

## Sakrapport

# Rapportering från projekt om screening av bly i kungsörn 2005 – 2011

Överenskommelse Nr 214 1140

---

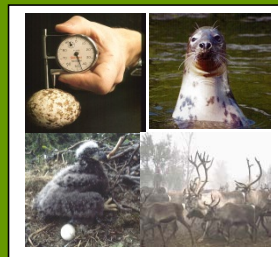
**Björn Helander**  
**Jannikke Räikkönen**  
**Erik Ågren**  
**Hans Borg**

**Naturhistoriska riksmuseet**  
**Naturhistoriska riksmuseet**  
**Statens veterinärmedicinska anstalt**  
**Stockholms universitet**

---

Rapport nr 17:2012

Naturhistoriska Riksmuseet  
Enheten för miljögiftsforskning  
Box 50 007  
104 05 Stockholm



Naturvårdsverket  
106 48 Stockholm

2012-12-21

Naturhistoriska riksmuseet, Statens Veterinärmedicinska Anstalt och Institutet för tillämpad miljövetenskap vid Stockholms universitet tilldelades 2011-11-18 medel från Naturvårdsverket för rubricerade undersökning (överenskommelse nr 214 1140). 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

Detta är den första samlade undersökningen av blyförekomst och blyförgiftning hos kungsörnar i Sverige. Undersökningen omfattar analys av bly och blyisotoper i leverprover från 116 kungsörnar från 2005-2011 som påträffats döda eller döende i naturen och lämnats in till Naturhistoriska riksmuseet (NRM) och Statens Veterinärmedicinska Anstalt (SVA) för undersökning och arkivering av prover. Fåglarna har hittats i 15 län, med tyngdpunkt i landets norra delar och på Gotland. Bland 85 könsbestämda individer omfattar materialet 54 % honor och 46 % hanar i åldrar från första levnadsåret upp till 22 år. Samtliga 116 leverprover har analyserats vid ITM med avseende på totalbly och på blyisotoper ( $^{206}\text{Pb}$ ,  $^{207}\text{Pb}$ ,  $^{208}\text{Pb}$ ). Från 52 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 kungsörnar som analyserats både vid SVA och vid ITM visar en god överensstämmelse. Från ett mindre antal örnindivider (havsörn och kungsörn) har dubbla prover från levern analyserats vid ITM för kvalitetssäkring och en bra överensstämmelse mellan proverna har konstateras (spridning  $0,99 \pm 1,1 \%$ ).

Medianvärdet för samtliga individer i studien var  $1,4 \mu\text{g/g}$  torrsvikt och medelvärdet var  $9,2$  (sd  $31,8$ ). Bland de 116 undersökta kungsörnarna hade 15 % förhöjda blykoncentrationer i levern ( $> 6 \mu\text{g/g}$  torrsvikt) och 7 % hade letala halter ( $> 20 \mu\text{g/g}$  torrsvikt). Inget tydligt mönster kunde urskiljas geografiskt med avseende på förhöjda eller letala halter. Av totalt 116 individer i studien har 93 röntgats. Av dessa hade 10 fåglar (10,8 %) ammunitionsrester i kroppen från att fåglarna blivit påskjutna (hagel i fem fall, metallfragment i fem fall). Inga fall av metallrester i mag-tarmregionen från färsk konsumtion av kött med ammunitionsrester påvisades i denna undersökning. I studier av havsörnar i Sverige har ett flertal fall av ammunitionsrester i matsmältningskanalen påträffats. Blyfragment och hagel som konsumerats med födan löses dock upp snabbt i den sura miljön i magen.

Inget statistiskt säkerställt samband kunde konstateras mellan blyhalt och blyisotopkvoterna i leverproverna. Majoriteten av leverproverna från örnarna visar dock en helt annan isotopsignatur än den 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 kungsörnarna är en annan än den allmänna storskaliga blydepositionen över landet. Den troligaste källan är bly från de ammunitionsrester som de får i sig via kontaminerade byten och kadaver.

## **Bakgrund**

Blyförgiftning har återkommande konstaterats som dödsorsak hos både kungsörnar och havsörnar som påträffats i naturen och lämnats in för undersökning hos Statens Veterinärmedicinska Anstalt (SVA) och Naturhistoriska riksmuseet (NRM). En samlad studie av blyförekomst i lever och njure hos samtliga färska havsörnar som provtagits vid NRM 1981-2004 visade att (22 %) av örnarna hade tydligt förhöjda koncentrationer av bly i lever och njure ( $> 6 \mu\text{g/g}$ , torrsvikt), och 14 % av fåglarna i studien hade letala koncentrationer ( $> 20 \mu\text{g/g}$ , torrsvikt) (Helander m fl 2009). En uppföljande studie av havsörnar från 2005-2011 har nyligen genomförts (Helander m fl 2012). I samband med planeringen för den uppföljande undersökningen av havsörnar aktualiserades behovet av att göra motsvarande undersökning av kungsörnar.

