LA CONTAMINACIÓN POR MUNICIÓN DE PLOMO EN EUROPA: EL PLUMBISMO AVIAR Y LAS IMPLICACIONES EN LA SEGURIDAD DE LA CARNE DE CAZA

Esther Descalzo y Rafael Mateo

© de los textos: sus autores
© de las fotografías: sus autores
© de la edición: Universidad de Castilla-La Mancha

Edita: Ediciones de la Universidad de Castilla-La Mancha

Colección ATNEA número 13

D.O.I.: http://doi.org/10.18239/atena.13.2018

Esta obra se encuentra bajo una licencia internacional Creative Commons BY-NC-ND 4.0. Cualquier forma de reproducción, distribución, comunicación pública o transformación de esta obra no incluida en la licencia Cretative Commons BY-NC-ND 4.0 solo puede ser realizada con la autorización expresa de los titulares, salvo excepción prevista por la ley. Puede Vd. acceder al texto completo de la licencia en este enlace: https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/deed.es

LA CONTAMINACIÓN POR MUNICIÓN DE PLOMO EN EUROPA: EL PLUMBISMO AVIAR Y LAS IMPLICACIONES EN LA SEGURIDAD DE LA CARNE DE CAZA

Esther Descalzo y Rafael Mateo

Instituto de Investigación en Recursos Cinegéticos (IREC), CSIC-UCLM-JCCM

Ronda de Toledo 12, 13005 Ciudad Real, España

www.irec.es

Octubre de 2018

GOBIERNO DE ESPAÑA
MINISTERIO DE AGRICULTURA Y PESCA, ALIMENTACIÓN Y MEDIO AMBIENTE

AGRADECIMIENTOS

Este informe ha sido desarrollado para WWF España, y subvencionado por el MAPAMA, en el marco de la Convocatoria de 2017 de subvenciones a entidades del tercer sector u organizaciones no gubernamentales que desarrollen actividades de interés general consideradas de interés social en materia de investigación científica y técnica de carácter medioambiental. Queremos agradecer a todos los investigadores que desde 1991 han colaborado con nosotros en el estudio del plumbismo aviar: Abbott, R., Acevedo, P., Aguilar-Serrano, J.M., Alvarez-Lloret, P., Baos, A.R., Baos, R., Belliure, J., Bertolero, A., Beyer, W.N., Blanco, J.M., Bonet, A., Brown, M.J., Cadenas, R., Camarero, P.R., Cardiel, I.E., Castaño, C., Cerradelo, S., Crespo, E., Cristòfol, C., Cromie, R.L., Crutcher, E., De Francisco, O.N., Dolz, J.C., Domínguez, L., Donazar, J. A., Estrada, J., Ferrandis, P., Figuerola, J., Gangoso, L., Gerique, C., Green A.J., Green, R.E., Grifols, J., Guitart, R., Gutiérrez, V., Hardman, P., Hillström, L., Hiraldo, F., Hoffman, D.J., Höfle, U., Hurst, L., Jeske, C.V., Jiménez-Moreno, M., Lefranc, H., Llorente, G., Lopez-Antia, A., López-Serrano, F.R., Máñez, M., Mañosa, S., Martínez, F., Martínez-Duro, E., Martinez-Haro, M., Martínez-Vilalta, A., Mateo-Tomás, P., Meharg, A. A., Mentaberre, G., Molina, R., Mondain-Monval J.-Y., Monsalve, L., Moran, A.C., Mougeot, F., Muñoz, E., Newth, J., Olea, P.P., Ortiz-Santaliestra, M. E., Pain, D.J., Paquet, J-Y., Petkov, N., Puig-Casado, P., Raab, A., Ramis, A., Reglero, M., Riera, X., Rodríguez Martín-Doimeadios, R., Rodríguez-de la Cruz, M., Rodriguez-Estival, J., Rodríguez-Navarro, A. A., Rodríguez-Ramos Fernández, J., Sánchez-Barbudo, I.S., Santiago-Moreno, J., Spann, J.W., Svanberg, F., Taggart, M.A., Thomas, V.G., To-Figueras, J., Torra, M., Urios, V., Vallverdú-Coll, N., Vidal, D.

Cómo citar este informe:

Descalzo, E., Mateo, R. 2018. La contaminación por munición de plomo en Europa: el plumbismo aviary las implicaciones en la seguridad de la carne de caza. Instituto de Investigación en Recursos Cinegéticos (IREC), Ciudad Real, España. 82 pp.

Foto portada. Radiogradía de porrón común (*Aythya ferina*) cazado y con numerosos perdigones en su molleja. Autor foto: R. Mateo.

INDICE

- **RESUMEN** 4
- **INTRODUCCIÓN** 6
- **EFECTOS DEL PLOMO EN LAS AVES** 7
- **INGESTIÓN DE PERDIGONES DE PLOMO EN AVES ACUÁTICAS** 8
  - ***Tipos de caza en aves acuáticas*** 8
  - ***Densidad de perdigones en humedales*** 8
  - ***Prevalencia de ingestión de perdigones*** 13
  - ***Mortalidad en aves acuáticas*** 15
  - ***Impacto en especies amenazadas y tendencia poblacional*** 23
- **INGESTIÓN DE PERDIGONES DE PLOMO EN AVES TERRESTRES GRANÍVORAS** 26
  - ***Tipos de caza para aves terrestres y densidad de perdigones*** 26
  - ***Prevalencia de ingestión de perdigones y niveles de plomo*** 27
- **INGESTIÓN DE PERDIGONES DE PLOMO Y FRAGMENTOS DE BALAS EN AVES DE PRESA** 30
  - ***Presencia de munición de plomo incrustada en presas*** 30
  - ***Exposición al plomo y casos de intoxicación en aves de presa*** 33
- **CONTAMINACIÓN POR PLOMO DE LA CARNE DE CAZA Y EXPOSICIÓN EN LOS CONSUMIDORES HUMANOS** 47
  - ***Contaminación por plomo en la carne de caza*** 47
  - ***Exposición al plomo en humanos a través del consumo de carne de caza*** 49
  - ***Evaluación del riesgo de exposición a partir de los niveles de plomo en la carne de caza*** 51
- **MUNICIONES ALTERNATIVAS SIN PLOMO** 54
- **REGULACIÓN DEL USO DE MUNICIÓN DE PLOMO** 56
  - ***Prohibición de la munición de plomo en Europa*** 56
  - ***Cumplimiento de la prohibición*** 64
- **BIBLIOGRAFIA** 66

RESUMEN

La intoxicación a causa de la ingestión de munición de plomo en aves silvestres es conocida en Europa desde finales del siglo XIX. Desde entonces son numerosos los estudios realizados para conocer su impacto en diversos grupos de aves, en especial aves acuáticas y rapaces. La caza desde puestos fijos, tanto en humedales como en ecosistemas terrestres conduce a la acumulación de altas densidades de perdigones en el sedimento o el suelo que pueden ser después ingeridos por las aves acuáticas, los galliformes y otros grupos de aves. A su vez, la munición de plomo (perdigones y fragmentos de balas) que queda alojada en las piezas de caza disparadas constituye la vía de intoxicación de las aves rapaces y carroñeras que se alimentan de estas presas malheridas o de sus carroñas. En esta revisión actualizamos la información publicada sobre la exposición a la munición de plomo en las aves silvestres en Europa, así como los datos existentes sobre la contaminación de la carne de caza por el plomo de esta munición con el fin de conocer sus implicaciones en seguridad alimentaria y salud pública. Por último, hemos revisado la información existente hasta la fecha sobre la regulación de la munición de plomo en los países europeos y los acuerdos internacionales que obligan a las partes firmantes a avanzar en la eliminación del plomo en la actividad cinegética.

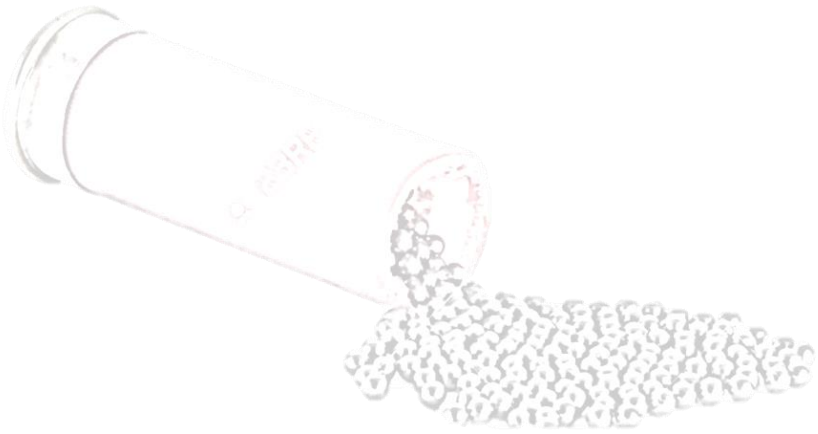

Foto 1. Contenido de la molleja del porrón común (*Aythya ferina*) de la radiografía de la portada. Aparecen separados los diferentes tamaños de grit (alrededor), los perdigones de hacer (centro izquierda) y los perdigones de plomo (centro derecha). Autor foto: R. Mateo.

INTRODUCCIÓN

Las aves pueden estar expuestas a diferentes fuentes de plomo, como sedimentos contaminados por la actividad minera (Beyer et al. 2000; Mateo et al. 2006; Martínez-Haro et al. 2013), pintura con plomo (Sileo y Ferer 1987) o pesos de plomo usados en la pesca (Birkhead 1983). No obstante, la causa más frecuente de intoxicación clínica por plomo en las aves silvestres es la ingestión de munición de plomo utilizada para cazar (Thomas 1982; Sanderson y Bellrose 1986; Locke y Friend 1992; Pain 1992; Sanderson 1992; Guitart et al. 1999; Fisher et al. 2006; Tranel y Kimmel 2009; Delahay y Spray 2015). Existen dos motivos por los que las aves ingieren munición de plomo en aves. El primero de ellos lo encontramos en las aves con un estómago muscular desarrollado (molleja), como el de las aves acuáticas o las aves granívoras (faisanes, perdices o palomas), que se alimentan normalmente de materia vegetal o animales con exoesqueleto y que necesitan ingerir regularmente gastrolitos ("grit") para romper y triturar el alimento (Pain 1990a, 1990b; Gionfrido y Best 1999; Figuerola et al. 2005). Los perdigones de plomo que se acumulan en zonas de caza son ingeridos por estas especies al ser confundidos partículas de "grit" (Foto 1; Trost 1981; Pain 1990a, 1990b; Moore et al. 1998; Mateo y Guitart 2000; Martínez-Haro et al. 2011a). La segunda causa de ingestión de munición de plomo es frecuente en aves de presa, depredadoras o carroñeras que se alimentan de cadáveres con munición de plomo incrustada en su cuerpo, tanto perdigones como fragmentos de balas (Kenntner et al. 2001; Fisher et al. 2006; Pain et al. 2014). Aunque en algunos casos, los perdigones de plomo o fragmentos de bala son regurgitados en las egagrópilas, la absorción de parte de este metal pesado durante la digestión de la comida puede ser suficiente para llegar a intoxicara al ave (Mateo 2009). A estas dos fuentes se sumarían otras vías de exposición algo menos relevantes, como puede ser la ingestión de presas intoxicadas por plomo, es decir, que ya han incorporado el plomo absorbido a sus tejidos (ver Mateo et al. 2014) y la liberación de plomo a partir de perdigones alojados en el cuerpo de las aves disparadas (Berny et al. 2017).

La intoxicación del plomo en aves por ingestión de munición de plomo fue descrita en Europa a finales del siglo XIX en faisán común (*Phasianus colchicus*) en Reino Unido (Calvert 1876). No fue hasta la segunda mitad del siglo pasado cuando aparecieron los primeros estudios sobre la intoxicación por plomo en aves acuáticas europeas en Francia

(Hoffmann 1960; Hovette 1971, 1972), Reino Unido (Olney 1960; Beer y Stanley 1965), Italia (del Bono 1970) y países escandinavos (Erne y Borg 1969; Danell y Anderson 1975; Holt et al. 1978). Los primeros casos de intoxicación en aves de presa en Europa se registraron en los años 80 en aves de cetrería y aves silvestres (MacDonald et al. 1983; Lumeji et al. 1985).

Esta revisión, que actualiza la información disponible en Mateo (2009), engloba los datos disponibles sobre intoxicación y exposición al plomo debido al uso de este tipo de munición en España y Europa, principalmente.

EFECTOS DEL PLOMO EN LAS AVES

Una vez que el plomo es absorbido permanece en la sangre aproximadamente dos semanas. En este tiempo parte del plomo puede ser excretado, pero otra parte permanece en los tejidos blandos (hígado y riñón) durante varias semanas y finalmente se deposita en los huesos, en los que permanece durante años (Pokras y Kneeland 2009; Gasparik et al. 2012). La Tabla 1 resume los niveles de plomo en tejidos asociados con diferentes grados de exposición/intoxicación en aves. Existen numerosos estudios sobre los efectos del plomo en las aves silvestres (Fisher et al. 2006; Mateo 2009). El plomo produce cambios y efectos adversos en la sangre y el aparato circulatorio (Pain 1989; Martínez-Haro et al. 2011b), el sistema nervioso (Mateo et al. 2003a), el aparato digestivo (Plouzeau et al. 2011), la función inmune (Vallverdú-Coll et al. 2015, 2016a; Prüter et al. 2018), la reproducción (Rodríguez et al. 2010; Vallverdú-Coll et al. 2016a, 2016b) y el metabolismo del hueso (Gangoso et al. 2009; Álvarez-Lloret et al. 2014). Los signos clínicos encontrados en aves intoxicadas por plomo han sido generalmente anemia, pérdida de peso, heces acuosas con coloración verde, distensión del proventrículo y postura caída (Redig et al. 1980; Mateo et al. 1998b; Pain et al. 2014). En esta revisión no profundizaremos en estos aspectos de la fisiopatología de la intoxicación por plomo en aves, pero más detalles de este tema están disponibles en Martínez-Haro (2010) y Vallverdú-Coll (2016).

Tabla 1. Concentraciones de plomo en tejidos de aves asociadas a diferentes grados de exposición/intoxicación.

Muestra	Unidades	Grupo de aves	Nivel de exposición			
			Basal	Subclínica	Clínica	Grave-Letal
Sangre[a]	µg/dl (≈ppb)	Anseriformes	<20	20-50	50-100	>100
		Falconiformes	<20	20-50	50-100	>100
		Columbiformes	<20	20-200	200-300	>300
Hígado[a]	µg/g (ppm) p.f.	Anseriformes	<2	2-6	6-10	>10
		Falconiformes	<2	2-6	6-10	>10
		Columbiformes	<2	2-6	6-15	>15
	µg/g (ppm) p.s.	Anseriformes	<6	6-18	18-30	>30
		Falconiformes	<6	6-18	18-30	>30
		Columbiformes	<6	6-18	18-45	>45
Hueso[b]	µg/g (ppm) p.s.	Anseriformes	<10	10-20		>20

[a]Franson y Pain 2011; [b]Pain 1996; p.f.: peso fresco; p.s.: peso seco.

INGESTIÓN DE PERDIGONES DE PLOMO EN AVES ACUÁTICAS

Tipos de caza en aves acuáticas. La forma en que se practica la caza en el humedal va a determinar el riesgo de exposición al plomo en las aves acuáticas. Existen varias modalidades de caza que dependen de la especie y del humedal. Por ejemplo, en el caso de la focha común (*Fulica atra*) se lleva a cabo una técnica conocida en algunas zonas de España como "barreig", que consiste en acorralar a las aves con las embarcaciones para obligarlas a volar sobre el círculo de cazadores situados en las barcas o en las orillas del humedal. En la caza practicada en algunos arrozales del Delta del Ebro, los cazadores suelen cebar con grano durante toda la temporada de caza para atraer a las aves, y generalmente, la caza se lleva a cabo durante las 4 noches entorno a cada luna llena de la temporada (Mateo et al. 2013). En Reino Unido, los estanques se ceban repetidamente para atraer a las aves, ya que estas regresan al amanecer y atardecer desde sus lugares de descanso diurnos en los estuarios o en grandes masas de agua (Thomas 1982). Otro tipo de caza específico de Doñana es la que se realizaba con la ayuda de un caballo, "cabresto", con el que se seguía a las bandadas de patos en la marisma para cazarlas con armas capaces de disparar grandes cargas de perdigones (Chapman y Buck 1893). En general, las modalidades practicadas desde puestos fijos durante muchos años y en las que las aves son atraídas con grano son las que conllevan un mayor riesgo de ingestión de perdigones en las aves.

Densidad de perdigones en humedales. Las mayores densidades de perdigones de plomo han sido encontradas en zonas donde la actividad cinegética era más intensa, desde puestos fijos y durante periodos de tiempo largos (Mateo 2009). Se estima que la

persistencia de los perdigones de plomo en el suelo varía entre 30 y 300 años dependiendo de las características y usos del suelo (Jørgensen y Willems 1987). Guitart y Mateo (2006) estimaron que alrededor de 50 t de perdigones de plomo eran depositadas al año en humedales de España, mientras que en el total del territorio español llegaría a las 6.000 t. En Italia, donde se calcula una deposición en humedales de 148 t, la cifra para el conjunto de su territorio llega a las 25.000 t (Bianchi et al. 2011).

En varios países del mundo se ha estudiado la densidad de perdigones en el sedimento de humedales, observándose algunas de las densidades más altas en la Laguna de Medina (España), con valores medios de 399 perdigones/m^2 en los 30 cm superiores del sedimento (Mateo et al. 2007a). También en diversos humedales de Dinamarca, Francia y España han sido detectadas densidades medias de más de 100 perdigones/m^2 en los 20 cm superiores del sedimento (Tabla 2). En el caso de Dinamarca conviene destacar que Petersen y Meltofte (1979) encontraron densidades de perdigones de plomo de hasta 2.045 perdigones/m^2 en zonas de aguas poco profundas. En la mayoría de los humedales de Reino Unido, han sido observadas densidades medias de entre 10 y 50 perdigones/m^2 (Table 2).

Más recientemente, han sido descritas densidades de perdigones medias de hasta 23,6 perdigones/m^2 en humedales del NE de Bulgaria (Mateo et al. 2016). En Italia, Bianchi et al. (2011) han observado que en las marismas de Padule di Fucecchio (Toscana) las densidades de perdigones en sedimento se relacionan positivamente con el tiempo que se ha practicado la caza en cada zona y que la densidad en algunas zonas llegaba a ser de 311 perdigones/m^2 en los 10 cm superiores del sedimento. Fuera de Europa, debemos destacar que la intoxicación por plomo ha empezado a ser estudiada en Argentina en la última década, habiéndose detectado densidades de entre 5,5 y 141 perdigones/m^2 en arrozales (Romano et al. 2016).

Si bien la intensidad de caza de aves acuáticas va a acompañada de una acumulación importante de perdigones en los humedales, las mayores densidades han estado descritas en humedales en los que hay instalados campos de tiro deportivo. Smit et al. (1988a) encontró entre 400 y 2.195 perdigones/m^2 en campos de tiro al plato en los Países Bajos. En el lago Neagh (Irlanda), O'Halloran et al. (1988b) detectó densidades de 2.400 perdigones/m^2 en los 5 cm superiores del suelo a lo largo de 100 m de la orilla frente a un sitio de tiro de paloma y en el lecho del lago hasta 60 m desde la orilla.

También en el Parque Natural de El Hondo (España), un campo de tiro fue el origen de una densidad de 1.432 perdigones/m^2 en una de sus marismas estacionales (Bonet et al. 2004). En estos lugares con alta densidad de perdigones también debe ser tenida en cuenta la contaminación del suelo con plomo originada por la munición que puede afectar de forma más amplia al ecosistema (Binkowski 2017; Rodríguez-Seijo et al. 2017; Marisussen et al., 2017a, 2017b).

Aunque no hay información sobre la densidad de perdigones de plomo en diversos países europeos, podríamos decir que para el conjunto de Europa las densidades de perdigones en sedimento más elevadas han sido detectadas en áreas de invernada de aves acuáticas de la región Mediterránea, donde las aves se concentran en un número limitado de humedales que además están sujetos a una fuerte presión cinegética (Figura 1) (Mateo 2009).

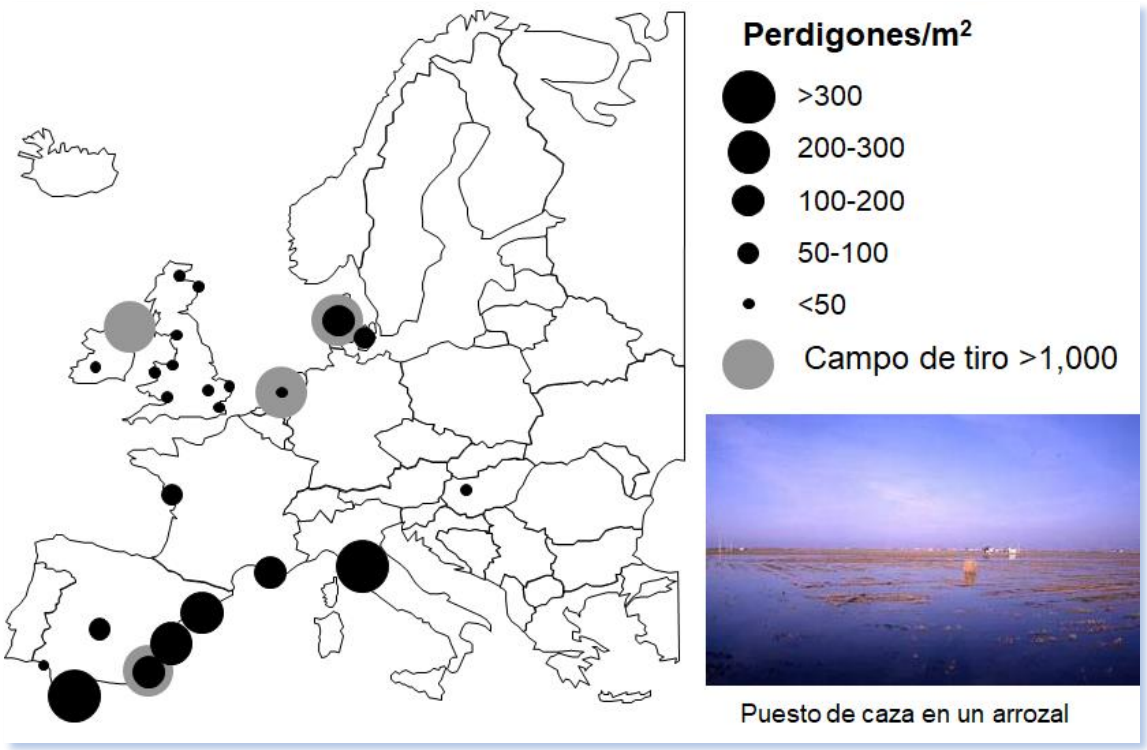

Figura 1. Densidades de perdigones de plomo en humedales debido a la caza deportiva y de aves acuáticas. Actualizada a partir de Mateo (2009).

Tabla 2. Densidad de perdigones de plomo en humedales europeos con caza de aves acuáticas. Actualizada a partir de Mateo (2009).

País	Area	Zona	Profundidad (cm)	Año	Perdigones/m²
Irlanda	Cork	Kilcolman W. R.	-	1985-86[a]	7
Reino Unido	Moray/Beauly F.	Longman Bay	15	1981-82[b]	nd
		Lentral Point			2,57
		Easter Lovat			nd
	Loch of Strathbeg	Starnakeppie			2,04
		Back Bar			10,29
		Savoch Burn mouth			7,18
		Savoch Farm			2,04
		Starnafin			3,11
	Caelaverock	The Merse			3,95
	Gayton Sands	Marsh End			nd
		Railing Flash			9,77
	Llyn Ystumllyn	The marsh			3,04
	Gloucestershire	Flight pond			30
		Saul Warth			5,45
		The Pill meadow			9,44
		The Pill mud			3,04
	Elmley	Shellfleet Creek			7,44
		Shellfleet Creek			4,88
		Brick fields			13,08
	Norfolk	Flight pond 1			26,8
		Flight pond 2			8,22
	Ouse Washes	The washes			16,0
Dinamarca	Western Jutland	Agger Fjord	20	1978[c]	14,1
		Thyborøn Fjord			0
		Harboøre Fjord			25,9
		Ringkøbing Fjord			35,7
		Ho Bugt			0
	Ringkøbing Fjord	Klægbankenlag Fjordd			53,3
		Haurvig Grund			12,2
		Skjern Åś munding			65,8
		Tipperne øst			88,3
		Tippersande			166,8
		Tipperne vest			183,7
		Nymindestrømmen			145,9
	Sjælland, Køge	Ølsemagle Revle			70,0
Holanda	Overissjel	Ketelmeer	7	1979-84[d]	20,2
	Zuid-Holland	Beninger Slikken			18,6
					14,0
	Zuid-Holland	Dordtsche Biesboch			23,1
					43,5
Hungría	Six areas	Ce.	-	-[e]	0,60
		So.			10,41
		Cs.			5,71
		Ur.			0,07
		Vá.			2,58
		Al.			1,82
Bulgaria	Dobrich	Durankulak	5	2016[p]	23,6
		Eagle Marsh			14,1

País	Area	Zona	Profundidad (cm)	Año	Perdigones/m²
		Shabla Tuzla			<7
Francia	Camargue	Mejanes 1	15-20	1987[f]	6,4
		Mejanes 2			41,9
		North Vaccares 1			6,4
		North Vaccares 2			nd
		North Vaccares 3			25
		Fangouse 1			6,4
		Fangouse 2			26,4
		Cameroun			6,4
		Pebre			170,3
		Beluge			12,7
		Tortue			nd
		Paty			199,5
		Consecan 1			nd
		Consecan 2			nd
		La Saline			83,9
	Lac de Grand Lieu	La Morne	5	1988[g]	80
		La Ségnaigerie 1			46
		La Ségnaigerie 1		1989	50
España	Delta de l'Ebre	Buda Island 1	20	1991[h]	28,2
		Buda Island 2		1992[h]	54,5
		Canal Vell rice			6,0
		Buda Island 3		1993[i]	97,1
		Encanyissada			266,1
		Punta de la Banya			nd
		La Llanada			48,5
		L'Aufacada		1996[j]	82,7
		Migjorn			13,9
		Dacsa			66,5
	Tablas de Daimiel	Puesto del Rey		1993[k]	99,4
	Alb. de València	Sueca		1993[k]	287,5
	El Hondo	Embalse de Levante		1993[k,l]	163,0
		Charca Sur			123,6
	Lagunas Cádiz-Sevilla	Medina 1	10	2002[m]	148,3
		Medina 2	30		398,9
		Salada del Puerto	10		58,9
		Chica del Puerto			12,1
		Jeli de Chiclana			21,6
		Zorrilla de Espera		2001[m]	26,7
		Taraje de Sevilla		2002[m]	8,5
	Marismas del Guadalquivir	Salinas de Sanlúcar		2002[m]	18,3
		Santa Olalla		2001[m]	11,8
		Lucio de Marilópez		2002[m]	nd
		Veta la Palma		2002[m]	nd
		Brazo del Este		2001[m]	24,6
		L. Caraviruelas	15	1993[k]	14,4
		Hato Blanco		1997k	nd
		C. de los Ánsares	20	1997[n]	16,2
		L. Caballero	15	1997º	7,2
Italia	Toscana	Pad. Di Fucecchio	10	2007-08[q]	0-311

[a]O'Halloran et al. 1988b; [b]Mudge 1984; [c]Peterson y Meltofte 1979; [d]Smit et al. 1988a; [e]Imre 1994; [f]Pain 1991a; [g]Mauvais y Pinault 1993; [h]Guitart et al. 1994a; [i]Mateo et al. 1997b, [j] Mateo 1998; [k]Mateo et al. 1998a, [l]Bonet et al. 1995; [m]Mateo et al. 2007a, [n]2000a; [o]Mateo y Taggart 2007; [p]Mateo et al. 2016; [q]Bianchi et al. 2011. nd= no detectados

Prevalencia de ingestión de perdigones. Las prevalencias de ingestión de perdigones de plomo han sido estudiadas en diferentes países europeos desde 1957 (Figura 2, Tablas 3a, 3b). En España empezaron a haber estudios ya a finales de los años 70, basados en el examen de la molleja de aves abatidas durante la caza (Llorente 1984). Al igual que las densidades de perdigones de plomo en sedimento, las elevadas prevalencias de ingestión en aves acuáticas invernantes pertenecen a las aves muestreadas en áreas de la región Mediterránea, en el caso de Europa (Figura 2). Una tendencia latitudinal similar en la prevalencia de ingestión de perdigones también se pudo observar en Norte América, donde las prevalencias en la costa del Golfo de México son en general superiores a las de otras zonas de la ruta migratoria (Sanderson y Bellrose 1986).

