

Sakrapport

Rapportering från projekt om undersökning av bly i leverprover från havsörn 2005 – 2011

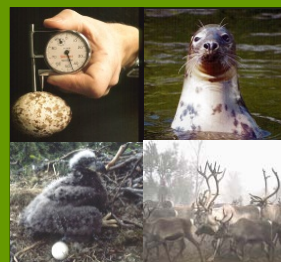
Överenskommelse Nr 212 1154

Björn Helander
Jannikke Räikkönen
Erik Ågren
Hans Borg

Naturhistoriska riksmuseet
Naturhistoriska riksmuseet
Statens veterinärmedicinska anstalt
Stockholms universitet

Rapport nr 16:2012

Naturhistoriska Riksmuseet
Enheten för miljögiftsforskning
Box 50 007
104 05 Stockholm



Naturvårdsverket
106 48 Stockholm

2012-11-25

Naturhistoriska riksmuseet, Statens Veterinärmedicinska Anstalt och Institutet för tillämpad miljövetenskap vid Stockholms universitet tilldelades 2011-09-15 medel från Naturvårdsverket för rubricerade undersökning (överenskommelse nr 212 1154). Redovisning av uppdraget lämnas i denna sakrapport. En fördjupad bearbetning för publicering i vetenskaplig tidskrift planeras ske under 2013.

Björn Helander, Enheten för miljögiftsforskning, Naturhistoriska riksmuseet
Jannikke Räikkönen, Enheten för miljögiftsforskning, Naturhistoriska riksmuseet
Erik Ågren, Statens Veterinärmedicinska Anstalt
Hans Borg, Institutionen för tillämpad miljövetenskap, Stockholms Universitet

Sammanfattning

Undersökningen omfattar analys av bly och blyisotoper i leverprover från 199 havsörnar från 2005-2011 som påträffats i naturen och lämnats in till Naturhistoriska riksmuseet (NRM) och Statens Veterinärmedicinska Anstalt (SVA) för undersökning och arkivering av prover. Fåglarna kommer från 18 län, flertalet från Östersjökusten, norra Norrland och Skåne. Materialet omfattar 48 % honor och 52 % hanar i åldrar från första levnadsår upp till 27 år. Samtliga 199 leverprover har analyserats vid ITM med avseende på totalbly och på blyisotoper (^{206}Pb , ^{207}Pb , ^{208}Pb). Från 94 av dessa individer har prover av lever och njure analyserats tidigare vid SVA vilket medger jämförelser mellan analysdata som kontroll och ger en ökad säkerhet. En jämförelse mellan de leverprover från havsörnar som analyserats både vid SVA och vid ITM visar en god överensstämmelse. Från ett mindre antal örnindivider har dubbla prover från levern analyserats vid ITM för kvalitetssäkring och en bra överensstämmelse mellan proverna har konstateras (spridning $0,99 \pm 1,1$ %).

I en tidigare undersökning av 118 havsörnar från 1981-2004 konstaterades att 22 % hade förhöjda halter av bly i lever och/eller njure ($> 6 \mu\text{g/g}$ torrvtikt) och 14 % hade letala halter ($> 20 \mu\text{g/g}$). Den föreliggande studien visar att ingen signifikant minskning av andelen havsörnar med förhöjda halter kan påvisas (20 %), och att andelen fåglar med letala koncentrationer är oförändrad (14 %). Ytterligare tre individer med koncentrationer mellan 17 och $20 \mu\text{g/g}$ har diagnos blyförgiftning, med stöd av förändringar påvisade vid obduktion. Medianvärdena för samtliga individer i den tidigare respektive den nya studien var 0,60 resp. 0,86 och medelvärdena var 10,4 (sd 27,6) respektive 11,8 (sd 30,0).

Fåglar med ammunitionsrester i mag-tarmkanalen (röntgen) hade signifikant högre koncentrationer jämfört med de som inte hade det ($p < 0.008$). Den genomsnittliga andelen akut blyförgiftade havsörnar var högre (20 %) inom de län som är artens kärnområde vid kusten [Stockholm, Uppsala, Södermanland, Östergötland, Kalmar] än genomsnittet för övriga län (7 %). Andelen individer med ammunitionsrester på röntgen som var eller misstänks kunna vara påskjutna var 8-10 %.

Inget statistiskt säkerställt samband kunde konstateras mellan blyhalt och blyisotopkvoterna i leverproverna. En tendens till avvikelse finns dock i att de högbelastade individerna uppvisar en något lägre isotopsignatur. Majoriteten av leverproverna från örnarna visar dock en helt annan isotopsignatur än som finns från t ex monitoring-stationen Aspvreten, som återspeglar den sedan länge dominerande källan för blyförorening, från blytillsatser i bensin. Detta pekar på att den dominerande källan till bly i havsörnarna är en annan än den allmänna storskaliga blydepositionen över landet. Den troligaste källan är bly från de ammunitionsrester som de fått i sig via kontaminerade kadaver/byten.

Bakgrund

Undersökningens syfte är att belysa exponeringen hos havsörn för bly under perioden 2005-2011, som en uppföljning av resultaten från en föregående undersökning som omfattade perioden 1981-2004 (Helander m fl 2009). En betydande andel (22 %) av havsörnarna i den tidigare studien visade sig innehålla tydligt förhöjda koncentrationer av bly i lever och njure (> 6 µg/g, torrsvikt), och 14 % av fåglarna i studien hade letala koncentrationer (> 20 µg/g, torrsvikt). Analyser i andra matriser inom den nationella miljöövervakningen visar en samstämmig bild av att koncentrationerna av bly i naturmiljön har minskat kraftigt under studieperioden (framför allt som ett resultat av förbudet mot bly i bensin) (Rüling & Tyler 2001, 2004, Lind et al. 2006). Flera havsörnsindivider i undersökningen hade rester av ammunitionsbly i mag-tarmkanalen, och någon annan källa till de förhöjda koncentrationerna i fåglarna än konsumtion av ammunitionsbly har inte kunnat identifieras. Havsörnen är (som andra rovfåglar) selektiv vid sin jakt och fångar i första hand byten med avvikande beteende, t ex skadeskjutna, och äter också ofta av kadaver och slaktrester från jakt. Den är därför potentiellt starkt exponerad för konsumtion av ammunitionsrester från jakt.

