

# ОЛОВНИТЕ БОЕПРИПАСИ РИСК ЗА ЗДРАВЕТО НА ЧОВЕКА, ДИВИТЕ ЖИВОТНИ И ОКОЛНАТА СРЕДА

## КОНСЕНСУС НА ЛОВЦИ, ЕКСПЕРТИ И УЧЕНИ

Марин Александров<sup>1</sup>, Николай Бояджиев<sup>2</sup>, Нино Нинов<sup>2</sup>, Христо Михайлов<sup>2</sup>, Илиян Костов<sup>3</sup>, Васил Василев<sup>4</sup>, Гено Ангелов<sup>2</sup>, Тони Тодоров<sup>2</sup>, Петър Стамберов<sup>2</sup>, Петър Дилов<sup>2</sup>, Тодорка Янковска – Стефанова<sup>5</sup>, Димитър Кадийски<sup>1</sup>, Симона Лазарова<sup>1</sup>, Пенчо Каменов<sup>6</sup>, Николай Лилев<sup>7</sup>, Цвятко Александров<sup>6</sup>, Любомир Кулински<sup>8</sup>, Драгомир Пенчев<sup>6</sup>; Николай Пенчев<sup>7</sup>, Чавдар Желев<sup>8</sup>, Иван Тодев<sup>8</sup>

<sup>1</sup>Институт по експериментална морфология, патология и антропология с музей – БАН, София; <sup>2</sup>Лесотехнически университет – София; <sup>3</sup>Център за оценка на риска – БАБХ, София; <sup>4</sup>Съюз на ловците и риболовците в България – София; <sup>5</sup>Централна лаборатория по ветеринарно-санитарна експертиза и екология – БАБХ, София; <sup>6</sup>Дирекция здравеопазване и хуманно отношение към животните и контрол на фуражите – БАБХ, София, <sup>7</sup> Главна дирекция “Верификация на официалния контрол” – БАБХ, София, <sup>8</sup>Дирекция “Контрол на храните” – БАБХ, София, <sup>6</sup>Държавно ловно стопанство “Витошко – Студена”; <sup>7</sup>МБАЛ „Ангел Пешев“ – Тетевен; <sup>8</sup>Национална научноизследователска станция по ловно стопанство, биология и болести на дивеча

# ОЛОВНИТЕ БОЕПРИПАСИ - РИСК ЗА ЧОВЕШКОТО ЗДРАВЕ, ДИВИТЕ ЖИВОТНИ И ОКОЛНАТА СРЕДА

## ВЪВЕДЕНИЕ

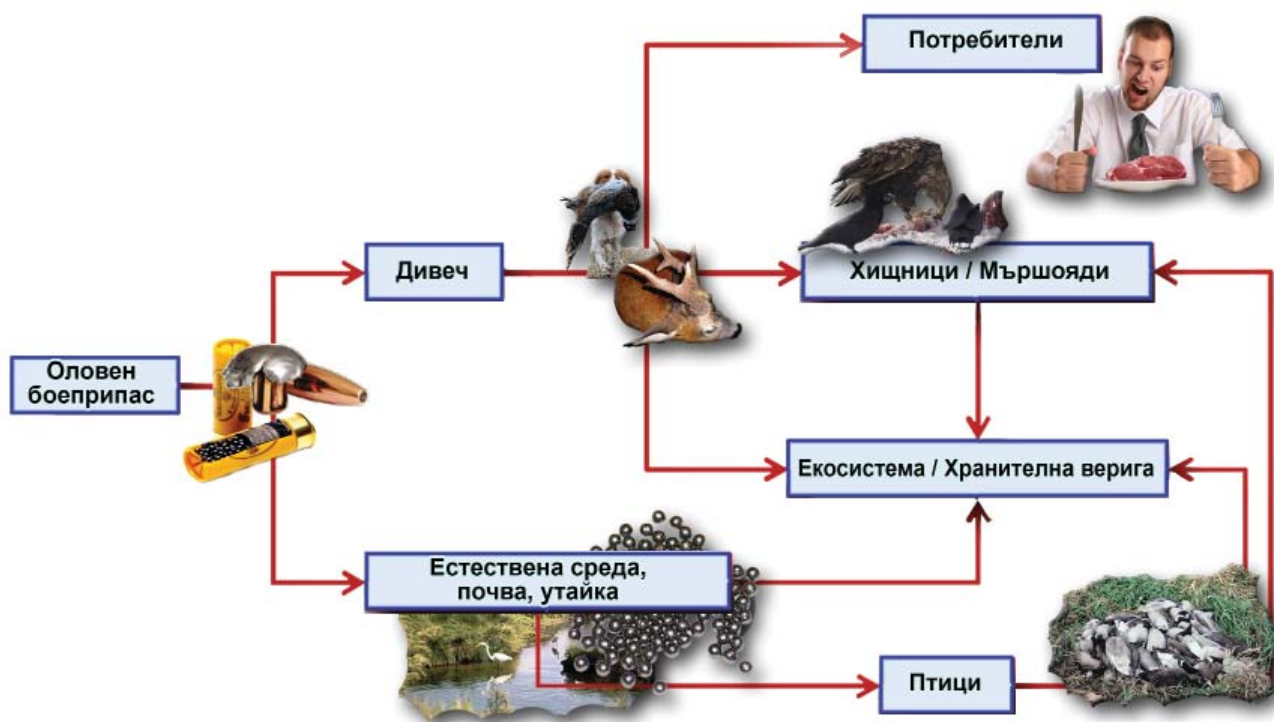
Ловът е една от най-древните дейности, свързани с оцеляването на човека, която и до ден днешен за много народи по света не е променила своята същност. В исторически аспект, еволюцията на ловното оръжие е свързана с революционни нововъведения, целящи разширяване обсега на ловеца за ефективно добиване на дивеча. Завършекът са високотехнологични огнестрелни оръжия, ползващи оловни боеприпаси – оловни куршуми и сачми за гладкоцевни оръжия и силно фрагментиращи високоубойни куршуми за нарезни оръжия. Едва ли някой обаче е предполагал, че тези боеприпаси ще се окажат основата за голям брой негативни ефекти от здравно и екологично естество (Kanstrup 2009; Tranel and Kimmel 2009). Особена тревога будят фактите, че оловото не е биоелемент и че няма безопасни нива на експозиция на олово (CDC 2005; EFSA 2010). От друга страна са многобройни доказателствата, че оловният боеприпас продължава да убива дълго време след изстрела незави-

симо дали е попаднал в дивеча или в околната среда. Доказателства за това са документираните многобройни оловни отравяния при ловци и техните семейства, консумирали месо от дивеч, добиван с оловни боеприпаси, както и аналогични отравяния при диви животни вследствие поглъщане на сачми или фрагменти от оловен боеприпас от неоползотворен дивеч или вследствие замърсяване с оловни сачми на околната среда (Гошева 2014, Carey 1977; Scheuhammer and Norris 1995; Tsuji et al. 1997, 1999; Scheuhammer et al. 1998; Johansen et al. 2001, 2004, 2006; Bjerregaard et al. 2004; Khan 2005; Mateo et al. 2007).

## ОБЩИ АСПЕКТИ НА ЕФЕКТИТЕ ОТ ОЛОВНИТЕ БОЕПРИПАСИ

След като боеприпаса бъде изстрелян, съдбата на балистичния материал има две възможности (Kanstrup 2009) или да попадне в целта, или в околната среда (Фиг. 1).

При първия случай материалите, депонирани в убития дивеч може да не бъдат от-



Фиг. 1. Схема за въздействия на балистични материали от ловни сачми и куршуми върху околната среда, живата природа и човека.

странени по време на първичната обработка и транжирането и да останат в дивечовото месо. И тогава те са реален източник за експониране с токсични нива олово на потребителя. След отстраняването, тъканите, поразени от боеприпаса, както и смъртно ранените животни, умиращи по-късно и неоткрити от ловеца, могат да послужат за източник на олово за мършоядни птици и бозайници и/или да замърсят директно заобикалящата екосистема.

Друга е съдбата на материалите от боеприпаса, депозирани в околната среда. Те могат да бъдат погълнати от макро или микро флората, да бъдат погълнати вместо пещчинки от водоплаващи и наземни птици или да престоят биологично неактивни дълго време.

Тези аспекти на проблема имат своя дълга предистория от негативни ефекти, от която ние съвременниците, работещи за опазването, стопанисването и оползотворяването на дивеча и опазването на дивата природа трябва да извадим съответните поуки (Thomas and Pain 2009).

### **ОЛОВНИТЕ БОЕПРИПАСИ, РЕАЛНА ЗАПЛАХА ЗА ЗДРАВЕТО НА ЧОВЕКА**

Общоизвестен е фактът, че до сега, оловото е основният метал, използван за производството на високоубойни боеприпаси, базиращи се на неговата маса и лесна деформируемост, без да се отчита, че в същото време то е изключително токсичен елемент.

Оловото и неговите вредни ефекти върху хората са известни от преди 2000 години (Lessler 1988; Needleman 1999; Hernberg 2000; Tong et al. 2000; Nriagu 2009). Още древните гърци и римляни са познавали острата и хроничната му токсичност, които от втората половина на 19 век до днес са широко проучвани. Острото и хроничното отравяне с олово са добре дефинирани и лесно разпознавани при хора и животни, но все още са налице голям брой бели полета в епидемиологията на оловните отравяния, които очертават актуалността на проблема на съвременно ниво. От особено значение са данните от последните 40 години, които сочат, че дори и в изключително малки дози, които до скоро

се смятаха за безвредни, оловото е с широк спектър на вредни въздействия върху организма на животните и човека. Показателни за това са променените разбирания с времето, че допустимите оловни концентрации за САЩ и Канада са били от 30 до 25  $\mu\text{g}/\text{dL}$  през 1985 до 10  $\mu\text{g}/\text{dL}$  през 1991, а за ЕС от 10 до 0,1 ppm (NTP 2012). Многобройни са вече доказателствата, че когато оловото се поглъща от хора и животни, дори и при ниски нива, то атакува всички органи и органични системи (Wu et al. 2003; Denham et al. 2005; Lanphear et al. 2005; NTP 2012). Уврежда централната нервна система и половата система, причинява заболявания на бъбреците, рак, високо кръвно налягане, анемия, импотентност, вродени дефекти, спонтанни аборти, нервни разстройства, подагрен артрит. Води до проблеми с паметта и концентрацията, както и до увреждания на мозъка, водещи до гърчове, кома и смърт. Намалява коефициента на интелигентност. Свързано е със затруднения при учене и поведенчески проблеми при деца или увеличава вероятността за сърдечни инфаркти и мозъчни инсулти при възрастни. Оловото е особено опасно за плода и малките деца. Нарушава развитието им. Води до забавяне на растежа и увреждания на мозъка, и нервната система (ICPS 1989; Needleman et al. 1990; Goyer and Clarkson 1996; Borja-Aburto et al. 1999; USDHHS 2007; Lustberg and Silbergeld 2002; Needleman et al. 2002; Canfield et al. 2003; Needleman 2004; Khan 2005; Lanphear et al. 2005; Braun et al. 2006; Ekong et al. 2006; Menke et al. 2006; Schnaas et al. 2006; Cecil et al. 2008; Hauser et al. 2008; Schnaas et al. 2006; Wright et al. 2008).

Някои проучвания сочат, че повишени нива на олово в костите и в кръвта са свързани още с понижаване на вниманието, агресия и престъпно поведение (Nevin 2000; Needleman et al. 2002; Needleman 2004; Braun et al. 2006; Wright et al. 2008). Ето защо през последните години консенсусът сред медицинските изследователи е, че няма безопасни нива на експозиция на олово (CDC 2005).

Многобройни са и данните, които доказват, че гореспоменатите аспекти на оловните отравяния са често срещани при ловци и

техните семейства, вследствие използването на оловни куршуми или оловни сачми за отстрел на дивеча (Carey 1977; Scheuhammer and Norris 1995; Tsuji et al. 1997, 1999; Scheuhammer et al. 1998; Johansen et al. 2001, 2004, 2005; Bjerregaard et al. 2004; Khan 2005; Mateo et al. 2007). Така днес никой не може да изключи възможността голяма част от организиранияте 115 000 български ловци и техните семейства галантно да са подложени на токсична експозиция на олово при консумацията на дивечови деликатеси, за което може никога да не разберат и да се чудят от къде идват сериозните здравословни проблеми след време.

