



Exposición a plomo cinegético en consumidores de carne proveniente de mamíferos exóticos invasores abatidos en el Parque Nacional El Palmar, Argentina

Agostina Tammone^{*1,2}, Andrea Elsa Caselli², Walter Ezequiel Condorí^{1,2}, Valentina Fernandez², Silvia Marcela Estein¹, Ralph Eric Thijl Vanstreels^{3,4}, Cristian Sosa⁵, Aldo Delaloye⁵, Marcela María Uhart³.

Recibido: 7 de Enero de 2021 / Aceptado: 22 de Marzo de 2021
Springer- Veriag GmbH Germany, part of Springer Nature 2021

Resumen

El consumo de carne de animales cazados con municiones de Pb puede ocasionar la acumulación de cantidades tóxicas con los consecuentes riesgos para la salud, incluso cuando se ingieran cantidades relativamente pequeñas con cada exposición. En el Parque Nacional El Palmar, Argentina, los mamíferos exóticos invasores, como el jabalí (*Sus scrofa*) y el ciervo axis (*Axis axis*), son cazados con municiones de Pb y su carne es destinada a consumo. En este estudio determinamos las concentraciones de Pb en la sangre de 58 consumidores de carne de esos animales y evaluamos el riesgo de exposición al Pb de acuerdo con su demografía, ocupación y hábitos de consumo. Asimismo, evaluamos el riesgo de exposición potencial cuantificando las concentraciones de Pb en la carne de siete ciervos axis. Veintisiete participantes (46%) tenían niveles detectables de Pb en la sangre (límite de detección = 3,3 $\mu\text{g}/\text{dL}$), con un promedio de $4,75 \pm 1,35 \mu\text{g}/\text{dL}$ (media geométrica \pm S. D. geométrica); el promedio de todos los participantes fue de $3,25 \pm 1,51 \mu\text{g}/\text{dL}$. Las concentraciones de Pb en sangre fueron significativamente más altas en los cazadores, en los participantes que reportaron consumir carne de caza más de 5 veces por semana y en los participantes que reportaron un consumo frecuente de carne de caza curada (en comparación con la cocida o escabeche). La concentración de Pb varió significativamente a lo largo de la trayectoria de la bala en el músculo de los ciervos, siendo más alta en el punto medio pero con niveles de Pb detectables incluso en muestras de tejido distantes (control), lo que sugiere una posible ingesta alimentaria por parte de los consumidores. Estos hallazgos evidencian del riesgo de exposición al Pb en los consumidores de carne de caza y enfatizan la importancia de sustituir la munición de Pb por alternativas no tóxicas. Este cambio reduciría el riesgo de exposición dietética en los consumidores frecuentes y permitiría el uso de la carne de caza como alimento seguro para las personas, sin representar riesgos colaterales para los animales silvestres y el ambiente.

Palabras clave: control de especies exóticas, exposición dietética, seguridad alimentaria, carne de caza, munición de plomo, salud pública, caza de animales silvestres.

Editor Responsable: Lotti Aleya

Autor correspondiente: agostinatammone@gmail.com
(+542914366955)

- 1 Centro de Investigación Veterinaria Tandil (CONICET-CIVETAN), Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires, Tandil, Buenos Aires, Argentina.
- 2 Programa de Conservación Comunitaria del Territorio, Facultad de Ciencias Veterinarias, Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires, Tandil, Buenos Aires, Argentina.
- 3 One Health Institute, School of Veterinary Medicine, University of California, Davis, California, USA.
- 4 Instituto de Pesquisa e Reabilitação de Animais Marinhos (IPRAM), Cariacica, Espírito Santo, Brasil.
- 5 Parque Nacional El Palmar, Administración Nacional de Parques Nacionales Argentina, Ubajay, Entre Ríos, Argentina.

1. Introducción

Los riesgos que representa la exposición al plomo (Pb) de origen cinegético para la salud humana, animal y ambiental han sido ampliamente reconocidos en todo el mundo (Hunt et al. 2006; Green and Pain 2015; Arnemo et al. 2016; Kanstrup et al. 2018). El consumo de carne de animales cazados con municiones de Pb es una de las principales fuentes de contaminación con este metal tóxico para las personas y los animales (Kosnett 2009; Fachehounet al. 2015; Hampton et al. 2018; Green and Pain 2019). Numerosos estudios han reportado que el uso de municiones de Pb en caza mayor provoca una contaminación significativa de los tejidos impactados debido a la dispersión de los fragmentos de bala, principalmente alrededor del canal de la

herida (Dobrowolska and Melosik 2008; Hunt et al. 2009; Tsuji et al. 2009; Gerofke et al. 2018; Menozzi et al. 2019). Esta vía de exposición solía ser desestimada, ya que se consideraba que la bala podía ser fácilmente removida después del impacto. Sin embargo, estudios radiológicos demuestran una dispersión masiva de pequeños fragmentos de Pb en la carne de caza, lo que dificulta su eliminación antes del consumo (Hunt et al. 2006; Hunt et al. 2009; Tsuji et al. 2009; Knott et al. 2010; Menozzi et al. 2019).

El consumo sostenido en el tiempo de carne de caza contaminada con Pb puede ocasionar la acumulación de cantidades tóxicas con importantes riesgos para la salud, incluso cuando se ingieren cantidades pequeñas en cada comida (Iqbal et al. 2009; Kosnett 2009; EFSA 2010). Una vez ingerido, parte de la Pb es solubilizado por las condiciones de bajo pH del estómago para luego ser absorbido hacia el torrente sanguíneo en los intestinos, mientras que la Pb restante se excreta en las heces y la orina (Green y Pain 2019). Los efectos agudos de la intoxicación por Pb se observan generalmente después de exposiciones breves a altas concentraciones (WHO 2010). Sin embargo, la toxicidad crónica que resulta de la exposición continua a pequeñas dosis es la forma más preocupante, ya que inicialmente no ocasiona síntomas evidentes, pero produce lesiones que afectan a múltiples órganos y tejidos (EFSA 2010; WHO 2019). El Pb afecta de manera significativa a los riñones, hígado, corazón y sistema nervioso central, así como a los sistemas hematopoyético, inmunológico, endocrino y reproductivo (Dietert y Piepenbrink 2006; Flora et al. 2006; Tchounwou et al. 2012; Assi et al. 2016). Los niños son más susceptibles a los efectos nocivos del Pb, debido a que dosis muy bajas son suficientes para dañar el sistema nervioso en desarrollo, provocando déficits cognitivos permanentes y graves cambios de comportamiento (Chiodo et al. 2007; Wright et al. 2008; Budtz-Jørgensen et al. 2013).

Aunque existe una relación directa entre las concentraciones de Pb en sangre y la gravedad de los síntomas y efectos observados, no existen niveles de exposición al Pb que puedan considerarse inocuos (WHO 2019). Incluso, se ha demostrado que concentraciones de Pb que antes se consideraban seguras, tales como 5 µg/dL, representan riesgos para la salud, especialmente de los niños (Budtz-Jørgensen et al. 2013; COEH 2016) y también de los adultos (Lanphear et al. 2018). En este contexto,

los consumidores frecuentes de carne de animales abatidos con munición de Pb corren un importante riesgo para la salud y algunos países o jurisdicciones de todo el mundo han adoptado marcos normativos que limitan el uso de munición de Pb (Avery y Watson 2009; Mateo y Kanstrup 2019; Thomas 2019; Uhart et al. 2019). En las regiones en las que no existen disposiciones reglamentarias que limiten el uso de municiones de Pb en carne de caza silvestre, la Organización Europea de Seguridad Alimentaria recomienda que se aplique el principio precautorio y se limite la cantidad y la frecuencia del consumo de carne de animales abatidos con municiones de Pb (BfR 2011; FSA 2017; SNFA 2012).

Desde 2006, el Parque Nacional El Palmar, en el noreste de Argentina, implementa el Plan de Control de Mamíferos Exóticos Invasores (PCMEI), concretamente de jabalíes (*Sus scrofa*) y ciervos axis (*Axis axis*) (Gürtler et al. 2017). El mismo permite el uso de municiones de Pb y la carne de los animales cazados se utiliza para el consumo local. Sin embargo, hasta la fecha no se ha analizado la exposición alimentaria de los consumidores. Los objetivos de este estudio fueron evaluar la concentración de Pb en sangre en los consumidores de carne de caza de esta comunidad y examinar su relación con características individuales como la edad, el sexo, la ocupación y los hábitos de consumo de carne de caza. Además, se determinó la concentración de Pb en muestras de carne de ciervo axis abatidos con munición de Pb para evaluar la ingesta potencial a través de la dieta.

