

Studier av radioaktivt cesium i svenska renar. Översikt över pågående undersökningar 1986

Gustaf Åhman

Renförsöksavdelningen, Sveriges lantbruksuniversitet, Box 5097, S-900 05 Umeå, Sverige

1. Inledning

Några dagar efter reaktorkatastrofen i Tjernobyl erhöles indikationer på att delar av renkötselområdet hade drabbats av betydande radioaktivt nedfall. I slutet av maj stod det klart att nedfallet skulle skapa stora problem för rennäringen. Detta framgick bl.a. av de analyser (10 st) som utfördes på insända prov av renkött från renar avlivade i södra Västerbotten i månadsskiftet maj/juni. Värdena på cesium-137 uppgick till 2-15 kBq/kg kött.

Genom flygmätningar (SGAB, maj 1986) av markstrålningen erhöles en översiktlig bild av nedfallets storlek. Mätningarna visade att nedfallet varit störst i södra Västerbotten och norra Jämtlands län samt i nordvästra Ångermanland. I de värst drabbade områdena uppgick markstrålningen till 80-120 μ R/h. Variationen var dock mycket stor, både lokalt och regionalt. Norrbottens län omfattades inte av några flygmätningar i maj. Sådana har för övrigt inte utförts än.

För bedömning av effekterna på rennäringen och för prognoser av utvecklingen har vi att utgå ifrån de undersökningar som utfördes på 1960- och 1970-talen efter de atmosfäriska provsprängningarna av atombomber. I såväl de nordiska länderna som USA (Alaska), Canada och Sovjet utfördes rätt omfattande studier av radioaktivt nedfall och ackumuleringen i mark, växter och djur. Även människans påverkan genom intag av radioaktiva livsmedel studerades. Värdefulla bidrag lämnades av J.K. Miettinen från Finland

samt K. Linden och M. Gustafsson från Sverige m.fl. När det gäller kunskap om renens intag och utsöndring av radioaktivt cesium kan vi i första hand bygga på de studier som utfördes vid universitetet i Fairbanks av D.F. Holleman, J.A. White och J.A. Luick.

I samband med den forskning och försöksverksamhet som bedrivits vid renförsöksavdelningen har vi arbetat med metodik och teknik som kan tillämpas vid studier av radioaktivt cesium i renbetesväxter och i renar. På betessidan har vi bl.a. arbetat med kontaminering av tungmetaller från gruvindustrin och nitrat efter kvävegödsling. Omfattande studier har utförts av renens mineralstatus och mineralämnesomfattning. Erfarenheter och kunskaper från dessa områden har utnyttjats för planering och genomförande av de studier som nu pågår beträffande radioaktivt cesium i renbetesväxter och renar.

Följande studier av cesium i renbetesväxter och renar pågår:

1. Balansförsök med renar utfodrade med olika mängd radioaktiv lav. Renarna slaktade efter tre veckors utfodring och undersökta med avseende på innehåll av cesium-137 i muskler, organ samt mag- och tarminnehåll. Åhman, B. (under publicering)
2. Studier av radioaktivt cesium i renbetesväxter. Pilotundersökning i början av juni.

Undersökningar av cesium-137 i renbetesväxter inom olika delar av vinterbeteslandet.

Undersökningar av radioaktivt cesium i insända prov av renbetesväxter från olika samebyar.

Eriksson, O. i samarbete med FOA 4 i Umeå och Inst. för radioekologi vid SLU, Uppsala.

3. Studier av radioaktivt cesium i renar under sommaren och hösten 1986. Redovisas under avsnitt 3.

Rydberg, A., Åhman, B. & Åhman, G. i samarbete med Inst. för radioekologi, SLU, Uppsala.

4. Tillskotts- och helutfodring av renar i syfte att minska deras innehåll av radioaktivt cesium.

Utfodringsförsök pågår vid renforskningsstationen i Gällivare. Åhman, G. & Åhman, B. Balansförsök pågår vid Inst. för veterinärmedicinsk näringlära. Åhman, B.

Fältförsök planeras att utföras under vintern och våren 1987. Rydberg, A., Åhman, B. & Åhman, G. i samarbete med Inst. för radioekologi, SLU, Uppsala.

Berörda myndigheter (Statens Strålskyddsinstitut, Lantbruksstyrelsen och Statens Livsmedelsverk) och organisationer (Svenska Samernas Riksförbund) har fortlöpande informerats om de resultat vi erhållit i dessa undersökningar.

2. Radioaktivt cesium i renbetesväxter och renar efter kärnvapenproven i början av 1960-talet och reaktorolyckan i Tjernobylden 26 april 1986.

Under 1950-talet inleddes forskning om spridning av radioaktiva ämnen från kärnvapenprov. Ett tillfälligt provstopp infördes 1958. Provsprängningarna återupptogs 1961, då med mycket kraftiga laddningar. Samtidigt intensifierades forskningen beträffande den globala spridningen av radioaktivt nedfall. Genom ett omfattande internationellt samarbete kunde man rätt väl kartlägga det radioaktiva nedfallet från provsprängningarna vid Novaja Zemlja 1961/62. Med vindarna fördes fissionsprodukterna österut, över Sibirien och Nordamerika samt vidare över Atlanten och de nordiska länderna. Radioaktiva partiklar hade förts upp i troposfären och med vindarna cirkulerade de varv efter varv runt norra halvklotet. Med nederbörden fördes de radioaktiva ämnena ner mot marken. I Skandinavien var nedfallet störst på västra

sidan av fjällkedjan och i Halland, de områden som har den största årsnederbörden. Ett rätt betydande nedfall förekom fram till 1965. Först 1970 hade det årliga nedfallet sjunkit till lika låga värden som före provsprängningarna på Novaja Zemlja.

Den forskning som pågick under 1960-talet omfattade inte bara spridningsvägarna i luften utan även ackumulering i mark och växter samt djurens upptag och utsöndring av radioaktiva ämnen. Man påvisade bl.a. att det är mycket stora skillnader mellan olika jordarters förmåga att binda radioaktiva ämnen. Även när det gäller växter är det stor skillnad mellan arter beträffande upptag och inlagring av radioaktiva ämnen. Detta betyder i sin tur att det är stora skillnader mellan olika djurarters intag av radioaktiva ämnen beroende på olika val av föda. Man påvisade också att cesium-137 är en av de nuklider, som kan skapa problem inom rennaringen.

Av särskilt intresse för oss är de studier, som utfördes beträffande inlagring av cesium-137 och 134 i lav. I regnvattnet lösta radioaktiva ämnen sugs upp av den levande lavbälen och stannar där. Den effektiva halveringstiden för cesium-137 i lav uppgår till 5-10 år - halveringstiden varierar med hänsyn till lavens tillväxt och livslängd.

