

Resultat av tjugofem års mätningar av ¹³⁷Cs-halter i älg i Uppsala län

*Results of twenty-five years measurements of the
concentrations of ¹³⁷Cs in moose in Uppsala county*

Robert Weimer



Magisteruppsats i biologi

SLU, Sveriges lantbruksuniversitet
Fakulteten för naturresurser och lantbruksvetenskap
Institutionen för mark och miljö

Robert Weimer

Resultat av tjugofem års mätningar av ^{137}Cs -halter i älg i Uppsala län
Results of twenty-five years measurements of the concentrations of ^{137}Cs in moose in Uppsala county

Handledare: Professor Synnöve Sundell-Bergman, institutionen för mark och miljö, SLU
Examinator: Docent Klas Rosén, institutionen för mark och miljö, SLU
EX0564, Självständigt arbete i biologi - magisterarbete, 30 hp, Avancerad nivå, A1E

Institutionen för mark och miljö, SLU, Examensarbeten 2011:15
Uppsala 2011

Nyckelord: cesium, älg, radioekologi, strålning, Tjernobylyolyckan, älgkött, Heby

Elektronisk publicering: <http://stud.epsilon.slu.se>

Omslag: bild från Svenska Jägareförbundets hemsida

Abstract

At the end of April 1986 reactor number 4 of the nuclear power plant at Chernobyl exploded and large amounts of radioactive particles were then released into the atmosphere due to both the explosion as well as the consecutive fire of the graphite core. A cloud of radioactivity was spread over the northern hemisphere, including Sweden, due to the prevailing wind directions. The radioactive particles were washed out from the cloud by rain and snowfall in some areas of Sweden and deposited on the ground. The deposited radionuclides, primarily cesium and iodine isotopes, were later absorbed into the soil and taken up by the roots of the plants. Some of these radionuclides, like ^{137}Cs , still persist in some of the terrestrial ecosystems at relatively high concentrations which lead to contamination of the meat of moose, roe deer and wild boar even today.

The two municipalities Heby and Uppsala, in the eastern part of central Sweden, experienced a relatively large deposition of ^{137}Cs which resulted in high levels of ^{137}Cs in moose and other game. I have undertaken a study to measure levels of ^{137}Cs in moose from Heby and Uppsala during the hunting season in 2010. Data for each moose regarding parish and date were also recorded together with age, sex and carcass weight respectively. I have also analyzed a database containing similar data as above for approximately 3 500 moose hunted between 1986 and 2009.

The results support previous findings pointing to large variations of ^{137}Cs activity concentrations in moose both within but also between years. The data reveal that the average level of ^{137}Cs is higher in young moose than in the adult moose. The results further show that the effective half-life of ^{137}Cs in moose is long and close to its physical half-life of 30 years. The 62 samples collected in this study were assembled during the hunting season of 2010. All samples but one showed ^{137}Cs levels well below the allowed current limit of 1 500 Bq/kg (f.w.) in game meat for sale. The average value was found to be 340 Bq/kg (f.w.). The highest concentration was found in a male calf from Huddunge showing 1 730 Bq/kg (f.w.).

Sammanfattning

I slutet av april 1986 inträffade en stor olycka i reaktor nummer 4 vid kärnkraftverket i Tjernobyl. Det frigjordes då en stor mängd radioaktivt material som med vindens hjälp spreds bl.a. till Sverige. En stor del av de radioaktiva partiklarna deponerades på mark och växtlighet särskilt i de områden där det kom regn och snö. Dessa radionuklider kom så småningom att kontaminera såväl marken som den befintliga växtligheten och därmed infogas i olika kretslopp. Av dessa radionuklider finns det idag fortfarande kvar relativt höga halter av ^{137}Cs i skogsekosystemen. Detta ^{137}Cs kontaminerar kött från vilda djur, såsom älg, rådjur och vildsvin som sedan konsumeras av människor. I Uppsala län drabbades särskilt Heby och norra delarna av Uppsala kommun av nedfallet från Tjernobyl.

I detta arbete har jag utfört provtagningar, under 2010 års jaktsäsong, på älgar skjutna i dessa kommuner och analyserat muskelprover från dem med avseende på halten ^{137}Cs . För varje älg finns uppgifter om dess kön, ålder, slaktvikt, skottplats och datum då den sköts samt uppgift om i vilken församling och av vilket jaktlag den fälldes. Jag har även analyserat en databas där motsvarande data har lagrats för varje år sedan mätningarna började år 1986, och jämfört mina nya data med dessa. Databasen innehåller data för totalt cirka 3 500 älgar.

Resultaten från 2010 års provtagning stöder tidigare slutsatser om stora variationer mellan år och individer när det gäller halterna av ^{137}Cs i älgkött. Kalvar visar genomgående signifikant högre medelvärden. Resultaten visar även att den effektiva halveringstiden för ^{137}Cs i älg är lång och att nedgången till stor del beror på den fysikaliska halveringstiden för ^{137}Cs som är 30 år. Alla 62 prover utom ett, en tjurkalv från Huddunge med halten 1 730 Bq/kg (f.v.), hade ^{137}Cs -halter under gränsen för salufört vilt som är 1 500 Bq/kg (f.v.). Medelvärdet 2010 uppmättes till 340 Bq/kg (f.v.).

Innehållsförteckning

1	Introduktion	7
2	Bakgrund	9
3	Älg	13
3.1	Älgens biologi	13
3.2	Älgens ekologi: biotopval och foder	13
3.3	Älgjakten	15
4	Radioaktivitet och strålning	16
4.1	Joniserande strålning.....	16
4.2	Stråldoser, storheter och enheter	17
4.3	Sönderfall och halveringstider	18
4.3.1	Olika halveringstider.....	18
4.3.2	Radiocesium.....	19
5	Radiobiologi	20
5.1	Biologiska effekter	20
5.1.1	Akuta effekter	20
5.1.2	Sena effekter	21
6	Radioekologi	22
6.1	Skogens radioekologi	22
6.1.1	Älgens upptag av radiocesium	23
7	Material och metoder	26
7.1	Platsbeskrivning.....	26
7.2	Provtagningen 2010.....	27
7.3	Kvalitetssäkring av databas	28
7.4	Analys och statistik	29
8	Resultat	31
8.1	Resultat från provtagningen 2010.....	31
8.2	Resultat från analys av databas	34
9	Diskussion	36
10	Slutsats	38
11	Referenser	39
	Tack	42
	Bilaga 1	43

1 Introduktion

I Sverige skjuts det runt 100 000 älgar varje säsong vilket medför att cesium-137 (^{137}Cs) i kontaminerade områden överförs via konsumtion av viltkött till jägare och dennes familj. Dessa människor har därmed fått en ökad stråldos på grund av ^{137}Cs vilket under vissa omständigheter kan ha inneburit att dosgränsen på 1 mSv överskridits. Halterna av ^{137}Cs i älgkött har minskat sedan 1986 så att sannolikheten för ett överskridande av dosgränsen är mycket liten.

Alltsedan Tjernobylyolyckan 1986 har mycket data samlats in med avseende på mängden ^{137}Cs i mark, växter och djur. Särskilt för vissa områden nordväst om Uppsala har muskelprover från älg (samt även rådjur och annat vilt) kontinuerligt samlats in från olika jaktlag under jaktsäsong för åren 1986 till 2009. Dessa har sedan analyserats med avseende på halten ^{137}Cs . Detta gör att det finns långa tids-serier med ^{137}Cs -halten i vilt i dessa områden, vilket är mycket värdefullt ur forskningssynpunkt. Data över halterna av ^{137}Cs i älg finns inlagda i en databas tillsammans med ytterligare protokolluppgifter från olika jaktlag i Heby och Uppsala kommun (muntl. Rosén, 2010). I denna studie har muskelprov från älgar, huvudsakligen från tre orter i Heby kommun, samlats in där depositionen i medeltal var cirka 30-40 kBq/m² år 1986 (Johanson & Bergström, 1989). Dessa halter på deponering ligger betydligt under de värst drabbade områdena i f.d. Sovjet där stora områden fick upp till och över 500 kBq/m² efter Tjernobylyolyckan (Johanson, 1996).

Syftet med detta arbete har varit att undersöka halterna av ^{137}Cs i älg under hösten 2010 samt att jämföra dessa värden med resultaten från åren 1986 till 2009. Detta för att se hur halterna har minskat samt om variationen mellan älgar och mellan år fortfarande är lika tydlig. Det innebär att medelhalten av ^{137}Cs 2010 förväntas vara mindre än hälften av den för 1986 och kalvarna förväntas uppvisa signifikant högre medelhalter än de vuxna djuren.

2 Bakgrund

Kärnkraftsreaktor nr 4 i Tjernobyl i Ukraina havererade den 26 april 1986. Ett moln av rök och aska spred sig västerut på grund av den förhärskande vindriktningen och nådde Sverige under de kommande dygnet. Molnet förde med sig stora mängder radioaktivt material som föll ner över främst de östra delarna av mellersta och norra Sverige vilket gav kraftigt höjda halter av radioaktivt ^{137}Cs och ^{134}Cs (fig. 1) (Andersson *et al.*, 2007). Lokalt i Gävletrakten kunde halten efter nedfallet uppgå till 200 kBq/m^2 . Orsaken till det stora nedfallet i just dessa områden var de då rådande väderförhållandena med regn och snö vilket tog med sig radioaktiva ämnen ner till marken. Framförallt utgjordes nedfallet av radionukliderna ^{137}Cs , ^{134}Cs och jod-131 (^{131}I) även om andra mer kortlivade radionuklider också ”tvättades ur” molnet. Dessa kortlivade radionuklider har idag sönderfallit helt eller minskat till oansenliga mängder – vilket dock inte gäller för ^{137}Cs som har en fysikalisk halveringstid på cirka 30 år (Andersson *et al.*, 2007). Före nedfallet låg halterna under 3 kBq/m^2 i hela Sverige och detta nedfall härrörde från de atmosfäriska kärnvapenproven (Andersson *et al.*, 2007). Viss erfarenhet av ^{137}Cs -nedfall fanns därför redan från tiden efter kärnvapenproven, dock inte hur det uppträdde i skogsekosystemen.

Den ekologiska halveringstiden, som innebär den tid det tar för ett ämnes tillgänglighet i ett visst ekosystem att minska till hälften p.g.a. ekologiska processer, är som regel kortare än den fysikaliska halveringstiden men kan skilja för olika ekosystem. I skogliga ekosystem har det visat sig att den ekologiska halveringstiden är mycket längre än för jordbruksekosystem (Johanson, 1996). Långa tidsserier har indikerat att aktivitetsminskningen för ^{137}Cs i skogliga ekosystem snarare följer den fysikaliska halveringstiden. Detta kan bero på att skogsmark som regel innehåller en mindre andel lermineral jämfört med jordbruksmark. Lermineralet binder ^{137}Cs till viss del och gör det mindre tillgängligt för växter (Johanson &

Bergström, 1989). Den höga andelen organiskt material i skogen binder i mindre utsträckning positiva joner som ^{137}Cs (Strebl *et al.*, 2007). Detta medför att ^{137}Cs blir rörligt och lätt tas upp av växter i skogsekosystemet och därmed bidrar till att kvarhålla ^{137}Cs i markens övre skikt (Strebl *et al.*, 2007). I det sammanhanget kan även nämnas att många träd har ytliga rötter vilket ytterligare gynnar deras upptag av ^{137}Cs från det ytnära skiktet.

