorción atómica (EAA)** es un método instrumental ampliamente utilizado en química analítica para la detección de más de 60 elementos distintos, entre los que se encuentran los metales pesados (FAO, s.f.). Las muestras a analizar por EAA deben primero procesarse mediante un proceso de atomización. Esto se basa en que los átomos pasen a su estado fundamental y queden libres para poder absorber distintas longitudes de onda. La cantidad de luz absorbida se relaciona con el elemento presente en la muestra, específico para cada elemento. Existen dos tipos de EAA en función del procedimiento de

atomización de la muestra, una espectrometría de absorción atómica con llama y una espectrometría de absorción atómica electrotrémica. La EAA electrotrémica generalmente utiliza un horno de grafito. La espectroscopia de absorción atómica con llama ha sido el método más empleado para la determinación de metales debido a su bajo coste, facilidad de uso y límite de detección alto. No obstante, pese a que la EAA electrotrémica por horno de grafito permite determinar concentraciones de plomo mucho más bajas que la EAA con llama (1–2 µg/dl), requiere personal más especializado y presenta un mayor número de interferencias y coste (OMS, 2020).

La **voltamperometría de redisolución anódica** es una técnica muy útil en detección de plomo pero actualmente poco utilizada. Esto es debido a que presenta una sensibilidad mucho menor que otras técnicas analíticas como la espectrometría de absorción atómica. Esta técnica se basa en la utilización de electrodos. Concentra el plomo en un electrodo con mercurio cargado negativamente (OMS, 2020).

Por último la técnica de **espectrometría de masas** más utilizada es con fuente de plasma de acoplamiento inductivo (ICP-MS). Este método mide la relación masa/carga de los átomos y puede llegar a detectar hasta 75 elementos distintos. Pese a que cuenta con un muy buen límite de detección, tiene los inconvenientes de que requiere de técnicos de laboratorio especializados y presenta unos costes elevados (OMS, 2020).

La técnica que se utiliza con mayor frecuencia en laboratorio es la espectrometría de absorción atómica, y concretamente la EAA con llama (FAO, s.f.).

5.6. RECOMENDACIONES DE LA AUTORIDAD ESPAÑOLA DE SEGURIDAD ALIMENTARIA Y NUTRICIÓN (AESAN)

La AESAN (2012) pone de manifiesto una serie de medidas con el fin de controlar la ingestión accidental de plomo por parte de los consumidores habituales de carne de caza y lograr una mayor seguridad alimentaria. Diferencia entre niños de hasta 7 años de edad y mujeres embarazadas de la población general, así como diferencia carne picada de piezas enteras. Las medidas son las siguientes:

“Para la población vulnerable (niños-as hasta 7 años y mujeres embarazadas, planificando estarlo o en lactancia), se recomienda evitar el consumo de carne de caza silvestre o limitarlo a piezas que no hayan sido abatidas con munición de plomo”.

La AESAN pone de manifiesto esta medida debido al riesgo que supone la presencia de plomo en el organismo para el deterioro cognitivo de los niños y para el riesgo de abortos y efectos adversos en el feto. Como se ha mencionado anteriormente, los niños y las mujeres embarazadas constituyen la población más sensible.

Así mismo la AESAN también establece que:

“Para el resto de población, se recomienda:

En piezas enteras:

- Eliminar la zona del impacto, la carne decolorada, con restos de tierra, hierba, huesos o fragmentos de plomo.
- No lavar las piezas antes de eliminar las partes dañadas, ya que se puede extender la contaminación al resto de la pieza.

En carne picada:

- Limpiar la picadora entre distintas piezas, ya que los metales de la munición son blandos y pueden quedar atrapados en la máquina contaminando la carne.
- Evitar el cocinado en medio ácido (escabeche), reduciéndose así la transferencia del plomo por la presencia del vinagre.”

Los medios ácidos como el escabeche aumentan la biodisponibilidad del plomo, así como el picado y triturado de las piezas. Es conveniente retirar la zona de impacto, los balines y sus restos para reducir la probabilidad de ingestión directa. Aun así, se ha demostrado que pueden existir fragmentos muy pequeños en zonas alejadas del impacto, por lo que es posible que esta medida no elimine completamente el residuo de plomo.

