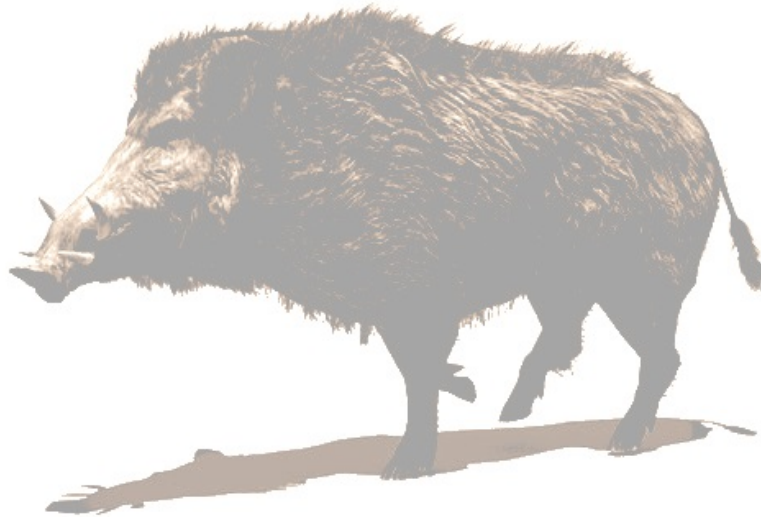




UPPSALA
UNIVERSITET

Radioaktivt cesium i vildsvin

Variabler som påverkar halterna cesium-137 i vildsvin (*Sus scrofa*)



Karl Fritzson

Degree project in biology, Bachelor of science, 2013

Examensarbete i biologi 15 hp till kandidatexamen, 2013

Institutionen för biologisk grundutbildning, Uppsala universitet, och Sveriges Lantbruksuniversitet

Handledare: Klas Rosén och Robert Weimer

Innehållsförteckning

Innehållsförteckning.....	1
Sammanfattning	2
Abstract	2
Inledning	2
Bakgrund.....	5
Joniserande strålning.....	5
Gränsvärden	6
Radioekologi	7
Växter till vilt.....	8
Vildsvinens biologi	8
Material & metod.....	9
Provtagningsområde.....	9
Provtagning och provberedning	9
Analys av cesium	10
Maginnehåll	11
Statistisk analys.....	11
Resultat.....	11
Diskussion.....	15
Motåtgärder.....	16
Tack	17
Referenser	18

Sammanfattning

Halterna ^{137}Cs från Tjernobylyolyckan är fortfarande mätbara i växter och vilt i många områden som tog emot nedfall från olyckan. Under de senaste decennierna har vildsvinen efter återintroduktionen i Sverige, expanderat till områden med förhöjda ^{137}Cs -halter. Hos annat vilt har halterna radioaktivt cesium stadigt sjunkit under åren. Det finns dock farhågor om att den expanderande vildsvinsstammen kommer att få höga koncentrationer och att halterna inte kommer minska inom den närmaste framtiden. I den här studien har jag gått igenom aktuell litteratur i ämnet och analyserat 72 vildsvinsprover från främst Uppsala, Västmanlands och Södermanlands län. Ett antal växt-, avförings- och svampprover har också analyserats för att identifiera eller bekräfta tänkbara källor till cesiumhalterna hos vildsvinen. Medelvärdet för ^{137}Cs i vildsvin var 789 BqKg^{-1} (v.v.) med en spridning från 1 till 4860 BqKg^{-1} (v.v.). Suggorna hade ungefär dubbelt så hög genomsnittshalt som galtarna. Hjorttryfflarna (*Elaphomyces ssp*) hade högst värden bland proverna, med ett medelvärde på 31036 BqKg^{-1} (ts) och bör därför kunna ses som en påtaglig källa till vildsvinens halter av ^{137}Cs . Troligen varierar halterna i Svenska vildsvin även med åldern och årstiden. Mer provtagning på ett fåtal lokaler jämnt utspritt under året skulle kunna ge ett statistiskt säkrare resultat av halterna i vildsvin och dess föda.

Abstract

The levels of ^{137}Cs from the Tjernobyl accident are still measurable in plants and game in areas in Sweden which received downpour from the accident. During the last decades the wild boar has been reintroduced in Sweden and it is expanding in to areas with elevated levels of ^{137}Cs . In other game the levels of ^{137}Cs has been decreasing but this is probably not the case with wild boar. The content of caesium in wild boar is not likely to decline in the close future. In this study I have been reviewing literature on the subject and analysed 72 wild boar samples mainly from the counties of Uppsala, Västmanland and Södermanland. A number of plant, faeces and mushroom samples have also been analysed to identify or confirm major possible sources of ^{137}Cs in wild boar. The mean of ^{137}Cs in wild boar was 789 BqKg^{-1} fresh matter with a range from 1 to 4860 BqKg^{-1} . Females had twice as high levels as males. Deer truffles (*Elaphomyces ssp*) had highest values among the food samples, with a mean of 31036 BqKg^{-1} dry weight and are therefore likely to be one of the main sources for the high levels shown in wild boar. Swedish boars probably have some variations in ^{137}Cs levels according to age and season but further studies have to be done to find significance in these parameters.

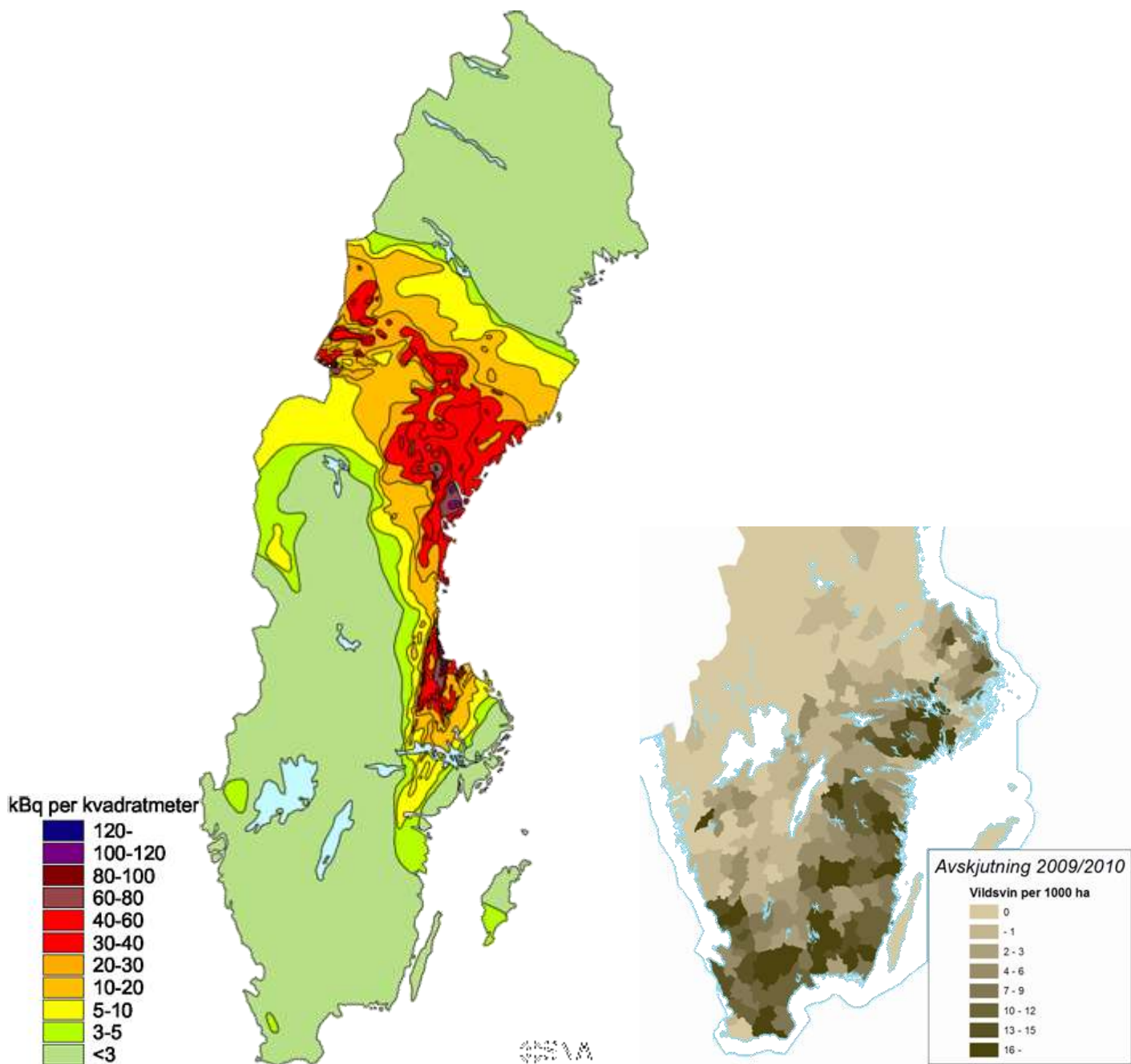
Inledning

Den 26 april 1986 så exploderade reaktor 4 i kärnkraftverket i Tjernobyl. Explosionen medförde att stora mängder radioaktivt material frigjordes. Mycket av nedfallet hamnade i mer närliggande områden i Ukraina och Vitryssland medan en del spreds med vinden vidare i troposfären. Stora delar av Europa blev kontaminerat under de tio dagar som utsläppet pågick. I Sverige kom det första nedfallet främst i en bård från östra Svealand och upp i mellersta Norrland med störst kvantiteter kring Gävle och upp längs höga kusten (fig. 1). Nedfallet bestod av en mängd olika radioaktiva nuklider men det var främst ^{131}I , ^{137}Cs och ^{134}Cs som orsakade mer varaktiga problem. Eftersom ^{131}I har en halveringstid på 8 dagar så blev effekterna kortvariga, de närmaste åren efter olyckan var även isotopen ^{134}Cs ett problem, idag år 2013 är effekterna av ^{134}Cs försumbara eftersom halveringstiden är 2 år. ^{137}Cs har en halveringstid på cirka 30 år vilket gör att relativt höga halter fortfarande återfinns i olika marker (Andersson *et al.*, 2007).