2. Materiales y métodos

2.1 Área de estudio

El Parque Nacional El Palmar (PNEP, 31°51'54" S, 58°15'34" O) está ubicado en la provincia de Entre Ríos, Argentina. Desde 2006 se ha implementado un programa de manejo orientado a reducir las poblaciones de mamíferos exóticos invasores, como el jabalí y el ciervo axis (Gürtler et al. 2017). Este programa se lleva a cabo mediante el trabajo colaborativo entre el personal de la PNEP y cazadores locales autorizados, bajo la modalidad de caza en apostadero con cebaderos y utilizando armas de fuego con munición de Pb. Los apostaderos están ampliamente distribuidos dentro del Parque y no existe límite de cupo para la

caza. La carne de las piezas abatidas es faenada in situ y un cuarto trasero de cada animal cazado se dona a escuelas locales y comedores comunitarios, mientras que el resto de la carne es consumida por los cazadores y el personal del PNEP. Durante los primeros diez años del programa se cazaron 1.999 jabalíes y 2.380 ciervos axis (Gürtler et al., 2017; Gürtler et al., 2018). En 2019, participaron 146 cazadores que removieron 1.352 ciervos axis y 276 jabalíes (Sosa datos no publ).

2.2 Recolección de muestras y datos

Consumidores de carne de caza: cuestionario y toma de muestras de sangre

Se incluyeron en este estudio participantes mayores de 18 años que consumían carne cazada con munición de Pb en el PNEP. Siguiendo las normas del Comité Central de Bioética en la Práctica e Investigación Biomédica de Paraná, Entre Ríos, cada participante voluntario dio su consentimiento escrito e informado (Recurso en línea 1). Se registraron los datos de identificación, edad, sexo, ocupación dentro del PCMEI (cazador, guardaparque u otro) e información relacionada con el consumo de carne de caza de cada participante. Se realizó un cuestionario estructurado (Recurso en línea 2), personalmente y siempre realizado por el mismo entrevistador. La frecuencia de consumo de carne de caza se clasificó como muy baja (<1 comida por semana), baja (1-4 comidas por semana), media (5-9 comidas por semana) y alta (10-14 comidas por semana). Se recopiló información sobre los modos frecuentes de consumo de carne de caza (cocida, curada o escabeche), como así también el modo de proceder con las porciones de carne afectadas por la trayectoria de la bala: consumo selectivo (eligiendo selectivamente para el consumo las porciones que no estaban afectadas por las balas), alimentación de perros (las partes del cuerpo afectadas por las balas se dejaban en un carro y luego se daban a los perros), o se descartaban. También se registró la fecha del consumo más reciente de carne de caza y su modo de consumo. Después del cuestionario se recogieron muestras de sangre y los participantes recibieron información sobre el riesgo asociado a la ingestión de Pb y recomendaciones prácticas para reducir la exposición en la dieta. El personal del Hospital Público de San Benjamín extrajo sangre por venopunción (5 mL) los días 26 a 30 de agosto y 11 a 15 de noviembre de 2019. Se recogió una submuestra de sangre para la determinación de la

concentración de Pb por medio de un capilar inmediatamente después de la extracción, y el resto se congeló (-20 °C) para estudios futuros.

Ciervo axis

Entre agosto y noviembre de 2019 se obtuvieron muestras de ciervos axis abatidos seleccionados por las lesiones de bala visibles en miembros anteriores o posteriores, dado que son piezas usualmente destinadas a consumo. De cada animal se recogieron tres muestras de tejido muscular, que incluían el punto de entrada de la bala, el punto medio y el punto de salida o final del trayecto cuando la bala se alojó en la pieza. Se recogieron además muestras de control en la zona más alejada posible, al menos 40 cm de la trayectoria de la bala (control). Cada muestra correspondía a 5 cm² de músculo, habiendo sido recogida por la misma persona, utilizando tijeras de acero inoxidable que se lavaron entre una y otra toma de muestras (Gerofke et al. 2018). Cuando estaban presentes, los fragmentos macroscópicos de la bala fueron retirados de las muestras para simular el comportamiento habitual de los cazadores. Las muestras fueron almacenadas en bolsas de plástico selladas y congeladas (-20 °C) hasta su procesamiento.

2.3 Determinación de Pb en muestras biológicas

Lead Care® II

Las muestras de sangre se procesaron con el analizador portátil de voltamperometría de extracción anódica, LeadCare® II (LC; ESA Biosciences, Inc., MA, EE.UU.) siguiendo las instrucciones del fabricante (CLIAwaived.com) (Stanton y Fritsch 2007; Ortiz-Ortiz et al. 2017; Cindi et al. 2020). El rango de detección del LC es de 3.3 a 65 µg/dL.

Espectrometría de Emisión Atómica

Se utilizó la Espectrometría de Emisión Atómica por Plasma de Acoplamiento Inductivo (ICP-AES) para determinar la concentración de Pb en muestras de músculo de ciervo axis. La ICP-AES se realizó utilizando un sistema Shimadzu 9000 (Shimadzu Corporation, Kyoto, Japón), de acuerdo con las normas EPA 200.7 en el Laboratorio de Análisis Químicos (LANAQUI, CERZOS - CONICET, Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca, Argentina). El pretratamiento se realizó con un digestor de microondas MARS-5 (CEM Corporation,

Matthews, Carolina del Norte, EE.UU.) utilizando ácido nítrico, de acuerdo con la norma SW-3052 de la EPA (400 W y 30 min; presión máxima 400 psi; temperatura máxima 160 °C); el ácido nítrico fue previamente ultrapurificado (subcocido) con un sistema de destilado BSB-939-IR (Berghof Products + Instruments, Eningen, Alemania). La calibración se realizó con el método acuoso externo, con estándares certificados (Chem-Lab NV, Zedelgem, Bélgica). Los resultados se expresaron en mg/kg de peso húmedo. El límite de detección (LOD) fue de 0,01 mg/kg.

2.4 Análisis de datos

Se utilizaron pruebas de Chi cuadrado para evaluar la asociación de variables nominales y ordinales entre sí (ocupación, frecuencia de consumo de carne de caza, consumo de carne de caza curada, consumo de carne de caza en escabeche, uso de porciones de músculo de la trayectoria de la bala, modo de consumo más reciente, sexo del participante). Dado que la edad y el período transcurrido desde el consumo más reciente de carne de caza no se distribuyeron normalmente (prueba de Anderson-Darling), se utilizaron pruebas no paramétricas (Mann-Whitney y Kruskal-Wallis) para evaluar la relación de estas variables con las variables nominales y ordinales antes mencionadas. Se utilizó el análisis de regresión lineal para evaluar la relación entre las variables individuales cuantitativas (edad y período transcurrido desde el último consumo de carne de caza).

Debido a las limitaciones inherentes del método LC, el 53,4% de los datos estuvieron por debajo del límite de detección (LOD = 3,3 $\mu\text{g/dL}$). Utilizamos el paquete EnvStats R (Millard 2018) para evaluar si estos datos podían ser imputados en base a una distribución normal, gamma o logarítmica; sin embargo, ninguna de estas distribuciones podía ser aplicada a nuestros datos. Por lo tanto, asignamos el LOD dividido por la raíz cuadrada de 2 a los valores menores al límite de detección (Tekindal et al. 2017) y utilizamos pruebas no paramétricas (Mann-Whitney y Kruskal-Wallis) para comparar los resultados del LOD entre diferentes categorías de variables individuales. Se utilizó el análisis de regresión lineal para evaluar la relación entre los resultados de LC y las variables individuales cuantitativas. La prueba de Kruskal-Wallis se utilizó para comparar la concentra-

ción de Pb entre el tejido muscular de control y las muestras de tejido del punto de entrada, medio y salida de las balas de los ciervos abatidos.

3. Resultados

Se obtuvieron respuestas al cuestionario estructurado y muestras de sangre de 58 participantes, de los cuales 49 eran hombres y 9 mujeres. La edad media fue de 40 años, con un rango de 24 a 67 años. Los participantes eran cazadores (n=31), guardaparques (n=14) y "otras" tareas (n=13). Esta última comprendía a los brigadistas (n=10), los investigadores (n=2) y el personal de apoyo (n=1). Las mujeres se agruparon en las mismas categorías que sus maridos, ya que compartían hábitos similares de consumo de carne de caza.

Cuestionario

En el cuadro 1 se resumen los resultados del cuestionario y la información demográfica. En el cuadro 2 se resumen las asociaciones entre las variables individuales. Los cazadores y guardaparques informaron con mayor frecuencia que alimentaban a los perros con las porciones de músculo implicadas en la trayectoria de la bala, mientras que otros participantes consumían o descartaban selectivamente estas áreas ($\chi^2=22,38$, $df=4$, $P<0,001$). Los guardaparques y los cazadores eran generalmente mayores que los participantes de otras tareas ($H=14,16$, $df=2$, $P=0,001$). Los participantes que informaron el consumo de carne curada como un modo frecuente de consumo de carne de caza no se solaparon con los que informaron el consumo de escabeche como un modo frecuente de consumo ($\chi^2=6,25$, $df=1$, $P=0,012$). Los participantes con una frecuencia "alta" de consumo de carne de caza también informaron que habían consumido carne de caza curada como comida más reciente ($\chi^2=14,09$, $df=6$, $P=0,029$). El consumo más reciente de carne de caza fue registrado en los participantes que informaron de una frecuencia "media" (mediana = 1 día) o "alta" de consumo de carne de caza (1,5 días) que en los que tenían una frecuencia "baja" (10 días) o "muy baja" (7 días) ($H=12,01$, $df=3$, $P=0,007$). Otras asociaciones entre variables individuales no fueron significativas ($P>0,05$).