El ánade azulón (*Anas platyrhynchos*) puede ser una especie bioindicadora de la intoxicación por plomo porque está ampliamente distribuida en el mundo y su prevalencia de ingestión de perdigones es bastante alta comparada con otras especies de aves acuáticas. La prevalencia media de ingestión de perdigones de plomo en ánades azulones del norte de Europa ha estado entre el 2,2% en Holanda y el 10,9% en Noruega, y el valor medio es de 3,6% para un tamaño de muestra de 8.683 individuos disparados o capturados (Tabla 3a, Figura 2). En el centro y sur de Europa, la prevalencia de perdigones ingeridos en ánades azulones varía aún más, con 3,6% en Portugal y 36,4% en Grecia, con un valor general medio de 17,9% para 12.244 individuos (Mateo 2009; Tabla 3b). En estudios más recientes, Martinez-Haro et al. (2010) recogieron 56 ánades azulones abatidos en el Delta del Ebro entre 2007-2008, detectando que el 28,6% de los ánades analizados habían ingerido perdigones de plomo, siendo este valor similar a los obtenidos antes de la regulación del perdigón de plomo. Más adelante, tras la prohibición del perdigón de plomo en humedales españoles en 2001, ha sido posible observar una disminución de la prevalencia de ingestión de perdigones de plomo en ánades azulones del Delta del Ebro (del 30,2% en 1991-96 al 15,5% en 2007-12; Mateo et al. 2014). En un estudio reciente, Plessl et al. (2017) describen en base al análisis de plomo en hígado una prevalencia de exposición anormal del 3,9% en ánade azulón en Austria (n=77). En Polonia, Binkowski y Sawicka-Kapusta (2015) encuentraban en base al análisis de plomo en sangre una elevada exposición en el 8% de ánades azulones y

fochas; y Binkowski et al. (2016) detectaban niveles elvados de plomo en sangre en el 46% de los cisnes vulgares, si bien el análisis de isótopos estables no indicaba que su origen estuviese en el perdigón existente en ese momento en el mercado. En otro estudio llevado a cabo por Lucia et al. (2010) destaca la elevada exposición al plomo en ánsar común en humedales del suroeste de Francia (los nueve animales analizados mostraban >5 µg/g p.s.).

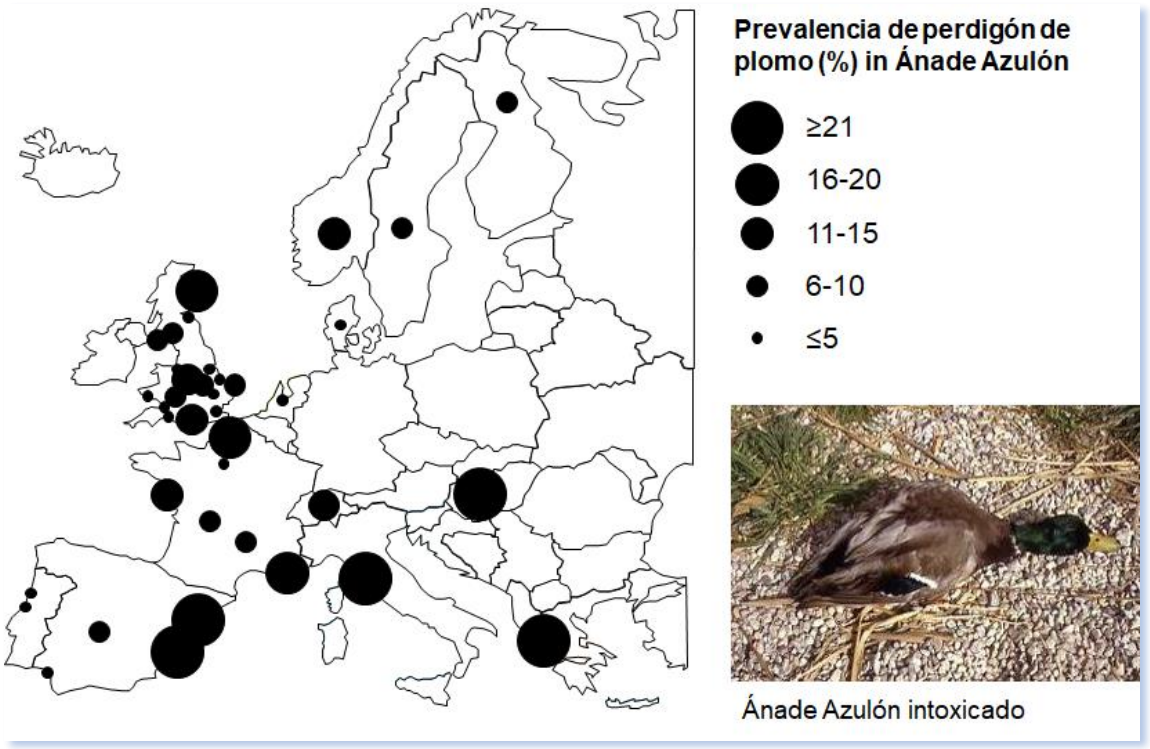

Figura 2. Prevalencia de ingestión de perdigones de plomo en ánade azulón (*Anas platyrhynchos*) en diferentes humedales europeos. Actualizada a partir de Mateo (2009).

En el norte de Europa, han sido observadas elevadas prevalencias en porrón osculado (*Bucephala clangula*), con 13,8% de 152 aves muestreadas, seguido por el porrón moñudo (*Aythya fuligula*), con 11,7% de 290 aves (Tabla 3a). Las mayores prevalencias en estas dos especies fueron encontradas en Finlandia, con 31,2% para porrón osculado y 58,3% en porrón moñudo (revisado en Pain 1990b). Las especies con prevalencias de ingestión de perdigones de plomo más elevadas en el centro-sur de Europa han sido el ánade rabudo (*Anas acuta*), con el 46,4% de 623 aves, seguido del porrón europeo (*Aythya ferina*) con el 24,9% de 2064 aves (Tabla 3b). En los humedales del Mediterráneo como los deltas de los ríos Ebro, Rhône y Evros, las prevalencias en

ánade rabudo y porrón europeo se encontraban entre el 50% y el 70% (Pain 1990a; Pain y Handrinos 1990; Mateo et al. 1997b, 2000b). En el caso del ánade rabudo hay que desatacar que a pesar de la prohibición del perdigón de plomo en España se mantiene con una prevalencia muy alta de ingestión de perdigones (del 74,2% en 1991-96 y 76,0% en 2007-12; Mateo et al. 2014). Figuerola et al. (2005) observaron mediante un meta-análisis de la ingestión de perdigones de plomo en 51 localizaciones y 27 especies de aves acuáticas de Norteamérica y Europa que la prevalencia en una especie dada era altamente variable entre distintas localidades, pero no era significativamente diferente entre especies de aves de buceo y aquellas nadadoras que sólo sumergen la cabeza para buscar alimento.

Mortalidad en aves acuáticas. En base a toda esta información recopilada sobre la presencia de perdigones ingeridos en la molleja de las aves acuáticas ha sido posible realizar estimaciones de la mortalidad producida por esta intoxicación (Tabla 4). A escalas continentales se ha estimado que en el conjunto de Europa la mortalidad causada por el plumbismo en las aves acuáticas podría ser del 8,7% (Mateo 2009; Tabla 4). Este valor sería más alto que el obtenido en Norteamérica, donde se estimaba que el 2-3% de la población de aves acuáticas podía morir como consecuencia del uso de munición de plomo (Sanderson y Bellrose 1986; Figura 3). De los datos recopilados en la revisión de Mateo (2009) (Tablas 3a, 3b) y según los cálculos citados en dicho trabajo, alrededor de 975.115 aves acuáticas podrían morir por intoxicación con plomo en Europa durante el inverno desde noviembre hasta febrero para una población total de 11.228.700 de 17 especies (Tabla 4). En un estudio más reciente, Andreotti et al. (2017) estimaron que alrededor de unos 700.000 individuos de 16 especies de aves acuáticas pueden morir cada año por plumbismo en la Unión Europea (UE) y un millón en toda Europa.

A escalas más locales, podemos encontrar que en Reino Unido se estimó que el 2,3% (8.000 aves) de la población de ánades azulones podría morir cada invierno como consecuencia de la ingestión de perdigones de plomo (Mudge 1983). Thomas (1975) estimó las tasas de mortalidad en diferentes especies de Reino Unido y obtuvo valores entre 1-2,8% en cuchara común (*Anas clypeta*) y 5,1-8,3% en ánade rabudo. Más recientemente, Pain et al. (2014) estimaron que la intoxicación por la ingestión de perdigones de plomo causaba la muerte de 50.000-100.000 aves silvestres en Reino

Unido. En otro estudio también reciente, Newth et al. (2013) recopilaron 2.365 casos de aves acuáticas encontradas muertas por plumbismo entre 1971 y 2010 en Gran Bretaña. En dicho estudio estimaron que la intoxicación por plomo causó la muerte de al menos el 10,6% de las aves acuáticas, destacando varias especies con elevada mortalidad por plumbismo como el cisne cantor (27,3%), el cisne chico (*Cygnus columbianus bewickii*) (23%) y el porrón europeo (16,7%). En Francia, durante el periodo de 1960-71, Tavecchia et al. (2001) estimaron que la supervivencia mensual de los ánades azulones con perdigones ingeridos podía ser un 19% menor que en los no expuestos al perdigón de plomo. En un estudio similar, Guilleman et al. (2007) observaron una menor supervivencia en cercetas comunes (*Anas crecca*) con uno o más perdigones de plomo en su molleja. Sin embargo, Tavechia et al. (2001) no observó un efecto negativo en la supervivencia de ánades azulones con sólo un perdigón ingerido, sugiriendo que la cerceta común era más sensible a la intoxicación por plomo. En el delta del Ebro (España), la mortalidad por intoxicación por plomo fue estimada entorno al 37% (9.600 aves) de los ánades azulones durante el invierno (Mateo et al. 1997b).

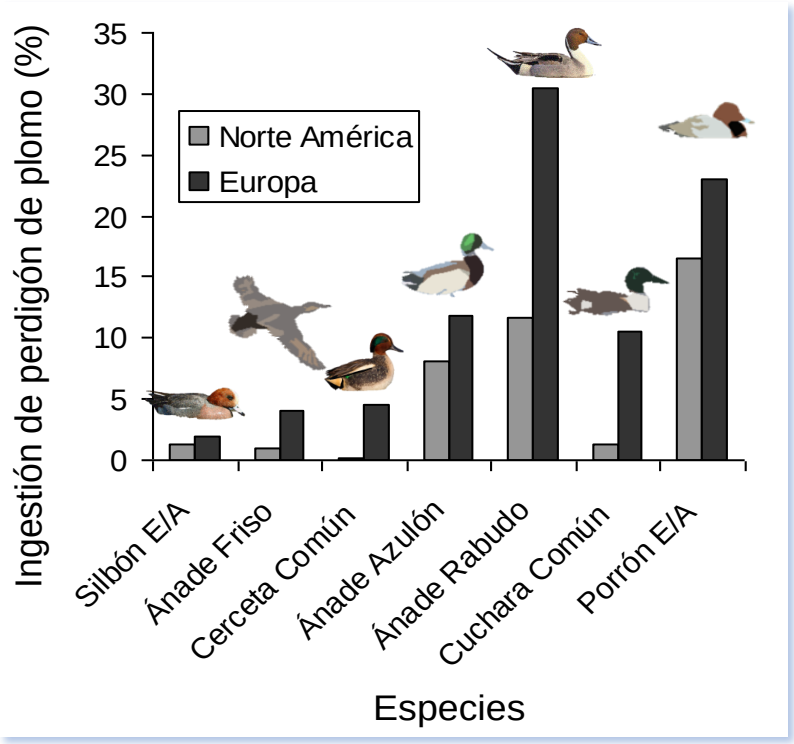

Figura 3. Comparación de la prevalencia de ingestión de perdigones de plomo en especies de aves acuáticas de Norte América (n = 171.697) y Europa (n = 75.761). Adaptado de Mateo (2009).

Tabla 3a. Prevalencias de ingestión de perdigones de plomo en aves acuáticas del Norte de Europa.

Especies	Reino Unido 1957-81[a]			Holanda 1977-87[b]			Dinamarca 1974-77[c]			Noruega 1978-87[d]			Suecia 1972-94[e]			Finlandia 1973-1975[f]			Norte de Europa		
	n	+	%	n	+	%	n	+	%	n	+	%	n	+	%	n	+	%	n	+	%
Cisne chico *Cygnus columbianus*	516	1	0,2	-	-														516	1	0,2
Ánsar piquicorto *Anser brachyrhynchus*	73	2	2,7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	73	2	2,7
Ánsar careto grande *Anser albifrons*	30	0	0,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	30	0	0,0
Ánsar común *Anser anser*	42	3	7,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	42	3	7,1
Barnacla cariblanca *Branta leucopsis*	61	0	0,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	61	0	0,0
Barnacla carinegra *Branta bernicla*	574	0	0,0	-	-	-	251	4	1,6				142	4	2,8	15	0	0,0	982	8	0,8
Silbón europeo *Anas penelope*	61	2	3,3	5	1	20,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	66	3	4,5
Ánade friso *Anas strepera*	1.188	12	1,0	-	-	-	167	0	0,0				180	0	0,0	88	0	0,0	1.623	12	0,7
Cerceta común *Anas crecca*	1.495	86	5,8	3.260	72	2,2	3.251	94	2,9	128	14	10,9	464	40	8,6	85	5	6,0	8.683	311	3,6
Ánade azulón *Anas platyrhynchos*	265	11	4,2	-	-	-	44	2	4,5	-	-	-	40	4	10,0	5	2	40,0	354	19	5,4
Ánade rabudo *Anas acuta*	161	3	1,9	-	-	-	9	0	0,0	-	-	-	15	0	0,0	1	0	0,0	186	3	1,6
Porrón europeo *Aythya ferina*	246	15	6,1	-	-	-	1	0	0,0	-	-	-	16	7	43,5	6	3	50,0	269	25	9,3
Porrón moñudo *Aythya fuligula*	210	9	4,3	-	-	-	28	1	3,6	-	-	-	28	10	35,7	24	14	58,3	290	34	11,7
Porrón bastardo *Aythya marila*	11	0	0,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	11	0	0,0
Porrón osculado *Bucephala clangula*	15	1	6,7	20	1	5,0	-	-	-	-	-	-	89	10	11,2	28	9	32,1	152	21	13,8

[a]Olney 1960, 1968; Thomas 1975; Mudge 1983; Street 1983; [b]Smit et al. 1988b; Lumeij et al. 1989; Lumeij y Scholten 1989; [c]Wium-Andersen y Fransmann 1974; Petersen y Meltofte 1979; Clausen y Wolstrup 1979; [d]Pain 1990b; [e]Danell y Anderson 1975; Danell et al. 1977; Jågas 1996; [f]Danell 1980. Some of these data reviewed before in Pain 1990b.

Tabla 3b. Prevalencias de ingestión de perdigones de plomo en aves acuáticas del Sur-Centro de Europa.

Especies	Portugal 1993-99[a]			España 1977-2012[b]			Francia 1960-2001[c]			Italia 1990[d]			Suiza[e] 1979-81			Hungría[f]			Grecia[g] 1989-90			Sur-Centro de Europa		
	n	+	%	n	+	%	n	+	%	n	+	%	n	+	%	n	+	%	n	+	%	n	+	%
Ánsar común *Anser anser*	-	-	-	161	6	3,7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	161	6	3,7
Silbón europeo *Anas penelope*	-	-	-	44	3	6,8	472	20	4,2	13	1	7,7	-	-	-	-	-	-	7	0	0,0	536	24	4,5
Ánade friso *Anas strepera*	-	-	-	71	3	4,2	653	25	3,8	-	-	-	11	0	0,0	-	-	-	15	0	0,0	750	28	3,2
Cerceta común *Anas crecca*	-	-	-	229	28	12,2	41.131	1.958	4,8	-	-	-	52	3	5,8	-	-	-	34	5	14,7	41.446	1.994	4,8
Ánade azulón *Anas platyrhynchos*	186	6	3,2	625	109	17,4	10.738	1.874	17,5	-	-	-	59	8	13,6	625	186	29,8	11	4	36,4	12.244	2.187	17,9
Ánade rabudo *Anas acuta*	-	-	-	133	92	69,2	469	190	40,5	-	-	-	13	3	23,1	-	-	-	8	4	50,0	623	289	46,4
Cuchara común *Anas clypeata*	-	-	-	205	37	1,0	1.113	117	10,5	-	-	-	2	0	0,0	-	-	-	9	0	0,0	1.329	154	11,6
Cerceta carretona *Anas querquedula*	-	-	-	2	0	0,0	2.001	199	9,9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2.003	199	9,9
Pato colorado *Netta rufina*	-	-	-	94	12	12,8	2	0	0,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0	0,0	97	12	12,4
Porrón europeo *Aythya ferina*	-	-	-	64	39	60,9	1.917	456	23,8	4	3	75,0	65	9	13,9	-	-	-	14	7	50,0	2.064	514	24,9
Porrón moñudo *Aythya fuligula*	-	-	-	10	5	50,0	3.867	396	10,2	-	-	-	40	4	10,0	-	-	-	1	1	100	3.918	406	10,4
Porrón osculado *Bucephala clangula*	-	-	-	-	-	-	2	2	100	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4	4	100
Malvasía cabeciblanca *Oxyura leucocephala*	-	-	-	25	8	32,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	25	8	32,0
Focha común *Fulica atra*	-	-	-	93	2	2,2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	93	2	2,2
Agachadiza común *Gallinago gallinago*	-	-	-	18	1	5,6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	18	1	5,6

[a]Rodrigues et al. 2001; [b]Llorente 1984; Guitart et al. 1994a; Mateo et al. 1997b, 1998a, 2000b, 2006, 2007a, 2014; Martínez-Haro et al. 2005; [c]Hoffman 1960; Tamisier 1971; Hovette 1974; Pirot 1978; Allouche 1983; Cordel-Boudard 1983; Campredon 1984; Pirot y Taris 1987; Pain 1990a, 1991b; Mauvais y Pinault 1993; Lefranc 1993; Schricke y Lefranc 1994; Lamberet 1995; Pinault 1996; Mondain-Monval et al. 2002; [d]Tirelli et al. 1996; [e]Zuur 1982; [f]Imre 1994; [g]Pain y Handrinos 1990. Algunos de estos datos han sido revisados por Pain (1990b), Duranel (1999) y Mezieres (1999).

Tabla 4. Prevalencias de ingestión de perdigones de plomo y estimación de la mortalidad en aves acuáticas de invernada en Europa.

Especies	Población de invernada (n)	Tendencia[a]	Prevalencia 1957-2004		Mortalidad estimada[b]	
			n	(%)	n	%
Cisne chico *Cygnus columbianus*	23.000	-3	516	0,2	45	0,2
Ánsar piquicorto *Anser brachyrhynchus*	290.000	3	73	2,7	8.049	2,8
Ánsar careto grande *Anser albifrons*	1.100.000	0	30	0,0	0	0,0
Ánsar común *Anser anser*	390.000	3	203	4,4	17.517	4,5
Barnacla cariblanca *Branta leucopsis*	370.000	3	61	0,0	0	0,0
Silbón europeo *Anas penelope*	1.700.000	0	1.502	2,0	34.398	2,0
Ánade friso *Anas strepera*	96.000	3	776	4,0	3.885	4,0
Cerceta común *Anas crecca*	730.000	-1	42.899	4,6	34.271	4,7
Ánade azulón *Anas platyrhynchos*	3.700.000	-1	20.547	11,9	444.942	12,0
Ánade rabudo *Anas acuta*	120.000	-2	952	30,4	36.905	30,8
Cuchara común *Anas clypeata*	200.000	-2	1.413	10,5	21.365	10,7
Pato colorado *Netta rufina*	84.000	3	81	12,3	10.506	12,5
Porrón europeo *Aythya ferina*	790.000	-2	2.313	23,0	184.078	23,3
Porrón moñudo *Aythya fuligula*	1.200.000	-2	4.203	10,4	126.977	10,6
Porrón bastardo *Aythya marila*	120.000	-3	11	0,0	0	0,0
Porrón osculado *Bucephala clangula*	310.000	1	156	16,0	50.329	16,2
Malvasía cabeciblanca *Oxyura leucocephala*	5.700	(-3)[c]	25	32,0	1.848	32,4
All species	11.228.700		75.761	-	975.115	8,7

[a] El valor de tendencia se calificó de BirdLife Internacional (2004), considerando un gran aumento=3, un aumento moderado = 2, un ligero aumento = 1, estable = 0, un ligero descenso = -1, una disminución moderada = -1, una gran disminución = -3, [b] La estimación de la mortalidad se ha realizado siguiendo el método descrito por Bellrose (1959). Los cálculos se realizaron con la distribución media del número de perdigones de plomo ingeridos encontrados en las aves acuáticas europeas (Mudge 1983, Pain 1990a, Mateo et al, 1997b), La distribución fue 1 tiro: 47,1%, 2: 15,7%, 3: 5,4%, 4: 6,3%, 5: 3,5%, 6: 2%, >6: 19,9%. Se asume que aves con este número de perdigones ingerido tienen tasas de mortalidad de 9, 23, 30, 36, 43, 50 y 75, respectivamente. Anteriormente, las prevalencias se corrigieron por el sesgo de caza (1,5; 1,9; 2,0; 2,1; 2,2; 2,3 y 2,4, respectivamente). Se consideró un factor de facturación de 6. La población de la malvasía cabeciblanca fluctúa, pero está "en peligro" (EN) y se le ha asignado el valor más bajo de la tendencia.

La intoxicación por plomo se ha observado en cisne vulgar (*Cygnus olor*) en Reino Unido (Simpson et al. 1979; Birkhead 1982, 1983; Poole 1986; Sears 1988; Pennycott 1998; Perrins et al. 2003; Kelly y Kelly 2004). Todos estos estudios se deben a la ingestión de pesos de plomo usados en la pesca, aunque los perdigones de plomo también han sido encontrados frecuentemente en la molleja de ejemplares de cisne vulgar (21,9%, N=32), cisne chico (10%, N=20) y en cisne cantor (*Cygnus cygnus*) (40%, N=5) encontrados muertos en Reino Unido (Mudge 1983). En Irlanda, 101 cisnes vulgares encontrados muertos o moribundos fueron analizados y 10 de ellos había ingerido pesos de plomo usados en la pesca, 49 habían ingerido perdigones y en todos estos casos los tejidos analizados presentaron niveles elevados de plomo (O'Halloran et al. 1988a, 1988b); además, un cisne cantor también murió por ingestión de perdigones de plomo. La intoxicación por ingestión de perdigones de plomo también fue detectada en dos cisnes vulgares del Lago Marano (Perco et al. 1983) y en otros humedales italianos (Di Modugno et al. 1994). El 7-17% de los cisnes vulgares hallados muertos en Suecia también murieron por ingestión de perdigones (Frank y Borg 1979; Mathiasson 1986). Después de la prohibición del uso de pesos de plomo en la pesca en Inglaterra y Gales en 1987, se observó una disminución en la incidencia de casos de intoxicación por plomo en cisne vulgar; además la población empezó a aumentar, aunque el problema no fue erradicado por completo (Sears y Hunt 1991; Perrins et al. 2003). En Polonia, Komosa et al. (2012) consideran que puede existir una exposición al plomo de los perdigones en cisne vulgar en humedales de ese país en base al análisis del hígado de aves encontradas muertas o heridas, si bien no llegan a detectar casos de intoxicaciones letales.

También se ha estudiado la intoxicación por plomo en especies de la familia *Rallidae.* La prevalencia en focha común ha sido muy variable, con valores del 0% en Reino Unido (Thomas 1975; Mudge 1983), 3,6% en el delta del Ebro (España) (Mateo et al. 2000b), 5,1% en Suiza (revisado en Thomas 1982) y 14-19% en la Camarga (Francia) (Pain 1990a; Mondain-Monval et al. 2002). La prevalencia de ingestión de perdigones ha estado entre 0-6,3% en la gallineta común (*Gallinula chloropus*) de Reino Unido (Thomas 1975; Mudge 1983) y en una de seis gallinetas en Camargue, Francia (Pain 1990a). El calamón común (*Porphyrio porphyrio*) en Doñana presentó una tasa de ingestión de perdigones del 7,4%

(Rodríguez y Hiraldo 1975), si bien Mateo et al. (2007a) no encontraron perdigones ingeridos en esta especie.

En cuanto a las aves de la familia *Scolopacidae* y *Charadridae*, la ingestión de perdigones de plomo se ha observado en el 18% de las agujas colinegras (*Limosa limosa*), 11% de los combatientes (*Philomachus pugnax*), 8% de las agachadizas comunes (*Gallinago gallinago*) y 0% de andarríos bastardo (*Tringa glareola*) en Camargue, Francia (Pain 1990a; Pain et al. 1992). En el noroeste de Francia la prevalencia de ingestión de perdigones de plomo en agachadiza común fue del 1,8-15,6% y en agachadiza chica (*Lymnocryptes minimus*) fue del 8,5% (Beck y Granval 1997). Esta última especie presentó tasas de ingestión de 21,6% en Gironde, Francia (Veiga 1985). En Reino Unido, el 1,5% de las agachadizas comunes presentaban perdigones de plomo en la molleja (Thomas 1975). Sin embargo, en la Albufera de Valencia (España), no se detectaron perdigones de plomo ingeridos en las 30 agachadizas comunes examinadas (Mateo et al. 1998a). Se ha diagnosticado la intoxicación por plomo en aguja colinegra en Italia (Galasso 1976) y España (Mateo 1998); también en avefría europea (*Vanellus vanellus*) y avoceta común (*Recurvirostra avosetta*) en España (Guitart et al. 1994a, 1994b).

Otra especie que ha sufrido diversos episodios de intoxicación por plomo ha sido el flamenco común (*Phoenicopterus ruber*), principalmente en el sur de Europa. En España, 22 flamencos comunes fueron encontrados muertos en 1991 en Doñana (Ramo et al. 1992) y otros 106 murieron entre 1992 y 1994 en El Hondo y las Salinas de Santa Pola (Mateo et al. 1997a). Además, el 24% (N=41) de los flamencos disparados ilegalmente en el Delta del Ebro contenían perdigones de plomo en la molleja, lo que indica que la prevalencia en flamencos es similar a otras especies de aves acuáticas granívoras (Mateo 1998). Otros casos de intoxicación por plomo en flamencos han sido investigados en España (Romero et al. 2007). En Francia, la intoxicación por plomo fue observada en tres flamencos comunes de la región de Marsella (Francia) (Bayle et al. 1986). Sin embargo, el análisis de plomo en sangre de pollos de flamenco de la Camarga (Francia) mostró un nivel bajo de exposición a esa edad temprana (Amiard-Triquet et al. 1991). Arcangeli et al. (2007) diagnosticaron 16 flamencos comunes como intoxicados por plomo en el Delta de Po (Italia) y Ancora et al.

(2008) detectaron otros dos flamencos anormalmente expuestos al plomo en la Toscana (Italia) de los 7 analizados. Estos dos individuos presentaban niveles medios de 361, 266 y 43 µg/g (p.s.) en hígado, riñón y hueso, respectivamente, superando los límites considerados como intoxicación aguda por plomo.

En algunas especies y países no hay datos registrados sobre la ingestión de perdigones de plomo, pero si hay estudios sobre la acumulación de plomo en hígado, riñón, hueso y sangre de aves acuáticas. De estos estudios extraemos que se daban bajas exposiciones al plomo en ánades azulones y focha común del Delta Gösku en Turquía (Ayas y Kolankaya 1996) y bajas exposiciones en eider común (*Somateria mollisima*) en los Países Bajos (Hontelez et al. 1992), ya que las aves tenían niveles de plomo en hígado <5 µg/g p.s. Sin embargo, el 14% de los eíderes comunes capturados en Finlandia presentaron ≥20 µg/dl de plomo en sangre, lo que se asocia con una intoxicación subclínica en aves acuáticas (Franson et al. 2000). Además, cuatro eíderes adultos encontrados muertos presentaban una combinación de lesiones y residuos de plomo (47,9-81,7 µg/g p.s. en hígado) compatible con intoxicación clínica aguda (Hollmén et al. 1998). Del mismo modo, la ingestión de perdigones de plomo puede ocurrir en porrón bastardo (*Aythya marila*) y en porrón europeo de la Laguna Szczecin en Polonia, porque el 25% y 46%, respectivamente, tenían concentraciones de plomo en hueso superiores a 10 µg/g (Kalisinska et al. 2007). Ánades azulones de la Laguna Szczecin y de la Reserva Słońsk (Polonia) también puede ingerir perdigones de plomo ya que el 5,7% y 13,5% de las aves disparadas, respectivamente, tenían >4,65 µg/g p.s. de plomo en hígado (Kalisińska et al. 2004). En Italia, Tirelli et al. (1996) encontraron niveles de plomo en sangre >20 µg/dl en el 54,8% de los ánades azulones en la laguna de Orbetello. En Portugal, Rodrigues et al. (2005) detectaron concentraciones de plomo en sangre >20 µg/dl en el 38,6% de los 427 ánades azulones y el 20,2% de 92 cercetas comunes de Baixo Vouga (Norte de Portugal) y en el 38,1% de 21 ánades azulones de Lagoa dos Patos (Sur de Portugal). En Reino Unido, O'Conell (2008) observó una disminución de las concentraciones de plomo en la sangre de cisne cantor en las mismas zonas donde se había analizado hacía 20 años (O'Conell 2008), pero un estudio más reciente en esta misma especie en Reino Unido ha mostrado que todavía el 41,7% de

los invidivos analizados presenta niveles de plomo en sangre superiores a las 20 µg/dl (Newth et al. 2016). En otro estudio, Newth et al. (2013) capturaron en el invierno de 2010/2011 285 aves de 4 especies (ánade rabudo, porrón europeo, cisne chico y cantor) y detectaron niveles de plomo en sangre entre 1,6 y 196 µg/dl.