Богат е доказателствения материал от САЩ, Канада, Дания, Холандия, Испания, Швеция, Норвегия, Япония, Австралия и др. за вредни високи кръвни нива на олово при ловци и членове на техните семейства и близки, които редовно се хранят с месо от дивеч, добит с оловни боеприпаси, както и значително по-висока експозиция на олово при хората от ловните и стрелковите общности (Carey 1977; Tsuji and Nieboer 1997; Tsuji et al. 1997; Scheuhammer et al. 1998; Tsuji et al. 1999; Nieboer 2001; Johansen et al. 2001; Johansen et al. 2004; Bjerregaard et al. 2004; Johansen et al. 2006; Mateo et al. 2007; Tranel and Kimmel 2009; Verbrugge et al. 2009; Kosnett 2009); (Dewailley et al. 2001; Levesque et al. 2003; Titus et al. 2009).

Друг начин за оловна експозиция на хора и животни е чрез поглъщането му при боравенето с оловни куршуми и сачми или вдишване на разпрасано олово във въздуха по време на саморъчно приготвяне и снаряжаване на боеприпаси в домашни условия или при лоша вентилация в стрелбищата (Carey 1977; Scheuhammer and Norris 1995; Tsuji et al. 1997, 1999; Scheuhammer et al. 1998; Johansen et al. 2001, 2004, 2006; Bjerregaard et al. 2004; Khan 2005; Mateo et al. 2007; Fischbein et al. 1979; Novotny et al. 1987; Chisholm 1988; Valway et al. 1989; Peddicord and LaKind 2000; Gulson et al. 2002).

През последните години са направени и голям брой рентгенологични проучвания след отстрела за пряко доказване на високо съдържание на олово в дивечово месо от

водоплаващи и сухоземни птици, катерици, сърни, свине, диви птици и елени, където е ясно показано, че в дивечовото месо, добито с оловен боеприпас, винаги присъстват големи оловни остатъци от боеприпаса (куршуми или сачми), които може да водят до отравяния на хора и животни (Frank 1986; Harmata and Restani 1995; Knopper et al. 2006; Hunt et al. 2009; Cornicelli and Grund 2009; Bedrosian and Craighead 2009; Pain et al. 2010).

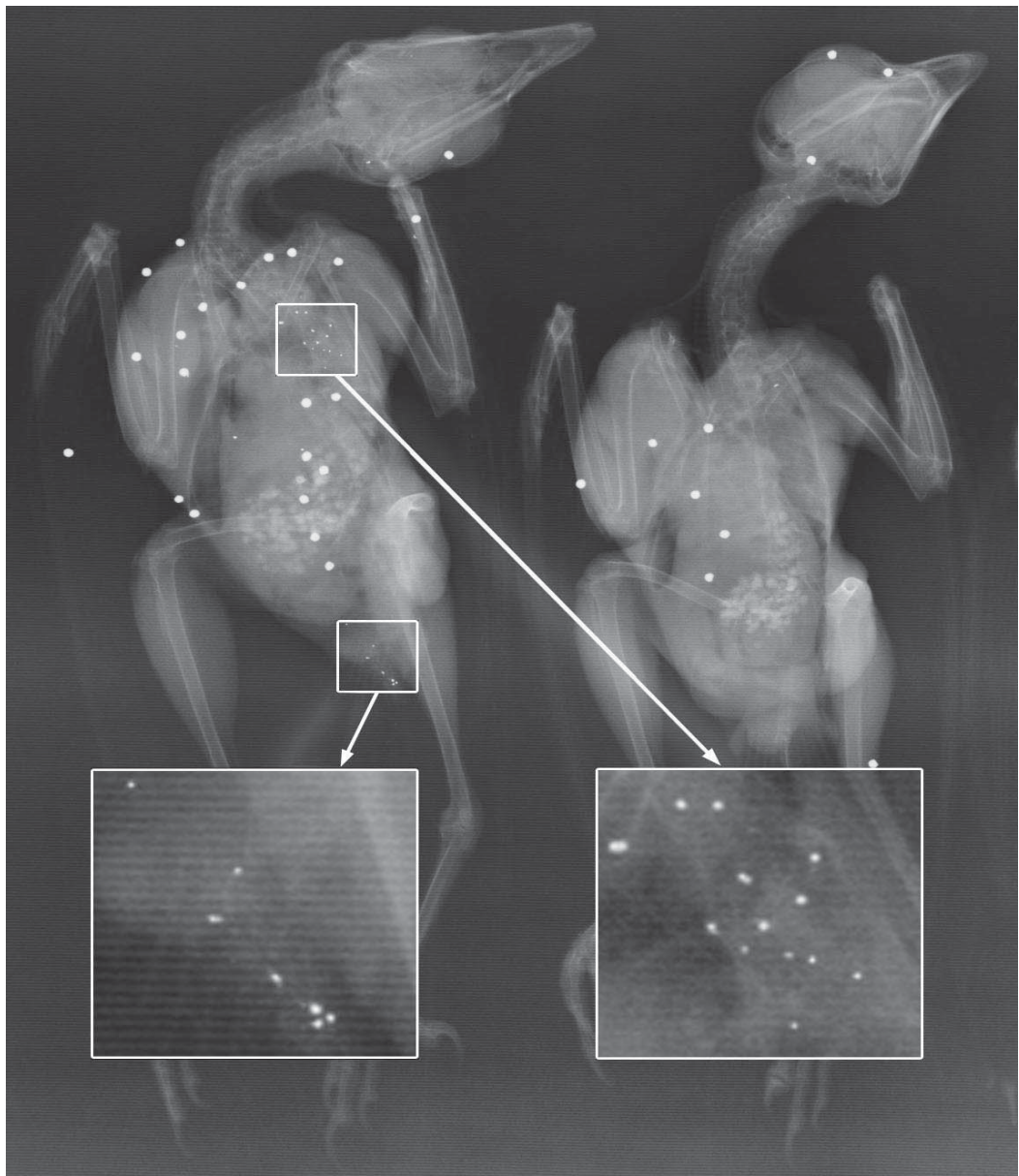
Най-тежко наситени с оловни фрагменти са обширни участъци около убойната зона, където финните оловни разпрашавания са перфектно видими върху рентгеновия филм (Фиг. 2 и 3).

Също така е доказано, че в месото от птици, убити с оловни сачми остават високи нива на олово, дори след като оловните сачми са отстранени и птиците са кулинарно обработени (Pain et al. 2010).

Особено внимание в тази насока трябва да се обръща при отстрела на дивеч, добит с олово съдържащи куршуми от мощните боеприпаси за нарезно оръжие, които винаги силно фрагментират при удар с костите и меките тъкани, оставяйки множество незабележими праховидно разпръснати частици. Оловните фрагментирания може да са до 30% от теглото на боеприпаса и да заразят дивечовото месо до 48 cm в диаметър от раната, независимо че на пръв поглед изглежда, че куршума е напуснал тялото на животното. В тази връзка, от Центъра за контрол на заболяванията на САЩ е установено, че тези, които са консумирали дивеч в Северна Дакота имат 50% повече олово в кръвта спрямо останалите (Iqbal et al. 2009).

Няколко други подобни проучвания показват, че пакетите с еленово месо, получени след транжиране на елени, отстреляни с оловни боеприпаси и дарени от ловците за храна на бедни в Канада, са били сериозно замърсени с токсични количества олово (Hunt др 2009; Cornatzer и др. 2009).

Предаването на дивеча, отстрелян с оловен боеприпас, в пунктовете за обработка и реализация на дивеча не е решавало проблема. Това сочат и данните от Министерството на земеделието в Минесота, в които се съобщава за намерени оловни фрагменти



Фиг. 2. Рентгенограма на оловни сачми No 9 и фрагменти от тях в сойки (изрезките). Предполагат токсични количества олово за потребителя.

от куршуми в 26 до 60% от пакетите с кайма от елени, доставени от търговските производители (MDA 2008).

Въз основа на тези данни, държавните здравни агенции в Северна Дакота, Минесота и Уисконсин препоръчват: „жените и децата да не консумират месо от дивеч“, при което складовете за хранителните резерви е трябвало да унищожат контаминираното с олово еленово месо, а статистическите данни сочат, че над 1075 тона дивечово месо (приблизително 10 милиона ястия), замърсени с оловни боеприпаси, се даряват всяка година в Съединените щати и четири канадски провинции (Avery and Watson 2009).

Аналогични проучвания за оловните бо-

еприпаси като източник на отравяния при хора са правени още в Швеция, Норвегия, Гренландия и Русия, където е констатирано, че оловните боеприпаси са основен източник за експозиция на олово при хората, които консумират отстрелян дивеч (NFA 2014; VKM 2013; Tranel and Kimmel 2009). За пример служи инуитското население (ескимосите). При тях кръвната концентрации на олово при всички възрастни и при 7% от новородените бебета е много над допустимите норми (Tranel and Kimmel 2009).

За оценка на риска от оловни боеприпаси в дивечовото месо през 2014 год., Шведската национална агенция по храните направи анализ на нивата олово в кръвта на шведски



Фиг. 3. Рентгенограма на оловни фрагменти в бедрената област на диво прасе, отстреляно с оловен боеприпас от нарезно оръжие (9,3 x 62). Куршумът е поразил мускулатурата и бедрената кост. Ясно се вижда „оловният облак“ - големия брой метални сенки (белите петънца) около канала на пораженията. Множество оловни фрагменти са разпръснати навсякъде из двата бута до кръстеца. Това месо е негодно за оползотворяване. Предполагат се токсични количества олово за потребителя.

ловци и техните семейства (NFA 2014). Резултатите са потресаващи - потребителите на дивеч са със значително по-високи нива на олово в кръвта спрямо тези, които не консумират месо от дивеч. Констатирана е ясна връзка между броя отстрелян дивеч за предходните шест месеца и високите кръвни

нива на олово при възрастните. Тези анализи са категорични: количествата на олово в кръвта трябва да бъдат намалени, при 70% от мъжете, 30% от жените и 40-50% от децата, които са консумирали месо от дивеч и са с кръвни нива на олово над допустимите граници, определени от Европейския орган по

безопасност на храните (EFSA, 2010).

Налице са и много други доказателства, свързващи дивечовото месо и повишени кръвни нива на олово при хора. В медицинската литература има много статии за хора с оловно отравяне, които са се хранили с диви птици и бозайници, отстреляни с оловни боеприпаси (Tranel and Kimmel 2009).

При един от пациентите е диагностицирана една единствена сачма, заседнала в колона (част от дебелия черва), с диаметър 6 mm и тегло 1,7 g. Погълната е при хранене с месо от сърна (Gustavsson and Gerhardsson 2005). Нивото на олово в кръвта му била 550 µg/l (при норма <40 µg/l). Пациентът страдал от неразположение, умора и дифузни стомашно-чревни симптоми. След отстраняване на сачмата, нивото на олово в кръвта се доближило до нормата в рамките на 9 месеца.

При други пациенти е доказано, че оловните сачми могат да престоят в апендикса до няколко години. При 7 от тях, всеки с 1-2 погълнати сачми, нивата на олово в кръвта са били двойно по-високи от контролните. При двама от тези пациенти в предварителни изследвания са диагностицирани до 9 сачми в апендикса, като част от сачмите са престоявали повече от 6 години, където предполагат бавното разтваряне и абсорбция на депонираното олово (Madsen et al. 1988).

От друга страна, оловото от сачмите и куршумите може да се натрупа в тъканите на дивеча и да е директна заплаха за здравето на човека. В наземен пернат дивеч и водоплаващи птици, убити от ловци при използване на ловни патрони, снабдени със сачми, 40% от 123-черни дробове и 9% от 371 проби от тъкани от воденички са показали, нива на олово по-високи от изискванията на здравеопазването на Канада (Kreager et al. 2007; Tsuji et al. 1999). При животни, отстреляни за човешка консумация, дори и месото встрани от входната рана може да съдържа олово. Открити са фрагменти от олово в диви птици далеч от раните от сачмите. При 38-елена, убити с оловни боеприпаси от нарезно оръжие в САЩ е доказано, че всичките съдържат множество фрагменти от боеприпаса до и над 15 cm около раната (Hunt et al. 2006).