I såväl de nordiska länderna som Alaska och Sibirien gjordes rätt omfattande undersökningar av inlagring av radioaktivt cesium i lav. I Sverige insamlades prov av lav, främst *Cladina stellaris* och *Cladina arbuscula*, från olika platser inom renkötselområdet under perioden 1961 till 1965. Cesiumhalten angavs per m². Hösten 1962 uppmättes halter på ca 0,7 kBq Cs-137/m². 1964/65 hade värdena stigit till 1.3 - 2.2 kBq/m².

Nedfallet från provsprängningarna i början av 60-talet ledde till en ganska jämn kontaminering av lav inom hela renkötselområdet. Under 1962 till 1965 skedde en fortlöpande ytkontaminering av all renbetesvegetation. Den snö som föll innehöll också cesium-137 och en del andra radioaktiva ämnen. Det radioaktiva nedfallet från Tjernobylden kom som en dusch dagarna närmast efter olyckan. All vegetation som då fanns blev ytkontaminerad. Mark- och trädlavar sög upp regnvattnet och däri lösta radioaktiva ämnen. I norra delarna av Uppland, längs Norrlandskusten upp till Skellefteå samt i stora delar av Ångermanland, i norra Jämtland och i större delen av Västerbottens län, föll betydande regn. Stora lokala variationer i nederbörd

förekom dock. Även en del områden i Norrbotten fick en del regn under dessa dagar.

I stora delar av Norrbotten ligger cesiumvärdena i lav nu på samma eller till och med på lägre nivå än på 60-talet. Med tanke på att vi nu inte har någon fortlöpande påspädning av radioaktivt cesium bör halterna sjunka snabbare nu än då. Där halterna är som lägst ligger värdena på 0.3 - 0.5 kBq Cs-137/kg och som högst 2-4 kBq/kg. En mindre del (ca 0.2 kBq/kg) utgöres av rester från 1960-talet. Inom de områden i Västerbottens, Jämtlands och Västernorrlands län, som fick mest nederbörd veckan efter olyckan i Tjernoby, har halter på 20 - 60 kBq Cs-137/kg torrsbstans uppmätts, vilket är 10-20 gånger mer än de högsta värdena på 1960-talet.

Flygmätningarna visade att det radioaktiva nedfallet hade varit rätt lågt i södra delarna (Sveg-Östersund) av Jämtlands län med undantag av de allra sydligaste delarna (Tännäs sameby). Där nedfallet var som minst ligger cesiumhalterna i lav omkring 2 kBq/kg. I Tännäs ligger värdena 3-4 gånger högre.

Höga värden av cesium-137 har också uppmätts i bl.a. ris, främst till följd av ytkontaminering veckan efter olyckan i Tjernoby. Det cesium, som inlagrats i fleråriga växter kommer inte att försvinna under detta år. En del betesväxter kommer också att ta upp cesium från marken genom sitt rotsystem. Risken för detta är störst på organogena jordar med lågt pH och låg kaliumhalt. Betesväxterna på bl.a. myrar kan därför komma att hålla förhöjda halter av cesium-137 många år framöver.

Parallellt med undersökningarna av radioaktivt cesium i lav, utfördes mätningar av cesium i renkött under 1960-70-talen. De högsta värdena uppmättes i mitten av 60-talet. I områden med hög årsnederbörd, t.ex. Flatruet, låg värdena under vintern 1964-65 uppemot 4 kBq/kg kött. I Norrbottens inland var värdena något lägre, 2-3 kBq/kg.

Från mitten av 60-talet minskade cesiumhalten i renkött. I nedanstående tabell redovisas de ungefärliga nivåerna av cesium-137 (kBq/kg) i mitten av 60-, 70- resp. 80-talen:

År	Höst	Vinter
1964/65	0.5 — 1	2 — 4
1974/75	0.3	1 — 2
1985/86	0.1	0.3

Värdena för 1985/86 baseras på enstaka analyser av kött från renar, slaktade hösten/vintern 1985/86 samt beräkningar av sambandet mellan cesium-134 och 137 i kött från årets slakt. I nedfallet från 60-talet finns inget cesium-134 kvar, medan nedfallet från Tjernoby till ca 1/3 består av cesium-134. Tack vare detta förhållande är det möjligt att skatta cesium-137 från 1960-talet med hjälp av linjär regressionsanalys enligt följande:

$$Y = a + b(X)$$

Y = total halt cesium-137

X = total halt cesium-134

a = cesium-137 från 1960-talet

Exempel på sådana beräkningar visas i fig. 1. Datamaterialet är hämtat från två slakter i Jäkkåkaska sameby (se 3.4). Den första slakten företogs den 27 augusti (1). Vid detta tillfälle innehöll köttet i genomsnitt 37 Bq cesium-137 per kg från 60-talet och 177 Bq cesium-137 från Tjernoby. Vid den senare slakten hade cesium-137 från 60-talet ökat något, vilket kan förklaras av att andelen lav i dieten ökat.

Motsvarande beräkningar här gjorts på analysdata från några slakter i Norrbotten i oktober/november 1986 (tab. 1). Ju senare slakten har skett, desto större är mängden cesium från 60-talet. Även här är det fråga om en effekt av ökat intag av lav. Vid slakterna i Sörkaitum och

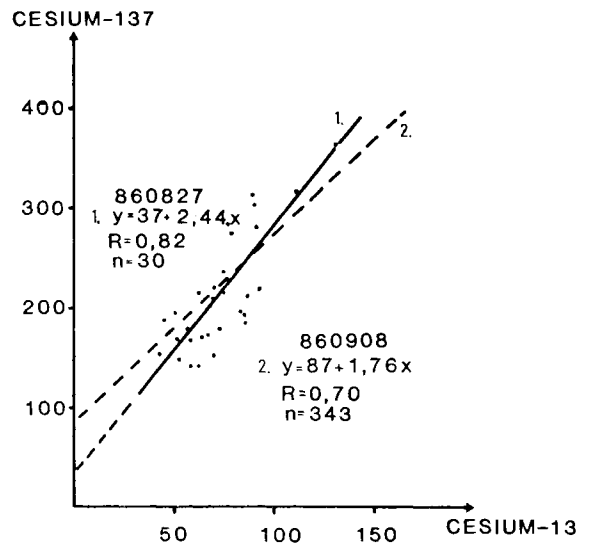


Fig. 1. Sambandet mellan halten cesium-134 (X) och totalhalten cesium-137 (Y) i renkött vid slakt i slutet av augusti resp. början av september i Jäkkåkaska sameby.