Impacto en especies amenazadas y tendencia poblacional. La intoxicación por plomo ha sido identificada como una causa importante de mortalidad para la malvasía cabeciblanca (*Oxyura leucocephala*), una especie globalmente en peligro de extinción (EN) de acuerdo con la UICN. Esta especie tiene una población global de 5.700 individuos y el 75-94% está en Europa. Determinar la ingestión de perdigones de plomo en esta especie resulta difícil ya que se trata de una especie no cinegética. Un programa llevado a cabo en España para erradicar la malvasía canela (*Oxyrua jamaicensis*) y sus híbridos con la malvasía cabeciblanca (más algunos de esta última cazados ilegalmente) permitió detectar una prevalencia de ingestión de perdigones de plomo en el 32% de las aves de género *Oxyura*. Además, el 73,3% de las *Oxyura*, encontradas muertas en humedales de España contenían perdigones de plomo en su molleja y el 80% presentaron concentraciones de plomo en hígado >20 µg/g p.s. (Mateo et al. 2001b), que son unos niveles compatibles con intoxicaciones clínicas por plomo (Franson y Pain 2011). La monitorización continua de la malvasía cabeciblanca acompañada por los análisis de isótopos de plomo confirma la importancia de la intoxicación por plomo debido a la ingestión de perdigones como causa de mortalidad (Svanberg et al. 2006; Taggart et al. 2009).

La cerceta pardilla (*Marmaronetta angustirostris*), categorizada como vulnerable (VU) según la UICN, también se vio afectada por la intoxicación con plomo. Esta ave tampoco es una especie cinegética, pero en el sur de España entre 1996 y 2001 se encontraron numerosas cercetas pardillas muertas por diferentes causas proporcionando datos sobre la exposición al plomo en esta especie. La tasa de ingestión de perdigones fue del 32,9%, y el 20% presentaron niveles de plomo en hígado superiores a 20 µg/g p.s. (Mateo et al. 2001b; Svanberg et al. 2006).

El porrón pardo (*Aythya nyroca*) está categorizado como casi amenazado (NT). Esta especie debería ser monitorizada para evaluar los efectos de la intoxicación por plomo, ya

que otras especies del género *Aythya*, como el porrón europeo y el porrón moñudo han mostrado elevadas prevalencias en algunos humedales de Europa (Tablas 3a, 3b).

En cuanto a las especies de gansos amenazadas, varios estudios han sido llevados a cabo en los últimos años en Europa. El análisis de Pb en heces, junto con el aluminio se ha visto que puede ser una buena forma para identificar la exposición al plomo de la munición o de los suelos contaminados en aves acuáticas difíciles de muestrear por métodos más directos, incluidas especies de gansos (Mateo et al. 2006; Martínez-Haro et al. 2010, 2011c, 2013). En Grecia, Aloupi et al. (2015) mediante el análisis de heces de ánsar careto chico (*Ansar erythropus*) (VU) y ánsar careto grande (*Anser albifrons*), detectaron niveles de plomo de hasta 42 µg/g, pero la relación entre las concentraciones de plomo y aluminio en las heces hacía pensar que la ingestión de suelo explica los niveles de plomo en estas aves. No obstante, casos de intoxicación con plomo han sido descritos en ánsar careto grande en otros estudios en Reino Unido y Japón (Mudge 1983; Ochiai et al. 1993). La barnacla cuellirroja (*Branta ruficollis*) es otra especie vulnerable (VU) y que entre 2007 y 2012 fue incluso considerada en peligro (EN), siendo la única especie de ganso europea actualmente en declive. Mateo et al. (2016) estudiaron la concentración de plomo en heces de esta especie y de ánsar careto grande en una de las principales áreas de invernada en Bulgaria y determinaron que la intoxicación por plomo probablemente no estaba contribuyendo al reciente declive de la barnacla cuellirroja.

La tendencia poblacional en Europa ha sido negativa en las últimas décadas para especies como el ánade rabudo y el porrón europeo (Birdlife 2004; Tabla 4), ambas con elevadas prevalencias de ingestión de perdigones de plomo en el sur de Europa en los años 90 (Mateo et al. 1997b). La población invernante de porrón europeo en el noroeste de Europa y el oeste del Mediterráneo había disminuido un 30% y 70%, respectivamente, durante las últimas décadas del siglo pasado. Owen (1996) observó que la supervivencia de las hembras de porrón europeo es un 24% menor que en los machos, lo que se puede relacionar con el hecho de que las hembras de esta especie tienden a invernar más al sur, donde la presión de caza y la prevalencia de intoxicación por plomo son mayores. En 1993, el ánade rabudo tuvo el índice de población más bajo en el oeste del Mediterráneo desde

1969, y la población del este del Mediterráneo/Mar Negro disminuyó entre 1967 y 1993 con una tasa del -6,37% anual (Rose 1995). Si se consideran todas las especies de aves acuáticas cazadas en Europa, se puede observar una relación significativa entre la tendencia poblacional de invernada y la prevalencia de ingestión de perdigones de plomo de cada una de ellas (Mateo 2009; Figura 4). Más recientemente, Green y Pain (2016) también comprobaron que había una relación inversa entre la tendencia poblacional de ocho especies de patos invernantes en Reino Unido durante el periodo de 1990-1991 a 2013-2014 y la prevalencia de ingestión de perdigones de plomo en aves de esas especies cazadas/capturadas o encontradas muertas.

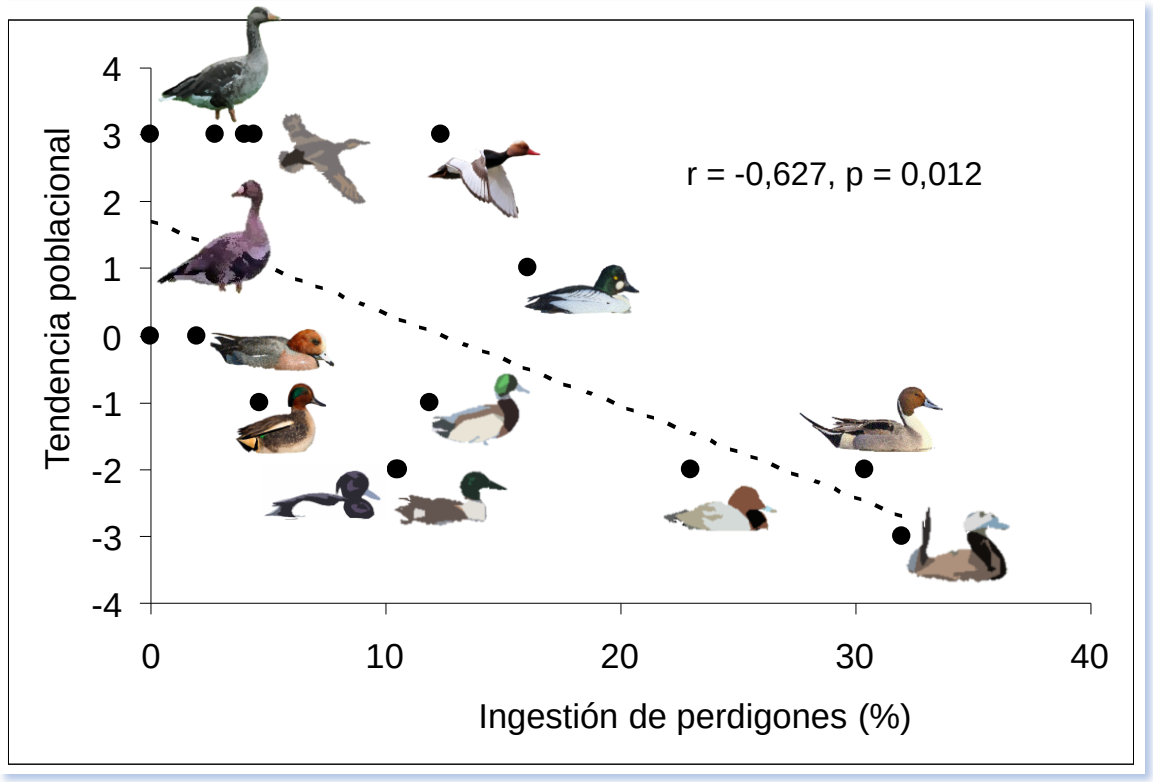

Figura 4. Correlación entre la prevalencia de ingestión de perdigones de plomo y la tendencia de la población de invernada en Europa de 15 especies de aves acuáticas (Adaptado de Mateo 2009).

INGESTIÓN DE PERDIGONES DE PLOMO EN AVES TERRESTRES GRANÍVORAS

Tipos de caza para aves terrestres y densidad de perdigones. Las modalidades de caza terrestre con perdigón de plomo son diversas e incluyen algunas específicas para caza de aves que son llevadas a cabo desde puestos fijos, lo que puede terminar produciendo elevadas densidades de perdigones en su entorno como sucede con la caza de aves acuáticas. Entre las modalidades de caza de aves terrestres encontramos la caza en mano, esperas en comederos o bebederos, la caza en paso, los ojeos y la caza con reclamo. La caza en ojeo se practica principalmente con la perdiz roja y consiste en que un grupo de personas, los batidores, conducen las perdices hacia una línea de cazadores que se encuentran escondidos en sus puestos (González Redondo 2004). También desde puestos fijos se lleva a cabo la caza de palomas en migración en los puertos de montaña. Por otro lado, en la caza de perdiz roja con reclamo, el cazador se esconde en el puesto, y enfrente se coloca un macho enjaulado que al cantar atrae al macho residente en el territorio, momento que el cazador aprovecha para abatirlo (González Redondo 2004). También la caza de paloma se lleva a cabo con reclamos o cimbeles. La caza en mano puede ser practicada con diversas especies de galliformes, como por ejemplo la codorniz y la perdiz. En definitiva, tal y como sucede con la caza de aves acuáticas, la actividad cinegética llevada a cabo de forma intensa desde puestos fijos podría dar lugar a una elevada densidad de perdigones susceptibles de ser ingeridos por las aves. Las densidades de perdigones de plomo en hábitats terrestres no han sido tan estudiadas como en los humedales, pero existen unos cuantos estudios sobre este tema. Imre (1997) encontró densidades de 0-1,09 perdigones/m^2 en cuatro fincas de caza de faisanes comunes (*Phasianus colchicus*) en Hungría, con una media de 0,46 perdigones/m^2. Ferrandis et al. (2008) estimaron una densidad de 7,4 perdigones/m^2 a 1 cm de profundidad del suelo en una finca del centro de España dedicada principalmente a ojeos de perdiz roja. Las densidades de perdigones de plomo en dicha finca fueron significativamente mayores en la zona enfrente de las líneas de tiro de ojeo, con una mayor acumulación entre 40-110 m del puesto de tiro (Ferrandis et al. 2008).

Foto 2. Molleja de perdiz roja con perdigones de plomo ingeridos. Autora foto: E. Pérez-Ramírez.

***Prevalencia de ingestión de perdigones y niveles de plomo*.** Los casos de intoxicación por plomo han sido descritos en varias especies de galliformes (Tabla 5, Foto 2). Existen casos descritos en faisán común en Reino Unido (Calvert 1876; Holland 1882), en Dinamarca (Clausen y Wolstrup 1979) y en Hungría (Imre 1997). También han sido registrados casos en perdiz pardilla (*Perdix perdix*) en Reino Unido (Keymer 1958; Anger 1971; Keymer y Stebbings 1987) y en Dinamarca (Clausen y Wolstrup 1979). Potts (2005) analizó 1.318 perdices pardilla desde 1947 hasta 1992 en Reino Unido y el 1,4% de las perdices encontradas muertas había ingerido perdigones, con un incremento significativo en la incidencia de intoxicación por plomo entre los periodos 1947-58 y 1963-92. La incidencia en el segundo periodo fue del 4,5% en las perdices adultas y del 6,9% en los pollos; 16 (76%)

de las 21 perdices que habían ingerido perdigones habían muerto como resultado de una intoxicación con plomo (Tabla 5).

Tabla 5. Intoxicación e ingestión de perdigones de plomo en granívoras

Especie	Nombre científico	N	%	Países
Faisán común	*Phasianus colchicus*	-	Intoxicación	Reino Unido[1-2]
		-	Intoxicación	Dinamarca[3]
		947	0-23,1	Hungría[4]
		202	3,5	Reino Unido[5]
		437	3	Reino Unido[5]
		47	34	Canadá[6]
Perdiz pardilla	*Perdix perdix*	-	Intoxicación	Reino Unido[7-9]
		-	1,6	Dinamarca[3]
		1.318	1,4	Reino Unido[10]
Perdiz roja	*Alectoris rufa*	7	14,3	Cáceres, España[11]
		637	0,16	Reino Unido[5]
		144	1,4	Reino Unido[5]
		76	3,9	España[12]
Perdiz chukar	*Alectoris chukar*	75	10,7	Utah, EE.UU.[13]
		76	8	Canadá[6]
Colín de Virginia	*Colinus virginianus*	241	1,3	EE.UU.[14]

[1]Calvert (1876), [2]Holland (1882), [3]Clausen y Wolstrup (1979), [4]Imre (1997), [5]Butler et al. (2005), [6]Kreager et al. (2008), [7]Keymer 1958, [8]Anger (1971), [9]Keymer y Stebbings (1987), [10]Potts (2005), [11]Soler-Rodríguez et al. (2004), [12]Ferrandis et al. (2008), [13]Larsen (2006), [14]Keel et al. (2002).

Otro estudio en Dinamarca (1971-1977) sobre esta misma especie mostró que el 1,6% había ingerido perdigones de plomo (Clausen y Wolstrup 1979). Otra especie afectada por el uso de munición de plomo es la perdiz roja (*Alectoris rufa*) (Foto 3). Butler (2005) detectó que una perdiz roja (0,16%) de las 637 recogidas entre 1955 y 1992 en Reino Unido contenía perdigones de plomo en su molleja, al igual que otras dos perdices (1,4%) de 144 disparadas en la temporada de caza de 2001-02 (Tabla 5). Butler et al. (2005) también estudiaron la ingestión de perdigones en faisanes comunes (N=437) abatidos en 32 fincas de caza de Reino Unido desde 1996 a 2002, y como prevalencia global, el 3% habían ingerido perdigones. De estos, el 77% había ingerido un solo perdigón, el 15% dos perdigones y el 8% tres perdigones. La prevalencia de perdigones ingeridos en faisán común fue estudiada en 14 fincas de caza en Hungría, con tasas de 0 a 23,1% (N=947) (todas las áreas: 4,75%), y el número de perdigones ingeridos varió entre uno y ocho (Imre 1997). Soler-Rodríguez et al. (2004) también examinaron 7 perdices rojas en España y encontraron en la molleja de una de ellas 14 perdigones, además de una concentración de plomo en hígado de 110 µg/g p.s., compatible con una intoxicación clínica aguda. A pesar del elevado nivel de plomo

detectado, no se observaron signos de intoxicación por plomo en esta perdiz roja. Análisis realizados en perdiz roja de una finca dedicada al ojeo en el centro de España, donde también se determinaron las densidades de perdigones de plomo (7,4 perdigones/m^2), mostraron que el 7,8% de las aves estudiadas tenía evidencias de ingestión de perdigones de plomo por presentar perdigones en la molleja o niveles de plomo elevados en hígado (Ferrandis et al. 2008; Tabla 5). La Tabla 5 incluye algunos datos de ingestión de perdigones de plomo en galliformes en Norte América.

Además de los galliformes, han sido descritos casos de intoxicación de plomo en dos pitos canos (*Picus canus*) y en un pico dorsiblanco (*Dendrocopos leucotos*) en Suecia (Mörner y Petersson 1999; Tabla 5). En estos casos se pensó que la fuente de plomo provenía de perdigones incrustados en los árboles debido a que los pájaros carpinteros habían elegido los orificios causados por los disparos para buscar alimento debido a que se asemejan a los que hacen los insectos xilófagos.

Foto 3. Perdiz roja (*Alectoris rufa*). Autor foto: R. Mateo.

INGESTIÓN DE PERDIGONES DE PLOMO Y FRAGMENTOS DE BALAS EN AVES DE PRESA

Los casos de intoxicación por plomo debido a la ingestión de perdigones o fragmentos de balas han sido descritos en 14 especies de aves rapaces diurnas y 3 especies de rapaces nocturnas en Europa, varias de ellas amenazadas de extinción. En España han sido descritas intoxicaciones letales en águila real (*Aquila chrysaetos*) (Cerradelo et al. 1992; Mateo 2009), águila imperial ibérica (*Aquila adalberti*) (Hernández 1995), milano real (*Milvus milvus*) (Mateo et al. 2003b); buitre leonado (*Gyps fulvus*) (Mateo et al. 1997c; Carneiro et al. 2016), buitre negro (*Aegypius monachus*) (Hernández y Margalida 2008) y alimoche (Rodríguez-Ramos et al. 2009).

Presencia de munición de plomo incrustada en presas. La presencia de perdigones de plomo incrustados en las presas potenciales para las aves de presa ha sido estudiada principalmente en especies de aves acuáticas con el propósito de medir la presión de caza sobre una especie determinada y estimar el efecto del perdigón incrustado en el cuerpo en la supervivencia del ave. El porcentaje de aves acuáticas con perdigones incrustados difiere entre especies, entre áreas con diferente presión cinegética y con la edad de las aves. En Europa han sido registrados valores de entre 9,2 y 65,3% en especies de gansos, 68% en patos de agua dulce y entre 11,3% y 29% en patos marinos (Tabla 6). En estos estudios, las aves acuáticas fueron capturadas vivas, cazadas con munición diferente a la empleada normalmente en estas áreas (balas o perdigones de acero) o habían muerto por otras causas distintas al traumatismo por disparo. De esta manera, los valores de presencia de perdigones de plomo en esas aves pueden indicar la frecuencia de exposición potencial al plomo de los perdigones en las aves de presa por el consumo de aves capturadas vivas. Además, las aves de presa oportunistas estarían expuestas a las presas disparadas, abatidas o heridas, y no cobradas por los cazadores. Por ejemplo, se ha estimado que el 15% de los gansos y el 19% de los patos abatidos no son cobrados por los cazadores durante la jornada de caza, por lo que las aves rapaces que se alimentan de estas carroñas pueden estar frecuentemente expuestas a la munición de plomo (USFWS 1975). Un ejemplo de cómo algunas aves rapaces explotan este recurso de las presas abatidas por los cazadores lo tenemos en la obra *Wild Spain*, en la que Chapman y Buck (1893) describen cómo durante

una cacería en Doñana los aguiluchos laguneros eran más rápidos que ellos cobrando las piezas cazadas. Precisamente en Doñana, Mateo et al. (2007a) observaron que el 44,4% de los gansos capturados vivos en Doñana tenían perdigones de plomo incrustados en su cuerpo y en el caso de los gansos encontrados muertos este valor alcanzaba el 65,3% de las aves (Tabla 6), lo que se traduce en un riesgo significativo de exposición en rapaces oportunistas como el águila imperial ibérica y el milano real (Mateo et al. 2001a). En Alemania, Krone et al. (2009) observaron que de 154 gansos abatidos (de 3 especies diferentes), el 21,4% contenían perdigones de plomo incrustados en su cuerpo, lo que representa un riesgo de intoxicación para otra rapaz oportunista como el pigargo europeo (*Haliaeetus albicilla*). En otro estudio más reciente, Holm y Madsen (2013) observaron que en la barnacla cariblanca (*Branta leucopsis*) el 13% de los adultos (N=212) y el 6% de los jóvenes (N=35) examinados en Rusia tenían perdigones de plomo incrustados en su cuerpo (Tabla 6).

Las presas de caza menor terrestres también están sometidas a elevadas presiones cinegéticas en algunas zonas, por lo que también quedan disponibles para las rapaces presas como conejos y perdices. Mateo et al. (2011) observaron que el 87,5% de las perdices rojas abatidas por cazadores contenían entre 1 y 22 perdigones de plomo incrustados, con una media de 4,19 perdigones (Mateo et al. 2011). En otro estudio, Andreotti y Borghesi 2013 determinaron que el 60,2% de 196 estorninos pintos *(Sturnus vulgaris*) cazados en Italia contenía perdigones de plomo enteros o fragmentos incrustados en su cuerpo (Tabla 6). En ese mismo estudio dividieron el cuerpo del estornino en 7 partes según la accesibilidad y preferencia del consumo por parte de las rapaces y llegaron a la conclusión de que el 88% de los perdigones enteros incrustados y el 65% de los fragmentos se encontraba en partes del estornino preferentemente consumidas por las rapaces (Andreotti y Borghesi 2013). Más recientemente, Andreotti et al. (2016) llevó a cabo un estudio similar con 59 becadas (*Scolopax rusticola*) cazadas en Italia y observaron que el 96,6% contenía perdigones de plomo enteros o fragmentos, estando el 84,7% en partes del cuerpo con más accesibilidad y preferencia de consumo por parte de las rapaces. Las carroñas de especies

de caza mayor también pueden ser una fuente de exposición a la munición de plomo para aves rapaces (Wiemeyer et al. 1988; Krone et al. 2009).

Tabla 6. Prevalencia de perdigones de plomo incrustados en posibles presas para las aves de presa europeas.

Especies		Zona/País	M[a]	N	% con perdigones de Pb incrustados
Ánsar común *Anser anser*		Doñana, Spain[b] (1998-2004)	EM	49	65,3
		Doñana, Spain[b] (1998-2004)	C	45	44,4
		Alemania[c]	D	17	12
Ánsar piquicorto *Anser brachyrhynchos*		Dinamarca[d] (1990-92)	C	355	24,6 (juveniles) y 36,0 (adultos)
		Dinamarca[e] (1998-2005)	C	349 (juveniles) y 1555 (adultos)	9,2 (juveniles) y 22,2 (adultos)
		Dinamarca[f] (2009 y 2011)	C	247	9
Ánsar careto grande *Anser albifrons*		Alemania[c]	D	84	18
Ánsar campestre *Anser fabalis*		Alemania[c]	D	53	30
Ánade azulón *Anas platyrhynchos*		Camargue, France[g] (1960-71)	C	2.740	23,4
		Países Bajos[h]	C	865	1,4-3,4 en las paredes de la molleja (22-68 en todo el cuerpo)
			D	2.859	4,9-6,4 en las paredes de la molleja
		Doñana, Spain[b] (1998-2004)	EM	35	14,2
		Doñana, Spain[b] (1998-2004)	C	46	21,7
		Delta del Ebro, España[i] (2007-08)	D	160	26,9
		Delta del Ebro, España[i] (2008-2011)	D	364	1,37
		Canadá[j] (1989-1998)	C	104	11
Ánade sombrío	*Anas rubripes*	Canadá[j] (1989-1998)	C	404	15
Porrón picudo	*Aythya valisineria*	EEUU[k] (1952-77)	D	4.942	29

Especies		Zona/País	M[a]	N	% con perdigones de Pb incrustados
Cuchara común	*Anas clypeata*	Doñana, Spain[b] (1998-2004)	EM	17	0
Focha común	*Fulica atra*	Doñana, Spain[b] (1998-2004)	EM	20	5,0
Cerceta común	*Anas crecca*	Camargue, Francia [l] (1957-1978)	C	38.909	4,4-9,6
Eider real	*Somateria spectabilis*	Groenlandia [m] (2000-02)	D	114	11,3-20,0
Eider común	*Somateria mollissima*	Canadá [n] (1989-1998) Groenlandia [ñ] (2000-2002)	C EM /C	1.005 729	29 15,1-29,0
Cisne de Bewick	*Cygnus columbianus bewickii*	Reino Unido [o] (1970-71 y 2008-09)	C	735	31,2
Cisne cantor	*Cygnus cygnus*	Reino Unido [p] (1988-89 y 2007-08)	C	397	13,6
Barnacla canadiense	*Branta canadensis*	Canadá [n] (1989-1998)	C	111	35
Barnacla carinegra	*Branta bernicla*	EEUU [p] (1977)	EM	324	53
Barnacla cariblanca	*Branta leucopsis*	Dinamarca [f] (2009 y 2011)	C	35 (juveniles) y 212 (adultos)	5,71 (juveniles) y 13,21 (adultos)
Perdiz roja	*Alectoris rufa*	C España [q]	D	64	87,5
Estornino pinto	*Sturnus vulgaris*	Italia [r] (2005-06)	C	196	43,37
Becada	*Scolopax rusticola*	Ucrania [s] (2011)	D	59	15,8

[a] C = capturado, D = disparado, EM = encontrado muerto,
[b]Mateo et al. 2007a; [c]Krone et al. 2009; [d] Noer y Madsen 1996; [e] Noer et al. 2007; [f] Holm y Madsen 2013; [g] Tavecchia et al. 2001; [h] Lumeij y Scholten 1989; [i] Mateo et al. 2014; [j] Hicklin y Barrow 2004; [k] Perry y Geissler 1980; [l] Guillemain et al. 2007; [m] Falk et al. 2006; [n] Hicklin y Barrow 2004; [ñ] Merkel et al. 2006; [o] Newth et al. 2011; [p] Kirby et al. 1983; [q] Mateo et al. 2011; [r] Andreotti y Borguesi 2013; [s] Andreotti et al. 2016

***Exposición al plomo y casos de intoxicación en aves de presa*.** La exposición al plomo en aves rapaces se puede llevar a cabo mediante monitorizaciones pasivas o activas. La monitorización pasiva está basada en el análisis de las aves encontradas muertas en el campo con el fin de detectar casos de intoxicación por plomo. La monitorización activa puede ser llevada a cabo mediante la captura de aves rapaces en el campo (o de pollos en nidos) para poder tomar una muestra de sangre con la que determinar el nivel de exposición al plomo. Una alternativa más sencilla para monitorizar la exposición al plomo en las aves

en el campo sería el análisis de sus plumas, que indicaría la exposición ocurrida durante el momento del crecimiento de la pluma, si bien es una matriz que puede resultar afectada por contaminación externa (Cardiel et al. 2011). Este muestreo de plumas sería totalmente no invasivo si se realiza con plumas caídas de las aves durante la muda. Otro tipo de muestreo no invasivo sería el del análisis de radiografías, que mediante un simple examen por rayos X puede mostrar la frecuencia de ingestión de perdigones de plomo que presenta una especie (Tabla 7; Foto 4). Con este tipo de muestreo es posible detectar una exposición elevada en especies como el aguilucho lagunero en humedales mediterráneos.

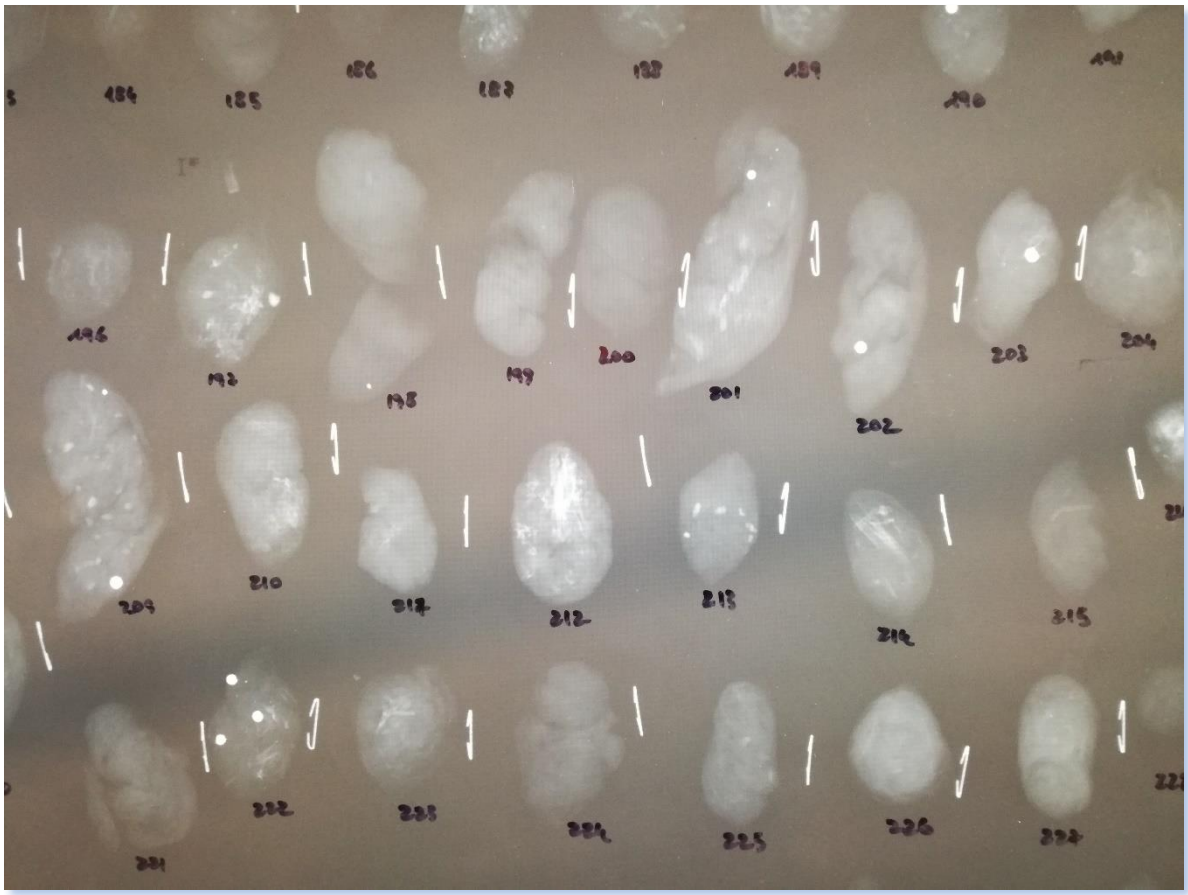

Foto 4. Radiografía de egagrópilas de aguilucho lagunero (*Circus aeruginosus*) en las que se observan diversos perdigones de plomo.