År 1988 beslutade Sveriges riksdag att vildsvin (*Sus scrofa*) åter skulle klassas som en naturlig del i den svenska faunan efter att arten utrotades under 1700-talet. Dagens vildsvinsstam härstammar från vildsvin som rymt från hägn under 1970- och 1980-talet. Efter återintroduktionen har vildsvinsstammen ökat kraftigt och nu finns det över 200 000 djur i Sverige (Liebermann, 2013), trots att den årliga avskjutningen också har ökat dramatiskt. Eftersom stammen vuxit så kraftigt har den också expanderat längre norrut och idag finns vildsvin i Uppsala och Västmanlands län samt sporadiskt i Dalarnas samt Gävleborgs län (Lemel & Truvé, 2006).

Många av de områden som vildsvinen etablerar sig i nuförtiden, är områden som tog emot radioaktivt nedfall från Tjernobylyckan 1986 (fig. 1). Det bedrivs och har bedrivits provtagning av älg (*Alces alces*) och rådjur (*Capreolus capreolus*) i dessa områden sedan nedfallet för att förlöpande kunna se hur halterna av radioaktivt cesium förändras under åren. Halterna av cesium i älg har under åren minskat stadigt (Johanson, 2003). Vilka halter av radiocesium man kan förvänta i vildsvin som migrerar in i ”Tjernobyldrabbade” områden vet man inte. I Österrike har provtagning på rådjur och vildsvin pågått från 1986-2003 och under den här tidsperioden har halterna ¹³⁷Cs minskat i rådjuren men ligger kvar på ungefär samma nivå hos vildsvinen (Strebl & Tataruch, 2007). Andra studier från Tyskland visar liknande resultat (Hohmann & Huckschlag, 2005). Den mest troliga orsaken är att vildsvinen har en mer varierad diet och bökar i marken för att hitta föda. Vildsvinen äter en del växter och svampar som innehåller stora mängder ¹³⁷Cs. Enligt Steiner *et al.* (2009) är vildsvinen väldigt förtjusta i hjorttryfflar (*Elaphomyces ssp*). Trots att endast 6 % av födointaget bestod av hjorttryfflar så svarade det för 75 % av intaget av ¹³⁷Cs (Steiner *et al.*, 2009).

Syftet med undersökning var att se vilka halter av radioaktivt cesium som vildsvinen har när de har migrerat in i de områden som har hög deponering från Tjernobylyckan. Studien syftade också till att identifiera vad vildsvinen äter och vilka cesiumhalter födan innehåller samt hur stor betydelse det kan ha för vildsvinens cesiumupptag.



Figur 1 Till vänster: Karta över nedfallet i Sverige av ^{137}Cs och nivåerna i marklagret 1986 i kBq/m^2 , från Tjernobylolyckan (Karta hämtad från *Miljön*, © Sveriges Nationalatlas)
 Till höger: Karta över avskjutning av i Sverige, avskjutningen återspeglar relativt väl dagens utbredning i Sverige (Karta hämtad från [jagareförbundet.se](http://jagareforbundet.se)).

Bakgrund

Joniserande strålning

I denna rapport refererar strålning till joniserande strålning om inte annat anges.

Det finns tre olika typer av strålning α -, β - och γ -strålning. Inom radioekologin benämns olika typer av halveringstid; fysikalisk, biologisk, effektiv och ekologisk. Nedan följer definitioner av dessa.

Den **fysikaliska halveringstiden** är den tiden det tar för det aktiva ämnet att sönderfalla tills hälften av massan kvarstår. Efter en halveringstid återstår alltså hälften av den ursprungliga isotopen, under nästa halveringstid så halveras den mängd som finns kvar. Efter två halveringstider finns alltså en fjärdedel av den ursprungliga massan kvar (Andersson *et al.*, 2002).

Biologisk halveringstid anger hur lång tid det tar för det radioaktiva ämnet att halveras i djur utan att nya radioaktiva ämnen tillsätts. Liksom den fysikaliska halveringstiden är väldigt olika för olika ämnen så är också den biologiska väldigt varierande beroende på ämnets egenskaper och hur det används och utsöndras av djurets biologiska processer (Andersson *et al.*, 2002). Den biologiska halveringstiden för ^{137}Cs i vildsvin är 20 - 40 dagar (Hohmann & Huckschlag, 2005; Steiner *et al.*, 2009).

Med **effektiv halveringstid** så läggs den biologiska halveringstiden ihop med fysikaliska halveringstiden ($T^{-1}_{1/2, \text{effektiv}} = T^{-1}_{1/2, \text{biologisk}} + T^{-1}_{1/2, \text{fysikalisk}}$). Den effektiva halveringstiden minskar minst så fort som en av de andra två halveringstiderna. Oftast är den biologiska halveringstiden mycket kortare än den fysikaliska halveringstiden (Andersson *et al.*, 2002).

Tabell 1 Data över olika halveringstider samt vilken typ av strålning de radioaktiva isotoperna avger. Den biologiska halveringstiden gäller för människor. *(Alm Carlsson *et al.*, 1994) **(Andersson *et al.*, 2007) °(Andersson *et al.*, 2002).

Ämne	Fysikalisk halveringstid	Biologisk halveringstid	Effektiv halveringstid	Strålning			Energi (keV)
				α	β	γ	
^{134}Cs	2 år**	90 d°	90 d°		×**	×**	Iu.
^{137}Cs	30 år*	90 d°	90 d°		×**	×**	662
^{14}C	5700 år*	10 – 40 d*	10 – 40 d*		×**		157
^{90}Sr	29 år*	≈ 5 år*	≈ 5 år*		×**		546
^{131}I	8 d*	80 d*	7 d*		×**	×**	606
^{222}Rn	3,8 d**	Iu.	Iu.	×**			55000

Ekologisk halveringstid syftar till tiden det tar innan det radioaktiva ämnet har halverats i ett ekosystem. Den ekologiska halveringstiden är förstås mycket komplex och påverkas förutom av de andra halveringstiderna även av näringskedjorna i det specifika ekosystemet som studeras. Begreppet används ofta när man pratar om hur fort ett radioaktivt ämne halveras i vilt eller bär från ett visst område (Andersson *et al.*, 2002).

Med **aktiviteten** så syftar man till sönderfall i det radioaktiva ämnet. Aktivitetens effekter beror även på vilken typ av strålning det är, vilket gör det svårt att utifrån enbart aktiviteten kunna säga vilka riskerna är. Aktivitet anges i sönderfall per tidsenhet, enheten är bequerel (förkortas Bq), 1 Bq är lika med 1 sönderfall på en sekund. För livsmedelsgränsvärden så anges aktivitetkoncentrationen, ofta i enheten bequerel per kilo (Bqkg^{-1})(Andersson *et al.*, 2007).

Absorberad dos anger hur stor mängd strålning som en kropp eller ett föremål tar emot. Enheten för absorberad dos är Gray (Gy) som beskriver mängden absorberad strålningsenergi per massenhet; således är 1 Gy lika med 1 Jkg^{-1} . Dock så skildrar inte den absorberade dosen biologiskt skadliga effekter samt effekter på vävnader, utan är precis som aktiviteten en fysikalisk storhet (Andersson *et al.*, 2007).