Без да се доверяваме много на литератур-

ните източници решихме и ние да направим наши ограничени рентгенологични и токсикологични проучвания на дивеч, поразен с оловни боеприпаси.

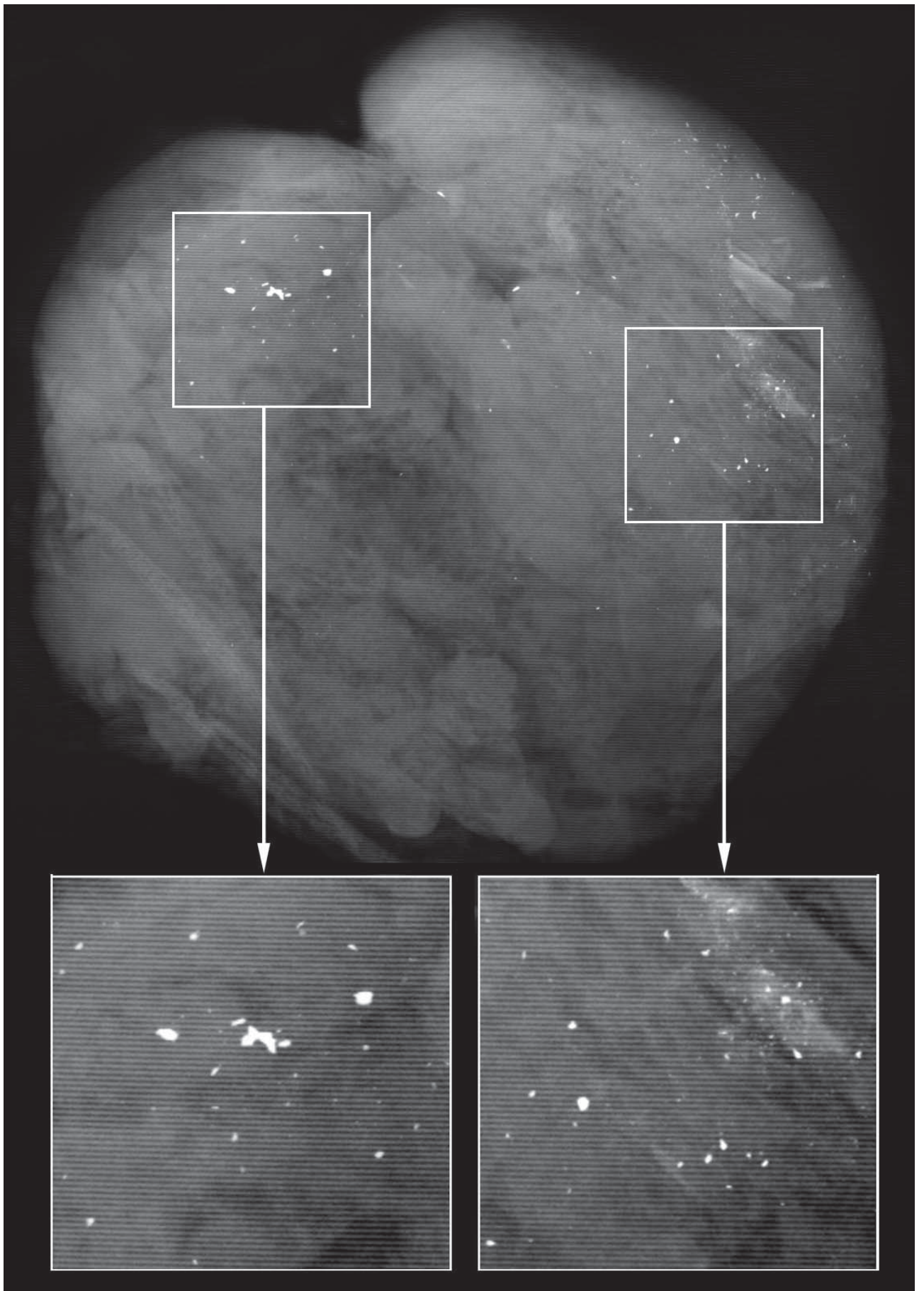
Те показват страховита контаминация от сачми и оловни фрагменти от сачми в сойки (Фиг. 2), от оловни фрагменти от ловен куршум 9,3 x 62 в бедрената област на диво прасе (Фиг. 3), от оловни фрагменти от ловен куршум за гладкоцево оръжие тип Brenneke в заобикалящото огнестрелната рана месо (Фиг. 4), от сачми 13/0 в главата на диво прасе (Фиг. 5), а три произволно взети проби от дивечов колбас приготвен от дивеч, добит с оловен боеприпас от нарезно оръжие, освен, че рентгенологично на места изглеждат като звездно небе (Фиг. 6), при анализа за олово показват: 5,64 ppm в проба 1; 1,1 ppm в проба 2 и 3,1 ppm в проба 3, при допустими количества по БДС 0,1 ppm. Коментарът е излишен, но въпросът: „Какво ядем?“, когато става въпрос за ястие от дивеч остава!

#### **ОЛОВНИТЕ БОЕПРИПАСИ, ИЗТОЧНИК ЗА ПЪРВИЧНИ ОТРАВЯНИЯ ПРИ ВОДОПЛАВАЩИ И НАЗЕМНИ ПТИЦИ**

Това е първият и ясно разпознат проблем за вредата на оловния боеприпас върху дивечата природа. Първите съобщения за смъртност при диви птици, вследствие поглъщане на оловни боеприпаси, датират от 1876 и 1882 г., след намирането на отровени фазани със сачми във воденичките. От тогава до днес в професионалните списания са публикувани огромен брой научни доказателства по всички континенти за оловни отравяния при птици в резултат на изстреляни по време на лов оловни сачми (Tranel and Kimmel 2009).

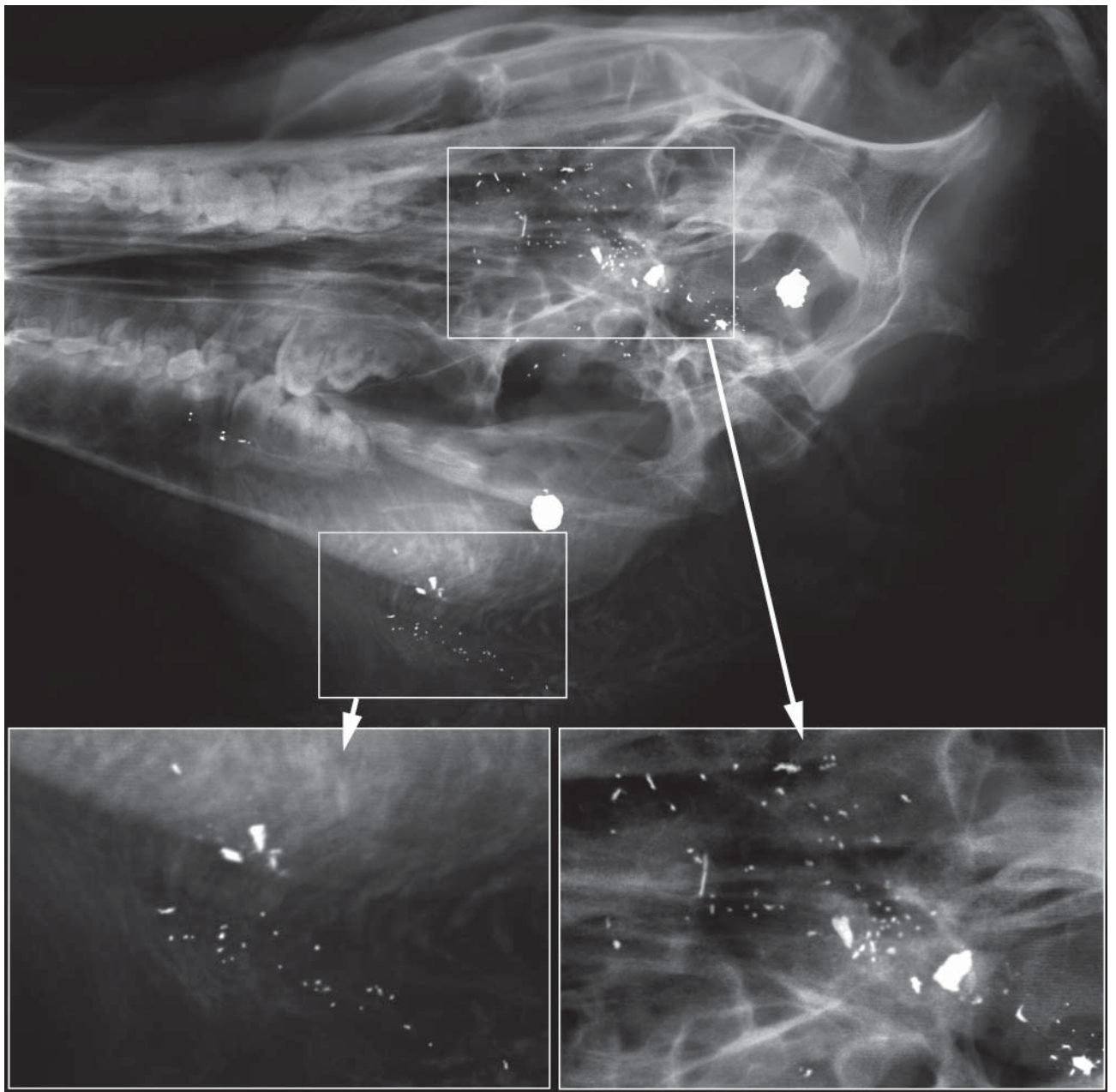
Сценарият е следния: Песъчинките и ситните камъчета са необходим компонент за храносмилането на водоплаващите и повечето от сухоземните птици. Понеже птиците не правят разлика между сачми и пясък лесно поглъщат случайно попадналите по тере на оловни сачми. Отчетено е, че приемането на шест оловни сачми № 5 за патица е фатално, а при някои птици фатален край са причинявали дори 2-3 сачми (Tranel and Kimmel 2009).

Изследванията на Guitart et al. (2002) показват, че при ловуването в Испания, годиш-



Фиг. 4. Рентгенограма на множество оловни фрагменти от ловен куршум за гладкоцево оръжие тип Brenneke в заобикалящото огнестрелната рана месо. Предполагат токсични количества олово за потребителя.





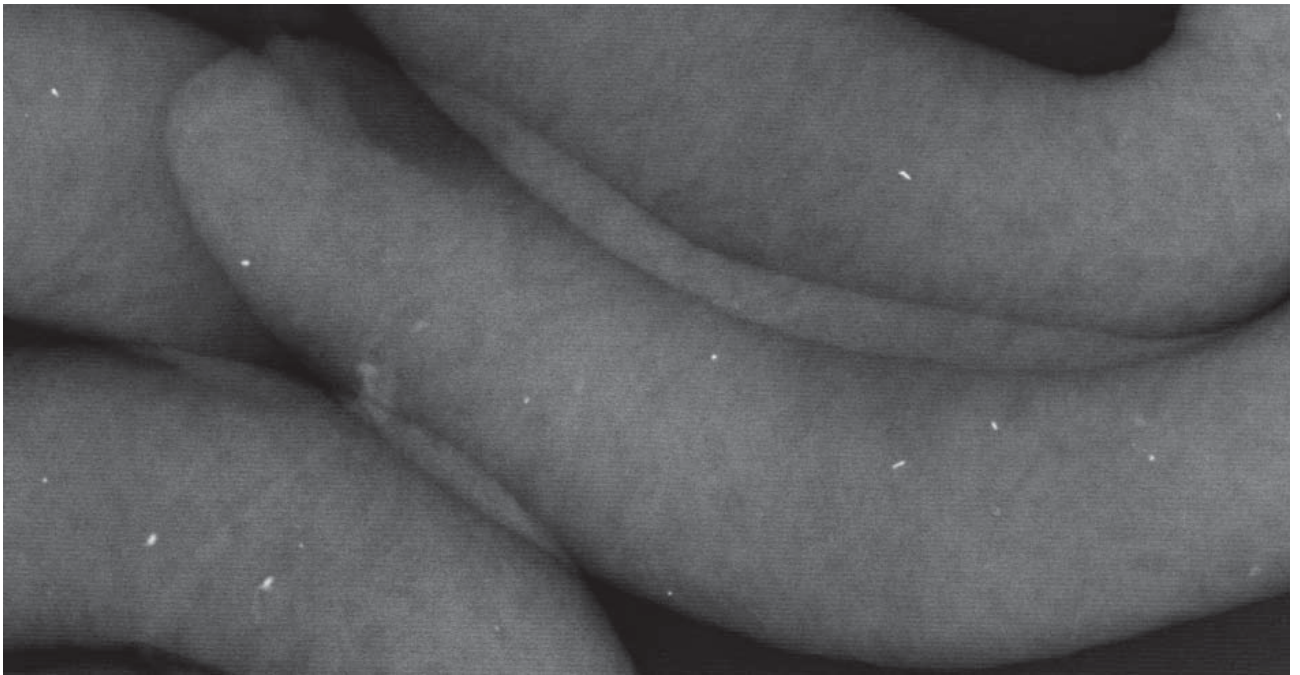
Фиг. 5. Глава от диво прасе, поразена от с едри сачми 13/0. На рентгенограмата се виждат многобройни метални сенки от разпада на боеприпаса. Предполагат токсични количества олово за потребителя. Тази глава бе оползотворена от ловеца въпреки предупрежденията за опасността. Какви обаче ще са последиците? – На пръв поглед най-вероятно никакви! Но .....!!!