Tabell 1. Cesium-137 i renkött från några slakter i Norrbotten hösten 1986 (från 1960-talet respektive Tjernobyl)

Sameby	Slakt-datum	n	Cesium-137, kBq/kg kött		
			Total halt	Från 60-talet	Från Tjernobyl
Talma	86-10-30	231	0.30	0.06	0.24
Norrkaitum	86-10-29	194	0.35	0.07	0.28
Levas	86-10-18	51	0.36	0.07	0.29
Levas	86-11-27	39	0.39	0.12	0.27
Sörkaitum	86-11-29	109	0.62	0.22	0.40
Vittangi	86-10-16	177	0.40	0.25	0.15
Vittangi	86-11-26	47	0.52	0.25	0.27

Vittangi fanns det inte mycket plats för påspädning av cesium-137 från Tjernobyl innan riktvärdet 0.3 kBq/kg kött passerades. Trots att resterna från 60-talet av cesium-137 i lav inte är stora bidrar de således i hög grad till att riktvärdet överskrids när renarna börjar äta lav under hösten.

Resterna av cesium-137 från 60-talet är således en faktor av betydelse inom Norrbotten så länge vi har ett så lågt riktvärde som 0.3 kBq/kg. I Västerbotten och stora delar av Jämtland har resterna från 60-talet ingen större betydelse. Där är det nedfallet från Tjernobyl, som skapat

problem och även för lång tid framöver kommer att vara ett stort problem.

Ingen kan idag exakt ange vilken cesiumhalt renarna kommer att ha till vintern och om 10-20 år. Ett försök till skattning har dock gjorts (fig. 2). I de svårast drabbade områdena med en cesiumhalt i lav på 30-60 kBq/kg är det troligt att renarna kommer att innehålla lägre halter än vad laven gör. Hur mycket lägre beror på andelen lav av totaldieten och sammansättningen på den övriga delen av dieten. På mycket goda lavbeten kan renarna till och med komma att hålla högre halt än vad laven gör. Detta beror på att såväl träck som urinutsöndringen är liten när renarna äter nästan bara lav. Med ökat intag av betesväxter som ris och gräs ökar träckavgången och urinutsöndringen. Eftersom dessa betesväxter har en lägre halt av radioaktivt cesium än vad lav har minskar också intaget. Detta i kombination med ökad utsöndring av träck och urin ger myckert lägre cesiumhalt i renen. Inslag av gräs ger en speciell effekt på grund av gräsets relativa höga halt av kalium. Det är sannolikt att relationen mellan cesium i lav (torrsubstans) och i renar (muskler) kommer att variera mellan 2:1 och 1:1. I fig. 2 har ett frågetecken satts för högsta halt av cesium-137 i renar vintern 1986. Att värdet kommer att ligga betydligt över 30 kBq är dock troligt. Var värdena kommer att ligga om 10 år är ännu svårare att skatta. Min bedömning är att vintervärdena kommer att ligga på nivån 10-30 kBq/kg kött i de svårast drabbade områdena, medan augusti/september-värdena kommer att ligga under 2 kBq cesium-137/kg kött.

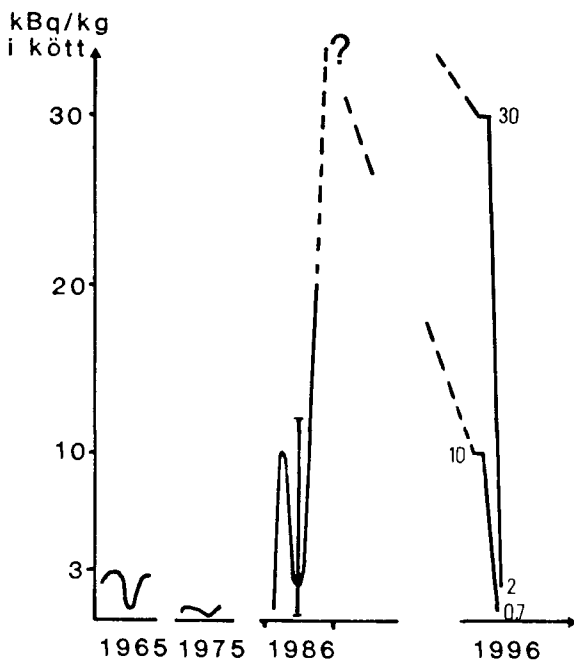


Fig. 2. Halten cesium-137 i mitten av 60- och 70-talen i jämförelse med de förväntade halterna efter Tjernobyl i södra Västerbotten och norra Jämtland.

För den långsiktiga planeringen av renkötseln bör vi så långt möjligt söka tillvarata de resultat som den radioekologiska forskningen på 1960- och 70-talen gav. Men dessa kunskaper räcker

inte så långt, främst därför att nedfallet av radioaktivt cesium från Tjernobyl var 10-tals gånger större än på 60-talet. I rum och tid är det också stora skillnader mellan nedfallet från provsprängningarna på 60-talet och från Tjernobyl i månadsskiftet april/maj 1986. Förändringarna i cesiumhalt i såväl renbetesväxter som renar måste följas under många år framöver. Olika vägar måste prövas i syfte att minska cesiumhalten i det renkött som produceras. Tidigare läggning av slakt och utfodring är de metoder som torde få störst praktisk betydelse. För att på ett framgångsrikt sätt kunna bedriva tillskotts- och helutfodring krävs betydande forskning.

3. Studier av radioaktivt cesium i renar under sommaren och hösten 1986

Rydberg, A., Åhman, B. och Åhman, G. i samarbete med Institutionen för radioekologi, SLU

Under sommaren och hösten 1986 utfördes studier av radioaktivt cesium i renar i syfte att få en överblick av läget och underlag för prognoser beträffande halten av cesium-137 i renkött vid höstens slakter. I målsättningen ingick också utveckling av metoder och teknik för skattning av cesiumhalten i kött med ledning av blod och/eller träckanalyser.

3.1. Material och metoder

I juni (16/6 - 1/7) togs prov av muskler, blod och organ samt mag- och tarminnehåll från 36 renar i 10 samebyar. De flesta renarna sköts enbart för provtagningen. I juli (12/7 - 31/7) togs prov från 66 renar i 22 samebyar. Renarna avlivades i samband med kalvmärkningen. Dessutom togs blodprov från 132 levande renar. Så långt möjligt togs också prov av träck från Gällivare i norr till Idre i söder och vid provtagningen i juli från Arjeplog/Arvidsjaur till Idre.

