



Sveriges lantbruksuniversitet

Fakulteten för veterinärmedicin och husdjursvetenskap

Radioaktivt nedfall efter Tjernobylolyckan och den påverkan det haft på hjortdjur *Cervidae* och de människor som konsumerar köttet.

Sandra Lennartsson



Självständigt arbete i veterinärmedicin, 15 hp

Veterinärprogrammet, examensarbete för kandidatexamen Nr. 2014:06

Institutionen för biomedicin och veterinär folkhälsovetenskap

Uppsala 2014



Sveriges lantbruksuniversitet

Fakulteten för veterinärmedicin och husdjursvetenskap

Radioaktivt nedfall efter Tjernobyloolyckan och den påverkan det haft på hjorddjur *Cervidae* och de människor som konsumerar köttet.

Radioactive fallout from the Chernobyl accident and the influence upon the deer *Cervidae* and the people who consume the meat.

Sandra Lennartsson

Handledare:

Gunnar Carlsson, SLU, Institutionen för biomedicin och veterinär folkhälsovetenskap

Stefan Örn, SLU, Institutionen för biomedicin och veterinär folkhälsovetenskap

Examinator:

Eva Tydén, SLU, Institutionen för biomedicin och veterinär folkhälsovetenskap

Omfattning: 15 hp

Kurstitel: Självständigt arbete i veterinärmedicin

Kurskod: EX0700

Program: Veterinärprogrammet

Nivå: Grund, G2E

Utgivningsort: SLU Uppsala

Utgivningsår: 2014

Omslagsbild: Fotograf: Bo Johansson, 1990.

Serienamn, delnr: Veterinärprogrammet, examensarbete för kandidatexamen Nr. 2014:06
Institutionen för biomedicin och veterinär folkhälsovetenskap, SLU

On-line publicering: <http://epsilon.slu.se>

Nyckelord: Radioaktivt nedfall, Tjernobyl, cesium, hjorddjur, *Cervidae*, jägare, riskpopulation

Key words: Radioactive fallout, Chernobyl, caesium, deer, *Cervidae*, hunters, risk population

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

SAMMANFATTNING	1
SUMMARY	2
INLEDNING	3
MATERIAL OCH METODER	3
LITTERATURÖVERSIKT	3
Nedfallet i Sverige.....	3
Upptaget i ekosystemet	4
Jordmånen och biotopens betydelse	4
Hjortdjurs föda	5
Uppmätta halter hos hjorddjur	5
Påverkan på djur av ^{137}Cs	6
Gränsvärden och rekommendationer från myndigheter	6
Överföring av ^{137}Cs till människa via konsumtion av hjorddjur.....	7
Generell påverkan på människor av ^{137}Cs	7
Påverkan på människor i Sverige	8
Riskgrupper i Sverige.....	8
DISKUSSION	10
Slutsats	11
LITTERATURFÖRTECKNING	12

SAMMANFATTNING

Kärnkraftsolyckan i Tjernobyl 1986 spred radioaktivt nedfall över Europa och Sverige som kom att tas upp i ekosystemet av växter, djur och människor. I Sverige innebar det att älg (*Alces alces*), rådjur (*Capreolus capreolus*) och ren (*Rangifer tarandus*) fick förhöjda halter av Cesium-137, ^{137}Cs , som i sin tur togs upp av de människor som åt av köttet. Upptaget i ekosystemet påverkas av flera faktorer; jordmånen och dess förmåga att binda radionukleider, växter och svamps benägenhet att ta upp dem, hjortdjurens val av föda beroende på tillgång och årstid samt tiden på året som jägare och samer fäller hjortdjuren. Denna litteraturstudie ämnar ta reda på hur hjortdjur (*Cervidae*) och människor i Sverige påverkades av nedfallet. Utifrån de studier som granskats har inga rapporterat märkbar påverkan hos hjortdjur. Hos människor har det tydligast påverkat livsstil och kultur, framför allt för samer men även för människor som rör sig mycket i skog och mark. Den genomsnittliga svenska populationen fick inget nämnvärt högre cesiumintag, medan de riskgrupper, jägare och deras familjer, samt samer, som åt mycket vilt- och renkött fick i sig avsevärt högre cesiumhalter. Studier har visat på en ökad cancerfrekvens hos människor i de län i Sverige som fick mest radioaktivt nedfall, men något statistiskt samband mellan nedfallet och den ökade cancerfrekvensen har inte kunnat ses, och med det inget samband mellan konsumtion av hjortdjur och ökad ohälsa. Detta betyder inte att det inte har haft en påverkan, eftersom att långtidseffekterna av låga doser radioaktivitet är dåligt utredd hos både djur och människor. Därför går det inte att utesluta en eventuell skadlig påverkan utifrån dagens forskningsläge, ytterligare forskning behövs.

SUMMARY

In 1986 the nuclear accident in Chernobyl led to radioactive fallout over Europe and Sweden, the radionuclides were accumulated throughout the ecosystem by plants, animals and humans. In Sweden this led to higher caesium levels in elk (*Alces alces*), roe deer (*Capreolus capreolus*) and reindeer (*Rangifer tarandus*) which in turn were eaten by the people. The uptake in the ecosystem is affected by several factors; the soil and its ability to bind radionuclides, the predisposition of plants and fungi to absorb them, deer's food of choice depending on availability and season and the time of year in which the hunt and slaughter takes place. The aim of this paper is to study the literature to see whether the fallout had an influence upon deer (*Cervidae*) and in turn the people who consume the meat. Given the literature reviewed on the subject none has reported any substantially effects on deer. In humans the most obvious effects have been those on culture and lifestyle, especially for Saami people and people who enjoy nature and the outdoors. The average Swedish population did not receive any substantially increased levels of cesium, while the risk populations, the Saami and hunters and their families, who eat a lot of game meat, did receive considerably higher levels. Studies have shown an increase in total malignancies in people living in the counties of Sweden worst affected by the fallout. There were no evidence of a statistical significance between the fallout and the cancer increase, which in turn meant that no connection between consumption of deer meat and ill health could be made. This does not mean that it has not had a harmful effect. Long term and low dose exposure to radiation in humans and animals is poorly investigated and with today's knowledge it cannot be ruled out as a possibility. Further research on the subject is needed.