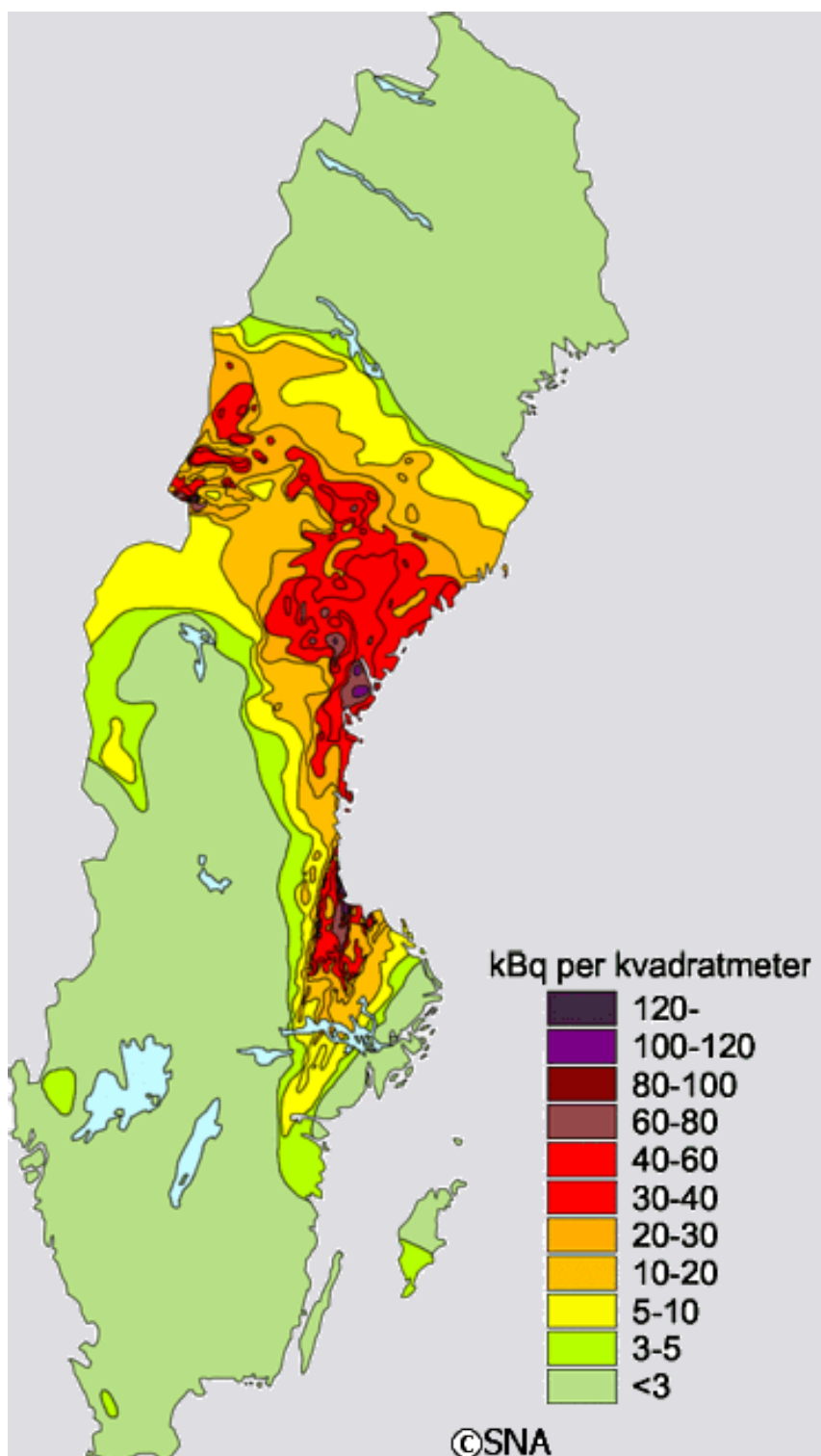
Det radioaktiva nedfallet från Tjernobyl fick stora konsekvenser i delar av Sverige där halterna i marken blev höga ($> 20 \text{ kBq/m}^2$). Den svenska livsmedelsproduktionen i de berörda områdena påverkades då upptaget i växande gröda bedömdes orsaka för höga cesiumhalter i betande djur vilket bl.a. kunde leda till höga koncentrationer i mjölk (Andersson *et al.*, 2002). Även mer fritidsbetnad ”anskaffning” av livsmedel som jakt, fiske samt bär- och svamplockning bedömdes leda till förhöjda halter för de som var drabbade – då halterna av radioaktiva ämnen var eller riskerade att bli ohälsosamt höga. Olika åtgärder för att uppskatta, och om möjligt försöka minska, halten av exempelvis ^{137}Cs vidtogs - till exempel i betesmarker där mjölkkor snart skulle släppas ut grönbeta (Andersson *et al.*, 2002). Sådana åtgärder kunde vara att mäta halten ^{137}Cs i betet och därmed avvakta med att släppa ut kor innan halterna i betet sjunkit till acceptabla nivåer. På jordbruksmark kunde åtgärderna innebära att man gödslade med kalium eller plöjde ner redan kontaminerad gröda och sedan sådde på nytt (Bjåresten *et al.*, 2009).

Under hösten 1986 påbörjades mätningar av cesiumhalterna i de älgar som fälldes under jaktsäsongen. Detta för att fastställa om de var lämpliga för konsumtion eller inte. Livsmedelsverket hade angett en rekommenderad nivå på 300 Bq/kg färskvikt (f.v.) som acceptabel ur konsumtionssynpunkt. Denna nivå höjdes den 1 juli 1987 till $1\,500 \text{ Bq/kg}$ för viltkött som såldes på öppna marknaden (Bjåresten *et al.*, 2009).

Efter 1986 har analys av halter av ^{137}Cs i älgkött mer eller mindre kontinuerligt genomförts fram till 2010. Detta innebär att det finns långa tidsserier av värden baserade på mätdata från delar av Heby och Uppsala kommun. Även uppgifter om kön, ålder, vikt och skottplats för de flesta djuren samt närmast större ort och vilket jaktlag som sköt älgen har samlats in och lagrats i databasen. Materialet utgör därmed en unik möjlighet i att forska kring och förstå hur ^{137}Cs betar sig i skogsekosystemen och vilka faktorer som styr tillgängligheten för växter, djur och svampar samt den långsiktiga påverkan efter ett större nedfall.

I flera studier har halterna av ^{137}Cs i älgkött i Sverige undersökts för att förstå varför de varierar över tid och område samt hur de korrelerar med halterna i omgivande mark och växtlighet (von Bothmer *et al.*, 1990, Palo *et al.*, 1996, Palo *et al.*,

2003). Sådana studier har även genomförts ute i Europa, för olika typer av vilt, i de områden som drabbades av nedfallet från Tjernobylyolyckan med syfte att förstå hur radiocesium uppträder i skogsekosystemen (Kostiainen, 2007, McGee *et al.*, 1995, Lindner *et al.*, 1994, Johanson & Bergström, 1994).



Figur 1. Kartan visar deponeringen av ^{137}Cs i Sverige till följd av nedfallet från Tjernobyli våren 1986 (SNA, 2011).

3 Älg

3.1 Älgens biologi

Älgen, *Alces alces*, är både det största hjortdjuret och det största viltet i den svenska faunan och den återfinns i hela Sverige utom på Gotland. Liksom övriga hjortdjur är den en idisslare. Den finns även i Norge och Finland, men ej i Danmark (Svenska Jägareförbundet, 2011). Vikten på vuxna älgar varierar mellan 200 och 550 kg och de kan komma upp i en mankhöjd på cirka 2 meter. Tjurarna är i snitt cirka 20 % större än korna. Liksom hos våra andra hjortdjur, förutom renen, är det endast tjurarna som anlägger horn. Dessa fälls årligen och de nya hornen börjar växa under senvintern för att sedan nå full storlek under höstens brunst. Under brunsten har hornen funktionen att visa styrka, hälsa och status mot andra tjurar och mot kor (Svenska Jägareförbundet, 2011). Älgen lever normalt ensam, men kan ibland uppträda i par eller som en mindre grupp. De är inte revirhållande, men håller sig oftast till ett visst område, ett så kallat hemområde. Här stannar de en viss tid, kanske en sommar eller ett år. Storleken på hemområdena varierar över landet och de är generellt sett större i norr. I Bergslagen har områden för kor på 1 400 ha och för tjurar på 2 600 hektar registrerats (Svenska Jägareförbundet, 2011).

3.2 Älgens ekologi: biotopval och foder

Älgens födoval styrs av tillgången på lämpligt foder. Således har årstiden en stor betydelse, men tillgången på föda kan också variera från år till år och inom olika områden. Knoppar, skott och grenar på olika träd och buskar utgör mellan 50 % och 80 % av födan året om, med den högre andelen under vinterhalvåret. Den övriga födan består av olika ris, örter och gräs vilka kan utgöra upp till 50 % under sommarhalvåret (Stålfelt 1993). En vuxen älg äter 6-10 kg föda per dygn vintertid,

i färskvikt, och ungefär den dubbla mängden sommartid (Svenska Jägareförbundet, 2011).

Älgens biotopval för sommar- respektive vinterhalvåret visar också på hur den utnyttjar födan. Vintertid håller den gärna till i områden med bra tillgång på träd som tall (*Pinus sylvestris*) och björk (*Betula* spp.) samt vide (*Salix* spp.) i buskskiktet (Stålfelt 1993). På skogsbruksmark är därför kalhyggen och relativt nyföryngrade områden attraktiva. Även tidigare boskapsbetad nu igenväxande mark med exempelvis mycket vide i buskskiktet är attraktivt för älgen. I övrigt är även tallhedar och myrar med lågvuxna tallar nyttjade av älgen (Stålfelt 1993). Under den senare delen av vintern kan älgen även uppträda närmare bebyggelse i närhet av vägar (särskilt under snörika vintrar) och trädgårdar. Sommartid finns de mest eftertraktade växterna i delvis andra biotoper. Fortfarande är nyföryngrad skog populärt, men under sommaren nyttjas även fuktiga marker som kärr och kantzoner runt vatten och sjöar. Brukad mark, som åkrar och ängar, är också vanliga sommarbiotoper (Stålfelt 1993). I en undersökning gjord i mellersta Sverige, där innehållet i våmmen hos 123 skjutna älgar analyserats, visades att bland träd och buskar är vårtbjörk mest betad följt av tall och sedan sälg och viden (Stålfelt 1993). Även glasbjörk (*Betula pubescens*), rönn (*Sorbus aucuparia*), asp (*Populus tremula*) och al (*Alnus* spp.) betas, men i mindre mängder. Inom fältskiktet utgör ris som blåbär (*Vaccinium myrtillus*), lingon (*Vaccinium vitis-idaea*) och ljung (*Calluna vulgaris*) en betydande del av födan. Därefter följer gräs, ormbunkar, mossor och örter (Stålfelt 1993). Mjölörten (*Chamerion angustifolium*) intar en särställning som mycket åtråvärd när den är tillgänglig och nerbetningen av den på föryngringsytor kan vara nära nog total (Stålfelt 1993).

Älgens preferens för olika växtarter beror troligen i första hand på tillgänglighet. Björk är till exempel inte älgens första val om andra lövträd finns i större omfattning, men eftersom björken är så mycket vanligare än de andra lövträden blir den utsatt för det största betetrycket (Stålfelt 1993).

Jordbrukslandskapet erbjuder även det en stor födovariation för älgen. Havre (*Avena sativa*) är mycket omtyckt men även korn (*Hordeum vulgare*), vete (*Triticum aestivum*) och råg (*Secale cereale*) betas (Stålfelt 1993). Fodervallar med mycket klöver (*Trifolium* spp.) är populära under vår och höst, samt raps (*Brassica napus*) och ryps (*Brassica campestris*) under senhösten (Stålfelt 1993).

Svamp ingår som ett naturligt om än litet inslag i älgarnas diet. Normalt ligger andelen svamp kring några få procent, även om det i enstaka fall kunnat utgöra en så hög andel som 20 % av vominnehållet (Johanson *et al.*, 1994). Dock är svamp

inte tillgängligt under stora delar av året varför dess inslag i dieten är starkt beroende på årstid.