Under 2002 infördes i Sverige ett förbud mot att använda blyhagel vid jakt över våtmarker (SFS 2002:273, 14c §). Förbudet är i linje med miljömålet Giffri miljö och en önskad effekt är att frekvensen blyförgiftningar bland vilt ska minska (Kemikalieinspektionen 2008). I den föregående havsörnsstudien syntes ingen minskning alls av andelen individer med förhöjda koncentrationer från tidsperioden efter att förbudet infördes. Den inkluderade tidsperioden från förbudets införande var dock mycket kort (ca 2 år) och en viss eftersläpning med tillämpningen av förbudet kunde kanske förväntas.

Den föreliggande studien är en uppdatering av blyförekomst i lever hos havsörnar i Sverige. Studien utgör samtidigt ett bidrag till utvärdering med avseende på havsörn av effekterna av det aktuella förbudet under en tidsperiod från fyra till och med åtta år efter förbudets införande.

Material

Havsörnen tillhör de så kallade Statens vilt (Jaktförordning, SFS 1987:905 33 §). Döda eller skadade havsörnar som påträffat och tagits omhand, skall genom polismyndigheten snarast överlämnas till Naturhistoriska riksmuseet (NRM) eller, vid misstanke om eventuellt brott eller sjukdom, till Statens veterinärmedicinska anstalt (SVA). NRM och SVA har ett samarbete kring hanteringen av bland annat havsörnar som innebär ett utbyte av alla individer som kommer in, så att båda institutionerna kan utföra sina specifika undersökningar och provtagningar. I denna studie ingår 199 havsörnar som inkommit till NRM och SVA och

som varit så färska att leverprover kunnat sparas i våra provbanker. Samtliga tillgängliga leverprover av havsörnar från perioden 2005-2011 ingår i denna studie, med undantag för tre individer som ingick och analyserades i en tidigare studie i ett samarbete med Tyskland, och där inget material från lever fanns kvar. (Analysresultat för dessa havsörnar från perioden finns dock i Tyskland och kan kompletteras med vid en kommande bearbetning för publicering.)

Den geografiska fördelningen av materialet visas i tabell 1. Fåglarna har påträffats i samtliga län utom tre (Blekinge, Hallands och Jönköpings län). Den antalsmässiga fördelningen avspeglar havsörnens förekomst väl, med flest fynd längs kuststräckan från Kalmar län till Gävleborgs län, i Norrbottens län (huvudsakligen inlandet) och i Skåne län (vinterkvarter och numera även häckningsområde).

Tabell 1. Länsvis fördelning bland 199 havsörnar analyserade för bly i lever.

<i>Län</i>	<i>Antal fynd</i>
AB - Stockholms län	23
C – Uppsala län	21
D - Södermanlands län	21
E - Östergötlands län	15
F - Jönköpings län	0
G - Kronobergs län	2
H - Kalmar län	21
I - Gotlands län	7
K – Blekinge län	0
LM – Skåne län	14
N – Hallands län	0
O – Västra Götalands län	4
S – Värmlands län	5
T – Örebro län	5
U – Västmanlands län	5
W – Dalarnas län	2
X – Gävleborgs län	22
Y – Västernorrlands län	1
Z – Jämtlands län	1
AC – Västerbottens län	7
BD – Norrbottens län	20
Okänt	3

Köns- och åldersfördelning av materialet visas i tabell 2. Könsbestämning har gjorts från organ i samband med obduktioner, eller från mått när organ inte kunnat studeras. Bland 189 könsbestämda individer var 91 honor (48 %) och 98 hanar (52 %). Av 199 individer i studien var 115 ringmärkta. För dessa kan exakt ålder anges. Åldersbestämning av övriga har gjorts från dräktkaraktärer (Helander m fl 1989). Från fem års ålder kan inte säker åldersbestämning göras från dräktkaraktärer.

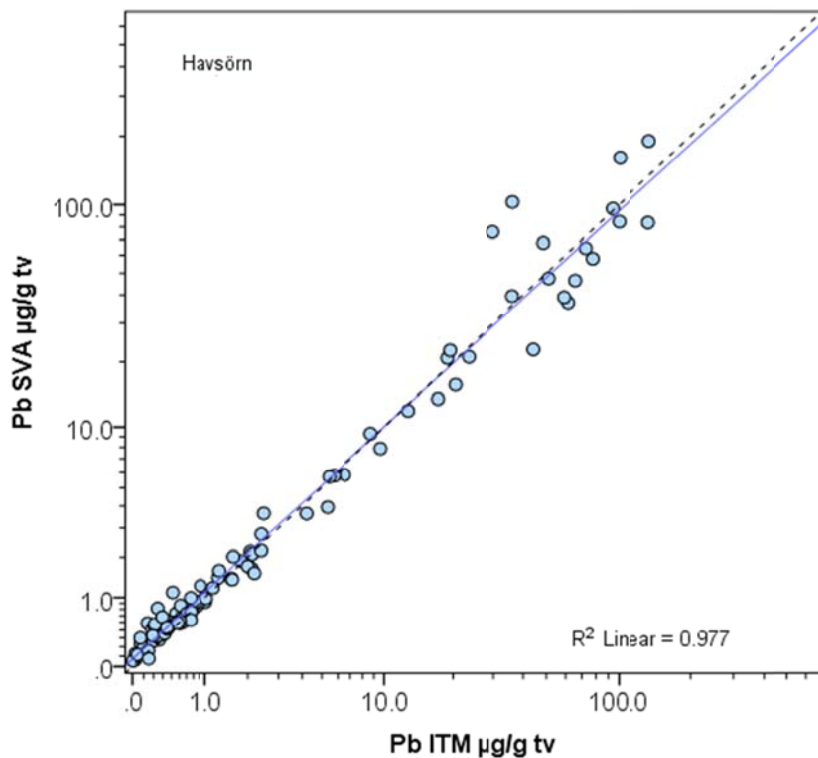
Tabell 2. Köns- och åldersfördelning hos 199 havsörnar analyserade för bly i lever.