INLEDNING

Den 26 april 1986 inträffade en olycka i Tjernobylys kärnkraftverk i Ukraina. En explosion med efterföljande brand i reaktor 4 ledde till att stora mängder radioaktivt nedfall spreds över olika delar av Europa och forna Sovjetunionen beroende på rådande väderförhållanden. Vindriktningen, det samtidiga nedfallet av regn och på sina ställen snö gjorde att vissa delar av Sverige drabbades av högre koncentrationer radioaktivt nedfall än andra. Nedfallet bestod till stor del av Cesium-137, ^{137}Cs , som sedan togs upp i ekosystemet via marken, växter och djur (Moberg, 2001). Myndigheterna i Sverige gick ut med rekommendationer till befolkningen om vad som var säkert att äta och i vilka mängder. Det varnades speciellt för att konsumera allt för stora mängder bär, svamp och vilt åren som följde efter olyckan. Rekommendationerna innebar att 75 procent av de renar (*Rangifer tarandus*) som slaktades under säsongen 1986/87 fick kasseras på grund av för höga halter radioaktivitet (Åhman *et al.*, 1990). Även älg (*Alces alces*) och rådjur (*Capreolus capreolus*) fick förhöjda cesiumhalter. Eftersom att älg och rådjur till största del inte slaktas för kommersiellt ändamål så är det upp till varje jägare att själv göra en riskbedömning. Den ekologiska halveringstiden för ^{137}Cs i ekosystemet förefaller vara väldigt lång, därför föreslog (Johanson, 1994) att den fysiologiska halveringstiden på 30 år är den säkraste skattningen av den.

Med denna bakgrund ämnar denna litteraturstudie ta reda på om hjortdjur, *Cervidae*, i Sverige har påverkats av det radioaktiva nedfallet efter Tjernobyl och om det i sin tur har påverkat de människor som konsumerar köttet.

MATERIAL OCH METODER

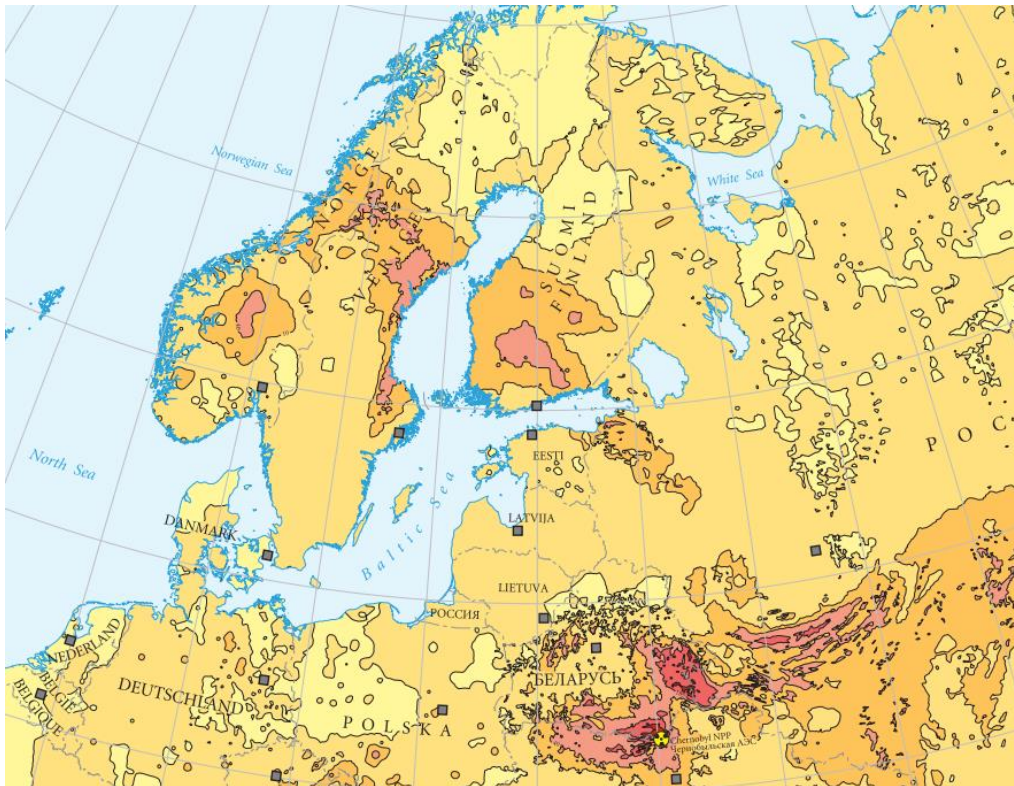
Databaser som använts är Primo, Web of Science och ScienceDirect. Sökord som använts är cesium OR Chernobyl, Scandinavia OR Sweden, "wild life" OR hunters OR animal OR effects, moose, reindeer, consume*, negative, radiation, Saami och Lapps. Utifrån de artiklar som valdes ut användes referenslistorna för att hitta fler relaterade artiklar. För myndigheters rekommendationer har Livsmedelsverkets hemsida använts. För information om Miljöprovbanken användes Naturhistoriska riksmuseets hemsida. Slaktstatistik kommer från Sametingets och Svenska jägarförbundets hemsidor. Många av studierna på ämnet är från årtiondet närmast olyckan.