Den föreliggande undersökningens syfte är att belysa exponeringen hos kungsörn för bly under perioden 2005-2011. Analyser i andra matriser inom den nationella miljöövervakningen visar en samstämmig bild av att koncentrationerna av bly i naturmiljön har minskat kraftigt, framför allt som ett resultat av förbuden mot bly i bensin (Rüling & Tyler 2001, 2004, Lind et al. 2006). Flera havsörnsindivider i de utförda undersökningarna 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.

Kungsörnen är en landlevande rovfågel som i huvudsak livnär sig av landlevande fåglar och däggdjur, till skillnad från havsörnen som i huvudsak livnär sig från akvatiska miljöer. Både havsörn och kungsörn är selektiva 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. Båda arterna är därför potentiellt starkt exponerad för konsumtion av ammunitionsrester från jakt. En samlad studie av blyförekomst i organ hos kungsörn har inte gjorts tidigare i Sverige. Den föreliggande undersökningen syftar därför samtidigt till att öka kunskaperna om förekomsten av bly och blyförgiftning hos vilt i svensk natur.

## **Material**

Kungsörnen tillhör de så kallade Statens vilt (Jaktförordning, SFS 1987:905 33 §). Döda eller skadade kungsörnar som påträffats 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 kungsörnar 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 116 kungsörnar som inkommit till NRM och SVA och som varit så färska att leverprover kunnat sparas i våra provbanker.

Den geografiska fördelningen av materialet visas i tabell 1. De rapporterade kungsörnarna har påträffats i 15 län med tyngdpunkten av fynden från norra delen av landet, och från Gotland. Den antalsmässiga fördelningen avspeglar därmed tydligt kungsörnens förekomst i Sverige.

**Tabell 1.** Länsvis fördelning bland 116 kungsörnar 2005-2011 analyserade för bly i lever.

<i>Län</i>	Antal fynd
AB - Stockholms län	0
C – Uppsala län	1
D - Södermanlands län	2
E - Östergötlands län	1
F - Jönköpings län	0
G - Kronobergs län	0
H - Kalmar län	0
I - Gotlands län	13
K – Blekinge län	0
LM – Skåne län	6
N – Hallands län	0
O – Västra Götalands län	5
S – Värmlands län	1
T – Örebro län	1
U – Västmanlands län	1
W – Dalarnas län	9
X – Gävleborgs län	13
Y – Västernorrlands län	2
Z – Jämtlands län	12
AC – Västerbottens län	9
BD – Norrbottens län	37
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 85 könsbestämda individer var 46 honor (54 %) och 39 hanar (46 %). Av 116 individer i studien var 37 ringmärkta och för dessa kan exakt ålder anges. Åldersbestämning av övriga har

gjorts från dräktkaraktärer (Forsman 1999). Från fem års ålder kan inte säker bestämning av åldern göras från dräktkaraktärer.

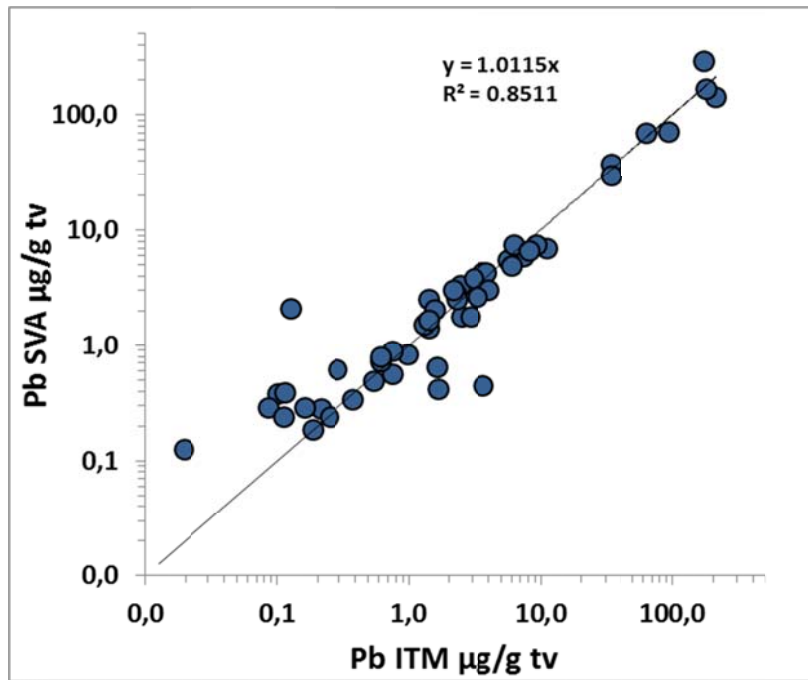
**Tabell 2.** Köns- och åldersfördelning hos 116 kungsörnar från 2005-2011 analyserade för bly i lever.