но се изхвърлят 30 до 50 тона олово в заблатените местности, което предизвиква смъртта на близо 50000 водоплаващи птици, а нивата на олово в черния дроб на близо 40% от изследваните птици надхвърля максимално допустимата граница от 0,5 mg/kg и достига до 2,5 mg/kg, създавайки здравословен риск за човека и особено за децата.

Съвременната литература е документирана над 130 вида диви животни, които са отровени вследствие погълнати сачми, куршуми, или фрагменти от куршуми. Смъртност в резултат на отравяне с оловни сачми е доказа-

на най-често при гълъби (Schulz et al. 2006, Schulz et al. 2007), зеленоглави патици (Finley and Dieter 1978, Anderson and Havera 1989) и канадски гъски (Cook and Trainer 1966). При такива отравяния на патици, гъски и лебеди във Вирджиния и Северна Каролина, анализа на воденичките им показва, че някои от тях съдържат повече от 100 цели и останки от частично смлени сачми (Wilson 1937 по Tranel and Kimmel 2009) (Фиг. 7).

Други данни за отравяния с оловни сачми при патици показват, че в Индиана и в Луизиана е регистрирана смъртност при стотици



Фиг. 6. Рентгенограма на оловни фрагменти в наденички от едър дивеч, отстрелян с оловен боеприпас от нарезно оръжие. Предполагат токсични количества олово за потребителя. При анализа за олово на три проби от тези наденички те показаха: 5,64 ppm в проба 1; 1,1 ppm в проба 2 и 3,1 ppm в проба 3, при допустими количества по БДС 0,1 ppm.

птици до 16 000 птици в Мисури и Арканзас (Bellrose, 1959), както и при канадски гъски (Bengston 1984). Подобни проблеми са наложени при лова на канадски гъски през 1984 в Lac Qui Parle Wildlife Management Area да се използват стоманени сачми. Доказано бе също, че измирането на дивите лебеди (*Cygnus buccinator*) в Grass Lake в Wright County, Минесота 2007 г. се дължи на отравяне от сачми (Minnesota Department of Natural Resources 2007).

Отравянията с оловни сачми на популационно ниво значително варират. Около 3% от фазаните отстреляни в отделни райони във Великобритания са имали сачми в техните воденички (Butler et al., 2005). Във воденички от наземни диви птици, добити в Онтарио, Канада са установени оловни сачми при 8% от кеклиците (*Alectoris chukar*) и при 34% от фазаните (Kreager и др., 2007). 13% от черните дробове от кеклиците, фазаните (*Phasianus colchicus*), дивите пуйки (*Meleagris gallopavo*), и унгарските яребици (*Perdix perdix*) са имали повишени концентрации на олово, като процентите погълнато олово могат да варират според вида, поведението на хранене, както и според замърсяването със сачми на местобитанието. Оловни сачми във воденички те

са намерени в 11% от зеленоглавите патици, добити във Франция (Tavecchia et al. 2001), в 87.5% от кафявоглава потапница (*Aythya ferina*) и 33% от зеленоглавите патици (*Anas*



Фиг. 7. Канадски гъски (а) и мускулен стомах от канадска гъска (б), отровени от оловни сачми.

*platyrhynchos*) и клопачи (*Anas clypeata*) в Испания (Mateo et al., 1998). Доказано е отравяне с олово при два вида кълвачи в горски райони на Швеция (Mörner and Petersson, 1999). Предполага се, че кълвачите при търсенето на храна са поглъщали оловни сачми при изваждането им от поразени дървета.

Съвременната литература разполага с данни за шестнадесет наземни вида, засегнати от оловни боеприпаси. Съобщава се за експозиция на олово в продължение на няколко години (1996-2002 г.) на фазани във Великобритания. Освидетелствани са 59 (9 застрашени) сухоземни вида птици, които са били с оловно отравяне от погълнати боеприпаси, а според някои, пораженията от погълнати сачми при гълъби може да съперничат на проблема при водоплаващите (Tranel and Kimmel 2009).

В клиничен аспект, след поглъщането на оловни сачми е доказана понижена преживяемост на зеленоглави патици и намаляване с 25-45% на телесното тегло и смъртност при канадски гъски (Sileo et al. 1973; Tavecchia et al. 2001). Някои изследователи предполагат, че поведенческите промени, произтичащи от отравяне с олово може да повлияят към хищничество и канибализъм, болести и глад, което увеличава леталитета при засегнатите видове (Fisher et al. 2006). Експериментални изследвания при зеленоглави патици, третирани с оловни сачми показват, че те са с намален брой имунни клетки (Rocke and Samuel 1991) и подтиснато антитялообразуване (Trust et al. 1990), а при гълъби (Buerger et al. 1986) и домашни патици (Elder 1954), че са с нарушени репродуктивни способности.

#### **ОЛОВНИТЕ БОЕПРИПАСИ, ИЗТОЧНИК ЗА ВТОРИЧНИ ОТРАВЯНИЯ ПРИ ХИЩНИ И МЪРШОЯДНИ ПТИЦИ**

Оловните боеприпаси водят и до вторични отравяния на диви птици (ястреби, орли, и кондори), които се хранят с ловните видове. Изследванията показват връзката между отравянията на видовете, поглъщащи сачми поради хранителните навици, с отравянията при мършоядни и хищни птици, които ловуват и се хранят с експонираната на олово дивеч, а от своя страна са силно чувствителни на оловна интоксикация (Pain and Amiard-

Triquet, 1993). Показателен в тази насока е примерът (Cade 2007) с калифорнийските кондори (*Gymnogyps californianus*). Те се хранят с мърша, предпочитат трупите на големи мъртви животни като елени, едър рогат добитък и овце. Хранят се също с трупите на по-малки животни като гризачи и зайци. Вследствие на непрекъснати оловни отравяния след хранене с неоткрити и неоползотворени жертви на оловни боеприпаси, представителите от този вид дотолкова са намаляли през 20 век, че през 1987 г. са останали само 22 броя. Тогава част от свободно живеещите кондори са уловени и отглеждани в плен за запазване на вида. През периода 1988 – 1991 г., в дивата природа не е имало калифорнийски кондори. След осъзнаване на проблема и пълна забрана на оловните боеприпаси в засегнатите райони и след започналата реинтродукцията в началото на 1992 г., към май 2013 г. са развъдени общо 435 калифорнийски кондора, 237 от които са свободно живеещи в Калифорния, Аризона и Мексико ([!\[\]\(a03a7eb2f4046e1d3c76772003e549ea\_img.jpg\)](http://</a></p></div><div data-bbox=)

Фиг. 8. Оловно отравяне от сачми при Белоглав орел (*Haliaeetus leucocephalus*). Символ на САЩ.

[en.wikipedia.org/wiki/California\\_condor](http://en.wikipedia.org/wiki/California_condor)). Подобна съдба (Franson, 2007 по Tranel and Kimmel 2009) имат и голям брой белоглави орли (*Haliaeetus leucocephalus*) – граблива птица, известна като символ на САЩ (Фиг. 8). През 2003 година Clark and Scheuhammer (2003) са констатирани в Канада експозиция на олово на 184 мъртви грабливи птици (16 вида). Група изследователи съобщава, че труповете от катеричи популации, поддържани чрез отстрел са били с нива на олово в тъка-

ните, пагубни за грабливите птици в района и препоръчват такива трупове да се събират или да се използват нетоксични боеприпаси (Knopper et al. 2006).

След анализа на кости от 229 грабливи птици в Испания (11 вида) е диагностицирано оловно отравяне при 8 вида, които се хранят с диви животни, отстреляни от ловци в хълмистите местообитания (Mateo et al. 2003).

Запознавайки се с тези данни, без да отричаме браконьерството, човешките дейности, големия брой неконтролируемо използвани пестициди, започваме да се замисляме и за съдбата на изчезналите или изчезващите видове грабливи и мършоядни птици по нашите земи и дали и тук няма участие оловния боеприпас, не като изстрел, а като контаминант на естествената им храна, благодарение на непознаването на използваните до сега ловни боеприпаси.

#### **ВЪЗДЕЙСТВИЯ НА ОЛОВНИТЕ БОЕПРИПАСИ ВЪРХУ ОКОЛНАТА СРЕДА**

В Агенцията по контрола на замърсяването на околната среда в Минесота (1999) е изчислено, че 1184202 килограма сачми са били използвани годишно при лов и в стрелбищата на щата. В доклада и за източниците и ефектите от оловото е записано: „Фактът, че е отчетено, че оловните боеприпаси са единствения най-голям източник на олово, разпръснато из околната среда, ги квалифицира като важен въпрос, който следва да бъде разгледан по-сериозно“. В резултат на подобни данни са формирани множество становища за забрана на оловните сачми и замената им с нетоксични: стоманени, бисмутови, волфрамови или медни. De Francisco et al. (2003) са изчислили, че на оловните сачми са им необходими 100 до 300 години, за да бъдат разградени на терена, което позволява концентрирането на големи количества олово в интензивните ловни райони и стрелбищата. Въпреки че този процес е бавен, всички новообразувани оловни съединения са токсични продукти, които в крайна сметка ще замърсяват почвата и водите (Scheuhammer and Norris, 1995) (Фиг. 9). Всички направени до сега изследвания отчитат висока бионаличност на олово в почвите около стрелби-

щата в Швейцария (Mozafar et al., 2002), а така най-вероятно е и по всичките стрелбища по света. Приемането на такова олово от сухоземни и водните растения и животни, може да доведе до повишени концентрации на олово в тях (Ma 1989, Manninen and Tanskanen 1993, Rooney et al. 1999). Екип от изследователи съобщава, че един единствен сачмен снаряд може да повиши прага за допустимо олово съгласно нормите на Европейския съюз в 12000 литра питейната вода (Guitart et al., 2002). Други установяват, че в районите на стрелбищата, оловото е разпръснато в концентрации значително по-високи от критериите за качеството на околната среда и следователно представлява потенциален риск за дивата природа и за хората, ползватели на тази земя (Strait et al. 2007).

Районите с кисели води или почви са с



Фиг. 9. Оловни сачми, разпръснати на територията на едно стрелбище.

по-висок риск за замърсяване от боеприпаси, тъй като оловото по-лесно се разпространява в тях поради ниското рН (Stansley et al. 1992).

Замърсяването на земеделски култури за храна на хора и добитък от оловни боеприпаси също е документирано. Високото съдържание на олово в ориза, произведен в Испания е в резултат на лов със сачми в близост до оризовите полета (Guitart et al. 2002). Наблюдавано е отравяне с олово на говеда вследствие поглъщане на силаж, замърсен с оловни сачми (Rice et al. 1987). При друг подобен случай, млеконадоят е намалял и мъртвите раждания са се увеличили при говеда, хранени с контаминирано с олово сено, получено от ливади, използвани за стрелба по глинени гълъби (Frape and Pringle 1984).