LITTERATURÖVERSIKT

Nedfallet i Sverige

Redan innan Tjernobylylyckan fanns det rester av radioaktivt nedfall i Sverige från kärnprovsprängningar utförda i olika delar av världen på 50- och 60-talet. Sedan slutet av 60-talet har organ- och växtprover från olika djur och växter tagits och förvaras i Miljöprovbanken hos Naturhistoriska riksmuseet (Loso, 2014), något som har möjliggjort retrospektiv forskning på radionukleider före och efter Tjernobyl. Nedfallet från 50- och 60-talets sprängningar bestod vid tiden för Tjernobylylyckan främst av ^{137}Cs , medan nedfallet

från Tjernobyl innehöll både ^{134}Cs och ^{137}Cs (Forberg *et al.*, 1992). I Sverige var det framför allt Västerbottens-, Västernorrlands-, Gävleborgs-, Upplands- och Västmanlands län som drabbades av nedfallet från Tjernobyl (Moberg, 2001). Se figur 1.



© EC/IGCE, Roshydromet (Russia)/Minchernobyl (Ukraine)/Belhydromet (Belarus), 1998

Figur 1 - Nedfall av radioaktiva ämnen över Sverige efter Tjernobyl (De Cort *et al.*, 1998).

Upptaget i ekosystemet

Jordmånen och biotopens betydelse

Jordmånen i de skogsområden som drabbades av nedfallet består till stor del av podsol. Podsol har ett lågt pH och lerinnehållet i podsol är generellt lägre jämfört med cambisol, egenskaper som gör podsol sämre på att binda upp radionukleotider (Melin *et al.*, 1994). Cambisol förekommer mer i jordbrukslandskapet och har en bättre möjlighet att binda upp radionukleotider och göra dem otillgängliga för växterna att ta upp (Melin *et al.*, 1994). Radioaktivt nedfall kan tas upp i växter på två olika sätt, antingen genom direkt kontamination eller genom upptag via rötterna från marken (Olsen, 1994). Johanson och Bergström (1989) fann i sin studie att älgar som bodde i ett renodlat skogslandskap hade signifikant högre halter ^{137}Cs jämfört med älgar som bodde i ett landskap med både åkermark och skog. Skillnaden berodde på en lägre cesiumaktivitet i vegetationen i jordbrukslandskapet och en högre cesiumaktivitet i skogsvegetationen (Johanson & Bergström, 1989).

Hjortdjurs föda

Hjortdjur är idisslare och födan för de olika hjortdjuren varierar beroende på art. De äter blad, skott och kvistar från lövträd och tall, lavar, gräs, örtväxter, vattenväxter, markväxande svampar, ris, bär och odlade grödor. Eftersom Sverige har fyra distinkt olika årstider så varierar hjortdjurens val av föda under året. Renar transporteras ofta mellan de olika betesområdena under året. Stödutfodring kan även ske under vintrar med otillräcklig betestillgång.

Lavar växer på marken och andra ytor och de saknar rotsystem. De näringsämnen och vatten som de behöver för att växa tar de upp från luften och genom absorption av regnvatten. Den ekologiska halveringstiden för ^{137}Cs i lavar varierar mellan 5-11 år beroende på art och växtplats (Gaare & Staaland, 1994). Under vintern består renars födointag till 70-80 procent av lavar, under sommaren är motsvarande siffra 10-20 procent (Gaare & Staaland, 1994). Ljung (*Calluna vulgaris*) är ett av de foder som älgar åt mer av under april, september och oktober, generellt innehöll det mer ^{137}Cs än omgivande vegetation. Under dessa månader hade ljung en genomsnittlig cesiumhalt av 13 000 Bq/kg (von Bothmer *et al.*, 1990). Svampfruktkroppar har visat sig ha en förmåga att samla på sig höga halter av ^{137}Cs jämfört med växter i samma område, i vissa fall upp till 100 gånger mer. Detta kan förklaras av att den största delen av svampens biomassa, mycelet, befinner sig i det övre jordlagret av t.ex. en podsol (Olsen, 1994). Svamp i rumen hos älgar har endast observerats i små mängder. När det gäller renar har man inte heller kunnat observera stora mängder i rumen men renskötare vittnar om att renar ibland äter stora mängder svamp (Johanson, 1994). Under svampsäsongen har genomsnittsandelen svamp i rumen hos rådjur uppmätts till 20 procent. Hos vissa individer upp till 80 procent (Cederlund *et al.*, 1980).

Uppmätta halter hos hjortdjur

Forberg *et al* (1992) jämförde i sin studie halten av ^{137}Cs i ren före och efter Tjernobyl. Innan Tjernobyl var halten 57-180 Bq/kg och efter olyckan avsevärt högre i alla de tre testområdena. De högsta värdena i studien fick man i nordvästra Jämtland oktober 1986, 5400 ± 1500 Bq/kg (Forberg *et al.*, 1992). Renarna uppvisade högre halter under vintern och lägre halter under sommaren, detta beror på att renarna under vintern äter mer lavar och under sommaren mer gröna växter (Åhman *et al.*, 1990). I sin studie om kromosomavvikelser på renkalvar i Norge sammanfattade Røed *et al* (1992) att man kunde se indikationer på genetiska effekter i de mest kontaminerade testområdena jämför med de mindre kontaminerade kontrollområdena, dock var antalet testade kalvar i varje grupp bara ett 20-tal.

