

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

Miembros del Comité Científico

Rosaura Farré Rovira, Francisco Marín Bermudo, Ana María Cameán Fernández, Alberto Cepeda Sáez, Mariano Domingo Álvarez, Antonio Herrera Marleache, Félix Lorente Toledano, M^a Rosario Martín de Santos, Emilio Martínez de Victoria Muñoz, M^a Rosa Martínez Larrañaga, Antonio Martínez López, Cristina Nerín de la Puerta, Teresa Ortega Hernández-Agero, Perfecto Paseiro Losada, Catalina Picó Segura, Rosa María Pínto Solé, Antonio Pla Martínez, Daniel Ramón Vidal, Jordi Salas Salvadó, M^a Carmen Vidal Caro

Secretario

Vicente Calderón Pascual

Número de referencia: AESAN-2012-002

Documento aprobado por el Comité Científico en su sesión plenaria de 22 de febrero de 2012

Grupo de Trabajo

Antonio Pla Martínez (Coordinador)
M^a Rosa Martínez Larrañaga
Cristina Nerín de la Puerta
Ricardo López Rodríguez (AESAN)

131

revista del comité científico 0 15

Resumen

Los efectos tóxicos que el plomo (Pb) ejerce sobre el organismo son numerosos y bien conocidos, siendo el SNC (Sistema Nervioso Central) el principal órgano diana para su toxicidad. Existen claras evidencias que indican una especial sensibilidad a los efectos neurotóxicos del Pb en niños de corta edad y en el feto. En adultos los efectos cardiovasculares y la nefrotoxicidad se han identificado como efectos críticos.

Recientemente, la Autoridad Europea de Seguridad Alimentaria (EFSA) publicó una opinión sobre la presencia de Pb en alimentos, en la que dentro del grupo de carne, productos cárnicos y despojos destacan los elevados contenidos de Pb detectados en la carne de caza. En lo que respecta a la PTWI establecida por JECFA, EFSA concluyó que ya no era apropiada.

Dado que el Reglamento (CE) N° 1831/2006 no fija límites máximos de Pb en la carne de caza y que, aunque el consumo de carne de caza silvestre por parte de la población general es bajo, ésta puede ser consumida más frecuentemente por los cazadores y sus familias, la Dirección Ejecutiva de la Agencia Española de Seguridad Alimentaria y Nutrición (AESAN) ha solicitado al Comité Científico que evalúe la situación de la eventual presencia de plomo en carne de caza silvestre en España de cara a establecer las medidas de gestión del riesgo apropiadas por parte de la Agencia.

Aunque la información disponible en España respecto al contenido de Pb en carne de caza silvestre y el consumo de dicha carne es incompleta, tras el análisis de los datos disponibles en España, se ha puesto de manifiesto que el contenido medio de Pb en las piezas de caza mayor y menor supera los límites máximos establecidos por la Unión Europea para carnes y despojos en general (no hay límites máximos específicos para estos alimentos) y dichos contenidos son similares a los encontrados en el conjunto de Europa y otros países.

El consumo de carne de caza silvestre es un hecho probado en España, si bien es más frecuente en los cazadores y sus familias, no se restringe sólo a la temporada de caza, y tampoco se debe despreciar

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

Miembros del Comité Científico Rosaura Farré Rovira, Francisco Martín Bermudo, Ana María Cameán Fernández, Alberto Cepeda Sáez, Mariano Domingo Álvarez, Antonio Herrera Marteache, Félix Lorente Toledano, Ma Rosario Martín de Santos, Emilio Martínez de Victoria Muñoz, Ma Rosa Martínez Larrañaga, Antonio Martínez López, Cristina Nerín de la Puerta, Teresa Ortega Hernández-Agero, Perfecto Paseiro Losada, Catalina Picó Segura, Rosa María Pintó Solé, Antonio Pla Martínez, Daniel Ramón Vidal, Jordi Salas Salvadó, Ma Carmen Vidal Caro

Secretario Vicente Calderón Pascual

Número de referencia: AESAN-2012-002 Documento aprobado por el Comité Científico en su sesión plenaria de 22 de febrero de 2012

Grupo de Trabajo Antonio Pla Martínez (Coordinador) Ma Rosa Martínez Larrañaga Cristina Nerín de la Puerta
Ricardo López Rodríguez (AESAN)

Resumen Los efectos tóxicos que el plomo (Pb) ejerce sobre el organismo son numerosos y bien conocidos, siendo el SNC (Sistema Nervioso Central) el principal órgano diana para su toxicidad. Existen claras evidencias que indican una especial sensibilidad a los efectos neurotóxicos del Pb en niños de corta edad y en el feto. En adultos los efectos cardiovasculares y la nefrotoxicidad se han identificado como efectos críticos. Recientemente, la Autoridad Europea de Seguridad Alimentaria (EFSA) publicó una opinión sobre la presencia de Pb en alimentos, en la que dentro del grupo de carne, productos cárnicos y despojos destacan los elevados contenidos de Pb detectados en la carne de caza. En lo que respecta a la PTWI establecida por JECFA, EFSA concluyó que ya no era apropiada.

Dado que el Reglamento (CE) No 1831/2003 no fija límites máximos de Pb en la carne de caza y que, aunque el consumo de carne de caza silvestre por parte de la población general es bajo, ésta puede ser consumida más frecuentemente por los cazadores y sus familias, la Dirección Ejecutiva de la Agencia Española de Seguridad Alimentaria y Nutrición (AESAN) ha solicitado al Comité Científico que evalúe la situación de la eventual presencia de plomo en carne de caza silvestre en España de cara a establecer las medidas de gestión del riesgo apropiadas por parte de la Agencia.

Aunque la información disponible en España respecto al contenido de Pb en carne de caza silvestre y el consumo de dicha carne es incompleta, tras el análisis de los datos disponibles en España, se ha puesto de manifiesto que el contenido medio de Pb en las piezas de caza mayor y menor supera los límites máximos establecidos por la Unión Europea para carnes y despojos en general (no hay límites máximos específicos para estos alimentos) y dichos contenidos son similares a los encontrados en el conjunto de Europa y otros países.

El consumo de carne de caza silvestre es un hecho probado en España, si bien es más frecuente en los cazadores y sus familias, no se restringe sólo a la temporada de caza, y tampoco se debe despreciar

el consumo en establecimientos de restauración así como el de productos derivados de dicha carne (salchichón, paté, etc.) por parte de la población general.

La evaluación del riesgo asociado al consumo de carne de caza silvestre en España muestra una situación prácticamente idéntica a la descrita por EFSA para el conjunto de la población europea, no pudiendo descartarse la aparición de efectos negativos en población adulta que siga una dieta rica en carne de caza silvestre.

En cuanto a las medidas de gestión que puedan tomarse respecto a la carne de caza, la fijación de límites específicos para la misma, no parece una solución adecuada debido, en primer lugar, a las grandes diferencias en el contenido en Pb en la carne de caza (incluso dentro de un mismo ejemplar) y en segundo lugar porque el control oficial de dichos alimentos sería poco efectivo, ya que la mayor parte de dicha carne se consume directamente por los cazadores y familiares sin pasar por los canales de distribución habituales para otros alimentos sujetos a regulación.