Tabla 7. Prevalencia de perdigones de Pb en egagrópilas de aves de presa

Especies	Zona/País	N	%
Milano real (*Milvus milvus*)	Inglaterra, Reino Unido[a]	264	1,5-2,3
	España Centra[b]	1.233	1,05
	Doñana, España[c,d]	962	2,2
Alimoche (*Neophron percnopterus*)	Valle del Ebro, España[e]	327	0
	Islas Canarias, España[f]	424	3,1
Aguilucho lagunero (*Circus aeruginosus*)	Charante-Maritime, France[g]	459	14,8
	Delta del Ebro, España[h]	521	10,7
	Doñana, España[i]	513	2,1
Águila imperial ibérica (*Aquila adalberti*)	España[j]	2.400	0,54
	Centro de España[k]	-	5,5
	Doñana, España[c,d]	615	4,2
Águila real (*Aquila chrysaetos*)	Norway[l]	-	70
Águila perdicera (*Aquila fasciata*)	Granada, España[m] (2004-2014)	1.535	2,87
Águila calzada *Hieraetus pennatus*)	Doñana, España[d]	76	0
Halcón peregrino (*Falco peregrinus*)	Doñana, España[d]	117	0,9
Lechuza común (*Tyto alba*)	Doñana, España[d]	50	0

[a]Pain et al. 2007; [b]García y Viñuela 1999; [c]Mateo et al. 2001a, [d]2007a; [e]Gangoso et al, 2009; [f]Donázar et al. 2002; [g]Pain et al. 1993, 1997; [h]Mateo et al. 1999; [i]González 1991; [j]González y Hiraldo 1988; [k]Castaño Lopez 2005, [l]Pain y Amiard-Triquet 1993; [m]Gil-Sánchez et al, 2018.

En Europa han sido diagnosticados casos de exposición anormal o intoxicación clínica/letal en numerosas especies de aves rapaces (Figura 5). Probablemente una de las especies de aves rapaces más afectadas por la intoxicación por plomo en Europa ha sido el pigargo europeo (Figura 5), al igual que ocurre con el águila calva (*Haliaeetus leucocephalus*) en América del Norte (Patte y Hennes 1983) o el pigargo de Steller (*Haliaetus pelagicus*) en Asia (Kim et al. 1999). En 1988, el pigargo europeo se consideraba amenazado (T), desde 1994 hasta 2004 se categorizó como casi amenazada (NT), y desde 2005 hasta 2015 se considera de preocupación menor (LC) (IUCN 2017). Kenntner et al. (2001) analizaron 66 pigargos encontrados muertos, enfermos o heridos entre 1993 y 2000 en Alemania y Austria; el 28% (16 aves) tenía niveles de plomo en hígado de entre 15 y 192 µg/g p.s. En el este de Alemania, nueve pigargos europeos de 46 encontrados muertos entre 1978 y 1998 fueron diagnosticados como intoxicados por plomo (Kenntner et al. 2004). En una recopilación más extensa de casos, Kenntner et al. (2005) reportaron los análisis de hígado

y riñón de 277 pigargos europeos encontrados muertos o moribundos en Alemania entre 1979 y 2005 y detectaron niveles compatibles con intoxicación por plomo (>15 µg/g p.s.) en el 24% de ellos. En una revisión posterior, Krone et al. (2009) registraron una mortalidad del 25% en esta especie a partir de 391 casos investigados. Müller et al. (2001) también describieron dos casos clínicos de intoxicación con plomo en esta especie en Alemania. También se han detectado intoxicaciones por plomo en cuatro pigargos europeos del noroeste de Polonia (N=25, 16%; Falandysz et al. 1988, 2001; Kalisińska et al. 2006), dos de Groenlandia (N=12, 16,7%; Krone et al. 2004) y dos en Finlandia (N=11, 18,2%; Krone et al. 2006). En Suecia, Helander et al. (2009) analizaron 118 pigargos europeos muertos entre 1981 y 2004 y encontraron en el 22% niveles elevados en hígado o riñón (>6 µg/g p.s.) y el 14% presentaron niveles diagnósticos de intoxicación por plomo (>20 µg/g p.s.). Isomursu et al. (2018) observaron que el plumbismo era la principal causa de mortalidad en pigargo europeo en Finlandia con un 31% de los casos. En Polonia, Kitowski et al. (2017a) diagnosticaron que el 32% de los pigargos europeos (N=22) encontrados muertos presentaban niveles de plomo en hígado superiores a 30 µg/g plomo, compatibles con intoxicaciones agudas. Nadjafzadeh et al. (2016) observaron que las carroñas de mamíferos cazados constituyen una parte importante de la dieta del pigargo europeo (29,5%) y que esta es la principal fuente de exposición a la munición de plomo.

Otra especie muy afectada, como se puede observar por el número de casos (Figura 5) es el águila real (*Aquila chrysaetos*). Casos de intoxicación en esta especie han sido descritos en toda Europa, con diez casos en Suecia (Borg 1975), seis en España (Foto 5; Cerradelo et al. 1992; Mateo et al. 2011), cinco en Suiza (Kenntner et al. 2007; Madry et al. 2015), dos en Alemania (Bezzel y Fünfstück 1995) y uno en Austria (Zechner et al. 2005). Las tasas de ingestión que se obtuvieron en un estudio en Noruega fueron extremadamente elevadas, donde el 70% de las egagrópilas contenían perdigones de plomo (Tabla 7).

Foto 5. Radiografía de águila real (Aquila chrysaetos) con perdigones de plomo en su estómago (Autor foto: S. Cerradelo). Cerradelo et al. (1992).

Foto 6. Radiografía de buitre leonado (*Gyps fulvus*) con un fragmento de bala de plomo en su estómago (Autor foto: R. Mateo). Mateo et al. (1997c).

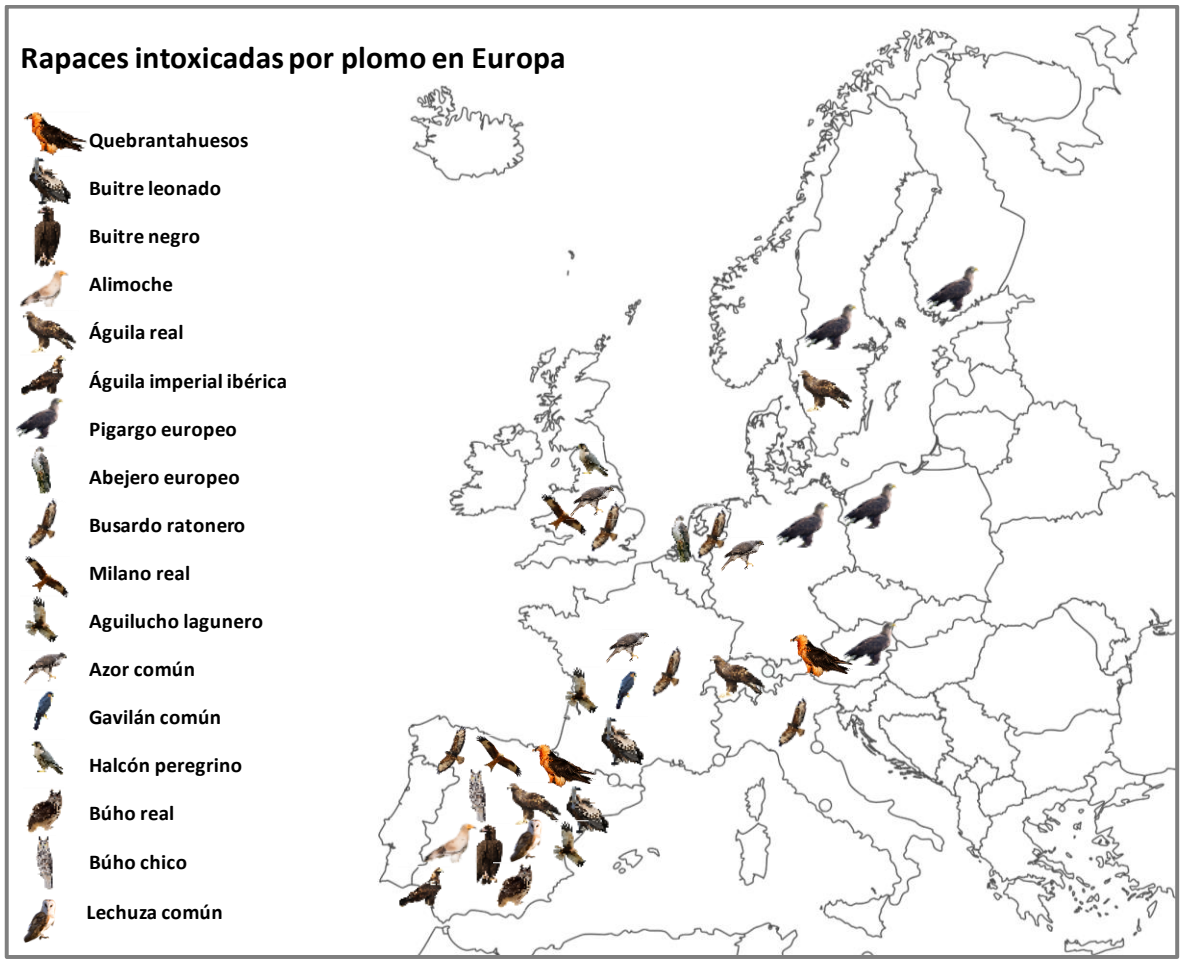

Figura 5. Especies de aves presa detectadas con signos de intoxicación por plomo en cada país de Europa. Modificado a partir de Mateo (2009).

El águila imperial ibérica es una de las rapaces más amenazadas de Europa (BirdLife 2004), que al igual que otras grandes águilas se ve afectada por la ingestión de munición de plomo con sus presas. En Doñana, donde las águilas imperiales consumen con frecuencia carroñas de aves acuáticas, el 14,7% de las egagrópilas recogidas en la temporada de invierno entre 1991-96 contenía perdigones de plomo (Mateo et al. 2001a). Una menor presencia se observó en las egagrópilas recogidas durante 1997 y 2002, en las que sólo el 2,8% tenía perdigones (Mateo et al. 2007a). Aunque la tasa de ingestión de perdigones de plomo estudiada mediante la presencia de perdigones en egagrópilas era más baja fuera de Doñana (Tabla 7), un caso de intoxicación por plomo ha sido descrito en la España central

por Hernández (1995) (Figura 5). Otras cuatro águilas, dos de ellas en Doñana, presentaron niveles de plomo en hueso >50 µg/g p.s. (Pain et al. 2005), compatibles con intoxicación clínica aguda. La ingestión de perdigones de plomo en águila imperial ibérica en Doñana puede variar entre años dependiendo de la presión cinegética sobre el ganso común, que varía según el nivel del agua en las áreas protegidas, haciendo que fluctúe la disponibilidad de sus carroñas (Mateo et al. 2007a). Rodríguez-Ramos Fernandez et al. (2011) detectaron niveles elevados de plomo en hueso (>20 µg/g) en el 3.6% de las águilas imperiales encontradas muertas en la zona centro de España (n=85). Sin embargo, ninguno de los hígados analizados (n=15) mostró niveles elevados de plomo. Los niveles de plomo en plumas secundarias de estas aves estuvieron positivamente relacionados con la densidad de caza mayor a lo largo de la zona de estudio, lo que indicaría esta posibilidad de intoxicación a través del carroñeo de restos de monterías (Rodríguez-Ramos Fernández et al. 2011). En esa zona del centro de España la frecuencia de perdigones en egagrópilas era del 5,5% en 1994-2004 (Castaño Lopez 2005), si bien estudios anteriores daban cifras por debajo del 1% (González e Hiraldo 1988).

El aguilucho lagunero (*Circus aeruginosus*) en los humedales Mediterráneos frecuentemente ingiere perdigones de plomo ya que es una especie oportunista que se puede observar frecuentemente buscando aves acuáticas heridas al terminar las cacerías (Chapman y Buck 1893). En Charente-Maritime (Francia), Pain et al. (1993, 1997) encontraron perdigones de plomo entre el 11,5 y 25% de las egagrópilas en invierno, mientras que únicamente el 1,4% en las egagrópilas recogidas en mayo y junio presentaban perdigones. En España, la presencia de perdigones de plomo en egagrópilas de aguilucho lagunero era del 10,7% en el Delta del Ebro (Mateo et al. 1999) y del 1,8-4,3% en Doñana (González 1991, Mateo et al. 2007a). Estas tasas de ingestión de perdigones en aguilucho lagunero explican los elevados niveles de plomo en sangre (>30 µg/dl) detectados en aguiluchos capturados vivos en Charente-Maritime (Francia) (33%; Pain et al. 1993, 1997), en la Camarga (Francia) (26%; Pain et al. 1993) y en el Delta del Ebro (40%; Mateo et al. 1999). Un aguilucho de Charente-Maritime encontrado muerto mostró elevados niveles de

plomo en hígado (54,9 µg/g en peso seco) que serían compatibles con una intoxicación aguda letal (Pain et al. 1993).

Otra especie de ave de presa en la que han sido detectados perdigones de plomo en las egagrópilas es el águila perdicera (*Aquila fasciata*). Gil-Sánchez et al. (2018) analizaron 1.363 egagrópilas de águila perdicera de 12 territorios en la época de reproducción y 172 en 9 territorios en época no reproductiva, recogidas entre 2004 y 2014. En el 83,3% de los territorios detectaron perdigones de plomo en las egagrópilas recogidas. La prevalencia de perdigones de plomo en egagrópilas fue del 3% en época de reproducción, y del 1% en época no reproductiva. Estos resultados se relacionaron con el consumo de perdices rojas en la época de reproducción, y secundariamente con el consumo de conejo en la época no reproductiva, coincidiendo con la temporada de caza.

El milano real (*Milvus milvus*) (NT) sufrió un importante declive en Europa, especialmente debido al uso de veneno para matar depredadores. La intoxicación por plomo también ha sido considerada como una causa significativa de mortalidad en algunas áreas para esta especie (Figura 5). Durante el programa de reintroducción del milano real en Reino Unido en 1989 se encontraron algunos individuos muertos o moribundos (Pain et al. 2007); seis de 44 milanos tenían concentraciones de plomo en hígado superiores a los 15 µg/g p.s, y cuatro de estos, el 9%, probablemente murieron a causa de la intoxicación por plomo. La tasa de ingestión de perdigones de plomo en los milanos reintroducidos se vio reflejada por la presencia de perdigones de plomo en el 1,5-2,3% de las egagrópilas. Más recientemente, Molenaar et al. (2017) recopilaron que de los 162 milanos reales encontrados muertos en Reino Unido entre 1998 y 2006, seis fueron diagnosticados como intoxicados por plomo. En España, la presencia de perdigones de plomo ha sido detectada en el 5,5% de las egagrópilas de milano real recogidas en Doñana al final de la temporada de caza (Mateo et al. 2001a). Un porcentaje más bajo se observó en las egagrópilas recogidas durante todo el año en estas marismas (1,8%; Mateo et al. 2007a) y también en otras áreas en España (1,05%; García y Viñuela 1999). Se encontró un milano real muerto en España central que tenía concentraciones de plomo en hueso superiores a los 20 µg/g p.s., y otros tres tenían valores entre 10 y 20 µg/g p.s. (Mateo et al. 2003b). En un estudio

reciente, Berny et al. (2015) determinaron las causas de mortalidad de 4 especies de rapaces en Francia y el 11,8% de los milanos reales (N=34) encontrados muertos estaban intoxicados por plomo.

La intoxicación por plomo ha sido descrita en cuatro especies de buitre que habitan en Europa: buitre leonado (*Gyps fulvus*) (Mateo et al. 1997c), buitre negro (*Aegypius monachus*) (Hernández y Margalida 2008), quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*) (NT) (Hans Frey, Richard Faust Beard Vulture Breeding Centre, Austria, comunicación personal) y alimoche (*Neophron percnopterus*) (Rodríguez-Ramos et al. 2009).

En España, Mateo et al. (1997c) describieron un caso de intoxicación letal por plomo en un buitre leonado con 52 µg/g p.s. de plomo en hígado (Foto 6). Anteriormente, García-Fernández et al. (1995) habían observado niveles elevados de plomo en sangre (>20 µg/dl) en seis buitres leonados. García-Fernández et al. (2005) observaron que el 91% (21 de 23) de los buitres leonados capturados vivos en el sureste de España tenía niveles de plomo >20 µg/dl y dos de ellos tenían más de 150 µg/dl, y por tanto superaban los límites asociados con una intoxicación clínica aguda. En un estudio más reciente, Carneiro et al. (2015) determinaron la presencia de niveles de plomo en sangre por encima de 20 µg/dl en el 66.2% de los buitres leonados capturados vivos en Portugal (N=24) y en el 93,3% en Cataluña (España) (N=30). En el mismo estudio determinaron que entre los buitres ingresados en centros de recuperación estos porcentajes de exposición eran del 53,2% (N=47) y 55% (N=20), respectivamente. En buitres leonados ingresados en centros de recuperación de fauna, González et al. (2017) detectaron niveles por encima de 20 µg/dl en sangre en el 26% de los individuos (N=32). En otro estudio llevado a cabo con buitres leonados del Parque Natural Hoces del Río Riaza (España) fueron detectados niveles en sangre por encima de 20 µg/dl en el 11,6% de las aves (WWF, datos inéditos). En otro estudio con buitres leonados de la Comunidad Valenciana (España), Espín et al. (2014) detectaron niveles >20 µg/dl de plomo en sangre en el 31,8% de las aves analizadas (N=66). En un estudio llevado a cabo en Aragón (España), Mateo-Tomás et al. (2016) encontraron niveles de plomo en sangre por encima del 20 µg/dl en el 44,9% de los buitres analizados (N= 669); más concretamente en el 4,2% los niveles se encontraban en un rango de

toxicidad clínica (50-100 µg/dl) y en el 1,4% se superaban niveles de 100 µg/dl que son compatibles con una intoxicación letal. En este estudio, un análisis espacial de los niveles de plomo con relación a diferentes variables del territorio y con la información de ratios de isótopos estables de Pb mostró que una parte importante de los valores cercanos a las 20 µg/dl pueden ser explicados por la geología del terreno, lo que explicaría los altos niveles de exposición detectados en esta especie en diferentes zonas de España (Mateo-Tomás et al. 2016). En Francia, Berny et al. (2015) detectaron que el 2,52% de los buitres leonados (N=119) murieron como consecuencia de una intoxicación con plomo. También en Israel ha sido detectado un caso de plumbismo en buitre leonado (Horowitz et al. 2014).

El alimoche es otro de los buitres que ha sido objeto de estudios para conocer en ella la incidencia del plumbismo. Donázar el al. (2002) observaron que el 21,7% (5 de 23) de los alimoches de las Islas Canarias (España) presentaban concentraciones de plomo en sangre >20 µg/dl y uno tenía más de 50 µg/dl, superando los límites asociados con intoxicación clínica aguda. La presencia de perdigones de plomo fue detectada en el 5,3% de las egagrópilas recogidas en enero y el 1,3% de las recogidas en noviembre. Los alimoches de las Islas Canarias ("guirres") son sedentarios, a diferencia de las aves continentales que migran a África en invierno. Esta diferencia, hace que la población de las Islas Canarias sea más vulnerable porque se alimentan de presas abatidas con munición de plomo durante la temporada de caza. Gangoso et al. (2009) detectaron niveles de plomo en sangre superiores a 20 µg/dl en 10 alimoches (7,3%) de las Islas Canarias (N=137 adultos y polluelos), y una de estas aves, mostró una concentración de 178 µg/dl. En este estudio se pudo comprobar que el grado de exposición al plomo en esta población canaria era más elevado que en la peninsular. Además, los autores también analizaron 28 huesos de alimoches encontrados muertos en las Islas Canarias y uno de ellos tenía concentraciones superiores a 20 µg/g p.s. Este estudio permitió observar que los individuos más expuestos al plomo presentan una menor mineralización ósea.

Otra especie afectada por la intoxicación con plomo como consecuencia del uso de este tipo de munición es el quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*) (Brown 1991). Hernández y Margalida (2009) estudiando la exposición de los quebrantahuesos en los Pirineos

detectaron en dos individuos altos niveles de plomo en sangre, otros dos presentaron concentraciones de plomo en hígado indicativos de una excesiva exposición a este metal pesado y otro quebrantahuesos tenía una elevada concentración de plomo en hueso compatible con haber sufrido una intoxicación clínica. La intoxicación con este metal pesado es un problema muy importante para la población de quebrantahuesos en Europa como consecuencia de la acumulación de plomo a largo plazo. Debido a su dieta, esta especie tiene una fisiología gástrica adaptada a la digestión de huesos con un bajo pH que puede favorecer la absorción del plomo (Berny et al. 2015). En Suiza, dos de cinco quebrantahuesos encontrados muertos presentaban concentraciones elevadas de plomo en hueso (59 y 100 µg/g; Ganz et al. 2018). Fuera de Europa, Kruger (2014) documentó mediante el análisis de huesos de cinco quebrantahuesos de Sudáfrica que cuatro de ellos mostraban niveles de plomo >10 µg/g, indicativos de una exposición elevada, y dos de estos superaban incluso las >20 µg/g.

Varios estudios han analizado tejidos de aves admitidas en centros de rehabilitación de fauna silvestre para evaluar la exposición al plomo en aves de presa en Europa. Un ratonero común (*Buteo buteo*) (N=28) encontrado en los Países Bajos mostró una concentración de plomo en hueso de 22,5 µg/g p.s. (Hontelez et al. 1992). Jager et al. (1996) detectó en 11 ratoneros de 80 recogidos en los Países Bajos una cantidad total de Pb en riñón superior a los 6 µg y en hígado superior a los 20 µg (concentraciones no reportadas). Unos elevados niveles de plomo en hígado también fueron encontrados en ratoneros de Dinamarca (Clausen y Wolstrup 1979) y Polonia (Kitowski et al. 2016, 2017b). En los Países Bajos también se ha descrito un caso de intoxicación por plomo en abejero europeo (*Pernis apivorus*) (Lumeij et al. 1985). Tres ratoneros comunes (N=85), un azor común (*Accipiter gentilis*) (N=1), y dos gavilanes comunes (*Accipiter nisus*) (N=30) de Francia presentaron niveles de plomo en hígado >15 µg/g p.s. (Pain y Amiard-Triquet 1993). En Reino Unido, Pain et al. (1995), reportaron dos ratoneros comunes (N=56) y dos halcones peregrinos (*Falco peregrinus*) (N=26) con concentraciones de plomo en hígado con >15 µg/g p.s., y niveles >6 µg/g en otras seis especies, incluyendo 6 de 63 esmerejones (*Falco columbarius*) y 2 de 7 águilas reales. En Alemania, dos azores comunes de 62 encontrados muertos o

moribundos mostraron concentraciones de plomo en hígado de 158 y 20 µg/g p.s., respectivamente (Kenntner et al. 2003). Battaglia et al. (2005) reportaron dos ratoneros comunes (N=18) en Italia, con más de 20 µg/g p.s. de plomo en hígado. También en Italia Andreotti et al. (2018) describen el hallazgo de un halcón peregrino encontrado muerto con perdigones en el estómago junto con restos ingeridos de una paloma, si bien los niveles de plomo en tejidos nos sugerían que el plumbismo fuese la causa primaria de la muerte. En España, Pérez-López et al. (2008) encontró un ratonero común (N=44) con una concentración de plomo en hígado de 18,1 µg/g en peso seco.

Las rapaces nocturnas también están expuestas a perdigones de plomo, pero existen pocos estudios sobre ellas. Un búho real (*Bubo bubo*) (N=42) de España central mostró 185 µg/g p.s. de plomo en hueso (Mateo et al. 2003b) y otro encontrado en el sureste de España (N=9) tenía 43 µg/g p.s. de plomo en hueso (García-Fernández et al. 1997). Un búho chico (*Asio otus*) fue encontrado muerto por plumbismo en Madrid (España) cerca de un campo de tiro de palomas (Brinzal 1996), y una lechuza (*Tyto alba*) fue encontrada muerta en el norte de España con 226 µg/g p.s. de plomo en hígado (González et al. 1983), concentración que estaría asociada a una intoxicación clínica aguda.

Aunque la principal vía de exposición al plomo en las aves rapaces es la ingestión de la munición presente en sus presas, algunos estudios apuntan a que los perdigones incrustados en su cuerpo por disparo pueden también producir un ligero aumento de los niveles de plomo en sangre (Berny et al. 2017).

Meyer et al (2016) evaluaron los efectos que podría tener la intoxicación por plomo en la tendencia poblacional de tres especies de aves rapaces. Para ello utilizaron modelos poblacionales para crear diferentes escenarios y poder demostrar cómo los cambios en algunos parámetros podrían afectar a 3 especies susceptibles de ingerir perdigones de plomo como son la perdiz pardilla, el busardo ratonero y el milano real. En dichos modelos incluyeron la estimación de mortalidad debida a la ingestión de perdigones de plomo en base a estudios realizados en Reino Unido y Francia. Según estos modelos, la tendencia poblacional de la perdiz pardilla era decreciente en el continente europeo, era estable para el busardo ratonero en Alemania y era creciente para el milano real en Gales. A pesar de

que la ingestión de perdigones de plomo y el envenenamiento en los modelos no cambiaba la dirección de la tendencia poblacional para las 3 especies, se reduciría el tamaño de la población y se ralentizaría el crecimiento poblacional. La ingestión de perdigones de plomo en las tasas de los modelos reduciría el tamaño poblacional de las perdices en un 10%. Para el busardo ratonero, disminuyó el tamaño medio poblacional debido a la combinación de la ingestión de perdigones de plomo y los envenenamientos. Aunque la población de milano real mostraba una tendencia creciente, la ingestión de perdigones de plomo podía reducir la tasa de crecimiento anual del 6,5% al 4%, y por tanto ralentizar su recuperación.

Foto 6. Azor común (*Accipiter gentilis*) alimentándose de una perdiz roja (*Alectoris rufa*). Autor foto: A. de la Beldad.

CONTAMINACIÓN POR PLOMO DE LA CARNE DE CAZA Y EXPOSICIÓN EN LOS CONSUMIDORES HUMANOS

Contaminación por plomo en la carne de caza. El consumo frecuente de carne de caza contaminada por la munición de plomo puede suponer un riesgo para la salud por varios motivos. Por una parte, las aves que han ingerido perdigones de plomo presentan niveles de este metal pesado en sus tejidos, principalmente en hígado (Guitart et al. 2002) y en músculo (Mateo 2011; Mateo et al. 2014; Felsmann y Szarek 2015). Los niveles de plomo detectados en estas aves intoxicadas superan frecuentemente los niveles máximos de residuos establecidos por la UE para el plomo en las vísceras (0,5 µg/g p.f.) y carne (0,1 µg/g p.f.) destinados al consumo humano (European Comission 2001).

Además del plomo que el ave ha podido incorporar biológicamente por vía oral una vez ha sido absorbido y distribuido en por sus tejidos, la propia presencia de la munición de plomo en el cuerpo de los animales cazados supone un riesgo de exposición para los consumidores humanos. Mateo et al. (2011) observaron que el 54,7% de las perdices rojas cazadas en un ojeo presentaron (una vez retirados los perdigones) niveles de plomo superiores al nivel máximo de residuos establecido por la UE. El plomo de la munición en la carne de caza es además más bioaccesible tras haberla cocinado, especialmente, cuando se llevan a cabo recetas altamente ácidas, como con el uso de vinagre para el escabeche, ya que parte del plomo de la munición es transferida a la carne adyacente durante la cocción (Mateo et al. 2007b, 2011). En aves acuáticas cazadas con munición de plomo también se encuentra una mayor contaminación del músculo por este metal (hasta el 33,9% por encima del nivel máximo de Pb establecido en la UE) que en aquellas abatidas con munición de acero (Mateo et al. 2014). En dicho estudio realizado en el Delta del Ebro se pudo comprobar que el plomo ingerido por los patos tiene una mayor contribución en la contaminación de la carne que el procedente del disparo y que si se aplica correctamente la prohibición del perdigón de plomo es posible reducir significativamente los niveles de plomo en la carne de los patos (Mateo et al. 2014).

En Groenlandia, la carne de aves marinas abatidas con perdigones de plomo y hervida en agua salada, receta tradicional llamada “suaasat”, presentó concentraciones de plomo

de 0,22 µg/g p.f. Este valor fue diez veces más alto que en la carne de aves no abatidas con perdigones de plomo (Johansen et al. 2001). Además, también mostraron concentraciones medias de plomo de 6,1 y 0,73 µg/g en pechuga de arao de Brünnich (*Uria lomvia*) y de eider común, respectivamente, cuando habían sido abatidos con munición de plomo (Johansen et al. 2004). En Reino Unido, perdices rojas y faisanes comunes abatidos con plomo presentaron niveles de este metal superiores a 0,1 µg/g en el 56,1% y 46,6% de la carne cruda, respectivamente. La concentración media de plomo de la carne cocinada de estas especies fue de 1,12 y 0,98 µg/g, respectivamente (Pain et al. 2010). Andreotti et al. (2016) también encontraron niveles elevados de plomo en la carne de becadas abatidas con perdigón de este material en Italia, incluso cuando los fragmentos de los perdigones de plomo habían sido retirados antes del análisis.

La contaminación de la carne de caza por plomo no se limita a la caza menor. En la caza mayor, aunque la zona del impacto de la munición está más localizada que en la caza menor, las balas tienden a romperse al impactar con el animal, produciendo numerosos fragmentos a lo largo de la trayectoria del proyectil dentro del cuerpo del animal (Knott 2012; Kollander et al., 2017), algo que también ocurre en menor medida con los perdigones usados en caza menor (Mateo et al. 2011; Felsmann et al 2016). Diversos estudios describen niveles altos de contaminación en caza mayor (Falandysz 1994; Tsuji et al. 2009; Sevillano Morales et al. 2011). No obstante, hay que tener en cuenta que las especies de caza pueden estar expuestas a otras fuentes de plomo, como pueden ser los suelos en regiones mineras (p.e. Sierra Morena, Sierra Madrona y Valle de Alcudia), llegando a acumular por esta otra fuente niveles de plomo en músculo y vísceras que superan los niveles máximos establecidos en la UE (0,1 y 0,5 µg/g en peso fresco, respectivamente) (Taggart et al. 2011).