Hos älg så varierade cesiumhalten under året, med en högsta koncentration under höstmånaderna september-november, detta sammanfaller med älgjakten (von Bothmer *et al.*, 1990). En teoretisk genomsnittlig cesiumkoncentration för älg räknades ut av Johanson & Bergström (1994) där man tog den genomsnittliga markkoncentrationen i Sverige, 10 000 Bq/m² gånger en aggregerad överföringsfaktor på 0,02 och fann att cesiumkoncentrationen för en genomsnittsälg då blev 200 Bq/kg. Ett av de mest kontaminerade länen i Sverige var

Gävleborg med 20 kBq/m². Det innebar då att med överföringsfaktorn 0,02 innehöll en älg från Gävleborg i genomsnitt 400 Bq/kg (Johanson & Bergström, 1994). Hos älgkalvar, oavsett kön, uppmätte man högre halter av ¹³⁷Cs jämfört med äldre älgar som levde i samma område (Johanson & Bergström, 1989). Vad de högre halterna i unga djur berodde på hade inte undersökts vidare i studien men de diskuterade att det kunde bero på flera faktorer. Att unga djur diar, har en mer utvecklad tarmvägg, att de växer och därför äter mer foder/kg kroppsvikt i jämförelse med äldre älgar (Johanson & Bergström, 1989).

I sin studie från Harbo tittade Johanson & Bergström (1994) på ¹³⁷Cs koncentrationen hos rådjur mellan åren 1989-1991 och fann att den årliga medelkoncentrationen för de tre åren var 1850 Bq/kg, vilket var en 2,5 gånger högre koncentration än för älg i samma studie. Dessa värden gav i sin tur en estimerad aggregerad överföringsfaktor på 0,05 för Harbo. Överföringsfaktorn för svenska rådjur i landet som helhet menade man kunde vara något lägre eftersom att rådjur i andra regioner hade en högre andel åkermark i sina habitat (Johanson & Bergström, 1994). Rådjur uppvisade högre halter av ¹³⁷Cs under hösten om det sammanföll med ett lyckat svampår, vilket i sin tur beror på mängden nederbörd under sommaren (Zibold *et al.*, 2001).

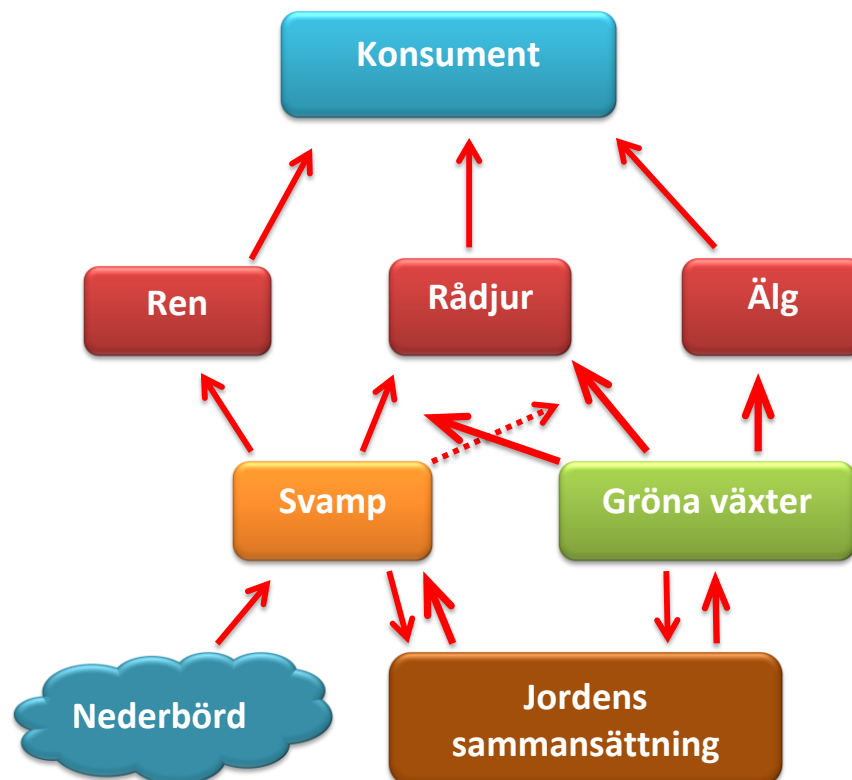
Påverkan på djur av ¹³⁷Cs

Mycket av den forskning som gjorts på djur vad gäller skador till följd av strålningsexponering är baserat på höga doser under en kort tidsperiod, både i laboratorier och i miljön. Känsligheten är mycket olika beroende på art, vid något lägre stråldoser som inte leder till död har man observerat reproduktionsstörningar, sterilitet och mutationer (Moberg, 2001). Hur låga stråldoser under en längre tidsperiod påverkar djur är mindre känt då få studier på ämnet är gjorda (Moberg, 2001).

Gränsvärden och rekommendationer från myndigheter

Efter Tjernobylolyckan fastställde livsmedelsverket rekommendationer över hur mycket ¹³⁷Cs man som mest bör få i sig under ett år ifrån köpta matprodukter. Av kött från ren och vilt, insjöfisk, vilda bär och svamp samt nötter fastställde man 1500 Bq/kg, samt 300 Bq/kg för övriga livsmedel (*Radioaktiva ämnen - Livsmedelsverket*). Detta är alltså inte gränsvärden eller en farlighetsgräns. Den extra årliga dosen radioaktivitet från livsmedel rekommenderar Livsmedelsverket och SSI bör vara mindre än 1 milliSievert (mSv). Det motsvarar 75 kBq ¹³⁷Cs/år. T.ex. innebär det att man på ett år kan konsumera 250 kg av produkter som innehåller 300 Bq/kg eller 50 kilo av produkter som innehåller 1500 Bq/kg och på så sätt få i sig 75 kBq, vilket motsvarar 1 mSv (Moberg, 2001). Livsmedelverket kontrollerar halterna av ¹³⁷Cs i enlighet med LIVSFS 2005:21 och provtagning på ren görs i 51 samebyar (*Cesium-137 - kontroll - Livsmedelsverket*).