Blodprov uttogs i samband med avblodningen i 100 ml flaska med heparin. Mag- och tarmpaket samt lever och njurar uttogs på slaktplatsen. Efter vägning uttogs prover för kemisk analys och bestämning av radioaktivt cesium. Muskelprov togs från bogen. Burkar med prov kylades i bäckar, snö eller medförd kolsyreis. Proverna bars eller flögs ner till bilväg. Efter infrysning iltransporterades proverna per tåg eller post till Uppsala för analys.

3.2. Undersökningar av metoder för skattning av cesiumhalten i renar

För planläggning av renslakten under de närmaste åren kommer man att behöva uppgifter om renarnas cesiumhalt i god tid före slakten. I de flesta samebyar kan man inte slakta renar och ta prov från slaktkroppar för analys av cesium i juli/augusti - detta är endast möjligt inom skogsrenskötseln, där normalt s.k. sommarslakt förekommer. Att avliva renar för enbart provtagning och sen kassera kropparna medför stora kostnader. Därför var det motiverat att undersöka sambandet mellan cesiumhalten i blod/träck och kött för att se i vilken grad det är möjligt att skatta cesiumhalten i renarna med ledning av provtagning på levande renar. Resultaten av dessa undersökningar redovisas här kortfattat.

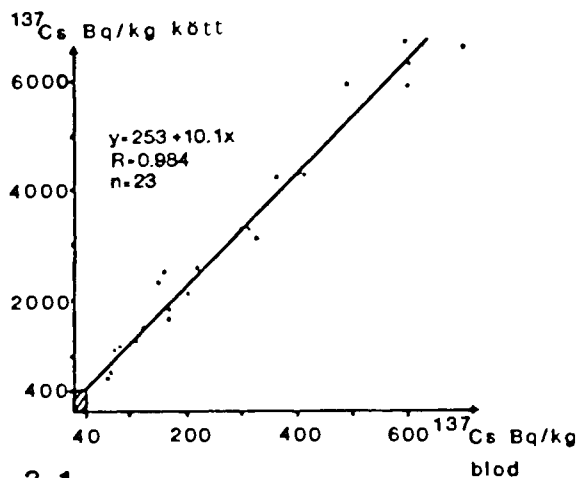
I figur 3.1 illustreras sambandet mellan cesium-137 i blod och kött från provtagning i juni. Vid analysering av blodprover från provtagning i juni kunde inte halter under 40 Bq/kg bestämmas. I beräkningarna ingår därför endast blodvärden på mer än 40 Bq/kg och köttvärden på mer än 400 Bq/kg.

Sambandet mellan cesium-137 i blod och kött vid provtagning i juli framgår av fig. 3.2. I juli bestämdes värden ner till 10 Bq/kg blod. Detta i kombination med betydligt lägre cesiumhalter gör att den erhållna funktionen

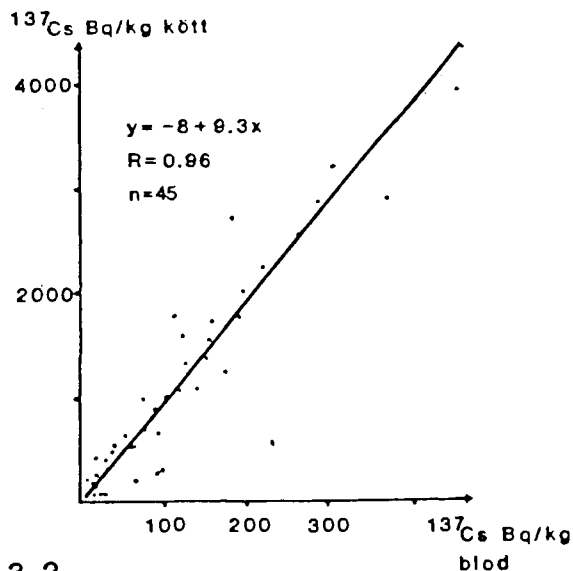
$$Y = -8 + 9.3X$$

även kan användas för skattning av rätt låga cesiumhalter i kött.

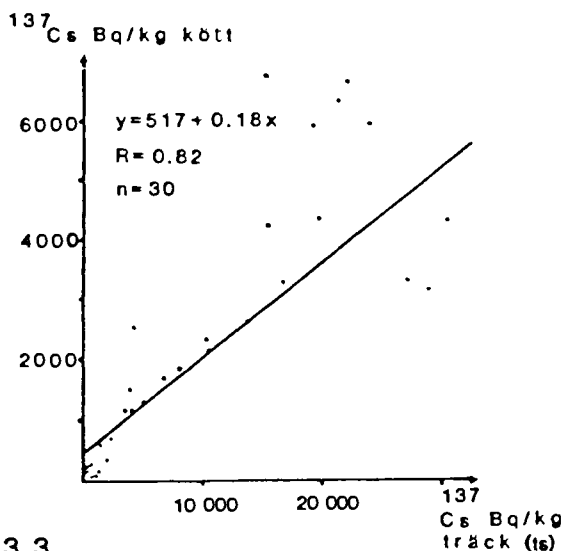
Det bör påpekas att cesiumhalten i renarna var nedåtgående vid provtagningen i såväl juni som juli. Relativt sett bör blodvärdena i förhållande till köttvärdena vara lägre när renarna befinner sig i nedåtgående fas än när de ligger stilla eller är i uppåtgående fas. För skattning av cesium-137 i renar under juni/juli nästa år kan man utgå ifrån att köttvärdena ligger 9-10 gånger högre än blodvärdena. I takt med att cesiumhalten i sommarbetesväxterna sjunker kommer nedgången i renarna att gå snabbare under juni och juli än vad det gjorde i år. Efter 3-4 år kommer nedgången att gå väsentligt snabbare. Om man då utnyttjar det samband som här redovisats mellan blod och kött, kommer man att något underskatta cesiumhalten i köttet. Därför är det nödvändigt att genom stickprov följa förändringarna i relationen mellan cesium i blod och kött under de närmaste somrarna.



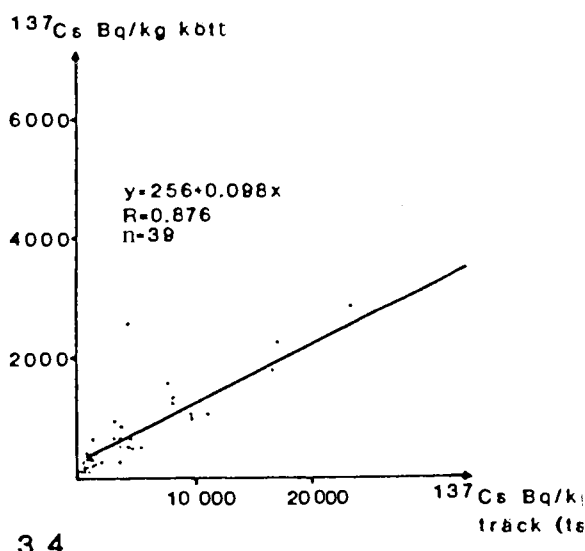
3.1



3.2



3.3



3.4

Fig. 3. Sambandet mellan cesium-137 i blod och kött samt i träck och kött vid provtagning i juni (fig. 3.1 och 3.3) och i juli (fig. 3.2 och 3.4).