	Ålder (= kalenderår för dödsdatum)				
	1-2	3-4	5-8	10-14	15-22
<i>Ringmärkta</i> (n=37)					
Honor	4	3	7	1	2
Hanar	3	1	4	2	1
Okänt	4	1	2	1	1
<i>Samtliga</i> (n=116)				<i>Okänd</i>	
Honor	9	9	23	5	
Hanar	11	6	20	2	
Okänt	14	2	8	7	

## Metoder

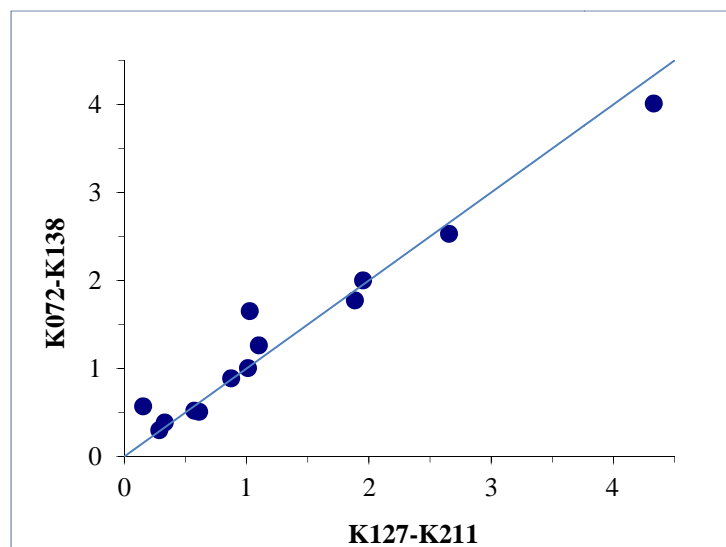
Samtliga 116 leverprover har analyserats vid ITM med avseende på totalbly och på blyisotoper ( $^{206}\text{Pb}$ ,  $^{207}\text{Pb}$ ,  $^{208}\text{Pb}$ ). Från 52 av dessa individer har prover av lever och njure analyserats tidigare vid SVA vilket medger jämförelser mellan analysdata som kontroll 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 kungsörnar som analyserats både vid SVA och vid ITM visar en god överensstämmelse, 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  $^{206}\text{Pb}$ ,  $^{207}\text{Pb}$  och  $^{208}\text{Pb}$ .



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

Från ett mindre antal örindivider (havsörn och kungsörn) har dubbla prover från levern analyserats 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  $0.99 \pm 1.1$  (Fig.2).



**Figur 2.** Resultat av blyanalyser i dubbelprov från lever av havsörn och kungsörn.

Stabila isotoper av bly ( $^{206}\text{Pb}$ ,  $^{207}\text{Pb}$ ,  $^{208}\text{Pb}$ ) 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 blyföreningar 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  $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ .

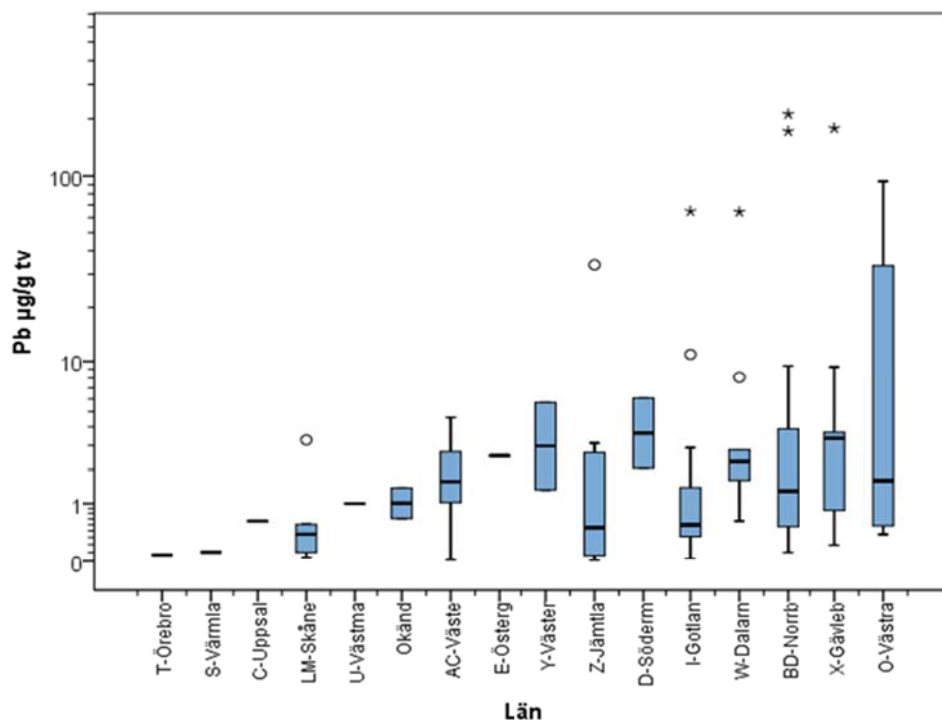
## Resultat

### Koncentrationsnivåer

Blykoncentrationer upp till 6  $\mu\text{g/g}$  (torrvikt) betraktas som naturliga (bakgrunds nivåer) medan koncentrationer över 6  $\mu\text{g/g}$  betraktas som förhöjda och indikera konsumtion av metalliskt bly. Olika nivåer har angivits som gränsvärden för när letala effekter inträder - från ca 5  $\mu\text{g/g}$  färskvikt (fv) (Franson 1996), 20  $\mu\text{g/g}$  (tv) (Pain m fl 1995) och 30  $\mu\text{g/g}$  (tv) (Wayland & Bollinger 1999). [Med en genomsnittlig torrsubstanshalt av 29 % i lever (Helander m fl 2009) motsvaras de två tv-koncentrationerna ovan av ca 5,8 respektive 8,7  $\mu\text{g/g}$  fv]. I den tidigare publicerade studien av svenska havsörnar (Helander m fl 2009) använde vi gränsvärdet 20  $\mu\text{g/g}$ , och hade där ett tydligt exempel i studien på en individ med koncentrationer vid denna nivå i lever och njure som vid obduktion uppvisade typiska förändringar som indikerar akut blyförgiftning.

Bland de 116 undersökta kungsörnsindividerna hade 17 st förhöjda blykoncentrationer i levern (14,7 %). Av dessa hade åtta fåglar (6,9 % av kungsörnarna i undersökningen) koncentrationer över gränsvärdet för letala effekter på 20  $\mu\text{g/g}$ , i ett intervall mellan 33 – 211  $\mu\text{g/g}$ .





**Figur 3.** Blyhalten i kungsörnslever i relation till i vilket län återfyndet gjordes.

I figur 3 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. I tabell 3 visas den länsvisa fördelningen av individer i olika koncentrationsintervall. Inte heller här ses någon antydning till geografiskt mönster. Sex av de åtta individer som hade koncentrationer över gränsvärdet för letala effekter är påträffade inom artens kärnområden och utgjorde mellan fem och 11 % av de påträffade individerna inom respektive län. Den högsta andelen blyförgiftade kungsörnar (40 %) påträffades i Västra Götalands län, men detta är troligen en slumpseffekt i det lilla materialet därifrån (två blyförgiftade av totalt fem individer).

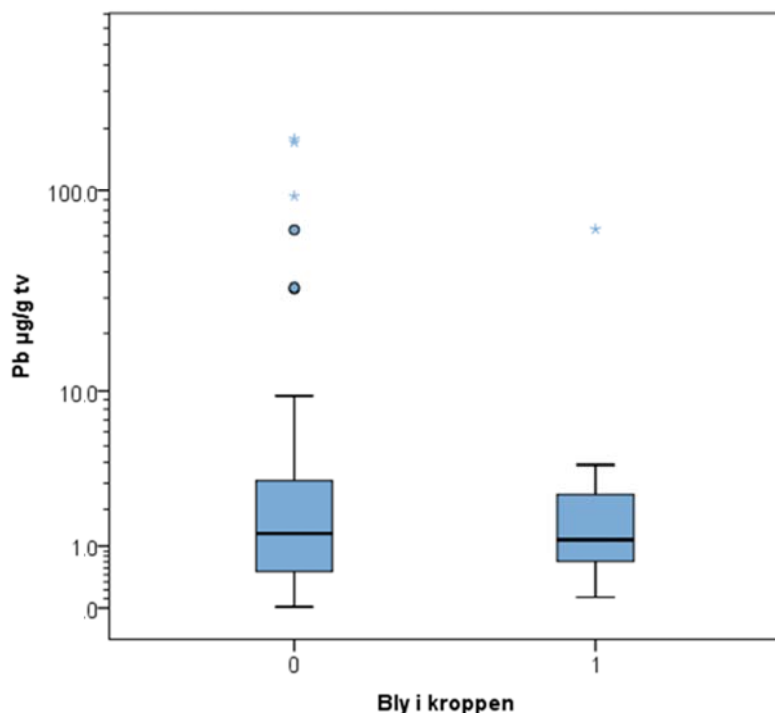
**Tabell 3.** Fördelning per län av blykoncentrationer inom olika intervall hos 116 kungsörnar 2005-2011. (Länskoder – se Tab.1)