En opinión de este Comité, a la vista de la situación en España, la medida más adecuada en relación al consumo de carne de caza silvestre contaminada con Pb, como resultado de la utilización de munición de Pb, sería disminuir en lo posible la exposición al Pb por esta fuente, mediante recomendaciones específicas de consumo y preparación de los alimentos dirigidas a los grupos de población que consumen este tipo de carne y promover la sustitución y/o prohibición de la munición de Pb a favor de otras alternativas existentes.

Palabras clave

Plomo, alimentos, carne de caza, exposición, consumo, ingesta semanal tolerable, evaluación del riesgo.

Report of the Scientific Committee of the Spanish Agency for Food Safety and Nutrition (AESAN) in relation to the risk associated with the presence of lead in wild game meat in Spain.

Abstract

There are many well known toxic effects that lead (Pb) has on the body, with the CNS being its toxicity's main target. There is clear evidence that shows that young children and fetuses are particularly sensitive to the neurotoxic effects of Pb. In adults, the cardiovascular and nephrotoxic effects have been identified as critical.

Recently, the European Food Safety Authority (EFSA) published an opinion report about the presence of Pb in food, which states that within meat, meat products and offal high Pb levels have been detected in game meat. The EFSA concluded that the PTWI established by the JECFA was no longer appropriate.

The Commission Regulation (EC) No 1881/2006 does not establish any Pb limits in game meat and, although consumption of wild game meat by the general population is low, it could be consumed more by hunters and their families. With this in mind, the Executive Directors of the Spanish Agency for Food Safety and Nutrition (AESAN) has asked the Scientific Committee to assess the situation of the possible presence of lead in wild game meat in Spain in order to establish appropriate risk management measures.

el consumo en establecimientos de restauración así como el de productos derivados de dicha carne (salchichón, paté, etc.) por parte de la población general.

La evaluación del riesgo asociado al consumo de carne de caza silvestre en España muestra una situación prácticamente idéntica a la descrita por EFSA para el conjunto de la población europea, no pudiendo descartarse la aparición de efectos negativos en población adulta que siga una dieta rica en carne de caza silvestre.

En cuanto a las medidas de gestión que puedan tomarse respecto a la carne de caza, la fijación de límites específicos para la misma, no parece una solución adecuada debido, en primer lugar, a las grandes diferencias en el contenido en Pb en la carne de caza (incluso dentro de un mismo ejemplar) y en segundo lugar porque el control oficial de dichos alimentos sería poco efectivo, ya que la mayor parte de dicha carne se consume directamente por los cazadores y familiares sin pasar por los canales de distribución habituales para otros alimentos sujetos a regulación.

En opinión de este Comité, a la vista de la situación en España, la medida más adecuada en relación al consumo de carne de caza silvestre contaminada con Pb, como resultado de la utilización de munición de Pb, sería disminuir en lo posible la exposición al Pb por esta fuente, mediante recomendaciones específicas de consumo y preparación de los alimentos dirigidas a los grupos de población que consumen este tipo de carne y promover la sustitución y/o prohibición de la munición de Pb a favor de otras alternativas existentes.

Palabras clave Plomo, alimentos, carne de caza, exposición, consumo, ingesta semanal tolerable, evaluación del riesgo.

Report of the Scientific Committee of the Spanish Agency for Food Safety and Nutrition (AESAN) in relation to the risk associated with the presence of lead in wild game meat in Spain.

Abstract There are many well known toxic effects that lead (Pb) has on the body, with the CNS being its toxicity's main target. There is clear evidence that shows that young children and foetuses are particularly sensitive to the neurotoxic effects of Pb. In adults, the cardiovascular and nephrotoxic effects have been identified as critical.

Recently, the European Food Safety Authority (EFSA) published an opinion report about the presence of Pb in food, which states that within meat, meat products and offal high Pb levels have been detected in game meat. The EFSA concluded that the PTWI established by the JECFA was no longer appropriate.

The Commission Regulation (EC) No 1881/2006 does not establish any Pb limits in game meat and, although consumption of wild game meat by the general population is low, it could be consumed more by hunters and their families. With this in mind, the Executive Directors of the Spanish Agency for Food Safety and Nutrition (AESAN) has asked the Scientific Committee to assess the situation of the possible presence of lead in wild game meat in Spain in order to establish appropriate risk management measures.

Although the information available in Spain regarding the Pb content in wild game meat and its consumption is incomplete, following the analysis of data available in Spain, it has been shown that the average Pb content in pieces of large and small game exceeds the European Union general limits for meat and offal (there are no specific limits for this food) and these contents are similar to those found throughout Europe and other countries.

It has been proven that wild game meat is consumed in Spain, although it is more common in hunters and their families. It is not restricted to the hunting season, and its consumption or products that come from it, such as cured sausage or pâté, by the general public in restaurants is not negligible.

The risk assessment associated with consuming wild game meat in Spain shows a situation almost identical to the one described by the EFSA for the entire population of Europe. No negative effects can be discarded in the adult population that has diet that includes a lot of wild game meat.

Regarding managing measures that could be taken for game meat, fixing specific limits would not be an adequate solution. Firstly this is due to the big differences in Pb content (even within the same animal), and secondly because official controls for this food would not be effective enough, as most of this meat is consumed directly by the hunters and their families, without going through the usual distribution channels for food that is subject to regulations.

In this Committee's opinion, considering the situation in Spain, the most appropriate measure regarding the consumption of wild game meat that is contaminated with Pb as a result of using Pb ammunition would be to reduce the possible exposure to Pb from this source. This would be done following specific recommendations for consuming and preparing food for groups of the population that consume this type of meat, and encouraging banning Pb ammunition and/or replacing it with existing alternatives.

Key words

Lead, food, game meat, occurrence, exposure, consumption, tolerable weekly intake, risk assessment.

Abreviaturas

AESAN: Agencia Española de Seguridad Alimentaria y Nutrición.

BfR: *Bundesinstitut für Risikobewertung* (Instituto Federal Alemán para la Evaluación del Riesgo).

BMD: *Benchmark Dose* (Dosis que origina un 10% de incremento de un efecto/respuesta medible).

BMDL: Intervalo más bajo al 95% de confianza en la *benchmark dose*.

CDC: *Center for Disease Control and Prevention*.

CDEP: *Connecticut Department of Environmental Protection*.

CDPHE: *Colorado Department of Public Health and Environment*.

DG SANCO: Dirección General de Sanidad y Protección de los Consumidores.

EFSA: Autoridad Europea de Seguridad Alimentaria.

ENIDE: Encuesta Nacional de Ingesta Dietética Española.

FAO: Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación.

FERA: *The Food and Environment Research Agency*.

IARC: Agencia Internacional para la Investigación del Cáncer.

IDA: Ingesta Diaria Admisible.

JECFA: Comité Mixto FAO/OMS de Expertos en Aditivos Alimentarios.

Although the information available in Spain regarding the Pb content in wild game meat and its consumption is incomplete, following the analysis of data available in Spain, it has been shown that the average Pb content in pieces of large and small game exceeds the European Union general limits for meat and offal (there are no specific limits for this food) and these contents are similar to those found throughout Europe and other countries.