	Ålder (= kalenderår för dödsdatum)				
	1-2	3-4	5-11	12-19	20-27
<i>Ringmärkta</i> (n=115)					
Honor	10	4	25	5	4
Hanar	16	10	22	11	2
Okänt	2	1	2	1	0
<i>Samtliga</i> (n=199)					
Honor	22	14	55	0	
Hanar	21	20	57	0	
Okänt	4	1	4	1	

Metoder

Samtliga 199 leverprover har analyserats vid ITM med avseende på totalbly och på blyisotoper (^{206}Pb , ^{207}Pb , ^{208}Pb). Från 94 av dessa individer har prover av lever och njure analyserats tidigare vid SVA vilket medger jämförelser mellan analysdata som kontroll och ger en ökad säkerhet. För att undvika påverkan från viss uttorkning av de fallvilt som insamlats ges alla analysresultat i denna rapport på torrviktsbasis (tv), om inte annat anges.

En jämförelse mellan de leverprover från havsörn som hade analyserats vid SVA och vid ITM visar en acceptabel överensstämmelse speciellt vid de lägre koncentrationerna. Detta trots att två olika metoder har använts; optisk emissionsspektrometri (ICP-OES) vid SVA och ICP-masspektrometri (ICP-MS) vid ITM (Fig.1). I denna rapport redovisas resultaten från ITM eftersom samma metodik har använts för bestämning av de stabila blyisotoperna ^{206}Pb , ^{207}Pb och ^{208}Pb .



Figur 1. Jämförelse mellan resultat av analyser vid SVA och ITM av bly i leverprover från havsörn 2005-2011.

Från ett mindre antal individer uttogs dubbla prover från levern för analys vid ITM. En jämförelse av dessa pekar på att resultaten av blyanalyserna av leverproverna är representativa, eftersom en bra överensstämmelse mellan dubbelproverna kan konstateras. Den procentuella spridningen är 0.99 ± 1.1 (Fig.2).

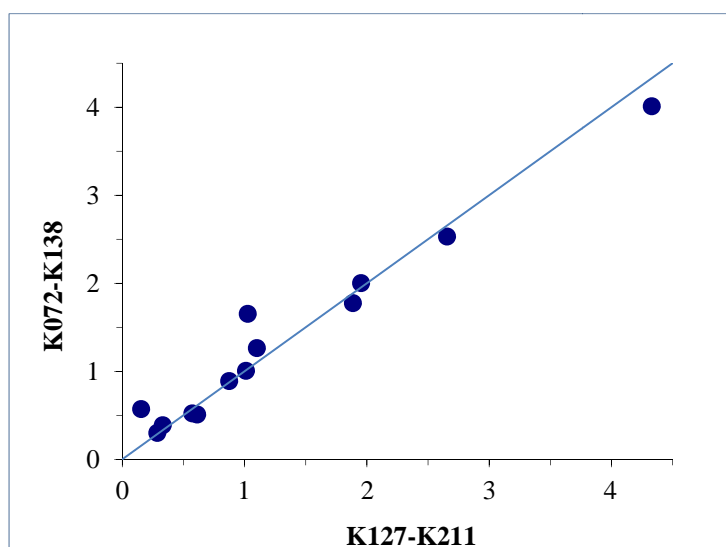


Fig. 2. Resultat av blyanalyser i dubbelprov från lever.

Stabila isotoper av bly (^{206}Pb , ^{207}Pb , ^{208}Pb) bestämdes också med ICP-MS och kvoterna $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ och $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ beräknades. Dessa kvoter har använts i första hand för källkaraktisering av blyföroreningar i luft- mark och vattenmiljön. Isotopkvoterna är korrigerade till "riktiga" värden med hjälp av ett certifierat referensmaterial för Pb-isotoper. För att anpassa detta till aktuella haltnivåer i leverproverna analyserades ca 40 st olika spädningar av detta referensmaterial. Spridningen i dessa resultat är 0,24 % för kvoten $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ och 0,25 % för kvoten $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$. Den procentuella spridningen mellan de dubbelprover av lever som fanns med i materialet (26 st) är $1,0 \pm 0,72$ för $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ och $1,0 \pm 0,85$ för $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$. Analysresultaten jämfördes också med 13 st uppslutningar av ett certifierat referensprov av fisklever (Res Council Canada, Pb-halt 0,3 $\mu\text{g/g}$ tv). Spridningen vid analys av dessa var 0,76 % för $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ och 0,61 % för $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$.