Dentro de estas medidas, la AESAN también recomienda evitar o reducir al máximo el uso de este tipo de municiones y sustituirlas por materiales alternativos de forma gradual y progresiva.

5.7. ALTERNATIVAS AL USO DE PLOMO EN MUNICIONES.

El plomo (Pb) se ha utilizado durante años como base de las municiones en la caza de aves silvestres y caza mayor. Esto es debido a que es un metal barato, pesado y fácil de moldear, lo que lo convierte en una muy buena opción para la fabricación de proyectiles. A pesar de esto, el uso de este metal conlleva una problemática asociada. Los proyectiles a base de plomo comprometen el medio ambiente, contribuyen un riesgo para la integridad y la salud de la avifauna silvestre, y pueden llegar a provocar intoxicaciones en los consumidores frecuentes de carne de ave procedente de actividades cinegéticas. Existen una serie de alternativas al uso de plomo en este tipo de municiones entre las que encontramos acero, tungsteno, bismuto y cobre (EFSA, 2010; AESAN, 2012).

El **acero**. Este material es una aleación de hierro y carbono en porcentaje variable. Es un 30% más ligero y más duro que el plomo. Es menos denso que el plomo, por lo que necesita balas de mayor tamaño (Descalzo y Mateo, 2018). Es la alternativa más utilizada en humedales ante la prohibición del uso de plomo. El inconveniente es que suele llevar cromo añadido, dañino para el medioambiente. Además, su estructura aumenta el número de aves heridas frente al de aves muertas, lo que incrementa el sufrimiento del animal y dificulta la actividad (AESAN, 2012).

El **tungsteno o wolframio (W)**. Este metal al ser disparado genera un polvo que queda como residuo en el suelo, reduciendo los componentes bacterianos, incrementando la biomasa fúngica y afectando a la biodiversidad del mismo. Pese a ello y desde el punto de vista medioambiental, es un material mucho más seguro, ya que es un metal que supondría un riesgo tóxico bajo incluso a densidades muy elevadas, por encima del 96% (AESAN, 2012).

El **bismuto (Bi)**. Es bismuto es una buena opción como sustituto del plomo, ya que la presencia de trazas de bismuto en animales de experimentación no demuestra efectos adversos relevantes en su organismo. El inconveniente de este material es su fragilidad, por lo que requiere de la adición de otros materiales como el estaño para aumentar su dureza (AESAN, 2012).

El **cobre (Cu)**. El cobre es un micronutriente esencial presente de forma natural en el organismo. Es considerado un metal menos tóxico que el plomo (Thomas, 2015). Una de las grandes ventajas del cobre frente al plomo es que este no se fragmenta en el impacto, lo que reduce el riesgo de contaminación medioambiental y de ingestión accidental por parte de la fauna y del ser humano (Oltrogge, 2009; AESAN, 2012).

Pese a la existencia de alternativas viables en el mercado, el precio y la disponibilidad suponen un obstáculo para el cambio (Schulz et al., 2021.) Algunos países de la Unión Europea como Dinamarca o Países Bajos ya han prohibido la utilización de plomo en cualquier ecosistema, por lo que los cazadores deben utilizar alguna de estas alternativas para realizar sus actividades (Sevillano-Caño, 2021).