Niveles de Pb en sangre de consumidores de carne de caza

Los valores de Pb en sangre de los participantes en este

estudio se resumen en la Tabla 3. Se detectó un nivel cuantificable de Pb en la sangre de 27 de los 58 participantes (46,6%) (24 hombres, 3 mujeres, edad media $42,0 \pm 11,2$ años y rango 24-67 años). Las 31 muestras restantes (53,4%) estaban por debajo del LOD ($3,3 \mu\text{g/dL}$). Las concentraciones de Pb fueron significativamente diferentes entre las categorías de ocupación de los participantes ($H=18,25$, $df=2$, $P<0,001$) (Figura 1) y variaron significativamente según la frecuencia de consumo de carne de caza ($H=9,32$, $df=3$, $P=0,025$). Asimismo, los individuos que informaron que consumían frecuentemente carne de caza curada tenían concentraciones de Pb significativamente más altas que los que no lo hacían ($W=675,0$, $P<0,001$). Por el contrario, no hubo diferencias significativas en las concentraciones de Pb en la sangre en relación con el consumo de carne de caza en escabeche ($W=193,5$, $P=0,657$), el uso de porciones de la trayectoria de la bala ($H=5,58$, $df=2$, $P=0,062$) y el modo de consumo de la comida de carne de caza más reciente ($H=5,18$, $df=2$, $P=0,075$). Además, no hubo una correlación significativa entre la concentración de Pb en sangre y la edad ($S=1,807$, $P=0,561$, $R^2<0,001$) o el período transcurrido desde la última comida de carne de caza ($S=1,766$, $P=0,090$, $R^2=0,034$).

Pb en carne de ciervo

Se analizaron 29 muestras de músculo de siete ciervos axis: siete del punto de entrada de la bala, ocho del centro de la trayectoria, siete del punto de salida de la bala y siete de la zona de control. Las concentraciones de Pb fueron significativamente diferentes según la ubicación de la muestra en relación con la trayectoria de la bala (Figura 2, $H=18,03$, $df=3$, $P<0,001$). Se detectó Pb en todas las muestras analizadas excepto en una (28/29, 96,6%); la única muestra sin niveles detectables fue la de la zona de control. Las concentraciones de Pb fueron las más bajas en las muestras de control (media geométrica \pm S.D. geométrica = $0,107 \pm 4,828$ mg/kg, mediana = 0,26, rango = 0,007 - 0,33) seguidas por el punto de entrada de la bala ($50,622 \pm 17,886$ mg/kg, mediana = 112, rango = 0,35 - 1612), punto de salida ($161,578 \pm 17,216$ mg/kg, mediana = 157, rango = 6,4 - 6348), y el punto medio del trayecto de la bala ($1226,879 \pm 5,669$ mg/kg, mediana = 695, rango = 105 - 27963).

Tabla 1. Resumen de los resultados de la entrevista con detalles demográficos e información relacionada con el consumo de carne de caza en personas según sus funciones dentro del PCMEI del Parque Nacional El Palmar.

	Cazador	Guardaparque	Otros	Total
Tamaño de la muestra, n	31	14	13	58
Género, n				
Hombre	29	10	10	49
Mujer	2	4	3	9
Edad, años				
Media \pm S.D.	$42,3 \pm 11,0$	$43,8 \pm 7,3$	$32,3 \pm 6,8$	$40,4 \pm 10,3$
Mínimo - Máximo	24 - 67	35 - 58	27 - 50	24 - 67
Frecuencia de consumo de carne de caza, n (%)				
Muy bajo (<1 comida por semana)	3 (10%)	2 (14%)	5 (38%)	10 (17%)
Bajo (1-4 comidas por semana)	13 (42%)	8 (57%)	5 (38%)	26 (45%)
Medio (5-9 comidas por semana)	6 (19%)	1 (7%)	3 (23%)	10 (17%)
Alto (10-14 veces por semana)	9 (29%)	3 (21%)	-	12 (21%)
Modos más frecuentes de consumo de carne de caza, n (%)^a				
Cocinado (100%)	31 (100%)	14 (100%)	13 (100%)	58
Curado	19 (61%)	6 (47%)	3 (23%)	28 (49%)
Escabechado	4 (13%)	1 (7%)	1 (8%)	6 (10%)
Uso de carne implicada en la trayectoria de la bala, n (%)				
Consumo selectivo	-	3 (21%)	6 (46%)	9 (16%)
La alimentación de los perros	30 (97%)	9 (64%)	4 (31%)	43 (74%)
Descarte	1 (3%)	2 (14%)	3 (23%)	6 (10%)
Modo de consumo más reciente de carne de caza, n (%)				
Cocinado	27 (87%)	12 (86%)	10 (77%)	49 (84%)
Curado	3 (10%)	2 (14%)	2 (15%)	7 (12%)
Escabechado	1 (3%)	-	1 (8%)	2 (3%)
Consumo de carne de caza más reciente, días				
Media \pm S.D.	$11,1 \pm 13,2$	$13,5 \pm 14,5$	$5,5 \pm 4,3$	$10,4 \pm 12,3$

a variable que se notifica como la frecuencia de aparición, es decir, las categorías no se excluyen mutuamente.

4. Discusión

El Pb de las municiones se considera una importante fuente de exposición para los consumidores de carne de caza (Green and Pain 2019; Thomas et al. 2020) y la regularidad de este consumo, incluso a niveles bajos, se considera un factor de riesgo central (Kosnett 2009; Knutsen et al. 2015). Este es el primer estudio que confirma la exposición al Pb en personas que consumen regularmente carne de caza en Argentina. Aunque el grupo de consumidores investigado fue pequeño, los resultados sugieren que el riesgo no es despreciable y probablemente se extiende a otras zonas con prácticas de caza similares.

Tabla 2. Matriz de asociación entre variables individuales. Las celdas de abajo a la izquierda representan la prueba estadística y las celdas de arriba a la derecha representan el valor P. CS = Prueba de Chi-cuadrado, KW = Prueba de Kruskal-Wallis, MW = Prueba de Mann-Whitney, LR = Análisis de regresión lineal. Los asteriscos indican asociaciones significativas.

Variable	1	2	3	4	5	6	7	8	9
1. 1. Ocupación (3 categorías)		0.123	0.062	0.790	0.001*	0.808	0.114	0.001*	0.589
2. Frecuencia de consumo de carne de caza (4 categorías)	CS		0.059	0.488	0.294	0.029*	0.133	0.595	0.007*
3. Consumidor frecuente de carne de caza curada (sí/no)	CS	CS		0.012*	0.405	0.105	0.329	0.975	0.919
4. Consumidor frecuente de carne de caza en escabeche (sí/no)	CS	CS	CS		0.503	0.122	0.268	0.990	0.979
5. Uso de carne implicada en la trayectoria de la bala (3 categorías)	CS	CS	CS	CS		0.422	0.435	0.327	0.605
6. Modo de consumo más reciente de carne de caza (3 categorías)	CS	CS	CS	CS	CS		0.093	0.697	0.766
7. Sexo (hombre/mujer)	CS	CS	CS	CS	CS	CS		0.471	0.897
8. Edad (número entero)	KW	KW	MW	MW	KW	KW	MW		0.437
9. Período desde el consumo más reciente de carne de caza (entero)	KW	KW	MW	MW	KW	KW	MW	LR	

Aunque el almacenamiento dinámico de Pb en el cuerpo limita las estimaciones de dosis-efecto entre el consumo y los niveles de Pb en la sangre (Buenz et al. 2017), el Pb en la sangre refleja la exposición reciente (~30 días) (EFSA 2013; WHO 2019). En este estudio, casi la mitad (46,6%) de las personas examinadas tenían Pb detectable en la sangre, incluyendo más de un cuarto (26%) de los que informaron que su última ingesta de carne de caza databa de más de 30 días antes. El Pb en sangre de nuestro estudio fue mayor que el reportado por consumidores de carne de caza en los países escandinavos y los Estados Unidos (Iqbalet al. 2009; Bjermo et al. 2013; Meltzer et al. 2013), pero similar al Pb reportado para individuos con alta frecuencia de consumo de carne de caza en Noruega (Birgisdottir et al. 2013), como se resume en la Tabla 4. Esto podría reflejar diferencias en la ingesta real o estar relacionado con los diferentes métodos de cuantificación de Pb. Por razones de practicidad y logística en este estudio usamos el método LeadCare® II (LC), pero el método de referencia es la espectrometría de masas con plasma de acoplamiento inductivo (ICP-MS) (Bonney et al. 2002; Palmer et al. 2006). No obstante, se ha demostrado una gran concordancia entre los resultados de ICP-MS y LC (Sobinet al. 2011; Neri et al. 2014; Caldwell et al. 2019), y LC es uno de los métodos respaldados por la Organización Mundial de la Salud (2020). Además, en

nuestro estudio las concentraciones de Pb en sangre fueron más bajas que las reportadas para los usuarios de campos de tiro medidas con LC (Mattheet al. 2017; Naicker et al. 2018), lo que sugiere que la LC es suficientemente sensible para detectar niveles variables de exposición ya que los campos de tiro son sitios particularmente contaminados (Mathee et al. 2017). No obstante, aunque la facilidad de uso, el bajo costo y los volúmenes mínimos requeridos hacen del LC una herramienta práctica para la detección (por ejemplo, en niños), una limitación de nuestro estudio fue la alta proporción (53,4%) de resultados por debajo del límite de detección. Con limitaciones logísticas similares, la versión más moderna del analizador (LeadCare® System), con un LD de 1,4 µg/dL (Sobinet et al. 2011), sería una opción adecuada para superar estas limitaciones.