3.3 Älgjakten

I Sverige skjuts årligen cirka 80 000 till 100 000 älgar under höstens och vinterns älgjakt. I södra och mellersta Sverige startar älgjakten 2:a måndagen i oktober och slutar den 31:a januari. För jaktåret 2008/2009 sköts 83 554 älgar och under 2009/2010 sköts det 88 015 älgar varav 1 665 stycken fälldes i Uppsala län (Svenska Jägareförbundet, 2009). Medelslaktvikten ligger på cirka 130 kg och av detta är cirka 80 % kött.

4 Radioaktivitet och strålning

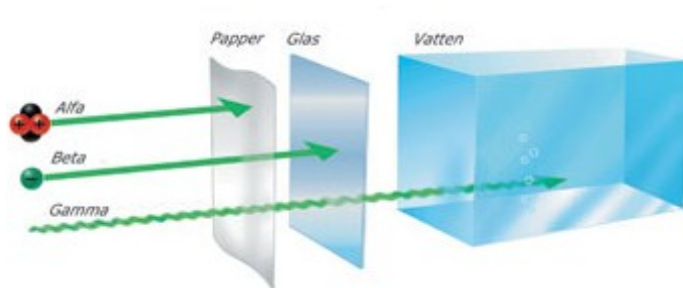
4.1 Joniserande strålning

Joniserande strålning (hädanefter: strålning) finns i tre former och dessa har olika genomträngningsförmåga i materia. De tre formerna är; alfa-, beta- och gammastrålning (α , β och γ) och de kan färdas olika långt i luft och stoppas olika lätt av olika material vilket illustreras i figur 2. Vilken typ av strålning som avges från en radionuklid varierar från ämne till ämne. Vissa radionuklider avger alla tre typerna (α , β och γ) medan andra bara avger en typ av strålning. Både ^{137}Cs och ^{134}Cs avger i huvudsak beta- och gammastrålning vid sönderfall (Andersson *et al.*, 2007).

Strålningens energi varierar mellan olika radionuklider och anges i enheten elektronvolt (eV). På grund av de ofta höga energimängderna används prefixen kilo, mega, eller giga. För ^{134}Cs motsvarar energimängden vid sönderfall 514 keV och för ^{137}Cs motsvarar den 662 keV.

Strålning finns och har alltid funnits i vår omvärld. Den naturliga strålningen som vi alla utsätts för kommer från marken (t.ex. uran i jordskorpan), luften (radon), våra egna kroppar (^{40}K) och rymden (kosmisk strålning) (Bergman *et al.*, 1994). Under modern tid har människan tillfört nya strålningskällor i miljön via atmosfäriska kärnvapenprov, via utnyttjandet av kärnkraft för elproduktion och via medicinsk bestrålning. I genomsnitt bidrar naturlig strålning med den högsta andelen av den stråldos som vi i Sverige årligen utsätts för (Bergman *et al.*, 1994). Den naturliga strålningen består huvudsakligen av strålning från radium (^{222}Ra) och kaliums radioaktiva isotop - ^{40}K (Bergman *et al.*, 1994). De första mänskliga aktiviteter som bidrog till ökningen av radioaktiva ämnen i miljön var de atmosfäriska kärnvapenprov som inleddes kring 1950-talet (Andersson *et al.*, 2007). Kärnvapenproven gav upphov till förhöjda strålningsnivåer över stora delar av jorden och denna strålning härrörde främst från nedfallet av ^{137}Cs och ^{131}I . I Sverige beräknas

det totala nedfallet av ^{137}Cs från 1950- och 1960-talens kärnvapenprov ha uppgått till $1,5 \cdot 10^{15}$ Bq att jämföra med deponeringen våren 1986 från Tjernobyl på $4,5 \cdot 10^{15}$ Bq (Johanson, 1996).



Figur 2. Bilden visar vad som krävs för att stoppa de olika strålslagen (Vattenfall, 2011a).

4.2 Stråldoser, storheter och enheter

Radioaktivt sönderfall mäts i enheten Bq (efter Henri Becquerel). En Bq är det samma som ett sönderfall per sekund. Dock visar aktiviteten i Bq inte hur farligt eller vilken effekt strålningen har då det varierar beroende på vilket ämne som sönderfaller och vilken typ av strålning som sänds ut (Andersson *et al.*, 2007). Tre dosbegrepp är viktiga:

- **Absorberad dos:** Den anger hur mycket strålningsenergi som tas upp per kg kroppsvikt. Den har enheten Gray (Gy) där 1 Gy är likvärdig med 1 joule/kg.
- **Ekvivalent dos:** Den tar förutom absorberad stråldos hänsyn till vilken typ av strålning det är fråga om eftersom de tre strålningstyperna, α , β och γ , har olika biologisk inverkan på kroppen. Enheten är Sievert (Sv) där milli-Sievert (mSv) är vanligt förekommande. Ekvivalent dos används när gränsvärden för olika organ skall sättas. Dessa doser kan bara beräknas.
- **Effektiv dos:** Den tar utöver mängden strålningsenergi och strålslag även hänsyn till att olika organ uppvisar olika känslighet för bestrålning när det

gäller strålningsinducerad cancer. Dessa doser kan bara beräknas. Enheten för effektiv dos är Sv.

Relativ biologisk effekt (RBE) beskriver att olika strålslag vid samma absorberade stråldos har olika effektivitet när det gäller att inducera en viss typ av skada som exempelvis brott på DNA-molekylen eller mutationer. Värdet på RBE varierar dock inte bara mellan olika strålslag utan också med vilken typ av effekter som studerats och inom vilka dosintervall som effekter studeras. Inom strålskyddsdosimetri används en viktningsfaktor, w_r , för olika typer av strålning för att bestämma strålningens effektivitet med avseende på induktionen av cancer. (Bergman *et al.*, 1994). Viktningsfaktorn är baserad på experimentella RBE-värden och antas vara 20 för alfastrålning och 1 för gammastrålning (ICRP 103, 2007)

Ett intag av 75 kBq av ^{137}Cs motsvarar enligt ICRP en effektiv stråldos på 1 mSv (ICRP 72, 1996), vilket är den idag gällande dosgränsen för allmänheten (Finck, 2010). Den risk som 1 mSv per år innebär motsvarar 1 på 20 000 att drabbas av strålningsinducerad cancer någon gång i framtiden emedan risken är 5 % per Sv (Finck, 2010). I Sverige beräknas antalet dödsfall per år relaterat till ^{137}Cs vara cirka fem stycken (Andersson *et al.*, 2007). Den normalt förekommande mängden radionuklider i vår kropp, bestående av ^{40}K , ger en aktivitet på cirka 100 Bq/kg kroppsvikt (Vattenfall, 2011b).

4.3 Sönderfall och halveringstider

Halveringstiden hos ett radioaktivt ämne är den tid det tar för dess radioaktiva atomer att sönderfalla till halva antalet. Halveringstiderna varierar extremt mycket mellan olika radionuklider, där exempelvis uran-238 (^{238}U) har en halveringstid på 4,5 miljarder år och radon-220 (^{220}Rn) har en halveringstid på 55 sekunder. Generellt kan man säga att efter 10 halveringstider så återstår endast en tusendel av den ursprungliga aktiviteten (Bergman *et al.*, 1994).

4.3.1 Olika halveringstider

Inom radioekologin talar man ofta om olika halveringstider och begreppet halveringstid används ofta med olika prefix beroende på i vilket sammanhang det används (Andersson *et al.*, 2002). Några exempel är:

- **Fysikalisk halveringstid** ($T_{1/2}$), vilken visar efter hur lång tid 50 % av de radioaktiva nukliderna finns kvar. Den går ej att påverka på något sätt. För ^{137}Cs är den fysikaliska halveringstiden 30 år och för ^{40}K är den 1,3 miljarder år.
- **Biologisk halveringstid** ($T_{1/2,\text{bio}}$), vilken anger efter hur lång tid 50 % av de radioaktiva nukliderna finns kvar i en organism efter intag. För många radionuklider är den biologiska halveringstiden betydligt kortare än den fysikaliska. Den biologiska halveringstiden för både ^{134}Cs och ^{137}Cs är cirka 90 dygn hos människan (Faktasamling CBRN, 2011).
- **Effektiv halveringstid** ($T_{1/2,\text{eff}}$), vilken är en sammanvägning av den fysikaliska och biologiska halveringstiden.
- **Ekologisk halveringstid**, är den tid det tar för 50 % av radionukliden att försvinna ur ett visst ekosystem.
- **Effektiv ekologisk halveringstid**, vilken är en sammanvägning av den fysikaliska och den ekologiska halveringstiden. För att kunna göra beräkningar som visar på framtida doser av exempelvis ^{137}Cs till människa är det nödvändigt att veta hur tillgängligt detta ^{137}Cs är i olika delar av ekosystemet över tid. För detta ändamål bestämmer man den effektiva ekologiska halveringstiden.

4.3.2 Radiocesium

Cesium förekommer naturligt i miljön, men då som den stabila och icke-strålände nukliden cesium-133 (^{133}Cs). Både ^{137}Cs och ^{134}Cs är fissionsprodukter som bildas vid fission i en reaktor och deras bildning är relaterat till utbränningen av bränslet i kärnan (muntl. Sundell-Bergman, 2011). När ^{137}Cs sönderfaller bildas den stabila nukliden barium-137 (^{137}Ba).

5 Radiobiologi

5.1 Biologiska effekter

Joniserande strålning kan påverka molekyler i levande vävnad och därmed orsaka skada. Den vanligaste molekylerna i våra celler är vattenmolekylen och det är också den som har högst sannolikhet att träffas av strålning. Vattenmolekylen kan då sönderdelas och bilda fria radikaler samt en fri elektron (Johansson, 1996). Dessa radikaler är mycket reaktiva och kan lätt reagera med andra molekyler i cellen. Skador på proteiner, kolhydrater, lipider och RNA anses ha liten betydelse, medan skador på DNA-molekylen, som utgör <1% av cellinnehållet, är de som kan leda till sena biologiska effekter (Johansson, 1996). Då DNA är dubbelsträngat finns en viss inbyggd buffert mot strålningsskador som endast påverkar den ena strängen. Dessa skador kan repareras nära hundra procentigt genom att ”mallen” finns kvar, vilket inte gäller när skador inträffar momentant på båda strängarna. Denna typ av skador, dubbelsträngsbrott, är betydligt svårare att reparera korrekt och kan därför leda till att det uppstår fel som leder till uppkomst av mutationer.

5.1.1 Akuta effekter

Skador som uppkommer relativt snart efter en bestrålning är ofta förutbestämbara eller **deterministiska**. Dessa skador uppkommer alltid om doserna överskrider vissa värden och beror på att cellerna i ett visst organ dör eller att cellsyntesen bromsas upp. Bristerna i cellnybildningen medför att organet slutar att fungera efter en mycket hög stråldos/dosrat. Vid homogen bestrålning (helkroppsbestrålning) är skador på benmärgen mest kritisk medan skador på andra organ som magtarmkanal och centrala nervsystemet är kritiska vid högre stråldoser. Är strålningen heterogen (ojämn över kroppen, eller bara till vissa organ eller att dosraten är låg) så krävs högre doser innan skadorna blir kritiska för överlevnaden. De akuta

skadorna kan vara kräkningar och diarréer samt försämrat immunförsvar vilket leder till ökad infektionskänslighet (Andersson *et al.*, 2007).