Ekvivalent dos anger strålningens skadlighet för människor. Begreppet ekvivalent dos utgår från den absorberade dosen men inräknar biologiskt skadliga effekter genom att man multiplicerar med en så kallad viktningsfaktor. För β - och γ -strålning så är viktningsfaktorn 1 och för α -strålning är den 20. α -strålningen värderas alltså till att ha 20 gånger så stor biologisk effekt (skadlighet) som de andra strålningstypernas absorberade dos (Analysgruppen, KSU, 2008). Den ekvivalenta dosen benämns i Sievert, oftast med prefixet milli (mSv). 1 Sv motsvarar 5 % risk att en cancertumör kommer att utvecklas senare. Den ekvivalenta dosen kan multipliceras med en omräkningsfaktor för varje organ eftersom olika organ är olika känsliga för strålning; det kallas då **effektiv dos** och mäts också i Sv (Andersson *et al.*, 2007). Några exempel på några strålningsdoser, 0,01 mSv vid tandröntgen, 1,5 mSv vid ländryggsröntgen, en dos på 50 mSv är gränsen för påvisad cancer (Analysgruppen KSU, 2008).

Cesium förekommer naturligt som ^{133}Cs . ^{137}C är däremot inte en "naturlig isotop" utan kommer endast från utsläpp av kärnvapensprängningar och kärnkraftsolyckor som en fissionsprodukt. ^{137}Cs har störst energitopp vid 662 keV och sönderfaller sedan till den stabila nukliden ^{137}Ba . När organismer tar upp ^{137}Cs så "misstar" organismen cesium för kalium som är ett essentiellt näringsämne, vilket gör att cesium byggs in i cellvävnader där kalium finns normalt, mestadels muskler. Även ^{90}Sr misstas men då för att vara kalcium vilket gör att strontium inkorporeras i skelettet nära benmärgen och strålkällan ligger då väldigt nära där det nybildas blodkroppar. Detta gör att lägre halter av strontium är farligare eftersom det ansamlas nära benmärgen (Andersson *et al.*, 2002). Många andra miljögifter som bly eller polyklorerade bifenyler (PCB) ansamlas i kroppen och finns därför kvar under en lång tid i kroppen. Radiocesium passerar däremot genom kroppen allt eftersom cellerna i kroppen byts ut (Andersson *et al.*, 2002).

Gränsvärden

Efter Tjernobylyolyckan fastställdes ett gränsvärde på 300 BqKg^{-1} för alla saluförda livsmedel i Sverige. Idag har vi istället två gränsvärden i Sverige; ett på $1\,500 \text{ BqKg}^{-1}$ för kött av ren och vilt, insjöfisk, vilda bär och svamp samt nötter, och ett på 300 BqKg^{-1} för övriga livsmedel. Det är omöjligt att garantera en nollnivå av radioaktiva isotoper i maten. Dels finns det flera naturliga isotoper som ^{40}K , men det finns också spår av nedfall från kärnvapenprovsprängningar och Tjernobylyolyckan över hela landet det är därför gränsvärden används för livsmedel. Ju mindre strålning som människan utsätts för desto mindre är risken för cancer men någonstans behövs en övre gräns för vad som är acceptabla nivåer. Inom EU är gränsvärdet för importerad mat 600 BqKg^{-1} och många EU-länder har också satt sina egna gränsvärden därefter. Vid en framtida olycka kommer EU:s gränsvärden vid olyckor att gälla (tabell 2) (Andersson *et al.*, 2002; "EU", 2010)

Tabell 2 EU:s gränsvärden för olika typer av radioaktiva isotoper och olika typer av livsmedel vid en framtida olycka (Europeiska kommissionens förordningar 3954/87, 2218/89 och 944/89).

	Isotoper	Barn- mat	Mejeri- produkter	Flytande livsmedel	Övriga livsmedel	Mindre viktiga livsmedel
		BqKg ⁻¹				
Alfastrålande isotoper av plutonium och transplutonium	²³⁹ Pu	1	20	20	80	800
Strontiumisotoper	⁹⁰ Sr	75	125	125	750	7500
Jodisotoper	¹³¹ I	150	500	500	2000	20000
Alla andra med mer än 10 dagars halveringstid (ej kol-14, tritium och kalium-40)	¹³⁷ Cs eller ¹³⁴ Cs	400	1000	1000	1250	12500

Radioekologi

Nedfallet från Tjernobyl förde med sig många olika nuklider men främst radioaktivt ¹³¹I, ¹³⁴Cs och ¹³⁷Cs. Idag är det endast ¹³⁷Cs som fortfarande är en riskfaktor och kan ge en ökad dos strålning till människan. Detta eftersom ¹³¹I har en fysikalisk halveringstid på 8 dagar och ¹³⁴Cs har en halveringstid på 2 år (tabell 1). Trots att det är snart 30 år sedan kärnkraftsolyckan så finns det fortfarande höga halter av ¹³⁷Cs, som mest 40 % av den totala strålningen från marken (Andersson *et al.*, 2007). I skogsmarkerna är ¹³⁷Cs mer tillgängligt för växter och svampar än i till exempel intensivt brukad jordbruksmark. Detta beror på faktorer som att marken i skogen är näringsfattig, humusrik och har lägre pH och att jordbruksmark ofta bearbetas och omblandas (Nikolova, Johanson & Clegg, 2000; Rosén, 2006). Svampar tillgodogör sig generellt näringsämnen väldigt effektivt via mycel och därför tar de även upp mycket ¹³⁷Cs. Träd lever i mutualism med ectomycorrhizala svampar vilka har visat sig vara effektivast på att ta upp ¹³⁷Cs (Vinichuk *et al.*, 2004; Nikolova *et al.*, 2000).

Produkter från skogen så som bär, svamp och vilt är de främsta källorna till konsumtion av radioaktivt cesium hos människor i de nordiska länderna (Aarkrog, 1994). Under 1994 gjordes en uppföljningsstudie på svenska livsmedel och det konstaterades att en medelsvensk får i sig nära 300 Bq per person och år om man enbart äter livsmedel köpta i butik. Detta är långt under övre gränsvärdet (Livsmedelsverket, 2013), men i Sverige är det framförallt jägarna (ungefär 300 000 personer) och deras familjer som är en ”riskgrupp” eftersom de konsumerar mycket kött från skogen (Johanson & Bergström, 1994).

I skogens ekosystem är de radioaktiva ämnena mer tillgängliga än i jordbruksmarken. Det beror på flera faktorer som nämns ovan men också högre biodiversitet och ett litet utbyte med omgivande ekosystem. Eftersom relativt lång tid har förflutit sedan Tjernobylolyckan skulle man kunna förvänta sig att halterna ¹³⁷Cs i övre marksiktet minskat betydligt. Dock så uppmäts fortfarande de högsta halterna av ¹³⁷Cs i de översta jordlagren i skogen (Rosén, Öborn & Lönsjö, 1999). Flera hypoteser finns kring varför migrationen nedåt är långsam till obefintlig. Enligt Nikolova *et al* 1997

så kan svamp vara en av förklaringarna. Svamparna är effektiva på att tillgodogöra sig den näring som finns och på så sätt bibehålls näringen i det översta jordlagret där deras huvudsakliga utbredning finns (Andersson *et al.*, 2007). Eftersom svamparna behåller näringsämnen så bromsar de den ”naturliga” vertikala migrationen av ^{137}Cs samtidigt som de också förflyttar cesiumet horisontellt vilket gör att koncentrationerna i marken är ojämnt fördelat (Nikolova *et al.*, 1997). Det finns också andra faktorer som påverkar fördelningen av cesium i marken. Ett exempel är att maskarnas aktivitet troligen påverkar fördelningen av ^{137}Cs . Modelleringar som inkluderade aktivitet av maskar efterliknade verkliga observationer bättre än modellering utan maskars aktivitet. (Jarvis *et al.*, 2010). Andra faktorer är dels hur det första nedfallet deponerades, topografin eller omfördelningen av organiskt material till exempel löv och barr. Att ^{137}Cs är ojämnt fördelat i marken är förstås en komplicerande faktor vid provtagning och kan till exempel skapa stora variationer i data (M. Vinichuk, muntligen).

Växter till vilt

Det finns flera studier på upptag av radiocesium i växter och processen är mycket komplex. Många faktorer påverkar upptaget precis som hos vilt. Vilken växt eller växtgrupp det är har en stor relevans för hur stort upptaget av cesium blir. Markens beskaffenhet är också av stor betydelse, om marken består av lerjord så fixeras cesiumet i leran och blir svåråtkomligt för växterna (Absalom *et al.*, 2001; Rosén, 2006). I skogsmark är marken ofta humusrik och näringsämnena och därmed även cesium är mer lättillgängliga för växterna. Även markens pH har en inverkan på upptaget (Nikolova *et al.*, 2000). Även vilken säsong och vilken växt del som provtas inverkar på halten radiocesium (Nimis, 1996). Växt delar med högre biologisk aktivitet, som knoppar och bär, har ofta högre halter av cesium (M. Vinichuk, muntligen). Angiospermer verkar behålla det mesta cesiumet i rötterna men hos ormbunksväxter så transporteras cesium till stor del ut i stam och blad. Troligen beror detta på någon skillnad i transporten av näringsämnen i växten (Nimis, Bolognini & Giovani, 1994). Enligt Lemel (1999) äter vildsvinen en ansenlig andel gröndelar av ormbunksväxter under våren (ca 40 % av födan under april till juni). Under våren är just ormbunksväxter extra intressanta eftersom de äts i stor mängd av vildsvinen och har en stor andel av sitt cesium i bladen (den del som vildsvinen främst äter).