## СЪВРЕМЕННО ЗАКОНОДАТЕЛСТВО ЗА ОГРАНИЧАВАНЕ НА ОЛОВНИТЕ БОЕПРИПАСИ ПО СВЕТА

Докато нас все още ни мъчи безхаберното, в много страни по света хората са осъзнали истината за големия екологичен и здравен проблем, свързан с оловните боеприпаси и са предприели съответните законодателни мерки (Avery and Watson, 2009):

От 1975 г. в Мавритания е забранено използването на токсични боеприпаси за едър дивеч и спортен лов;

В Либерия от 1980 г. са забранени оловните сачми;

През 1985 г. ловци в Дания са иницирали използването на нетоксични сачми;

От 1991 г. в САЩ е забранено използването на оловни сачми над влажните зони. Норвегия забранява сачмите във влажните зони за лов на всички видове патици, гъски и блатни птици;

От 1993 г. в Южна Австралия се забранява използването на оловни сачми. През същата година Дания, Кипър, Германия, Белгия и Холандия забраняват използването на оловни сачми над влажните зони;

През 1995 г. щата Виктория, Австралия забранява използването на оловни сачми за патешки лов, а Холандия забранява използването на оловни сачми за всякакъв лов. Обединеното Кралство препоръчва доброволно използване на нетоксични боеприпаси върху влажните зони;

От 1996 г. Дания забранява използването на оловни сачми за всякакъв лов, Финландия забранява използването на оловните сачми над влажните зони.

През 1997 г. Канада забранява използването на сачми за лов на прелетен дивеч и на птици в близост до водоеми.

През 1998 г. Швейцария забранява използването на оловни сачми за лов по влажните зони и плитките водни площи, Белгия забранява използването на оловни сачми над всички влажни зони, а Австралия забранява в Северните територии използването на оловни сачми през патешкия сезон.

От 1999 г. Англия забранява използването на оловни сачми над влажните зони за всички водни птици, Канада забрани използването на оловни сачми за лов на всички мигри-

раторни диви птици (с малки изключения).

През 2000 г. Япония забрани използването на оловни куршуми за лов на елени в Хокайдо, Латвия забрани използването на оловните сачми над влажните специално защитени зони, Испания забрани използването на сачми в Рамсарски места и забележете: Дания забрани вноса на всички оловни продукти, включително боеприпаси.

През 2001 г. в Куинсланд, Австралия се препоръчва доброволен отказ от използването на оловни сачми над влажните зони; Испания забранява използването на оловни сачми над всички влажни зони.

От 2002 г. Швеция и Уелс забраняват използването на сачми над влажните зони а Швеция забранява и използването на оловни сачми за стрелба по панички.

Холандия забранява използването на оловни сачми за панички през 2004 г., а Тасмания, Австралия забранява използването на оловни сачми над обществените влажни зони и Crown Land.

От 2005 г. в Унгария и Шотландия забраняват използването на оловни сачми над влажните зони, а Норвегия забранява използването на сачми за всякакъв лов.

През 2006 г. в Нова Зеландия забраняват използването на 10 и 12 калибър патрони със оловни сачми в близост до водоеми, а Франция забранява използването на оловните сачми над влажните зони.

Най-сериозно внимание обаче заслужават забраните през 2007 и 2008 г. на всякакъв вид оловни боеприпаси за Camp Roberts и Fort Hunter Liggett, и Tejon Ranch, Калифорния и Camp Roberts, Калифорния, САЩ и в Швеция.

И у нас. В Закона за биологичното разнообразие е написано: „§ 72. Забраната за използване на оловни сачми във влажните зони влиза в сила от 1 юни 2008 г.“ По долу Приложение № 5 към чл. 44, ал. 1 (Изм. и доп. - ДВ, бр. 88 от 2005 г., бр. 94 от 2007 г.). Забранени уреди, методи и средства, вкл. моторни превозни средства, за улавяне и убиване.

Цитираме само две от подточките:

„Използването на оловни сачми при лов във влажните зони.“

„Използването на оловни сачми при лов във влажните зони и на разстояние до 200 м

около тях.“

Когато и да попитаме от познати ловци, дали знаят нещо по този въпрос от българското законодателство и дори ловци, ловуващи изключително по влажните зони, никой не знаеше нищо, камо ли, че има безоловни, нетоксични и безвредни за човешкото здраве и екосистемата модерни боеприпаси.

### **ЗА БЕЗОЛОВНИТЕ НЕТОКСИЧНИ БОЕПРИПАСИ**

Използването на безоловни нетоксични боеприпаси е единствената алтернатива за радикалното решаване на проблема. Заместването на оловните сачмени боеприпаси с нетоксични алтернативи намали в много райони по света вредното въздействие с олово върху здравето на дивите животни, околната среда и човешкото здраве. Алтернативи на сачми не се намираха лесно в миналото. Сега на разположение на ловците се предлага голямо разнообразие на други видове боеприпаси, които са на цени, сравними с оловните боеприпаси. Такива, вече се предлагат за безопасна употреба и при употребявани по-стари пушки. Изследвания са доказали ефективността на новоразработените алтернативи на оловните сачми. На тази база интересът към законодателството за използване на нетоксични боеприпаси доведе до дискусии в много страни по света за ограничаване на оловните боеприпаси и до приемането на законодателни актове (Tranel and Kimmel 2009). Един от първите – най-значимият закон за нетоксични боеприпаси в САЩ, федералната забрана за употребата на оловни сачми за лов на водоплаващи през 1991 г. е доказал своята целесъобразност и че има положително въздействие върху дивата природа. Така още през 2000 г. е отчетено очакваното намаление с 64% на смъртността от оловни отравяния при птици, след преминаването към нетоксични боеприпаси. Учените изчислиха, че 1,4 милиона патици през 1997 г., от 90 милиона континентален прелет са пощадени от фатално оловно отравяне, поради забраната на оловните сачми (Anderson et al., 2000).

На много места по света голям брой ловци на дребен дивеч вече изцяло са преминали на нетоксични боеприпаси. В Минесота 40%

от ловците на фазани използват нетоксични боеприпаси доброволно, а в 45% от САЩ и канадските провинции имат собствени закони за използването на нетоксични боеприпаси извън федералния закон за отстрел на водоплаващи. Освен това в девет щата и провинции, които имат закони за ограничаване на безоловните боеприпаси се обсъждат и допълнителни разпоредби (Tranel and Kimmel 2009). На дневен ред е и дискусията за голямата заплаха за експозиция с олово на хора, използващи за храна дивечово месо, добито с оловни боеприпаси от нарезно оръжие и от голямата маса остатъчно олово в отстрелян с такъв боеприпас едър дивеч. И този проблем вече има своето решение (Фиг. 10). Всички водещи фирми, произвеждащи качествени боеприпаси вече предлагат нетоксични алтернативи за нарезно оръжие, които са високо прецизни с перфектни убойни качества и на достъпни цени, и при използването им забравяме за проблема „олово в дивеча“. Такива са TUG nature и TAG на Brenneke, Hornady GMX, Hornady® NTX®, Hornady® MonoFlex, Evolution Green-bullet на RWS, Kalahari на Norma, eXergy на Sellier & Bellot, Barnes VOR-



Фиг. 10. Фрагменти от куршум за нарезно оръжие с оловна сърцевина (в ляво), внимателно събрани от трупа на отстрелян елен. Те не бива да попадат в хранителната верига на хора и животни. В дясно е представен нефрагментиращ, безоловен куршум, изстрелян по елен от същото оръжие. Смъртоносните ефекти от двата боеприпаса са съпоставими.

ТХ и много други.

Налице са на пазара и нови разработки на безоловни куршуми за гладкоцево оръжие.

Няма да правим реклама на нито един от тези боеприпаси. Познавайки проблема всеки ловец сам трябва да реши за себе си, безоловни боеприпаси има, но ние вече сме наясно:

„Оловните боеприпаси за нас са минало. Ние ще ловуваме с нетоксична безоловна алтернатива!“

А „Как е било до сега?“ Всеки да го коментира сам!

### УПРАВЛЕНИЕ НА РИСКА

Оловото е отрова. Оловните боеприпаси представляват риск за потребителите на дивечово месо и причиняват предотвратими отравяния на дивата природа и замърсявания на околната среда. Замърсеното дивечово месо води до сублетални ефекти и отравяния на хора. Убива водоплаващи и наземни птици, включително и техните врагове - хищни и мършоядни птици. Ето защо съгласно максимално допустимите стойности на замърсявания с олово, определени с Регламент на ЕС 1881/2006, за избягване на риска за хората, дивата природа и околната среда и резолюцията на Международния съвет за опазване на дивеча и дивата природа (СІС) от 5-7 ноември 2009 г., е необходимо спешното въвеждане на нетоксични боеприпаси за лов. От това следва, че ловните организации по целия свят трябва да бъдат проактивни по този въпрос и да се действа бързо. Сега е технически осъществимо премахването на оловните боеприпаси за всички видове лов и стрелби. Въпреки това много специалисти по въпроса признават, че ще е необходим известен период от време, докато широката ловна общественост осъзнае проблема и се убеди лично в предимствата на нетоксичните боеприпаси. Ето защо в много страни по света и в ЕС са разработени специфични препоръки (<http://www.dnr.state.mn.us/hunting/lead/index.html>; <http://www.dec.ny.gov/outdoor/48420.html>) с оглед ограничаването и елиминирането на вредните ефекти на оловните боеприпаси, които включват:

### Препоръки от общ характер

1. Приемайте експозицията на олово сериозно! Оловото е вредно! Бременните жени и деца под шест години никога не трябва да се поставят в ситуация, в която биха могли да поемат оловни частици! Те са особено чувствителни към експозиция на олово!
2. Крайно необходимо е да се засили просветната дейност сред обществеността и най-вече сред ловните среди за реалната опасност и негативните ефекти на оловни боеприпаси върху хората, животните и околната среда! Това може да стане чрез актуализиране на обучението при кандидат ловците, актуализиране на обучението в ЛТУ-специалностите горско стопанство и ветеринарна медицина, чрез популярни статии в специализираните ловни списания, брошури, организирани лекции от специалисти, социалните мрежи и форумите в интернет.
3. Необходими са широкомащабни и целенасочени проучвания за изясняване на проблема в Република България, които да включват:
  - Пълен анализ на съдържанието на воденичките при отстреляни или намерени мъртви водоплаващи и наземни птици (такива обикновено се предават за доказване на птичи грип);
  - Да се извършат рентгенологични и токсикологични анализи за съдържание на олово в месни изделия от дивеч за домашна употреба и при такива, реализирани в търговската мрежа;
  - Оценка на риска за хора, експонирани на олово от ловни боеприпаси (интензивно ловуващи и техни семейства и близки, от ловни и стрелкови общности).
4. Диалог с фирмите, предлагащи боеприпаси;
5. Прецизиран анализ, оценка и възможно най-бързо внедряване на безоловни боеприпаси за лов;
6. Предприемане на инициативи в законодателството.

### **Препоръки към ловците ползващи оловни боеприпаси**

1. При дивеч, отстрелян с куршуми с оловна сърцевина, премахнете пораженията по целия раневия канал. Определят се по видимо засегнатите от куршума тъкани, както и по заобикалящите такива с кръвонасядания. За сигурност се отстраняват още по 10 cm в радиус от видимо незасегнатите тъкани, периферно разположени по дължина на раневия канал. Отстраненото месо, съдържащо оловни фрагменти трябва да се унищожи, така че да не попадне по никакъв начин в хранителната верига на животни и хора.
2. При дивеч, отстрелян с оловни сачми, премахнете всичкото видимо поразено месо, както и това с кръвонасядания. Това месо трябва да се унищожи. Прецизно се намират и отстраняват всички видими сачми, както и месото около тях и по канала по който са навлезли в дивеча. Дори и след тези процедури не може да се гарантира безоловна чистота. Ето защо единственото съвременно решение е използването на нетоксични сачмени алтернативи (стоманени, бисмутови, волфрамови или медни).
3. Независимо с какъв оловен боеприпас е добит дивеча (куршум или сачми) всички поразени вътрешни органи и тези около раневите канали трябва да се унищожат.
4. Не използвайте за храна дивеч с прекомерни увреждания от оловен боеприпас! Оловните фрагменти са твърде малки за да бъдат открити визуално, при опипване или при дъвчене. Все пак, това е отрова, чиито ефекти зависят от нивото и честотата на експозицията.
5. Предварително осмисляйте и подбирайте боеприпаса за лов! Това може да намали замърсяването с олово на добития дивеч! Използвайте за целта алтернативни безоловни боеприпаси. Има ги за всякакъв вид дивеч и за гладкоцево и за нарезно оръжие. При използване на оловни боеприпаси за нарезно оръжие се препоръчват най-тежките варианти, които по малко фрагментират в сравнение с леките!
6. При смяна на боеприпаса задължително

простреляйте оръжието за да сте сигурни в коректността на предстоящия изстрел. Прецизния отстрел е свързан с по малки оловни замърсявания и загуби на дивечово месо.