5.1.2 Sena effekter

Med sena eller **stokastiska**, effekter menas vanligen cancer eller ärftliga förändringar som uppkommer till följd av skador i en enda cell (Andersson *et al.*, 2007). Även om sannolikheten för att en skada ska uppkomma ökar med ökande stråldos så anses "allvarligheten" hos skadan vara oberoende av stråldosen (Andersson *et al.*, 2007).

Det kan ta många år eller årtionden innan cancer visar sig efter bestrålning eftersom det krävs flera andra mutationer i en cell för att den skall transformeras till en cancercell (muntl. Sundell-Bergman, 2011). Mekanismerna bakom strålningsinducerad cancer är inte kända idag även om man antar att det som startar processen är en felaktigt reparerad DNA-skada (dubbelsträngsbrott). Uppkomsten av cancer efter bestrålning är beroende av många olika faktorer som vävnadstyp, kön, ålder eller hur stor del av kroppen som blivit bestrålad. Till skillnad från deterministiska skador, så antar man att risken är proportionell mot stråldosen (Bergman *et al.*, 1994) enligt den så kallade linjära hypotesen (LNT) (muntl. Sundell-Bergman, 2011). Dock är det osäkert vilken betydelse låga doser har för cancerrisken (Andersson *et al.*, 2007). ICRP har angett cancerrisken för fatalcancer till att vara 5 % per Sv baserat på epidemiologiska studier från framförallt överlevande från Hiroshima och Nagasaki (ICRP 103, 2007). Genetiska skador i könsceller, kan induceras efter bestrålning men riskerna för ärftliga effekter efter bestrålning har tonats ner i de senaste rekommendationerna inom strålskyddet (ICRP 103, 2007).

6 Radioekologi

Inom radioekologin studeras hur radioaktiva ämnen, både syntetiska och naturliga, transporteras/omlagras inom och mellan ekosystem av olika slag och hur de tas upp i olika organismer. Den kunskapen kan sedan användas för att bedöma på vilket sätt och i vilken omfattning de olika radionukliderna kan föras vidare till människor och övriga delar av miljön. Kunskapen är också viktig för att fatta beslut om vilka motåtgärder som kan vara lämpliga att genomföra i händelse av ett större nedfall av radioaktiva ämnen. Skogsmark respektive jordbruksmark skiljer sig avsevärt med avseende på dessa faktorer. Till exempel förekommer regelbundna aktiviteter som gödsling och plöjning bara inom jordbruket och dessa aktiviteter kan minska halterna i marken på relativt kort sikt. Vidare producerar jordbruket i huvudsak föda direkt för oss människor medan skogen i första hand producerar virke eller pappersmassa. Först i andra hand kommer produkterna vilt, bär, och svamp som kan utgöra viktiga födotillskott för vissa människor. Motåtgärderna i skogsmark kan därmed antas vara mindre prioriterade utifrån ett ekonomiskt perspektiv.

6.1 Skogens radioekologi

Endast ^{137}Cs som har en halveringstid på 30 år finns idag kvar i större mängder i skog och mark efter Tjernobylnedfallet. Halveringstiden för ^{134}Cs är två år vilket innebär att dess aktivitet 2010 minskat till mindre än 1/1000 av den ursprungliga aktiviteten efter Tjernobylnedfallet.

Radiocesium som finns i skogsmark är som regel mer tillgängligt för växter och svampar än vad det är i jordbruksmark (Andersson *et al.*, 2007). Detta beror i huvudsak på att skogsmarken är näringsfattigare, har lägre pH samt högre andel organiskt material än vad jordbruksmarken har. Mängden kalium i marken är också mycket viktig för växternas upptag av radiocesium då kalium och radiocesium är mycket lika varandra kemiskt och biologiskt. En hög kaliumhalt ”späder ut” risken

för upptag av radiocesium och vice versa. Samma mängd deponerat ^{137}Cs i skogsmark som jordbruksmark ger följaktligen betydligt högre halter i skogsmarkens växtlighet.

Bland växter i skogsmark uppvisar ljungväxter normalt de högsta halterna av ^{137}Cs då de växer på magra marker med hög andel organiskt material. Johanson (1996) visade exempelvis halter på 11 000 Bq/kg torrsbstans (t.s) för prover tagna 1991 i Harbo. Halterna var samtidigt 3 000 respektive 4 000 Bq/kg t.s. i blåbär respektive lingon i samma område. I jämförelse uppvisade växter från jordbruksmark vid samma tid undantagsvis på halter över 1 000 Bq/kg t.s. (Johanson, 1996). Även senare studier visar på att halten i ljung är hög och att lingon och blåbär ligger betydligt under den i ljung. Under åren 1992-2009 hade ljung en medelhalt på 11 584 Bq/kg, blåbär 2 691 Bq/kg och lingon 2 162 Bq/kg t.s. i Harbo (Rosén *et al.*, 2011). I samma studie visades att en del svampsorter hade liknande nivåer som de i lingon och blåbär, men att de flesta svampsorterna visade på halter som var mellan 10 och 100 gånger högre.

6.1.1 Älgens upptag av radiocesium

Ur ett livsmedelsperspektiv är kontamination av viltkött, bär och svamp som finns i skogen viktig. ^{137}Cs uppför sig nästan identiskt som sin kemiska analog kalium och återfinns därför i samma typ av vävnad som kalium. Det innebär att ^{137}Cs finns till 85 % i muskelvävnaden och till 5 % i skelettet vid ett jämviktstillstånd (Andersson *et al.* 2002). Hos älg, liksom andra idisslare, så absorberas cirka 60 % av det ^{137}Cs som via födan passerar mag-tarmkanalen (Nelin, 1994). ^{137}Cs följer samma metaboliska processer som kalium varför det endast finns en viss tid i en djurkropp innan det slutligen utsöndras. Den biologiska halveringstiden för ^{137}Cs i älg varierar mellan 20 – 30 dygn beroende på om det är älgkalv eller vuxet djur (Nelin, 1994). Därav följer att typen och mängden av föda som intagits under den senaste månaden inverkar stort på halten av ^{137}Cs i muskelvävnaden hos älg.

Älgens upptag av radionuklider såsom ^{137}Cs sker från föda, vatten och kontaminerad jord, men det är i huvudsak från födan som det stora upptaget sker (Voigt *et al.*, 2007). Upptaget från vatten kan vara högt strax efter ett nedfall, men bidrar på längre sikt lite till älgens totala upptag. Strax efter ett nedfall förekommer mycket radioaktivt material som deponerats direkt på växtligheten (Rosén & Eriksson, 2008). Med tiden sker sedan en omfördelning till marken och på lite längre sikt är det istället rotupptaget från marken som dominerar växternas upptag. Älgens upptag från jord som följer med födan anses vara av mindre vikt även om halten i jorden kan vara relativt hög och detta beror på att möjligheten för mag-tarmkanalen

att absorbera radionuklider bundna till jordpartiklar är låg (Voigt *et al.*, 2007). Sammantaget innebär detta att i samband med ett radioaktivt nedfall så förändras sättet på vilket älgen tar upp ^{137}Cs med tiden. Man bör ha i minnet att det cesium som älgen får i sig inte härrör direkt från deponeringen, åtminstone inte efter 1986, utan att det istället härrör från intag av växter som via rotsystemet tagit upp cesium eller från intag av svamp som via mykorrhizan ackumulerat cesium. Så även om älgen äter relativt mycket växtmaterial så utgör den tillgängliga mängden endast den mängd som växterna tagit upp via rötterna vilket ger en begränsning när det gäller halterna i älg efter det initiala skedet.

Älgens upptag, och därmed halten av ^{137}Cs i dess muskelvävnad, varierar under året beroende på vilken typ av föda som intas samt på födobeteendet hos älgen. En studie i Harbo indikerar att de viktigaste växterna för älg under olika säsonger är: björk på sommaren, björk och blåbär på tidig höst, ljung på senhösten och tall på vintern (von Bothmer *et al.*, 1990). Medelhalterna i dessa växter skiljer sig åt och några exempel på halterna (uttryckt i Bq/kg torrs substans) i dessa växter under 1986-1988 samt 1986-1989, visas i tabell 1 (von Bothmer *et al.*, 1990, Fawaris & Johanson, 1994). På grund av relativt höga halter i ljung så förväntas en topp i ^{137}Cs -halten hos älg under oktober. Även svamp, som kan ackumulera mycket cesium, utgör en viktig, om än liten, del i älgens diet under hösten. Således kan svamprika år orsaka ännu högre halter av ^{137}Cs i älgkött under jaktsäsongen (Johanson *et al.*, 1994).

Tabell 1. Tabellen visar olika medelvärden av ^{137}Cs -halten i några av älgens viktigaste födoväxter uttryckt i Bq/kg torrs substans. Alla prover kommer från området runt Harbo i Västmanlands län.

Växtart	Årsvis för 1986-1988 av von Bothmer <i>et al.</i> 1990	Juli – september 1986-1989 av Fawaris & Johanson 1994
Tall (<i>Pinus sylvestris</i>)	2 500	3 500
Björk (<i>Betula</i> spp.)	1 200	3 200
Ljung (<i>Calluna vulgaris</i>)	13 000	12 269
Blåbär (<i>V. myrtillus</i>)	4 100	4 662

Älgens ålder och fysiska status spelar en stor roll för upptaget av ^{137}Cs . Unga djur absorberar radionuklider i större omfattning p.g.a. en ännu ej fullt utvecklad tarmvägg (Voigt *et al.*, 2007). Även kalvarnas större intag av föda per kg kroppsvikt jämfört med äldre djur bidrar till högre halter i muskelvävnaden hos dem (Johanson, 1996).

För att kvantifiera överföringen från mark till älg används en s.k. aggregerad överföringsfaktor (T_{ag}). Denna beskriver förhållandet mellan halten i marken jämfört med halten i älgens muskelvävnad. En tumregel gällande förhållandet mellan markdeposition och halten ^{137}Cs i älg är att en deposition på $1\,000\text{ Bq/m}^2$ ger en halt på cirka 20 Bq/kg (Andersson *et al.*, 2002). Andelen jordbruksmark som förekommer inom älgens hemområde spelar en viktig roll för koncentrationen av ^{137}Cs i älg. Johanson & Bergström (1996) visade att en hög andel jordbruksmark i älgens vistelseområde ger lägre halter av ^{137}Cs i älg dvs. förekomsten av ^{137}Cs i jordbruksmarken har minskat och är mindre tillgänglig för upptag i växter. Framförallt gäller detta gödslad jordbruksmark där kalium ”späder ut” förekomsten av ^{137}Cs i marken.