It has been proven that wild game meat is consumed in Spain, although it is more common in hunters and their families. It is not restricted to the hunting season, and its consumption or products that come from it, such as cured sausage or pâté, by the general public in restaurants is not negligible. The risk assessment associated with consuming wild game meat in Spain shows a situation almost identical to the one described by the EFSA for the entire population of Europe. No negative effects can be discarded in the adult population that has diet that includes a lot of wild game meat.

Regarding managing measures that could be taken for game meat, fixing specific limits would not be an adequate solution. Firstly this is due to the big differences in Pb content (even within the same animal), and secondly because official controls for this food would not be effective enough, as most of this meat is consumed directly by the hunters and their families, without going through the usual distribution channels for food that is subject to regulations.

In this Committee's opinion, considering the situation in Spain, the most appropriate measure regarding the consumption of wild game meat that is contaminated with Pb as a result of using Pb ammunition would be to reduce the possible exposure to Pb from this source. This would be done following specific recommendations for consuming and preparing food for groups of the population that consume this type of meat, and encouraging banning Pb ammunition and/or replacing it with existing alternatives.

Key words Lead, food, game meat, occurrence, exposure, consumption, tolerable weekly intake, risk assessment.

Abreviaturas AESAN: Agencia Española de Seguridad Alimentaria y Nutrición. BfR: Bundesinstitut für Risikobewertung (Instituto Federal Alemán para la Evaluación del Riesgo). BMD: Benchmark Dose (Dosis que origina un 10% de incremento de un efecto/respuesta medible). BMDL: Intervalo más bajo al 95% de confianza en la benchmark dose. CDC: Center for Disease Control and Prevention. CDEP: Connecticut Department of Environmental Protection. CDPHE: Colorado Department of Public Health and Environment. DG SANCO: Dirección General de Sanidad y Protección de los Consumidores. EFSA: Autoridad Europea de Seguridad Alimentaria. ENIDE: Encuesta Nacional de Ingesta Dietética Española. FAO: Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. FERA: The Food and Environment Research Agency. IARC: Agencia Internacional para la Investigación del Cáncer. IDA: Ingesta Diaria Admisible. JECFA: Comité Mixto FAO/OMS de Expertos en Aditivos Alimentarios.

LB: *Lower Bound* (Estimación de límite inferior).

LD50: Dosis letal 50.

LOD: Límite de detección.

LOQ: Límite de cuantificación.

MARM: Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.

MOE: Margen de Exposición.

OMS: Organización Mundial de la Salud.

Pb: Plomo.

p.c.: Peso corporal.

PNIR: Plan Nacional de Investigación de Residuos.

PTWI: Ingesta Semanal Tolerable Provisional.

SAF: *Sampling Adjustment Factor* (Factor de ajuste de muestra).

SCF: Comité Científico de la Alimentación Humana.

UB: *Upper Bound* (Estimación de límite superior).

LB: Lower Bound (Estimación de límite inferior). LD50: Dosis letal 50. LOD: Límite de detección. LOQ: Límite de cuantificación. MARM: Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. MOE: Margen de Exposición. OMS: Organización Mundial de la Salud. Pb: Plomo. p.c.: Peso corporal. PNIR: Plan Nacional de Investigación de Residuos. PTWI: Ingesta Semanal Tolerable Provisional. SAF: Sampling Adjustment Factor (Factor de ajuste de muestra). SCF: Comité Científico de la Alimentación Humana. UB: Upper Bound (Estimación de límite superior).

Introducción

El plomo (Pb) es un contaminante presente en el medioambiente de forma natural o como consecuencia de diversas actividades antropogénicas. Puede encontrarse tanto en forma orgánica como inorgánica, siendo la forma inorgánica la predominante en el medioambiente (EFSA, 2010). La acumulación de Pb en los suelos y las aguas superficiales depende de varios factores como pueden ser el pH, la composición mineral o la cantidad y tipo de materia orgánica presente.

La exposición humana al Pb es a través de los alimentos, agua, aire, suelo y polvo, siendo los alimentos la principal fuente de exposición.

Los efectos tóxicos que el Pb ejerce sobre el organismo son numerosos y bien conocidos, siendo el SNC el principal órgano diana para su toxicidad, particularmente el cerebro en desarrollo. Existen claras evidencias que indican una especial sensibilidad a los efectos neurotóxicos del Pb en niños de corta edad y en el feto. En adultos los efectos cardiovasculares y la nefrotoxicidad se han identificado como efectos críticos.

Los compuestos inorgánicos de Pb han sido clasificados por la Agencia Internacional para la Investigación del Cáncer (IARC) como probablemente carcinogénicos para los humanos (IARC, 2006).

La presencia de Pb en los alimentos y bebidas ha sido objeto de sucesivas evaluaciones. Así, en 1986 el Comité Mixto FAO/OMS de Expertos en Aditivos Alimentarios (JECFA) estableció una ingesta semanal tolerable provisional (PTWI) de 0,025 mg Pb/kg p.c. (OMS, 1986), valor que posteriormente fue revaluado y confirmado en 1999 por JECFA. Asimismo, el Comité Científico de la Alimentación Humana (SCF) expresó una opinión en 1989 donde refrendó la PTWI establecida por JECFA (SCF, 1989), mientras que en una opinión posterior sobre el contenido de Pb en alimentos y bebidas destacó la necesidad de reevaluar la toxicidad de este metal (SCF, 1992). Posteriormente, en 2004 la Comisión Europea llevó a cabo una reevaluación de la exposición en base a los nuevos datos disponibles. Los resultados obtenidos sirvieron de base para establecer y actualizar los contenidos máximos de Pb en los productos alimenticios (EFSA, 2010).

Recientemente, la Autoridad Europea de Seguridad Alimentaria (EFSA) ha publicado una opinión sobre la presencia de Pb en alimentos. Uno de los objetivos de dicha opinión fue evaluar si, en base a los nuevos datos disponibles, la PTWI de 0,025 mg Pb/kg p.c. establecida por JECFA se considera todavía como apropiada (EFSA, 2010). Para llevar a cabo el estudio, EFSA evaluó unos 140.000 datos sobre los contenidos de Pb en varios grupos de alimentos y agua de red, proporcionados por 14 Estados miembros y Noruega.

Los resultados obtenidos por EFSA mostraron que la exposición dietética al plomo en el caso de un consumidor medio adulto oscila entre 0,36 µg Pb/kg p.c./día (límite inferior para el país con la menor exposición media) y 1,24 µg Pb/kg p.c./día (límite superior para el país con la mayor exposición media), mientras que en el caso de grandes consumidores los resultados obtenidos oscilaron entre 0,73 y 2,43 µg Pb/kg p.c., respectivamente. En lo que respecta a la PTWI establecida por JECFA, EFSA concluye que ya no es apropiada, utilizando un enfoque basado en el margen de exposición para llevar a cabo la caracterización del riesgo (EFSA, 2010).

Entre los grupos de alimentos que contribuyen en mayor medida a la exposición al Pb destacan los productos a base de cereales, las patatas, los cereales (excepto el arroz), los platos a base de mezclas de cereales, las verduras de hoja y el agua de red.