7. Повишавайте преди лов стрелковите си умения, така по рядко ще похабявате ценно дивечово месо!
8. Избягвайте стрелбата по едър дивеч в движение, тъй като се намалява и точността на изстрела!

### **Препоръки към консуматорите на дивечово месо**

1. Избягвайте консумацията на месо от района в близост до канала на раната, освен ако трупът не е бил почистен в съответствие със съветите по-горе.
2. Избягвайте консумацията на поразени от оловен боеприпас вътрешни органи, тъй като те винаги съдържат оловни фрагменти!
3. Винаги предпочитайте дивечовото месо да е добито с безоловен боеприпас – гарантира безопасност за здравето при спазване на останалите хигиенни изисквания!

### **Препоръки към трупосъбирателните и преработвателните пунктове на дивечово месо**

1. Първичната обработка и транжирането на дивечовото месо трябва да се извършва от специално обучени лица, които за всеки дивечов труп да прилагат индивидуално подходящи процедури, които накрая да гарантират, че месото от дивеч не съдържа оловни замърсявания.
2. При първичната обработка на едър дивеч, добит с оловен боеприпас, подхождайте индивидуално. Отстранете вътрешностите и изрежете широко поразените тъкани! Използвайте за храна само онези части, по които не се забелязват никакви поражения!
3. Унищожете месото с прекомерни увреждания, променен цвят, замърсено с косми, мръсотия, костни фрагменти или трева!
4. Внимавайте от какво дивечово месо приготвяте кайма и дали в него не се нами-



рат фрагменти от боеприпаса! В каймите най-често е откривана наднормена оловна контаминация. Ето защо те трябва да се приготвят от меса, които са от анатомично обособени мускули далеч от огнестрелната рана.

5. Унищожете вътрешните органи в близост до раневия канал, тъй като те винаги съдържат оловни фрагменти!
6. Избягвайте кръстосаното замърсяване! Обработвайте всеки труп от дивеч индивидуално!

**В крайна сметка, решенията са ваши! Нашата задача е да ви осигурим научно обоснована информация, въз основа на която да можете да направите своя избор!**

**Надяваме се чрез настоящата статия да сме ви запознали с част от правилните насоки за да продължите да се наслаждавате на лова, който е чудесен източник на високостойности белтъчини с ненадминати вкусови качества, но те трябва да са напълно безопасни, когато се поднасят в хранителната верига на човека!**

**И знайте! В много страни по света вече са предприети инициативи за популяризиране на опасността и доброволно използване от ловците на безоловни боеприпаси, както и предприемане на следващата логична стъпка: Обсъждане и прилагане на законодателство за пълна забрана на всякакъв вид оловни боеприпаси за лов, а за Мавритания (1975), Дания (2000), Camp Roberts, Калифорния (2007), Tejon Ranch, Калифорния (2008) и Швеция (2008) това законодателство е факт (Avery and Watson, 2009).**

#### ЛИТЕРАТУРА

1. Гошева Т., Оловото в боеприпасите, Лов и Риболов, 2014, 10, 48–50.
2. Anderson W. L., Havera S. P. 1989. Lead poisoning in Illinois waterfowl (1977–1988) and implementation of nontoxic shot regulations. Illinois Natural History Survey Biological Notes 133. <https://www.google.bg/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=1&cad=rja&uact=8&ved=0CB8QFjAA&url=https%3A%2F%2Fwww.ideals.illinois.edu%2Fbitstream%2Fhandle%2F2142%2F17301%2Fleadpoisoningini133&pdf%3Fsequence%3D1&ei=q0c2VfjkEMeTsgHFoYHlBw&usg=AFQjCNEq72M7Pdv56D92Ng1i6GKky5tunw&sig2=X-W3kCtOEKXHMUt6QurQ7g&bvm=bv.91071109,d.ZWU>
3. Anderson W.L., Haverea S.P., Zercher B. W., Ingestion of lead and nontoxic shotgun pellets by ducks in the Mississippi flyway. Journal of Wildlife Management, 2000, 64, 848–857.
4. Avery D., Watson R. T., 2009. Regulation of lead-based ammunition around the world. In R. T. Watson, M. Fuller, M. Pokras, and W. G. Hunt (Eds.). Ingestion of Lead from Spent Ammunition: Implications for Wildlife and Humans. The Peregrine Fund, Boise, Idaho, USA. DOI 10.4080/ilsa.2009.0115
5. Bellrose F. C., Lead poisoning as a mortality factor in waterfowl populations. Illinois Natural History Survey Bulletin, 1959, 27, 235–288.
6. Bengtson F. L. 1984. Studies of lead toxicity in Bald Eagles at the Lac Qui Parle Wildlife Refuge. Master's thesis, University of Minnesota, Minneapolis, Minnesota.
7. Bjerregaard P., Johansen P., Mulvad G., Pedersen H. S., Hansen J. C., Lead Sources in Human Diet in Greenland, Environ Health Perspect, 2004, 112, 1496–1498.
8. Bjerregaard P., Johansen P., Mulvad G., Pedersen H.S., Hansen J.C., Lead sources in human diet in Greenland, Environmental Health Perspectives, 2004. 112, 15, 1496–1498.
9. Borja-Aburto V. H., Hertz-Picciotto I., Lopez M. R., Farias P., Rios C., Blanco J., Blood Lead Levels Measured Prospectively and Risk of Spontaneous Abortion, American Journal of Epidemiology, 1999, 150, 6, 590–597.
10. Braun J. M., Kahn R. S., Froehlich T., Auinger P., Lanphear B. P. Exposures to Environmental Toxicants and Attention Deficit Hyperactivity Disorder in U.S. Children, Environmental Health Perspectives, 2006, 114, 12, 1904–1909.
11. Buerger T., Mirarchi R. E., Lisano M. E., Effects of lead shot ingestion on captive Mourning Dove survivability and reproduction, Journal of Wildlife Management 1986, 50, 1–8.
12. Butler D. A., Incidence of lead shot ingestion in Red-legged Partridges (*Alectoris rufa*) in Great Britain, Veterinary Record, 2005, 157, 661
13. Cade T. J., Exposure of California Condors to lead from spent ammunition, Journal of Wildlife Management, 2007, 71, 2125–2133.
14. Canfield R. L., Henderson C. R., Cory-Slechta D. A., Cox C., Jusko T. A., Lanphear B. P., Intellectual Impair-

- ment in Children with Blood Lead Concentrations below 10 µg per Deciliter, *The New England Journal of Medicine*, 2003, 348, 1517-1526.
15. Carey L.S., Lead shot appendicitis in northern native people. *J. Can. Assoc. Radiol.* 1977, 28, 171-174.
  16. CDC (Centers for Disease Control and Prevention), Preventing Lead Poisoning in Young Children. Atlanta, 2005, [http://www.biologicaldiversity.org/campaigns/get\\_the\\_lead\\_out/pdfs/health/CDC\\_2005.pdf](http://www.biologicaldiversity.org/campaigns/get_the_lead_out/pdfs/health/CDC_2005.pdf)
  17. Cecil K. M., Brubaker C. J., Adler C. M., Dietrich K. N., Altaye M., Egelhoff J. C., Wessel S., Elangovan I., Hornung R., Jarvis K., Lanphear B. P., Decreased Brain Volume in Adults with Childhood Lead Exposure, *PLoS Medicine*, 2008, 5, 5, e112, 0741-0750.
  18. Clark A. J., Scheuhammer A. M., Lead poisoning in upland foraging birds of prey in Canada. *Ecotoxicology*, 2003, 12, 23-30.
  19. Cook R. S., Trainer D. O., Experimental lead poisoning of Canada Geese. *Journal of Wildlife Management*, 1966, 30, 1-8.
  20. Cornatzer W. E., Fogarty E. F., Cornatzer E. W., 2009. Qualitative and quantitative detection of lead bullet fragments in random venison packages donated to the Community Action Food Centers of North Dakota, 2007. In R. T. Watson, M. Fuller, M. Pokras, and W. G. Hunt (Eds.). *Ingestion of Lead from Spent Ammunition: Implications for Wildlife and Humans*. The Peregrine Fund, Boise, Idaho, USA. DOI 10.4080/ilsa.2009.0111
  21. De Francisco, N., J. D. Ruiz Troya, Agüera E. I., Lead and lead toxicity in domestic and free living birds, *Avian Pathology*, 2003, 32, 1, 3-13.
  22. Denham M., Schell L. M., Deane G., Gallo M. V., Ravenscroft J., DeCaprio A. P., Akwesasne Task Force on the Environment, Relationship of Lead, Mercury, Mirex, Dichlorodiphenyldichloroethylene, Hexachlorobenzene, and Polychlorinated Biphenyls to Timing of Menarche Among Akwesasne Mohawk Girls, *Pediatrics*, 2005, 115, (2), e127- e134, [www.pediatrics.org/cgi/doi/10.1542/peds.2004-1161](http://www.pediatrics.org/cgi/doi/10.1542/peds.2004-1161)
  23. Dewailly É., Ayotte P., Bruneau S., Lebel G., Levallois P., Weber J. P., Exposure of the Inuit Population of Nunavik (Arctic Québec) to Lead and Mercury, *Archives of Environmental Health: An International Journal*, 2001, 56, 4, 350-357.
  24. EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain (CONTAM); Scientific Opinion on Lead in Food. *EFSA Journal* 2010; 8(4):1570. [151 pp.]. doi:10.2903/j.efsa.2010.1570. <http://www.efsa.europa.eu/en/efsajournal/doc/1570.pdf>
  25. Ekong E. B., Jaar B. G., Weaver V. M., Lead-related nephrotoxicity: A review of the epidemiologic evidence, *Kidney International*, 2006, 70, 2074-2084.
  26. Elder W. H., The effect of lead poisoning on the fertility and fecundity of domestic Mallard ducks, *Journal of Wildlife Management*, 1954, 18, 315-323.
  27. Finley M. T., Dieter M. P., Toxicity of experimental lead-iron shot versus commercial lead shot in Mallards. *Journal of Wildlife Management*, 1978, 42, 32-39.
  28. Fisher I. J., Pain D. J., Thomas V. G., A review of lead poisoning from ammunition sources in terrestrial birds, *Biological Conservation*, 2006, 131, 421-432.
  29. Frape, D. L., Pringle J. D., Toxic manifestations in a dairy herd consuming haylage contaminated by lead. *Veterinary Records*, 1984, 114, 615-616.
  30. Goyer R. A., Clarkson T. W., Toxic effects of metals, Chapter 23, [http://www.biologicaldiversity.org/campaigns/get\\_the\\_lead\\_out/pdfs/health/Goyer\\_1996.pdf](http://www.biologicaldiversity.org/campaigns/get_the_lead_out/pdfs/health/Goyer_1996.pdf)
  31. Goyer R. A., Results of lead research: prenatal exposure and neurological consequences. *Environ Health Perspect.*, 1996, 104, 10, 1050-1054.
  32. Guitart R., Serratos J., Thomas V. G., Lead poisoned wildfowl in Spain: A significant threat for human consumers, *International Journal of Environmental Health Research*, 2002, 12, 301-309.
  33. Gustavsson P., Gerhardsson L., Intoxication from an accidentally ingested lead shot retained in the gastrointestinal tract., *Environ Health Perspect*, 2005, 113, 4, 491-493.
  34. Hauser R., Sergeev O., Korrick S., Lee M. M., Revich B., Gitin E., Burns J. S., Williams P. L., Association of Blood Lead Levels with Onset of Puberty in Russian Boys, *Environmental Health Perspectives*, 2008, 116, 7, 976-980.
  35. Hernberg S., Lead Poisoning in a Historical Perspective, *American Journal of Industrial Medicine*, 2000, 38, 244-254.
  36. Hunt W. G., Burnham W., Parish C. N., Burnham K. K., Mutch B., Oaks J. L., Bullet fragments in deer remains: implications for lead exposure in avian scavengers. *Wildlife Society Bulletin*, 2006, 34, 167-170.
  37. ICPS (International Programme on Chemical Safety), *Environmental Health Criteria 85, Lead - Environmental Aspects*, [http://www.biologicaldiversity.org/campaigns/get\\_the\\_lead\\_out/pdfs/health/IPCS\\_1989.pdf](http://www.biologicaldiversity.org/campaigns/get_the_lead_out/pdfs/health/IPCS_1989.pdf)
  38. Iqbal S., Blumenthal W., Kennedy C., Yip F.Y., Pickard S., W. Dana Flanders, Loring K., Kruger K., Caldwell K. L., Brown M. J., Hunting with lead: Association between blood lead levels and wild game consumption, *Environmental Research*, 2009, 109, 952-959
  39. Johansen P., Asmund G., Riget F., High human exposure to lead through consumption of birds hunted with lead shot, *Environmental Pollution* 2004, 127, 125-129.
  40. Johansen P., Asmund G., Riget F., Lead contamination