Överföring av ^{137}Cs till människa via konsumtion av hjortdjur



Med inspiration från (Zibold et al., 2001)

Figur 2 – Schematisk bild av överföringen av ^{137}Cs till människa via konsumtion av hjortdjur genom ekosystemet.

Generell påverkan på människor av ^{137}Cs

Radioaktivitets påverkan på människor kan delas in i 2 klasser, akuta strålskador (strålsjuka) och sena strålskador. I denna litteraturstudie ligger fokus på de sena strålskadorna eftersom de doser man får i sig genom konsumtion av kött generellt är så låga att de inte framkallar akuta skador. I sin artikel sammanställer Sumner (2007) de långsiktiga hälsoeffekter man sett på människor efter Tjernobylyolyckan. Detta har observerats främst i länderna närmast olycksplatsen.

- Ökad incidens av sköldkörtelcancer, framför allt hos barn.
- Ökad incidens av leukemi bland dem som exponerats för höga doser.
- En ökning av olika cancerformer i de mest kontaminerade regionerna.

Av dessa en noterbart högre andel bröstcancer hos kvinnor som exponerades innan 45 års ålder.

- Katarakt.
- Kardiovaskulärsjukdom.
- Mentala hälsoproblem.

I djurförsök har man kunnat framkalla strålskador på könsceller som lett till skador på nästa generation, men detta har inte sett hos människor. De skadorna förväntas kunna påvisas, men ökningen är för liten och maskeras av övriga skador (Moberg, 2001). Epidemiologiska studier från Hiroshima och Nagasaki har visat indikationer på att vissa sjukdomar ökat efter exponering för radioaktiv strålning, t.ex. stroke, hjärtsjukdomar, gastrointestinala störningar och lungsjukdomar. Dock tog det flera årtionden innan sjukdom uppkom (Moberg, 2001). Det finns inte en exakt fastställd strålningsdos för när ^{137}Cs inducerar skador på människor men epidemiologiska och experimentella studier kan inte utesluta en ökad risk för t.ex. cancer vid doser runt 100 mSv eller mindre, oavsett om det är en akut eller långvarig exponering (ICRP, 2007).

Påverkan på människor i Sverige

Moberg (2001) skriver i sin rapport att med de strålningsnivåer Sverige fick efter Tjernobyl kan man inte se någon effekt på djur och växter, vare sig på individ- eller populationsnivå. När det gäller hälsoeffekterna på människa skriver han att de är ”mycket små eller obetydliga och man kan inte förvänta sig någon mätbar ökning i cancerfrekvens som kan förklaras av strålningen från Tjernobyl.” Detta motiverar han med att redogöra för stråldosen från Tjernobyl som för de flesta svenskar var runt någon hundradels mSv/år. Den totala stråldosen som en genomsnittssvensk får per år från naturlig bakgrundsstrålning, radon i byggnader, röntgenundersökningar och andra strålkällor är ca 4 mSv. Som referens kan nämnas att dosen 1 sievert anses som mycket hög (Moberg, 2001). Utifrån en nationell databas med data från 1959-2001, beräknades den totala effektiva dosen över en 70-årsperiod från intag av radioaktivt kontaminerade produkter för den genomsnittliga svenska populationen till 20-30 $\mu\text{Sv}/\text{kBq}/\text{m}^2$ (Rääf *et al.*, 2006). De två faktorer som påverkar den aggregerade överföringen av markdeponerat cesium till människa är intaget av matvanor från naturliga och seminaturliga ekosystem, samt hur myndigheternas intagsrekommendationer efterföljs (Rääf *et al.*, 2006). I Tondel *et al.*'s (2006) kohortstudie med 1,1 miljoner personer som vid tiden för Tjernobylyolyckan var 0-60 år och boende i ett av de åtta län i Sverige som fick de högsta nedfallen av radioaktivitet, såg man en ökad incidens av totalantalet cancerfall, något som möjligtvis kunde relateras till Tjernobylyolyckan. En av bristerna i deras studie som de diskuterade är att de saknade individdata om matvanor såsom konsumtionen av ren- och viltkött, bär och svamp. Därmed kunde inget samband mellan intag av dessa produkter och eventuell ökad cancerfrekvens göras (Tondel *et al.*, 2006). Utöver den mätbara radioaktiviteten från Tjernobylyolyckan hade nedfallet även påverkan på människors livsstil. På grund av oro och rädsla njöt inte folk i samma utsträckning av jakt, fiske och bärplockning i skog och mark på samma sätt som innan olyckan, det märktes tydligast av de första åren (Moberg, 2001).

Riskgrupper i Sverige

Rääf *et al.* (2006) identifierade fyra populationer i Sverige som hade ett högre upptag av cesium från ekosystemet jämfört med resten av befolkningen.

- Samer ($\sim 700 \mu\text{Sv}/\text{kBq}/\text{m}^2$)

- Jägare i län med dominerande skogslandskap ($\sim 100 \mu\text{Sv/kBq/m}^2$)
- Icke-jordbrukare från glesbygd i subarktiska områden ($40\text{--}150 \mu\text{Sv/kBq/m}^2$)
- Jordbrukare ($\sim 50 \mu\text{Sv/kBq/m}^2$)

Mellan åren 2002 -2013 sköts mellan 80 000-100 000 älgar varje år i Sverige, runt 45 procent av dem var kalvar (*Älgavskjutning*). Antalet rådjur som skjuts varje år varierar betydligt mer. Jaktsäsongen 1997-1998 sköts 210 000 rådjur i Sverige medan 2007-2008 var siffran 119 000 (*Rådjursjakt och förvaltning*). Renslakten har stadigt gått ned de senaste 20 åren. Slaktsäsongen 1993-1994 slaktades 98 000 renar i Sverige och säsongen 2010-2011 var motsvarande siffra 56 000 (*Statistik - Sametinget*).