Introducción El plomo (Pb) es un contaminante presente en el medioambiente de forma natural o como consecuencia de diversas actividades antropogénicas. Puede encontrarse tanto en forma orgánica como inorgánica, siendo la forma inorgánica la predominante en el medioambiente (EFSA, 2010). La acumulación de Pb en los suelos y las aguas superficiales depende de varios factores como pueden ser el pH, la composición mineral o la cantidad y tipo de materia orgánica presente.

La exposición humana al Pb es a través de los alimentos, agua, aire, suelo y polvo, siendo los alimentos la principal fuente de exposición.

Los efectos tóxicos que el Pb ejerce sobre el organismo son numerosos y bien conocidos, siendo el SNC el principal órgano diana para su toxicidad, particularmente el cerebro en desarrollo. Existen claras evidencias que indican una especial sensibilidad a los efectos neurotóxicos del Pb en niños de corta edad y en el feto. En adultos los efectos cardiovasculares y la nefrotoxicidad se han identificado como efectos críticos.

Los compuestos inorgánicos de Pb han sido clasificados por la Agencia Internacional para la Investigación del Cáncer (IARC) como probablemente carcinogénicos para los humanos (IARC, 2006).

La presencia de Pb en los alimentos y bebidas ha sido objeto de sucesivas evaluaciones. Así, en 1986 el Comité Mixto FAO/OMS de Expertos en Aditivos Alimentarios (JECFA) estableció una ingesta semanal tolerable provisional (PTWI) de 0,025 mg Pb/kg p.c. (OMS, 1986), valor que posteriormente fue revaluado y confirmado en 1999 por JECFA. Asimismo, el Comité Científico de la Alimentación Humana (SCF) expresó una opinión en 1989 donde refrendó la PTWI establecida por JECFA (SCF, 1989), mientras que en una opinión posterior sobre el contenido de Pb en alimentos y bebidas destacó la necesidad de reevaluar la toxicidad del este metal (SCF, 1992). Posteriormente, en 2004 la Comisión Europea llevó a cabo una reevaluación de la exposición en base a los nuevos datos disponibles. Los resultados obtenidos sirvieron de base para establecer y actualizar los contenidos máximos de Pb en los productos alimenticios (EFSA, 2010).

Recientemente, la Autoridad Europea de Seguridad Alimentaria (EFSA) ha publicado una opinión sobre la presencia de Pb en alimentos. Uno de los objetivos de dicha opinión fue evaluar si, en base a los nuevos datos disponibles, la PTWI de 0,025 mg Pb/kg p.c. establecida por JECFA se considera todavía como apropiada (EFSA, 2010). Para llevar a cabo el estudio, EFSA evaluó unos 140.000 datos sobre los contenidos de Pb en varios grupos de alimentos y agua de red, proporcionados por 14 Estados miembros y Noruega.

Los resultados obtenidos por EFSA mostraron que la exposición dietética al plomo en el caso de un consumidor medio adulto oscila entre 0,36 µg Pb/kg p.c./día (límite inferior para el país con la menor exposición media) y 1,24 µg Pb/kg p.c./día (límite superior para el país con la mayor exposición media), mientras que en el caso de grandes consumidores los resultados obtenidos oscilaron entre 0,73 y 2,43 µg Pb/kg p.c., respectivamente. En lo que respecta a la PTWI establecida por JECFA, EFSA concluye que ya no es apropiada, utilizando un enfoque basado en el margen de exposición para llevar a cabo la caracterización del riesgo (EFSA, 2010).

Entre los grupos de alimentos que contribuyen en mayor medida a la exposición al Pb destacan los productos a base de cereales, las patatas, los cereales (excepto el arroz), los platos a base de mezclas de cereales, las verduras de hoja y el agua de red.

Asimismo, dentro del grupo de carne, productos cárnicos y despojos destacan los elevados contenidos de Pb detectados en la carne de caza con un contenido máximo que puede llegar a 867,0 mg Pb/kg (Tabla 1).

Tabla 1. Contenidos de plomo en carne de caza							
Categoría alimento	N	<LOD*	Concentración de plomo (mg/kg)				
			P5	Mediana	Media	P95	Maximo
Carne de caza	2.521	59,4%	LB*	LB	LB	LB	LB
			0,0000	0,0000	3,137	1,525	867,0
			UB*	UB	UB	UB	UB
			0,0060	0,0200	3,153	1,525	867,0

*LOD: límite de detección, *LB: estimación de límite inferior, *UB: estimación de límite superior, *SAF: factor de ajuste de muestra. **Fuente:** (EFSA, 2010).

No obstante, el Reglamento (CE) N° 1881/2006 (UE, 2006) no fija límites máximos de Pb para la carne de caza (Tabla 2).

Tabla 2. Contenidos máximos de plomo en carne y despojos establecidos por el Reglamento (CE) N° 1881/2006	
Productos alimenticios	Contenidos máximos de plomo
Carne (excluidos los despojos) de bovinos, ovinos, cerdos y aves de corral	0,10 mg/kg peso fresco
Despojos de bovinos, ovinos, cerdos y aves de corral	0,50 mg/kg peso fresco

Fuente: (UE, 2006).

En lo que respecta a la carne de caza y su clasificación, el Reglamento (CE) N° 853/2004 (UE, 2004) establece las siguientes definiciones:

- Caza silvestre: los ungulados y lagomorfos silvestres, así como otros mamíferos terrestres que se cazan para el consumo humano y son considerados caza silvestre con arreglo a la legislación aplicable en el Estado miembro de que se trate, incluidos los mamíferos que viven en territorios cerrados en condiciones de libertad similares a las de los animales de caza silvestre, y las aves silvestres cazadas para el consumo humano.
- Caza de cría: las ratites de cría y los mamíferos terrestres de cría distintos de los mencionados en el punto 1.2 (ungulados domésticos).
- Caza menor silvestre: las aves de caza silvestres y los lagomorfos que viven en libertad.
- Caza mayor silvestre: los mamíferos terrestres salvajes que viven en libertad y que no entran en la definición de caza menor silvestre.

En España, la práctica de la caza se ha ido generalizando entre todas las capas de la población. En este sentido, Ontiveros (1991) indica que como uno de los indicadores del aumento de la actividad cinegética-

Asimismo, dentro del grupo de carne, productos cárnicos y despojos destacan los elevados contenidos de Pb detectados en la carne de caza con un contenido máximo que puede llegar a 867,0 mg Pb/ kg (Tabla 1).

Tabla 1. Contenidos de plomo en carne de caza

Categoría alimento N <LODa Concentración de plomo (mg/kg)

P5 Mediana Media P95 Máximo SAFd

Carne de caza 2.521 59,4% LBb LB LB LB LB 0,2%

0,0000 0,0000 3,137 1,525 867,0

UBc UB UB UB UB

0,0060 0,0200 3,153 1,525 867,0

aLOD: límite de detección, bLB: estimación de límite inferior, cUB: estimación de límite superior, dSAF: factor de ajuste de muestra. Fuente: (EFSA, 2010).