6. CONCLUSIONES

1. El uso de perdigones de plomo en los ecosistemas constituye un riesgo para el medioambiente y las aves silvestres. Se introduce en la cadena trófica y es capaz de producir intoxicaciones crónicas y subclínicas.
2. El plomo puede llegar a ser ingerido por el ser humano y animales domésticos a través del consumo de carne de caza. Produce efectos adversos en el sistema nervioso central, cardiovascular y en riñón, y es capaz de almacenarse en hueso.
3. Es recomendable adoptar una serie de medidas para disminuir o evitar la introducción de plomo en el organismo, siendo los cazadores y su entorno los más susceptibles de sufrir intoxicaciones. Hay que prestar especial atención a la población más sensible como mujeres embarazadas y niños.
4. Están presentes en el mercado algunas alternativas mucho menos tóxicas y que son viables para las actividades cinegéticas, pero apenas son utilizadas por ser más caras, más difíciles de encontrar y por su menor aceptación por parte de los cazadores.
5. En España la legislación sólo regula el uso de plomo en humedales. Igualmente se establece una normativa acerca de los niveles máximos de plomo en carne de animales domésticos, pero no de especies cinegéticas.
6. El contenido de plomo en carne de caza supera notablemente el definido por la legislación para animales domésticos. Su regulación es difícil debido al escaso control, las variaciones en cuanto a biodisponibilidad y la falta de evidencia científica.

7. El plomo suele asociarse con intoxicaciones crónicas y subclínicas, por lo que para su diagnóstico son más sensibles los métodos analíticos laboratoriales.

CONCLUSIONS

1. The use of lead shot in ecosystems constitutes a risk to the environment and wild birds. It enters the food chain and is capable of producing chronic and subclinical poisoning.
2. Lead can be ingested by humans and domestic animals through the consumption of game meat. It produces adverse effects on the central nervous system, cardiovascular system and kidney, and is capable of being stored in bone.
3. It is advisable to adopt a series of measures to reduce or avoid the introduction of lead into the body, with hunters and their environment being the most susceptible to poisoning. Special attention must be paid to the most sensitive population such as pregnant women and children.
4. There are some much less toxic alternatives on the market that are viable for hunting activities, but they are hardly used because they are more expensive, more difficult to find and because they are less accepted by hunters.
5. In Spain, legislation only regulates the use of lead in wetlands. Likewise, regulations are established regarding the maximum levels of lead in the meat of domestic animals, but not of game species.
6. The lead content in game meat significantly exceeds that defined by legislation for domestic animals. Its regulation is difficult due to poor control, variations in bioavailability and lack of scientific evidence.
7. Lead is usually associated with chronic and subclinical poisoning, so laboratory analytical methods are more sensitive for its diagnosis

7. VALORACIÓN PERSONAL.

Ya conocía desde hace tiempo algunas de los problemas asociados a la pérdida de biodiversidad y a la disminución de las poblaciones de la avifauna española. Durante la realización de otros estudios académicos, pude conocer más de cerca los motivos que provocaban el ingreso de aves silvestres en los centros de recuperación de fauna del país, siendo la mayoría provocados por el hombre. Era consciente de algunas de las causas que provocaban la entrada de aves en esos centros, pero desconocía que la ingestión de pequeños fragmentos de plomo procedentes de las actividades cinegéticas fuera una de ellas.

Algo que me ha parecido realmente interesante, es como se han detectado niveles de plomo en el organismo de seres humanos consumidores de carne de caza e incluso de algunos alimentos puestos a la venta en el mercado. Es por ello que he querido profundizar y buscar más información sobre este asunto. He podido hablar con gente cercana sobre la revisión realizada en este trabajo, algunos de ellos cercanos a la caza, y me he dado cuenta del desconocimiento que existe entre la población general, e incluso entre cazadores frecuentes.

He querido aprovechar la realización de este trabajo para abordar más de cerca este tema, y poder conocer cómo afecta realmente al ser humano y a la conservación de las especies. Este trabajo también me ha servido para conocer y aprender a moverme por las webs de algunos organismos oficiales como la EFSA o la AESAN.

En un futuro, me gustaría dedicarme a la preservación de la biodiversidad y a la recuperación de fauna silvestre, y considero que es importante cuidar de los ecosistemas, intentar preservar nuestra riqueza ambiental y poner en conocimiento las consecuencias que pueden tener nuestros actos sobre el medioambiente.