Jägarfamiljer

Johanson och Bergström (1994) undersökte överföringen av cesium från älg och rådjur till människa, i studien beräknade de att runt 300 000 jägare jagade älg i Sverige åren efter Tjernobylylyckan. De gjorde ett antagande att dessa jägare tog hem köttet till minst 3 familjemedlemmar vilket innebar att ca 900 000 människor totalt tog del av köttet. I denna grupp beräknade man att den årliga överföringen av cesium från älgkött till människa var mellan 2200 och 3000 Bq. Detta gav ett medelvärde av 2800 Bq som korresponderar med 0,04 mSv/år. I Gävleborgs län sköts år 1989, 9445 älgar. Detta gav nästan 1000 ton kött som i sin tur överförde 390 MBq ^{137}Cs till de 15 000 som tog del av köttet, jägarna och deras familjer. Vilket gav en individuell dos av 8500 Bq som motsvarar 0,11 mSv. Gävle kommun fick det högsta nedfallet i Sverige. Där sköts 938 älgar år 1989 med en medelkoncentration av 1330 kBq/kg per älg. Det innebar att 130 MBq överfördes till de 5000 jägarna och familjerna, med en individuell dos av 26 000 Bq som motsvarar 0,34 mSv. Trödje jaktlag hade år 1989 allra högst medelkoncentration cesium i sina älgar i Gävle kommun, 2517 Bq/kg. Vilket överförde 3,8 MBq ^{137}Cs till de 105 personer som tog del av köttet, en individuell dos av 36 000 Bq som motsvarar 0,47 mSv (Johanson & Bergström, 1994). Palo *et al* (2003) räknade i sin studie ut att jaktlaget de studerat i Västerbotten hade fått i sig 3,3 GBq sedan 1986 vilket gav ett genomsnittligt intag av 12,660 Bq/jägare/år (SD=7,119) (Palo *et al.*, 2003). Marbäck jaktlag i Harbo sköt år 1989 utöver älg även 21 rådjur med medelkoncentrationen 1350 Bq/kg. De 36 personer som tog del av köttet fick totalt i sig 0,28 MBq eller 23 600 Bq/person. År 1990 sköts 24 rådjur med en medelkoncentration av 1748 Bq/kg, 0,42 MBq och 35 000 Bq/person. År 1991 sköts 39 rådjur med en medelkoncentration av 1750 Bq/kg, 0,68 MBq och 57 000 Bq/person. År 1989 fick varje person som tog del av köttet från jaktlaget sammanlagt i sig 8000 Bq från rådjur och 43 000 Bq från älg, totalt 51 000 Bq vilket motsvarar en effektiv årsdos på 0,7 mSv (Johanson & Bergström, 1994).

Samer

Den högsta aggregerade överföringen av markdeponerat cesium till människa i Sverige har man funnit hos samepopulationen. Deras upptag var upp till 10-20 gånger högre jämfört med de andra studerade populationerna i studien (Rääf *et al.*, 2006). Utöver de förhöjda cesiumhalterna hos samerna har nedfallet från Tjernobyl även haft påverkan på deras livsstil och kultur. (Beach, 1990) intervjuade samer från två olika samebyar, samt andra boende i de

områdena, hur de upplevde att Tjernobylyolyckan påverkat dem i deras vardag. På grund av de förhöjda cesiumhalterna påverkades även fjällfisket, bär och svamplockning och med det turismen. För många samer var detta extra inkomstkällor utöver renskötelsen, flera upplevde därför en ekonomisk stress. Som en åtgärd för att minska halterna av ^{137}Cs i renarna vid tiden för höstslakten, så tidigarelades den. En konsekvens av det blev att hornkronorna inte var av samma storlek och kvalité och därmed inte bra nog för hantverk. Ett annat problem med att tidigarelägga slakten var att renarna då var mer utspridda över betesområdet. För att effektivt kunna driva ihop dem igen behövdes helikopterassistans. De första åren stod staten för den extra kostnaden. Vissa kände oro över att bli beroende av helikoptern som ökade omkostnaderna för renskötelsen och minskade vinstmarginalen. Tjernobylyolyckan påverkade även efterfrågan på renkött negativt, vilket gjorde att slakterierna betalade mindre för det renkött som klarade cesiumkontrollen. Den ersättning som staten betalade för det renkött som kasserades var i vissa fall högre. Detta upplevdes som orättvist av dem som försökt sänka halterna i sina djur genom tidigarelagd slakt, stödutfodring med cesiumfritt foder och cesiumneutraliserande pellets. Det hade då varit mer lönsamt att utfodra dem med rent cesium, var någras kommentarer (Beach, 1990).

DISKUSSION

Det råder ingen tvekan om att Tjernobylyolyckan har haft en påverkan på människor och hur de lever sina liv. Rädsla och oro för att vistas i skog och mark åren efter olyckan. Tveksamhet till att plocka bär och svamp. Samers vardag och kultur, från oro att äta renkött till ekonomisk påverkan och statliga stödprogram. Även sameslöjden påverkades negativt till följd av en tidigare slaktsäsong (Beach, 1990; Moberg, 2001). Vad gäller huruvida det har lett till hälsoeffekter för befolkningen i Sverige är mer otydligt. Där finns de som menar att nedfallet var obetydligt och inte kan ha påverkat människors hälsa (Moberg, 2001). Men då har författaren bara sett till den svenska populationen som helhet och inte tagit i beaktande de riskgrupper som lever i de mer kontaminerade områdena av Sverige och därmed har ett högre upptag av cesium från ekosystemet än vad genomsnittssvensken har (Palo *et al.*, 2003; Johanson & Bergström, 1994; Rääf *et al.*, 2006). Tondel *et al* (2006) kunde i sin studie se indikationer på en ökad incidens av cancerfall i de mest kontaminerade länen. Svagheten i den studien som de själva diskuterade var att de inte hade individdata om livsstil och konsumtionsvanor. Utifrån de efterforskningar som författaren till denna litteraturstudie gjort har inte någon uppföljande studie på just livsstil och konsumtionsvanor och en eventuell ökad cancerfrekvens i dessa högkontaminerade områden gjorts. Där finns en lucka i forskningen som vore intressant om det undersöktes vidare. Om så gjordes kunde möjligtvis indikationerna på ökad cancerfrekvens i dessa län styrkas och ett samband mellan höga cesiumhalter i miljön, hos hjortdjur, konsumtion av dessa och en ökad cancerfrekvens hos konsumenterna ses.