No obstante, el Reglamento (CE) No 1881/2006 (UE, 2006) no fija límites máximos de Pb para la carne de caza (Tabla 2).

Tabla 2. Contenidos máximos de plomo en carne y despojos establecidos por el Reglamento (CE) No 1881/2006

Productos alimenticios Contenidos máximos de plomo

Carne (excluidos los despojos) de bovinos, ovinos, 0,10 mg/kg peso fresco

cerdos y aves de corral

Despojos de bovinos, ovinos, cerdos y aves 0,50 mg/kg peso fresco

de corral

Fuente: (UE, 2006).

En lo que respecta a la carne de caza y su clasificación, el Reglamento (CE) No 853/2004 (UE, 2004) establece las siguientes definiciones:

- Caza silvestre: los ungulados y lagomorfos silvestres, así como otros mamíferos terrestres que se cazan para el consumo humano y son considerados caza silvestre con arreglo a la legislación aplicable en el Estado miembro de que se trate, incluidos los mamíferos que viven en territorios cerrados en condiciones de libertad similares a las de los animales de caza silvestre, y las aves silvestres cazadas para el consumo humano.
- Caza de cría: las ratites de cría y los mamíferos terrestres de cría distintos de los mencionados en el punto 1.2 (ungulados domésticos).
- Caza menor silvestre: las aves de caza silvestres y los lagomorfos que viven en libertad.
- Caza mayor silvestre: los mamíferos terrestres salvajes que viven en libertad y que no entran en la definición de caza menor silvestre.

En España, la práctica de la caza se ha ido generalizando entre todas las capas de la población. En este sentido, Ontiveros (1991) indica que como uno de los indicadores del aumento de la actividad cinegética-

ca en España se puede utilizar el número de licencias de caza que de 1940 a 1987 pasaron de 139.918 en 1946, el número más bajo de este periodo, a 1.283.353 en 1987, lo que supone un incremento de más de un millón de licencias. Asimismo, según datos del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (MARM, 2009) y la *Federation of Associations for Hunting and Conservation of the EU* (FACE, 2010) el número de licencias de caza en España en 2009 era de 980.000 (1.041.360 según el MARM), siendo el segundo país de la Unión Europea con mayor número de licencias de caza tras Francia (Francia: 1.331.000, Reino Unido: 800.000, Italia: 750.000, Alemania: 351.000). Asimismo, el número total de terrenos cinegéticos en España en 2008 era de 29.102.494 ha, mientras que el número de capturas en 2008 ascendió a cerca de 16 millones (MARM, 2010). Respecto a las causas del "boom" cinegético en España, se destaca la idoneidad de parte del territorio para esta actividad, la adecuación de las estructuras agrarias de buena parte de la montaña media española para los acotados de caza y al papel desencadenante y primordial que la crisis agraria de la sierra española desempeñó en la configuración del "boom" cinegético (Ontiveros, 1991).

En lo que respecta al consumo de carne de caza en España, se destaca que este tipo de carne es consumida frecuentemente por los cazadores y sus familias, no estando restringida su ingesta a la temporada de caza dado que las piezas cazadas pueden ser congeladas y consumidas a lo largo de todo el año (Mateo et al., 2011). Además, cabe la posibilidad de que las piezas de caza sean distribuidas a establecimientos de restauración.

Dado que el Reglamento (CE) N° 1831/2006 no fija límites máximos de Pb en la carne de caza y que, aunque el consumo de la misma carne por parte de la población general es bajo, ésta puede ser consumida más frecuentemente por los cazadores y sus familias, la Dirección Ejecutiva de la Agencia Española de Seguridad Alimentaria y Nutrición (AESAN) ha solicitado al Comité Científico que evalúe la situación de la eventual presencia de plomo en carne de caza silvestre en España de cara a establecer las medidas de gestión del riesgo apropiadas por parte de la Agencia.

Plomo

1. Absorción, distribución y excreción

La absorción del Pb inorgánico ingerido desde el tracto gastrointestinal depende tanto de factores fisiológicos (por ejemplo: edad, embarazo, etc.) como de las características fisicoquímicas de las partículas ingeridas (tamaño, solubilidad, etc.). La presencia de alimentos disminuye la absorción de compuestos de Pb solubles en agua. Además, la absorción de dichos compuestos es mayor en niños que en adultos (EFSA, 2010).

En el caso de los niños, la absorción de Pb se ve afectada por su estado nutricional de hierro, dado que una baja ingesta de éste y un estado de hierro deficiente se han asociado a un incremento de la concentración de Pb en sangre (Watson et al., 1986). Asimismo, se ha observado la existencia de una relación inversa entre la ingesta dietética de calcio y la concentración de Pb en sangre, de tal forma que la absorción de Pb es mayor en niños con una ingesta deficiente de calcio (EFSA, 2010).

Una vez absorbido, el Pb es transportado en la sangre dentro de los eritrocitos y transferido posteriormente a los tejidos blandos, incluidos el hígado y los riñones, y al tejido óseo donde se acumula con la edad. La vida media para el Pb inorgánico en sangre y huesos es de aproximadamente 30 días

ca en España se puede utilizar el número de licencias de caza que de 1940 a 1987 pasaron de 139.918 en 1946, el número más bajo de este periodo, a 1.283.353 en 1987, lo que supone un incremento de más de un millón de licencias. Asimismo, según datos del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (MARM, 2009) y la Federation of Associations for Hunting and Conservation of the EU (FACE, 2010) el número de licencias de caza en España en 2009 era de 980.000 (1.041.360 según el MARM), siendo el segundo país de la Unión Europea con mayor número de licencias de caza tras Francia (Francia: 1.331.000, Reino Unido: 800.000, Italia: 750.000, Alemania: 351.000). Asimismo, el número total de terrenos cinegéticos en España en 2008 era de 29.102.494 ha, mientras que el número de capturas en 2008 ascendió a cerca de 16 millones (MARM, 2010). Respecto a las causas del “boom” cinegético en España, se destaca la idoneidad de parte del territorio para esta actividad, la adecuación de las estructuras agrarias de buena parte de la montaña media española para los acotados de caza y al papel desencadenante y primordial que la crisis agraria de la sierra española desempeñó en la configuración del “boom” cinegético (Ontiveros, 1991).

En lo que respecta al consumo de carne de caza en España, se destaca que este tipo de carne es consumida frecuentemente por los cazadores y sus familias, no estando restringida su ingesta a la temporada de caza dado que las piezas cazadas pueden ser congeladas y consumidas a lo largo de todo el año (Mateo et al., 2011). Además, cabe la posibilidad de que las piezas de caza sean distribuidas a establecimientos de restauración.

Dado que el Reglamento (CE) No 1881/2006 no fija límites máximos de Pb en la carne de caza y que, aunque el consumo de la misma carne por parte de la población general es bajo, ésta puede ser consumida más frecuentemente por los cazadores y sus familias, la Dirección Ejecutiva de la Agencia Española de Seguridad Alimentaria y Nutrición (AESAN) ha solicitado al Comité Científico que evalúe la situación de la eventual presencia de plomo en carne de caza silvestre en España de cara a establecer las medidas de gestión del riesgo apropiadas por parte de la Agencia.