En Reino Unido, Knott et al. (2010) evaluaron el grado de fragmentación de las balas de plomo en ciervos común (*Cervus elaphus*), encontrando una media de 356 fragmentos de plomo por animal abatido (Knott et al. 2010). Si la zona dañada por el disparo no es retirada adecuadamente durante el procesamiento de la canal, podemos después encontrar restos de munición en la carne de caza mayor y sus productos elaborados como embutidos y cecina (Foto 7). En un estudio llevado a cabo en Eslovaquia sobre el consumo de jabalíes

abatidos con munición de plomo no encontraron concentraciones extremadamente altas de este metal, pero si suficientes como para que ninguna de las muestras estudiadas fuese apta para el consumo humano (Gašparík et al. 2017).

Exposición al plomo en humanos a través del consumo de carne de caza. Diversos estudios han sido llevados a cabo para conocer los niveles de plomo en humanos que consumen carne de caza abatida con munición de plomo. En Groenlandia, Bjerregaard et al. (2004) observaron que las personas que consumían aves marinas abatidas con plomo con más frecuencia presentaban niveles de plomo en sangre más elevados. Aquellas que las consumían dos o tres veces al mes presentaban concentraciones de 7,5 µg/dl de plomo en sangre, con un consumo de una a tres veces por semana presentaban 11 µg/dl, con un consumo de cuatro a seis veces por semana 11,7 µg/dl y en el caso de un consumo diario los niveles fueron de 17 µg/dl. Johansen et al. (2006) también evaluaron la concentración de plomo en sangre de consumidores de aves de caza y las concentraciones más altas se presentaron en invierno cuando el consumo de aves de caza era mayor. Los resultados obtenidos mostraron una clara relación entre el número de aves de caza consumidas y los niveles de plomo en sangre de los participantes en el estudio. También se puedo comprobar que los eíderes eran una fuente más importante de exposición al plomo que el arao común (*Uria aalge*).

Foto 7. Fragmentos de plomo (izquierda y derecha) y de la camisa de la bala (centro) en tres productos de carne de caza procesada (Autor fotos: R. Mateo).

En 2012, el Comité Científico Noruego para la Seguridad Alimentaria (VKM) evaluó el riesgo de exposición al plomo de la carne de caza de cérvido para la población de Noruega, y por otra parte el Instituto Noruego de Salud Pública investigó la asociación entre el consumo de carne de cérvido y las concentraciones de plomo en sangre en noruegos (Knutsen et al. 2015). El VKM concluyó que las concentraciones de plomo en sangre de noruegos medidas en el estudio estaban en el rango o incluso excedían los valores de referencia para un mayor riesgo de hipertensión arterial y una mayor prevalencia de enfermedad renal crónica en adultos, y efectos del neurodesarrollo en niños. La exposición adicional al plomo de la carne de caza de cérvido en consumidores frecuentes (mensuales o más frecuentes) de dicha carne se considera, por lo tanto, un motivo de preocupación (Knutsen et al. 2015). Otro estudio realizado en Noruega detectó concentraciones de plomo en sangre que excedían los niveles basales normales en algunos de los participantes y esta mayor exposición estuvo asociada al consumo de carne de caza y de vino (Birgisdottir et al. 2013). En 2012, otro estudio en Noruega comparó el consumo de carne de cérvido con las concentraciones de plomo en sangre de consumidores de este alimento (Meltzer et al. 2013). El consumo de carne de cérvido una vez al mes o más estuvo asociado con un incremento del 31% aproximadamente de plomo en sangre de los participantes y este aumento parecía estar asociado con el consumo de carne picada de cérvido. Sin embargo, algunos de los participantes con un alto consumo de carne de caza presentaron concentraciones de plomo bajas (Meltzer et al. 2013). En Dinamarca, Kanstrup et al. (2016) resaltan la necesidad de informar sobre los riesgos de consumir carne de caza abatida con munición de plomo para la salud pública, haciendo hincapié en las mujeres embarazadas y los niños, ya que el riesgo es mayor en estos grupos de población. Además, proponen que como Dinamarca es miembro de la UE podría sugerir un cambio en las regulaciones sobre el nivel de plomo permisible en la carne de caza, mediante la modificación del Reglamento (CE) nº 1881/2006 de la Comisión (Kanstrup et al. 2016). En España no se han llevado a cabo estudios sobre los niveles de plomo en sangre con relación al consumo de carne de caza, pero se sabe que las familias de los cazadores son las que más frecuentemente consumen

carne de caza, y este consumo no sólo se limita a la temporada de caza, ya que los animales abatidos son congelados y después consumidos a lo largo del año. Además, la temporada de caza se puede extender a todo el año en algunas regiones, cuando se permite la caza para el control de poblaciones de jabalíes y conejos (Mateo et al. 2011).

Evaluación del riesgo de exposición a partir de los niveles de plomo en la carne de caza.

Green y Pain (2012) mostraron que el plomo de la munición es una fuente predominante y significativa de exposición en la dieta de una pequeña proporción de la población de Reino Unido que consume carne de caza frecuentemente. En Reino Unido, aproximadamente un millón de personas comen carne de aves de caza al menos una vez al año, y al menos decenas de miles de personas de la comunidad de cazadores son grandes consumidoras de carne de caza. Estos autores destacan también que los niños son el grupo más vulnerable a los efectos negativos de la ingestión de plomo. De los consumidores de carne de caza de alto nivel, el 79% consumen carne de caza una o dos veces por semana durante la temporada de caza y el 21% restante lo hacen más frecuentemente (tres o más veces por semana) (Green y Pain 2012). También en Reino Unido, Taylor et al. (2014) determinaron el consumo de aves de caza en una población representativa de Reino Unido y en niños y mujeres de 15-45 años, en particular. De los 2.126 participantes, el 2,7% (58 personas) consumían carne de aves de caza. Aunque el consumo en las mujeres en edad fértil y niños ≤6 años fue relativamente bajo (2,9% y 0,9%, respectivamente), los autores destacan que cualquier exposición elevada al plomo en estos grupos de población debería ser evitado. También en Reino Unido, Hunt et al. (2009) evaluaron la incidencia y biodisponibilidad de fragmentos de balas de plomo en carne de venado ya que es un alimento frecuentemente consumido por cazadores y familiares. Los resultados del estudio muestran que los consumidores de carne de venado corren el riesgo de exponerse anormalmente al plomo cuando el animal ha sido abatido con munición de plomo. Además, el 80% de los ciervos mostraron al menos un fragmento de bala en uno o más de uno de los paquetes de carne picada obtenidos a partir de ellos.

En España, Guitart et al. (2002) llevaron a cabo un estudio con 411 aves acuáticas de interés cinegético. Los autores concluyeron que más del 40% de estas aves acuáticas no

deberían haberse considerado aptas para el consumo humano ya que superaban los niveles máximos establecidos de plomo en hígado de aves (European Comission 2001). Hay que destacar, que la ley española no obliga a pasar ningún tipo de control sanitario o veterinario a este tipo de caza menor para el autoconsumo (Guitart et al. 1999, Guitart et al. 2002).

Uno de los aspectos para tener en cuenta de la contaminación debida a los restos de munición en la carne es la forma química en la que se encuentra el plomo y como puede cambiar durante la cocción. Es bien sabido que en su forma metálica el plomo es poco biodisponible, pero durante la cocción, en especial con recetas ácidas que contengan vinagre este plomo metálico puede solubilizarse y pasar a ser biodisponible (Mateo et al. 2007b, 2011). La biodisponibilidad del Pb en carne cocinada con vinagre es del 23,6%, mientras que con vino es del 15.7%. En base a estos datos, los modelos de exposición al plomo nos muestran que los consumidores con >10 mg/dl de Pb en sangre bajarían del 2,08% usando vinagre en la cocción al 0,26% usando vino si la carne de caza representase el 50% del total de la carne de su dieta (Mateo et al. 2011). Recientemente, Mateo et al. (2014) evaluaron los beneficios de la prohibición del uso del perdigón de plomo tanto para las aves como para el ser humano. El 68-78% de las aves analizadas que habían ingerido perdigones también presentaban niveles de plomo en músculo superiores a los establecidos por la UE para la carne destinada a consumo humano y estos niveles bajaron significativamente después de la aplicación efectiva de la prohibición del perdigón de plomo en la caza de aves acuáticas. Sevillano Morales et al. (2011) evaluaron el riesgo que supone el consumo de carne de caza (de ciervo y jabalí) para la salud pública. Encontraron que los niveles promedio de plomo en la carne de jabalí eran mayores a los detectados en ciervo. Los resultados mostraron que la ingesta promedio de plomo entre diferentes escenarios de exposición varía entre 0,1 y 0,6 µg/kg por semana para la carne de cérvido y de 0,3 a 38 µg/kg por semana de la carne de jabalí. La ingesta de plomo como consecuencia del consumo de carne de caza basado en datos obtenidos en encuestas sería significativamente mayor entre los cazadores que en los no cazadores (Sevillano Morales et al. 2011). En un estudio más reciente, Sevillano Morales et al. (2018) estiman que entre los cazadores y sus

familiares la ingesta de carne de caza es de 6,87 kg/persona/año e incluyendo la carne procesada de 8,57 kg/persona/año.

En un estudio llevado a cabo en Italia, Danieli et al. (2012) evaluaron la exposición al plomo en los cazadores que consumen carne de jabalíes. Los niveles de plomo en hígado de jabalí eran similares o más bajos a los valores detectados en otros estudios, sin embargo, algunas muestras presentaron niveles superiores a los límites establecidos en la UE para los animales domésticos. Hay que destacar, que en Italia la carne de caza tampoco está sujeta al control de seguridad alimentario descrito en el Reglamento (CE) 853/2004 y la mayor parte de la carne de caza se consume en entornos domésticos o se suministra en pequeñas cantidades directamente a consumidores minoritarios (Danieli et al. 2012). El consumo de carne de becada abatida con munición de plomo también puede aumentar la exposición a este metal (Andreotti et al. 2016). En Italia, se estima que más de 230.000 ungulados son cazados anualmente, produciendo 6.828 toneladas de carne de caza (Ramanzin et al. 2010), además de al menos 17 millones de aves (Hirschfeld y Heyd 2005) y un número desconocido de conejos y liebres.

En Croacia, Lazarus et al. (2014) resaltan que la carne de caza se sirve en restaurantes y hogares en todo el país y su consumo medio por parte de la población general es de 4 veces al año. Los resultados que obtuvieron en este estudio indican que el consumo de carne de caza con esta frecuencia no supone un riesgo para la salud, ni el caso de consumirla mensual ni semanalmente. Sin embargo, obtuvieron un alto porcentaje de muestras, tanto de hígado como de riñón, que superaban los limites legislativos para plomo, por lo que aconsejan que los adultos reduzcan el consumo de carne de caza y en el caso de niños, embarazadas y mujeres lactantes deberían eliminar totalmente el consumo de esta carne en su dieta. La contaminación de la carne con plomo en la mayoría de las especies consumidas (jabalíes, ciervos y corzos) podría ser evitada utilizando munición libre de plomo (Lazarus et al. 2014).

En Noruega, Lindboe et al. (2012) han estudiado la exposición al plomo en humanos a consecuencia del consumo de la carne picada de alce (*Alces alces*) y concluyeron que con una ingesta moderada de carne (2 g/kg de peso corporal, p.c.), una sola comida representaría la ingesta de 11 µg/kg p.c. de media, con un máximo de 220 µg/kg p.c. Los

modelos que elaboran estos autores predicen una ingesta semanal mediana a partir del consumo de carne de alce de 12 µg/kg p.c. con una comida a la semana y de 25 µg/kg p.c. con dos comidas a la semana. Esto indica que la ingesta semanal tolerable marcada por la Organización Mundial de la Salud (OMS) durante años de 25 µg/kg p.c. (ahora se ha establecido que no existe nivel tolerable) sería superada en los consumidores habituales de carne de caza.

La Autoridad Europea de Seguridad Alimentaria (EFSA) estimó una variación en la exposición al plomo a través de la dieta entre 0,63 µg/kg p.c. y 1,24 µg/kg p.c. para un consumidor adulto tipo del conjunto de la población, mientras que en consumidores frecuentes de carne de caza el rango varió entre 0,73 y 2,43 µg/kg p.c (EFSA 2009, 2010). En 2011 y 2012, las autoridades alimentarias nacionales alemanas, suecas, españolas y británicas aconsejaron a mujeres embarazadas y niños reducir el consumo de carne de caza [revisado por Green y Pain 2012 y Meltzer et al. 2013]. Concretamente la Agencia Española de Seguridad Alimentaria y Nutrición (AESAN) evaluó el riesgo asociado con la presencia de plomo en carne de caza en España y elaboró unas recomendaciones en cuanto al consumo de carne de caza abatida con plomo, entre las que se incluyen reducir su consumo a una ración por semana (150 g) y en el caso de niños de menos de 6 años y mujeres embarazadas o que planeen quedarse embarazadas, que se abstengan de consumirla por los efectos que tiene el plomo sobre el desarrollo del sistema nervioso central (AESAN 2012).

Un riesgo adicional del consumo de carne de caza son los casos de apendicitis por obstrucciones con perdigones de plomo (Clemente et al. 2017). También es relevante que existan casos de intoxicación por plomo en perros debido a la ingestión accidental de munición (Høgåsen et al. 2016), representado el 3,3% y el 17,6% de los casos de perros intoxicados con plomo en EE.UU. y Francia, respectivamente. (Berny et al. 1992).

MUNICIONES ALTERNATIVAS SIN PLOMO

La alternativa más extendida en la caza de aves acuáticas es el perdigón de acero, que con el paso de los años ha experimentado una evolución hacia cartuchos con una efectividad similar al plomo. No obstante, debido a su menor densidad, es necesario usar

un tamaño de perdigón mayor al del plomo. El inconveniente del perdigón de acero es su alta dureza, que hace que no sea recomendable para su uso en caza en medio terrestre. Actualmente existen alternativas al perdigón de plomo que pueden ser usadas en la cartuchería de caza en medio terrestre (principalmente basadas en la presencia de metales altamente densos como el tungsteno (W) y el bismuto (Bi)), si bien sus precios son bastante más elevados que el plomo (Oltrogge 2009; Thomas 2015). En cuanto a las balas usadas para caza mayor, la alternativa más factible es el cobre (Cu). Una ventaja de estas balas es que tienden a fragmentarse mucho menos que las de plomo (Stokke et al. 2017), por lo que la posibilidad de que las aves rapaces o las personas ingieran carne con restos de munición son más bajos que con el plomo (además de que el Cu es un metal menos tóxico que el plomo) (Thomas 2013, 2015). La eficacia para la caza mayor de este tipo de balas de Cu con la punta blanda es comparable a la bala de plomo (Knott et al. 2009). A pesar de existir alternativas a la munición de plomo, el progreso de la transición a una munición no tóxica hacia ha sido lento debido a multiples reticencias y dudas planteadas por el sector ciengéticos. Thomas et al. (2015) respondían a muchas de ellas en una revisión en la que tratan desde la eficacia de la munición alternativa hasta la seguridad para los cazadores.

Foto 8. Cartuchos con perdigones fabricados con materiales alternativos al plomo como acero, estaño, bismuto y tungsteno.

Foto 8. Balas de cobre.

REGULACIÓN DEL USO DE MUNICIÓN DE PLOMO

Prohibición de la munición de plomo en Europa. Buena parte de los países de Europa había regulado ya el uso de munición de plomo a principios del siglo XXI, si bien todavía no existe una regulación comunitaria para la munición de plomo y las prohibiciones en los diferentes países han tenido una diferente implantación en cuanto a modalidades de caza y extensión en el territorio (Mateo 2009; Tabla 8). A pesar del papel de la UE en la regulación de sustancias químicas, incluyendo el plomo (Thomas y Guitart 2005, 2010), la Comisión Europea (CE), responsable de diseñar, implementar y gestionar la política en la UE, no ha llevado a cabo por el momento ninguna acción sobre el uso de la munición de plomo, si bien la Agencia Europea de Sustancias Químicas (ECHA) ha preparando unos informes para la regulación del uso del perdigón de plomo en zonas húmedas y para la caza de aves acuáticas (ECHA 2017) y la caza terrestre (ECHA 2018).

Por otra parte, son varios los organismos internacionales, algunos de ellos dependientes de la UE que llevan tiempo realizando recomendaciones para que los países que la forman tomen acciones para sustituir la munición de plomo por otras alternativas menos tóxicas para las aves, las personas y el medio ambiente en general. Por ejemplo, el Comité ORNIS

encargado de implementar la Directiva Aves (79/409/EEC) ha recomendado a los estados miembros que tomen sus propias medidas contra el plumbismo aviar (Beintema 2004).

Las convenciones internacionales que han promovido la regulación del uso de perdigones de plomo para la caza han sido revisadas por Thomas y Owen (1996), Beintema (2004), Thomas y Guitart (2005) y Mateo (2009). La Convención sobre la Conservación de la Vida Silvestre y los Hábitats Naturales de Europa, Convención de Berna, y el Acuerdo sobre la Conservación de las Aves Acuáticas Migratorias de África y Eurasia (AEWA) de la Convención sobre la Conservación de las Especies Migratorias de Animales Silvestres (CMS, Convención de Bonn) han sido los más explícitos para hacer cumplir la prohibición de perdigones de plomo y la mayoría de los países europeos son signatarios de estos acuerdos internacionales (Tabla 8).

Tabla 8. Resumen de los acuerdos internacionales y regulaciones sobre la munición de plomo en Europa para 2007 (ver el texto sobre más detalles de las regulaciones). Actualizado a partir de Mateo (2009) y AEWA (2015).

Países	Acuerdos internacionales							Perdigones[h]		
	UE[a]	OCDE[b]	CMS[c]	AEWA[d]	Berna[e]	CBD[f]	Zonas Ramsar[g] Superficie (ha)	Aves acuática	Caza terrestre	Balas[h]
Albania	-	-	+	+	+	+	83.062	-	-	-
Andorra	-	-	-	-	+	+	-	-	-	-
Armenia	-	-	-	-	+	+	492.239	-	-	-
Austria	+	+	-	-	+	+	122.372	+	-	-
Azerbaiyán	-	-	-	-	+	+	99.560	-	-	-
Bielorrusia	-	-	+	-	-	+	283.107	-	-	-
Bélgica	+	+	+	+	+	+	42.938	+	(+)	-
Bosnia y Herzegovina	-	-	-	-	-	+	10.911	-	-	-
Bulgaria	+	-	+	+	+	+	20.306	+	-	-
Croacia	-	-	+	+	+	+	86.579	+	-	-
Chipre	+	-	+	-	+	+	1.585	+	-	-
República Checa	+	+	+	+	+	+	54.656	+	-	-
Dinamarca	+	+	+	+	+	+	2.078.823	+	+	-
Estonia	+	-	-	-	+	+	225.960	+	-	-
Finlandia	+	+	+	+	+	+	799.518	+	-	-
Francia	+	+	+	+	+	+	828.803	+	-	-
Georgia	-	-	+	+	-	+	34.480	-	-	-
Alemania	+	+	+	+	+	+	843.109	+	(+)	(+)
Grecia	+	+	+	+	+	+	163.501	-	-	-
Hungría	+	+	+	+	+	+	235.430	+	-	-

Países	Acuerdos internacionales							Perdigones[h]		
	UE[a]	OCDE[b]	CMS[c]	AEWA[d]	Berna[e]	CBD[f]	Zonas Ramsar[g] Superficie (ha)	Aves acuática	Caza terrestre	Balas[h]
Islandia	-	+	-	-	+	+	58.970	-	-	-
Irlanda	+	+	+	+	+	+	66.994	-	-	-
Italia	+	+	+	+	+	+	59.796	(+)	-	-
Letonia	+	-	+	+	+	+	148.363	(+)	-	-
Liechtenstein	-	-	+	-	+	+	101	-	-	-
Lituania	+	-	+	+	+	+	50.451	-	-	-
Luxemburgo	+	+	+	+	+	+	17.213	+	-	-
Macedonia	-	-	+	+	+	+	21.616	-	-	-
Malta	+	-	-	-	+	+	16	-	-	-
Moldavia	-	-	+	+	+	+	94.705	-	-	-
Mónaco	-	-	+	+	+	+	10	-	-	-
Montenegro	-	-	-	-	-	+	20.000	-	-	-
Países Bajos	+	+	+	+	+	+	818.908	+	+	-
Noruega	-	+	+	-	+	+	116.369	+	-	-
Polonia	+	+	+	-	+	+	145.075	-	-	-
Portugal	+	+	+	+	+	+	73.784	+	-	-
Romania	+	-	+	+	+	+	682.166	-	-	-
Rusia	-	-	-	-	-	+	10.323.767	-	-	-
San Marino	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-
Serbia	-	-	+	-	+	+	53.714	-	-	-
Eslovaquia	+	+	+	+	+	+	40.697	+	-	-
Eslovenia	+	-	+	+	+	+	8.205	-	-	-
España	+	+	+	+	+	+	281.768	(+)	-	-
Suecia	+	+	+	+	+	+	514.506	+	-	-
Suiza	-	+	+	+	+	+	8.676	+	-	-
Turquía	-	+	-	-	+	+	179.482	-	-	-
Ucrania	-	-	+	+	+	+	744.651	-	-	-
Reino Unido	+	+	+	+	+	+	917.988	(+)	-	-

[a] http://europa,eu/, [b] http://www,oecd,org/, [c] http://www,cms,int/, [d] http://www,unep-aewa,org/, [e] http://europa,eu/scadplus/leg/en/lvb/l28050,htm, [f] http://www,cbd,int/, [g] http://www,ramsar,org/, [h] +: munición prohibida en esa modalidad, (+): prohibición en algunos territorios o áreas protegidas, -: sin regulación por el momento,

En 1996, los ministros de Medio Ambiente de los países que forman la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OCDE) adoptaron la Declaración sobre la reducción del riesgo del plomo. Con esta declaración se pretendía avanzar en los esfuerzos nacionales y cooperativos para reducir el riesgo de exposición al plomo, y una de las acciones prioritarias fue restringir el uso del plomo en los humedales (Beintema 2004). Otros dos acuerdos internacionales, el Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB) y el

Convenio sobre los Humedales (Convención de Ramsar), identifican la conservación de hábitats críticos para aves migratorias, pero no hicieron recomendaciones específicas para prohibir el perdigón de plomo (Thomas y Guitart 2005).

Las acciones reguladoras adoptadas por los países europeos han sido muy diversas en la extensión y forma de aplicación (AEWA 2008; Stroud 2015). Dinamarca comenzó prohibiendo el uso de perdigones de plomo para la caza deportiva sobre humedales en 1981, para caza en áreas Ramsar en 1985, y sobre pequeños lagos y campos de tiro en zonas agrícolas en 1986. Además, desde ese último año, se estableció un máximo de 28 g de plomo en cada cartucho (Clausen 1992). Dinamarca terminó prohibiendo el uso del perdigón de plomo por completo e incluso la posesión de éste en 1996 (Kuivenhoven et al. 1998; Kanstrup 2006; Avery y Watson 2009). En 2002 se prohibieron los pesos de plomo para la pesca deportiva (Kanstrup et al. 2016), convirtiéndose en el país líder en reducción de uso de plomo en caza y pesca (Kanstrup 2014). En Groenlandia, el uso de perdigones de plomo fue también prohibido en 2012 (AEWA 2008; N. Kanstrup com. pers.). Los Países Bajos prohibieron el uso de perdigones de plomo en todos sus territorios en 1993, y la posesión de munición de plomo es ilegal desde 1998 (Kuivenhoven et al. 1998; Kanstrup 2006). Noruega prohibió el uso de la munición de plomo para la caza de aves acuáticas en 1991 y esta normativa se extendió a todos los tipos de caza en 2005 (Beintema 2001; Kanstrup y Potts 2008; Avery y Watson 2009). Sin embargo, el 3 de febrero de 2015, el parlamento noruego votó a favor de volver a permitir el uso de perdigones y balas de plomo para cazar fuera de los humedales. Esta decisión política se tomó en contra de las recomendaciones de los organismos ambientales y del asesoramiento sanitario de Noruega (Knutsen et al. 2015). Finlandia prohibió los perdigones de plomo para la caza de aves acuáticas en 1996 (Scheuhammer y Norris 1996). En Suecia se prohibió inicialmente el uso de perdigones de plomo para la caza de aves acuáticas en áreas Ramsar (Scheuhammer y Norris 1996), en 1998 para la caza de gansos y patos, en 2002 para la caza en humedales en general, y estaba previsto extender esta prohibición en 2006 para todo tipo de perdigón de plomo y en 2008 para balas, si bien tan solo se ha implementado en el perdigón usado en humedales (AEWA 2005, 2015; Avery y Watson 2009). Para la región Flamenca de Bélgica,

la caza de aves acuáticas con perdigones de plomo está prohibida en áreas Ramsar desde 1993, en 1998 la prohibición se extendió a todas las áreas de la Directiva de aves de la UE (Beintema 2001) y en 2003 a todos los humedales (AEWA 2015). En la región de Valonia (Bélgica), inicialmente la restricción se aplicaba a la caza en los humedales, aunque se permitía el uso de perdigones de plomo niquelados (AEWA 2008) y en 2005 se prohibió por completo el perdigón de plomo en humedales (AEWA 2015). En Luxemburgo el perdigón de plomo está prohibido para la caza en humedales desde 2011 (AEWA 2015). En Suiza, el uso de perdigones de plomo está prohibido en aguas poco profundas, humedales y para la caza sobre aves acuáticas desde 1998 (Beintema 2001; Avery y Watson 2009) y desde 2012 ya hay una prohibición generalizada en humedales (AEWA 2015). Letonia prohibió el perdigón de plomo para la caza de aves acuáticas en el Parque Natural del Lago Engure en 1998 y esto se extendió más tarde a otras reservas naturales (Beintema 2001). En Reino Unido, se han adoptado distintas regulaciones para los diferentes países. En Inglaterra, en 1999 se prohibió el perdigón con plomo sobre humedales y para la caza de aves acuáticas (Avery y Watson 2009). En Gales adoptaron la misma regulación en 2002 (Mateo 2009). Escocia prohibió el perdigón de plomo sobre humedales en 2005. En el Norte de Irlanda, se llevó a cabo una prohibición voluntaria (AEWA 2008) y se prohibió finalmente en 2009 (AEWA 2015). España prohibió el uso y posesión de perdigones de plomo en áreas Ramsar y otros humedales protegidos en 2001, y esta prohibición se extendió en 2007 para todos los humedales Red Natura 2000. Antes de esta regulación, en las regiones de las Islas Baleares en 1995 y de Castilla-La Mancha en 1999 se había prohibido el uso de perdigones de plomo para la caza en humedales (Mondain-Monval 1999). En Cataluña y Cazorla (España) se llevaron a cabo intentos para promover el uso de balas de cobre en la caza mayor para proteger al quebrantahuesos. En 2006 Francia prohibió el perdigón de plomo en humedales y para la caza de aves acuáticas (Avery y Watson 2009). La implementación de esta normativa fue estimulada por las experiencias de cazadores de Norteamérica con el uso de perdigones no tóxicos (Mondain-Moval 1999). Varias regiones de Alemania han prohibido los perdigones de plomo en aves acuáticas cerca de humedales (AEWA 2005) y en los bosques estatales de diferentes estados federales (Gremse et al. 2014). El gobierno estatal

federal de Brandenburg prohibió el uso de munición de plomo, incluidas las balas de plomo para la caza en los bosques federales en 2005 (AEWA 2005; Kenntner et al. 2007; Gremse y Rieger 2015). A escala nacional, el Gobierno Federal de Alemania y las asociaciones de caza en 1993 recomendaron utilizar perdigones no tóxicos para la caza de aves acuáticas en los humedales (Beintema 2001). Alrededor de 14 de los 16 Estados Federales de Alemania implementaron la normativa contra el uso de perdigones sobre y alrededor de humedales y para cazar aves acuáticas (BMU 2011), según el acuerdo de la AEWA (2012a). El Estado Libre de Sajonia amplió la normativa para incluir todo tipo de caza con perdigones, no solo aves acuáticas, empezando el 1 de abril de 2014 (Free State of Saxony 2012). Hungría ha prohibido el perdigón de plomo para la caza en áreas Ramsar y otros humedales desde 2005 (AEWA 2005; Kanstrup y Potts 2008). En Austria el perdigón de plomo está prohibido para cazar aves acuáticas en cualquier lugar en el que se encuentren desde 2011 (ECHA 2017). Bulgaria ha prohibido desde 2008 el uso de munición de plomo a 200 m alrededor de los humedales (MoEW, 2007). Chipre también prohibió el perdigón de plomo sobre humedales y para la caza de aves acuáticas en 1993 (AEWA 2008; Avery y Watson 2009) y esta prohibición se vio reforzada en 2003 (AEWA 2015). En la Federación Rusa, existen algunas restricciones sobre la caza de aves acuáticas en algunas áreas que reducirán la intoxicación de plomo en aves acuáticas (Beintema 2001). Portugal preparó una prohibición de perdigón de plomo para toda la caza en áreas Ramsar a partir de la temporada 2007/08 y planeó extender esto a todas las especies de aves acuáticas en 2008/09 (D. Rodrigues, com. pers.). La eliminación progresiva del uso de este producto ha ocurrido en diversos países europeos en la última década, como es el caso de la República Checa (en 2010), Eslovaquia (en 2015), Croacia (en 2013), Estonia (en 2013), Moldavia (a partir de 2014-15 en zonas Ramsar) e Italia (solo en zonas protegidas a partir de 2008/09) (AEWA 2005, 2006, 2008, 2015; Kanstrup y Potts 2008). Polonia había recomendado el uso de perdigones no tóxicos (Avery y Watson 2009), pero Kitowski et al. (2017a) comprobaron recientemente que aún se seguía cazando con munición de plomo. En resumen, en 2018 hay 23 países de Europa que han regulado el uso de este tipo de munición, aunque la mayoría de los países europeos únicamente han prohibido su uso en humedales o para la caza de aves acuáticas (Figura 6).