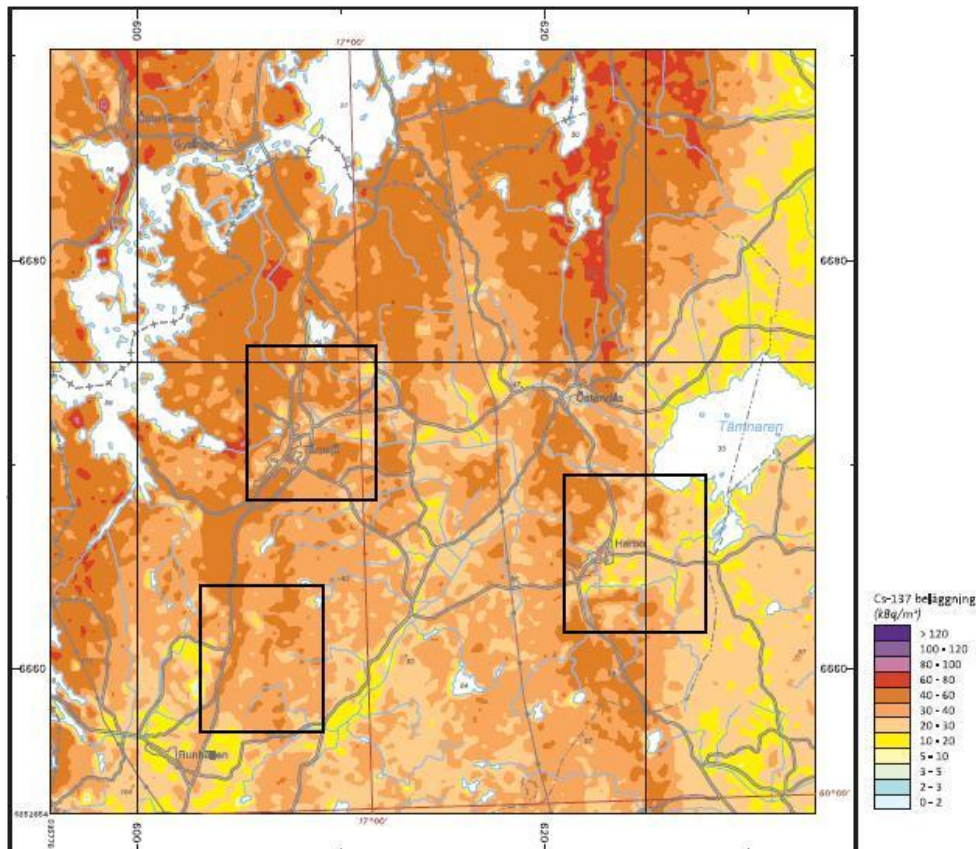
Även före Tjernobyloolyckan fanns detekterbara mängder av ^{137}Cs i olika områden som en följd av kärnvapensprängningarna på 50- och 60-talet. Halterna av ^{137}Cs i älg var dock betydligt lägre (Johanson & Bergström, 1989, Danell *et al.* 1989). Medelvärdet för 17 älgar från Mellansverige (bl.a. Harbo) visade på en medelhalt på 23 Bq/kg (Johanson & Bergström, 1989), medan 12 älgar i norra Sverige (bl.a. i trakterna runt Örnköldsvik) visade ett medel på 33 Bq/kg (Danell *et al.* 1989). Halterna efter Tjernobylnedfallet steg i båda dessa områden. Mätningar på 61 prover från 1986 och 1987, från Mellansverige, visade på medelhalter strax över $1\,000\text{ Bq/kg}$ (Johanson & Bergström, 1989). Medelhalten för det undersökta området i norra Sverige visade på 470 Bq/kg för kalvar och 300 Bq/kg för vuxna djur (Danell *et al.* 1989).

7 Material och metoder

Denna studie bygger på provtagning av älg hösten 2010, med avseende på halten ^{137}Cs , samt en analys av en databas för åren 1986 till 2010. I databasen finns halterna av uppmätt mängd ^{137}Cs per kilo kroppsvikt i älgar i Heby kommun och Uppsala kommun. För 1986 fanns dock bara ett medelvärde och inga individuella värden. Emellertid har en del uppgifter för detta år senare hittats i gamla pärmar och de värdena har lagts in i databasen för år 1986. Av detta skäl har i studien bara medelvärdet för 1986 använts och för analys av standardavvikelse o.s.v. har data fr.o.m. 1987 använts. Uppgifterna för åren 2004-2009 har kvalitetssäkrats i databasen. För dessa år fastställdes även de geografiska koordinaterna för skottplats. De cesiumhalter i älgkött som hädanefter anges avser halten per kg färskvikt (f.v.).

7.1 Platsbeskrivning

Årliga prov för att undersöka halterna av ^{137}Cs i älg och annat vilt har tagits från olika orter i Heby och Uppsala kommun sedan hösten 1986. Orterna i Heby kommun är i huvudsak Harbo, Huddunge och Tärnsjö och dessa ligger cirka 40-50 km nordväst om Uppsala (se fig. 3). I Uppsala kommun kommer proverna från Bälinge som ligger cirka 15 km nordväst om Uppsala. Området i Heby, och även Bälinge, domineras av barrskog med inslag av olika lövträd som björk, asp, rönn och sälg. Det finns också inslag av myrmark samt åker- och ängsmark (von Bothmer *et al.*, 1990). Den huvudsakliga jordarten i området runt Harbo består av morän med visst inslag av kalt berg, grovmo och lera. I Bälinge består jordarten huvudsakligen av lera med visst inslag av morän och kalt berg (SGU, 2011). Medeldeponeeringen av ^{137}Cs i Hebyområdet efter nedfallet 1986 var 30 – 40 kBq, men i figur 3 kan man tydligt se att det finns stora variationer även inom det begränsade området.



Figur 3. Kartan visar deponeringen av ^{137}Cs i delar av Heby kommun 1986 (SGU kartgenerator ref: VSEYI9eqZ). En mycket grov markering av de områden där älgarna sköts är dessutom markerad.

7.2 Provtagningen 2010

Före älgjaktens start distribuerades plastburkar (180 ml) samt protokoll ut till kontaktpersonerna för jaktlagen i de 3 orterna Harbo, Huddunge och Tärnsjö. Kontaktpersonerna stod sedan för vidare kontakt med enskilda jaktlag och för vidarebefordrandet av provburkar samt protokoll till dessa. Proverna som samlades in utgjordes i huvudsak av muskelvävnad från framläggen. En del prover togs även från älg hjärtan samt från framlägg på vildsvin och kronvilt. Proverna från Bälinge togs emot, och lämnades till Institutionen för mark och miljö på SLU, av Karl J. Johanson.

De insamlade proverna skars till samt putsades och fördes sedan över till mindre burkar av 60 ml volym. Detta för att om möjligt få så likartad fyllningsgrad som möjligt i burkarna och för att provutrustningen var kalibrerad för denna geometri. Ett prov var för litet för 60 ml burk och lades istället i provburk av 35 ml volym.

Därefter vägdes proverna och vikten angavs med två decimalers noggrannhet. Burkarna med prover lades sedan i vanliga genomskinliga små plastpåsar av hushållstyp och placerades i de olika detektorerna. Mätningen av proverna pågick mellan 1 till 20 timmar med målsättningen att få en felprocent på max 5 %. Vissa prover förvarades innan mätning i kylrum och andra i frysrums. Felprocenten räknades ut manuellt och noterades på respektive provrapport.

Analysutrustningen utgjordes av halvledardetektorer av germaniumtyp. Resultaten analyserades med hjälp av dataprogrammet Apex (Apex V 1.2 by Canberra Industries). Då jägarna i de flesta fall markerat skottplatsen på en karta på baksidan av protokollet kunde relativt noggranna geografiska koordinater tas fram. Koordinaterna var i formatet RT90 och togs fram med hjälp av Eniros webbtjänst (<http://kartor.eniro.se/>). Koordinaterna noterades sedan på protokollet och lades in i databasen.

Provtagningen under jaktsäsongen 2010 gav 62 prov av muskelvävnad från älg. Av dessa kom 56 % från vuxna (n=35) och 44 % från kalvar (n=27). De vuxna i sin tur utgjordes av 46 % kor (n=16) och 54 % tjurar (n=19). Kalvarna utgjordes av 63 % tjurkalvar (n=17) och 37 % kvigkalvar (n=10). Utöver detta togs även sex hjärtprover och ett leverprov från några av dessa älgar. Dessutom inkom ett prov av kronhjort och ett prov av vildsvin.

7.3 Kvalitetssäkring av databas

För kvalitetssäkring av databasen för åren 2004 till 2009 kontrollerades alla data gentemot de ursprungliga uppgifterna i protokollen från jägarna. Dessutom noterades om den angivna vikten var skattad eller vägdd och om den avsåg älgens totalvikt, passvikt eller slaktvikt. Geografiska koordinater för skottplatserna togs fram baserat på jägarnas markering på kartan. Kontroll för alla år gjordes gällande kön, ålderskategori, ålder och typ av vikt. Kalvarnas ålder sattes till 0 år och djur från 1 år och uppåt räknades som vuxna. Åldern på de vuxna djuren var skattade av jägarna själva. I de flesta fall var även vikten på djuren skattade. Vanligast var att slaktvikten uppgavs. För att uppnå likformighet i alla nödvändiga data justerades många uppgifter till ett standardformat. Justeringarna skedde enligt följande:

- alla åldersuppgifter enligt x-y år sattes konsekvent till det lägre värdet, alltså x. I ett fåtal fall var åldern satt till x-z år och ändrades då till y år.

- alla åldersuppgifter av typ x,5 år avrundades nedåt till närmaste helår.

- alla årskalvar sattes till 0 år.

- alla fjolingar och fjolårskalvar sattes till 1 år.

I ett fåtal fall stämde ej data i databasen med uppgifterna i protokollen från jägar-
na. I ytterligare ett fåtal fall fanns uppgifter inlagda i databasen trots att dessa an-
tingen inte gick att utläsa från protokollet eller att det faktiskt saknades uppgifter.
Uppgifterna fick dock stå kvar som de ursprungligen var inlagda då de utgjorde ett
så litet antal. Man kan även anta att tidigare års ansvariga kan ha fått vissa uppgif-
ter muntligen i efterhand eller gjort kvalificerade gissningar baserat på övriga
uppgifter i protokollet.

7.4 Analys och statistik

Medelhalter, standardavvikelse och diagram för halterna av ^{137}Cs i älg togs fram i
MS Excel. Dessutom utfördes beräkningar och statistisk analys enligt följande
punkter:

Aggregerad transferfaktor – T_{ag} : För att kunna skatta och modellera dosen till
människa efter ett nedfall kan olika överföringsfaktorer räknas fram. Den aggrege-
rade transferfaktorn beskriver hur mycket av exempelvis deponerat ^{137}Cs som förs
över från mark och växtlighet till älgkött (Andersson *et al.*, 2002). Beräkningen
sker enligt formel (1) nedan. Deponeringen i mark har korrigerats för sönderfallet.
Enheten för T_{ag} är m^2/kg .

$$(1) \quad T_{\text{ag}} = \frac{\text{Halten } ^{137}\text{Cs i älgkött (Bq(kg f.v.))}}{\text{Halten } ^{137}\text{Cs i mark (Bq/m}^2\text{)}}$$

Fysikaliskt sönderfall: Formel (2) visar det exponentiella förloppet vid fysika-
liskt sönderfall (Andersson *et al.*, 2007). $A(0)$ är deponeringen vid nedfall i Bq/m^2 ,
 T_{fys} är den fysikaliska halveringstiden för ^{137}Cs på 30 år och t är tiden i dagar från
1986-05-01.

$$(2) \quad A(t) = A_0 * \exp(-\ln 2 / T_{\text{fys}} * t)$$

Variationskoefficient – cv: Formel (3) visar beräkningen för variationskoefficienten vilket möjliggör jämförelser mellan olika år då antalet prov varierar (Box *et al.*, 2005). Multiplicering med 100 ger värdet i procentform.