Län	Koncentrationsintervall					
	<2	2-6	(%<6)	6-20	>20	(% >20)
C	1	0	(100)	0	0	(0)
D	0	1	(50)	1	0	(0)
E	0	1	(100)	0	0	(0)
I	10	1	(84,6)	1	1	(7,7)
LM	5	1	(100)	0	0	(0)
O	3	0	(60)	0	2	(40)
S	1	0	(100)	0	0	(0)
T	1	0	(100)	0	0	(0)
U	1	0	(100)	0	0	(0)
W	3	4	(77,8)	1	1	(11,1)
X	5	5	(76,9)	2	1	(7,7)
Y	1	1	(100)	0	0	(0)
Z	8	3	(91,7)	0	1	(8,3)
AC	5	4	(100)	0	0	(0)
BD	24	7	(83,8)	4	2	(5,4)
Okänt	3	0	(100)	0	0	(0)

Av totalt 116 individer i studien har 93 röntgats. Av dessa hade 10 fåglar (10,8 %) ammunitionsrester i kroppen från att fåglarna blivit påskjutna (hagel i fem fall, metallsplitter i fyra fall). Inga av dessa metallrester fanns i mag-tarmregionen. Hos undersökta havsörnar påträffades konsumerade ammunitionsrester i mag-tarmregionen hos minst 5 % av fåglarna och blykoncentrationerna i leverproverna från dessa individer var signifikant högre än hos övriga (Helander m fl 2012). Men samtidigt visades att flertalet av de akut förgiftade havsörnarna i den studien (oftast med betydligt högre blyhalter i leverproverna) inte hade några metallrester i matsmältningskanalen. Någon annan blykälla än ammunitionsbly hos örnar med koncentrationer kring och över gränsvärdena för letala effekter torde inte finnas så hos dessa individer måste blyresterna i magen redan ha lösts upp helt.

Fåglar som bär på ammunitionsrester i kroppen från påskjutning uppvisar normalt inga förhöjda blyvärden i levern, eftersom sådana rester kapslas in av bindväv och alltså inte

löses upp och kommer i omlopp i blodbanorna. I Figur 4 visas koncentrationerna av bly i lever hos de påskjutna kungsörnarna jämfört med övriga, ingen skillnad i nivåer föreligger.



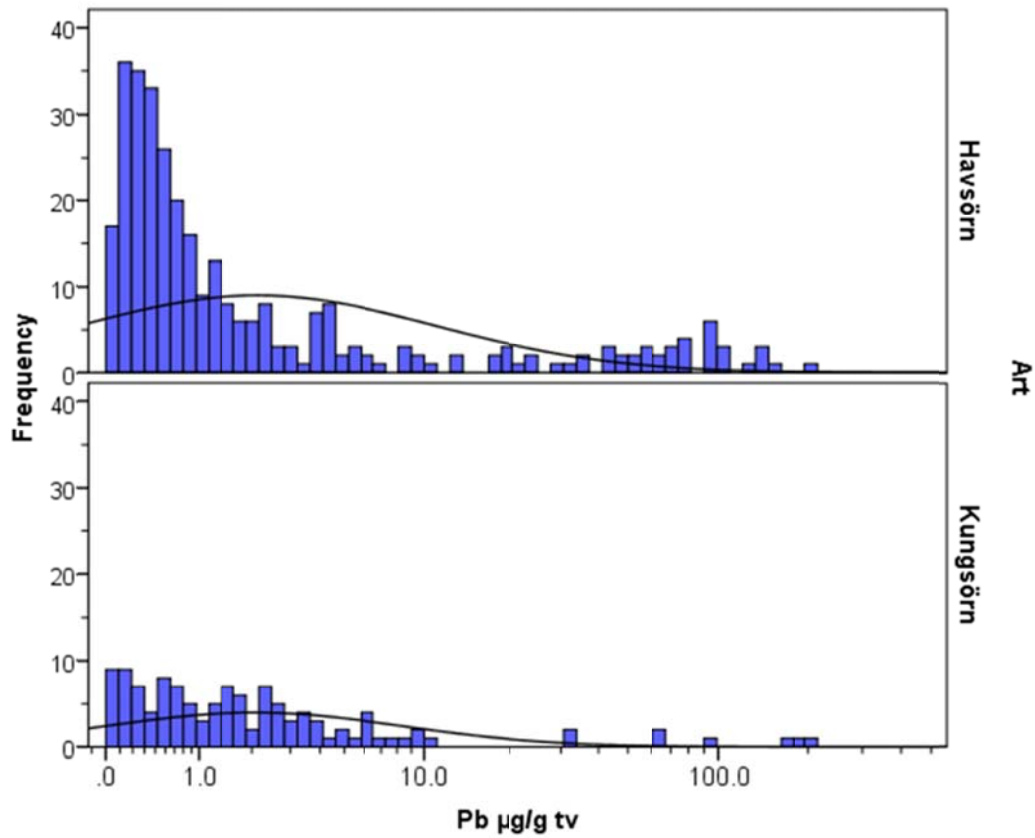
**Figur 4.** Blyhalt i lever från kungsörnar utan ammunitionsrester (vänstra, 106 st) och med ammunitionsrester i kroppen från påskjutning (10 st) enligt röntgenundersökningar. Ingen skillnad föreligger i koncentrationnivåer.