- of seabirds harvested with lead shot -implications to human diet in Greenland, *Environmental Pollution*, 2001, 112, 501–504.
41. Johansen P., Pedersen H. S., Asmund G., Riget F., Lead shot from hunting as a source of lead in human blood, *Environmental Pollution*, 2006, 142, 93–97.
  42. Kanstrup N., Sustainable Hunting Ammunition Workshop Report, CIC Workshop, Aarhus, Denmark 5-7 November 2009
  43. Khan A. N., Lead Poisoning Imaging, 2012, [http://www.biologicaldiversity.org/campaigns/get\\_the\\_lead\\_out/pdfs/health/Khan\\_2005.pdf](http://www.biologicaldiversity.org/campaigns/get_the_lead_out/pdfs/health/Khan_2005.pdf)
  44. Knopper L. D., Mineau P., Scheuhammer A. M., Bond D. E., Mckinnon D. T., Carcasses of shot Richardson's Ground Squirrels may pose lead hazards to scavenging hawks, *Journal of Wildlife Management*, 2006, 70, 295–299.
  45. Kosnett M. J. 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. In R. T. Watson, M. Fuller, M. Pokras, and W. G. Hunt (Eds.). *Ingestion of Lead from Spent Ammunition: Implications for Wildlife and Humans*. The Peregrine Fund, Boise, Idaho, USA. DOI 10.4080/iilsa.2009.0103
  46. Kreager N., Wainman B. C., Jayasinghe R. K., Tsuji L. J. S., Lead pellet ingestion and liver-lead concentrations in upland game birds from southern Ontario, Canada. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 2007, DOI 10.1007/s00244-007-9020-6. [http://www.google.bg/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=1&cad=rja&uact=8&ved=0CB8QFjAA&url=http%3A%2F%2Fwww.dfw.wa.gov%2Fhunting%2Fhunting%2Fntoxic\\_shot%2FLead\\_Pellet\\_Ingestion\\_and\\_Liver-Lead\\_Concentrations\\_in\\_Upland.pdf&ei=ZUk2VfrrGoyhsAGW1YGAAQ&usg=AFQjCNGArBj-JT57M8e81hn6QJ51RKZ7gg&sig2=afy2GTjuw\\_1MPtalGRyr7w&bvm=bv.91071109,d.ZWU](http://www.google.bg/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=1&cad=rja&uact=8&ved=0CB8QFjAA&url=http%3A%2F%2Fwww.dfw.wa.gov%2Fhunting%2Fhunting%2Fntoxic_shot%2FLead_Pellet_Ingestion_and_Liver-Lead_Concentrations_in_Upland.pdf&ei=ZUk2VfrrGoyhsAGW1YGAAQ&usg=AFQjCNGArBj-JT57M8e81hn6QJ51RKZ7gg&sig2=afy2GTjuw_1MPtalGRyr7w&bvm=bv.91071109,d.ZWU)
  47. Kreager N., Wainman B. C., Jayasinghe R. K., Tsuji, L. J. S., Lead pellet ingestion and liver-lead concentrations in upland game birds from southern Ontario, Canada. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 2008, 54, 331–336.
  48. Lanphear B. P., Hornung R., Houry J., Yolton K., Baghurst P., Bellinger D. C., Canfield R. L., Dietrich K. N., Bornschein R., Greene T., Rothenberg S. J., Needleman H. L., Schnaas L., Wasserman G., Graziano J., Roberts R., Low-Level Environmental Lead Exposure and Children's Intellectual Function: An International Pooled Analysis, *Environmental Health Perspectives*, 2005, 113, 7, 894–899.
  49. Lessler M. A., Lead and Lead Poisoning from Antiquity to Modern Times, *Ohio J. Sci.*, 1988, 88, (3), 78-84,
  50. Lévesque B., Duchesne J-F., Gariépy C., Rhainds M., Dumas P., Scheuhammer A. M., Proulx J-F., Déry S., Muckle G., Dallaire F., Dewailly É., Monitoring of umbilical cord blood lead levels and sources assessment among the Inuit, *Occup Environ Med*, 2003, 60, 693–695.
  51. Lustberg M., Silbergeld E., Blood lead levels and mortality, *Arch Intern Med*. 2002, 162, 21, 2443-2449.
  52. Ma W., Effect of soil pollution with metallic lead pellets on lead bioaccumulation and organ/ body weight alterations in small mammals. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 1989, 18, 617–622.
  53. Madsen H. H. T., Skjødt T., Jørgensen P. J., Grandjean, P., Blood lead levels in patients with lead shot retained in the appendix. *Acta Radiologica*, 1988, 29, 745–746.
  54. Manninen, S., Tanskanen N., Transfer of lead from shotgun pellets to humus and three plant species in a Finnish shooting range, *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 1993, 24, 410–414.
  55. Mateo R., Belliure J., Dolz J. C., Aguilar-Serrano J. M., Guitart R., High prevalences of lead poisoning in wintering waterfowl in Spain, *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 1998, 35, 2, 342–347.
  56. Mateo R., Rodríguez-de la Cruz M., Vidal D., Reglero M., Camarero P., Transfer of lead from shot pellets to game meat during cooking, *Science of the Total Environment*, 2007, 372, 480–485.
  57. Mateo R., Taggart M., Ameharg A., Lead and arsenic in bones of birds of prey from Spain. *Environmental Pollution*, 2003, 126, 1, 107–114.
  58. MDA (Minnesota Department of Agriculture), Investigation of Lead Contamination in Hunter-Harvested Venison Donated to Food Charities in Minnesota, 2008, [http://www.biologicaldiversity.org/campaigns/get\\_the\\_lead\\_out/pdfs/health/MDA\\_2008.pdf](http://www.biologicaldiversity.org/campaigns/get_the_lead_out/pdfs/health/MDA_2008.pdf)
  59. Menke A., Muntner P., Batuman V., Silbergeld E. K., Guallar E., Blood Lead Below 0.48 µmol/L (10 µg/dL) and Mortality Among US Adults, *Circulation*, 2006, 114, 1388–1394.
  60. Minnesota Department of Natural Resources. 2007. Trumpeter Swan die-off at Grass Lake, Wright County. DNR Fact Sheet. February 28, 2007. Division of Ecological Services, St. Paul, Minnesota, USA.
  61. Minnesota Pollution Control Agency. 1999. Legislative report on sources and effects of lead presented to the Committees on the Environment and Natural Resources. Minnesota Pollution Control Agency, St. Paul, Minnesota, USA.
  62. Mörner T., Petersson L., Lead poisoning in woodpeckers in Sweden. *Journal of Wildlife Diseases*, 1999, 35, 4, 763–765.
  63. Mozafar A., Ruh R., Klingel P., Gamper H., Egli S., Frossard E., Effect of heavy metal contaminated shooting range soils on mycorrhizalcolonization of