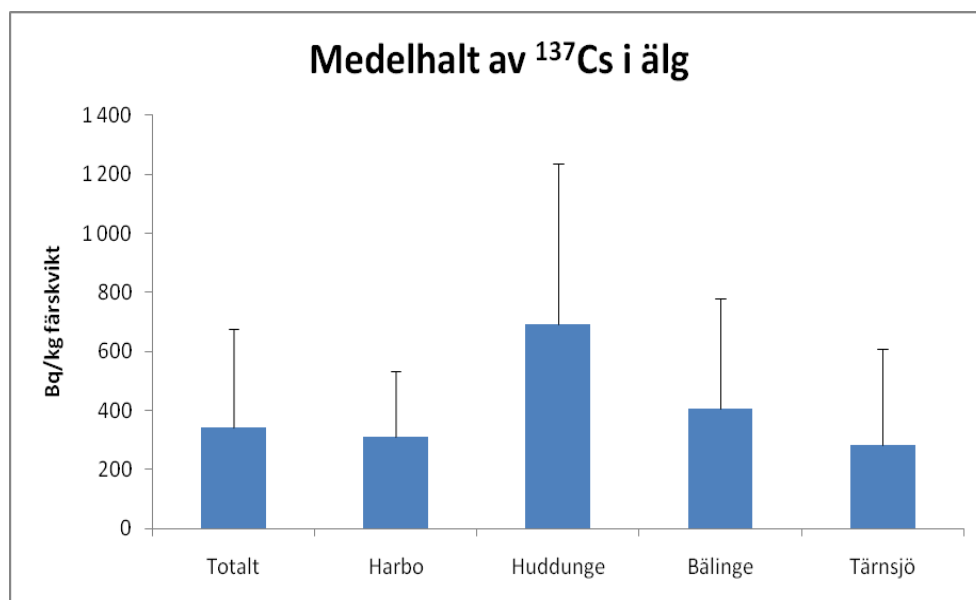
$$(3) \quad cv = \frac{\text{standardavvikelsen}}{\text{medelvärdet}} * 100$$

Statistik: Den statistiska analysen, för medelhalterna av ^{137}Cs i kalvar och vuxna från 1987 till 2010 utfördes i MiniTab 15 Statistical Software (2007). Ett Anova-GLM test användes.

8 Resultat

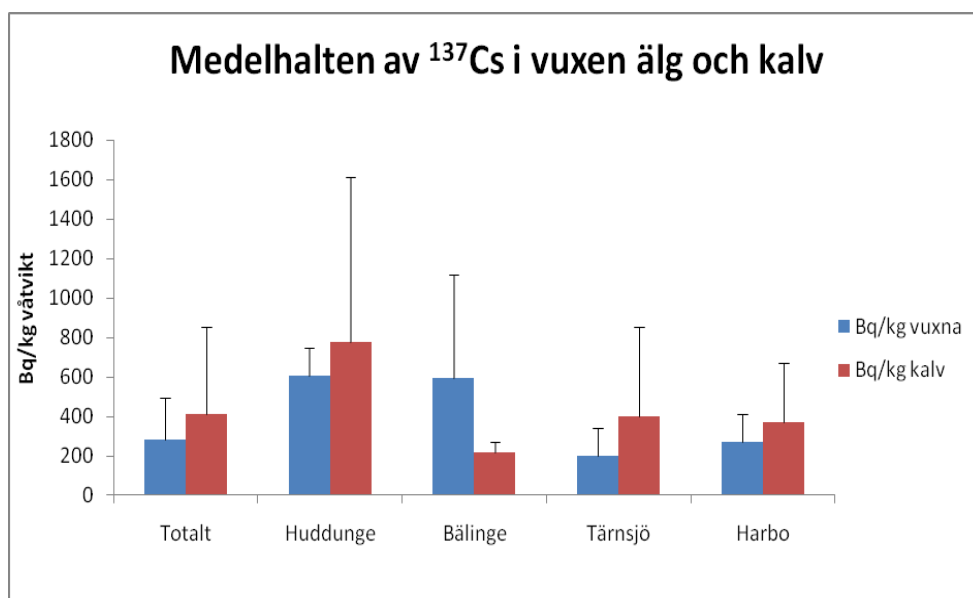
8.1 Resultat från provtagningen 2010

Antalet muskelprover (framlägg) från älg var högre detta år jämfört med förra året (62 prover mot 39 stycken för 2009). Medelvärdet för halterna ^{137}Cs i samtliga älgprover under jaktsäsongen 2010 blev 340 Bq/kg (standardavvikelse, $\sigma = 335$) vilket var högre än medelvärdet för jaktsäsongen 2009 som var 267 Bq/kg. Variationen i medelvärde mellan de olika orterna var stor vilket visas i figur 4. Högst låg Huddunge med ett medelvärde på 693 Bq/kg och lägst låg Tärnsjö med ett medelvärde på 283 Bq/kg. Där emellan låg Harbo på 311 Bq/kg och Bälinge på 406 Bq/kg.



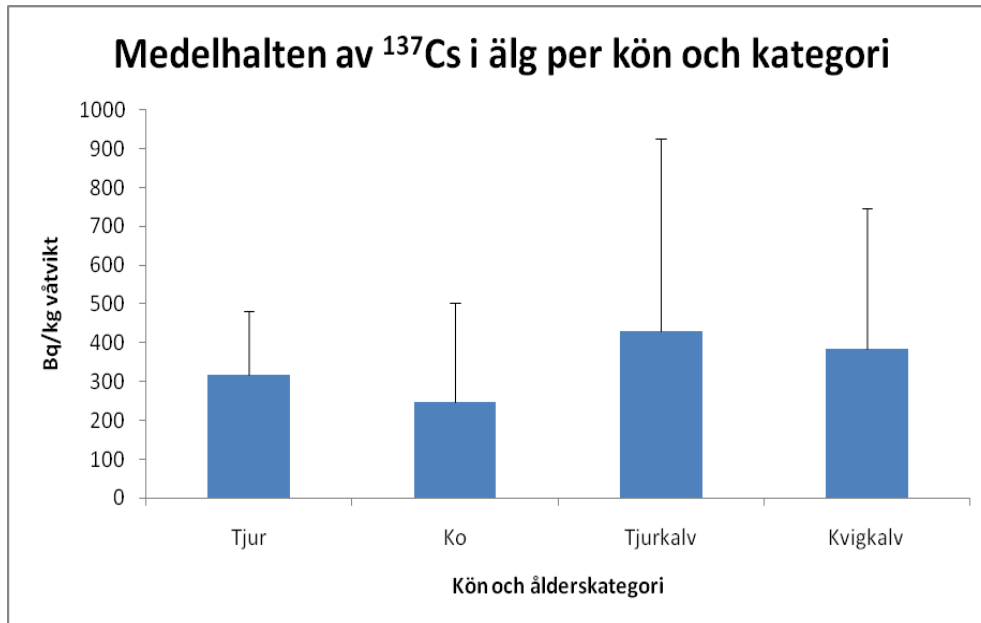
Figur 4. Medelhalt av ^{137}Cs i älg, dels totalt och dels områdesvis i Heby kommun och Uppsala kommun för jaktsäsongen 2010/2011, samt standardavvikelser.

2010 var medelvärdet högst i ålderskategorin kalv vilken hade ett medelvärde på 414 Bq/kg. Det är nästan 50 % högre än för kategorin vuxna som hade ett medelvärde på 284 Bq/kg. Kalvar uppvisade det högsta respektive lägsta värdet i 2010 års mätningar. En tjurkalv från Huddunge hade 1 730 Bq/kg (nr 16) och en tjurkalv från Harbo hade 23 Bq/kg (nr 53). Det lägsta värdet hos vuxna var 48 Bq/kg (5-årig tjur, nr 49) och det högsta värdet var 964 Bq/kg (ko med okänd ålder, nr 41). Värt att notera är att gränsen för saluförda livsmedel endast överskreds av tjurkalven från Huddunge. Två kalvar från Tärnsjö, en tjur- och en kvigkalv, låg emellertid nära gränsvärdet med 1 380 Bq/kg (nr 37) och 1 410 Bq/kg (nr 36). Figur 5 visar medelvärdena per ort och ålderskategori. Standardavvikelsen är högre hos kalv än hos vuxna (förutom i Bälinge som dock utgjordes av endast fyra prover). Det beror troligen på ett eller annat sätt av skillnader i födointag mellan kalvar och vuxna.



Figur 5. Medelhalt av ¹³⁷Cs i vuxna älgar och kalvar, dels totalt och dels områdesvis i Heby kommun och Uppsala kommun för jaktsäsongen 2010/2011, samt standardavvikelser.

Hos både vuxna och kalvar var medelvärdena högre för tjurar än för kor (se fig. 6). Vuxna tjurar visade ett medelvärde på 316 Bq/kg medan vuxna kor visade ett medelvärde på 246 Bq/kg. Tjurkalvar visade ett medelvärde på 446 Bq/kg och kvigkalvar ett medelvärde på 399 Bq/kg.



Figur 6. Medelhalt av ¹³⁷Cs i älg per kön och ålderskategori, i Heby kommun och Uppsala kommun för jaktsäsongen 2010/2011, samt standardavvikelser.

De sex hjärtproverna från älg visade ett lägre medelvärde, än det från framlägg, på 158 Bq/kg. Även för varje individuell älg gällde att halten i hjärta var lägre än halten i framläggen (se tabell 2). Både den högsta halten i hjärta, 442 Bq/kg, samt den lägsta halten, 38 Bq/kg, visades av tjurkalvar från Harbo.

Tabell 2. Halterna av ¹³⁷Cs, i Bq/kg färskvikt, i framlägg och hjärta för sex älgar skjutna 2010.

Område	Kön	Ålder	Bq/kg i framlägg	Bq/kg i hjärta
Harbo	Tjur	Kalv	45	38
Harbo	Tjur	Kalv	482	442
Harbo	Ko	1 år	268	169
Harbo	Ko	3 år	112	52
Harbo	Tjur	1 år	233	145
Tärnsjö	Ko	1 år	131	100

De få proverna från övrigt vilt visade på halter som låg under eller mycket under gränsvärdet på 1 500 Bq/kg för saluförda livsmedel. Vildsvinet från Harbo, en årskulting, visade en halt av 640 Bq/kg att jämföra med närmast skjutna tjurkalv (nr. 34) som visade en halt av 482 Bq/kg. Den 3-åriga kronhjorten från Harbo vi-

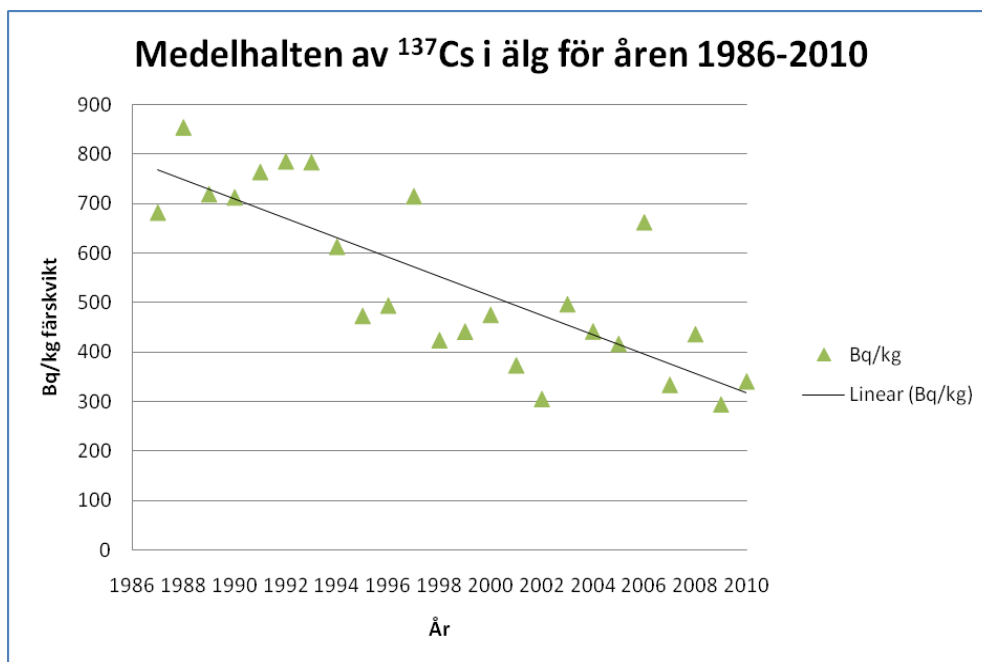
sade en halt av 103 Bq/kg att jämföra med närmast skjutna älgdjur (nr. 25 på 1 år) som uppvisade en halt av 233 Bq/kg.