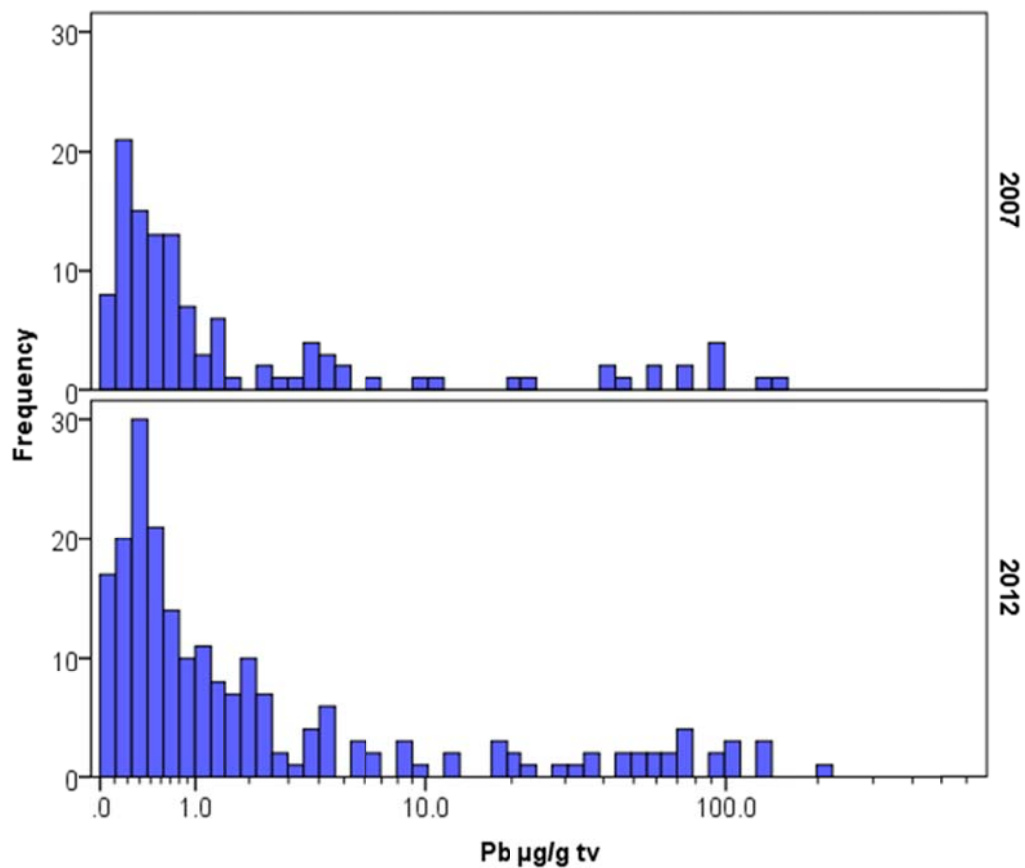
Resultat

Jämförelse med tidigare undersökning

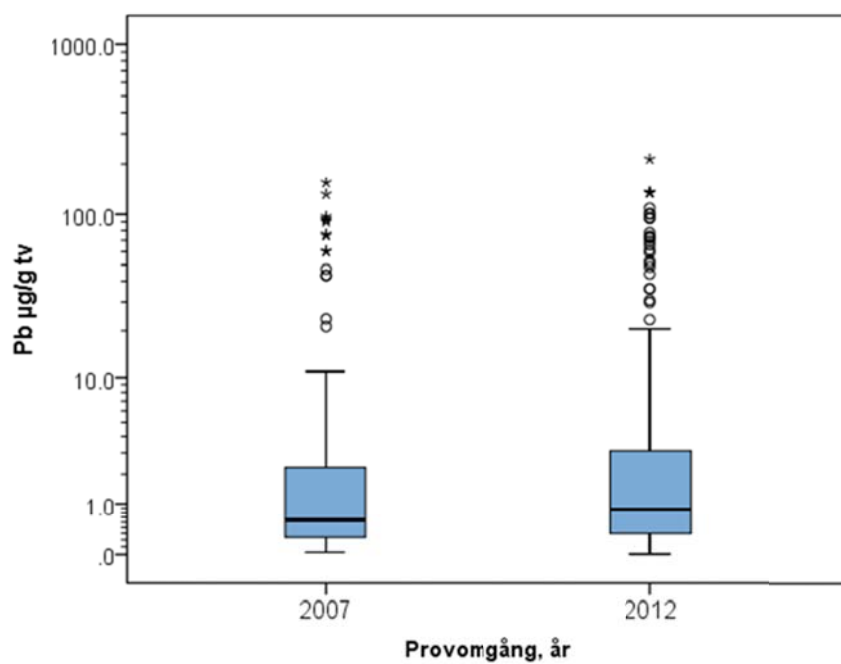
Resultaten från undersökningen av havsörnar från 1981-2004 (Helander m fl 2009) och från den nya studien visas i tabell 3 och i figur 3 och 4. Det finns inga statistiskt signifikanta skillnader mellan materialen i de två provomgångarna. Medelvärden och spridningar är mycket likartade mellan perioderna.

Tabell 3. Medelvärden och standardavvikelser av blyhalter i leverprover från havsörnar 1981-2004 och 2005-2011. Någon statistisk skillnad mellan provmaterialen kan inte påvisas.

	Provomgång	Median	Mv	Sd	Min	Max	n
Pb $\mu\text{g/g}$ (tv)	1981-2004	0,60	10,41	27,64	0,03	154	118
	2005-2011	0,86	11,84	30,01	0,01	214	199



Figur 3. Frekvensfördelning av blyhalter (log-skala) i havsörnslever från 1981-2004 (analyserade 2007) jämfört med 2005-2011 (analyserade 2012).

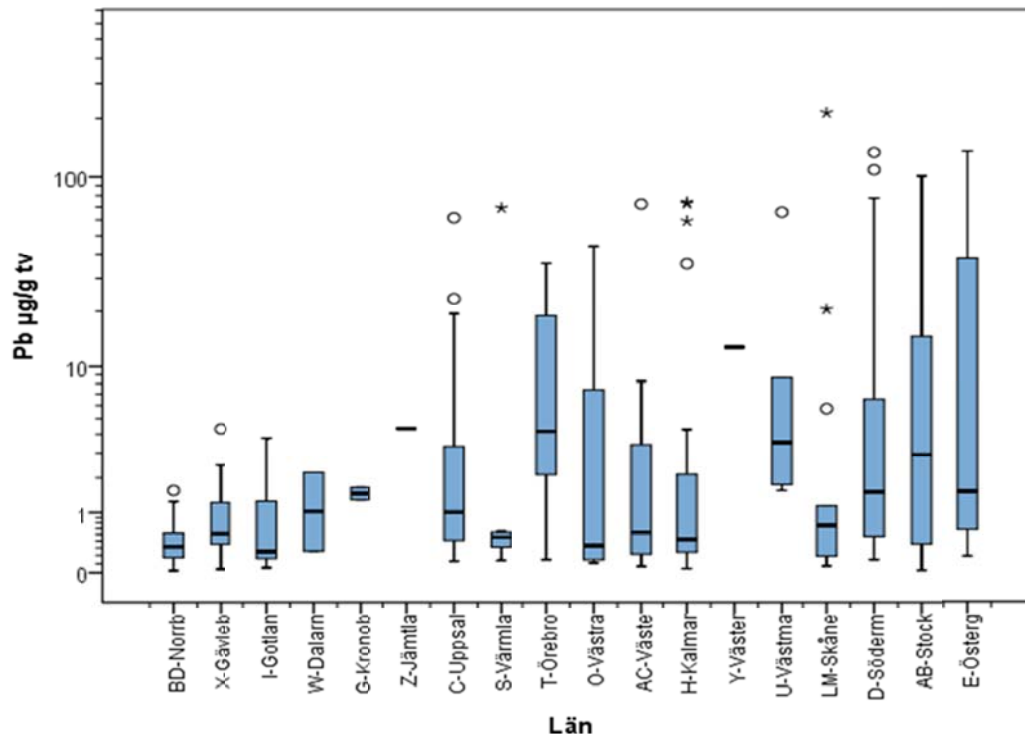


Figur 4. Blyhalter i lever, prover från 1981-2004 (analyserade 2007) och prover från 2005-2011 (analyserade 2012). Boxarna representerar median, 10-, 25-, 75-, och 90-percentil, samt utliggare.