#### Jämförelser med undersökningar av havsörn

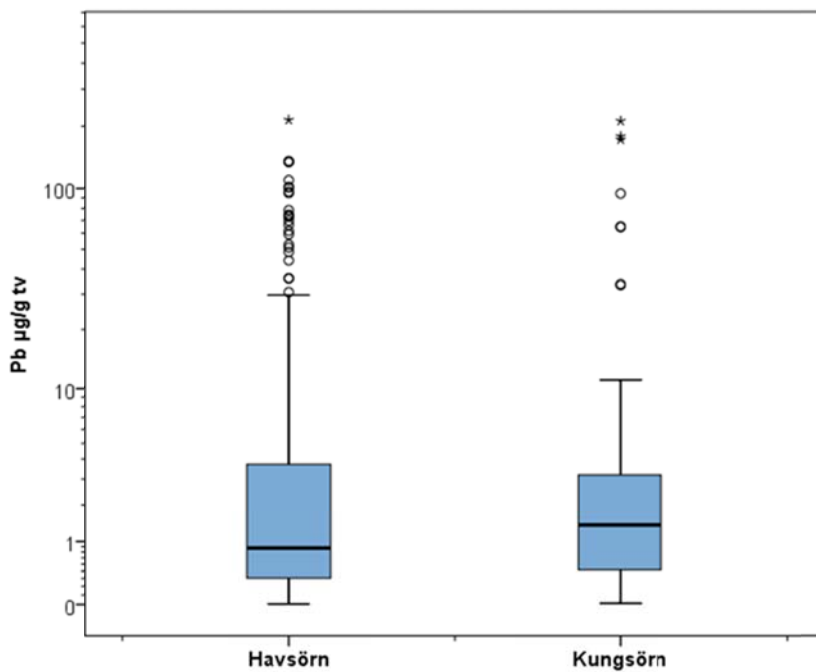
Koncentrationer av bly i lever hos kungsörnar och havsörnar (från Helander m fl 2012) visas i tabell 4 och figur 5 och 6. Nivåer och spridningar är påfallande likartade mellan arterna men det finns en tendens att havsörnar oftare har förhöjda koncentrationer (fig. 5)

**Tabell 4.** Medelvärden och standardavvikelser av blyhalter 2005-2011 i leverprover från kungsörnar, med jämförelse mot havsörn.

	Art	Median	Mv	Sd	Min	Max	n
Pb µg/g (tv)	Kungsörn	1,40	9,17	31,82	0,01	211	116
Pb µg/g (tv)	Havsörn	0,86	11,84	30,01	0,01	214	199



**Figur 5.** Frekvensfördelning av blyhalter (log-skala) 2005-2011, i 116 leverprover av kungsörn (nedre) jämfört med 199 leverprover av havsörn.