Vildsvinens biologi

Vildsvin är vanligen mycket skygga och oftast aktiva under natten. När det blir ont om mat kan vildsvinen tvingas att vara aktiva även under dygnets ljusa timmar. Fullvuxna individer är ungefär 1,5 meter långa och har en mankhöjd på runt 1 meter. Galtarna kan väga närmare 200 kg medan suggornas maxvikt ligger strax över 100 kg (S. Jägareförbundet, 2013). Pälsen hos vildsvin kan variera från svart, silverfärgad till ljusbrun. Kultingarna är ljusbruna med gula pyjamasränder tills de är 3 till 4 månader då pälsen blir mer jämnt rödbrun. Djuren byter också sommar- och vinterpäls; sommarpälsen är svalare och saknar underull. Vildsvinen har ett välutvecklat luktsinne och god hörsel men synen är betydligt sämre (Markström & Nyman, 2002).

Suggorna lever vanligen i ett matriarkat där den äldsta dominant honan bestämmer. Detta bidrar till att maximera kultingarnas överlevnad. Till exempel så turas individerna i flocken om med att passa kultingarna eller vakta när andra äter (Lemel & Truvé, 2006). Suggorna kan få kultingar under hela året men vanligen sker det under våren. Suggor som lever i samma grupp synkroniserar brunsten så att de får kultingar samtidigt. Vildsvinen blir könsmogna vid 10 månaders ålder (Lemel, 1999). Galtarna stöts bort när de blir könsmogna och lever sedan solitära förutom under brunsten. I Sverige lever vildsvinen i ett hemområde, där arealen under ett år varierar mellan 500 ha till 2000 ha (Markström & Nyman, 2002). Storleken beror naturligtvis på tillgångarna inom hemområdet. Idag så utfodras vildsvinen kontinuerligt i de flesta områden; skulle det upphöra så är det troligt att

vildsvinen skulle förekomma i mindre tätheter och bli mer nomadiska. Normalt rör sig galtarna mer och över större områden än vad suggorna gör (Lemel, 1999).

Vildsvinen är allätare som äter både animalier och vegetabilier men 85 % av födan består av vegetabilier. Större delen av födointaget (70 %) hos svenska vildsvin i Sörmland har antropogent ursprung (Lemel, 1999). Även vildsvin i Polen har ungefär samma frekvens av antropogen föda (Genov, 1981). Mycket av den antropogena födan kommer troligen från utfodringsplatser. Utfodringen syftar till att minska skadeverkningarna på odlingarna och underlättar jakten. Om man tittar på vilken ”naturlig” föda som vildsvinen äter så varierar den med säsongen. På hösten äter svinen en stor andel rötter förutom växtfrukter men favoritmaten är ek- och bokollon. På vintern äter de rötter, ved växter och svamp. Under våren dominerar andelen gröna växter i dieten. På våren äter även vildsvinen markant med ormbunksväxter och speciellt fräkenväxter (Lemel, 1999).

Sommardieten består mycket av gräs, frukt och spannmål som de då hittar på åkrarna och inte vid åteln (Lemel, 1999). Under ollonår så äter de nästan uteslutande ollon. Under ett ollonår bör alltså halterna cesium under hösten minska dramatiskt (Hohmann & Huckschlag, 2005). Den studie som Lemel (1999) har gjort i Sverige verkar i stora drag stämma överens med studier i övriga Europa. Enligt Schley och Roper (2003) som har gått igenom 21 studier, så varierar födovallet efter säsong och huvuddelen av födan utgörs av växter men med minst någon energirik gröda, till exempel ollon, tallfrön, oliver eller spannmål. En mindre del animalisk föda ingick i dieten precis som i den svenska studien (Lemel, 1999).



Figur 2 Vildsvinsböcker; en allt vanligare syn i de svenska skogarna. Foto: Peter Fritzon

Material & metod

Allt laborationsarbete utfördes vid Institutionen för mark och miljö vid SLU i Uppsala. Mycket av arbetet med mätningar och preparation av prover skedde i samarbete med kandidatstudent Emilie Hallqvist.

Provtagningsområde

Vildsvinsproverna togs främst i Uppsala, Västmanland och Södermanlands län. Proverna skickades till SLU från olika jägare. Därför är all platsinformation andrahandsinformation från jägaren, bedömningen av vikt och ålder är också skattade av jägaren. Provtagning av jord, svamp, träck och växter gjordes 2 mil norr om Västerås utmed riksväg 56 eftersom många vildsvinsprover inkommit från den platsen. Vi utgick från åtelplatsen och skogsbilvägen strax intill. Förutom ett mindre kalhygge så var skogen småkuperad med block och berg som kom upp i dagen, moränmark och de dominerande trädslagen var tall, gran och björk.

Provtagning och provberedning

Vildsvinsproverna i projektet skickades till oss från jägare som frivilligt valt att skicka in prover med tillhörande protokoll som anger skjutdatum, kön, ålder, vikt, plats och ifall djuret var skjutet på

en åtelplats. Det sistnämnda gäller dock enbart för protokollet för 2013. Muskelproven togs från vildsvinets framlägg (övre delen av frambenet) och skulle väga mellan 60- till 100 gram. Framläggen används eftersom då den ger en representativ bild av cesiumhalterna i musklerna och det är ingen värdefull del av grisen. Vissa prover skickades via SVA (Statens Veterinärmedicinska Anstalt) eftersom det underlättar för jägarna som ändå måste skicka in prover för trikintest. Proverna förvarades i frysrum innan och efter provtagning. Eftersom mätutrustningen är kalibrerad på specifika volymer så skars sedan musklerna till bitar för att fylla upp en 60 ml plastburk eller en 35 ml plastburk beroende på provets storlek. På varje burk skrevs ett specifikt ID-nummer samt eventuell övrig information för att minimera förväxlingsrisken.

Vildsvinens närvaro i området var påtaglig då marken på flera platser var upp trampad och uppbökad (fig. 2). Jordproverna togs med en "jordborrh" (diameter 57 mm, djup 100 mm) som trycks 10 cm ner i marken. Växt- och avföringsprover samlades in när vi hittade arterna som vi letade efter. Hjorttryfflarna (fig. 3) hittades i eller strax intill där vildsvinen hade bökat på tre olika platser. För att få ihop tillräckligt med material till ett prov krävdes det flera fruktkroppar som delades in i tre prover beroende på vilken plats de togs på. Alla prover placerades i märkta plastpåsar. Växt- och jordproverna torkades sedan i torkrum vid en temperatur omkring ca: 30 °C under tre dagar för att sedan malas så att materialet homogeniserades. Därefter hälldes det homogeniserade materialet i cirkulära plastburkar (60ml eller 35ml).

Hjorttryfflarna torkades vid 105 °C under tre dagar och maldes innan de hälldes i plastburkar. Vattenhalten i hjorttryfflarna var 34,4 %. Träckproverna placerades direkt med plastpåsar i plastburkar och mättes utan någon förbehandling. Vi valde att inte torka avföringen eftersom det bedömdes finnas en viss smittorisk



Figur 4 Grynig hjorttryffel (*Elaphomyces granulatus*) och marmorerad hjorttryffel (*Elaphomyces muricatus*).

Analys av cesium

Innan provcylindern placerades i detektorn vägdes nettovikten av provet och aktuell data matades in i Apex, så som; ID-nummer, kön, prov.v.ikt, ålder, datum och plats. Ifall provet inte fyllde upp hela cylindern så uppskattades hur stor andel av provet som fyllde cylindern. Detta för att räkna om mätvärdet med en korrigeringsfaktor som kompenserar att provet inte fyller ut den förprogrammerade geometrin för cylindern. Proverna analyserades i 3 – 24 h, för att försöka uppnå en felprocent på högst 5 % i varje mätning. Detektorerna är av typen halvledardetektorer (HPGe-Hyper pure Germanium) och mjukvaran är Apex (version: 1.2.258). Aktiviteten i alla vildsvinsprover är mätt i våtvikt (v.v.) och alla svamp- och växtprover torkades och är angivna i torrsvikt (ts).