I figur 3.3 redovisas sambandet mellan cesium-137 i träck (torrsubstans) och kött vid provtagningen i juni. Den beräknade funktionen, $Y = 517 + 0.18X$ ($N = 30$), har betydligt lägre korrelationskoefficient ($R = 0.82$) än motsvarande funktion för blod och kött. Skillnaden torde bero på att träcken, i mycket högre grad än blodet, följer variationerna i intag av cesium dagarna närmast före provtagning.

Från provtagning i juli finns cesiumhalter i träck och kött från 39 renar (figur 3.4).

Sambandet mellan dessa har beräknats och följande funktion erhöles: $Y = 256 + 0.10X$ ($R = 0.88$). Som synes är regressionskoefficienten ungefär hälften så stor som i juni. Med andra ord betyder detta att utsöndringen av cesium-137 i träckens torrsubstans var dubbelt så stor i juli som i juni hos renar med lika hög cesiumhalt i kroppen. Det är troligt att detta främst beror på att halveringstiden är kortare i juli än i juni på grund av högre intag av kalium och högre fiberhalt i betesväxterna. Större foderkonsum-

tion och därmed också ökat intag av cesium-137 via betesväxterna kan också ha bidragit.

Som framgår av ovanstående redogörelse råder inget konstant förhållande mellan cesium-137 i träck och kött under sommaren. Endast en mycket grov skattning av cesium i kött kan erhållas med ledning av träckanalyser under sommaren. Sammanfattningsvis kan sågas att cesiumhalten i renarnas muskler uppgår till 10-25% av halten i träckens torrsubstans under juni/juli. Slutsatsen måste bli att tekniken med provtagning och analys av cesium i träck inte kan användas för skattning av cesiumhalten i renar under sommaren. Under vintern, då renarna gått och betat inom ett område med måttligt stor variation i lavens cesiumhalt, bör det dock vara möjligt att skatta renens cesiumhalt med ledning av träckanalyser. Underlag för sådana beräkningar måste dock tas fram genom provtagning och analys av såväl träck som kött från renar, som slaktas under januari-april.

Träckprov kan tas av renägarna själva. Den enda utrustning som behövs är små plastpåsar för att samla träcken i och en märkpena för märkning av påsarna. Man kan ta färsk träck som ligger på snön. Vill man dokumentera eventuella skillnader mellan renar av olika ålder och kön måste man ta träckprover från ändtarmen.

3.3 Cesiumhalten i renar under juni/juli

Under första hälften av juni månad 1986 lät Livsmedelsverket utföra mätningar på närmare 20 prov av renkött från främst Västerbottens län. Fyra av dessa prov innehöll 10-15 kBq cesium-137/kg kött, de flesta proverna innehöll 2-7 kBq/kg kött.

Cesiumhalterna i juni. Målsättningen med vår undersökning var att få en överblick av läget inom olika samebyar och underlag för prognoser avseende cesiumhalten i renar vid tiden för slakt. Arbetet planlades med ledning av vad som var känt i början av juni om det radioaktiva nedfallet genom flygmätningar av markstrålningen. Norrbotten, med undatag av skogsrenskötselområdet, betraktades som ett 0-område. Södra delen av Västerbotten och norra delen av Jämtland var de områden som drabbats av störst nedfall. Den första provtagningen koncentrerades därför till sistnämnda områden. För att få en allmän bild av läget togs inte bara prov från dessa områden, utan även från såväl Norrbotten som de sydligsta

Tabell 2. Cesium-137 (kBq/kg) i kött från renar avlivade i juni 1986

Sameby	Provtagning	kBq/kg
<i>Norrbotten</i>		
Mellanbyn	1/7	0.11 - 0.17
Gällivare	18/6	0.15 - 0.24
Mausjaur	17/6	0.37/0.63
Maskaure	23-26/6	1.9/2.4 ¹
<i>Västerbotten</i>		
Malå	19/6	1.5/2.5
Vilhelmina n:a	25/6	3.1 - 5.9
Vilhelmina s:a fjäll	23/6	3.3 - 6.6
Vilhelmina s:a skog		2.6 - 6.7
<i>Jämtland</i>		
Hotagen	29/6	0.7/1.3
Tännäs	17/6	2.4/2.6
Idre	16/6	1.7 - 2.3

¹ prov från två kalvar.

delarna av renskötselområdet. Resultaten av juni-analyserna redovisas i tabell 2.

I Mellanbyn och Gällivare låg cesiumhalten i kött under Livsmedelsverkets gränsvärde, 0.3 kBq/kg. Värdena låg på ungefär samma nivå som i insända prov av renkött från koncessionsområdet och Jäkkäkaska sameby.

I skogssamebyarna Mausjaur och Maskaure låg värdena betydligt högre; i Mausjaur på 0.4 och 0.6 kBq/kg och i Maskaure på 1.9 och 2.4 kBq/kg. Från den senare byn kom proven från kalvar, som vid senare undersökningar (se nedan) har visat sig ligga betydligt högre än de vuxna djuren. I Malå, som också är en skogssameby, låg värdena ganska högt med hänsyn till den uppmätta markstrålningen.

I södra Västerbotten och norra Jämtland, som har drabbats av störst nedfall, togs prov från tre samebyar. I Vilhelmina södra togs prov från renar i såväl fjäll- som skogsområdet. I Vilhelminabyarna låg halterna som väntat högt. I Hotagen däremot erhöles ganska låga värden. Prov från två renar från Valsjöbyn i Hotagen hade insänts strax före midsommar för analys. Cesiumhalten i dessa var 5.4 resp. 7.6 kBq/kg. Såväl flygmätningarna som undersökningen av cesiumhalten i renbetesväxter visar att variationen i radioaktivt nedfall var stor inom sommarbeteslandet i Hotagen. Detta förklarar den stora skillnaden i cesiumhalt mellan

provtagningarna. I början av juni togs ytterligare två prov från Hotagen. Cesiumhalten i dessa var 1.3 kBq/kg.

I Idre och Tännäs erhöles något högre värden än väntat. Det radioaktiva nedfallet måste således ha varit rätt betydande även så långt söderut som i nordligsta delarna av Dalarna.