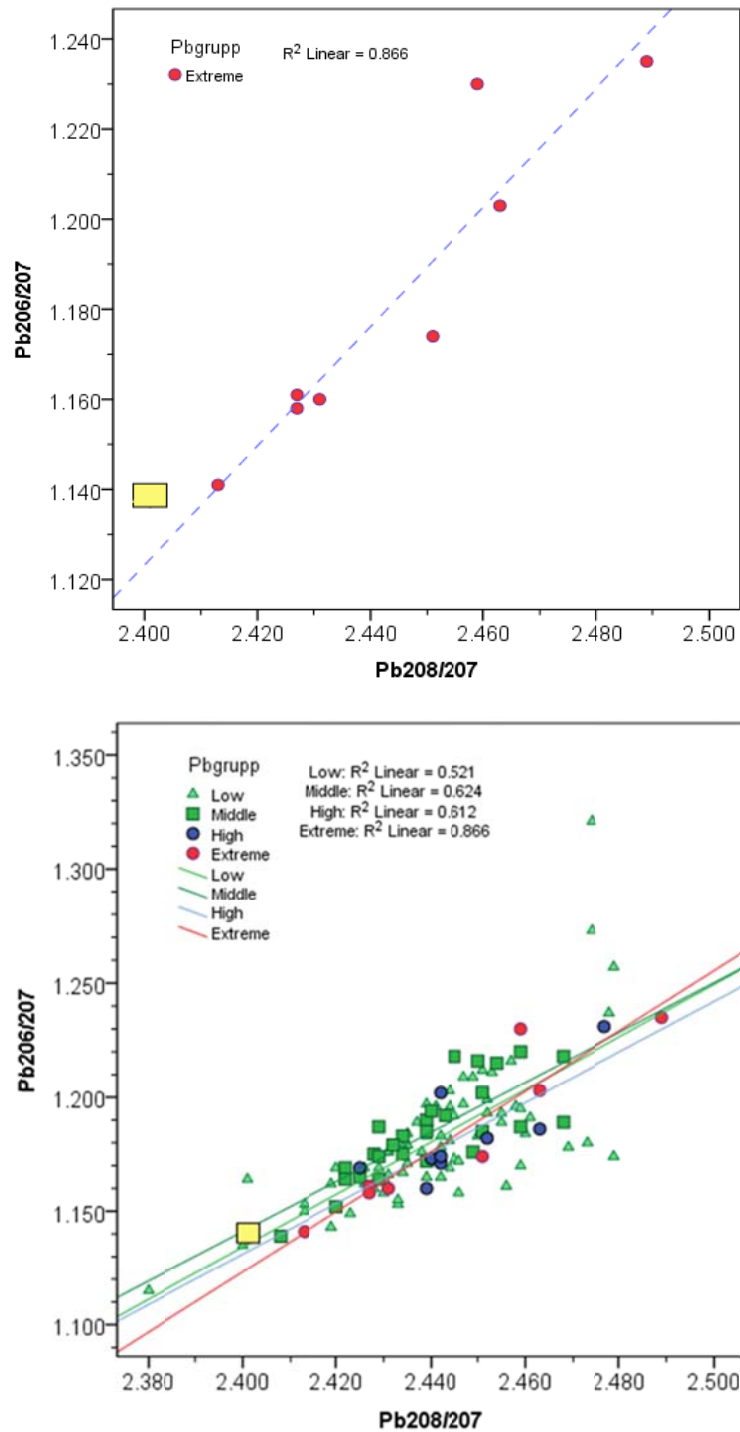


**Figur 6.** Blyhalter i lever från havsörn och kungsörn 2005-2011 (median, 10-, 25-, 75-, och 90-percentil, samt utliggare).

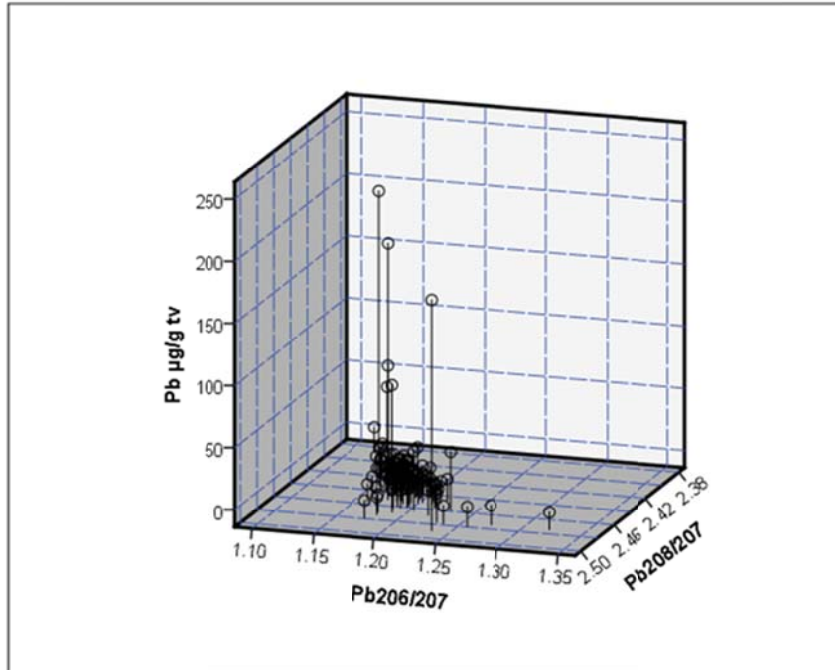
## Blyisotoper

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. Ingen tydlig separation mellan hög- och lågbelastade individer framträder i kungsörnsmaterialen i figur 7 (se även figur 8 och figur 9). I en tidigare publicerad undersökning av svenska havsörnar (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. Detta var inte lika tydligt i leverprover i den uppföljande studie som gjorts på havsörnar (Helander m fl 2012) och alltså inte heller i leverproverna från kungsörn i den här undersökningen.