8.2 Resultat från analys av databas

En analys av databasen visar på en mycket stor variation runt medelvärdet. Förhållandet mellan medelvärde och standardavvikelse ger variationskoefficienten (cv) dvs. hur stor spridningen är i relation till medelvärdet (se formel 3). För 2010 blev cv-värdet 0,99 och genomsnittet för 1987 – 2010 blev 0,68 (eller 68 %) vilket är i överensstämmelse med andra rapporterade värden av ¹³⁷Cs i älg (Bergman & Ågren, 1999).

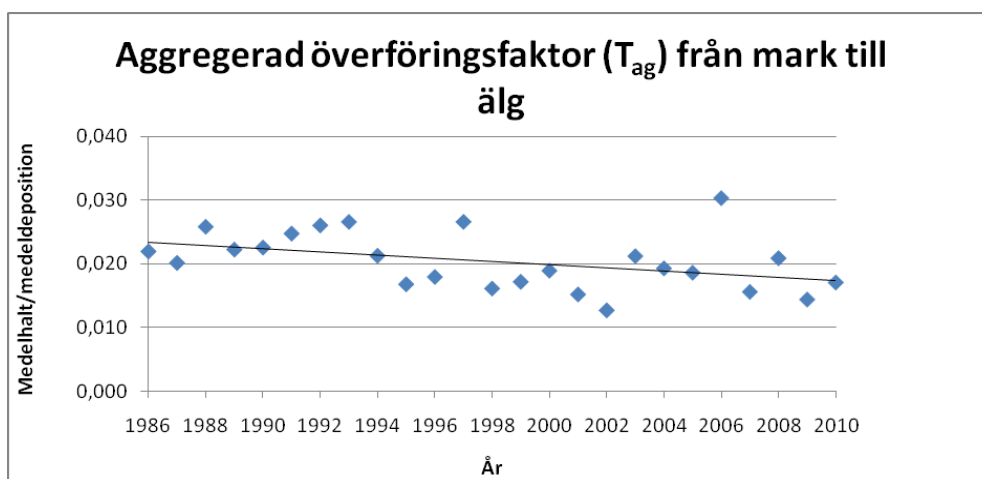
En analys med Anova-GLM för tidsperioden 1987 – 2010 visar att kalvar har signifikant högre halter än vuxna ($p < 0,05$).

Trenden för nedgång av cesiumhalten i älgkött är tydlig och de senaste fyra åren har halter under halva ursprungsvärdet uppmätts för; 2007 (333 Bq/kg), 2009 (293 Bq/kg) och 2010 (340 Bq/kg) (se fig.7). Det högsta respektive lägsta värdet för hela tidsserien i de berörda områdena (Harbo, Huddunge, Tärnsjö och Bälinge) kommer från en tjurkalv skjuten i Tärnsjö 1992, som hade 3 732 Bq/kg, och en kvigkalv skjuten i Huddunge 1997, som hade 16 Bq/kg.



Figur 7. Medelvärden, samt trendlinje, av halten ^{137}Cs i älg åren 1986 – 2010 i Heby kommun och Uppsala kommun.

Den aggregerade överföringsfaktorn, T_{ag} , för ^{137}Cs från mark till älg visas i figur 8 (se formel 2). Nedgången indikerar, efter korrigering för det fysikaliska sönderfallet, att ^{137}Cs långsamt blir mindre tillgängligt för älg i det undersökta området.



Figur 8. Förhållandet, samt trendlinje, mellan halten ^{137}Cs per kg älgmuskel och halten per m^2 mark (korrigerad för fys. halveringstid) för åren 1986 – 2010 i Heby kommun och Uppsala kommun.

9 Diskussion

Resultaten från provtagningen 2010 visar att medelhalten av ^{137}Cs i proverna tagna runt Heby och Bälunge ligger under halva värdet för halterna hösten 1986 vilket överensstämmer med resultaten för 2009. Första gången halterna uppmättes till hälften av dem från 1986 skedde 2007. Detta innebär att den effektiva halveringstiden för ^{137}Cs i älg inträffade cirka 20 år efter Tjernobylyckan. Studier på mitten av 1990-talet pekade på att den effektiva halveringstiden i boreala skogsekosystem skulle ligga nära den fysikaliska halveringstiden på 30 år (Johanson, 1996). Liknande resultat från Finland, för åren 2000 till 2005, visar på en 50 % -ig reduktion av halten ^{137}Cs i älg jämfört med 1986-års halter (Kostiainen, 2007). Även en rapport från SSI, med data från åren 1986 – 2004 i Gävle kommun, indikerar en effektiv halveringstid för ^{137}Cs i älg på 15 år (Andersson *et al.*, 2007).

Studier på halter i ren och rådjur är intressanta att jämföra med. För ren gäller t.ex. att trots mycket höga halter de första åren efter nedfallet så är den effektiva halveringstiden för ^{137}Cs i ren betydligt kortare jämfört med älg. Studier på ren visar på effektiva halveringstider mellan 4,2 och 5,9 år baserat på resultat från tre samebyar under vintertid för åren 1986 – 2004 (Andersson *et al.*, 2007). Studier på rådjur skjutna under vårjakten fram till och med 1997 visar emellertid på en effektiv halveringstid på cirka 15 år vilket är i närheten av de resultat som uppnås i denna studie för älg. Noterbart är att halterna i rådjur som istället skjutits under oktober inte visade på någon nedgång alls jämfört med halterna från 1986 (Andersson *et al.*, 2007). Orsaken tros vara rådjurens relativt höga intag av svamp under hösten. Då kan svamp utgöra 20 – 30 % av vom innehåll hos rådjur (Johanson, 1996).

Liksom tidigare år var variationen stor mellan älgproverna. Det lägsta värdet var 23 Bq/kg, vilket är jämförbart med halterna innan Tjernobylnedfallet, och det högsta värdet var 1730 Bq/kg. Medelvärdet uppmättes till 340 Bq/kg och standardavvikelsen på 335 Bq/kg var liksom tidigare år stor. Dessa resultat stämmer med

förutsägelser gjord av Palo & Wallin 1996. De framställde då en modell som pekade på att fortfarande 30 efter Tjernobylnedfallet kunde medelvärdena vara höga samtidigt som variationen var stor. Årets mätning gav en standardavvikelse på nära 100 % (cv = 0,99) och variationskoefficienten över alla år var nära 70 % (cv = 0,68). Variationen både inom och mellan år är stor över hela mätperioden och beror troligen på att de huvudsakliga födoslagen och födosöksområdena varierar från år till år. Det är också sannolikt att meteorologiska faktorer indirekt kan spela en viss roll exempelvis för tillgången på svamp. Palo *et al.* visade i en studie publicerad 2003 att skillnader i depositionen bara kan förklara en liten del av variationen i halter mellan olika älgar, och att det fanns en samvariation över större områden.

Skillnaden mellan vuxna och kalvar för jaktsäsongen 2010 var signifikant där kalvarnas medelvärde var cirka 50 % högre än de vuxnas medelvärde. Denna skillnad i medelvärde ligger nära de värden som Danell *et al.* (1989) uppmätte hos älgar mellan maj 1986 till april 1987 i norra Sverige. I den studien var halten i kalvar cirka 55 % högre än halten i de vuxna djuren. Denna skillnad varierar sannolikt från år till år och till exempel visar en finsk studie för åren 2000 till 2005 "endast" 20 % högre medelvärden hos kalvar (Kostiainen, 2007).

De sex hjärtmuskelpreven från älg uppvisade lägre halter än proven från framlägg. Normalt antas att cesium fördelas homogent i muskelvävnad. Det är möjligt att hjärtmuskelpreven innehöll en viss mängd blod vilket kan ha påverkat mätresultaten. I framtida mätningar bör därför detta kontrolleras innan mätningar vidtas.

Eftersom det bara blev ett värde för vildsvin så kan man inte uttala sig om nivåerna i dem. Vildsvinen förekommer bara sporadiskt i dessa provområden så därför förväntas inte några stora provmängder framgent. Vildsvinet som inte är en idisslare, tar upp en högre andel av det ¹³⁷Cs som passerar genom mag-tarmkanalen jämfört med idisslare (Hohmann & Huckschlag, 2005). Vad det eventuellt har för betydelse angående halten av ¹³⁷Cs, jämfört med älg, i dessa områden är en fråga för framtida forskning.

10 Slutsats

I denna studie har 2010 års halter av ^{137}Cs i älgkött från Heby och Uppsala kommun uppmätts. Medelhalter samt max- och minimumhalter har bestämts.

En analys av en databas har genomförts, omfattande data för åren 1986 till 2010 rörande halterna av ^{137}Cs i älg från Heby och Uppsala kommun, för att undersöka variationen i ^{137}Cs -halter.

Resultaten för 2010 visar att medelhalten av ^{137}Cs i älg var 340 Bq/kg f.v. vilket är mindre än hälften av den medelhalt som uppmättes hösten 1986 efter nedfallet från Tjernobyl. Det indikerar en effektiv halveringstid för ^{137}Cs i älg på cirka 20 år i det område där älgarna fälldes. Medelhalten i älgkalvar 2010 var signifikant högre än medelhalten i vuxna djur vilket bekräftar resultaten från andra studier. Variationen mellan individer och år var hög och variationskoefficienten för 2010 uppgick till 0,99 (99 %) och för åren 1987 - 2010 uppgick den till 0,68 (68 %).

11 Referenser

Tryckta källor:

Andersson, P., Carlsson, M., Falk, R., Hubbard, L., Leitz, W., Mjönes, L., Möre, H., Nyblom, L., Södermann, A.-L., Yuen Larsson, K., Åkerblom, G & Öhlén, E. (2007). *Strålmiljön i Sverige*. SSI Rapport 2007:02. Statens strålskyddsinstitut.

Andersson, I., Bergman, R., Enander, A., Finck, R., Johanson, K-J., Nylén, T., Preuthun, J., Rosén, K., Sandström, B., Svensson, K. & Ulvsand, T. (2002). I: Persson, K & Preuthun, J. (Red.) *Livsmedelsproduktionen vid nedfall av radioaktiva ämnen*. SLU, FOI, SSI, Livsmedelsverket, Jordbruksverket.

Annals of the ICRP. (1996). *Recommendations of the International Commission on Radiological Protection*. ICRP Publication 72, vol. 26, issue 1. Elsevier Publications.

Annals of the ICRP. (2007). *Recommendations of the International Commission on Radiological Protection*. ICRP Publication 103, vol. 37, issue 2-3. Elsevier Publications.

Bjåresten, I., Rosén, K & Jönsson, B. (2009). *Erfarenheter och motåtgärder inom jordbruket i Jämtlands län efter Tjernobylnedfallet, 1986-1992*. Uppsala: SLU. (Rapport 3).

Bergman, C., Johansson, K-J., Karlberg, J., Larsson, B., Lundqvist, H., Löfroth, P-O., Rosander, K., Rydén, B-E. & Stålnacke, C-G. (1994). *Strålskydd*. Författarna och Bokförlaget Natur och Kultur, Stockholm.

Bergman, R. & Ågren, G. (1999). Radioecological sensitivity of certain Boreal or Sub-Arctic environments. Implications for dose assessments. *Conference on "Nuclear Risks, environmental and Development Cooperation in The North of Europe"*. June 19-23.

von Bothmer, S., Johanson, K-J. & Bergström, R. (1990). Cesium-¹³⁷ in moose diet; considerations on intake and accumulation. *The Science of the Total Environment* 91, pp 87-96.

Box G., Hunter S., & Hunter W. (2005). *Statistics for Experimenters*; Second Edition, Wiley Interscience.

Danell, K., Nelin, P. & Wickman, G. (1989). ¹³⁷Caesium in Northern Swedish Moose: The First Year After the Chernobyl Accident. *Ambio* 18, pp 108-111.