Maginnehåll

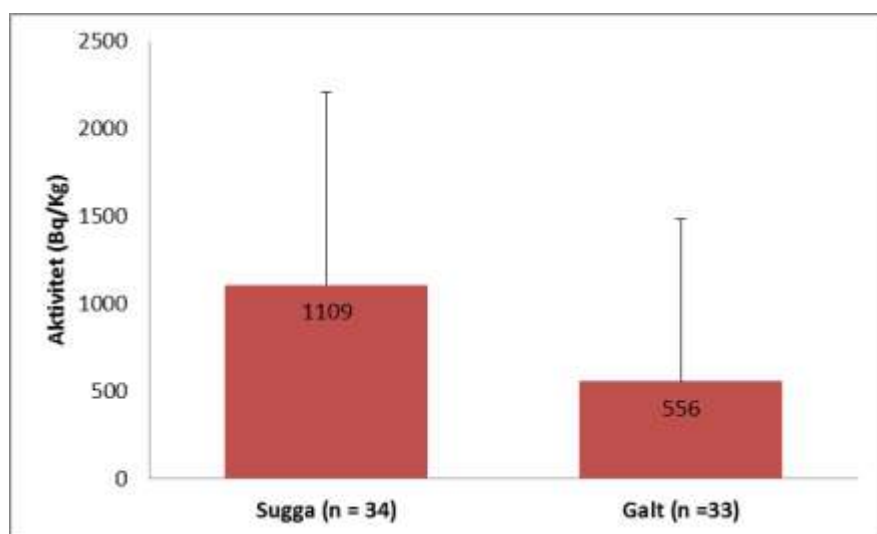
Vi fick även tillgång till opublicerad data från SVA som ibland får in några döda vildsvin. Vid obduktionen så öppnar de också magen för att analysera maginnehållet (fig. 8 och 9). Klassningen av maginnehållet var ganska grov.

Statistisk analys

Den statistiska analysen utfördes i Minitab (version 16). Flera test utfördes, till exempel en envägs-ANOVA med aktiviteten för ^{137}Cs som responsfaktor och län som variabel. Även ett oparat t-test utfördes, där skillnader mellan könen testades. Jag gjorde även regression över ålder och aktivitet samt vikt och aktivitet. För att kunna testa flera variabler samtidigt utfördes även en GLM (General Linear Model). Alla medelvärden och standardavvikelse, förutom i figur 8 och 9 samt tabell 3, togs fram i Minitab. Data till figur 8 och 9 samt tabell 3 räknades ut i Microsoft Excel. Alla figurer och tabeller skapades i Microsoft Excel 2010. Transferfaktorn (T_f) räknades ut genom att dividera aktivitet per kg hjorttryffel genom aktivitet per kg jord.

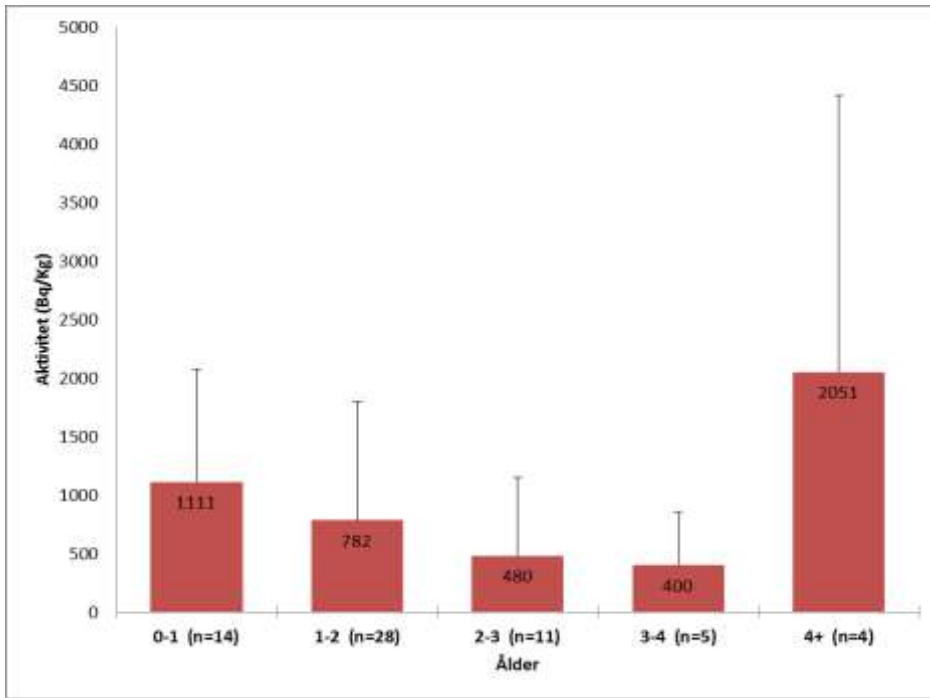
Resultat

I den här undersökningen ingår mätvärden från 72 vildsvin tagna under åren 2010 till 2013. Medelvärdet av radiocesium i hela populationen var 789 BqKg^{-1} (v.v.) med en spridning från omätbara nivåer i ett fåtal prover till ett maxvärde på 4860 BqKg^{-1} (v.v.). Några av proverna saknar information som kön eller ålder och därför är det ett något lägre antal i graferna.



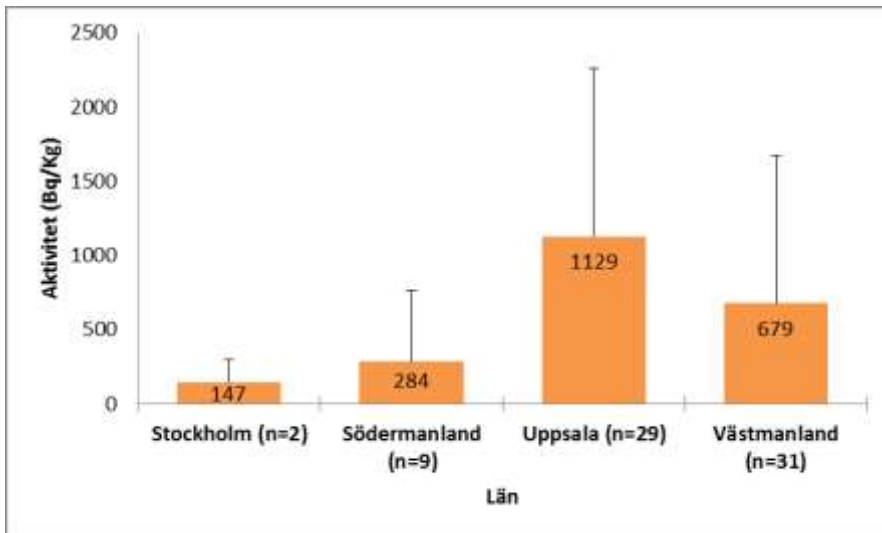
Figur 4 Medelvärdet av aktiviteten av ^{137}Cs hos galtar respektive suggor med standardavvikelse, under åren 2010 till 2013.

I grafen ovan (fig. 4) visas skillnaden i medelvärde mellan sugga och galt. Skillnaden mellan könen är statistiskt säkerställd med ett p-värde under 0,05 i både ett oparat t-test och när flera parametrar testades samtidigt i GLM ("general linear model"). Ett t-test utfördes även för proverna från Uppsala län men utan signifikanta resultat. I figur 5 ses en minskning av medelvärdet ju äldre vildsvinen blir fram tills den äldsta gruppen. De två äldsta grupperna består också av väldigt få prover. Högst cesiumhalt hade de äldsta vildsvinen med medelvärde på 2500 BqKg^{-1} med det högsta värdet på 4860 BqKg^{-1} .



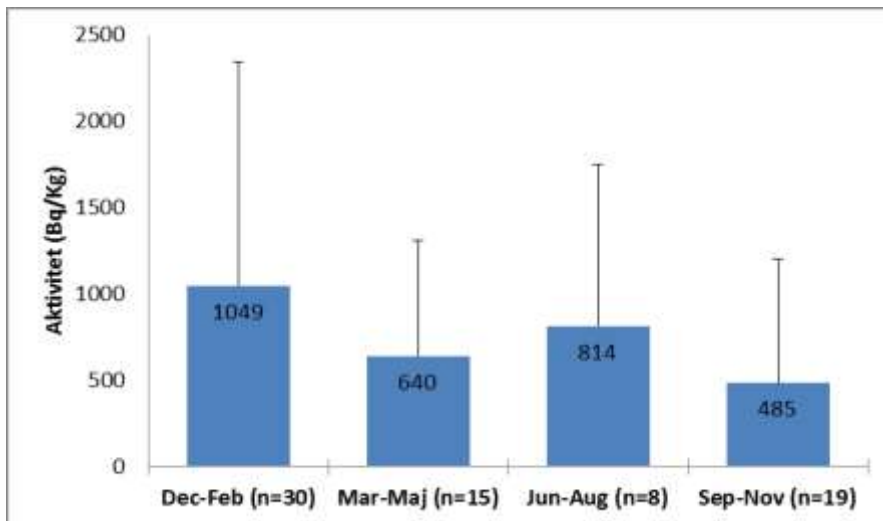
Figur 5 Medelvärdet av aktiviteten ^{137}Cs fördelat över skattad ålder hos vildsvinet med standardavvikelse, under åren 2010 till 2013.