Figura 6. Mapa de la regulación de la munición de plomo en Europa en 2018.

Los avances en la regulación del uso de municiones de plomo en Europa han sido lentos y poco homogéneos, ya que algunos países han prohibido solamente el uso de perdigones de plomo en humedales, mientras que otros lo han extendido a otros tipos de hábitats. A esto se suma que las regulaciones son en muchos casos parciales y no afectan a todo el territorio y son todavía muchos los países que no tienen una reglamentación para reducir el uso de la munición de plomo (Tabla 8). La Federación de Asociaciones para la caza y Conservación de la UE (FACE) y BirdLife Internacional (Face-BirdLife 2004) firmaron un acuerdo como parte de la Iniciativa de Caza Sostenible de la CE bajo los auspicios de la Directiva de Aves. Ambas organizaciones pidieron que se eliminara progresivamente el uso de plomo en la caza en humedales de la UE lo antes posible, antes de 2009. Del mismo modo, el Consejo Internacional para la Conservación de la Vida Silvestre (CIC 2007)

recomendó a las autoridades de los países donde el perdigón de plomo aún se utilizaba en la caza sobre humedales comenzar un proceso de eliminación de dicho uso lo antes posible, y como muy tarde para 2010.

La AEWA pretendía que "para el 2017 el uso de munición de plomo en humedales debía estar prohibido por los países firmantes del acuerdo y que (1) deberían evaluar la efectividad de las medidas nacionales adoptadas e implementar alternativas de munición no tóxica en humedales; (2) deberían colaborar con todas las partes interesadas, cazadores entre otros, y la industria manufacturera, para entender y abordar los obstáculos a la aplicación, y establecer y aplicar estrategias conjuntas de comunicación; y (3) previa solicitud, la secretaría y el Comité Técnico de la AEWA prestaría apoyo para la realización de dicha colaboración y evaluación" (AEWA 2015). Hay que destacar que el progreso para eliminar el uso de munición de plomo en los humedales es lento, pero son varios los países que se han sumado para cumplir este acuerdo en los últimos años (AEWA 2015).

Más recientemente, la Resolución del Congreso Mundial de la Naturaleza, WCC-2016-Res-082 para abordar los problemas con respecto al uso de la munición de plomo en la caza, recuerda que "se han reportado evidencias de intoxicación por plomo en al menos 20 países". También recuerda que "los acuerdos anteriores de las partes en múltiples acuerdos multilaterales sobre el medio ambiente (AMMA), en particular la Resolución 11.15, sobre *Prevención del envenenamiento de aves migratorias*, adoptada por la Conferencia de las Partes en la Convención sobre las Especies Migratorias del PNUMA en su 11ª reunión (PNUMA/CEM COP 11-Quito, 2014), en la que se recomendaba eliminar gradualmente el uso de munición de plomo en la caza en todos los hábitats y sustituirla por alternativas apropiadas antes de 2017, acordándose que corresponde a cada parte determinar si, o cómo, implementará las medidas recomendadas" (IUCN 2016). El Congreso Mundial de la Naturaleza, en su período de sesiones en Hawái, EE.UU. en 2016: "solicitó a la Dirección General y a las Comisiones que promuevan y apoyen la implementación de la Resolución 11.15 de la Convención sobre las Especies Migratorias (PNUMA/CEM) en los países que son partes en esta Convención". También "alienta a los gobiernos que son partes en la Convención sobre las Especies Migratorias a que implementen la Resolución PNUMA/CEM

11.15 en lo relacionado con la munición de plomo y a que interactúen con los cazadores, la industria y sus asociaciones conexas, los grupos de conservación y otras partes interesadas". También se alienta a los Miembros de la UICN a que: "colaboren con las partes interesadas pertinentes para evaluar la viabilidad de la eliminación gradual del uso de munición de plomo en la caza y trabajen conjuntamente para sustituirlas por alternativas apropiadas, reconociendo los actuales desafíos técnicos y comerciales asociados con algunos tipos de munición que habría que superar; en particular, trabajen con la industria y sus asociaciones conexas, los grupos de conservación, y otras partes y grupos interesados para elaborar planes de comunicación sobre las municiones de plomo y sus alternativas" (WCC-2016-Res-082).

La regulación del uso de la munición de plomo ha tenido más avances en el caso de la caza de aves acuáticas que en otras modalidades. La caza menor terrestre puede en algunas modalidades como el ojeo de perdiz o faisán llevar a la acumulación de grandes densidades de perdigones en el suelo, sobre todo en áreas de caza intensiva. A este impacto ambiental se suma la disponibilidad de presas muertas o heridas que pueden ser consumidas por los depredadores, lo que lleva a pensar que se debería aplicar la misma regulación que en humedales.

Cumplimiento de la prohibición. La AEWA (2012b) ha recomendado a las partes firmantes del acuerdo que además de legislar para prohibir el uso del perdigón de plomo en humedales se deberá evaluar la efectividad de las medidas adoptadas. Esto es algo que en los EE.UU. fue llevado a cabo unos años después de implementar esta prohibición a nivel nacional en 1991. Allí, el cumplimiento evaluado mediante la observación de vainas de los cartuchos abanadonadas en el campo osciló entre 54,8 a 92,2%, y concretamente en Illinois cinco años después de la prohibición el cumplimiento evaluado identificando los perdigones incrustados eera del 98.9% en ánade real y del 96.5% en barnacla canadiense (Havera et al., 1994). El mínimo incumplimiento del´la prohibición por parte de los cazadores se estimó en el 1,1% para ánade real y el 1,8% para el ganso. En Canadá, el cumplimiento se estimó que era >80% en base a encuestas anónimas a los cazadores y además se comprobó que los niveles de plomo en hueso de aves acuáticas habían disminuido entre 1989–90 y 2000

(Stevenson et al., 2005). Estos buenos resultados en el cumplimiento de la prohibición del perdigón de plomo fueron atribuidos a la buena predisposición de los cazadores de aves acuáticas y a la vigilancia activa de los agentes medioambientales para implantar el uso de munición sin plomo (Anderson et al., 2000; Stevenson et al., 2005). Estos resultados contrastan con el cumplimiento observado en Inglaterra, donde el 68-77% de las aves acuáticas cazadas entre 2002 y 2014 habían sido disparadas con perdigón de Pb a pesar de que esta munición fue prohibida para cazar en humedales en 1999 (Cromie et al., 2015). En España, Mateo et al. (2014) llevaron a cabo un estudio en el Delta del Ebro para conocer el nivel de cumplimiento de la prohibición del perdigón de plomo para cazar en humedales implementado efectivamente en la temporada 2003-04 (aunque la prohibición legal era de 2001). Esta era una de las zonas mejor estudiadas en España en cuanto a la presencia de plumbismo aviar, ya que existían registros de las tasas de ingestión de perdigones en las aves acuáticas desde finales de los años 1970s. El examen radiográfico de las aves acuáticas cazadas en este humedal mostró que el incumplimiento de la prohibición del uso del perdigón de plomo bajó del 26,9% en la temporada 2006-07 a el 0-2% en tres las temporadas siguientes (2008-11). Esta mejora en el cumplimiento entre 2006-07 y 2007-08 puede ser explicada por la percepción por parte de los cazadores de que se estaba llevando a cabo una monitorización del cumplimiento a nivel individual de la prohibición mediante muestreos aleatorios de las aves abatidas. Este buen cumplimiento también se vio reflejado en una disminución cercana al 50% de las prevalencias de ingestión de perdigones de plomo en varias especies de aves acuáticas y en una reducción de la concentración de plomo en esta carne de caza (Mateo et al. 2014). A todo esto, hay que añadir que las bolsas de caza en el Delta del Ebro no disminuyeron tras la prohibición del perdigón de plomo, por lo que la actividad cinegética no debería verse afectada negativamente por esta regulación (Mateo et al. 2013). En Francia, el perdigón de plomo fue prohibido en humedales en 2006, pero antes había sido prohibido en 1994 para la caza terrestre y de acuáticas en Tour du Valat Biological Station (2500 ha) en Camargue (Mondain-Monval et al. 2015). En esta zona la prevalencia de ingestion de perdigones no disminuyó entre 1995-1999 (n=297, 13.5%) y 2003-2005 (n=179, 12.3%), pero hubo un aumento significativo en la ingestión de perdigón de acero

del 2% al 7.8% (Mondain-Monval et al. 2015). Este estudio concluyó que la prohibición voluntaria en Tour du Valat había evitado la contaminación del 8% de los patos que se alimentaban en esa zona durante los 11 años del estudio.

Tal y como planteó Thomas (1997), en base al principio de precaución de la Declaración de Río sobre Medio Ambiente y Desarrollo, la entrada de plomo en el medio ambiente debería ser prevenida para evitar su más que posible impacto en los seres vivos (Arnemo et al. 2016), más teniendo en cuenta que puede afectar a las personas que manipulan dicha munición (Tsuji et al. 2008) y a las que consumen la carne de caza (Green y Pain 2015).

BIBLIOGRAFIA

AESAN (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 15:131-159.

AEWA (2005). Third Session of the Meeting of the Parties to the Agreement on the Conservation of African-Eurasian Migratory Waterbirds (AEWA), 23-27 October 2005, Dakar, Senegal. [Online.] Available at www.unep-aewa.org.

AEWA (2006). Fourth Meeting of the Standing Committee, 20-21 November 2006, Bonn, Germany. [Online.] Available at www.unep-aewa.org.

AEWA (2008). 8th Meeting of the Technical Committee, 3-5 March 2006, Bonn, Germany. Available at www.unep-aewa.org.

AEWA (2012a). Agreement Text and Annexes (2013-2015). Available at: http://www.unep-aewa.org/sites/default/files/publication/aewa_agreement_text_2013_2015_en.pdf. Consultado el 10 de noviembre de 2017

AEWA (2012b). Resolution 5.231. AEWA's contribution to delivering the Aichi 2020 biodiversity targets. 5th Session of the Meeting of the Parties 14-18 May 2012, La Rochelle, France. http://www.unep-aewa.org/meetings/en/mop/mop5_docs/mop5_final_res.htm Consultado el 3 de febrero de 2013.

AEWA (2015). Resolution 6.15. AEWA's contribution to Delivering the Aichi 2020 Biodiversity Targets and Relevance of the Sustainable Development Goals. 6th Session of the Meeting of the Parties 9 - 14 November 2015, Bonn, Germany. http://www.unep-aewa.org/sites/default/files/document/aewa_mop6_res15_cntr_aichi_en_0.pdf. Consultado el 15 septiembre de 2017.

Álvarez-Lloret, P., Rodríguez-Navarro, A.B., Romanek, C.S., Ferrandis, P., Martinez-Haro, M., & Mateo, R. 2014. Effects of lead shot ingestion on bone mineralization in a population of red-legged partridge (*Alectoris rufa*). Science of the Total Environment 466-467: 34-39 (2014).

Allouche, L. (1983). Alimentation comparée du Canard Chipeau *Anas strepera* et de la Foulque Macroule Fulica atra pendant leur hivernage en Camargue. Rapport Diplôme d'Études Approfondies, Montpelier, France.

Aloupi, M., Kazantzidis, S., Akriotis, T., Bantikou, E., & Hatzidaki, V. O. (2015). Lesser White-fronted (*Anser erythropus*) and Greater White-fronted (*A. albifrons*) Geese wintering in Greek wetlands are not threatened by Pb through shot ingestion. Science of The Total Environment, 527, 279-286.

Amiard-Triquet, C., Pain, D.J., & Delves H.T. (1991). Exposure to trace elements of Flamingos living in a Biosphere Reserve, the Camargue (France). Environmental Pollution 69:193-201.

Ancora, S., Bianchi, N., Leonzio, C., & Renzoni, A. (2008). Heavy metals in flamingos (*Phoenicopterus ruber*) from Italian wetlands: The problem of ingestion of lead shot. Environmental research, 107(2), 229-236.

Anderson, W.L., Havera, S.P., Zercher, B.W. (2000). Ingestion of lead and nontoxic shotgun pellets by ducks in the Mississippi Flyway. Journal of Wildlife Management 64:848–857.

Andreotti, A., & Borghesi, F. (2013). Embedded lead shot in European starlings *Sturnus vulgaris*: an underestimated hazard for humans and birds of prey. European journal of wildlife research, 59(5), 705-712.

Andreotti, A., Borghesi, F., & Aradis, A. (2016). Lead ammunition residues in the meat of hunted woodcock: a potential health risk to consumers. Italian Journal of Animal Science, 15(1), 22-29.

Andreotti, A., Fabbri, I., Menotta, S., & Borghesi, F. (2018). Lead gunshot ingestion by a peregrine falcon. Ardeola, 65(1), 53-58.

Andreotti, A., Guberti, V., Nardelli, R., Pirrello, S., Serra, L., Volponi, S., & Green, R.E. (2017). Economic assessment of wild bird mortality induced by the use of lead gunshot in European wetlands. Science of The Total Environment. 610-611:1505-1513.

Anger, H. (1971). Gamebird diseases. The Game Conservancy Trust Annual Review 2:51-53.

Arcangeli, G., Manfrin, A., Binato, G., De Nardi, R., Volponi, S., Vascellari, M., Mutinelli F., & Terregino C. (2007). Avvelenamento da piombo in uccelli selvatici. Obiettivi & Documenti Veterinari 9:39-45.

Arnemo, J.M., Andersen, O., Stokke, S., Thomas, V.G., Krone, O., Pain, D.J., & Mateo, R. (2016). Health and environmental risks from lead-based ammunition: science versus socio-politics. EcoHealth 13:618-622.

Avery, D., & Watson, R.T. (2009). Regulation of lead-based ammunition around the world. En: Watson R.T., Fuller, M., Pokras, M. Hunt, W.G. (Eds.), Ingestion of Lead from Spent Ammunition: Implications for Wildlife and Humans, pp. 161-168. The Peregrine Fund, Boise, Idaho, USA.

Ayaş, Z., & Kolankaya, D. (1996). Accumulation of some heavy metals in various environments and organisms at Göksu Delta, Türkiye, 1991-1993. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 56:65-72.

Battaglia, A., Ghidini, S., Campanini, G., & Spaggiari, R. (2005). Heavy metal contamination in little owl (*Athene noctua*) and common buzzard (*Buteo buteo*) from northern Italy. Ecotoxicology and Environmental Safety 60:61-66.

Bayle, P., Dermain, F., & Keck. G. (1986). Trois cas de saturnisme chez le Flamant Rose *Phoenicopterus ruber* dans la region de Marseille. Bulletin de la Societé Linneane de Provence 38:95-98.

Beck, N., & Granval, P. (1997). Ingestion de plombs de chasse par la Bécassine del marais (*Gallinago gallinago*) et la Bécassine Sourde (*Lymnocryptes minimus*) dans le nord-ouest de la France. Gibier Faune Sauvage 14:65-70.

Beer, J.V., & Stanley, P. (1965). Lead poisoning in the Slimbridge wildfowl collection. Wildfowl 16:30-34.

Beintema, N. (2001). Lead Poisoning in Waterbirds. International Update Report 2000. Wetlands International, Wageningen, The Netherlands.

Beintema, N. (2004). Non-toxic shot: a path towards sustainable use of the waterbird resource. Technical Series No. 3. UNEP/AEWA Secretariat, Bonn, Germany.

Bellrose, F. C. (1959). Lead poisoning as a mortality factor in waterfowl populations. Illinois Natural History Survey Bulletin 27:235-288.

Berny, P.J., Cote, L.M., & Buck, W.B. (1992). Case reports of lead poisoning in dogs from the National Animal Poison Control Center and the Centre National D'Informations Toxicologiques, Veterinaires: anecdotes or reality? Veterinary and Human Toxicology, 34:26-31.

Berny, P. J., Mas, E., & Vey, D. (2017). Embedded lead shots in birds of prey: the hidden threat. European Journal of Wildlife Research 63:101.

Berny, P., Vilagines, L., Cugnasse, J.M., Mastain, O., Chollet, J.Y., Joncour, G., & Razin, M. (2015). VIGILANCE POISON: Illegal poisoning and lead intoxication are the main factors affecting avian scavenger survival in the Pyrenees (France). Ecotoxicology and Environmental Safety 118:71-82.

Beyer, W.N., Audet, D.J., Heinz, G.H., Hoffman, D.J., & Day, D. (2000). Relation of waterfowl poisoning to sediment lead concentrations in the Coeur d'Alene River Basin. Ecotoxicology 9:207-218.

Bezzel, E., & Fünfstück, H.-J. (1995). Alpine Steinadler *Aquila chrysaetos* durch bleivergiftung gefährdet?. Journal für Ornithologie 136:294-296.

Bianchi, N., Fortino, S., Leonzio, C., & Ancora, S. (2011). Ecotoxicological study on lead shot from hunting in the Padule di Fucecchio marsh (Tuscany, Italy). Chemistry and Ecology 27(sup2):153-166.

Binkowski, Ł.J., & Sawicka-Kapusta, K. (2015). Lead poisoning and its in vivo biomarkers in Mallard and Coot from two hunting activity areas in Poland. Chemosphere 127:101-108.

Binkowski, Ł.J., Meissner, W., Trzeciak, M., Izevbekhai, K., Barker, J. (2016). Lead isotope ratio measurements as indicators for the source of lead poisoning in Mute swans (*Cygnus olor*) wintering in Puck Bay (northern Poland). Chemosphere164:436-442.

Binkowski, Ł.J. (2017). The influence of environmental conditions on lead transfer from spent gunshot to sediments and water: Other routes for Pb poisoning. Chemosphere 187:330-337.

BirdLife International. (2004). Birds in Europe: Population Estimates, Trends and Conservation Status. BirdLife International, Wageningen, The Netherlands.

Birgisdottir, B.E., Knutsen, H.K., Haugen, M., Gjelstad, I.M., Jenssen, M.T.S., Ellingsen, D.G., Thomassen, Y., Alexander, J., Meltzer, H.M., & Brantsæter, A.L. (2013). Essential and toxic element concentrations in blood and urine and their associations with diet: results from a Norwegian population study including high-consumers of seafood and game. Science of The Total Environment 463:836-844.

Birkhead, M. (1982). Causes of mortality in the Mute Swan *Cygnus olor* on the River Thames. Journal of Zoology 198:15-25.

Birkhead, M. (1983). Lead levels in the blood of Mute Swans *Cygnus olor* on the river Thames. Journal of Zoology 199:59-73.

Bjerregaard, P., Johansen, P., Mulvad, G., Pedersen, H.S., & Hansen, J.C. (2004). Lead sources in human diet in Greenland. Environmental Health Perspectives 112:1496.

BMU (2011). AEWA Germany 2011. Bundesministerium für Umwelt. Available at: http://cms-family-ors.unep-wcmc.org/answers/1643361/documents/138

Bonet, A., Olivares, C., Picó, M.L., & Sales S. (1995). L'acumulació de perdigons de plom al Parc Natural del Fondó d'Elx (Alacant): distribució espacial i propostes d'actuació. Butlletí de la Instució Catalana d'Història Natural 63:149-166.

Bonet, A., Terrones, B., & Peña, J. (2004). El Hondo, a la cabeza en cantidad de perdigones de plomo depositados. Quercus 221:66-67.

Borg, K. (1975). Viltjukdomar. L. T. 's Forlag, Helingborg.

Brinzal. (1996). S.O.S. Venenos: Búho chico. Quercus 124:45.

Brown, C.J. (1991). An investigation into the decline of the Bearded Vulture *Gypaetus barbatus* in southern Africa. Biological Conservation 57:315-337.

Butler, D.A. 2005. Incidence of lead shot ingestion in Red-legged Partridges (*Alectoris rufa*) in Great Britain. Veterinary Record 157:661-662.

Butler, D.A., Sage, R.B., Draycott, R.A.H, Carroll, J.P., & Potts, D. (2005). Lead exposure in Ring-necked Pheasants on shooting estates in Great Britain. Wildlife Society Bulletin 33:583-589.

Calvert, H.S. (1876). Pheasants poisoned by swallowing shot. The Field 47:189.

Campredon, P. (1984). Régime alimentaire du canard siffleur pendant son hivernage en Camargue. L'Oiseau et R.F.O. 54:189-200.

Cardiel, I.E., Taggart, M.A., & Mateo, R. (2011). Using Pb–Al ratios to discriminate between internal and external deposition of Pb in feathers. Ecotoxicology and Environmental Safety 74: 911-917.

Carneiro, M., Colaço, B., Brandão, R., Azorín, B., Nicolas, O., Colaço, J., João, M., Agustí, S., Casas-Díaz, E., Lavín, S., & Oliveira, P.A. (2015). Assessment of the exposure to heavy metals in Griffon vultures (*Gyps fulvus*) from the Iberian Peninsula. Ecotoxicology and Environmental Safety 113:295-301.

Carneiro, M.A., Oliveira, P.A., Brandão, R., Francisco, O.N., Velarde, R., Lavín, S., & Colaço, B. (2016). Lead poisoning due to lead-pellet ingestion in griffon vultures (*Gyps fulvus*) from the Iberian Peninsula. Journal of Avian Medicine and Surgery 30:274-279.

Castaño Lopez, J.P. (2005). El Águila Imperial Ibérica en Castilla La Mancha. Status, Ecología y Conservación.

Cerradelo, S., Muñoz, E., To-Figueras, J., Mateo, R., & Guitart, R. (1992). Intoxicación por ingestión de perdigones de plomo en dos Águilas Reales. Doñana, Acta Vertebrata 19:122-127.

Chapman A., & Buck, W.J. (1893). Wild Spain. Gurney and Jackson, London, UK.

CIC (2007). Migratory Bird Commission Recommendation. Phasing out of Lead Shot for Hunting in Wetlands. 54th General assembly, 2-5 May 2007, Belgrade, Serbia. [Online.] Available at www.cic-wildlife.org.

Clausen, B. (1992). Lead poisoning control measures in Denmark. Pages 68-70 *in* Lead poisoning in waterfowl (D. J. Pain, Ed.). International Waterfowl and Wetland Research Bureau. Slimbridge, UK.

Clausen, B., & Wolstrup, C. (1979). Lead poisoning in game from Denmark. Danish Review of Game Biology 11:1-22.

Clemente, N., Sartori, A., & De Luca, M. (2017). An unusual cause of acute appendicitis. Chirurgia (Turin) 30:18-20.

Cordel-Boudard, C. (1983). Le saturnisme chez les Anatidés en Dombes. Thèse Docteur Vétérinaire. Ecole Nationale Vétérinaire de Lyon, France.

Cromie, R., Newth, J., Reeves, J., O'Brien, M., Beckmann, K., & Brown, M. (2015). The sociological and political aspects of reducing lead poisoning from ammunition in the UK : why the transition to non-toxic ammunition is so difficult. En: Delahay, R.J., Spay, C.J. (Eds.) Proceedings of the Oxford Lead Symposium. Lead ammunition: understanding and minimizing the risks to human and environmental health, pp. 104-124. Edward Grey Institute, The University of Oxford, UK.

Danell, K. (1980). The detrimental effects of using lead shot for shooting waterfowl. Rapp. Inst. Vitekol. 4:1-51.

Danell, K., & Andersson A. (1975). Blyhagelforekomst i andmager. Statens Naturvarksverk 538:1-23.

Danell, K., Andersson, A., & Marcstrom, V. (1977). Lead shot dispersed by hunters-ingested by ducks. Ambio 6:235-237.

Danieli, P.P., Serrani, F., Primi, R., Ponzetta, M.P., Ronchi, B., & Amici, A. (2012). Cadmium, lead, and chromium in large game: a local-scale exposure assessment for hunters consuming meat and liver of wild boar. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 63:612-627.

Delahay, R.J., Spay, C.J. (Eds.) Proceedings of the Oxford Lead Symposium. Lead ammunition: understanding and minimizing the risks to human and environmental health. Edward Grey Institute, The University of Oxford, UK. 152 pp.

Del Bono, G. (1970). Il saturnismo degli ucelli acquatici. Annali della Facolta di Medicina Veterinaria de Pisa 23:102-151.

Di Modugno, G., Camarda, A., & Zizzo, N. (1994). Avvelenamento da piombo in Cigni Reali (*Cygnus olor*) di passo nella peninsola Salentina. Zoot. Int. Suppl., 15-16:90-94.

Donázar, J. A., Palacios, C.J., Gangoso, L., Ceballos, O., González, M.J., & Hiraldo, F. (2002). Conservation status and limiting factors in the endangered population of Egyptian Vulture (*Neophron percnopterus*) in the Canary Islands. Biological Conservation 107:89-97.

Duranel, A. (1999). Effets de l'ingestion de plombs de chasse sur le comportament alimentaire et la condition corporelle du Canard Colvert (*Anas platyrhynchos*). Thèse Docteur Vétérinaire. Ecole Nationale Vétérinaire de Nantes, France.

ECHA (2017). Adopted Opinions on Restriction Proposals. Lead compounds – shot. EC Number: 231-100-4; CAS Number: 7439-92-1. Restriction report, opinions of ECHA Committees and consultation responses. European Chemicals Agency. Disponible en https://echa.europa.eu/previous-consultations-on-restriction-proposals/-/substance-rev/17005/term

ECHA (2018). The European Chemicals Agency (ECHA) recommends that measures are needed to regulate the use of lead ammunition in terrestrial environments in addition to those proposed for wetlands. https://echa.europa.eu/-/echa-identifies-risks-to-terrestrial-environment-from-lead-ammunition

Erne, K., & Borg, K. (1969). Lead poisoning in Swedish wildlife. Ecological Research Committee Bulletin 5:31-33.

Espín, S., Martínez-López, E., Jiménez, P., María-Mojica, P. & García-Fernández, A.J. (2014). Effects of heavy metals on biomarkers for oxidative stress in Griffon vulture (*Gyps fulvus*). Environmental Research. 129, 59-68.

European Commission (2001) Commission Regulation (EC) Nu 466/2001 of 8th March 2001 setting the maximum levels for certain contaminants in foodstuffs. Off. J. Eur. Comm. 16.3.2001, L77/1-L77/13.

EFSA (2010). European Food Safety Authority. Scientific opinion on lead in food. EFSA Journal 2010; 8:1570. doi: 10.2903/j.efsa.2010.1570

EFSA (2009). European Food Safety Authority. Cadmium in food. Scientific opinion of the Panel on Contaminants in the Food Chain. EFSA Journal 2009; 980:1-139. doi: 10.2903/j. efsa.2009.980

FACE-BirdLife (2004). Agreement between BirdLife International and the Federation of Associations for Hunting and Conservation of the EU on the Directive 79/409/EEC. [Online.] Available at www.face-europe.org.

Falandysz, J. (1994). Some toxic and trace metals in big game hunted in the northern part of Poland in 1987–1991. Science of the Total Environment 141:59-73.

Falandysz, J., Ichihashi, H., Szymczyk, K., Yamasaki, S., & Mizera, T. (2001). Metallic elements and metal poisoning among White-tailed Sea Eagles from the Baltic south coast. Marine Pollution Bulletin 42:1190-1193.

Falandysz, J., Jakuczun B., & Mizera, T. (1988). Metals and organochlorines in four female White-tailed Eagles. Marine Pollution Bulletin 19:521-526.

Falk, K., Merkel, F., Kampp, K., & Jamieson S.E. (2006). Embedded lead shot and infliction rates in Common Eiders *Somateria mollissima* and King Eiders *S. spectabilis* wintering in southwest Greenland. Wildlife Biology 12:257-265.

Felsmann, M. Z., & Szarek, J. (2015). Waterfowl hunting in the context of lead contamination and ethically non-conforming conduct. Journal of Elementology, 20(3).

Felsmann, M. Z., Szarek, J., Felsmann, M., & Gulda, D. (2016). Lead in game bird meat as a risk to public health: new aspects in the light of physical phenomena generated by a projectile. Journal of Elementology, 21(2).

Ferrandis, P., Mateo, R., López-Serrano, F.R., Martínez-Haro, M., & Martínez-Duro, E. (2008). Lead-shot exposure in Red-legged Partridge (*Alectoris rufa*) on a driven shooting estate. Environmental Science and Technology 42:6271-6277.

Figuerola, J., Mateo, R., Green A.J., Mondain-Monval J.-Y., Lefranc, H., & Mentaberre, G. (2005). Interspecific and spatial variability in the ingestion of grit and lead shot by waterfowl. Environmental Conservation 32:226-234.

Fisher, I. J., Pain D.J., & Thomas, V.G. (2006). A review of lead poisoning from ammunition sources in terrestrial birds. Biological Conservation 131:421- 432.

Frank, A., & Borg, K. (1979). Heavy metals in tissues of Mute Swans (*Cygnus olor*). Acta Veterinaria Scandinavica 20:447-465.

Franson, J.C. & Pain, D. (2011). Lead in birds. In Beyer WN, Meador JP (eds) Environmental Contaminants in Biota. CRC Press, Boca Raton, Florida, pp. 563-594.

Franson, J.C., Hollmén, T., Poppenga, R.H., Hario, M., Kilpi, M., & Smith M.R. (2000). Selected trace elements and organochlorines: Some findings in blood and eggs of nesting Common Eiders (*Somateria mollissima*) from Finland. Environmental Toxicology and Chemistry 19:1340-1347.

Free State of Saxony (2012). Sächsisches jagdgesetz ab 1.09.2012. Available at: http://www.revosax.sachsen.de/GetPDF.do?sid=2211415429243. Consultado el 10 de noviembre de 2017.