A pesar de haber eliminado los fragmentos de bala visibles, como suelen hacer los cazadores durante el sacrificio, encontramos altos niveles de Pb en las zonas impactadas del músculo del ciervo axis, con una concentración máxima de Pb de 27.963 mg/kg. Este valor es muy superior a los informes de estudios anteriores en caza mayor, como el ciervo rojo (*Cervus elaphus*), con niveles de Pb de hasta 3.442 mg/kg (Martin et al. 2019) y el jabalí de hasta 8.704 mg/kg (Menozzi

Tabla 3. Concentración de Pb en la sangre (determinada por LeadCare® II) en las personas según sus ocupaciones dentro del PCMEI del Parque Nacional de El Palmar, su frecuencia de consumo de carne de caza y frecuencia de consumo de carne curada

	Cazador	Guardaparque	Otros	Total
Sangre Pb, µg/dL[n]				
Media geométrica ± S.D.	3.99 ± 1.53		2.42 ± 1.14	3.25 ± 1.51
(todos los participantes)*	[31]	2.70 ± 1.34 [14	[13]	[58]
Mediana(todos los participantes)	4.00 [31]	2.33 [14]	2.33 [13]	2.33 [58]
Media geométrica ± S.D.	4.81 ± 1.38			4.75 ± 1.35
(participantes ≥ LOD)	[23]	4.63 ± 1.03 [3]	3.70 [1]	[27]
Mediana(participantes ≥ LOD)	4.40 [23]	4.60 [3]	3.70 [1]	4.50 [27]
Máximo	9.50	4.80	3.70	9.50
Pb de la sangre en relación con la frecuencia de consumo de carne de caza (media geométrica ± S.D. , todos los participantes), µg/dL*				
Muy bajo (<1 comida por semar	2.75 ± 1.33		2.56 ± 1.23	2.57 ± 1.22
	[3]	2.33 ± 1[2]	[5]	[10]
Bajo (1-4 comidas por semana)	3.66 ± 1.45			3.07 ± 1.43
	[13]	2.76 ± 1.3[8]	2.33 ± 1[5]	[26]
Medio (5-9 comidas por semana)	3.70 ± 1.37			3.31 ± 1.41
	[6]	4.80[1]	2.33 ± 1[3]	[10]
Alto (10-14 veces por semana)	5.41 ± 1.58			4.38 ± 1.73
	[9]	2.33 ± 1[3]	-	[17]
Pb de la sangre en relación con el consumo de carne de caza curada (media geométrica ± S.D. , todos los participantes), µg/dL*				
Consumidor frecuente de carne curada	4.49 ± 1.4		2.72 ± 1.30	3.89 ± 1.52
	[19]	2.95 ± 1.4[6]	[3]	[28]
No es un consumidor frecuente de carne curada	3.32 ± 1.5		2.33 ± 1.00	2.75 ± 1.39
	[12]	2.53 ± 1.2[8]	[10]	[30]

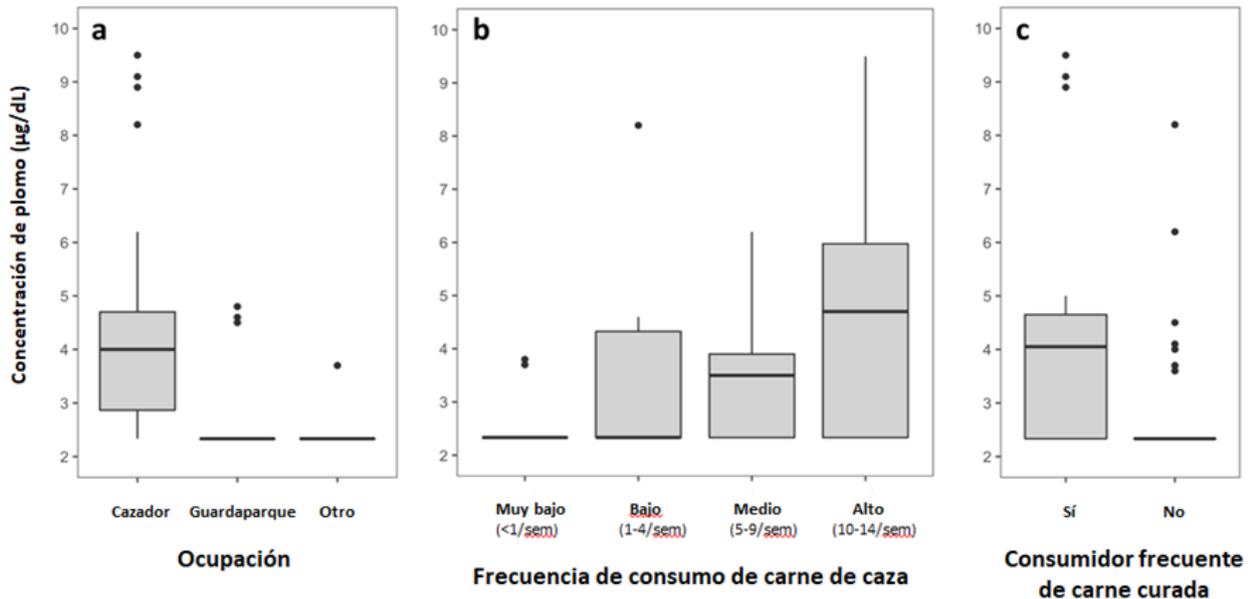
* Los datos fueron fuertemente censurados por el límite de detección (LOD = 3.3 µg/dL). Los valores por debajo del LOD se imputaron como 2,33 µg/dL.

et al. 2019). Al considerar los niveles de Pb a lo largo de la trayectoria de la bala, los niveles de Pb en nuestro estudio oscilaron entre una media geométrica de $50,6 \pm 17,9$ mg/kg en el punto de entrada y $1.226,9 \pm 5,7$ mg/kg en la mitad de la trayectoria de la bala. Estos resultados son notablemente más altos que los comunicados por Müller-Graf et al. (2017), que detectó 14,0 mg/kg y 14,3 mg/kg cerca de la trayectoria de la bala en corzos y jabalíes, respectivamente. En cambio, Dobrowolska y Melosik (2008) informaron valores medios de 233,3 mg/kg y 149,9 mg/kg de Pb en el punto de entrada de las balas y de 78,9 mg/kg y 178,3 mg/kg en el punto de salida en ciervos rojos y jabalíes, respectivamente, lo que se asemeja a nuestros hallazgos. Las variaciones entre los estudios pueden deberse a la fragmentación de la munición, que está condicionada por diversos factores como el calibre, el tipo y la masa de la bala, la resistencia del tejido impactado y la distancia a la presa (Kollander et al. 2017; Martin et al. 2019; Broadway et al. 2020). En la PNEP los calibres más utilizados son .308, 30,06 y .270 con balas de fusil de alta velocidad que oscilan entre 15 y 18 g (Sosa, datos inéditos) para los que se ha informado de

riesgo de fragmentación (Hunt et al. 2006; Hunt et al. 2009; Grund et al. 2010; Stewart and Veverka 2011; Broadway et al. 2020). Nuestros resultados coinciden con otros estudios en que las concentraciones de Pb variaron a lo largo de la trayectoria de la bala en la carne de caza y fueron menores en las zonas más distantes (por ejemplo, la zona de control) (Dobrowolska y Melosik 2008; Martinet al. 2019; Menozzi et al. 2019). Dobrowolska and Melosik (2008), encontró niveles más altos de Pb en los tejidos donde se producía la máxima expansión de la bala, lo que podría implicar la zona de la trayectoria de entrada o salida, según la resistencia del tejido en los animales adultos o jóvenes. Esto podría explicar las similitudes en los niveles de Pb encontrados en ambos extremos de la trayectoria de la bala en nuestro estudio. Se desconoce por qué el Pb era más alto en la mitad de la trayectoria de la bala.