Figur 6 visar skillnader i medelvärde av ^{137}Cs mellan länen. Skillnaden återspeglar till stor del hur mycket nedfall som kom från Tjernobylolyckan men variationen inom länen är väldigt stor till exempel så återfinns maxvärdet på 4860 BqKg^{-1} och minumumvärdet på 1 BqKg^{-1} inom Västmanlands län.



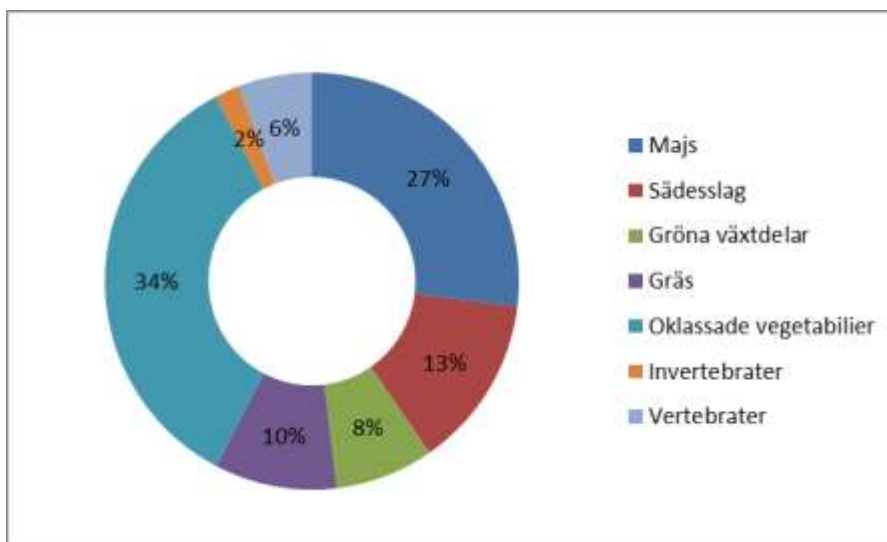
Figur 6 Medelvärdet av aktiviteten ^{137}Cs i vildsvin i 4 olika länen med standardavvikelse under åren 2010 till 2013.

I figur 7 så visas medelvärde under olika årstider, lägst medelvärde, 485 BqKg⁻¹ har höstmånaderna september till november och högst medelvärde under vintermånaderna med 1049 BqKg⁻¹.

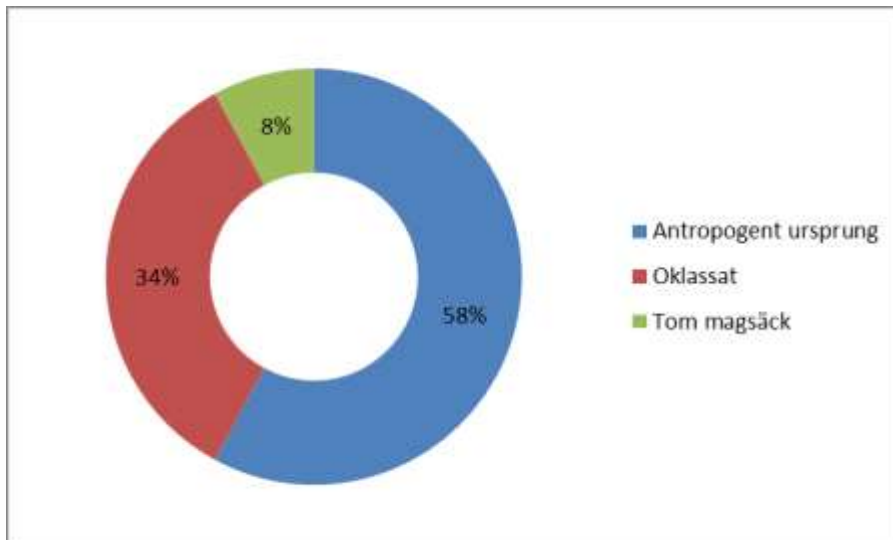


Figur 7 Medelvärdet av aktiviteten ¹³⁷Cs i vildsvin under olika årstider med standardavvikelse, åren 2010 till 2013.

Maginnehållet analyserades vid SVA. Klassningen av maginnehållet är ganska grov men kan ändå ge en bild av vad vildsvinen äter. Födan består till största del av vegetabilier med mycket majs (27 %) och sädeslag (13 %) (fig 8). Tyvärr är en stor andel av födan inte klassad annat än att den var vegetabilisk föda. Minst 58 % av maginnehållet hade antropogent ursprung (fig. 9) som majs, vete eller pellets.



Figur 8 Grov indelning av maginnehållet i vildsvin, analyserat vid SVA (n = 38).



Figur 9 Magsäcksinnehållets ursprung hos vildsvin, analyserat vid SVA (n = 38).

Jordproverna hade relativt låg aktivitet med 249 BqKg^{-1} (ts) men lägst aktivitet hade fräkenväxterna med 117 BqKg^{-1} (ts). De tre hjorttryffelproverna hade ett medelvärde på 31036 BqKg^{-1} (ts) vilket är det högsta medelvärdet hos proverna, näst högst medelvärde hade ormbunksväxterna med 3746 BqKg^{-1} (ts). Medelvärdet hos den lokala vildsvinspopulationen och avföringen var i ungefär samma nivå, med 1453 respektive 1418 BqKg^{-1} . Transferfaktorn från jord till hjorttryfflar var $T_f = 124,8$ aktivitet per kg växt (ts) / aktivitet per kg jord (ts). Vattenhalten i hjorttryfflarna var 34,4 %.

Tabell 3 Medelvärdet av ^{137}Cs i jord, avföring, hjorttryfflar, fräkenväxter (åkerfräken och kärrfräken) och ormbunksväxter (träjon, skogsbräken och örnbräken). Provtagning i maj 2013. Vildsvinsprover från den lokala populationen.

Typ av prov	Aktivitet	Min	Max	Antal prover
	(BqKg^{-1})			
Jordprover (ts)	249	47	822	9
Avföring (v.v., ts)	1418	20	2040	5
Hjorttryffel (ts)	31036	20673	46746	3
Fräkenväxter (ts)	117	35	506	6
Ormbunksväxter (ts)	3746	51	10291	4
Vildsvin (v.v.) (lokal population)	1453	123	4860	11

Diskussion

Skogen är det ekosystem som har visat sig överföra mest radioaktivt cesium till människor, främst genom jakt på vilt (Johanson & Bergström, 1994). Medelvärde i vildsvinen i undersökningen var 789 BqKg^{-1} och kan jämföras med medelvärdet i älg i Uppland 2010 på 340 BqKg^{-1} (Weimer, 2011). Provtagningen av älg skedde visserligen på ett mer begränsat område och med fler prover per ytenhet än vildsvinsproverna. Hela 13 vildsvin av 72 översteg dagens gränsvärde 1500 BqKg^{-1} (Andersson *et al.*, 2002), det innebär att den gräns som svenska myndigheter har angett som övre gränsvärde överskrids i många vildsvin och de kan därför inte säljas. Som jämförelse är gränsvärdet i Norge 3000 BqKg^{-1} och inom många EU-länder är gränsvärdet 600 BqKg^{-1} (Andersson *et al.*, 2002) för den här typen av mat. Strålningen kan orsaka cancer och en lägre stråldos minskar risken för cancer. Dock så måste man ha i åtanke att bara en procent av den årliga stråldosen hos en medelperson i Sverige härstammar från Tjernobylycken. Naturligtvis finns det vissa grupper som jägare och samer som utsätts för mer kontaminerat livsmedel än andra grupper (Livsmedelsverket, 2013).

Vildsvinen äter mycket antropogen föda vilket framgår av data från SVA som presenteras i figur 9. SVA's data överensstämmer väl med storleksordningen i Lemels (1999) rapport. Det vore därför rimligt att anta att vildsvinen skulle ha lägre halter än övrigt vilt, eftersom antropogen föda oftast har låga halter av ^{137}Cs . Så är dock inte fallet. Vildsvinen hade högre halt av radioaktivt cesium jämfört med flera andra arter (Strebl & Tataruch, 2007). Enligt Steiner *et al.* (2009) är hjorttryfflar den största källan till radioaktivt cesium hos vildsvin. Trots att hjorttryfflarna stod för endast 6 % av maginnehållet så bidrog de med ungefär 75 % av intaget cesium, övriga växter bidrog med 12 % och jord 13 % (Steiner *et al.*, 2009). Även en annan tysk studie drar samma slutsats (Hohmann & Huckschlag, 2005). I eftersök av hjorttryfflarna användes en tryffelhund och utifrån hur lätt hunden hittade tryfflarna så estimerades att vildsvinen ganska lätt kan hitta flera hundra gram per dag (Hohmann & Huckschlag, 2005). Tänkvärt är att området där Hohman utförde studien fick mindre nedfall ($1 - 15 \text{ kBq/m}^2$) än många områden i Sverige (fig. 1) och ändå uppmättes ett muskelprov med 5573 BqKg^{-1} . Även resultaten i den här studien visar att hjorttryfflarna har höga halter med ett medel på 31013 BqKg^{-1} (se tabell 3). Transferfaktorn (T_f) brukar användas för att mer rättvist jämföra värden från olika områden med varandra. Mätningarna i den här studien ger; $T_f = 125$ aktivitet per kg växt (ts) / aktivitet per kg jord (ts). Enligt Fielitz och Richter är den aggregerade transferfaktorn för hjorttryffel; $T_f = 91$ (aktivitet per kg växt (v.v.) / aktivitet per kg jord) (Fielitz & Richter, 2013). Fielitz och Richter är dock mätt i våtvikt vilket kan vara en förklaring till varför litteraturvärdet för T_f är så mycket lägre.