Koncentrationsnivåer 2005-2009

För jämförelser med den undersökning som publicerades 2009 används här samma gränsvärden och indelningar i intervall. Blykoncentrationer upp till 6 µg/g torrsvikt (tv) betraktas som naturliga (bakgrundsnivåer) medan koncentrationer över 6 µg/g betraktas som förhöjda och indikera konsumtion av metalliskt bly (Pain m fl. 1995). Olika nivåer har angivits som gränsvärden för när letala effekter inträder – från ca 5 µg/g färsksvikt (fv) (Franson 1996), 20 µg/g (tv) (Pain m fl 1995) och 30 µg/g (tv) (Wayland & Bollinger 1999). [Med en genomsnittlig torrsbstanshalt av 29 % i lever (Helander m fl 2009) motsvaras de två tv-koncentrationerna ovan av ca 5,8 respektive 8,7 µg/g fv]. I den tidigare publicerade studien av svenska havsörnar (Helander m fl 2009) använde vi gränsvärdet 20 µg/g tv, och hade där tydligt exempel i studien på en individ med koncentrationer vid denna nivå i lever och njure som uppvisade typiska förändringar som indikerar akut blyförgiftning.

I figur 5 illustreras blykoncentrationsnivåer med spridningar uppdelat på län. Något tydligt mönster kan inte urskiljas geografiskt, vilket kan bero på den slumpvisa förekomst av individer med kraftigt förhöjda koncentrationer som kan förekomma.



Figur 5. Blyhalten i havsörnslever i relation till i vilket län återfyndet gjordes.

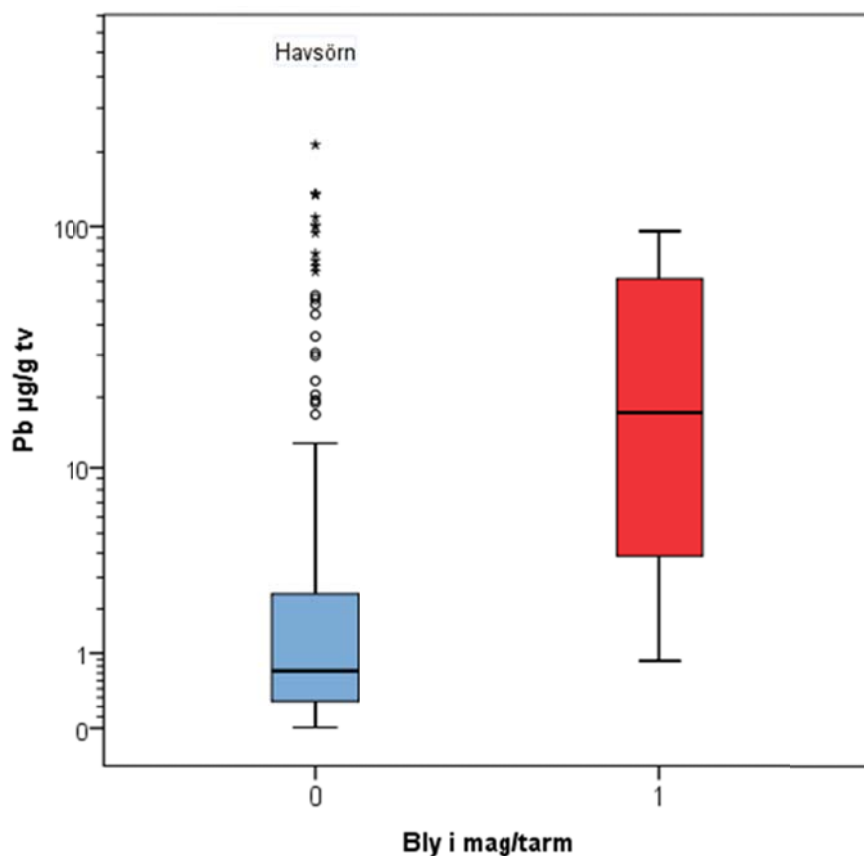
I tabell 4 visas den länsvisa fördelningen av individer i olika koncentrationsintervall. En tendens till en högre andel blyförgiftade (> 20 µg/g) individer i AB-C-D-E-H län kan skönjas. I genomsnitt var 19,8 % av havsörnarna inom detta sammanhängande kärnområde för arten akut blyförgiftade, jämfört med 7,4 % för resten av landet. (Små materialstorlekar för många län i övriga landet ger slumpvis höga % -tal i tabellen). Totalt har 30 individer i undersökningen diagnosen blyförgiftning, med koncentrationer från 17,2 µg/g till 214 µg/g. Tre individer med uppmätta halter strax under gränsvärdet 20 (17,2; 18,9; 19,4) har fått diagnosen blyförgiftning i samband med obduktion med stöd av fynd påvisade vid obduktion i kombination med de höga blykoncentrationerna. Vid kommande publicering i vetenskaplig tidskrift finns anledning att specificera dessa observationer som underlag för diskussion kring satta gränsvärden.