Plomo 1. Absorción, distribución y excreción La absorción del Pb inorgánico ingerido desde el tracto gastrointestinal depende tanto de factores fisiológicos (por ejemplo: edad, embarazo, etc.) como de las características fisicoquímicas de las partículas ingeridas (tamaño, solubilidad, etc.). La presencia de alimentos disminuye la absorción de compuestos de Pb solubles en agua. Además, la absorción de dichos compuestos es mayor en niños que en adultos (EFSA, 2010).

En el caso de los niños, la absorción de Pb se ve afectada por su estado nutricional de hierro, dado que una baja ingesta de éste y un estado de hierro deficiente se han asociado a un incremento de la concentración de Pb en sangre (Watson et al., 1986). Asimismo, se ha observado la existencia de una relación inversa entre la ingesta dietética de calcio y la concentración de Pb en sangre, de tal forma que la absorción de Pb es mayor en niños con una ingesta deficiente de calcio (EFSA, 2010).

Una vez absorbido, el Pb es transportado en la sangre dentro de los eritrocitos y transferido posteriormente a los tejidos blandos, incluidos el hígado y los riñones, y al tejido óseo donde se acumula con la edad. La vida media para el Pb inorgánico en sangre y huesos es de aproximadamente 30 días

y entre 10 y 30 años, respectivamente. La excreción tiene lugar, principalmente, a través de la orina y las heces.

2. Toxicidad

De forma general, no se han observado efectos adversos para salud tras una única ingesta, habiéndose establecido para las sales de Pb una LD50 oral (dosis letal 50%) con valores superiores a 2.000 mg/kg p.c.

La toxicidad crónica del Pb se considera la más relevante para los humanos, dada la elevada vida media del Pb en el organismo. En la primera evaluación del Pb realizada por el Comité Mixto FAO/OMS de Expertos en Aditivos Alimentarios (OMS, 1972) se estableció una Ingesta Semanal Tolerable Provisional (PTWI) de 50 µg Pb/kg p.c./semana considerando todas las fuentes de exposición al Pb 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 en consideración a su mayor sensibilidad. Asumiendo que los alimentos contribuyen en un 50% a la ingesta diaria de Pb se derivó una TDI de 18 µg para niños de 0-6 meses y de 27 µg para niños de 0,5-2 años. En 1993, el JECFA (OMS, 1993) revaluó el Pb y propuso una PTWI de 25 µg Pb/kg p.c./semana para toda la población (niños y adultos). En el año 2010, el Panel de Contaminantes en la Cadena Alimentaria de EFSA (EFSA, 2010) concluyó que, de acuerdo con los últimos hallazgos en la investigación de los efectos del Pb, la PTWI vigente hasta entonces de 25 µg Pb/kg p.c./semana (3,6 µg 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 Pb que incluyen neurotoxicidad en el desarrollo y nefrotoxicidad en adultos. A la misma conclusión llegó el Comité JECFA en su 73 reunión celebrada en junio del 2010 (OMS, 2011).

Los estudios y modelos experimentales llevados a cabo en animales han puesto de manifiesto que la exposición crónica a bajas concentraciones de Pb causa neurotoxicidad (EFSA, 2010).

En el caso de los humanos, las concentraciones elevadas de Pb pueden provocar daños en el SNC, fundamentalmente, y en los órganos internos, reduciendo además la capacidad para formar nuevas células sanguíneas. En el caso de los adultos, los riñones son los órganos más sensibles a la exposición crónica al Pb, mientras que en el caso de los niños menores de 7 años es el sistema nervioso, suponiendo además una especial amenaza en el caso de niños menores de 1 año y niños de corta edad (BfR, 2011). En este sentido, se ha identificado en adultos la presencia de concentraciones relativamente bajas de Pb en sangre asociadas a una elevada presión sistólica y enfermedad renal crónica (EFSA, 2010).

La neurotoxicidad asociada al Pb en adultos afecta al procesamiento de información, causa síntomas psiquiátricos y perjudica la destreza manual. En el caso de los niños, numerosas evidencias han puesto de manifiesto que la neurotoxicidad del Pb afecta en mayor grado a los cerebros en desarrollo frente a los cerebros maduros. Así, se han asociado concentraciones elevadas de Pb en sangre con una reducción del coeficiente intelectual y de las funciones cognitivas en niños menores de 7 años (EFSA, 2010). Similares conclusiones son aplicables en el caso de los fetos. Además, durante el embarazo pueden estar expuestos a un contenido de Pb superior al proporcionado por la madre a través de la ingesta de alimentos, dado que si la madre no tiene un aporte suficiente de calcio a través de la dieta, se puede liberar el almacenado en sus huesos junto con el Pb dando lugar a una exposición adicional a éste tanto para el feto como para la madre (BfR, 2011).

y entre 10 y 30 años, respectivamente. La excreción tiene lugar, principalmente, a través de la orina y las heces.

2. Toxicidad De forma general, no se han observado efectos adversos para salud tras una única ingesta, habiéndose establecido para las sales de Pb una LD50 oral (dosis letal 50%) con valores superiores a 2.000 mg/kg p.c. La toxicidad crónica del Pb se considera la más relevante para los humanos, dada la elevada vida media del Pb en el organismo. En la primera evaluación del Pb realizada por el Comité Mixto FAO/ OMS de Expertos en Aditivos Alimentarios (OMS, 1972) se estableció una Ingesta Semanal Tolerable Provisional (PTWI) de 50 µg Pb/kg p.c./semana considerando todas las fuentes de exposición al Pb 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 en consideración a su mayor sensibilidad. Asumiendo que los alimentos contribuyen en un 50% a la ingesta diaria de Pb se derivó una TDI de 18 µg para niños de 0-6 meses y de 27 µg para niños de 0,5-2 años. En 1993, el JECFA (OMS, 1993) revaluó el Pb y propuso una PTWI de 25 µg Pb/kg p.c./semana para toda la población (niños y adultos). En el año 2010, el Panel de Contaminantes en la Cadena Alimentaria de EFSA (EFSA, 2010) concluyó que, de acuerdo con los últimos hallazgos en la investigación de los efectos del Pb, la PTWI vigente hasta entonces de 25 µg Pb/kg p.c./semana (3,6 µg 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 Pb que incluyen neurotoxicidad en el desarrollo y nefrotoxicidad en adultos. A la misma conclusión llegó el Comité JECFA en su 73 reunión celebrada en junio del 2010 (OMS, 2011).

Los estudios y modelos experimentales llevados a cabo en animales han puesto de manifiesto que la exposición crónica a bajas concentraciones de Pb causa neurotoxicidad (EFSA, 2010).