I denna studie var medelvärdet för ^{137}Cs i vildsvin lägst under perioden oktober till december med 393 BqKg^{-1} (fig. 7). Eftersom datasetet är litet och utspritt så är det svårt att dra några säkra slutsatser, men resultatet är i linje med andra undersökningar. Hohmann och Huckschlag (2005) presenterar i sin studie högre värden under maj till september och lägst värden under oktober till december. I en svensk studie av maginnehållet hos vildsvin så hittades mest hjorttryfflar under januari till juni (Lemel, 1999). Med en biologisk halveringstid på 20 till 40 dagar hos vildsvin (Hohmann & Huckschlag, 2005; Steiner *et al.*, 2009) och att hjorttryfflar är den största källan till höga cesiumhalter, så borde alltså även den svenska vildsvinsstammen ha lägst halter under hösten. Detta är aningen oväntat och intressant eftersom andra djur som rådjur och älg har högst halter av ^{137}Cs på hösten (Johanson *et al.*, 1994; Strebl & Tataruch, 2007; Weimer, 2011).

Alla avföringsprover utom ett uppvisade höga halter av ^{137}Cs (maxvärde 2120 BqKg^{-1}). Intressant att notera är att ett prov som hade lågt värde var betydligt fuktigare än de andra. Detta visar att man

behöver torra proverna, alternativt mäta vattenhalten i proverna, för att kunna få jämförbara resultat. Det är också intressant att aktiviteten i avföringen och i vildsvinen är så lika (tabell 3). Visserligen är det få prover men det visar ändå att det troligen skulle vara möjligt att utveckla en metodik för att mäta avföring istället för muskelprover. Det är tänkbart att en sådan provtagning skulle vara lättare att utföra och fler prover skulle kunna tas, och ge möjlighet att följa årstidsvariationer av ^{137}Cs hos enskilda individer. Vid provtagning av träck ute i fält är ett stort problem hur man ska veta vilken individ som avföring tillhör. Den enklaste lösningen är förslagsvis att med hjälp av DNA-analys bestämma vilken individ som träcket tillhör. För att undersöka under vilken period av året som vildsvinen har högst halt av ^{137}Cs bör man välja att endast provta färsk avföring. För att kunna mäta avföring istället för muskelprover bör man först säkerställa en koefficient mellan muskelprov och avföring så att man kan estimerar vilken halt av ^{137}Cs som finns i vildsvinet. Detta är inte möjligt med proverna i den här studien eftersom vi inte vet vilka vildsvin proverna kommer ifrån.

Det finns inga studier gjorda på halter av cesium i vildsvin och avföring men en studie på mjölkkor visar att mellan 69,4 och 77,6 % av ^{137}Cs återfanns i avföringen hos korna beroende på om de ätit mest spannmål eller hö. Avföringen är alltså den största exkretionsvägen för ^{137}Cs hos mjölkkor (Johnson *et al.*, 1968). Studier på lam i norra Sverige visar att det är möjligt att använda avföring för att förutse vilken halt av ^{137}Cs som lammen har (Andersson, Lönsjö & Rosén, 2001).

Enligt Lemel (1999) så äter vildsvinen en betydande del grönmaterial under våren och en stor andel av det var ormbunsväxter och fräkenväxter. Andra studier har kommit fram till att just ormbunsväxterna har högre halter av ^{137}Cs i bladen än andra växter (Nimis, 1996). Med tanke på årstiden så var dessa grupper extra intressanta att provta. Samtliga prover av fräkenväxter (kärrfräken och åkerfräken) hade för låga värden för att kunna anses vara en betydande källa till radioaktivt cesium i vildsvin (tabell 3). Bland ormbunsväxterna var spridningen väldigt stor, men alla prover utom ett hade halter över 2000 BqKg^{-1} vilket tyder på att även ormbunsväxter skulle kunna stå för en betydande del av de halter cesium som återfinns i vildsvin.

När vildsvinen äter kontaminerad föda så fördelas ^{137}Cs främst i musklerna och njurarna. Studier på vildsvin i de tre olika zonerna kring det havererade kärnkraftverket i Tjernobyli visar att ju mer kontaminerad marken är desto högre blir halterna av ^{137}Cs i vildsvinen (Gulakov, 2013). Halterna i vildsvinen sjunker från den mest kontaminerade zonen ”Alien zone” till den mindre kontaminerade zonen ”Periodic control zone”. Det visar att vildsvinen vanligen inte rör sig tillräckligt fort från ett större förorenat område till ett mindre förorenat innan den biologiska halveringstiden har minskat halten av ^{137}Cs i vildsvinen till lägre nivåer (Gulakov, 2013).

Motåtgärder

En tänkbar motåtgärd för att begränsa dosen av ^{137}Cs till människor är att inte konsumera vildsvin från områden där nedfall av radioaktivt cesium är betydande, men att sluta utnyttja en hållbar resurs kanske inte är nödvändigt i det här fallet. Det finns åtgärder som kan minska intaget ^{137}Cs hos konsumenter av vildsvin, som att koka köttet länge eller utfodra vildsvinen med cesiumbindande preparat (Andersson *et al.*, 2002).

Att gå ut med rekommendationer om att jaga vildsvin under de perioder av året då halterna radioaktivt cesium i svinen är som lägst skulle vara en enkel och kostnadseffektiv åtgärd. Troligen infaller dessa perioder då intaget av hjorttryfflar är litet (Steiner *et al.*, 2009). Enligt studier i Tyskland så infaller minimum av radiocesium under höstmånaderna oktober till december. I studien fann man också att koncentrationen cesium (Bqkg^{-1}) var högst under sommaren (maj – september)

(Hohmann & Huckschlag, 2005). Andra studier visar liknande resultat men med högst värden under januari – april och sedan en långsam minskning under sommaren men med minimum i oktober – december (Zibold *et al.*, 2001). Troligen stämmer även detta mönster i Sverige. I figur 7 kan man se att medelvärdet är lägst för djur skjutna i september till november. Lemel (1999) fann svamp i maginnehållet hos vildsvinen främst under perioden januari till juni vilket också stärker antagandet att halterna är lägre under september till november. Grynig och marmorerad hjorttryffel verkar vara allmänt förekommande; genom att uppskatta hur vanliga hjorttryfflarna är så kan man möjligen förutse om vildsvinen i området har eller kommer att ha höga respektive låga halter av radioaktivt cesium.

Många vildsvin får stora delar av sitt födointag från åtelmatning, vilket ger ett lägre intag av cesium. Det är därför viktigt att uppmuntra och stödja åtelutfodring i aktuella delar av landet. Åtelutfodringen ger oss också en möjlighet att utfodra vildsvinen med cesiumbindande preparat. Preparatet fixerar cesiumjoner i mag- och tarmkanalen vilket gör att cesiumet är svårt att ta upp. De ämnen som främst har provats och använts är bentonitlera och berlinerblått. Efter Tjernobylolyckan provade man framgångsrikt i Norge att placera en kapsel som långsamt frigjorde berlinerblått i magen på tamboskap. Behandling av mjölkkor med 3 g per dag minskade upptaget av cesium med 90 % (Andersson *et al.*, 1993, 2002) Troligen passerar berlinerblått genom systemet utan att avge giftiga ämnen, varför den största nackdelen är att foder och djur blir blåfärgade. Bentonitlera är också effektiv jonbytare och minskar därför upptaget av cesium. I försök vid SLU så minskade halten av cesium i köttet med 86 % vid en inblandning med 10 % bentonitlera i fodret (Andersson *et al.*, 1993, 2002). Vid en 5 % inblandning minskade halterna i köttet hos slaktsvin med 65 %. Bentonitlera är dessutom mer tillgängligt och billigare än berlinerblått. Bentonitlera avger inga farliga ämnen när det passerar genom systemet, dock så kan djuren behöva dricka mer (Andersson *et al.*, 2002). Andra försök för att sänka halterna i älg provades i 3 områden i Sverige. Slickstenar innehållande ammoniumjärn hexaferrat ("giese salt") sänkte halterna cesium i älg med 20-25 % (Henning Dahlgaard, 1994).