Tabell 4. Fördelning per län av blykoncentrationer inom olika intervall hos 199 havsörnar 2005-2011. (Länskoder – se Tab.1)

Län	Koncentrationsintervall					
	<2	2-6	(%<6)	6-20	>20	(% >20)
AB	10	5	(65,2)	3	5	(21,7)
C	13	4	(81,0)	2	2	(9,5)
D	12	2	(71,4)	3	4	(19,0)
E	7	3	(66,7)	0	5	(33,3)
G	2	0	(100)	0	0	(0)
H	15	2	(84,5)	0	4	(19,0)
I	6	1	(100)	0	0	(0)
LM	11	2	(92,9)	0	1	(7,1)
O	3	0	(75,0)	0	1	(25,0)
S	4	0	(80,0)	0	1	(20,0)
T	1	2	(60,0)	0	2	(40,0)
U	2	0	(40,0)	2	1	(20,0)
W	1	1	(100)	0	0	(0)
X	18	4	(100)	0	0	(0)
Y	1	0	(0)	0	0	(0)
Z	1	0	(100)	0	0	(0)
AC	5	0	(71,4)	1	1	(14,3)
BD	20	0	(100)	0	0	(0)

Av totalt 199 individer i studien har 191 röntgats. Av dessa hade 29 fåglar (15 %) ammunitioner i kroppen, varav 13 tolkats som i mag-tarmregionen (6,8 %). Resterande 16 fall har varit påskjutna (8,3 %). Det har inte i samtliga fall gått att hitta ammunitioner i mage-tarm vid obduktion och det är då svårt att fastställa om dessa kommit in i kroppen via födan eller via påskjutning. Det är därför möjligt att några av dessa i stället är påskjutningar, särskilt i de fall inga förhöjda blykoncentrationer funnits i lever (fyra fall). Om så är fallet skulle andelen påskjutna individer vara 10,5 %. Bland fåglar med förhöjda blyvärden i lever ($> 6 \mu\text{g/g}$, totalt 39 individer) hade 14 ammunitioner på röntgen, varav nio specificerats som mage/tarm.

I figur 6 visas koncentrationerna av bly i lever hos individer med ammunitioner i mage-tarm jämfört med övriga. Koncentrationerna är statistiskt signifikant högre i gruppen med ammunitioner i mage-tarm. Samtidigt illustreras att många av de individer som har högst halter inte visat spår av några ammunitioner på röntgen. Någon annan blykälla än ammunitioner hos örnar med koncentrationsnivåer kring gränsvärdena för letala effekter torde inte finnas så hos dessa individer måste blyresterna redan ha lösts upp helt. Nästan samtliga utliggare vid den blå plotten har koncentrationer $> 20 \mu\text{g/g}$.

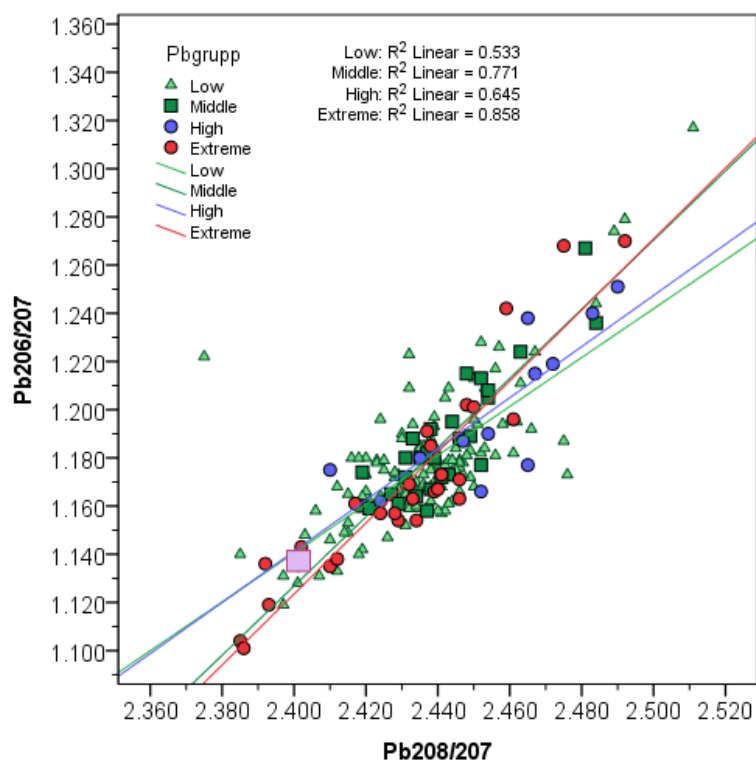
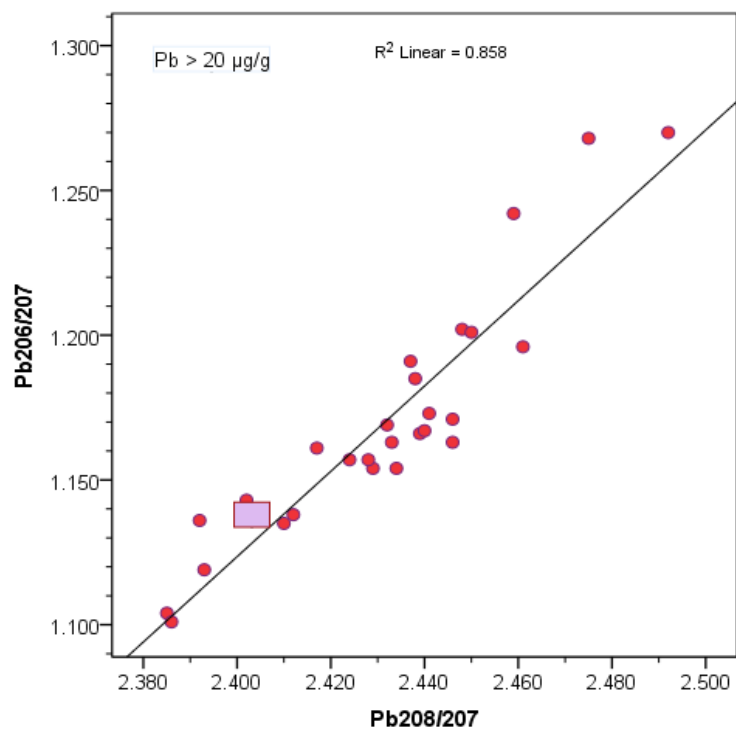


Figur 6. Blyhalten i lever från individer med (rött) och utan (blått) ammunitioner i mag/tarmkanalen enligt röntgenundersökningar. Signifikant skillnad ($p < 0.008$).