BIBLIOGRAFÍA

- Agencia Española de Seguridad Alimentaria y Nutrición (AESAN). Plomo (2023). Recuperado de https://www.aesan.gob.es/AECOSAN/web/seguridad_alimentaria/ampliacion/plomo.htm
- Base de datos Openfootox, EFSA.
- Descalzo, E., Camarero, P. R., Sánchez-Barbudo, I. S., Martínez-Haro, M., Ortiz-Santaliestra, M. E., Moreno-Opo, R., & Mateo, R. (2021). Integrating active and passive monitoring to assess sublethal effects and mortality from lead poisoning in birds of prey. *Science Of The Total Environment*, 750, 142260
- 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. Instituto de Investigación en Recursos Cinegéticos (IREC), Ciudad Real, España. 82 pp
- ECHA. (2018). Annex XV Investigation Report A review of the available information on lead in shot used in terrestrial environments, in ammunition and in fishing tackle. November, 1–94
- Fisher, I.J., Pain, D.J., Thomas, V.G. (2006). A review of lead poisoning from ammunition sources in terrestrial birds. *Biological Conservation*, 131(3).
- Friend, M. (1987). Field Guide to Wildlife Diseases. Volume I, General Field Procedures and Diseases of Migratory Birds. *US Fish and Wildlife Service, Resource Publication*, 167.
- Gil-Sánchez, J. M., Molleda, S., Sánchez-Zapata, J. A., Bautista, J., Navas, I., Godinho, R., García-Fernández, A. J., & 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.
- Green, R., & Pain, D. (2012). Potential health risks to adults and children in the UK from exposure to dietary lead in gamebirds shot with lead ammunition. *Food And Chemical Toxicology*, 50(11), 4180-4190.
- Hunt WG, Watson RT, Oaks JL, Parish CN, Burnham KK et al. (2009) Lead bullet fragments in venison from rifle-killed deer: potential for human dietary exposure. *PLoS One*, 4, 5330.
- Iqbal, S., Blumenthal, W., Kennedy, C., Yip, F. Y., Pickard, S., Flanders, W. D., Loring, K., Kruger, K., Caldwell, K. L., & Brown, M. J. (2009). Hunting with lead: Association between blood lead levels and wild game consumption. *Environmental Research*, 109(8), 952-959.
- Lumeij, J. T. (1985). Review papers: Clinicopathologic aspects of lead poisoning in birds: A review. *Veterinary Quarterly*, 7(2), 133–138.
- Martínez, A., Martínez-Larrañaga, M. R., De la Puerta, C. N., & Rodríguez, R. L. (2012). 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 de la AESAN*, 15, 131-159.
- Mateo, R., Baos, A. R., Vidal, D., Camarero, P. R., Martínez-Haro, M., Taggart, M. A. (2011). Bioaccessibility of Pb from ammunition in game meat is affected by cooking treatment. *PLoS ONE*, 6(1).
- Mateo, R., Green, A. J., 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(1), 119–126.
- Mateo, R., Vallverdú-Coll, N., López-Antia, A., Taggart, M. A., Martínez-Haro, M., Guitart, R., Ortiz-Santaliestra, M. E. (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. y Dulsat-Masvidal, M. (2023). *El plumbismo en aves terrestres en España: La contaminación por la munición de plomo más allá de las zonas húmedas*. SEO/ BirdLife, Madrid.
- Mateo R. y Kanstrup N. (2019). Regulations on lead ammunition adopted in Europe and evidence of compliance. *Ambio*. 2019 , 48(9), 989-998.
- Ministerio de Medio Ambiente (2006). *Diagnóstico de la intoxicación por plomo*. Recuperado de https://www.miteco.gob.es/content/dam/mitesco/es/biodiversidad/temas/conservacion-de-especies-amenazadas/cap1_5_tcm30-195351.pdf
- Ochiai K, Jin K, Itakura C, Goryo M, Yamashita K et al. (1992) Pathological study of lead poisoning in Whooper swans (*Cygnus Cygnus*) in Japan. *Avian Diseases*, 36, 313-323.
- Oltrogge, V. (2009). Success in developing lead-free, expanding nose centerfire bullets. In R. T. Watson, M. Fuller, M. Pokras, and W. G. Hunt (Eds.). *Ingestion of Lead from Spent Ammunition: Implications for Wildlife and Humans*. The Peregrine Fund, Boise, Idaho, USA.
- Pain, D. J., Cromie, R. L., Newth, J., Brown, M. J., Crutcher, E., Hardman, P., Hurst, L., Mateo, R., Meharg, A. A., Oran, A. C., Raab, A., Taggart, M. A., Green, R. E. (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).
journal.pone.0010315
- Pain, D. J., Green, R. E., Bates, N., Guiu, M., & Taggart, M. A. (2023). Lead concentrations in commercial dogfood containing pheasant in the UK. *Ambio*, 52(8), 1339-1349.
- Panel on Contaminants in the Food Chain (CONTAM) (2010). *Scientific Opinion on Lead in Food*. *EFSA Journal*, 8(4):1570. [151 pp.].
- Comisión de Salud Pública, Ministerio de Sanidad y consumo (1999). *Plomo. Protocolo de vigilancia sanitaria específica para los/as trabajadores/as expuestos/as a plomo*. Recuperado de <https://www.sanidad.gob.es/ciudadanos/saludAmbLaboral/docs/plomo.pdf>
- Ramírez, A. V. (2005). El cuadro clínico de la intoxicación ocupacional por plomo. *Anales de la Facultad de Medicina.*, 66(1), 57-70.
- Razmilic, B. (s.f.) Espectroscopia de absorción atómica. Recuperado de <https://www.fao.org/4/ab482s/AB482S04.htm>
- 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”, BOE núm. 143, de 15 de junio de 2001.
- 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”, DOUE núm. 364, de 20 de diciembre de 2006. (Disposición derogada).