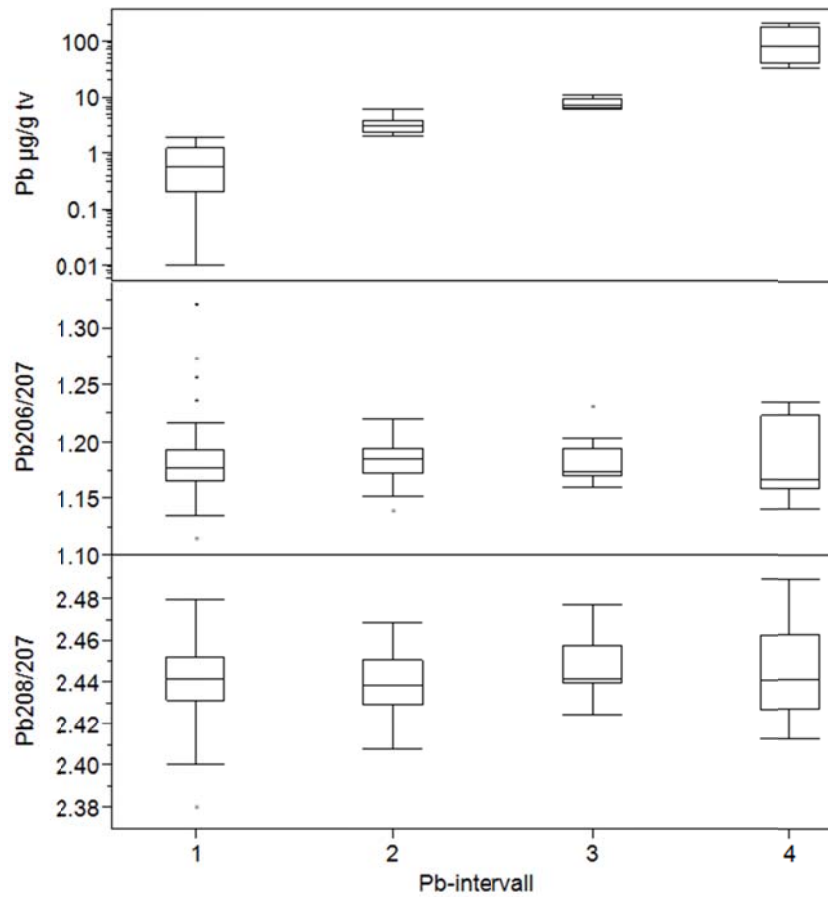
Isotopsignaturen hos aerosoler i luft i Sverige, från t ex monitoring-stationen Aspvreten ligger relativt stabilt kring 1.14 för  $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$  och 2.40 för  $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ , vilket återspeglas också i yttliga lager av skogsmark, torvmossor och ytsediment i sjöar (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 kungsörnarna 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 isotop-kvoter 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) kungsörnsindivider (övre figur), samt uppdelat på fyra koncentrationsintervall (nedre figur). Isotopsignaturen för aerosoler i luft i Sverige, i första hand med ursprung från bensinbly, är markerad med gul 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 av kungsörn.



**Figur 9.** Fördelningen av blyhalter ( $\mu\text{g/g tv}$ ) och isotopkvoter i olika haltintervall i leverprover från 116 kungsörnar 2005-2011. 1=Låg ( $< 2 \mu\text{g/g}$ ), 2=Intermediär (2–6 mg/g), 3=Förhöjd (6–20 mg/g), 4=Letal ( $> 20 \text{ mg/g}$ ).



**Tabell 5.** Blyhalter och isotopkvoter i olika haltintervall i lever hos 116 kungsörnar 2005-2011.

	Pb-konc intervall	Median	Mv	Sd	Min	Max	n
Pb µg/g (tv)	Låg (<2)	0,6	0,7	0,6	0,0	2,0	71
	Intermediär (2-6)	2,9	3,3	1,1	2,1	6,0	28
	Förhöjd (6-20)	7,5	7,9	1,7	6,1	11,0	9
	Letal (>20)	79,2	106,4	70,4	33,3	211,2	8
	<i>Total</i>	<i>1,4</i>	<i>9,2</i>	<i>31,8</i>	<i>0,0</i>	<i>211,2</i>	<i>116</i>
206Pb/207Pb	Låg (<2)	1,18	1,18	0,03	1,12	1,32	132
	Intermediär (2-6)	1,18	1,18	0,02	1,14	1,22	28
	Förhöjd (6-20)	1,17	1,18	0,02	1,16	1,23	12
	Letal (>20)	1,17	1,18	0,04	1,14	1,24	27
	<i>Total</i>	<i>1,18</i>	<i>1,18</i>	<i>0,03</i>	<i>1,12</i>	<i>1,32</i>	<i>116</i>
208Pb/207Pb	Låg (<2)	2,44	2,44	0,02	2,38	2,51	71
	Intermediär (2-6)	2,44	2,44	0,01	2,47	2,48	28
	Förhöjd (6-20)	2,45	2,44	0,02	2,48	2,49	9
	Letal (>20)	2,45	2,44	0,02	2,49	2,49	8
	<i>Total</i>	<i>2,44</i>	<i>2,44</i>	<i>0,02</i>	<i>2,36</i>	<i>2,49</i>	<i>116</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.
- Forsman D. 1999. *The raptors of Europe and the Middle East*. T & AD Poyser. London. 589 pp.
- 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. 265–279.
- 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.
- Helander B, Räikkönen J, Ågren E, Borg, H. 2012. Rapportering från projekt om undersökning av bly i leverprover från havsörn 2005-2011. Naturhistoriska riksmuseet, Rapport nr 16:2012. 17 sid.
- 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.
- 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* 87:173–180.
- 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* 104:341–350.