Cesiumhalterna i juli. Resultaten av cesiumanalyserna från juli redovisas i tabell 3. På många platser togs prov från bara två renar. I sådana fall har båda värdena redovisats. I de fall då fler prov togs har det högsta och det lägsta värdet angivits. I en del fall togs också prov på årskalvar, vanligen sådana som avlivats på grund av benbrott.

I skogssamebyarna i Norrbotten låg de flesta proven under riktvärdet 0.3 kBq/kg. Nu liksom i juni var värdena högst i Maskaure. I Malå (Västerbotten) togs prov från 4 renar, som

Tabell 3. Cesium-137 (kBq/kg) i kött från renar avlivade i juli 1986

Sameby	Cesium-137, kBq/kg	
	Vuxna renar	Kalvar
<i>Skogssamebyar</i>		
Stäkke	0.07/0.12	—
Ö. Kikkejaure	0.09 - 0.21	—
V. Kikkejaure	0.16/0.17	—
Mausjaure	0.10/0.10	—
Maskaure	0.25 - 0.33	0.8
Malå	0.12 - 2.1	—
<i>Fjällbyar, Norrbotten</i>		
Semisjaur-Njarg	0.2 - 0.3	—
Svaipa	0.1 - 0.3	—
<i>Fjällbyar, Västerbotten</i>		
Ran	0.7 - 1.0	1.7/2.6
Umbyn, Storfjället	1.0/1.4	2.9
Umbyn, Artfjället	1.1/1.6	1.2
Vapsten	3.9/4.3	—
Vilhelmina N:a	1.8/2.0	—
Vilhelmina S:a	1.8/2.3	—
<i>Fjällbyar, Jämtland</i>		
Rattievarie	2.9/3.2	6.9
Hotagen	0.9/1.1	—
Offerdal	0.5/0.6	2.1
Kall	1.7/1.6	2.0
Tossåsen	0.3 - 0.5	—
Handölsdalen	0.4/0.7	—
Mittådalen	0.1/0.4	0.7
Tännäs	0.5/0.7	—
Idre	1.3/1.6	—

skjutits på olika platser. Cesiumhalten varierade kraftigt, från 0.12 till 2.1 kBq/kg. I slutet av juli undersöktes prov från 5 slaktade renar. Cesiumhalten i dessa var mycket hög och varierande, från 5.0 till 13.4 kBq/kg kött. Malå sameby hade således drabbats av ett betydande och mycket varierande nedfall av cesium-137. Variationen kan förklaras av variationen i nederbörd dagarna närmast efter kärnkraftsolyckan i Tjernobyl. Malå ligger i gränsområdet mellan det av radioaktivt nedfall rätt hårt drabbade Västerbotten och det nästan skonade Norrbotten.

Två fjällsamebyar i södra Norrbotten omfattades av undersökningen. Cesiumhalterna låg under riktvärdet.

Följer man samebyerna söderut in i Västerbotten stiger värdena (tabell 3). De högsta värdena uppmättes i Vapsten söder om Umeålvens källsjöar. Värdena var mycket höga (3.9/4.3 kBq/kg) med tanke på att provtagningen ägde rum så sent som den 22 juli. Förklaringen måste vara att sommarbetesvegetationen var mycket kraftigt ytkontaminerad. Tyvärr finns inga värden för juni som man kan jämföra med.

I Vilhelmina-byarna låg cesiumhalterna omkring 2 kBq/kg. Det är ungefär hälften i jämförelse med junivärdena. Tidsskillnaden mellan provtagningarna i Vilhelmina norra var ca 4 veckor och i Vilhelmina södra 5 veckor.

I Jämtlands län erhöles som väntat de högsta värdena från de nordligaste samebyarna (tab. 3). Längst norrut låg värdena på ungefär samma nivå som i sydligaste Västerbotten. I samebyarna som ligger söder linjen Östersund - Trondheim var värdena rätt låga (0.1 - 0.7 kBq/kg) med undantag av den sydligaste samebyn Idre (ca 1.5 kBq/kg).

Som framgår av tabell 3 har kalvarna två till fyra gånger så höga värden som de vuxna renarna. Detta kan till en del förklaras av att kalvarna växer snabbt under försommaren. Muskler nybildas och i samband därmed inlagras mineralämnen, inklusive radioaktivt cesium i kroppen i betydligt större utsträckning än hos vuxna renar. Så länge kalvarna diar är träckavgången liten. Även urinutsöndringen är låg. Därav följer att utsöndringen av cesium relativt sett blir mindre hos kalvar än hos vuxna renar.

Vid provtagningen i juli avlivades endast två 1-åringar per provtagningsplats i Västerbottens och Jämtlands län. För att öka säkerheten i skattningen av renarnas cesiumstatus togs dessutom blodprov och i många fall också träckprov från ytterligare minst fyra renar.

Tabell 4. Jämförelse mellan cesiumhalt i köttprov från avlivade renar och beräknad halt enligt analys på samlingsprov av blod från levande renar (kBq/kg kött)

Sameby	Köttanalys		Beräkn.halt enl. blodprovsanalys	
	n	\bar{x}	n	\bar{x}
<i>Västerbotten</i>				
Ran	2	0.8	4	0.7
Umbyn, Storfjället	2	1.2	4	1.0
Umbyn, Artfjället	2	1.2	4x4	1.1
Vapsten	2	4.1	4	3.3
Vilhelmina n:a	2	1.9	4	1.8
Vilhelmina s:	2	2.0	3x4	1.6
<i>Jämtland</i>				
Rattievarie	2	3.0	2x5	2.8
Hotagen	2	1.0	5x2	1.0
Offerdal	2	0.5	5x2	0.7
Kall	2	1.6	2x3	1.3
Tossåsen	3	0.4	2x4	0.3
Handölsdalen	2	0.5	2x4	0.3
Tännäs	2	0.6	2	0.4

Cesiumhalten i blod bestämdes på samlingsprov från 2 - 5 renar. Cesiumhalten i dessa renar har sedan beräknats med utgångspunkt från cesiumhalten i samlingsprov av blod och med utnyttjande av funktionen $Y = -8 + 9.3X$, som redovisats i avsnittet 3.2. De beräknade värdena framgår av tabell 4. För direkt jämförelse har också cesiumhalten i kött från slaktade renar upptagits i tabellen.

Av tabellen framgår att det är en rätt god överensstämmelse mellan cesiumhalten i köttproven och den beräknade cesiumhalten i muskler hos levande renar ur samma flock. Skillnaderna i cesiumhalt mellan parallella köttprover och mellan samlingsprov av blod från en och samma provtagningsplats är ungefär lika stora (10 - 25%).

Genom att ta två samlingsprov av blod, från vardera fyra renar, kan man göra en tillförlitlig skattning av köttets innehåll av cesium-137. Kostnaderna för en sådan provtagning blir betydligt lägre än för provtagning av kött från avlivade renar.