En el caso de los humanos, las concentraciones elevadas de Pb pueden provocar daños en el SNC, fundamentalmente, y en los órganos internos, reduciendo además la capacidad para formar nuevas células sanguíneas. En el caso de los adultos, los riñones son los órganos más sensibles a la exposición crónica al Pb, mientras que en el caso de los niños menores de 7 años es el sistema nervioso, suponiendo además una especial amenaza en el caso de niños menores de 1 año y niños de corta edad (BfR, 2011). En este sentido, se ha identificado en adultos la presencia de concentraciones relativamente bajas de Pb en sangre asociadas a una elevada presión sistólica y enfermedad renal crónica (EFSA, 2010). La neurotoxicidad asociada al Pb en adultos afecta al procesamiento de información, causa síntomas psiquiátricos y perjudica la destreza manual. En el caso de los niños, numerosas evidencias han puesto de manifiesto que la neurotoxicidad del Pb afecta en mayor grado a los cerebros en desarrollo frente a los cerebros maduros. Así, se han asociado concentraciones elevadas de Pb en sangre con una reducción del coeficiente intelectual y de las funciones cognitivas en niños menores de 7 años (EFSA, 2010). Similares conclusiones son aplicables en el caso de los fetos. Además, durante el embarazo pueden estar expuestos a un contenido de Pb superior al proporcionado por la madre a través de la ingesta de alimentos, dado que si la madre no tiene un aporte suficiente de calcio a través de la dieta, se puede liberar el almacenado en sus huesos junto con el Pb dando lugar a una exposición adicional a éste tanto para el feto como para la madre (BfR, 2011).

En lo que respecta a la carcinogenicidad, los estudios llevados a cabo han mostrado que concentraciones elevadas de Pb pueden inducir tumores en roedores (EFSA, 2010). En el caso de los humanos, el Pb se ha clasificado como probablemente carcinogénico (Grupo 2A) en base a la evidencia limitada de carcinogenicidad en humanos y la evidencia suficiente en animales (IARC, 2006). Por otro lado, los datos de genotoxicidad indican que el Pb puede ser una genotoxina indirecta débil. No obstante se considera, en general, que es poco probable que la exposición al Pb a través de los alimentos represente un riesgo de cáncer significativo.

Presencia de plomo en la carne de caza

En la caza de aves acuáticas la munición de Pb ha empezado a ser sustituida por otros tipos de munición dado que numerosos estudios han puesto de manifiesto que la intoxicación por este elemento es responsable de una creciente mortalidad de este tipo de aves, debido a la ingestión por éstas de perdigones procedentes de las actividades de la caza y el tiro deportivo. En España, el Real Decreto 581/2001 prohíbe la tenencia y el uso de munición que contenga Pb 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. La referida prohibición alcanza también a las zonas húmedas que sean objeto de protección conforme a cualquiera de las figuras de espacios naturales protegidos legalmente establecidas.

No obstante, la munición de Pb se sigue empleando en muchos países para otro tipo de caza mayor y menor. Por otro lado, diversos autores indican que, debido al uso de este tipo de munición, la carne de caza puede contener cantidades variables de Pb en forma de pequeños fragmentos, dado que esta munición tiende a fragmentarse cuando impacta contra la presa dispersándose a lo largo de la herida y alojándose en los tejidos. Estos fragmentos pueden constituir una fuente de exposición dietética al Pb 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 (Johansen et al., 2001) (Haldimann et al., 2002) (Bjerregaard et al., 2004) (Hunt et al., 2009) (Mateo et al., 2011). Esta exposición dietética al Pb depende de diversos factores como son la frecuencia y cantidad de carne consumida, el grado de fragmentación y trayectoria de la munición utilizada, el cuidado con que se elimina la carne alrededor de la herida o los tratamientos culinarios a los que se someta la carne, dado que un tratamiento ácido de la carne puede facilitar la disolución del Pb (Hunt et al., 2009). Algunos de estos factores se analizan a continuación.

1. Contenido de plomo en carne de caza (factores determinantes)

Número de perdigones o fragmentos de plomo

La contaminación de la carne de caza como consecuencia de la fragmentación del Pb contenido en la munición utilizada se ha puesto de manifiesto en numerosos estudios. La concentración de Pb está relacionada con el número de perdigones y/o fragmentos en la carne o vísceras. Cuanto mayor sea éste mayor suele ser la concentración de Pb en las muestras analizadas.

Falandysz (1994) ya lo demostró en piezas de caza mayor capturadas entre 1987 y 1991 en el norte de Polonia. Este hecho se ha confirmado posteriormente en otros países y en otras especies de caza mayor (Tsuji et al., 2009) (Knott et al., 2010) y en aves (Pain et al., 2010). En España, Mateo et al.

En lo que respecta a la carcinogenicidad, los estudios llevados a cabo han mostrado que concentraciones elevadas de Pb pueden inducir tumores en roedores (EFSA, 2010). En el caso de los humanos, el Pb se ha clasificado como probablemente carcinogénico (Grupo 2A) en base a la evidencia limitada de carcinogenicidad en humanos y la evidencia suficiente en animales (IARC, 2006). Por otro lado, los datos de genotoxicidad indican que el Pb puede ser una genotoxina indirecta débil. No obstante se considera, en general, que es poco probable que la exposición al Pb a través de los alimentos represente un riesgo de cáncer significativo.

Presencia de plomo en la carne de caza En la caza de aves acuáticas la munición de Pb ha empezado a ser sustituida por otros tipos de munición dado que numerosos estudios han puesto de manifiesto que la intoxicación por este elemento es responsable de una creciente mortalidad de este tipo de aves, debido a la ingestión por éstas de perdigones procedentes de las actividades de la caza y el tiro deportivo. En España, el Real Decreto 581/2001 prohíbe la tenencia y el uso de munición que contenga Pb 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. La referida prohibición alcanza también a las zonas húmedas que sean objeto de protección conforme a cualquiera de las figuras de espacios naturales protegidos legalmente establecidas.

No obstante, la munición de Pb se sigue empleando en muchos países para otro tipo de caza mayor y menor. Por otro lado, diversos autores indican que, debido al uso de este tipo de munición, la carne de caza puede contener cantidades variables de Pb en forma de pequeños fragmentos, dado que esta munición tiende a fragmentarse cuando impacta contra la presa dispersándose a lo largo de la herida y alojándose en los tejidos. Estos fragmentos pueden constituir una fuente de exposición dietética al Pb 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 (Johansen et al., 2001) (Haldimann et al., 2002) (Bjerregaard et al., 2004) (Hunt et al., 2009) (Mateo et al., 2011). Esta exposición dietética al Pb depende de diversos factores como son la frecuencia y cantidad de carne consumida, el grado de fragmentación y trayectoria de la munición utilizada, el cuidado con que se elimina la carne alrededor de la herida o los tratamientos culinarios a los que se someta la carne, dado que un tratamiento ácido de la carne puede facilitar la disolución del Pb (Hunt et al., 2009). Algunos de estos factores se analizan a continuación.

1. Contenido de plomo en carne de caza (factores determinantes) Número de perdigones o fragmentos de plomo La contaminación de la carne de caza como consecuencia de la fragmentación del Pb contenido en la munición utilizada se ha puesto de manifiesto en numerosos estudios. La concentración de Pb está relacionada con el número de perdigones y/o fragmentos en la carne o vísceras. Cuanto mayor sea éste mayor suele ser la concentración de Pb en las muestras analizadas.

Falandysz (1994) ya lo demostró en piezas de caza mayor capturadas entre 1987 y 1991 en el norte de Polonia. Este hecho se ha confirmado posteriormente en otros países y en otras especies de caza mayor (Tsuji et al., 2009) (Knott et al., 2010) y en aves (Pain et al., 2010). En España, Mateo et al.