Hemos simulado el riesgo máximo de consumo tomando muestras de la trayectoria completa de la bala en la carne de caza. Sin embargo, es probable que en condiciones domésticas los consumidores hubieran eliminado algunas o todas las secciones afectadas, por ejemplo para alimentar a sus perros (Menozzi et al. 2019, Fernandez et al. unpubl. data), aunque los hallazgos de plomo en la sangre de los consumidores sugieren que están consumiendo algunas piezas contaminadas. De hecho, sólo las piezas sin heridas de bala visibles se donan a los comedores comunitarios y escolares, mientras que los cazadores son los que reciben las piezas dañadas (Sosa, datos inéditos). Sin embargo, nuestro objetivo es demostrar que existen graves riesgos para la salud de los consumidores, ya que la eliminación incompleta de esos tejidos daría lugar a la ingestión de cantidades importantes de Pb (Dobrowolska and Melosik 2008; Hunt et al. 2009; Tsuji et al. 2009). Además, aunque los niveles más altos de Pb se encontraron en el canal de la herida, se han detectado concentraciones tóxicas de Pb en la carne tomada a 15-25 cm de la trayectoria de la bala (Menozzi et al. 2019) y se ha informado una dispersión de fragmentos de Pb de hasta 45 cm (Hunt et al. 2009; Grund et al. 2010). Esto concuerda con nuestro hallazgo de valores de Pb bajos pero detectables en

Fig. 1 Boxplot de las concentraciones de Pb en la sangre (determinadas por LeadCare® II) en relación con las variables individuales con diferencias significativas



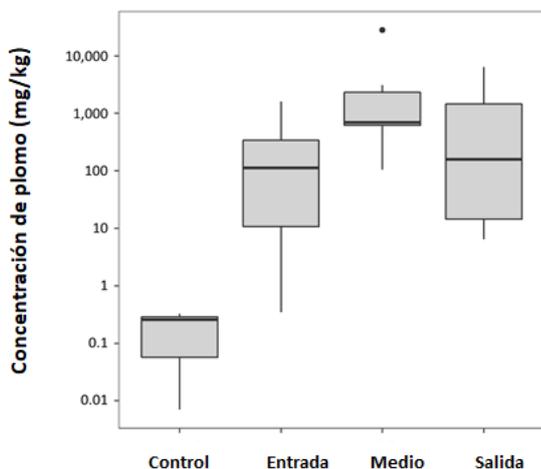
las muestras de control. Asimismo, los autores han observado que después la faena, los cazadores del PNEP a menudo enjuagan la carne con agua y algunos participantes incluso informaron que la dejan en remojo durante la noche. Se ha documentado que el lavado no elimina la Pb de la carne de caza, sino que la dispersa a otras áreas (Grund et al. 2010).

Muchos estudios han reportado niveles elevados de Pb en la sangre de los consumidores frecuentes de carne de caza (Iqbal et al. 2009; Birgisdottir et al. 2013; Bjerme et al. 2013; Meltzer et al. 2013; Wennberg et al. 2015). En el presente estudio las concentraciones de Pb en sangre variaron según la frecuencia de consumo de carne de caza, siendo mayores en las personas que reportaron una mayor frecuencia. Asimismo, los niveles de Pb eran más altos entre los cazadores, quienes consumen carne de caza con mayor frecuencia. Sin embargo, la carne de caza suele compartirse con la familia y los amigos, por lo que los posibles efectos del Pb en la salud podrían ir más allá de los propios cazadores (Sevillano Morales et al. 2018; Gerofke et al. 2019). Esto es relevante porque las mujeres embarazadas y los niños son muy vulnerables debido a su mayor sensibilidad a los

efectos neurotóxicos del Pb (Gerofke et al. 2019). Aunque las personas que participaron en este estudio eran adultos, 37 de ellos (68,5%) informaron que tenían niños en su casa con los que potencialmente compartían comidas de carne de caza (Tammone unpubl. data).

El riesgo de exposición al Pb también está relacionado con la forma en que se prepara la carne para su consumo (Mateo et al. 2007). En el presente estudio, los consumidores más frecuentes de carne de caza también informaron que consumían regularmente carne curada. Estos individuos también mostraron una tendencia a presentar valores más altos de Pb en la sangre. Esto podría estar asociado con el uso de carne de zonas cercanas al canal de la herida para producir chacinados, ya que estas secciones se consideran de menor calidad para otras preparaciones (Falandysz et al. 2005; Tsuji et al. 2009; Stokke et al. 2017). Los cazadores informaron que consumían carne curada y escabeches con mayor frecuencia, lo que pone de relieve una vez más el mayor riesgo de exposición al Pb en este grupo. Aunque no se pudo establecer una asociación con los niveles de Pb en la sangre

Fig. 2 Boxplot de las concentraciones de Pb del músculo (determinadas por ICP-AES, representadas en una escala log10) en muestras de ciervos axis según la ubicación a lo largo de la trayectoria de la bala y la zona control



en las personas que informaron de que consumían carne en escabeche, se sabe que el uso de vinagre, vino, jugo de limón u otras sustancias ácidas aumenta la conversión de Pb inorgánica en orgánica, mejorando su absorción en el torrente sanguíneo (Mateo et al. 2011; Menozzi et al. 2019). Sin embargo, independientemente del modo de preparación y consumo, la gran dispersión de fragmentos de Pb (visibles y microscópicos) en la carne de caza y la dificultad para eliminarlos, probablemente conduce a una ingesta significativa de Pb en los consumidores habituales de carne de caza (Tsuji et al. 2009; Lindboe et al. 2012; Fachehoun et al. 2015; Green and Pain 2019). Por esta razón, aunque el descarte de porciones de carne cerca de la trayectoria de la bala puede ser útil, no es suficiente, lo que justifica la adopción de municiones no tóxicas. Además, Buenz y Parry (2017) registraron una rápida disminución de los niveles de Pb en la sangre inmediatamente después de su sustitución por carne de animales cazados sin munición de Pb.

En Argentina, el Plan de Control de Mamíferos Exóticos Invasores del EPNP se considera un modelo exitoso (Gürtler et al. 2017; Ballari et al. 2019) que contribuye a la conservación de la biodiversidad nativa. Sin embargo, la contaminación ambiental con Pb como resultado de disparos que no alcanzan a las

especies objetivo ha sido identificada como un efecto colateral indeseable del Plan (Gürtler et al. 2017). Los niveles de Pb encontrados en el músculo de los ciervos cazados en nuestro estudio sugieren que también hay un alto potencial de contaminación ambiental debido a los animales a los que, aunque se les disparó, no resultaron capturados. Durante el año 2015 se informó de la caza de 197 jabalíes y 513 ciervos axis, de los cuales 9 (4,6%) jabalíes y 16 (3%) ciervos axis escaparon heridos (Gürtler et al. 2017; Gürtler et al. 2018). Por lo tanto, es probable que tanto el Pb de los disparos fallidos como el Pb contenido en los cadáveres de los animales heridos sean fuentes notables de contaminación ambiental, como se mencionó en otros estudios (García-Fernandez et al. 2008; Romano et al. 2016). Esto es particularmente preocupante para los carroñeros, para quienes la exposición secundaria al Pb puede convertirse en un importante problema de conservación (Lambertucci et al. 2011; Legagneux et al. 2014; Wiemeyer et al. 2017; Arrondo et al. 2020; Slabe et al. 2020).

La exposición al Pb de origen cinagético constituye un problema de salud ambiental mundial (Hampton et al. 2018), y las crecientes pruebas científicas refuerzan la urgente necesidad de sustituir la munición de Pb por alternativas no tóxicas (Fachehoun et al. 2015; Arnemo et al. 2016; Kanstrup et al. 2018; Thomas et al. 2020). Reconocer el riesgo de la ingesta de Pb en la dieta y sus consecuencias para los consumidores de carne de caza y para el medio ambiente es un primer paso necesario para comprometerse colectivamente con la transición a alternativas no tóxicas (Broadway et al. 2020). Por lo tanto, nuestro trabajo proporciona más pruebas de que si bien es importante apoyar los programas de control de especies invasoras en las áreas protegidas, también es necesario adaptar las prácticas para reducir o eliminar la exposición al Pb en los consumidores y en el ambiente. Aunque en Argentina los marcos regulatorios que restringen el uso de munición de Pb son incipientes, los avances recientes son alentadores (Plaza et al. 2018; Uhart

Tabla 3. Concentración de Pb en la sangre (determinada por LeadCare® II) en las personas según sus ocupaciones dentro del PCMEI del Parque Nacional de El Palmar, su frecuencia de consumo de carne de caza y frecuencia de consumo de carne curada.