I Vilhelmina norra togs prov på mjölk från fyra vajor. Samtidigt togs blodprov från såväl vajan som hennes kalv. Utifrån blodanalyser har cesiumhalterna i muskler hos vaja och kalv beräknats. Resultaten redovisas i tabell 5. Cesiumhalten i kalvarna var drygt dubbelt så hög som i vajorna. Cesiumhalten i mjölk uppgick till knappt hälften av den beräknade halten i vajornas

muskler. Omräknar man cesiumhalten i mjölk till halt i torrs substans blir förhållandet mellan cesium i mjölk och cesium i kalvarnas muskler ungefär 1, vilket motsvarar det högsta värde man får mellan cesiumhalt i betesväxternas torrs substans och cesiumhalten i renens muskler.

3.4 Cesiumhalten i renar under augusti - oktober

Med ledning av vad som var känt om renens upptag och utsöndring av radioaktivt cesium samt resultaten av köttanalyserna under juni/juli stod det klart att flertalet av de renar som skulle komma att slaktas i Västerbotten och Jämtlands län i september och senare under hösten skulle bli kasserade på grund av för hög halt av cesium-137. Det fanns förhoppning om att en del slaktkroppar från mellersta Jämtland skulle bli

Tabell 5. Jämförelse mellan beräknad halt av cesium-137 i muskler (beräknat med ledning av blodvärden) hos moder och kalv samt analyserad halt i mjölk (Vilhelmina norra sameby 26/7)

nr.	Cesium-137, kBq/kg		
	Moder	Mjölk	Kalv
1	—	0.78	7.2
2	2.0	0.99	5.0
3	2.1	0.97	—
4	2.4	0.88	5.2

godkända. För fjällsamebyarna i Norrbotten bedömdes situationen ljus. Man räknade dock med att en hel del slaktkroppar skulle bli kasserade i skogssamebyarna i Arvidsjaur-regionen.

I den plan som utarbetades av Renförsöksavdelningen i början av juni ingick en tredje provtagning i mitten av augusti. I början av augusti beslutades dock att denna provtagning inte skulle genomföras på grund av att resultaten inte skulle vara tillgängliga vid sådan tid att de skulle kunna utnyttjas för planläggning och genomförande av sarvslakten. Det beslutades dock att vissa provslakter och undersökningar av cesiumhalten i renar inom det friklassade området i Norrbotten skulle genomföras.

Provslakt i Svaipa/Gran. Den första provslakten företogs i Svaipa/Gran (gränsbyarna mellan Västerbotten och Norrbottens län) den 21 augusti. Provslakten utfördes efter begäran från Svaipa sameby och med syfte att eventuellt kunna befria byn från skyldighet att ta ut prov för bestämning av radioaktivt cesium.

Provslakten omfattade 46 vuxna hanrenar samt en hankalv. Avlivningen skedde på fjället. Slaktkropparna flögs med helikopter till fåtalslakteri. Muskelprov för bestämning av cesium-134 och 137 togs från både hals och framlägg. För cesium-137 erhöles följande värden (kBq/kg kött:

	Hals	Framlägg
Svaipa	1.13 ± 0.33	1.33 ± 0.39
Gran	1.18 ± 0.37	1.36 ± 0.38

Det var ingen skillnad mellan de båda samebyarna. Däremot skilde sig prov från hals respektive framlägg statistiskt.

Värdena på cesium-137 var betydligt högre än väntat. Uppgången sedan juli (se tab. 3) kan bero på att renarna under veckorna närmast före slakt hade betat i fjällskogsområden med tillgång på såväl lav som svamp. Båda tillhör växtgrupper som kan ackumulera höga halter av radioaktiva ämnen. Analyser på lav saknas dock från det aktuella betesområdet.

Att det cesium som fanns i renarna till största delen härrör från Tjernobylnedfallet visas av att andelen cesium-134 var hög (kvoten mellan cesium-134 och 137 låg på 0.47).

Provslakten i Svaipa/Gran varslade om att cesiumhalten i renarna var uppåtgående. Det fanns anledning överväga flyttning av gränsen för provtagning norrut. Dessutom hade stora

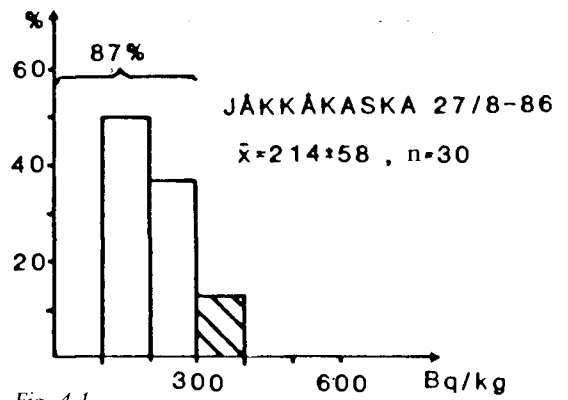


Fig. 4.1

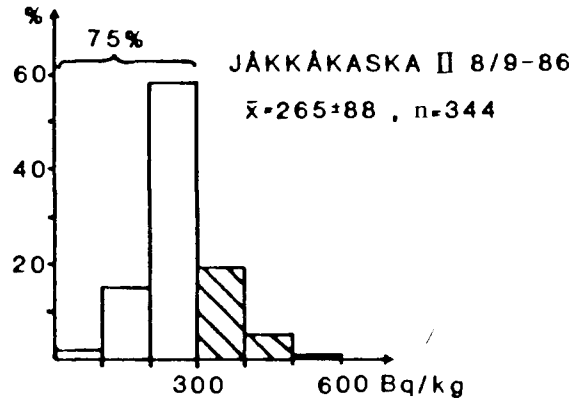


Fig. 4.2

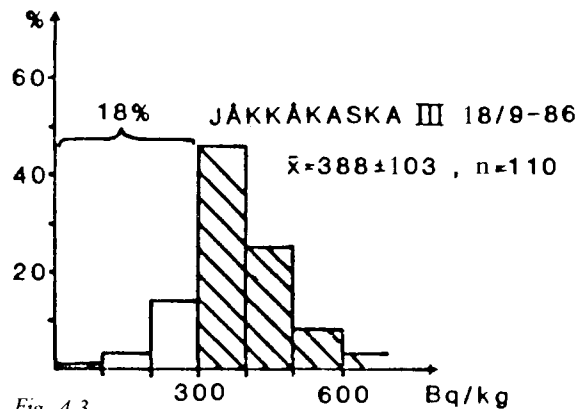


Fig. 4.3

Fig. 4. Frekvensfördelningen för cesium-137 i köttprover från slakter i Jäkkäkaska sameby.

skillnader i cesiumhalt påvisats mellan hals och rygg. I de fall då cesiumhalten ligger kring gränsvärdet 300 Bq/kg påverkas följaktligen andelen kasserade renar av om man tar ut analysprov från halsen eller framläggen.