(2011) han estudiado el contenido y fragmentación del Pb en perdices rojas, encontrando que las muestras con perdigones o pequeños fragmentos de metal mostraron un mayor contenido de Pb que aquellas en las que no se detectaron perdigones o fragmentos. En el caso de las aves, las elevadas concentraciones de Pb detectadas pueden tener como origen otras fuentes distintas de los perdigones utilizados para cazarlas como puede ser la ingesta de perdigones (Kreager et al., 2008) o la presencia de otras fuentes locales de exposición al Pb. No obstante, estas posibles contribuciones parecen ser pequeñas dado que, generalmente, en las aves las mayores concentraciones de plomo de otro origen se localizan en los huesos y en tejidos (hígado y riñón) mientras que las concentraciones más bajas se encuentran en músculo y grasa, que son los tejidos que se consumen y utilizan en estos estudios (Pain et al., 2010).

Influencia del cocinado

La influencia del cocinado sobre la concentración final de Pb en la carne consumida se ha demostrado en diferentes estudios. Los animales de caza menor (principalmente perdices, conejos y codornices) se cocinan a menudo con vinagre (escabeche), habiéndose puesto de manifiesto que este tipo de cocinado puede incrementar la transferencia de Pb procedente de los residuos de munición alojada en la carne (Mateo et al., 2007). Así, algunos estudios ponen de manifiesto que las partículas metálicas de Pb presentes en la carne de caza pueden ser disueltas dando lugar a que las sales de Pb solubles generadas contaminen partes de la carne que de lo contrario estarían libres del metal. Además, estas sales pueden ser más biodisponibles, e implican un riesgo mayor que las partículas metálicas de Pb (Mateo et al., 2007) (Pain et al., 2010). En este sentido, se destaca el estudio realizado por Mateo et al. (2011) basado en una simulación *in vitro* para comparar la bioaccesibilidad de los residuos de la munición de Pb presente en la carne de perdices rojas cocinadas mediante diferentes recetas (vinagre, vino blanco) con el objeto de proporcionar a los consumidores de carne de caza información sobre como reducir su exposición al plomo mediante cambios en las prácticas de cocinado. La conclusión de este estudio fue que el cocinado de la carne de caza menor en condiciones ácidas (escabeche) aumenta la concentración final de Pb en las carnes consumidas y su bioaccesibilidad.

Biodisponibilidad del plomo presente en la carne de caza

Como se ha visto anteriormente la biodisponibilidad del Pb presente en la carne de caza menor aumenta con algunos tratamientos culinarios. Sin embargo, hay datos que indican que la biodisponibilidad del Pb en la carne de caza mayor es elevada, aunque no se someta a dichos tratamientos. En este sentido, Hunt et al. (2009) determinaron la incidencia y biodisponibilidad de los fragmentos de Pb presentes en carne de ciervo. Una prueba más de la biodisponibilidad del Pb presente en la carne de caza es la asociación entre el consumo de carne de caza y los niveles de plomo en sangre que se ha demostrado en numerosos estudios (Lévesque et al., 2003) (CDC, 2005) (Tsuji et al., 2008a, 2008b) (Hunt et al., 2009) (Iqbal et al., 2009). En todos ellos se puso de manifiesto que las concentraciones de Pb en sangre fueron siempre mayores en los individuos que consumían carne de caza respecto a las personas no consumidoras. Sin embargo, algunos estudios indican, por el contrario, que el consumo frecuente de carne de caza silvestre no tiene un efecto significativo sobre las concentraciones de Pb en sangre (Haldimann et al., 2002).

(2011) han estudiado el contenido y fragmentación del Pb en perdices rojas, encontrando que las muestras con perdigones o pequeños fragmentos de metal mostraron un mayor contenido de Pb que aquellas en las que no se detectaron perdigones o fragmentos. En el caso de las aves, las elevadas concentraciones de Pb detectadas pueden tener como origen otras fuentes distintas de los perdigones utilizados para cazarlas como puede ser la ingesta de perdigones (Kreager et al., 2008) o la presencia de otras fuentes locales de exposición al Pb. No obstante, estas posibles contribuciones parecen ser pequeñas dado que, generalmente, en las aves las mayores concentraciones de plomo de otro origen se localizan en los huesos y en tejidos (hígado y riñón) mientras que las concentraciones más bajas se encuentran en músculo y grasa, que son los tejidos que se consumen y utilizan en estos estudios (Pain et al., 2010).

Influencia del cocinado La influencia del cocinado sobre la concentración final de Pb en la carne consumida se ha demostrado en diferentes estudios. Los animales de caza menor (principalmente perdices, conejos y codornices) se cocinan a menudo con vinagre (escabeche), habiéndose puesto de manifiesto que este tipo de cocinado puede incrementar la transferencia de Pb procedente de los residuos de munición alojada en la carne (Mateo et al., 2007). Así, algunos estudios ponen de manifiesto que las partículas metálicas de Pb presentes en la carne de caza pueden ser disueltas dando lugar a que las sales de Pb solubles generadas contaminen partes de la carne que de lo contrario estarían libres del metal. Además, estas sales pueden ser más biodisponibles, e implican un riesgo mayor que las partículas metálicas de Pb (Mateo et al., 2007) (Pain et al., 2010). En este sentido, se destaca el estudio realizado por Mateo et al. (2011) basado en una simulación in vitro para comparar la bioaccesibilidad de los residuos de la munición de Pb presente en la carne de perdices rojas cocinadas mediante diferentes recetas (vinagre, vino blanco) con el objeto de proporcionar a los consumidores de carne de caza información sobre como reducir su exposición al plomo mediante cambios en las prácticas de cocinado. La conclusión de este estudio fue que el cocinado de la carne de caza menor en condiciones ácidas (escabeche) aumenta la concentración final de Pb en las carnes consumidas y su bioaccesibilidad.

Biodisponibilidad del plomo presente en la carne de caza Como se ha visto anteriormente la biodisponibilidad del Pb presente en la carne de caza menor aumenta con algunos tratamientos culinarios. Sin embargo, hay datos que indican que la biodisponibilidad del Pb en la carne de caza mayor es elevada, aunque no se someta a dichos tratamientos. En este sentido, Hunt et al. (2009) determinaron la incidencia y biodisponibilidad de los fragmentos de Pb presentes en carne de ciervo. Una prueba más de la biodisponibilidad del Pb presente en la carne de caza es la asociación entre el consumo de carne de caza y los niveles de plomo en sangre que se ha demostrado en numerosos estudios (Lévesque et al., 2003) (CDC, 2005) (Tsuji et al., 2008a, 2008b) (Hunt et al., 2009) (Iqbal et al., 2009). En todos ellos se puso de manifiesto que las concentraciones de Pb en sangre fueron siempre mayores en los individuos que consumían carne de caza respecto a las personas no consumidoras. Sin embargo, algunos estudios indican, por el contrario, que el consumo frecuente de carne de caza silvestre no tiene un efecto significativo sobre las concentraciones de Pb en sangre (Haldimann et al., 2002).