- Reglamento (UE) 2021/57 de la Comisión, de 25 de enero de 2021, ``por el que se modifica el anexo XVII del Reglamento (CE) n.º 1907/2006 del Parlamento Europeo y del Consejo sobre el registro, evaluación y autorización de sustancias químicas, así como las restricciones aplicables a estas sustancias (REACH), en relación con el plomo en los perdigones de caza utilizados en zonas húmedas o sus alrededores``.
- 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) nº 1881/2006, DOUE núm. 119, de 5 de mayo de 2023.
- Samet, J. M., Chiu, W. A., Cogliano, V., Jinot, J., Kriebel, D., Lunn, R. M., Beland, F. A., Bero, L., Browne, P., Fritschi, L., Kanno, J., Lachenmeier, D. W., Lan, Q., Lasfargues, G., Curieux, F. L., Peters, S., Shubat, P., Sone, H., White, M. C., . . . Wild, C. P. (2019b). The IARC Monographs: Updated Procedures for Modern and Transparent Evidence Synthesis in Cancer Hazard Identification. *Journal Of The National Cancer Institute*, 112(1), 30-37.
- Schulz, J. H., Stanis, S. A. W., Morgan, M., Li, C. J., Hall, D. M., & Webb, E. B. (2021). Perspectives from natural resource professionals: Attitudes on lead ammunition risks and use of nonlead ammunition. *Journal Of Outdoor Recreation And Tourism*, 33, 100341.
- Sevillano-Caño, J., Cámara-Martos, F., Zamora-Díaz, R., & Sevillano-Morales, J. S. (2021). Lead concentration in game migratory upland bird meat: Influence of ammunition impacts and health risk assessment. *Food Control*, 124, 107835.
- Thomas VG (2015) Availability and use of lead-free shotgun and rifle cartridges in the UK with reference to regulations in other jurisdictions. In: Delahay RJ, Spray CJ (eds) Proceedings of the Oxford lead symposium. Lead ammunition: understanding and minimising the risks to human and environmental health. Edward Grey Institute, Oxford, pp 85–95
- Valverde, I., Espín, S., Navas, I., María-Mójica, P., Gil, J. M., & García-Fernández, A. J. (2019). Lead exposure in common shelduck (*Tadorna tadorna*): Tracking the success of the Pb shot ban for hunting in Spanish wetlands. *Regulatory Toxicology And Pharmacology*, 106, 147-151.
- World Health Organization (2020). *Guía breve de los métodos analíticos para determinar las concentraciones de plomo en la sangre*. (2ª ed.)