Referencia	Localización	Edad (años)	Años de muestreo	n	Mediana, ug/dL (5–95th percentiles)	Media geométrica, ug/dL (rango)	Método	Observaciones
Iqbal et al. 2009	Estados Unidos / Dakota del Norte	2–92	2008	736	–	1.27 (0.18 – 9.82)	ICP - MS	El consumo reciente de carne de caza (menor a 1 mes) y el tamaño de porción más grande ($\geq 56,7$ g de carne de caza por porción) se asoció con un aumento de las concentraciones de Pb en sangre. Noventa y dos por ciento de los participantes (447/486) informaron haber descartado la carne alrededor del canal de la herida. La mayoría de los participantes informaron haber molido la carne de venado (57,5%) pero no haber molido otra carne de caza (57,3%).
Bjermo et al. 2013	Suecia	18–74	2010 – 2011	273	1.34 (0.58 – 2.86)	–	ICP - MS	La ingesta total de carne no se relacionó con el Pb en sangre, pero al examinar las categorías de carne consumida, la frecuencia de la ingesta de carne de caza se asoció con los niveles de Pb en sangre.
Meltzer et al. 2013	Noruega	18–76	2012	147	1.66 (0.75 – 3.9)	1.70 (0.60–6.93)	ICP - MS	La mitad de los participantes comía carne de caza una vez a la semana o más, lo que equivale a un consumo medio de > 20 g por día. Las concentraciones de Pb en sangre se asociaron principalmente con el consumo de carne picada de cérvidos, en particular carne picada comprada.
Birgisdottir et al. 2013	Noruega	-	2003	184	2.45 (0.86 – 6.51)	–	ICP - MS	Las concentraciones de Pb en sangre en los hombres se asociaron con el consumo frecuente de carne de caza.
Presente estudio	Argentina / Entre Ríos	24–67	2019	58	2.33 (2.33 – 8.31)	3.25 (2.33 – 9.50)	LC	Las concentraciones de Pb en sangre fueron más altas en los consumidores que informaron una mayor frecuencia de consumo de carne de caza (más de 5 veces por semana) y en los participantes que informaron consumir con frecuencia carne de caza curada.

* Los datos fueron fuertemente censurados por el límite de detección (LOD = 3.3 $\mu\text{g/dL}$). Los valores por debajo del LOD se imputaron como 2,33 $\mu\text{g/dL}$.

et al. 2019). En 2019 la Administración de Parques Nacionales estableció un período de dos años para el reemplazo de las balas de Pb para el control de especies exóticas invasoras en el EPNP (RES. HD N° 289-2019) y en otras áreas protegidas (RES. HD N° 417-2019). Este es un destacado indicador de éxito y podría posicionar el PCMEI del PNEP como pionero y modelo para el país y América del Sur. No obstante, la disponibilidad de balas sin plomo aún no se ha resuelto.

En conclusión, los resultados del presente estudio revelan el riesgo de ingesta dietética de Pb y subrayan la importancia de sustituir la munición de Pb por alternativas no tóxicas para reducir la exposición y promover prácticas de caza sostenibles.

En el escenario local, este cambio permitiría el consumo sostenido de carne de caza por parte de las personas, de forma segura y sin ocasionar riesgos colaterales para los animales silvestres y el medioambiente.

Declaraciones

Aprobación ética y consentimiento para participar

Todos los procedimientos realizados en este estudio en los que participaron seres humanos se ajustaron a las normas éticas de la Comisión Nacional de Investigación de la Argentina (Comité Central de Bioética en la Práctica e Investigación Biomédica de la ciudad de Paraná, provincia de Entre Ríos,

número de referencia 2312401) y a la declaración de Helsinki de 1964 y sus posteriores enmiendas o normas éticas comparables. Se obtuvo el consentimiento informado de todos los participantes individuales incluidos en el estudio.

Consentimiento para la publicación

Se obtuvo el consentimiento informado de todos los participantes incluidos en el estudio.

Disponibilidad de datos y materiales

Los datos y materiales de apoyo se pondrán a disposición en línea, previa aceptación, en <https://zenodo.org>.

Intereses competitivos

Los autores declaran que no tienen intereses contrapuestos.

Financiación

Este estudio y la colección de datos estuvo financiado por WWW Foundation y la Secretaría de Políticas Universitarias del Ministerio de Educación, Cultura, Ciencia y Tecnología, Argentina (reference number 105/19, Expte. 2018-14465730).

Contribuciones de los autores

Todos los autores contribuyeron a la concepción y diseño del estudio. La preparación del material, la recopilación de datos y el análisis fueron realizados por CAE, TSA, CWE, FV, VRET y UMM. El primer borrador del manuscrito fue escrito por UMM, TSA y FV y todos los autores hicieron comentarios sobre las versiones anteriores del manuscrito. Todos los autores leyeron y aprobaron el manuscrito final.

Agradecimientos

Agradecemos a G. Wiemeyer por prestar el dispositivo LeadCare® II, y a S. Barandiaran y J. Uhart por el apoyo logístico. Agradecemos especialmente al personal del Parque Nacional El Palmar (EPNP), en especial a L. Loyza, J. Yone, E. Munich, J. Zermathen, R. Achilli, J. Ballay, E. Bouvet, I. Ovelar, D. Lugreen, E. Perrón, M. Panziera, M. Cardoso y A. Maranta. También

agradecemos a J.M. Hervás, C. Lipuma y E. Ochoa, intendentes de PNEP. Agradecemos a los miembros del club de caza de Conservación Tierra de Palmares y al grupo de cazadores independientes. Agradecemos a quienes se inscribieron voluntariamente en el estudio y al personal del Hospital Público San Benjamín, especialmente a los bioquímicos, vacunadores y radiólogos. Agradecemos a la Administración de Parques Nacionales por el lanzamiento del reemplazo de municiones de Pb para el control de especies exóticas en 2019 y al Programa de Conservación Comunitaria del Territorio (UNICEN) por promover la conservación de la vida silvestre y el bienestar humano a través de un enfoque de Una Salud. Agradecemos a los voluntarios C. Villalba, M. Bartolotta, P. Ferrer, A. Aguiar, B. Resler, E. Amatte, M. Funes y M. Guerrero. Agradecemos especialmente a la Fundación WWW y a la Secretaría de Políticas Universitarias (Ministerio de Educación, Cultura, Ciencia y Tecnología, Argentina) por financiar este trabajo. La Delegación Centro-Este de la Administración de Parques Nacionales proporcionó los permisos de investigación (IF-2019-46151534-APN-DNC # APNAC).

5. Referencias

- Arnemo JM, Andersen O, Stokke S, et al (2016) Health and Environmental Risks from Lead-based Ammunition: Ciencia versus Socio-Política. *Ecohealth* 13:618-622. <https://doi.org/doi.org/10.1007/s10393-016-1177-x>
- Arrondo E, Navarro J, Perez-García JM, et al (2020) Polvo y balas: Los isótopos estables y el rastreo por GPS desentrañan las fuentes de plomo para un gran carroñero de aves. *Environ Pollut* 266:115022. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115022>
- Assi MA, Hezme MNM, Haron AW, et al (2016) The detrimental effects of lead on human and animal health. *Vet World* 9:660-671. <https://doi.org/10.14202/vetworld.2016.660-671>
- Avery D, Watson T (2009) Regulación de la munición con plomo en todo el mundo. En: Watson RT, Fuller M, Pokras M, Hunt WG (eds) Ingestión de plomo de la munición gastada: Implicaciones para la vida silvestre y los seres humanos. The Peregrine Fund, Boise, Idaho, EE.UU., pp 161-168
- Ballari SA, Cirignoli S, Winter M, et al (2019) Sus scrofa. Categorización 2019 de los mamíferos de Argentina según su riesgo de extinción. Lista Roja de los mamíferos de Argentina. In: SAyDS-SAREM (eds.). <http://cma.sarem.org.ar/es/especie-exotica/sus-scrofa>. Accessed 28 Dec 1BC