Galasso, C. (1976). Caso di avvelenamento da piombo in una Pittima Reale (*Limosa limosa*). Rivista Italiana di Ornitologia 46:117.

Gangoso, L., Alvarez-Lloret, P., Rodríguez-Navarro, A. A., Mateo, R., Hiraldo, F., & Donazar, J. A. (2009). Long-term effects of lead poisoning on bone mineralization in vultures exposed to ammunition sources. Environmental Pollution, 157(2), 569-574.

Ganz, K., Jenni, L., Madry, M.M., Kraemer, T., Jenny, H. & Jenny, D. (2018). Acute and Chronic Lead Exposure in Four Avian Scavenger Species in Switzerland Archives of Environmental Contamination and Toxicology 75:566–575.

García-Fernández, A.J., Martínez-López, E., Romero, D., María-Mojica, P., Godino, A., & Jiménez, P. (2005). High levels of blood lead in Griffon Vultures (*Gyps fulvus*) from Cazorla Natural Park (southern Spain). Environmental Toxicology 20:459-463.

García-Fernández, A.J., Motas-Guzmán, M., Navas, I., María-Mojica, P., Luna, A., & Sánchez-García, J.A. (1997). Environmental exposure and distribution of lead in four species of raptors in southeastern Spain. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 33:76-82.

García-Fernández, A.J., Sánchez-García, J.A., Jiménez-Montalbán, P., & Lunas, A. (1995). Lead and cadmium in wild birds in southeastern Spain. Environmental Toxicology and Chemistry 14:2049-2058.

García, J. T., & Viñuela, J. (1999). El plumbismo: una primera aproximación en el caso del Milano Real. En: Viñuela, J., Martí, R., & Ruiz, A. (Eds.). El Milano Real en España, pp. 213-220. Sociedad Española de Ornitología/BirdLife. Madrid, Spain.

Gašparík, J., Binkowski, Ł. J., Jahnátek, A., Šmehýl, P., Dobiaš, M., Lukáč, N., Błaszczyk., M., Semla, M., & Massanyi, P. (2017). Levels of metals in kidney, liver, and muscle tissue and their influence on the

fitness for the consumption of wild boar from Western Slovakia. Biological Trace Element Research 177:258-266.

Gašparík, J., Venglarcik, J., Slamecka, J., Kropil, R., Smehyl, P., & Kopecky, J. (2012). Distribution of lead in selected organs and its effect on reproduction parameters of pheasants (Phasianus colchicus) after an experimental per oral administration. Journal of Environmental Science and Health, Part A, 47:1267-1271.

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 613:483-491.

Gionfrido, J.P., & Best, L.B. (1999). Grit use by birds: a review. Current Ornithology 15:89-148.

González, J.L. (1991). El Aguilucho Lagunero (*Circus aeruginosus*) en España. ICONA-CSIC, Madrid, Spain.

González Redondo, P. (2004). Un caso de cambio en el manejo de recursos cinegéticos: La historia de la cría en cautividad de la perdiz roja en España. Revista Española de Estudios Agrosociales y Pesqueros 204:179-206.

González, L.M., & Hiraldo, F. (1988). Organochlorine and heavy metals contamination in the eggs of the Spanish Imperial Eagle (*Aquila adalberti*) and accompanying changes in eggshell morphology and chemistry. Environmental Pollution 51:241-258.

González, F., López, I., Suarez, L., Moraleda, V., & Rodríguez, C. (2017). Levels of blood lead in Griffon vultures from a Wildlife Rehabilitation Center in Spain. Ecotoxicology and Environmental Safety 143:143-150.

González, M.J., Rico, M.C., Fernández-Aceytuno, M.C., Hernández, L.M., & Baluja, G. (1983). Contaminación xenobiótica del Parque Nacional de Doñana. II. Residuos de insecticidas organoclorados, bifenilos policlorados (PCBs) y metales pesados en Falconiformes y Strigiformes. Doñana, Acta Vertebrata 10:177-189.

Green, R.E., & Pain, D.J. (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 50:4180-4190.

Green, R.E., & Pain, D.J. (2015). Risk of health effects to humans in the UK from ammunition-derived lead. En: Delahay, R.J., Spay, C.J. (Eds.) Proceedings of the Oxford Lead Symposium. Lead ammunition: understanding and minimizing the risks to human and environmental health, pp. 27-43. Edward Grey Institute, The University of Oxford, UK.

Green, R.E., & Pain, D.J. (2016). Possible effects of ingested lead gunshot on populations of ducks wintering in the UK. Ibis 158:699-710.

Gremse, C., Rieger, S., Lahrssen-wiederholt, M., Ball, J.P., & Gremse, F. (2014b). Risk analysis of game meat-borne hazards induced by hunting rifle bullets: intermediate report on German field studies. En: Paulsen, P., Bauer, A., Smulders, F.J.M. (Eds). Trends in game meat hygiene, pp 351–362. Wageningen Academic Publishers.

Gremse, C., Siegfried, R. (2015). Lead from hunting ammunition in wild game meat: research initiatives and current legislation in Germany and the EU. Proceedings of the Oxford Lead Symposium. Lead ammunition: understanding and minimizing the risks to human and environmental health, pp. 51-56. Edward Grey Institute, The University of Oxford, UK.

Guillemain, M., Devineau, O., Lebreton, J.-D., Mondain-Monval, J.-Y., Johnson, A.R., & Simon, G. (2007). Lead shot and Teal (*Anas crecca*) in the Camargue, Southern France: Effects of embedded and ingested pellets on survival. Biological Conservation 137:567-576.

Guitart, R., & Mateo, R. (2006). El empleo de plomo en deportes como causa de intoxicación y de contaminación. Apuntes de Ciencia y Tecnología 21:2-8.

Guitart, R., Mañosa, S., Thomas, V.G., & Mateo, R. (1999). Perdigones y pesos de plomo: ecotoxicología y efectos para la fauna. Revista de Toxicología 16:3-11.

Guitart, R., Serratosa, J., & Thomas, V.G. (2002). Lead-poisoned wildfowl in Spain: a significant threat for human consumers. International Journal of Environmental Health Research 12:301-309.

Guitart, R., To-Figueras, J., Mateo, R., Bertolero, A., Cerradelo, S., & Martínez-Vilalta, A. (1994a). Lead poisoning in waterfowl from the Ebro delta, Spain: Calculation of lead exposure thresholds for Mallards. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 27:289-293.

Guitart, R., Torra, M., Cerradelo, S., Puig-Casado, P., Mateo, R., & To-Figueras, J. (1994b). Pb, Cd, As, and Se concentrations in livers of dead wild birds from the Ebro delta, Spain. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 52:523-529.

Havera, S.P., Hine, C.S., Georgi, M.M. (1994). Waterfowl hunter compliance with nontoxic shot regulation in Illinois. Wildlife Society Bulletin 22:454–460.

Helander, B., Axelsson, J., Borg, H., Holm, K., Bignert, A. (2009). Ingestion of lead from ammunition and lead concentrations in white-tailed sea eagles (*Haliaeetus albicilla*) in Sweden. Science of the Total Environment 407:5555-5563.

Hernández, M. (1995). Lead poisoning in a free-ranging Imperial Eagle. Supplement to the Journal of Wildlife Diseases 31 (3), Newsletter.

Hernández, M., & Margalida, A. (2008). Pesticide abuse in Europe: effects on the Cinereous Vulture (*Aegypius monachus*) population in Spain Ecotoxicology 17:264-272.

Hernández, M., & Margalida, A. (2009). Assessing the risk of lead exposure for the conservation of the endangered Pyrenean bearded vulture (*Gypaetus barbatus*) population. Environmental Research 109: 837-842.

Hicklin, P. W., & Barrow, W. R. (2004). The incidence of embedded shot in waterfowl in Atlantic Canada and Hudson Strait. Waterbirds 27:41-45.

Hirschfeld, A., & Heyd, A. (2005). Mortality of migratory birds caused by hunting in Europe: bag statistics and proposals for the conservation of birds and animal welfare. Berichte zum Vogelschutz 42:47-74.

Hoffmann, L. (1960). Le saturnisme fleau de la sauvagine en Camargue. Terre et Vie 107**:** 120-131.

Holm, T. E., & Madsen, J. (2013). Incidence of embedded shotgun pellets and inferred hunting kill amongst Russian/Baltic barnacle geese Branta leucopsis. European Journal of Wildlife Research 59:77-80.

Holland, G. (1882). Pheasant poisoned by swallowing shot. The Field 59:232.

Hollmén, T., Franson, J.C., Poppenga, R.H., Hario, M., & Kilpi, M. (1998). Lead poisoning and trace elements in Common Eiders *Somateria mollissima* from Finland. Wildlife Biology 4:193-203.

Holt, G., Froeslie, A., & Norheim, G. (1978). Lead poisoning in Norwegian waterfowl. Nord Veterinaermed 30:380-389.

Hontelez, L.C.M.P., van den Dungen, H.M., & Baars, A.J. (1992). Lead and cadmium in birds in The Netherlands : a preliminary survey. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 23:453-456.

Horowitz, I. H., Yanco, E., Nadler, R.V., Anglister, N., Landau, S., Elias, R., Lublin, A., Perl, S., Edery, N., & Rosenzweig, A.B. (2014). Acute lead poisoning in a griffon vulture (*Gyps fulvus*) in Israel. Israel Journal of Veterinary Medicine 69:163-168.

Hovette, C. (1971). Le saturnisme en Camargue. Union Internationale des Biologistes du Gibier. Actes du X^{e} Congrès, Paris, France.

Hovette, C. (1972). Le saturnisme des Anatidés de la Camargue. Alauda 40:1-117.

Hovette, C. (1974). Le saturnisme des anatidés sauvages. L'Institut Techniche de l'Avicurture, 211:1-4.

Høgåsen, H. R., Ørnsrud, R., Knutsen, H. K., & Bernhoft, A. (2016). Lead intoxication in dogs: risk assessment of feeding dogs trimmings of lead-shot game. BMC Veterinary Research 12:152.

Hunt, W. G., Watson, R. T., Oaks, J. L., Parish, C. N., Burnham, K. K., Tucker, R. L., Belthoff, J. R., & Hart, G. (2009). Lead bullet fragments in venison from rifle-killed deer: potential for human dietary exposure. PLoS One, 4: e5330.

Imre, Á. (1994). Vadkacsák sörét eredetú ólommérgezése. Magyar Állatorvosok Lapja 49:345-348.

Imre, Á. (1997). Fácánok sörét eredetu ólommérgezése. Magyar Allatorvosok Lapja 119:328-330.

Isomursu, M., Koivusaari, J., Stjernberg, T., Hirvelä-Koski, V. & Venäläinen, E. R. (2018). Lead poisoning and other human-related factors cause significant mortality in white-tailed eagles. Ambio. DOI: https://doi.org/10.1007/s13280-018-1052-9

IUCN (2016). WCC-2016-Res-082. 2016. https://portals.iucn.org/library/node/46499. Consultado 7 de noviembre de 2017.

IUCN (2017). The IUCN Red List of Threatened Species. 2917. http://www.iucnredlist.org/details/22695137/0. Consultado el 19 octubre de 2017.

Jågas, T. (1996). Lead levels and lead poisoning in Swedish *Anseriformes* birds. Ekotoxikologi Nº 47. Uppsala Universitet, Uppsala, Sweden.

Jager, L.P., Rijnierse, F.V.J., Esselink, H., & Baars, A.J. (1996). Biomonitoring with the Buzzard *Buteo buteo* in the Netherlands: Heavy metals and sources of variation Journal für Ornithologie 137:295-318

Johansen, P., Asmund, G., & Riget, F. (2001). Lead contamination of seabirds harvested with lead shot-implications to human diet in Greenland. Environmental Pollution 112:501-504.

Johansen, P., Asmund, G., & Riget F. (2004). High human exposure to lead through consumption of birds hunted with lead shot. Environmental Pollution 127:125-129.

Johansen, P., Pedersen, H. S., Asmund, G., & Riget, F. (2006). Lead shot from hunting as a source of lead in human blood. Environmental Pollution 142:93-97.

Jørgensen, S. S., & Willems, M. (1987). The fate of lead in soils: The transformation of lead pellets in shooting-range soils. Ambio 16:11-15.

Kalisińska, E., Salicki, W., & Jackowski, A. (2006). Six trace metals in White-tailed Eagle from northwestern Poland. Polish Journal of Environmental Studies 15:727-737.

Kalisińska, E., Salicki, W., Kavetska, K.M., & Ligocki, M. (2007). Trace metal concentrations are higher in cartilage than in bones of Scaup and Pochard wintering in Poland. Science of the Total Environment 388:90-103.

Kalisińska, E., Salicki, W., Mysłek, P., Kavetska, K.M., & Jackowski, A. (2004). Using the Mallard to biomonitor heavy metal contamination of wetlands in north-western Poland. Science of the Total Environment 320:145-161.

Kanstrup, N. (2006). Non-toxic shot-Danish experiences. Page 861 *in* Waterbirds around the World (C. G. Boere, C. A. Galbraith, and D. A. Stroud, Eds.). The Stationery Office, Edinburgh, UK.

Kanstrup, N., & D. Potts. (2008). Lead shot: significant new developments with relevance to all hunters. CIC-News, 4 February 2008. [Online.] Available at www.cic-wildlife.org.

Kanstrup, N. (2014). Practical and social barriers to switching from lead to non-toxic gunshot–a perspective from the EU. En: Delahay, R.J., Spay, C.J. (Eds.) Proceedings of the Oxford Lead Symposium. Lead ammunition: understanding and minimizing the risks to human and environmental health, pp. 98-102. Edward Grey Institute, The University of Oxford, UK.

Kanstrup, N., Thomas, V. G., Krone, O., & Gremse, C. (2016). The transition to non-lead rifle ammunition in Denmark: National obligations and policy considerations. Ambio 45:621-628.

Keel, M. K., Davidson, W. R., Doster, G. L., & Lewis, L. A. (2002). Northern bobwhite and lead shot deposition in an upland habitat. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 43:318-322.

Kelly, A., & Kelly, S. (2004). Fishing tackle injury and blood lead levels in Mute Swans. Waterbirds 27:60-68.

Kenntner, N., Crettenand, Y., Fünfstück, H.-J., Janovsky, M., & Tataruch, F. (2007). Lead poisoning and heavy metal exposure of Golden Eagles (*Aquila chrysaetos*) from the European Alps. Journal of Ornithology 148:173-177.

Kenntner, N., Krone, O., Altenkamp, R., & Tataruch, F. (2003). Environmental contaminants in liver and kidney of free-ranging Northern Goshawks (*Accipiter gentilis*) from three regions of Germany. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 45:128-135.

Kenntner, N., Oehme, G., Heidecke, D., & Tataruch, F. (2004). Retrospektive untersuchung zur bleiintoxikation und exposition mit potenziell toxischen schwermetallen von Seeadlern *Haliaaetus albicilla* in Deutschland. Wogelwelt 125:63-74.

Kenntner, N., Tataruch, F., & Krone, O. (2001). Heavy metals in soft tissue of White-tailed Eagles found dead or moribund in Germany and Austria from 1993 to 2000. Environmental Toxicology and Chemistry 20:1831-1837.

Kenntner, N., Tataruch, F., & Krone, O. (2005). Risk assessment of environmental contaminants in White-tailed Sea-eagles (*Haliaeetus albicilla*) from Germany. En: Pohlmeyer, K., (Ed.). Extended abstracts of the XXVIIth Congress of the International Union of Game Biologists, Hannover 2005, pp. 125-127. DSV-Verlag, Hamburg, Germany.

Keymer, I.F. (1958). A survey and review of the causes of mortality in British birds and the significance of wild birds as disseminators of disease. Veterinary Record 70:713-720.

Keymer, I.F., & Stebbings, R.S.J. (1987). Lead poisoning in a Partridge (*Perdix perdix*) after ingestion of gunshot. Veterinary Record 120:276-277.

Kim, E.Y., Goto, R., Iwata, H., Masuda, Y., Tanabe, S., & Fujita, S. (1999). Preliminary survey of lead poisoning of Steller's Sea Eagle (*Haliaeetus pelagicus*) and White-tailed Sea Eagle (*Haliaeetus albicilla*) in Hokkaido, Japan. Environmental Toxicology and Chemistry 18:448-451.

Kirby, R. E., Obrecht, H. H., & Perry, M. C. (1983). Body shot in Atlantic brant. The Journal of Wildlife Management, 47:527-530.

Kitowski, I., Jakubas, D., Wiącek, D., & Sujak, A. (2017a). Concentrations of lead and other elements in the liver of the white-tailed eagle (*Haliaeetus albicilla*), a European flagship species, wintering in Eastern Poland. Ambio 46:825-841.

Kitowski, I., Jakubas, D., Wiącek, D., Sujak, A., & Pitucha, G. (2017b). Trace element concentrations in livers of Common Buzzards Buteo buteo from eastern Poland. Environmental Monitoring and Assessment 189:421.

Kitowski, I., Sujak, A., Wiącek, D., Strobel, W., Komosa, A., & Stobiński, M. (2016). Heavy metals in livers of raptors from Eastern Poland-the importance of diet composition. Belgian Journal of Zoology 146:3-13.

Knott, J. (2012). Lead poisoning from ammunition: Searching for the magic bullet. Deer: Habitat, Behavior and Conservation, pp 139-156.

Knott, J., Gilbert, J., Green, R.E., & Hoccom, D.G. (2009). Comparison of the lethality of lead and copper bullets in deer control operations to reduce incidental lead poisoning; field trials in England and Scotland. Conservation Evidence 6:71-78.

Knott, J., Gilbert, J., Hoccom, D.G., & Green, R.E. (2010). Implications for wildlife and humans of dietary exposure to lead from fragments of lead rifle bullets in deer shot in the UK. Science of the Total Environment 409:95-99.

Knutsen, H.K., Brantsæter, A.L., Alexander, J., & Meltzer, H.M. (2015). Associations between consumption of large game animals and blood lead levels in humans in Europe: the Norwegian experience En: Delahay, R.J., Spay, C.J. (Eds.) Proceedings of the Oxford Lead Symposium. Lead ammunition: understanding and minimizing the risks to human and environmental health, pp. 44-50. Edward Grey Institute, The University of Oxford, UK.

Kollander, B., Widemo, F., Ågren, E., Larsen, E.H., Loeschner, K. (2017). Detection of lead nanoparticles in game meat by single particle ICP-MS following use of lead-containing bullets. Analytical and Bioanalytical Chemistry 409:1877-1885.

Komosa, A., Kitowski, I., & Komosa, Z. (2012). Essential trace (Zn, Cu, Mn) and toxic (Cd, Pb, Cr) elements in the liver of birds from Eastern Poland. Acta Veterinaria 62:579-589.

Kreager, N., Wainman, B.C., Jayasinghe, R.K., & Tsuji, L.J.S. (2008). Lead pellet ingestion and liver-lead concentrations in upland game birds from Southern Ontario, Canada. Archives of Environmental Contamination Toxicology 54:331–336.

Krone, O., Kenntner, N., Trinogga, A., Nadjafzadeh, M., Scholz, F., Sulawa, J., Totschek, K., Schuck-Wersig, P., & Zieschank, R. (2009). Lead poisoning in white-tailed sea eagles: causes and approaches to solutions in Germany. En: Watson R.T., Fuller, M., Pokras, M. Hunt, W.G. (eds.), Ingestion of Lead from Spent Ammunition: Implications for Wildlife and Humans, pp. 289-301. The Peregrine Fund, Boise, Idaho, USA.

Krone, O., Stjernberg, T., Kenntner, N., Tataruch, F., Koivusaari, J., & Nuuja, I. (2006) Mortality factors, helminth burden, and contaminant residues in White-tailed Sea Eagles (*Haliaeetus albicilla*) from Finland. Ambio 35:98-104.

Krone, O., Wille, F., Kenntner, N., Boertmann, D., & Tataruch, F. (2004). Mortality factors, environmental contaminants, and parasites of White-tailed Sea Eagles from Greenland. Avian Diseases 48:417-424.

Kruger, S.C. (2014). An investigation into the decline of the bearded vulture *Gypaetus barbatus* in southern Africa. Doctoral dissertation, University of Cape Town.

Kuivenhoven, P., van Vessem, J., & van Maanen, E. (1998). Saturnisme des oiseaux d'eau. Rapport d'actualisation internationale 1997. Bulletin Mensuel de l'Office National de la Chasse 229:28-31.

Larsen, R.T. (2006). Ecological investigations of Chukars (*Alectoris chukar*) in western Utah. Doctoral dissertation, Brigham Young University. Department of Plant and Animal Sciences.

Lamberet, M. (1995). Enquête sur le saturnisme des Anatides en France métropolitaine. Bilan de la saison 1993/94. Rapport de stage BTA GFS – ONC.

Lazarus, M., Prevendar Crnić, A., Bilandžić, N., Kusak, J., & Reljić, S. (2014). Cadmium, lead, and mercury exposure assessment among Croatian consumers of free-living game. Arhiv za Higijenu Rada i Toksikologiju 65:281-291.

Lefranc, H. (1993). Enquête sur le saturnisme des Anatides en France métropolitaine. Bilan de la saison 1992/93. Rapport de stage BTA GFS – ONC.

Lindboe, M., Henrichsen, E.N., Høgåsen, H.R., & Bernhoft, A. (2012). Lead concentration in meat from lead-killed moose and predicted human exposure using Monte Carlo simulation. Food Additives & Contaminants: Part A 29:1052-1057.

Llorente, G.A. (1984). Contribución al conocimiento de la biología y la ecología de cuatro especies de anátidas en el delta del Ebro. Tesis Doctoral, Universidad de Barcelona, Barcelona.

Locke, L.N., & Friend, M. (1992). Lead poisoning of avian species other than waterfowl. En: Pain, D.J. (Ed.). Lead poisoning in waterfowl, pp. 19-22. International Waterfowl and Wetlands Research Bureau. Slimbridge, UK.

Lucia, M., André, J.M., Gontier, K., Diot, N., Veiga, J., & Davail, S. (2010). Trace element concentrations (mercury, cadmium, copper, zinc, lead, aluminium, nickel, arsenic, and selenium) in some aquatic birds of the Southwest Atlantic Coast of France. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 58:844-853.

Lumeij, J.T., Hendriks, H., & Timmers, A. (1989). The prevalence of lead shot ingestion in wild Mallards (*Anas platyrhynchos*) in the Netherlands. Veterinary Quarterly 11:51-55

Lumeij, J.T., & Scholten, H. (1989). A comparision of two methods to establish the prevalence of lead shot ingestion in Mallards (*Anas platyrhynchos*) from The Netherlands. Journal of Wildlife Diseases 25**:**297-299.

Lumeij, J.T., Wolvekamp, W.T., Bron-Dietz, G.M., & Schotman, A.J. (1985). An unusual case of lead poisoning in a Honey Buzzard (*Pernis apivorus*). Veterinary Quarterly 7:165-168.

MacDonald, J.W., Randall, C.J. Ross, H.M., Moon, G. M., & Ruthven, A.D. (1983). Lead poisoning in captive birds of prey. Veterinary Record 113:65-66.

Madry, M.M., Kraemer, T., Kupper, J., Naegeli, H., Jenny, H., Jenni, L., & Jenny, D. (2015). Excessive lead burden among golden eagles in the Swiss Alps. Environmental Research Letters 10:034003.

Martínez Haro, M. (2010) Contaminación por perdigones de plomo en humedales y evaluación de los aportes de grit como medida para reducir el plumbismo en aves acuáticas. Tesis Doctoral, Universidad de Castilla-La Mancha.

Martinez-Haro, M., Green, A.J., Acevedo, P., & Mateo, R. (2011a). Use of grit supplements by waterbirds: an experimental assessment of strategies to reduce lead poisoning. European Journal of Wildlife Research, 57:475-484.

Martinez-Haro, M., Green, A.J., & Mateo, R. (2011b). Effects of lead exposure on oxidative stress biomarkers and plasma biochemistry in waterbirds in the field. Environmental Research 111:530-538.

Martinez-Haro, M., Taggart, M.A., Rodríguez Martín-Doimeadios, R., Green, A.J., & Mateo, R. (2011c). Identifying sources of Pb exposure in waterbirds and effects on porphyrin metabolism using non-invasive fecal sampling. Environmental Science and Technology 45:6153-6159.

Martínez-Haro, M., Guitart, R., Llorente, G., & Mateo, R. (2005). Seasonal and annual fluctuations of lead poisoning in waterfowl in the Ebro delta, Spain. En: Pohlmeyer, K. (Ed.). Extended abstracts of the XXVIIth Congress of the International Union of Game Biologists, Hannover 2005, pp. 146-147. DSV-Verlag, Hamburg, Germany.

Martinez-Haro, M., Taggart, M.A., & Mateo, R. (2010). Pb–Al relationships in waterfowl feces discriminate between sources of Pb exposure. Environmental Pollution 158:2485-2489.

Martinez-Haro, M., Taggart, M.A., Lefranc, H., Martín-Doimeadiós, R.C., Green, A.J., & Mateo, R. (2013). Monitoring of Pb exposure in waterfowl ten years after a mine spill through the use of noninvasive sampling. PloS One 8:e57295.

Mariussen, E., Johnsen, I.V., Strømseng, A.E. (2017a). Distribution and mobility of lead (Pb), copper (Cu), zinc (Zn), and antimony (Sb) from ammunition residues on shooting ranges for small arms located on mires. Environmental Science and Pollution Research International 24:10182-10196.

Mariussen, E., Heier, L.S., Teien, H.C., Pettersen, M.N., Holth, T.F., Salbu, B., Rosseland, B.O. (2017b). Accumulation of lead (Pb) in brown trout (*Salmo trutta*) from a lake downstream a former shooting range. Ecotoxicology and Environmental Safety 135:327-336.

Mateo, R. (1998). La intoxicación por ingestión de perdigones de plomo en aves silvestres: aspectos epidemiológicos y propuestas para su prevención en España. Tesis Doctoral, Universitat Autònoma de Barcelona, Bellaterra, Spain.

Mateo, R. (2009). Lead poisoning in wild birds in Europe and the regulations adopted by different countries. En: Watson R.T., Fuller, M., Pokras, M., & Hunt, W.G. (Eds.), Ingestion of Lead from Spent Ammunition: Implications for Wildlife and Humans, pp. 71-98. The Peregrine Fund, Boise, Idaho, USA.

Mateo, R. (2011). No contaminem l'ambient i el menjar amb el plom dels perdigons. Soldó 37:25-26.

Mateo, R., Baos, A.R., Vidal, D., Camarero, P.R., Martinez-Haro, M., & Taggart, M.A. (2011). Bioaccessibility of Pb from ammunition in game meat is affected by cooking treatment. PLoS One 6:e15892.

Mateo R., Beyer, W.N., Ramis, A., Spann, J.W., & Hoffman, D.J. (2003a). Relationship between oxidative stress, pathology and behavioral signs of lead poisoning in mallards. Journal of Toxicology and Environmental Health-Part A 66:1371-1389.

Mateo, R., Belliure, J., Dolz, J.C., Aguilar-Serrano, J.M., & Guitart, R. (1998a). High prevalences of lead poisoning in wintering waterfowl in Spain. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 35:342-347.

Mateo, R., Bonet, A., Dolz, J.C., & Guitart, R. (2000a). Lead shot densities in a site of grit ingestion for Greylag Geese *Anser anser* in Doñana (Spain). Ecotoxicology and Environmental Restoration 3:76-80.

Mateo, R., Cadenas, R., Máñez, M., & Guitart, R. (2001a). Lead shot ingestion in two raptor species from Doñana, Spain. Ecotoxicology and Environmental Safety 48:6-10.

Mateo, R., Dolz, J.C., Aguilar-Serrano, J.M., Belliure, J., & GuitartR. (1997a). An outbreak of lead poisoning in Greater Flamingos *Phoenicopterus ruber roseus* in Spain. Journal of Wildlife Diseases 33:131-134.

Mateo, R., Estrada, J., Paquet, J-Y., Riera, X., Domínguez, L., Guitart, R., & Martínez-Vilalta, A. (1999). Lead shot ingestion by Marsh Harriers *Circus aeruginosus* from the Ebro delta, Spain. Environmental Pollution 104:435-440.

Mateo, R., Green A.J., Jeske, C.V., Urios, V., & Gerique, C. (2001b). Lead poisoning in the globally threatened Marbled Teal and White-headed Duck in Spain. Environmental Toxicology and Chemistry 20:2860-2868.

Mateo, R., Green, A.J., Lefranc, H., Baos, R., & Figuerola, J. (2007a). Lead poisoning in wild birds from southern Spain: A comparative study of wetland areas and species affected, and trends over time. Ecotoxicology and Environmental Safety 66:119-126.

Mateo, R., Grifols, J., Molina, R., Martínez, F., & Guitart, R. (1998b). Intoxicación en aves por ingestión de objetos de plomo. Consulta de Difusión Veterinaria 6:85-92.

Mateo, R., & Guitart, R. (2000). The effects of grit supplementation and feed type on steel-shot ingestion in Mallards. Preventive Veterinary Medicine 44:221-229.

Mateo, R., Guitart, R., & Green, A.J. (2000b). Determinants of lead shot, rice, and grit ingestion in ducks and coots. Journal of Wildlife Management 64:939-947.

Mateo R., Guitart, R., & Martínez-Vilalta, A. (1997b). Lead shot pellets in the Ebro delta, Spain: Densities in sediments and prevalence of exposure in waterfowl. Environmental Pollution 96:335-341.

Mateo, R., Molina, R., Grífols, J., & Guitart, R. (1997c). Lead poisoning in a free ranging Griffon Vulture (*Gyps fulvus*). Veterinary Record 140:47-48.