- roots and metal uptake by leek, *Environmental Monitoring and Assessment*, 2002, 79, 177–191.
64. Needleman H. L., Gatsonis C., Low level lead exposure and the IQ of children, *J. Am. Med. Assoc.* 1990, 263, 5, 673–678.
  65. Needleman H. L., Schell A., Bellinger D., Leviton A., Allred E. N., The Long-Term Effects of Exposure to Low Doses of Lead in Childhood - An 11-Year Follow-up Report, *N Engl J Med*, 1990, 322, 83-88.
  66. Needleman H. L., McFarland C., Ness R. B., Fienberg S. E., Tobin M. J., Bone lead levels in adjudicated delinquents. A case control study, *Neurotoxicology and Teratology*, 2002, 24, 711-717.
  67. Needleman H., Lead poisoning, *Annu. Rev. Med.*, 2004. 55, 209–22
  68. Needleman H. L., Human Health Risks from Lead Ammunition, [http://www.lead.org.au/history\\_of\\_lead\\_poisoning\\_in\\_the\\_world.htm](http://www.lead.org.au/history_of_lead_poisoning_in_the_world.htm)
  69. Nevin R., How Lead Exposure Relates to Temporal Changes in IQ, Violent Crime, and Unwed Pregnancy, *Environmental Research Section A*, 2000, 83, 1–22. [http://www.biologicaldiversity.org/campaigns/get\\_the\\_lead\\_out/pdfs/health/Nevin\\_2000.pdf](http://www.biologicaldiversity.org/campaigns/get_the_lead_out/pdfs/health/Nevin_2000.pdf)
  70. NFA (National Food Agency) Report, Lead in Game Meat- Swedish 18- 2014, [http://www.google.bg/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=1&cad=rja&uact=8&ved=0CB8QFjAA&url=http%3A%2F%2Fbase.org.uk%2Fwp-content%2Fuploads%2F2014%2F10%2FNFA-report-English-summary-2.pdf&ei=iLQwVfmyDs-rnarb3gIAL&usg=AFQjCNGUNcDsTIwssRxlDSD\\_4KplaSNHQ&sig2=PqZ7lWuBJPyARjZTyNVCUQ](http://www.google.bg/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=1&cad=rja&uact=8&ved=0CB8QFjAA&url=http%3A%2F%2Fbase.org.uk%2Fwp-content%2Fuploads%2F2014%2F10%2FNFA-report-English-summary-2.pdf&ei=iLQwVfmyDs-rnarb3gIAL&usg=AFQjCNGUNcDsTIwssRxlDSD_4KplaSNHQ&sig2=PqZ7lWuBJPyARjZTyNVCUQ)
  71. Nriagu, J. History in lead and lead poisoning in history. Abstract in R. T. Watson, M. Fuller, M. Pokras, and W. G. Hunt (Eds.). *Ingestion of Lead from Spent Ammunition: Implications for Wildlife and Humans*, 2009, The Peregrine Fund, Boise, Idaho, USA. DOI 10.4080/ilsa.2009.0102
  72. NTP monograph on health effects of low-level lead., June 13, 2012, U.S. Department of Health and Human Services, [http://www.biologicaldiversity.org/campaigns/get\\_the\\_lead\\_out/pdfs/health/NTP\\_2012.pdf](http://www.biologicaldiversity.org/campaigns/get_the_lead_out/pdfs/health/NTP_2012.pdf)
  73. Pain D.J., Amiard-Triquet C., Lead poisoning of raptors in France and elsewhere, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 1993, 25, 183–192.
  74. Rice D. A., Mcloughlin M. F., Blanchflower W. J., Thompson T. R., Chronic lead poisoning in steers eating silage contaminated with lead shot: diagnostic criteria. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 1987, 39, 4, 622–629.
  75. Roche T. E., Samuel M. D., Effects of lead shot ingestion on selected cells of the Mallard immune system. *Journal of Wildlife Diseases*, 1991, 27, 1, 1–9.
  76. Rooney C. P., McLaren R. G., Cresswell R. J., Distribution and phytoavailability of lead in a soil contaminated with lead shot, *Water, Air, and Soil Pollution*, 1999, 116, 535–548.
  77. Sanborn W., 2002. [Draft]. HawkWatch International, Inc., Salt Lake City, Utah, USA. [Online.] Available at <http://www.hawkwatch.org/publications.php?id=2>.
  78. Scheuhammer A. M., Norris S. L., 1995. A review of the environmental impacts of lead shotshell ammunition and lead fishing weights in Canada. Occasional Paper Number 88, Canadian Wildlife Service. National Wildlife Research Centre, Hull, Quebec, Canada. [http://www.google.bg/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=1&ved=0C-CwQFjAA&url=http%3A%2F%2Fpublications.gc.ca%2Fcollections%2FCollection%2FCW69-1-88E.pdf&ei=5zw2VazCNsaysQHR14GoCQ&usg=AFQjCNHJXP8\\_63SgecKA7WR34ygl0ZJpkw&sig2=2dqL4\\_8OhcYJgs4B-Sje7g&bvm=bv.91071109,d.ZWU&cad=rja](http://www.google.bg/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=1&ved=0C-CwQFjAA&url=http%3A%2F%2Fpublications.gc.ca%2Fcollections%2FCollection%2FCW69-1-88E.pdf&ei=5zw2VazCNsaysQHR14GoCQ&usg=AFQjCNHJXP8_63SgecKA7WR34ygl0ZJpkw&sig2=2dqL4_8OhcYJgs4B-Sje7g&bvm=bv.91071109,d.ZWU&cad=rja)
  79. Scheuhammer A.M., Perrault J.A., Routhier E., Braunea B.M., Campbell G.D., Elevated lead concentrations in edible portions of game birds harvested with lead shot, *Environmental Pollution*, 1998, 102, 251–257.
  80. Schnaas L., Rothenberg S. J., Flores Maria-Fernanda, Martinez S., Hernandez C., Osorio E., Velasco S. R., Perroni E., Reduced Intellectual Development in Children with Prenatal Lead Exposure, *Environmental Health Perspectives*, 2006, 114, 5 791–797.
  81. Schroeder S. A., Fulton D.C., Penning W., DonCarlos K., 2008. Small Game Hunter Lead Shot Study. University of Minnesota, Minnesota Cooperative Fish and Wildlife Research Unit, Department of Fisheries, Wildlife, and Conservation Biology. Draft manuscript. [http://www.google.bg/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=1&cad=rja&uact=8&ved=0CB8QFjAA&url=http%3A%2F%2Ffiles.dnr.state.mn.us%2Fpublications%2Fwildlife%2Fresearch2007%2F16\\_leadshot\\_executive\\_summary.pdf&ei=POQ2VYbCN8eZsAGZjoDIDg&usg=AFQjCN-FNApQ6Qg5\\_MeOjWEyT49EprjKQVg&sig2=wgn-tEY6\\_5XMEcWP3dU2R0w&bvm=bv.91071109,d.ZWU](http://www.google.bg/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=1&cad=rja&uact=8&ved=0CB8QFjAA&url=http%3A%2F%2Ffiles.dnr.state.mn.us%2Fpublications%2Fwildlife%2Fresearch2007%2F16_leadshot_executive_summary.pdf&ei=POQ2VYbCN8eZsAGZjoDIDg&usg=AFQjCN-FNApQ6Qg5_MeOjWEyT49EprjKQVg&sig2=wgn-tEY6_5XMEcWP3dU2R0w&bvm=bv.91071109,d.ZWU)
  82. Schulz J. H., Gao X., Millsbaugh J. J., Bermudez A. J., Experimental lead pellet ingestion in Mourning Doves (*Zenaidura macroura*). *American Midland Naturalist*, 2007, 158, 177–190.
  83. Schulz J. H., Millsbaugh J. J., Bermudez A. J., Gao X., Bonnot T. W., Britt L. G., Paine M., Acute lead toxicosis in Mourning Doves. *Journal of Wildlife Management*, 2006. 70, 2, 413–421.
  84. Sileo L., Jones R. N., Hatch R. C., The effect of ingested lead shot on the electrocardiogram of Canada Geese, *Avian Diseases*, 1973, 17, 2, 308–313.
  85. Stansley W., Widjeskog L., Roscoe D. E., Lead contamination and mobility in surface water at trap and

- skeet ranges, *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 1992, 49, 640–647.
86. Strait M. M., Naile J. E., Hix J. M. L., Lead analysis in soils and sediments at the Saginaw Field and Stream Club. *Spectroscopy Letters*, 2007, 40, 3, 525–536.
  87. Tavecchia G., Pradel R., Lebreton J.-D., Johnson A. R., Mondain-Monval J.-Y., The effect of lead exposure on survival of adult Mallards in the Camargue, southern France, *Journal of Applied Ecology*, 2001, 38, 6, 1197–1207.
  88. Thomas V. G., Availability and Use of Nonlead Rifle Cartridges and Nontoxic Shot for Hunting in California, with Reference to Regulations used in Various Jurisdictions & Survey of California Ammunition Retailers to Assess Availability of Nonlead Ammunition, [http://www.google.bg/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=3&cad=rja&uact=8&ved=0C-DYQFjAC&url=http%3A%2F%2Fca.audubon.org%2Fsites%2Fdefault%2Ffiles%2Fdocuments%2Fab711\\_report\\_final\\_-\\_vernon\\_thomas\\_jul\\_28.pdf&ei=guc0VeqqMYmosAGnnIS4Dw&usg=AFQjC-NEjDuUE5Rh-hC7A-U2jCGKKSOpEbA&sig2=RA5ny023eQyB7B-F12n2KNw](http://www.google.bg/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=3&cad=rja&uact=8&ved=0C-DYQFjAC&url=http%3A%2F%2Fca.audubon.org%2Fsites%2Fdefault%2Ffiles%2Fdocuments%2Fab711_report_final_-_vernon_thomas_jul_28.pdf&ei=guc0VeqqMYmosAGnnIS4Dw&usg=AFQjC-NEjDuUE5Rh-hC7A-U2jCGKKSOpEbA&sig2=RA5ny023eQyB7B-F12n2KNw)
  89. Titus K., Haynes T. L., Paragi T. F. 2009. The importance of Moose, Caribou, deer and small game in the diet of Alaskans. In R. T. Watson, M. Fuller, M. Pokras, and W. G. Hunt (Eds.). *Ingestion of Lead from Spent Ammunition: Implications for Wildlife and Humans*. The Peregrine Fund, Boise, Idaho, USA. DOI 10.4080/ilsa.2009.0312
  90. Tong S., von Schirnding Y. E., Prapamontol T., Environmental lead exposure: a public health problem of global dimensions, *Bulletin of the World Health Organization*, 2000, 78, 9, 1068-1077.
  91. 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. In R. T. Watson, M. Fuller, M. Pokras, and W. G. Hunt (Eds.). *Ingestion of Lead from Spent Ammunition: Implications for Wildlife and Humans*. The Peregrine Fund, Boise, Idaho, USA. DOI 10.4080/ilsa.2009.0307
  92. Trust K. A., Miller M. W., Ringelman J. K., Orme I. M., Effects of ingested lead on antibody production in Mallards (*Anas platyrhynchos*). *Journal of Wildlife Diseases*, 1990, 26, 3, 316–322.
  93. Tsuji L. J. S., Nieboer E., Karagatzides J. D., Hanning R. M., Katapatuk B., Lead Shot Contamination in Edible Portions of Game Birds and Its Dietary Implications, 1999, 5, 3, 183–192.
  94. Tsuji L. J. S., Nieboer E., Karagatzides J. D., Kozlovic D. R., Elevated Dentine Lead Levels in Adult Teeth of First Nation People from an Isolated Region of Northern Ontario, Canada, *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 1997, 59, 854–860.
  95. Tsuji L. J.S., Nieboer E., Lead Pellet Ingestion in First Nation Cree of the Western James Bay Region of Northern Ontario, Canada: Implications for a Non-toxic Shot Alternative, *Ecosystem Health*, 1997, 3, 1, 54–61.
  96. Tsuji L.S., Nieboer N., Lead pellet ingestion in First Nation Cree of western James Bay region of Northern Ontario, Canada: implications for nontoxic shot alternative. *Ecosystem Health*, 1997, 3, 54–61.
  97. USDHHS 2007, Toxicological profile for lead, [http://www.biologicaldiversity.org/campaigns/get\\_the\\_lead\\_out/pdfs/health/USDHHS\\_2007.pdf](http://www.biologicaldiversity.org/campaigns/get_the_lead_out/pdfs/health/USDHHS_2007.pdf)
  98. Verbrugge, L. A., Wenzel S. G., Berner J. E., Matz A. C., 2009. Human exposure to lead from ammunition in the circumpolar north. In R.T. Watson, M. Fuller, M. Pokras, and W.G. Hunt (Eds.). *Ingestion of Lead from Spent Ammunition: Implications for Wildlife and Humans*. The Peregrine Fund, Boise, Idaho, USA. DOI 10.4080/ilsa.2009.0110
  99. Vernon T. G., Pain D. J., 4.2 Abstract of Presentation: Evolving dimensions of lead exposure and toxicosis in fauna, Sustainable Hunting Ammunition Workshop Report, CIC Workshop, Aarhus, Denmark 5-7 November 2009. [https://www.google.bg/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=2&cad=rja&uact=8&ved=0C-CcQFjAB&url=https%3A%2F%2Fwww.yumpu.com%2Fen%2Fdocument%2Fview%2F12229126%2F-cic-workshop-report-sustainable-hunting-ammunition%2F7&ei=9EU2Va3JMcirswHcy4CACw&usg=AFQjCNGKpZ-zpMHni8Sqb0zf0lvIOznFwg&sig2=IXRi8H7LD\\_8CTRJ230Jd7w](https://www.google.bg/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=2&cad=rja&uact=8&ved=0C-CcQFjAB&url=https%3A%2F%2Fwww.yumpu.com%2Fen%2Fdocument%2Fview%2F12229126%2F-cic-workshop-report-sustainable-hunting-ammunition%2F7&ei=9EU2Va3JMcirswHcy4CACw&usg=AFQjCNGKpZ-zpMHni8Sqb0zf0lvIOznFwg&sig2=IXRi8H7LD_8CTRJ230Jd7w)
  100. VKM (Norwegian Scientific Committee for Food Safety) Risk assessment of lead exposure from cervid meat in Norwegian consumers and in hunting dogs, Opinion of the Panel on Contaminants of the Norwegian Scientific Committee for Food Safety, Date: 18.06.13, oc. no.: 11-505-final, ISBN: 978-82-8259-096-9. [http://www.google.bg/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=1&cad=rja&uact=8&ved=0C-B8QFjAA&url=http%3A%2F%2Fwww.vkm.no%2Fdav%2Fcbfe3b0544.pdf&ei=1A11VbP-0J4qOsAGLkoHIDQ&usg=AFQjCNEWSxhIC2\\_doYpFRqHCcG2QV5Dhag&sig2=ElhRANgQcQiDIM4mB-v8qNg](http://www.google.bg/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=1&cad=rja&uact=8&ved=0C-B8QFjAA&url=http%3A%2F%2Fwww.vkm.no%2Fdav%2Fcbfe3b0544.pdf&ei=1A11VbP-0J4qOsAGLkoHIDQ&usg=AFQjCNEWSxhIC2_doYpFRqHCcG2QV5Dhag&sig2=ElhRANgQcQiDIM4mB-v8qNg)
  101. Wright J. P., Dietrich K. N., Ris M. D., Hornung R. W., Wessel S. D., Lanphear B. P., Ho M., Rae M. N., Association of Prenatal and Childhood Blood Lead Concentrations with Criminal Arrests in Early Adulthood, *PLoS Medicine*, 2008, 5, 5, e101, 0732-0740.
  102. Wu T., Buck G. M., Mendola P., Blood Lead Levels and Sexual Maturation in U.S. Girls: The Third National Health and Nutrition Examination Survey, 1988–1994, *Environmental Health Perspectives*, 2003, 111, 5, 737-741.