- BfR (2011) Los fragmentos de plomo en la carne de caza pueden ser un riesgo añadido para la salud de ciertos grupos de consumidores. http://www.bfr.bund.de/en/press_information/2011/32/lead_fragments_in_game_meat_can_be_an_added_health_risk_for_certain_consumer_groups-127610.html
- Birgisdottir BE, Knutsen HK, Haugen M, et al (2013) Concentraciones de elementos esenciales y tóxicos en la sangre y la orina y sus asociaciones con la dieta: Resultados de un estudio de la población noruega que incluye altos consumidores de mariscos y caza. *Sci Total Environ* 463-464:836-844. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.06.078>
- Bjermo H, Sand S, Nälén C, et al (2013) Lead, mercury, and cadmium in blood and their relationship to diet among Swedish adults. *Food Chem Toxicol* 57:161-169. <https://doi.org/10.1016/j.fct.2013.03.024>
- Bonnefoy C, Menudier A, Moesch C, et al (2002) Validación de la determinación de plomo en sangre entera por ICP-MS. *J Anal At Spectrom* 17:1161-1165. <https://doi.org/10.1039/b201889f>
- Broadway MS, McCallen EB, Caudell J, Stewart CM (2020) El tipo de munición y la colocación de la bala determinan la fragmentación del plomo en los ciervos. *J Wildl Manage*. <https://doi.org/10.1002/jwmg.21917>
- Budtz-Jørgensen E, Bellinger DC, Lanphear B, et al (2013) Un análisis internacional conjunto para obtener una dosis de referencia para la exposición al plomo en el medio ambiente en los niños. *Risk Anal* 33:450-461. <https://doi.org/10.1111/j.1539-6924.2012.01882.x>
- Buenz EJ, Parry GJ (2017) Intoxicación crónica de plomo por comer caza silvestre. *Am J Med* 131:e181-e184. <https://doi.org/10.1016/j.amjmed.2017.11.031>
- Buenz EJ, Parry GJ, Bauer BA, et al (2017) Un estudio prospectivo de observación que evalúa la factibilidad de medir los niveles de plomo en la sangre de los cazadores neozelandeses que consumen carne cosechada con proyectiles de plomo. *Contemp Clin Trials Commun* 5:137-143. <https://doi.org/10.1016/j.conctc.2017.02.002>
- Caldwell KL, Cheng PY, Vance KA, et al (2019) LAMP: Un programa de la CDC para asegurar la calidad de las mediciones de los laboratorios de sangre. *J Public Heal Managment Pract* 25:S23-S30. <https://doi.org/10.1097/PHH.0000000000000886>
- Chiodo LM, Covington C, Sokol RJ, et al (2007) Blood lead levels and specific attention effects in young children. *Neurotoxicol Teratol* 29:538-546. <https://doi.org/10.1016/j.ntt.2007.04.001>
- Cindi MD, Mbonane TP, Naicker N (2020) Protocolo de estudio para examinar la relación entre la exposición ambiental al plomo y los niveles de plomo en la sangre de los niños de las guarderías del municipio metropolitano de Ekurhuleni. *BMJ Open* 10:e036687. <https://doi.org/10.1136/bmjopen-2019-036687>
- CLIAwaived.com <https://www.cliawaived.com/amfile/file/download/file/1074/product/3079/>
- COEH (2016) Prevención de la toxicidad del plomo en la infancia. *Pediatría* 138:. <https://doi.org/10.1542/peds.2016-1493>
- Dietert RR, Piepenbrink MS (2006) Lead and immune function. *Crit Rev Toxicol* 36:359-385. <https://doi.org/10.1080/10408440500534297>
- Dobrowolska A, Melosik M (2008) Plomo derivado de balas en tejidos del jabalí (*Sus scrofa*) y el ciervo rojo (*Cervus elaphus*). *Eur J Wildl Res* 54:231-235. <https://doi.org/10.1007/s10344-007-0134-y>
- EFSA (2010) Opinión científica sobre el plomo en los alimentos. *EFSA J* 8:1-151. <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2010.1570>
- Panel de la EFSA sobre Contaminantes en la Cadena Alimentaria (CONTAM) (2013) Opinión científica sobre el plomo en los alimentos. *EFSA J* 2010 8:1-151. <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2010.1570>
- Fachehoun RC, Lévesque B, Dumas P, et al (2015) Lead exposure through consumption of big game meat in Quebec, Canada: risk assessment and perception. *Food Addit Contam - Part A Chem Anal Control Expo Risk Assess* 32:1501-1511. <https://doi.org/10.1080/19440049.2015.1071921>
- Falandysz J, Szymczyk-Kobrzyńska K, Brzostowski A, et al (2005) Concentraciones de metales pesados en los tejidos del ciervo rojo (*Cervus elaphus*) de la región de Warmia y Mazury, Polonia. *Food Addit Contam* 22:141-149. <https://doi.org/10.1080/02652030500047273>
- Flora SJS, Flora G, Saxena G (2006) Environmental occurrence, health effects and management of lead poisoning. En: *Plomo*. pp 158-228
- FSA (2017) Juego de tiro al blanco. <https://www.food.gov.uk/safety-hygiene/lead-shot-game>
- García-Fernández AJ, Jiménez P, María-Mojica P, et al (2008) Intoxicación por plomo en buitres leonados *Gyps fulvus*. In: *Alcan-*

- tara (ed) Plan de acción para la erradicación del uso ilegal de venenos en el medio natural en Aragón. Actas del Seminario Mortalidad por intoxicación en aves necrófagas. Problemática y soluciones. Ainsa, Huesca (Spain), pp 1–100
- Gerofke A, Martin A, Schlichting D, et al (2019) Heavy metals in game meat. En: Chemical hazards in food of animal origin Food safety assurance and veterinary public health. pp 341-366
- Gerofke A, Ulbig E, Martin A, et al (2018) Lead content in wild game shot with lead or non-lead ammunition - does "state of the art consumer health protection" require non-lead ammunition? PLoS One 13:1-23. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0200792>
- Green RE, Pain DJ (2015) Riesgos de los efectos sobre la salud de los humanos en el Reino Unido por el plomo derivado de las municiones. En: Delahay RJ, Spray CJ (eds) Actas del Simposio sobre el plomo de Oxford. Munición de plomo: Comprensión y minimización de los riesgos para la salud humana y el medio ambiente. Instituto Edward Grey, Universidad de Oxford, Reino Unido, p 152
- Green RE, Pain DJ (2019) Riesgos para la salud humana por el plomo derivado de la munición en Europa. Ambio 48:954-968. <https://doi.org/10.1007/s13280-019-01194-x>
- Grund MD, Cornicelli L, Carlson LT, Butler EA (2010) Fragmentación de bala y deposición de plomo en ciervos de cola blanca y ovejas domésticas. La interacción entre el hombre y la vida silvestre 4:257-265
- Gürtler RE, Martín Izquierdo V, Gil G, et al (2017) Afrontar el problema del jabalí en un área de conservación: impactos de un programa de control de gestión de 10 años en el noreste de Argentina. Biol Invasions 19:11-24. <https://doi.org/10.1007/s10530-016-1256-5>
- Gürtler RE, Rodríguez-Planes LI, Gil G, et al (2018) Impactos diferenciales a largo plazo de un programa de control de la gestión de ciervos axis y jabalíes en un área protegida del noreste de Argentina. Biol Invasions 20:1431-1447. <https://doi.org/10.1007/s10530-017-1635-6>
- Hampton JO, Laidlaw M, Buenz E, Arnemo JM (2018) Cabezas en la arena: Riesgos para la salud pública y la ecología de las balas de plomo para el tiro a la fauna silvestre en Australia. Wildl Res 45:287-306. <https://doi.org/10.1071/WR17180>
- Hunt WG, Burnham W, Parish CN, et al (2006) Bullet fragments in deer remains: implications for lead exposure in avian scavengers. Wildl Soc Bull 34:167-170. [https://doi.org/10.2193/0091-7648\(2006\)34\[167:bfi-dri\]2.0.co;2](https://doi.org/10.2193/0091-7648(2006)34[167:bfi-dri]2.0.co;2)
- Hunt WG, Watson RT, Oaks JL, et al (2009) Fragmentos de bala de plomo en venado de ciervos muertos con rifle: Potencial de exposición de la dieta humana. PLoS One 4:1-6. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0005330>
- Iqbal S, Blumenthal W, Kennedy C, et al (2009) Hunting with lead: association between blood lead levels and wild game consumption. Environ Res 109:952-959. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2009.08.007>
- Kanstrup N, Swift J, Stroud DA, Lewis M (2018) La caza con munición de plomo no es sostenible: Perspectivas europeas. Ambio 47:846-857. <https://doi.org/10.1007/s13280-018-1042-y>
- Knott J, Gilbert J, Hoccom DG, Green RE (2010) Implicaciones para la vida silvestre y los seres humanos de la exposición dietética al plomo de los fragmentos de balas de rifles de plomo en ciervos disparados en el Reino Unido. Sci Total Environ 409:95-99. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.08.053>
- Knutsen HK, Brantsæter AL, Alexander J, Meltzer HM (2015) Asociaciones entre el consumo de animales de caza mayor y los niveles de plomo en la sangre de los seres humanos en Europa: la experiencia noruega. En: Actas del Simposio sobre el plomo de Oxford. Munición de plomo: comprender y minimizar los riesgos para la salud humana y el medio ambiente. Instituto Edward Grey, Universidad de Oxford, Reino Unido, p 152
- Kollander B, Widemo F, Ågren E, et al (2017) Detección de nanopartículas de plomo en la carne de caza por medio de ICP-MS de una sola partícula tras el uso de balas que contienen plomo. Anal Bioanal Chem 409:1877-1885. <https://doi.org/10.1007/s00216-016-0132-6>
- Kosnett M (2009) Health effects of low dose lead exposure in adults and children, and preventable risk posed by the consumption of game meat harvested with lead ammunition. En: Watson RT, Fuller M, Pokras M, Hunt WG (eds) Ingestión de plomo de

municiones gastadas: Implicaciones para la vida silvestre y los seres humanos. The Peregrine Fund, Boise, Idaho, EE.UU., págs. 24-33

Lambertucci SA, Donázar JA, Huertas AD, et al (2011) Ampliación del problema de la intoxicación por plomo a un carroñero sudamericano: Concentraciones de plomo en las plumas de los cóndores andinos salvajes. *Biol Conserv* 144:1464-1471. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.01.015>

Lanphear BP, Rauch S, Auinger P, et al (2018) Low-level lead exposure and mortality in US adults: a population-based cohort study. *Lancet Public Heal* 3:e177-e184. [https://doi.org/10.1016/S2468-2667\(18\)30025-2](https://doi.org/10.1016/S2468-2667(18)30025-2)