Fawaris, B.H. & Johanson, K-J. (1994). Radiocesium in soil and plants in a forest in central Sweden. *The Science of the Total Environment* 157, pp 133-138.

Finck, R. Robert (SSM). (2010-12-06). Lecture: *Ionizing Radiation*. Uppsala, SLU.

- Garnier-Laplace, J., Gilek, M., Sundell-Bergman, S. & Kautsky, U. (2004). Assessing ecological effects of radionuclides: data gaps and extrapolation issues. *J. Radiat. Protec.* 24.
- Hohmann, U. & Huckschlag, D. (2005). Investigations on the radiocaesium contamination of wild boar (*Sus scrofa*) meat in Rhineland-Palatinate: a stomach content analysis. *European Journal of Wildlife Research* 51, no 4, pp 263-270.
- Johanson, K-J. (1996). *Strålning, människan och miljön*. Karl J. Johanson.
- 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. Radioactivity* 22, pp 251-267.
- Johanson, K-J. & Bergström, R. (1989). Radiocaesium from Chernobyl in Swedish Moose. *Environmental Pollution* 61, pp 249-260.
- Johanson, K-J. & Bergström, R. (1994). Radiocaesium transfer to man from moose and roe in Sweden. *The Science of the Total Environment* 157, pp 309-316.
- Kostiainen, E. (2007). ¹³⁷Cs in Finnish wild berries, mushrooms and game in 2000-2005. *Boreal Environment Research* 12, pp 23-28.
- Lindner, G., Drissner, J., Herrman, T., Hund, M., Zech, W., Zibold, G. & Zimmerer, R. (1994). Seasonal and regional variations in the transfer of cesium radionuclides from soil to roe deer and plant in a prealpine forest. *The Science of the Total Environment* 157, pp 189-196.
- McGee, E.J., Synnot, H.J., O'Keefe, C. & Colgan, P.A. (1995). Radionuclide uptake by red deer (*Cervus elaphus*) on mountain grazing. *British Veterinary Journal* 151, pp 671-682.
- Nelin, P. (1994). *Chernobyl cesium in the Swedish moose population: Effect of age, diet and habitat selection*. Diss. Umeå: Swedish University of Agricultural Sciences.
- Palo, R.T., White, N. & Danell, K. (2003). Spatial and temporal variations of ¹³⁷Cs in moose *Alces alces* and transfer to man in northern Sweden, *Wildlife Biology* 9. Pp 207-212.
- Palo, R.T. & Wallin, K. (1996). Variability in diet composition and dynamics of radiocaesium in moose. *Journal of Applied Ecology* 33, pp 1077-1084.
- Rosén, K. (1996). *Field studies on the behaviour of radiocaesium in agricultural environments after the Chernobyl accident*. Diss. Uppsala: Sveriges lantbruksuniversitet.
- Rosén, K., Vinichuk, M., Nikolova, I. & Johanson, K-J. (2011). Long-term effects of single potassium fertilization on ¹³⁷Cs levels in plants and fungi in a boreal forest ecosystem. *J. Environ. Radioactivity* 102, pp 178-184.
- Socialstyrelsen (1992). *Kärnkraftsolyckan i Tjernobyl den 26 april 1986 – händelseförlopp och medicinska konsekvenser*. Stockholm.(SoS-rapport 1992:4)
- Strebl, F., Ehlken, S., Gerzabek, M.H. & Kirchner, G. (2007). Behaviour of radionuclides in soil/crop systems following contamination. In: Shaw, G. (Ed.) *Radioactivity in the terrestrial environment*. pp 19-42. Elsevier. Oxford.
- Stålfelt, F. (1993). Älgen – en presentation. *Älgen. Djuret – skötseln och jakten*. sid 53-67. Svenska Jägareförbundet, Spånga.

Voigt, G., Howard, B.J., & Beresford, N.A. (2007) In: Shaw, G. (Ed.) *Radioactivity in the terrestrial environment*. pp 71-96. Elsevier. Oxford.

Internet:

Faktasamling CBRN. Radioekologi. Tillgänglig:

http://www.faktasamlingcbrn.foi.se/filer/n_sidor/1/5.html [2011-03-03].

Livsmedelsverket. Efter Tjernobylolyckan – läget 2010. [online] (2010-10-13) Tillgänglig:

<http://www.slv.se/sv/grupp1/Risker-med-mat/Radioaktivitet-och-bestrålning/Radioaktiva-amnen/24-ar-efter-Tjernobyl/> [2011-03-01].

SGU, Sveriges geologiska undersökning 2011. Jordarter 1:1 M, rikstäckande. [online] (2010-12-01). Tillgänglig: http://vov.sgu.se/sguMapView/web/sgu_MV_jona.html (2011-03-30).

SNA, Sveriges nationalatlas 2011. Cesium-¹³⁷ efter Tjernobyl -86. Tillgänglig:

<http://www.sna.se/webbatlas/kartor/vilka.cgi?fritext=cesium&s1=S%F6ker#kartvaxel> (2011-03-30).

Svenska Jägareförbundet 2011. Älg. [online] (2009-08-28) Tillgänglig:

<http://www.jagareforbundet.se/Viltet/ViltVetande/Artpresentationer/Alg/> [2011-02-10].

Svenska Jägareförbundet 2009. Älgavskjutning. [online] (2009-09-02) Tillgänglig:

<http://www.jagareforbundet.se/Viltet/Viltovervakningen/Algavskjutning/> [2011-02-09].

Vattenfall (2011a). Strålskydd, figur 2. [online] (2011-02-01) Tillgänglig:

http://www.vattenfall.se/sv/file/370x180_370x180STRLSKYDjpg_11334682.jpg [2011-02-15].

Vattenfall (2011b). Så mäts strålning. [online] (2011-02-07) Tillgänglig:

<http://www.vattenfall.se/sv/sa-mats-stralning.htm> [2011-02-15].

Tack

Jag vill rikta ett stort tack till min handledare Synnöve Sundell-Bergman för all hjälp med detta examensarbete. Jag vill även tacka min examinator Klas Rosén för värdefulla kommentarer under slutfasen av mitt arbete. Jag vill också tacka kontaktpersonerna Kjell Lindblom, Ove Fors och Roland Persson för insamlandet av 2010 års älgprover. Tack också till jaktlagen i orterna Harbo, Huddunge, Tärnsjö och Bälinge. Jag vill även tacka Magnus Simonsson för hjälp med statistik i Minitab samt Stefan Bengtsson för upplysningar om diagram i Excel.

Bilaga 1. Halten av ¹³⁷Cs i älgprov samt kronvilt och vildsvin från jaktlag i Bälinge, Harbo, Huddunge och Tärnsjö hösten 2010.

Nr	Provdatum	Art	Ort	Kön	Ålder	framlägg	hjärta	lever
1	2010-10-11	Älg	Tärnsjö	ko	2	94	-	-
2	2010-10-11	Älg	Tärnsjö	tjur	4	115	-	-
3	2010-10-11	Älg	Tärnsjö	ko	1	69	-	-
4	2010-10-11	Älg	Tärnsjö	tjur	kalv	92	-	-
5	2010-10-11	Älg	Tärnsjö	tjur	kalv	208	-	-
6	2010-10-11	Älg	Harbo	tjur	kalv	531	-	-
7	2010-10-11	Älg	Harbo	tjur	kalv	841	-	-
8	2010-10-11	Älg	Tärnsjö	ko	nn	53	-	-
9	2010-10-11	Älg	Tärnsjö	ko	kalv	155	-	-
10	2010-10-11	Älg	Tärnsjö	tjur	1	210	-	-
11	2010-10-11	Älg	Tärnsjö	tjur	kalv	113	-	-
12	2010-10-11	Älg	Tärnsjö	ko	2	92	-	-
13	2010-10-11	Älg	Tärnsjö	ko	1	125	-	-
14	2010-10-11	Älg	Huddunge	tjur	1	466	-	685
15	2010-10-11	Älg	Huddunge	tjur	kalv	428	-	-
16	2010-10-11	Älg	Huddunge	tjur	kalv	1730	-	-
17	2010-10-11	Älg	Tärnsjö	tjur	kalv	203	-	-
18	2010-10-11	Älg	Tärnsjö	tjur	kalv	130	-	-
19	2010-10-11	Älg	Tärnsjö	ko	4	136	-	-
20	2010-10-11	Älg	Tärnsjö	tjur	3	426	-	-
21	2010-10-11	Älg	Harbo	tjur	nn	232	-	-

22	2010-10-11	Älg	Harbo	tjur	2	581	-	-
23	2010-10-11	Älg	Harbo	ko	1	212	-	-
24	2010-10-11	Älg	Harbo	tjur	4	176	-	-
25	2010-10-11	Älg	Harbo	tjur	1	233	145	-
26	2010-10-11	Älg	Harbo	tjur	kalv	45	38	-
27	2010-10-12	Älg	Tärnsjö	tjur	3	303	-	-
28	2010-10-12	Älg	Tärnsjö	ko	kalv	359	-	-
29	2010-10-12	Älg	Harbo	tjur	1	459	-	-
30	2010-10-12	Älg	Tärnsjö	ko	3	131	-	-
31	2010-10-12	Älg	Tärnsjö	ko	kalv	275	-	-
32	2010-10-12	Älg	Tärnsjö	ko	kalv	238	-	-
33	2010-10-12	Älg	Harbo	ko	1	268	169	-
34	2010-10-12	Älg	Harbo	tjur	kalv	482	442	-
35	2010-10-13	Älg	Tärnsjö	tjur	4	79	-	-
36	2010-10-13	Älg	Tärnsjö	tjur	kalv	1410	-	-
37	2010-10-13	Älg	Tärnsjö	ko	kalv	1380	-	-
38	2010-10-13	Älg	Harbo	ko	3	112	52	-
39	2010-10-13	Älg	Bälinge	tjur	nn	221	-	-
40	2010-10-13	Älg	Bälinge	tjur	kalv	183	-	-
41	2010-10-13	Älg	Bälinge	ko	nn	964	-	-
42	2010-10-13	Älg	Bälinge	ko	kalv	256	-	-
43	2010-10-14	Älg	Tärnsjö	tjur	4	514	-	-
44	2010-10-14	Älg	Tärnsjö	ko	5	191	-	-
45	2010-10-15	Älg	Tärnsjö	ko	kalv	285	-	-
46	2010-10-15	Älg	Tärnsjö	tjur	kalv	222	-	-
47	2010-10-15	Älg	Harbo	tjur	kalv	199	-	-

48	2010-10-16	Älg	Harbo	tjur	4	222	-	-
49	2010-10-16	Älg	Harbo	tjur	5	48	-	-
50	2010-10-17	Älg	Harbo	ko	kalv	467	-	-
51	2010-10-17	Älg	Harbo	ko	1	240	-	-
52	2010-10-17	Älg	Harbo	tjur	kalv	35	-	-
53	2010-10-17	Älg	Harbo	tjur	kalv	23	-	-
54	2010-10-20	Älg	Huddunge	tjur	2	596	-	-
55	2010-10-20	Älg	Huddunge	tjur	kalv	182	-	-
56	2010-10-20	Älg	Huddunge	ko	1	753	-	-
57	2010-10-23	Älg	Tärnsjö	tjur	1	418	-	-
58	2010-10-23	Älg	Tärnsjö	tjur	1	329	-	-
59	2010-10-30	Älg	Tärnsjö	ko	1	131	100	-
60	2010-11-20	Älg	Harbo	ko	4	372	-	-
61	2010-11-21	Älg	Harbo	tjur	3	369	-	-
62	2010-11-21	Älg	Harbo	tjur	kalv	694	-	-
63	2010-11-20	Kronvilt	Harbo	hjort	3	103	-	-
64	2010-10-11	Vildsvin	Harbo	galt	kulting	640	-	-