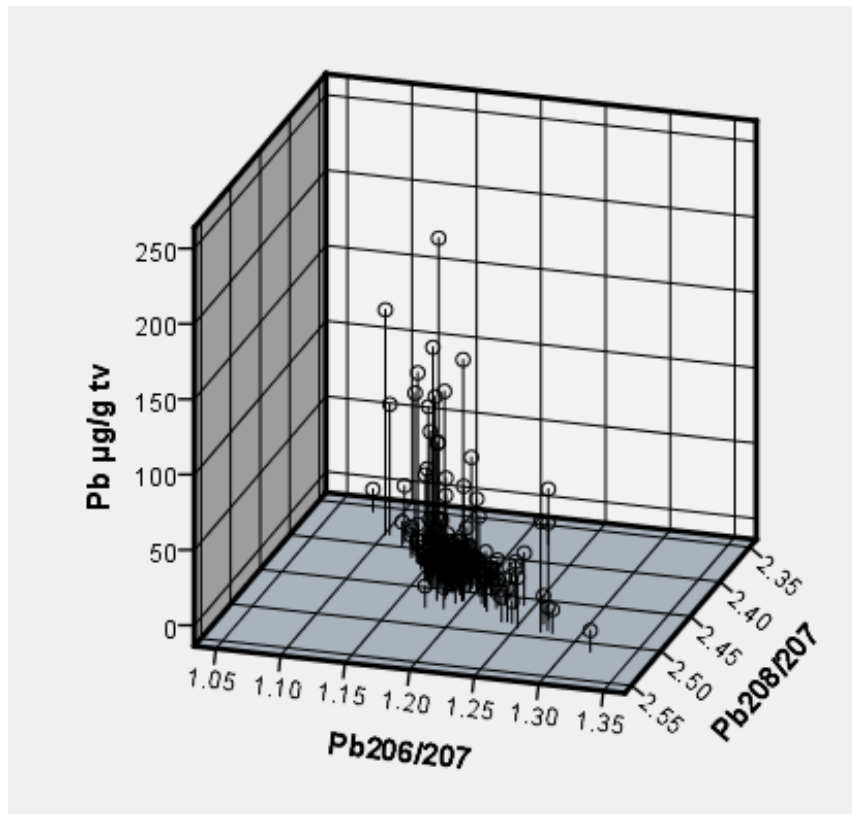
Blyisotoper

Majoriteten av leverproverna visade en isotopsignatur som pekar på att den dominerande källan till blyförekomsten inte var från den allmänna blydepositionen i landet, som är från blytillsatser i bensin. Inget statistiskt säkerställt samband kan konstateras mellan blyhalt och blyisotopkvoterna i leverproverna. I figur 7 presenteras isotopsignaturen, dvs sambandet mellan $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ och $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ för fyra olika koncentrationsintervall av bly. De hög- och lågbelastade individerna ser ut att ha en sammansättning av isotopkvoter som överlappar varandra. Det finns dock möjligen en tendens till att de högbelastade (> 20µg/g Pb) individerna uppvisar en något lägre isotopsignatur (se även figur 8 och figur 9). I det tidigare publicerade materialet (Helander et al., 2009) fanns en tydlig tendens till avvikande isotopkvoter av fr a $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ i njurar hos högbelastade individer, vilket alltså inte är lika tydligt i föreliggande prover av lever.

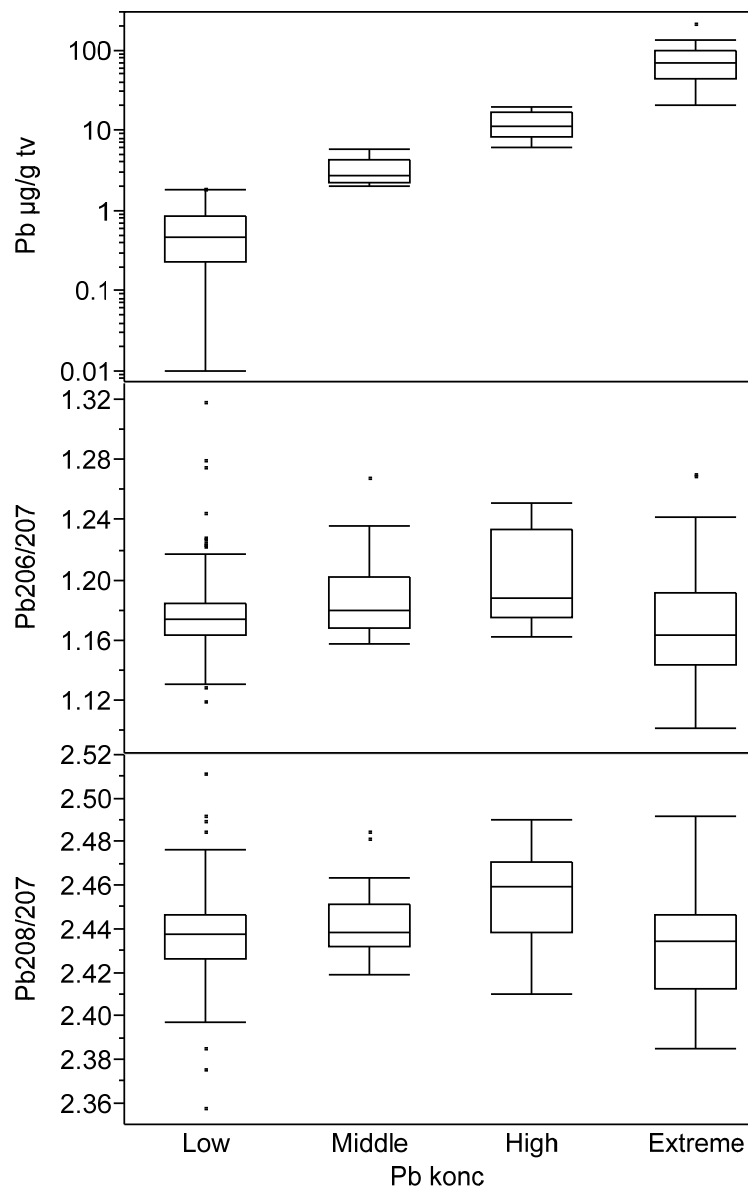
Isotopsignaturen hos aerosoler i luft i Sverige, från t ex monitoring-stationen Aspvreten ligger relativt stabilt kring 1.14 för $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ och 2.40 för $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$, vilket återspeglas också i ytliga lager av skogsmark, torvmossar och ytsediment i sjöar (Hopper et al., 1991, Sturges et al., 1993, Bindler et al., 1999, Brännvall et al., 2001). Denna sammansättning av isotoper återspeglar alltså den sedan länge dominerande källan för storskalig blyförorening via långväga luftföroreningar som är blytillsatser i bensin, vilka sprids via bilavgaser. Majoriteten av leverproverna från örnarna visar dock en helt annan isotopsignatur (figur 7 - 9), vilket pekar på att den dominerande källan till bly i deras kroppar är en annan än den allmänna storskaliga blydepositionen över landet. Den troligaste källan är bly från de ammunitionsrester som de fått i sig via kontaminerade kadaver och bytesdjur. Spridningen av isotopkvoter bland de högbelastade, blyförgiftade, individerna är relativt stor men detta är att förvänta eftersom isotopsammansättningen hos bly i ammunition av olika ursprung kan variera ganska mycket.