Legagneux P, Suffice P, Messier JS, et al (2014) Alto riesgo de contaminación por plomo para los carroñeros en un área con alto éxito de caza de alces. *PLoS One* 9:. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0111546>

Lindboe M, Henrichsen EN, Høgasen HR, Bernhoft A (2012) Concentración de plomo en la carne de un alce muerto por plomo y predicción de la exposición humana mediante la simulación de Monte Carlo. *Food Addit Contam - Part A Chem Anal Control Expo Risk Assess* 29:1052-1057. <https://doi.org/10.1080/19440049.2012.680201>

Martin A, Müller-Graf C, Selhorst T, et al (2019) Comparación de los niveles de plomo en las partes comestibles del ciervo cazado con munición de plomo o sin plomo. *Sci Total Environ* 653:315-326. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.393>

Mateo R, Baos AR, Vidal D, et al (2011) La bioaccesibilidad de la pb de la munición en la carne de caza se ve afectada por el tratamiento de cocción. *PLoS One* 6:. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0015892>

Mateo R, Kanstrup N (2019) Reglamentos sobre la munición con plomo adoptados en Europa y pruebas de su cumplimiento. *Ambio* 48:989-998. <https://doi.org/10.1007/s13280-019-01170-5>

Mateo R, Rodríguez-de la Cruz M, Vidal D, et al (2007) Transferencia de plomo de los perdigones a la carne de caza durante la cocción. *Sci Total Environ* 372:480-485. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.10.022>

Mathee A, de Jager P, Naidoo S, Naicker N (2017) Exposición al

plomo en los campos de tiro de Sudáfrica. *Environ Res* 153:93-98. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2016.11.021>

Meltzer HM, Dahl H, Brantsæter AL, et al (2013) Consumo de carne de cévido con plomo y concentraciones de plomo en la sangre en un grupo de noruegos adultos. *Environ Res* 127:29-39. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2013.08.007>

Menozi A, Menotta S, Fedrizzi G, et al (2019) Plomo y cobre en jabalíes cazados y evaluación radiográfica de la fragmentación de la bala entre las municiones. *Food Addit Contamination Part B Surveill* 12:182-190. <https://doi.org/10.1080/19393210.2019.1588389>

Millard S. (2018) *EnvStats: un paquete R para las estadísticas ambientales*, incluyendo la guía de la EPA de EE.UU.

Müller-graf C, Gerofke A, Martin A, et al (2017) Reducción del contenido de plomo en la carne de caza: resultados del proyecto de investigación "Seguridad alimentaria de la carne de caza obtenida mediante la caza". En: *Higiene de la carne de caza*. pp 201-212

Naicker N, de Jager P, Naidoo S, Mathee A (2018) ¿Existe una relación entre la exposición al plomo y el comportamiento agresivo de los tiradores? *Int J Environ Res Public Health* 15:. <https://doi.org/10.3390/ijerph15071427>

Neri AJ, Roy J, Jarrett J, et al (2014) Análisis de un novedoso método de dilución de campo para analizar muestras que superan el rango analítico de los analizadores de plomo en sangre de punto de atención. *Int J Environ Health Res* 24:418-428. <https://doi.org/10.1080/09603123.2013.857390>

Ortiz-Ortiz E, García-Nieto E, Juárez-Santacruz L, et al (2017) Lead exposure: Impacto de la cerámica en Tlaxcala, México. *Rev Int Contam Ambient* 33:57-64. <https://doi.org/10.20937/RI-CA.2017.33.01.05>

Palmer CD, Lewis ME, Geraghty CM, et al (2006) Determinación del plomo, cadmio y mercurio en la sangre para la evaluación de la exposición ambiental: Una comparación entre la espectrometría de masa de plasma de acoplamiento inductivo y la espectrometría de absorción atómica. *Spectrochim Acta - Parte B en Spectrosc* 61:980-990. <https://doi.org/10.1016/j.sab.2006.09.001>

Plaza PI, Uhart M, Caselli A, et al (2018) Una revisión de la contaminación por plomo en las aves de América del Sur: La necesidad

- de más investigación y cambios en las políticas. *Perspect Ecol Conserv* 1-7. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2018.08.001>
- Romano M, Ferreyra H, Ferreyroa G, et al (2016) Contaminación por plomo de la caza de aves acuáticas en humedales y arrozales en Argentina. *Sci Total Environ* 545-546:104-113. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.12.075>
- Sevillano Morales J, Moreno-Ortega A, Amaro López MA, et al (2018) Consumo de carne de caza por parte de los cazadores y sus familiares: un enfoque probabilístico. *Food Addit Contam - Part A Chem Anal Control Expo Risk Assess* 35:1739-1748. <https://doi.org/10.1080/19440049.2018.1488183>
- Slabe VA, Anderson JT, Cooper J, et al (2020) Feeding Ecology Drives Lead Exposure of Facultative and Obligate Avian Scavengers in the Eastern United States. *Environ Toxicol Chem* 39:882-892. <https://doi.org/10.1002/etc.4680>
- SNFA (2012) Líder en el juego en Suecia. <https://www.bfr.bund.de/cm/343/lead-in-game-in-sweden.pdf>
- Sobin C, Parisi N, Schaub T, de la Riva E (2011) A Bland-Altman Comparison of the Lead Care® System and Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry for Detecting Low-Level Lead in Child Whole Blood Samples. *J Med Toxicol* 7:24-32. <https://doi.org/10.1007/s13181-010-0113-7>
- Stanton N V., Fritsch T (2007) Evaluación de un analizador de plomo en sangre portátil de segunda generación en un entorno ocupacional. *Am J Ind Med* 50:1018-1024. <https://doi.org/10.1002/ajim.20525>
- Stewart CM, Veverka NB (2011) La extensión de la fragmentación de plomo observada en ciervos sacrificados por medio del tiro al blanco. *J Wildl Manage* 75:1462-1466. <https://doi.org/10.1002/jwmg.174>
- Stokke S, Brainerd S, Arnemo JM (2017) Depósito de metal de balas de cobre y plomo en alces cosechados en Fennoscandia. *Wildl Soc Bull* 41:98-106. <https://doi.org/10.1002/wsb.731>
- Tchounwou PB, Yedjou CG, Patlolla AK, Sutton DJ (2012) Toxicología molecular, clínica y ambiental Volumen 3: Toxicología ambiental. *Mol Clin Environ Toxicol* 101:133-164. <https://doi.org/10.1007/978-3-7643-8340-4>
- Tekindal MA, Erdoğan BD, Yavuz Y (2017) Evaluating Left-Censored Data Through Substitution, Parametric, Semi-parametric, and Nonparametric Methods: Un estudio de simulación. *Interdiscip Sci Comput Life Sci* 9:153-172. <https://doi.org/10.1007/s12539-015-0132-9>
- Thomas VG (2019) Justificación de la transición regulada a productos sin plomo en el Canadá: Un documento de debate de política. *Sci Total Environ* 649:839-845. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.363>
- Thomas VG, Pain DJ, Kanstrup N, Green RE (2020) Estableciendo los niveles máximos de plomo en la carne de caza en las regulaciones de la CE: Un complemento para el reemplazo de la munición de plomo. *Ambio*. <https://doi.org/10.1007/s13280-020-01336-6>
- Tsuji LJS, Wainman BC, Jayasinghe RK, et al (2009) Determinar los niveles de plomo en los tejidos de los mamíferos de caza mayor cosechados con balas de plomo: Preocupaciones sobre la salud humana. *Bull Environ Contam Toxicol*. <https://doi.org/10.1007/s00128-009-9647-2>
- Uhart M, Ferreyra H del V, Romano M, et al (2019) Lead pollution from hunting ammunition in Argentina and current state of lead shot replacement efforts. *Ambio* 48:1015-1022. <https://doi.org/10.1007/s13280-019-01178-x>
- Wennberg M, Lundh T, Sommar JN, Bergdahl IA (2015) Tendencias temporales y determinantes de la exposición al plomo y al cadmio en la población adulta del norte de Suecia 1990-2014. *Environ Res* 159:111-117. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2017.07.029>
- OMS (2010) Exposición al plomo: Una importante preocupación de salud pública. Organización Mundial de la Salud, Ginebra
- OMS (2019) Lead poisoning and health. <https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/lead-poisoning-and-health>. Accedido el 28 de diciembre de 1BC
- OMS (2020) Breve guía de métodos analíticos para medir el plomo en la sangre, segunda edición. Organización Mundial de la Salud, Ginebra
- Wiemeyer GM, Pérez MA, Torres Bianchini L, et al (2017) Repetidas amenazas para la conservación en las Américas: Los altos niveles de plomo en la sangre y los huesos del cóndor andino amplían el problema a escala continental. *Environ Pollut* 220:672-679. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.10.025>
- Wright JP, Dietrich KN, Ris MD, et al (2008) Asociación de las concentraciones de plomo en la sangre prenatales y de la infancia con las detenciones de delincuentes en la edad adulta temprana. *PLoS Med* 5:0732-0739. <https://doi.org/10.1371/journal.pmed.0050101>