Mateo, R., Petkov, N., Lopez-Antia, A., Rodríguez-Estival, J., & Green, A.J. (2016). Risk assessment of lead poisoning and pesticide exposure in the declining population of red-breasted goose (*Branta ruficollis*) wintering in Eastern Europe. Environmental Research 151:359-367.

Mateo, R., Rodríguez-de la Cruz, M., Vidal, D. Reglero, M., & Camarero, P. (2007b). Transfer of lead from shot pellets to game meat during cooking. Science of the Total Environment 372:480-485.

Mateo, R., & Taggart, M.A. (2007). Toxic effects of the ingestion of lead polluted soil on waterfowl. Proceedings of the International Meeting of Soil and Wetland Ecotoxicology, Barcelona, Spain.

Mateo R., Taggart, M., & Meharg, A.A. (2003b). Lead and arsenic in bones of birds of prey from Spain. Environmental Pollution 126:107-114.

Mateo, R., Taggart, M.A., Green, A.J., Cristòfol, C., Ramis, A., Lefranc, H., Figuerola, J., & Meharg, A.A. (2006). Altered porphyrin excretion and histopathology of greylag geese (*Anser anser*) exposed to soil contaminated with lead and arsenic in the Guadalquivir Marshes, southwestern Spain. Environmental Toxicology and Chemistry 25:203-212.

Mateo, R., Vallverdú-Coll, N., & Ortiz-Santaliestra, M.E. (2013). Intoxicación por munición de plomo en aves silvestres en España y medidas para reducir el riesgo. Ecosistemas 22:61-67.

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-Tomás, P., Olea, P.P., Jiménez-Moreno, M., Camarero, P.R., Sánchez-Barbudo, I.S., Martín-Doimeadios, R. C.R., & Mateo, R. (2016). Mapping the spatio-temporal risk of lead exposure in apex species for more effective mitigation. Proceedings of the Royal Society B 283: 20160662.

Mathiasson, S. (1986). Lead in tissue and gizzards of Mute Swan *Cygnus olor* from the Swedish west coast, with remarks on other heavy metals and possible additive and synergetic effects. Vår Fågelvärld Suppl. 11:111-126.

Mauvais, G., & Pinault, L. (1993). Le saturnisme des anatidés (Anatidae) sur le site du Lac de Grand-Lieu (Loire-Atlantique). Gibier Faune Sauvage 10:85-101.

Meltzer, H.M., Dahl, H., Brantsæter, A.L., Birgisdottir, B.E., Knutsen, H.K., Bernhoft, A., Oftedal, B., Lande, U.S., Alexander, J., Haugen, M., & Ydersbond, T.A. (2013). Consumption of lead-shot cervid meat and blood lead concentrations in a group of adult Norwegians. Environmental Research 127:29-39.

Merkel, F.R., Falk, K., & Jamieson, S.E. (2006). Effect of embedded lead shot on body condition of Common Eiders. Journal of Wildlife Management 70:1644-1649.

Meyer, C.B., Meyer, J.S., Francisco, A.B., Holder, J., & Verdonck, F. (2016). Can Ingestion of Lead Shot and Poisons Change Population Trends of Three European Birds: Grey Partridge, Common Buzzard, and Red Kite?. PloS One 11:e0147189.

Mezieres, M. (1999). Effets de l'ingestion de plombs de chasse sur la reproduction du Canard Colvert (*Anas platyrhynchos*). Thèse Docteur Vétérinaire. Ecole Nationale Véterinaire de Nantes. France.

MoEW (Ministry of Environment and Water), 2007. Biological Diversity Act. State Gazette. No.94/2007. National Assembly. Sofia, Bulgaria.

Molenaar, F.M., Jaffe, J.E., Carter, I., Barnett, E.A., Shore, R.F., Rowcliffe, J.M., & Sainsbury, A.W. (2017). Poisoning of reintroduced red kites (*Milvus milvus*) in England. European Journal of Wildlife Research, 63:94.

Mondain-Monval, J.-Y. (1999). Programme d'education à la chasse à tir, l'approche Nord-Américaine. Bulletin Mensuel de l 'Office National de la Chasse 246:26-35.

Mondain-Monval, J.-Y., Desnouhes, L., & Taris, J.-P. (2002). Lead shot ingestion in waterbirds in the Camargue (France). Gibier Faune Sauvage 19:237-246.

Mondain-Monval, J.-Y., Defos du Rau, P., Guillemain, M., Olivier, A. (2015). Switch to non-toxic shot in the Camargue, France: effect on waterbird contamination and hunter effectiveness. European Journal of Wildlife Research 61:271-283.

Moore, J.L., Hohman, W.L., Stark, T.M., & Weisbrich, G.A. (1998). Shot prevalences and diets of diving ducks five years after the ban on use of lead shotshells at Catahoula Lake, Louisiana. Journal of Wildlife Management 62:564-569.

Sevillano Morales, J.S., Moreno Rojas, R., Perez-Rodriguez, F., Arenas Casas, A., & Amaro López, M. (2011). Risk assessment of the lead intake by consumption of red deer and wild boar meat in Southern Spain. Food Additives and Contaminants: Part A 28:1021-1033.

Sevillano Morales, J., Moreno-Ortega, A., Amaro Lopez, M.A., Arenas Casas, A., Cámara-Martos, F., Moreno-Rojas, R. (2018). Game meat consumption by hunters and their relatives: a probabilistic approach. Food Additives and Contaminants: Part A 35:1739-1748.

Mörner T., & Petersson L. (1999). Lead poisoning in woodpeckers in Sweden. Journal of Wildlife Diseases 35:763-765.

Mudge, G.P. 1983. The incidence and significance of ingested lead pellet poisoning in British wildfowl. Biological Conservation 27:333-372.

Mudge, G.P. (1984). Densities and settlement rates of spent shotgun pellets in British wetland soils. Environmental Pollution 8:299-318.

Müller, K., Krone, O., Gobel, T., & Brunnberg, L. (2001). Akute bleoontoxication bei zwei Seeadlern (*Haliaeetus albicilla*). Tierarztliche Praxis Ausgabe K: Kleintiere-Heimtiere 29:209-213.

Nadjafzadeh, M., Voigt, C.C., & Krone, O. (2016). Spatial, seasonal and individual variation in the diet of White-tailed Eagles *Haliaeetus albicilla* assessed using stable isotope ratios. Ibis 158:1-15.

Newth, J.L., Brown, M.J., & Rees, E.C. (2011). Incidence of embedded shotgun pellets in Bewick's swans Cygnus columbianus bewickii and whooper swans *Cygnus cygnus* wintering in the UK. Biological Conservation 144:1630-1637.

Newth, J.L., Cromie, R.L., Brown, M.J., Delahay, R.J., Meharg, A.A., Deacon, C., Norton, G.J., O'Brien, M.F., & Pain, D.J. (2013). Poisoning from lead gunshot: still a threat to wild waterbirds in Britain. European Journal of Wildlife Research 59:195-204.

Newth, J.L., Rees, E.C., Cromie, R.L., McDonald, R.A., Bearhop, S., Pain, D.J., Norton, G.J., Deacon, C., & Hilton, G.M. (2016). Widespread exposure to lead affects the body condition of free-living whooper swans *Cygnus cygnus* wintering in Britain. Environmental Pollution 209:60-67.

Noer, H., & Madsen, J. (1996). Shotgun pellet loads and infliction rates in pink-footed geese *Anser brachyrhynchus*. Wildlife Biology 2:65-73.

Noer, H., Madsen, J., & Hartmann, P. (2007). Reducing wounding of game by shotgun hunting: effects of a Danish action plan on Pink-footed Geese. Journal of Applied Ecology 44:653-662.

O'Connell, M.M., Rees, E.C., Einarsson, O., Spray, C.J., Thorstensen, S., & O'Halloran, J. (2008). Blood lead levels in wintering and moulting Icelandic whooper swans over two decades. Journal of Zoology 276: 21-27.

Ochiai, K., Jin, K., Goryo, M., Tsuzuki, T., & Itakura, C. (1993). Pathomorfologic findings of lead poisoning in White-fronted Geese *Anser albifrons.* Veterinary Pathology 30:522-528.

O'Halloran, J., Duggan, P.F., & Myers, A.A. (1988a). Biochemical and hematological values for Mute Swans *Cygnus olor*: Effects of acute lead poisoning. Avian Pathology 17:667-678.

O'Halloran, J., Myers, A.A., & Duggan, P.F. (1988b). Lead poisoning in swans and sources of contamination in Ireland. Journal of Zoology 216:211-223.

Olney, P.J.S. (1960). Lead poisoning in waterfowl. *Wildfowl* 11:123-134.

Olney, P.J.S. (1968). The food and feeding habits of Pochard. Biological Conservation 1:71-76.

Oltrogge, V. (2009). Success in developing lead-free, expanding-nose centerfire bullets. En: Watson R.T., Fuller, M., Pokras, M., & Hunt, W.G. (Eds.), Ingestion of Lead from Spent Ammunition: Implications for Wildlife and Humans, pp. 310-315. The Peregrine Fund, Boise, Idaho, USA.

Owen, M. (1996). A review of the migration strategies of the Anatidae: Challenges for conservation. Gibier Faune Sauvage 13:123-129.

Pain, D.J. (1989). Haematological parameters as predictors of blood lead and indicators of lead poisoning in the black duck (*Anas rubripes*). Environmental Pollution 60:67-81.

Pain, D.J. (1990a). Lead shot ingestion by waterbirds in the Camargue, France: An investigation of levels and interspecific differences. Environmental Pollution 66:273-285.

Pain, D.J. (1990b). Lead poisoning of waterfowl: a review. En: Matthews, G.V.T. (Ed.) Managing Waterfowl Populations, pp.172-181. International Waterfowl and Wetlands Research Bureau. Slimbridge, UK.

Pain, D.J. (1991a). Lead shot densities and settlement rates in Camargue marshes, France. Biological Conservation 57:273-286.

Pain, D.J. (1991b). L'intoxication saturnine de l'avifaune: Une synthèse des travaux français. Gibier Faune Sauvage 8:79-92.

Pain D.J. (1992). Lead poisoning of waterfowl: A review. En: Pain, D.J. (Ed.). Lead Poisoning in Waterfowl, pp. 7-13. International Waterfowl and Wetlands Research Bureau. Slimbridge, UK.

Pain, D.J., (1996). Lead in waterfowl. En: Beyer, N.W., Heinz, G.H., Redman-Norwood, A.W. (Eds.), Environmental Contaminants in Wildlife: Interpreting Tissue Concentrations, pp. 251–264. Lewis Publishers, Boca Raton, USA.

Pain, D.J., & Amiard-Triquet, C. (1993). Lead poisoning in raptors in France and elsewhere. Ecotoxicology and Environmental Safety 25:183-192.

Pain, D.J., Amiard-Triquet, C., Baboux, C., Burneleau, G., Eon, L., & Nicolau-Guillaumet, P. (1993). Lead poisoning in wild populations of Marsh Harrier *Circus aeruginosus* in the Camargue and Charente-Maritime, France. Ibis 135:379-386.

Pain, D.J., Amiard-Triquet, C., & Sylvestre, C. (1992). Tissue lead concentrations and shot ingestion in nine species of waterbirds from the Camargue (France). Ecotoxicology and Environmental Safety 24:217-233.

Pain, D.J., Baboux, C., & Burneleau, G. (1997). Seasonal blood lead concentrations in Marsh Harriers *Circus aeruginosus* from Charente-Maritime, France: Relationship with the hunting season. Biological Conservation 81:1-7.

Pain, D. J., Carter, I., Sainsbury, A.W., Shore, R.F., Eden, P., Taggart, M.A., Konstantinos, S., Laker, L.A, Meharg, A.A., & Raab, A. (2007). Lead contamination and associated disease in captive and reintroduced Red Kites *Milvus milvus* in England. Science of the Total Environment 376:116-127.

Pain, D. J., Cromie, R., & Green, R. E. (2014). Poisoning of birds and other wildlife from ammunition-derived lead in the UK. En: Delahay, R.J., Spay, C.J. (Eds.) Proceedings of the Oxford Lead Symposium. Lead ammunition: understanding and minimizing the risks to human and environmental health, pp. 58-83. Edward Grey Institute, The University of Oxford, UK.

Pain, D.J., Cromie, R.L., Newth, J., Brown, M.J., Crutcher, E., Hardman, P., Hurst, L., Mateo, R., Meharg, A. A., Moran, 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:e10315.

Pain, D.J., & Handrinos, G.I. (1990). The incidence of ingested lead shot in ducks of the Evros delta, Greece. Wildfowl 41:167-170.

Pain, D.J., Meharg, A.A., Ferrer, M., Taggart, M.A., & Penteriani, V. (2005). Lead concentrations in bones and feathers of the globally threatened Spanish Imperial Eagle. Biological Conservation 121:603-610.

Pain, D.J., Sears, J., & Newton, I. (1995). Lead concentrations in birds of prey in Britain. Environmental Pollution 87:173-180.

París, J.F. 2010. Cazando con cobre. Revista Trofeo Caza. Julio 2010, 92-98.

Pattee, O.H., & Hennes, S.K. (1983). Bald eagles and waterfowl: the lead shot connection. En: 48th North American Wildlife Conference, pp. 230-237. The Wildlife Management Institute, Washington, D.C, USA.

Pennycott, T.W. (1998). Lead poisoning and parasitism in a flock of Mute Swans (*Cygnus olor*) in Scotland Veterinary Record 142:13-17

Perco, F., Focardi, S., Fossi, C., & Renzoni, A. (1983). Intossiczione da piombo in due Cigni Reali della Laguna di Marano (Nord-Est Italia). Avocetta 7:105-116.

Pérez-López, M., Hermoso de Mendoza, M., López Beceiro, A., & Soler Rodríguez, F. (2008). Heavy metal (Cd, Pb, Zn) and metalloid (As) content in raptor species from Galicia (NW Spain). Ecotoxicology and Environmental Safety 70:154-162.

Perrins, C. M., Cousquer, G., & Waine, J. (2003). A survey of blood lead levels in Mute Swans *Cygnus olor*. Avian Pathology 32:205-212.

Perry, M.C., & Geissler, P.H. (1980). Incidence of embedded shot in canvasbacks. Journal of Wildlife Management 44:888-894.

Petersen, B.D., & Meltofte, H. (1979). Forekomst af blyhagl i vestjyske vådområder samt i kråsen hos danske ænder. Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift 73:257-264.

Pinault, L. (1996). Evaluation de l'exposition au plomb des canards en France: résultats d'une enquête conduite de 1992 à 1995 en sept sites. Rapport d'étude, Ecole National Vétérinaire de Nantes, France.

Pirot, J.-Y. (1978). Régime alimentaire de la Sarcelle d'été, *Anas querquedula* L., pendant son transient en Camargue. Rapport Diplôme d'Études Approfondies, Paris, France.

Pirot, J.-Y., & Taris, J.P. (1987). Le saturnisme des anatides hivernant en Camargue: réactualisation des données. Gibier Faune Sauvage 4:83-94.

Plessl, C., Jandrisits, P., Krachler, R., Keppler, B. K., & Jirsa, F. (2017). Heavy metals in the mallard *Anas platyrhynchos* from eastern Austria. Science of the Total Environment 580:670-676.

Plouzeau, E., Guillard, O., Pineau, A., Billiald, P., & Berny, P. (2011). Will leaded young mallards take wing? Effects of a single lead shot ingestion on growth of juvenile game-farm Mallard ducks *Anas platyrhynchos*. Science of the Total Environment 409:2379-2383.

Pokras, M.A., & Kneeland, M.R. (2009). Understanding lead uptake and effects across species lines: a conservation medicine based approach. En: Watson R.T., Fuller, M., Pokras, M., & Hunt, W.G. (Eds.), Ingestion of Lead from Spent Ammunition: Implications for Wildlife and Humans, pp. 7-22. The Peregrine Fund, Boise, Idaho, USA.

Poole, C. (1986). Surgical treatment of lead poisoning in a Mute Swan (*Cygnus olor*). Veterinary Record 119:501-502.

Potts, G.R. (2005). Incidence of ingested lead gunshot in wild Grey Partridge (*Perdix perdix*) from the UK. European Journal of Wildlife Research 51:31-34.

Prüter, H., Franz, M., Auls, S., Czirják, G.Á., Greben, O., Greenwood, A.D., Lisitsyna, O., Syrota, Y., Sitko, J., Krone, O. (2018). Chronic lead intoxication decreases intestinal helminth species richness and infection intensity in mallards (*Anas platyrhynchos*). Science of the Total Environment 644:151-160.

Ramanzin, M., Amici, A., Casoli, C., Esposito, L., Lupi, P., Marsico, G., Mattiello, S., Olivieri, O., Ponzetta, M.P., Russo, C., & Marinucci, M.T. (2010). Meat from wild ungulates: ensuring quality and hygiene of an increasing resource. Italian Journal of Animal Science 9:e61.

Ramo, C., Sánchez, C., & Hernández Saint-Aubin, L. (1992). Lead poisoning of Greater Flamingos *Phoenicopterus ruber*. Wildfowl 43:220-222.

Redig, P.T., Stowe, C.M., Barnes, D.M., & Arent, T.D. (1980). Lead toxicosis in raptors. Journal of the American Veterinary Medical Association 177:941-943.

Rodrigues, D., Figueiredo, M., & Fabião, A. (2001). Mallard *Anas platyrhynchos* lead poisoning risk in central Portugal. Wildfowl 52:169-174.

Rodrigues, D., Figueiredo, M., Fabião, A., Vaz, M.C., Sarmento, G., França, J., & Bacelar, J. (2005). Lead poisoning in Portuguese waterfowl. En: Pohlmeyer, K. (Ed.). Extended abstracts of the XXVIIth Congress of the International Union of Game Biologists, Hannover 2005, pp. 170-171. DSV-Verlag, Hamburg, Germany.

Rodríguez, R., & Hiraldo, F. 1975. Régimen alimenticio del Calamón *Porphyrio porphyrio* en las Marismas del Guadalquivir. Doñana Acta Vertebrata 2:201-213.

Rodríguez, J.J., Oliveira, P.A., Fidalgo, L.E., Ginja, M.M., Silvestre, A.M., Ordoñez, C., Serantes, A.E., Gonzalo-Orden, J.M. & Orden, M.A. (2010). Lead toxicity in captive and wild mallards (*Anas platyrhynchos*) in Spain. Journal of Wildlife Diseases 46:854-863.

Rodríguez-Ramos, J., Gutiérrez, V., Höfle, U., Mateo, R., Monsalve, L., Crespo, E., & Blanco, J.M. (2009). Lead in Griffon and Cinereous Vultures in Central Spain: Correlations between clinical signs and blood lead levels. En: Watson R.T., Fuller, M., Pokras, M., & Hunt, W.G. (Eds.), Ingestion of Lead from Spent Ammunition: Implications for Wildlife and Humans, pp. 235-236. The Peregrine Fund, Boise, Idaho, USA.

Rodríguez-Ramos Fernández, J., Höfle, U., Mateo, R., De Francisco, O.N., Abbott, R., Acevedo, P., & Blanco, J. M. (2011). Assessment of lead exposure in Spanish imperial eagle (Aquila adalberti) from spent ammunition in central Spain. Ecotoxicology 20:670-681.

Rodríguez-Seijo, A., Cachada, A., Gavina, A., Duarte, A.C., Vega, F.A., Andrade, M.L., Pereira, R. (2017). Lead and PAHs contamination of an old shooting range: A case study with a holistic approach. Science of the Total Environment 575:367-377.

Romano, M., Ferreyra, H., Ferreyroa, G., Molina, F.V., Caselli, A., Barberis, I., Beldoménico, P., & Uhart, M. (2016). Lead pollution from waterfowl hunting in wetlands and rice fields in Argentina. Science of the Total environment 545:104-113.

Romero, D., Martinez-Lopez, E., Navas, I., Maria-Mojica, P., Penalver, J., & Garcia-Fernandez, A.J. (2007). Pathological alterations in the common flamingo (*Phoenicopterus roseus*) due to acute lead intoxication. Revista de Toxicología 24:52-55.

Rose, P.M. (1995). Western Palearctic and South-West Asia Waterfowl Census 1994. IWRB Publication 35.

Sanderson, G.C. 1992. Lead poisoning mortality. En: Pain, D.J. (Ed.). Lead Poisoning in Waterfowl, pp. 14-18. International Waterfowl and Wetlands Research Bureau. Slimbridge, UK.

Sanderson, G.C., & Bellrose, F.C. (1986). A review of the problem of lead poisoning in waterfowl. Illinois Natural History Survey Special Publication 4:1-34.

Scheuhammer, A.M., & Norris, S.L. (1996). The ecotoxicology of lead shot and lead fishing weights. Ecotoxicology 5:279-295.

Schricke, V., & Lefranc, H. (1994). Enquête sur le saturnisme des Anatides en France métropolitaine. Bilan de la saison 1992/93. Bulletin Mensuel de l'Office National de la Chasse 192:2-15.

Sears, J. (1988). Regional and seasonal variations in lead poisoning in the Mute Swan *Cygnus olor* in relation to the distribution of lead and lead weights in the Thames area, England. Biological Conservation 46:115-134.

Sears, J., & Hunt, A. (1991. Lead poisoning in Mute Swans, *Cygnus olor*, in England. Wildfowl Supplement 1:383-388.

Sileo, L., & Fefer, S.I. (1987). Paint chip poisoning of Laysan Albatross at Midway atoll. Journal of Wildlife Diseases 23:432-437.

Simpson, V.R., Hunt, A.E., & French, M.C. (1979). Chronic lead poisoning in a herd of Mute Swans. Environmental Pollution 18:187-202.

Smit, T., Bakhuizen, T., Gaasenbeek, C.P.H., & Moraal, L.G. (1988a). Voorkomen van loodkorrels rondjachthutten en kleiduivenbanen. Limosa 61:183-186.

Smit, T., Bakhuizen, T., & Moraal, L.G. (1988b). Metallisch lood als bron van loodvergiftiging in Nederland. Limosa 61:175-178.

Soler-Rodríguez, F., Oropesa-Jiménez, A.L., García-Cambero, J.P., & Pérez-López, M. (2004). Lead exposition by gunshot ingestion in Red-legged Partridge (*Alectoris rufa*). Veterinary and Human Toxicology 46:133-134.

Stevenson, A.L., Scheuhammer, A.M., Chan, H.M. (2005). Effects of nontoxic shot regulations on lead accumulation in ducks and American woodcock in Canada. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 48:405–413.

Stokke, S., Brainerd, S., Arnemo, J.M. 2017. Metal deposition of copper and lead bullets in moose harvested in Fennoscandia. Wildlife Society Bulletin 41:98-106.

Street, M. (1983). The assessment of mortality resulting from the ingestion of spent lead shot by Mallard wintering in south-east England. En: Proceedings of the XI Congress of the International Union of Game Biologists. Trujillo, Spain.

Stroud, D.A. (2015) Regulation of some sources of lead poisoning: a brief review. En: Delahay, R.J., Spay, C.J. (Eds.) Proceedings of the Oxford Lead Symposium. Lead ammunition: understanding and minimizing the risks to human and environmental health, pp. 8-26. Edward Grey Institute, The University of Oxford, UK.

Svanberg, F., Mateo, R., Hillström, L., Green, A.J., Taggart, M.A., Raab, A., & Meharg, A.A. (2006). Lead isotopes and lead shot ingestion in the globally threatened Marbled Teal (*Marmaronetta angustirostris*) and White-headed Duck (*Oxyura leucocephala*). Science of the Total Environment 370:416-424.

Taggart, M.A., Green, A.J., Mateo, R., Svanberg, F., Hillström, L., & Meharg, A.A. (2009). Metal levels in the bones and livers of globally threatened marbled teal and white-headed duck from El Hondo, Spain. Ecotoxicology and Environmental Safety 72:1-9.

Tamisier, A. 1971. Régime alimentaire des Sarcelles d'hiver, *Anas crecca* L., en Camargue. Alauda 39:261-311.

Tavecchia, G., Pradel, R., Lebreton, J.-D., Johnson, A.R., & Mondain-Monval, J.-Y. (2001). The effect of lead exposure on survival of adult Mallards in the Camargue, southern France. Journal of Applied Ecology 38:1197-1207

Taylor, C.M., Golding, J., & Emond, A.M. (2014). Intake of game birds in the UK: assessment of the contribution to the dietary intake of lead by women of childbearing age and children. Public Health Nutrition 17: 1125-1129.

Thomas, G.J. (1975). Ingested lead pellets in waterfowl at the Ouse washes. England 1968-1973. Wildfowl 26:43-48.

Thomas, G.J. (1982). Lead poisoning in waterfowl. En: Managing Wetlands and Their Birds: A manual of Wetland and Waterfowl Management, pp. 260-268. International Waterfowl and Wetlands Research Bureau, Slimbridge, UK.

Thomas, V.G. (1997). Attitudes and issues preventing bans on toxic lead shot and sinkers in North America and Europe. Environmental Values 6:185-199.

Thomas, V.G. (2013). Lead-free hunting rifle ammunition: product availability, price, effectiveness, and role in global wildlife conservation. Ambio 42:737-745.

Thomas, V.G. (2015). Availabilityand use of lead-free shotgun and rifle cartridges in the UK, with refrence to regulations in other jurisdictions. En: Delahay, R.J., Spay, C.J. (Eds.) Proceedings of the Oxford Lead Symposium. Lead ammunition: understanding and minimizing the risks to human and environmental health, pp. 85-97. Edward Grey Institute, The University of Oxford, UK.

Thomas, V. G., & Guitart, R. (2005). Role of international conventions in promoting avian conservation through reduced lead toxicosis: Progression towards a non-toxic agenda Bird Conservation International 15:147-160.

Thomas, V.G., & Guitart, R. (2010). Limitations of European Union policy and law for regulating use of lead shot and sinkers: Comparisons with North American regulation. Environmental Policy and Governance, 20:57-72.

Thomas, V.G., Kanstrup, N., Gremse, C. (2015). Key questions and responses regarding the transition to use of lead-free ammunition. En: Delahay, R.J., Spay, C.J. (Eds.) Proceedings of the Oxford Lead Symposium. Lead ammunition: understanding and minimizing the risks to human and environmental health, pp. 125-134. Edward Grey Institute, The University of Oxford, UK.

Thomas, V.G., & Owen, M. (1996). Preventing lead toxicosis of European waterfowl by regulatory and non-regulatory means. Environmental Conservation 23:358-364.

Tirelli, E., Maestrini, N., Govoni, S., Catelli, E., & Serra, R. (1996). Lead contamination in the Mallard (*Anas platyrhynchos*) in Italy. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 56:729-733.

Tranel, M.A., & Kimmel, R.O. (2009). Impacts of lead ammunition on wildlife, the environment, and human health—a literature review and implications for Minnesota. En: Watson R.T., Fuller, M., Pokras, M., & Hunt, W.G. (Eds.), Ingestion of Lead from Spent Ammunition: Implications for Wildlife and Humans, pp. 318–337. The Peregrine Fund, Boise, Idaho, USA.

Trost, R.E. 1981. Dynamics of grit selection and retention in captive Mallards. Journal of Wildlife Managemwent 45:64-73.

Tsuji, L.J.S., Wainman, B.C., Jayasinghe, R.K., VanSpronsen, E.P., & Liberda, E.N. (2009). Determining tissue-lead levels in large game mammals harvested with lead bullets: human health concerns. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 82:435-439.

Tsuji, L.J., Wainman, B.C., Martin, I.D., Sutherland, C., Weber, J.P., Dumas, P., & Nieboer, E. (2008). Lead shot contribution to blood lead of first nations people: the use of lead isotopes to identify the source of exposure. Science of the Total Environment 405:180–185.

USFWS (1975). Issuance of annual regulations permitting the sport hunting of migratory birds. Final Environmental Statement. U. S. Fish and Wildlife Service, Washington, D.C., USA.

Vallverdú-Coll, N. (2016). Immunotoxic and reproductive effects of lead on avifauna affected by shot ingestion. Tesis Doctoral. Universidad de Castilla-La Mancha, España.

Vallverdú-Coll, N., Ortiz-Santaliestra, M.E., Mougeot, F., Vidal, D., & Mateo, R. 2015. Sublethal Pb exposure produces season-dependent effects on immune response, oxidative balance and investment in carotenoid-based coloration in red-legged partridges. Environmental Science and Technology 49:3839-3850.

Vallverdú-Coll, N., Mougeot, F., Ortiz-Santaliestra, M. E., Castaño, C., Santiago-Moreno, J., & Mateo, R. (2016b). Effects of lead exposure on sperm quality and reproductive success in an avian model. Environmental science & technology, 50(22), 12484-12492.

Vallverdú-Coll, N., Mougeot, F., Ortiz-Santaliestra, M. E., Rodriguez-Estival, J., López-Antia, A., & Mateo, R. (2016a). Lead exposure reduces carotenoid-based coloration and constitutive immunity in wild mallards. Environmental toxicology and chemistry, 35(6), 1516-1525.

Veiga, J. (1985). Contribution à l'etude du regimen alimentaire de la Bécassine Sourde *Lymnocriptes minimus* Gibier Faune Sauvage 2:75-84.

Wiemeyer, S.N., Scott, J.M., Anderson, M.P., Bloom, P.H., Stafford, C.J. (1988). Environmental contaminants in California condors. Journal of Wildlife Management 52:238–247.

Wium-Andersen, S., &Fransmann, NE. (1974). Dor andefulge af at spise blyhagl? Feltornithologen 16:14.

Zechner, L., Steineck, T., & Tataruch, F. (2005). Bleivergiftung bei einem Steinadler (*Aquila chrysaetos*) in der Steiermark. Egretta 47:157-158.

Zuur, B. (1982). Zum vorkommen von bleischrotkornern im magen von wasservölgen am Untersee. Ornithologische Beobachter 79:97-103.