Anmärkning. Med anledning av att cesiumhalterna i Svaipa/Gran låg så högt och att även höga värden hade uppmätts i prov från Angeså beslutade Livsmedelsverket den 25 augusti att flytta gränsen för fri slakt till Stora Luleälvens vattenled. Som underlag för denna gränsdragning utnyttjades också resultat av betesväxundersökningar.

Provslakt i Jäkkäkaska sameby. På begäran av Jäkkäkaska sameby genomfördes en provslakt den 27 augusti. Denna provslakt utfördes i syfte att ge underlag för eventuell tidigareläggning av sarvslakten. En tidigareläggning skulle medföra betydande kostnader, främst på grund av att helikopter måste användas för samling av renarna och för transport av slaktkroppar. Ur ekonomisk synpunkt (för svenska staten) skulle en tidigareläggning dock vara motiverad om minst hälften av kropparna skulle kunna godkännas som livsmedel.

30 renar slaktades. Av dessa blev 87 % godkända. Medelvärdet för cesium-137 i kött var 214 ± 58 Bq/kg. Fördelningen på olika nivåer framgår av figur 4.1.

Av resultaten från provslakten drog man slutsatsen att en tidigareläggning av sarvslakten var motiverad. Om man väntade med slakten till senare delen av september skulle flertalet slaktkroppar sannolikt bli kasserade.

Omedelbart påbörjades samling och drivning av renarna österut. Den 8-9 september slaktades ca 650 renar. Två företag var engagerade i slakten. Resultaten av analyserna på prov från ett av företagen har redovisats i figur 4.2. Medelvärdet för cesium-137 var 265 ± 88 Bq/kg. Motsvarande värde för det andra företaget var 259 ± 83 Bq/kg ($N = 172$).

75 % av slaktkropparna godkändes, vilket kan sägas vara ett bra resultat. Tio dagar senare företogs ytterligare en slakt. Vi denna godkändes endast 18 % av slaktkropparna (figur 4.3). Det bör dock påpekas att de renar som då slaktades inte betat inom exakt samma område som de tidigare slaktade.

I Sirkas sameby, som ligger norr om Jäkkäkaska, företogs en slakt samma dag, 27 augusti, som provslakten i Jäkkäkaska. Nästan alla slaktade renar låg under riktvärdet, 300 Bq/kg kött (figur 5.1). Vid en slakt i mitten av september (figur 5.2) godkändes bara hälften av kropparna.

Provtagning i Gällivare sameby. Vid en slakt den 26 augusti utanför Gällivare togs köttprov från

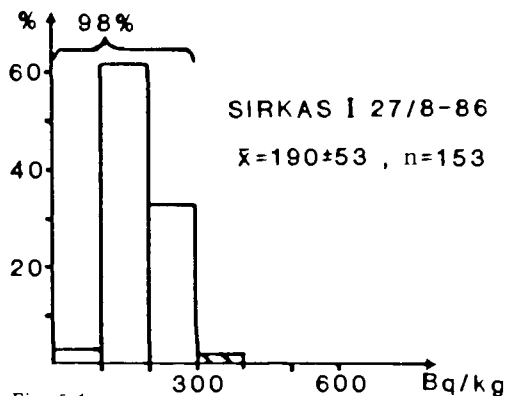


Fig. 5.1

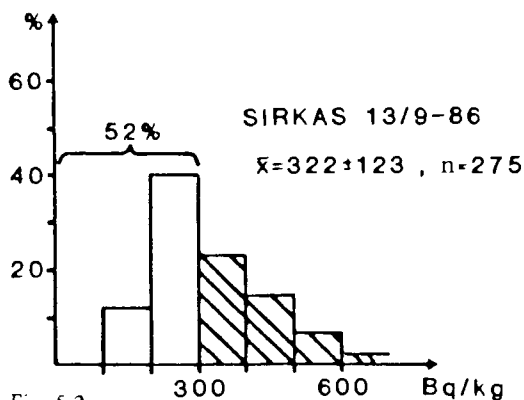


Fig. 5.2

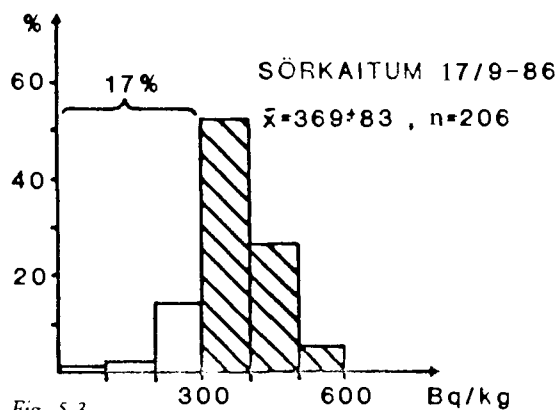


Fig. 5.3

Fig. 5. Frekvensfördelningen för cesium-137 i köttprover från slakter i Sirkas och Sörkaitum sameby.

10 renar för bestämning av cesium-137. Medelvärdet låg på 72 Bq/kg kött.

Provtagning i Norrkaitum. Den 28 augusti togs 20 prov vid en slakt i Nikkaluokta. Halten av

cesium-137 var lika läg som i Gällivare (70 ± 33 Bq/kg kött).

Provtagning i Ängeså. Från 10 renar, som slaktades den 16-25 augusti, togs köttprov för bestämning av cesium-137. Tre av proven läg över 300 Bq/kg. Medelvärudet var 267 ± 155 Bq/kg. Dessutom togs ett prov av fryst renkött, som enligt uppgift härstammade från en ren, slaktad i januari 1986. Detta prov innehöll 343 Bq Cs-137/kg.

Anmärkning. Dessa analyser jämte analyser på insända prov av renkött från främst koncessionsområdet visade att även en del renkött från norra Norrbotten innehöll mer än 300 Bq Cs-137/kg. Den 17 september beslutade Livsmedelsverket att alla slaktkroppar skulle kontrolleras med avseende på innehåll av cesium-137.

Provtagning i Sörkaitums sameby. Innan beslutet om kontroll av allt renkött hade fattats träffades överenskommelse om provtagning vid första slakten i Sörkaitum. Slakten företogs den 17 september. Endast 17 % av slaktkropparna godkändes (figur 5.3). Drygt hälften läg inom intervallet 300-400 Bq/kg.