Flera studier har teoretisk räknat ut överföring av ^{137}Cs till riskgrupperna (Palo *et al.*, 2003; Johanson & Bergström, 1994; Rääf *et al.*, 2006) och de halter de uppvisar är betydligt högre än vad genomsnittet i Sverige får i sig (Moberg, 2001). Dock så räknade de på att alla som tog

del av köttet från jaktlagen åt lika mycket. Det kan antas att ett barn inte äter lika mycket som en vuxen man, eller att det finns skillnader mellan gamla och unga. Det betyder i så fall att det finns större variationer i riskgrupperna med både lägre och högre effektiva årsdoser. Ta Marbäcks jaktlag som exempel (Johanson & Bergström, 1994) som jagade både älg och rådjur, så borde det finnas individer som hade en högre årsdos än 0,7 mSv. Enligt Livsmedelverkets och SSI's rekommendationer bör befolkningen inte få i sig mer än 1 mSv/år från kosten, vilket innebar att personerna i Marbäcks jaktlag fick i sig den dosen nästan enbart från sin viltköttkonsumtion. Gör man dessutom ett antagande att personer som jagar vilt även plockar svamp (Olsen, 1994) och bär eller fiskar från samma områden så ökar det ytterligare på deras intag. En annan aspekt är att hjortdjuren uppvisar högre halter under hösten vilket sammanfaller med jakten och höstslakten, och rådjur uppvisar jämförelsevis högre halter än älg i samma område (Åhman *et al.*, 1990; von Bothmer *et al.*, 1990; Johanson & Bergström, 1994; Zibold *et al.*, 2001). Rennärningen flyttade fram höstslakten för att på så sätt minska halterna i djuren, men jakttiderna är oförändrade. Så som älgförvaltningen och tilldelningen ser ut idag är ca 45 procent av de älgar som skjuts kalvar (*Älgavskjutning*), och kalvar har jämförelsevis högre halter ¹³⁷Cs/kg än äldre älgar (Johanson & Bergström, 1989). Eftersom att det inte är helt kartlagt hur låga doser radioaktivitet över lång tid kan påverka människor, är det svårt att göra en bra bedömning av den eventuellt ökade risk dessa individer med ett högre cesiumintag än genomsnittssvensken, utsätts för under ett år eller en hel livstid (ICRP, 2007).

Endast en av artiklarna på ämnet fokuserade på eventuella patologiska förändringar hos hjortdjur (Røed *et al.*, 1992). Den studien hade dock ett litet testmaterial men visade en indikation på kromosomförändringar hos renkalvar. Den forskning som finns om förändringar hos djur till följd av strålning är fokuserad på höga doser under korta tidsperioder (Moberg, 2001). Att extrapolera data från högexponeringsstudier för att applicera på lågdosexponering under en längre tidsperiod för hjortdjur borde inte kunna ge tillförlitliga resultat, då högexponering ofta beror på en direkt stråldos från omgivningen medan lågexponering mer beror på intag av radioaktiv föda i kombination med låg strålning från miljön. Att det verkar vara så få studier gjorda på patologin hos hjortdjuren kan tänkas bero på att de tidiga studierna var mer fokuserade på halter i djuren och vilka halter det i sin tur skulle kunna överföra till människor, och inte hur de högre halterna skulle kunna påverka djuren. En annan förklaring skulle kunna vara att jägare inte kunnat se eventuella förändringarna makroskopiskt om det endast är på DNA-nivå, och därför rapporterades det inte in. Fanns det inget underlag om förändringar hos hjortdjur så var det möjligen svårare för forskare att lyfta frågan, svårare att få anslag. Eller så har hjortdjur helt enkelt för korta livsspann för att man ska kunna se några långsiktiga effekter, t.ex. ökad cancerfrekvens eller genetiskt överförbara förändringar till nästa generation.

Slutsats

Sammanfattningsvis kan sägas att Tjernobyloolyckan har haft en påverkan på människors livsstil och kultur. Utifrån de studier som finns förefaller hjortdjur inte ha påverkats märkbart av nedfallet. Studier har visat på en ökad cancerfrekvens hos människor i de län som fick mest radioaktivt nedfall, men något statistiskt samband mellan nedfallet och den ökade

cancerfrekvensen har inte kunnat ses, och med det inget samband mellan konsumtion av hjortdjur och ökad ohälsa. Detta betyder inte att det inte har haft en påverkan eftersom långtidspåverkan av låga doser radioaktivitet hos både djur och människor är dåligt utredda, att det inte har en skadlig effekt går inte att utesluta med stöd av dagens forskningsläge. Mer långtgående studier på ämnet skulle behövas.