Med bakgrund av resultaten i den här studien och genomgång av den aktuella litteraturen kan man anta generellt att lägst halter av ^{137}Cs kan förväntas i äldre galtar skjutna i oktober till november på en åtel. En regelbunden inblandning av cesiumbindande preparat i samband med åtling bör kunna sänka halterna året runt och kan därför vara en tänkbar åtgärd i områden med högre nedfallsnivåer.

Den här analysen är relevant för det här datasetet och kan ge en fingervisning inför fortsatta studier. Studien kommer att fortsätta vid SLU under 2013 och förhoppningsvis kommer man att kunna dra fler och säkrare slutsatser i slutet av året. Alla resultat hittills pekar i samma riktning som liknande studier i Europa vilket gör det troligt att mönster som till exempel årstidsvariation av halterna ^{137}Cs finns även här i Sverige.

Tack

Ett stort tack till MSc Robert Weimer som har handlett mig med provtagningen och i processen med arbetet. Jag vill också tacka min handledare docent Klas Rosén. Emelie Hallqvist ska också ha ett stort tack för ett bra samarbete under arbetet. SVU har också hjälpt till med data och hantering av prover, tack för hjälpen!

Referenser

- Aarkrog, A. (1994). Doses from the Chernobyl accident to the Nordic populations via diet intake. In *Nordic radioecology. The transfer of radionuclides through Nordic ecosystems to man*, Studies in environmental science, 62: 433–456. Dahlgaard, H. (Ed). Amsterdam: Elsevier.
- Absalom, J.P., Young, S.D., Crout, N.M.J., Sanchez, A., Wright, S.M., Smolders, E., Nisbet, A.F. & Gillett, A.G. (2001). Predicting the transfer of radiocaesium from organic soils to plants using soil characteristics. *J. Environ. Radioact.* **52**, 31–43.
- Andersson, I., Bergman, R., Enander, A., Avila, R., Johanson, K.-J., Nylén, T., Preuthun, J., Rosén, K., Sandström, B., Svensson, K., Ulvsand, T. & I: Persson, K & Preuthun, J. (2002). *Livsmedelsproduktionen vid nedfall av radioaktiva ämnen*. SLU, FOI, SSI, Livsmedelsverket, Jordbruksverket.
- Andersson, I., Lönsjö, H. & Rosén, K. (2001). Long-term studies on transfer of ¹³⁷Cs from soil to vegetation and to grazing lambs in a mountain area in Northern Sweden. *J. Environ. Radioact.* **52**, 45–66.
- Andersson, I., Ulvsand, T., Hansson, J. & Dolby, C.M. (1993). Inventory and description of livestock buildings and their shielding factors for external radiation. Calculation of the radiation level inside the buildings following decontamination efforts. *Foersvarets Forskningsanstalt* **no. 40306-4.3**.
- Andersson, P., Carlsson, M., Falk, R., Hubbard, L., Leitz, W., Mjönes, L., Möre, H. & Nyblom, L. (2007). Strålmiljön i Sverige/The radiation environment in Sweden. *Eur. J. Cancer* **37**, 2441–2448.
- Alm Carlsson, G., Jansson, L.-T., Rydén, B.E. & Bergman, C. (1994). *Strålskydd*. Natur och kultur i samarbete med Uppsala univ.
- EU. Europeiska kommissionens förordningar: 3954/87, 2218/89 och 944/89 (2010). *Eur-Lexeuropa.eu*. URL <http://eurlex.europa.eu> Hämtad: 2013-11-08
- Fielitz, U. & Richter, K. (2013). Radioactive Contamination of Wild Boars: Measurements and Modelling. URL <http://www.ulrichfielitz.com/radioactive-contamination-of-wild-boars-measurements-and-modelling> Hämtad: 2013-03-09
- Genov, P. (1981). *Food composition of wild boar in north-eastern and western Poland*.
- Gulakov, A.V. (2013). Accumulation and distribution of ¹³⁷Cs and ⁹⁰Sr in the body of the wild boar (*Sus scrofa*) found on the territory with radioactive contamination. *J. Environ. Radioact.*
- Henning Dahlgaard. (1994). *Nordic radioecology : the transfer of radionuclides through Nordic ecosystems to man*. Amsterdam: Elsevier.
- Hohmann, U. & Huckschlag, D. (2005). Investigations on the radiocaesium contamination of wild boar (*Sus scrofa*) meat in Rhineland-Palatinate: a stomach content analysis. *Eur. J. Wildl. Res.* **51**, 263–270.
- Johanson, K.J. (2003). Cesium i vilt fortfarande ett problem. *Miljötrender*.

Johanson, K.J. & Bergström, R. (1994). Radiocaesium transfer to man from moose and roe deer in Sweden. *Sci. Total Environ.* **157**, 309–316.

Johanson, K.J., Bergström, R., Eriksson, O. & Erixon, A. (1994). Activity concentrations of ¹³⁷Cs in moose and their forage plants in mid-Sweden. *J. Environ. Radioact.* **22**, 251–267.

Johnson, J.E., Ward, G.M., Firestone, E. & Knox, K.L. (1968). Metabolism of Radioactive Cesium (¹³⁴Cs and ¹³⁷Cs) and Potassium by Dairy Cattle as Influenced by High and Low Forage Diets. *J. Nutr.* **94**, 282–288.

Kärnkraftsäkerhet och Utbildning AB (KSU) (Ed.). (2008). Joniserande Strålning. *Bakgrund*.

Lemel, J. (1999). *Populationstillväxt, dynamik och spridning hos vildsvinet, Sus scrofa, i mallersta Sverige*. Forskningsavdelningen, Svenska Jägareförbundet, Uppsala.

Lemel, J. & Truvé, J. (2006). Vildsvin, Jakt och förvaltning.

Liebermann, A. (2013). Dramatisk ökning av olyckor med vildsvin. *svt.se*. URL <http://www.svt.se/nyheter/sverige/dramatisk-okning-av-olyckor-med-vildsvin> Hämtad: 2013-05-23

Markström, S. & Nyman, M. (2002). *Vildsvin*. Jägareförl.

Nikolova, I., Johanson, K.J. & Clegg, S. (2000). The accumulation of ¹³⁷Cs in the biological compartment of forest soils. *J. Environ. Radioact.* **47**, 319–326.

Nikolova, I., Johanson, K.J. & Dahlberg, A. (1997). Radiocaesium in fruitbodies and mycorrhizae in ectomycorrhizal fungi. *J. Environ. Radioact.* **37**, 115–125.

Nimis, P.L. (1996). Radiocesium in plants of forest ecosystems. *Stud. Geobot.* **15**, 3–38.

Nimis, P.L., Bolognini, G. & Giovani, C. (1994). Radiocontamination patterns of vascular plants in a forest ecosystem. *Sci. Total Environ.* **157**, 181–188.

Rekommendationer för Radioaktiva ämnen. (2013). *Livsmedelsverket*. URL <http://www.slv.se/sv/grupp1/risker-med-mat/radioaktivitet-och-bestraling/radioaktiva-amnen/> Hämtad: 2013-05-29

Rosén, K. (2006). *Resursbehov för motåtgärder och sanering vid kärnenergiolyckor i svenskt jordbruk*. 2006 års utgåva. Karlstad: Räddningsverket.

Rosén, K., Öborn, I. & Lönsjö, H. (1999). Migration of radiocaesium in Swedish soil profiles after the Chernobyl accident, 1987-1995. *J. Environ. Radioact.* **46**, 45–66.

Schley, L. & Roper, T.J. (2003). Diet of wild boar *Sus scrofa* in Western Europe, with particular reference to consumption of agricultural crops. *Mammal Rev.* **33**, 43–56.

Steiner, M., Fielitz, U., Steiner, M. & Fielitz, U. (2009). Deer truffles – the dominant source of radiocaesium contamination of wild boar. *Radioprotection* **44**, 585–588.

Strebl, F. & Tataruch, F. (2007). Time trends (1986–2003) of radiocesium transfer to roe deer and

wild boar in two Austrian forest regions. *J. Environ. Radioact.* **98**, 137–152.

Weimer, R. (2011). Resultat av tjugofem års mätningar av Cs-137-halter i älg i Uppsala län.

Vildsvin. (2013). *Sven. Jägareförbundet*. URL <http://jagareforbundet.se/sv/vilt/viltvetande/artpresentation/daggdjur/vildsvin/> Hämtad: 2013-04-17

Vinichuk, M., Johanson, K.J., Rosén, K. & Nilsson, I. (2004). Role of the fungal mycelium in the retention of radiocaesium in forest soils. *J. Environ. Radioact.* **78**, 77–92.

Zibold, G., Drissner, J., Kaminski, S., Klemt, E. & Miller, R. (2001). Time-dependence of the radiocaesium contamination of roe deer: measurement and modelling. *J. Environ. Radioact.* **55**, 5–27.