Figur 7. Samband mellan isotopkvoterna $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ och $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ i lever i högbelastade (blyförgiftade) individer (övre fig), samt uppdelat på fyra koncentrationsintervall (nedre fig). Isotopsignaturen för aerosoler i luft i Sverige, i första hand med ursprung från bensinbly, är markerad med rosa fyrkant.



Figur 8. Samband mellan Pb-koncentration (y), isotopkvot $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ (x) och $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ (z) i lever.



Figur 9. Fördelningen av blyhalter ($\mu\text{g/g tv}$) och isotopkvoter i olika haltintervall i leverprover från 199 havsörnar 2005-2011.

Tabell 5. Blyhalter och isotopkvoter i olika haltintervall i lever hos 199 havsörnar 2005-2011.

	Pb-konc intervall	Median	Mv	Sd	Min	Max	n
Pb µg/g (tv)	Låg (<2)	0,5	0,6	0,5	0,01	1,8	132
	Intermediär (2-6)	2,8	3,3	1,2	2,0	5,7	28
	Förhöjd (6-20)	11,1	12,1	4,9	6,1	19,4	12
	Letal (>20)	69,2	75,7	43,5	20,5	213,7	27
	<i>Total</i>	<i>0,9</i>	<i>11,8</i>	<i>30,0</i>	<i>0,01</i>	<i>213,7</i>	<i>199</i>
206Pb/207Pb	Låg (<2)	1,17	1,18	0,03	1,08	1,32	132
	Intermediär (2-6)	1,18	1,19	0,03	1,16	1,27	28
	Förhöjd (6-20)	1,19	1,20	0,03	1,16	1,25	12
	Letal (>20)	1,16	1,17	0,04	1,10	1,27	27
	<i>Total</i>	<i>1,18</i>	<i>1,18</i>	<i>0,03</i>	<i>1,08</i>	<i>1,32</i>	<i>199</i>
208Pb/207Pb	Låg (<2)	2,44	2,44	0,02	2,36	2,51	132
	Intermediär (2-6)	2,44	2,44	0,02	2,42	2,48	28
	Förhöjd (6-20)	2,46	2,46	0,02	2,41	2,49	12
	Letal (>20)	2,43	2,43	0,03	2,39	2,49	27
	<i>Total</i>	<i>2,44</i>	<i>2,44</i>	<i>0,02</i>	<i>2,36</i>	<i>2,51</i>	<i>199</i>

Referenser

- Bindler R, Brännvall ML, Renberg I, Emteryd O, Grip H. 1999. Natural Lead Concentrations in Pristine Boreal Forest Soils and Past Pollution Trends: A Reference for Critical Load Models. *Environmental Science & Technology* 33:3362-3367.
- Brännvall, ML, Kurkkio H, Bindler R, Emteryd O, Renberg I. 2001. The role of pollution versus natural geological sources for lead enrichment in recent lake sediments and surface forest soils. *Environmental Geology* 40:1057-1065.
- Franson JC. 1996. Interpretation of tissue lead residues in birds other than waterfowl. In: Beyer WN, Heinz GH, Redmon-Norwood AW, editors. *Environmental contaminants in wildlife: interpreting tissue concentrations*. London & New York: Lewis Publ; p. 265–79.
- Helander B, Ekman B, Hägerroth J-E, Hägerroth P-Å, Israelsson J. 1989. Dräktkaraktärer hos havsörnar med känd ålder. *Vår Fågelvärld* 48:319-334.
- Helander B, Axelsson J, Borg H, Holm K, Bignert A. 2009. Ingestion of lead from ammunition and lead concentrations in white-tailed sea eagles (*Haliaeetus albicilla*) in Sweden. *Science of the Total Environment* 407:5555-5563.
- Hopper, JF, Ross, HB, Sturges WT, Barrie, LA. 1991. Regional source discrimination of atmospheric aerosols in Europe using the isotopic composition of lead. *Tellus* 43B:45-60.
- Kemi 2008. Ekonomiska styrmedel för bly i ammunition. Rapport från ett regeringsuppdrag. Kemikalieinspektionen, Rapport nr 4/08. 98 s.
- Lind Y, Bignert A, Odsjö T. 2006. Decreasing lead levels in Swedish biota revealed by 36 years (1969–2004) of environmental monitoring. *Journal of Environmental Monitoring* 8:824–834.
- Pain DJ, Sears J, Newton I. 1995. Lead concentrations in birds of prey in Britain. *Environmental Pollution* 87:173–80.
- Rühling Å, Tyler G. 2001. Changes in atmospheric deposition rates of heavy metals in Sweden; A summary of nationwide Swedish surveys in 1968/70–1995. *Water Air Soil Pollution: Focus* 1:311–323.
- Rühling Å, Tyler G. 2004. Changes in the atmospheric deposition of minor and rare elements between 1975 and 2000 in south Sweden as measured by moss analysis. *Environmental Pollution* 131:417–423.
- Sturges WT, Hopper, JF, Barrie, LA, Schnell RC. 1993. Stable lead isotope ratios in Alaskan Arctic aerosols. *Atmospheric Environment* 27A:2865-2871.
- Wayland M, Bollinger T. 1999. Lead exposure and poisoning in bald eagles and golden eagles in the Canadian prairie provinces. *Environmental Pollution* 104:341–50.