LITTERATURFÖRTECKNING

- Beach, H. (1990). Coping with the Chernobyl disaster: a comparison of social effects in two reindeer-herding areas. *Rangifer* 10(3), 25–34.
- Von Bothmer, S., Johanson, K. J. & Bergström, R. (1990). Cesium-137 in moose diet; considerations on intake and accumulation. *Science of The Total Environment* 91, 87–96.
- Cederlund, G., Ljungqvist, H., Markgren, G. & Staalfelt, F. (1980). Foods of moose [*Alces alces*] and roe-deer [*Capreolus capreolus*] at Grimsoe in central Sweden. Results of rumen content analyses [food choice]. *Swedish Wildlife Research* 11(4).
- Cesium-137 - kontroll - Livsmedelsverket*. [online]. Available from: <http://www.slv.se/sv/grupp1/Livsmedelskontroll/Sa-fungerar-livsmedelskontrollen/Kontroll-av-livsmedel/Cesium---137/>. [Accessed 2014-02-11].
- Forberg, S., Odsjö, T. & Olsson, M. (1992). Radiocesium in muscle tissue of reindeer and pike from northern Sweden before and after the Chernobyl accident. A retrospective study on tissue samples from the Swedish Environmental Specimen Bank. *Science of The Total Environment* 115(3), 179–189.
- Gaare, E. & Staaland, H. (1994). 4.4. Pathways of Fallout Radiocaesium Via Reindeer to Man. *Studies in Environmental Science* 62, 303–334.
- ICRP (2007). The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP publication 103. *Annals of the ICRP* 37(2-4), 1–332.
- Johanson, K. J. (1994). Radiocaesium in game animals in the Nordic countries. *Studies in Environmental Science* 62(C).
- Johanson, K. J. & Bergström, R. (1989). Radiocaesium from Chernobyl in Swedish Moose. *Environmental Pollution* 61(3), 249–260.
- Johanson, K. J. & Bergström, R. (1994). Radiocaesium transfer to man from moose and roe deer in Sweden. *Science of The Total Environment* 157, 309–316.
- Loso, K. *Miljöprovbanken*. [online]. Available from: <http://www.nrm.se/forskningsochsamlingar/forskningsavdelningen/miljogiftsforskning/miljoprovbanken.15057.html>. [Accessed 2014-02-25].
- De Cort, M., Dubois, G., Fridman, Sh. D., Germenchuk, M.G., Izrael, Yu. A., Janssens, A., Jones, A. R., Kelly, G. N., Kvasnikova, E. V., Matveenko, I. I., Nazarov, I. M., Pokumeiko, Yu. M., Sitak, V.A., Stukin, E. D., Tabachny, L. Ya., Tsaturov, Yu. S., and Avdyushin, S.I. *Atlas of Caesium 137 Deposition on Europe after the Chernobyl Accident* [online]. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities. (EUR Report nr 16733, EC).
- Melin, J., Wallberg, L. & Suomela, J. (1994). Distribution and retention of cesium and strontium in Swedish boreal forest ecosystems. *Science of The Total Environment* 157, 93–105.
- Moberg, L. (2001). *2001:07 Kärnkraftsolyckan i Tjernobyl. En sammanfattning femton år efter olyckan* [online]. SSI - Avdelningen för Avfall och Miljö / Department of Waste Management and Environmental protection. (ISSN 0282-4434).
- Olsen, R. A. (1994). The transfer of radiocaesium from soil to plants and fungi in seminatural ecosystems. *Studies in Environmental Science* 62(C).
- Palo, R. T., White, N. & Danell, K. (2003). Spatial and temporal variations of 137-Cs in moose *Alces alces* and transfer to man in northern Sweden. *Wildlife Biology* 9:2003(3), 207–212.
- Radioaktiva ämnen - Livsmedelsverket*. [online]. Available from: <http://www.slv.se/sv/grupp1/Risker-med-mat/Radioaktivitet-och-bestralning/Radioaktiva-amnen/>. [Accessed 2014-02-18].

- Rådjursjakt och förvaltning*. [online] (Svenska Jägareförbundet). Available from: <http://jagareforbundet.se/vilt/vilt-vetande/artpresentation/daggdjur/radjur/radjursjakt-och-forvaltning/>. [Accessed 2014-03-05].
- Rääf, C. L., Hubbard, L., Falk, R., Agren, G. & Vesanen, R. (2006). Transfer of ¹³⁷Cs from Chernobyl debris and nuclear weapons fallout to different Swedish population groups. *Science of The Total Environment* 367(1), 324–340.
- Røed, K. H., Eikermann, I. M. H., Jacobsen, M. & Pedersen, Ø. (1992). Chromosome aberrations in Norwegian reindeer calves exposed to fallout from the Chernobyl accident. *Hereditas* 115(3), 201–206.
- Statistik - Sametinget*. [online] (Region Gotland). Available from: <http://www.sametinget.se/statistik>. [Accessed 2014-03-05].
- Sumner, D. (2007). Health effects resulting from the Chernobyl accident. *Medicine, Conflict and Survival* 23(1), 31–45.
- Tondel, M., Lindgren, P., Hjalmarsson, P., Hardell, L. & Persson, B. (2006). Increased incidence of malignancies in Sweden after the Chernobyl accident—a promoting effect? *American Journal of Industrial Medicine* 49(3), 159–168.
- Zibold, G., Drissner, J., Kaminski, S., Klemm, E. & Miller, R. (2001). Time-dependence of the radiocaesium contamination of roe deer: measurement and modelling. *Journal of Environmental Radioactivity* 55(1), 5–27.
- Åhman, G., Åhman, B. & Rydberg, A. (1990). Consequences of the Chernobyl accident for reindeer husbandry in Sweden. *Rangifer* 10(3), 83–88.
- Älgavskjutning*. [online] (Svenska Jägareförbundet). Available from: <http://jagareforbundet.se/vilt/viltovervakning/algavskjutning/>. [Accessed 2014-03-05].