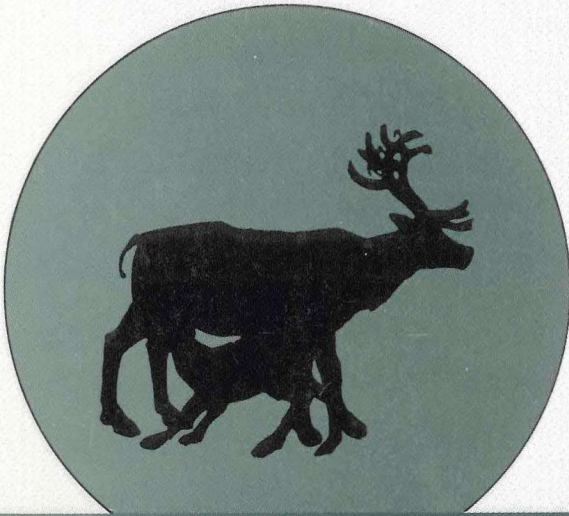


Rangifer 6 (1-Appendix), 1986

**3. Nordiske
Reinforskermøte
Rovaniemi, Finland
15.—17. oktober 1986**

**Third Nordic Workshop
on Reindeer Research
Rovaniemi, Finland
15.—17. October 1986**



RANGIFER

Scientific Journal of Reindeer and Reindeer Husbandry

No. 1, 1986. Appendix

No. 1, 1986. Appendix

RANGIFER

3. Nordiske Reinforskermøte
Rovaniemi, Finland
15.—17. oktober 1986

Third Nordic Workshop
on Reindeer Research
Rovaniemi, Finland
15.—17. October 1986



Published by Nordic Council for Reindeer Research (NOR)

Harstad, Norway, 1987

Rangifer

Published by:

Nordic Council for Reindeer Research (NOR)

Editor:

Sven Skjenneberg

Address:

Box 378

N - 9401 Harstad

Norway

Telephone:

(0)82 - 64 172

Printed by:

A/S Harstad Tidendes Trykkeri

ISSN 0333 - 256 X

Forord

Det tredje møtet i NOR's regi for reinforskere i Norden ble avviklet i Rovaniemi, Finland i dagene 15. - 17. oktober 1986.

Rammen for møtet ble i høy grad bestemt av reaktorulykken i Tsjernobyl som hadde forårsaket alvorlige nedfallsproblemer for reinnæringen i Norden, spesielt i Norge og Sverige. NOR's Arbeidsutvalg følte at det var et stort behov for en bred drøftelse av problemene og oppfattet ønsket om felles holdninger og løsninger.

Denne del av møtet viste seg å være av stor interesse og samlet over 80 deltakere. Den ble også gitt god dekning i massemedia.

For verdifulle bidrag til den sosiale del av møtet retter NOR en stor takk til Poro- ja Riista OY og Paliskuntain Yhdistys.

På konferansens 1ste dag (15. oktober) ble foredragene, diskusjoner og paneldebatt registrert på lydbånd. Referatene er dels utarbeidet av redaktøren på grunnlag av lydbåndopptak, med anledning til gjennomlesning og godkjenning av bidragsyterne. Disse referater er markert ved en * ved siden av tittelen. Alle andre bidrag er fra foredragsholderens egne manuskripter eller sammendrag.

Preface

The third yearly conference of Nordic reindeer researcher was organized by Nordic Council for Reindeer Research in Rovaniemi, Finland, October 15-17, 1986.

The conference was to a high degree marked by the Chernobyl reactor accident which had caused serious fallout problems to the reindeer industry in Fennoscandia, especially in Norway and Sweden.

The conference language was Scandinavian, but a lot of the manuscripts are delivered in English.

All presentations and debates on the first day of the conference were recorded on a tape recorder. The reports are partly done by the editor on the basis of these records. The lecturers were given opportunity to correct and accept the reports. All these are marked by a * at the titles. All other reports and abstracts are according to delivered manuscripts.

Innhold	Side
PROGRAM	
<i>Onsdag 15. oktober</i>	
Åpning v/NOR's formann Bengt Westerling	
Jan Olof Snihs , Statens strålskyddsinstitut, Sverige: «Tjernobylyolyckan. Åtgärdsnivåer från folkhälsosynpunkt»	9
Erland Pääjärvi , Statens livsmedelsverk, Sverige: «Situationen i Sverige med redovisning av de åtgärder som vidtagits för att dels kontrollere livsmedeln dels begrensa skadeverkningsarna»	13
Torolf Berthelsen , Statens Institutt for Strålehygiene, Norge: «Målinger i Norge fra 1960 og frem til Tsjernobyl»	16
Atle Ørbeck Sørheim , Helsedirektoratet, Norge: «Tiltak i Norge for kontroll av næringsmidler og for begrensninger av skadevirkninger etter Tsjernobyl»	18
Diskusjon	20
Robert G. White, Dan F. Holleman and Ann C. Allaye-Chan , Institute of Arctic Biology, University of Alaska, U.S.A.: «Radiocesium concentrations in the lichen-reindeer/caribou food chain: Before and after Chernobyl»	24
Bernt Jones , Sveriges Lantbruksuniversitet: «Radiobiologiska effekter på djur/renar av nuklidutslapp från reaktorhavarier»	30
Tua Rahola & Kristina Rissanen , Strålsikkerhetscentralen, Finland: «Tjernobylyolyckans inverkan på næringskedjan lav-ren-människa i Finland»	34
Kalevi Salminen , Jord- og Skogbruksministeriets Veterinæravdeling, Finland: Radioaktiv kontamination av livsmedel inklusive renkött: Situationen i Finland efter Tjernobylyolyckan»	35
Paneldebatt	38
Eldar Gaare : «Radioaktivt cesium i noen reinbeite-lav fra sentralnorske fjellstrøk»	45
Knut Hove : «Fôring som hjelpemiddel for reduksjon av cesium-innhold i kjøtt. Resultater fra forsøk med sau og rein»	48
Øystein Fæstø , «Preliminær rapport fra forsøk med dekontaminering av radiocesium hos sauelam. — Sammendrag»	51
Gustaf Åhman : «Studier av cesium i svenska renar. Översikt över pågående undersökningar 1986»	53
Rydberg, A., Åhman, B. och Åhman, G. i samarbeite med Institutioner för radioekologi SLU: «3. Studier av radioaktivt cesium i renar under sommaren och hösten 1986»	57
Karstein Bye : «Situasjonen i Norge etter Tsjernobyl og tiltak som iverksettes»	65
Rangifer , 1986, No. 1. Appendix	5

Torsdag 16. oktober.

Birgitta Åhman: «Upptag och utsöndring av cesium-137 hos renar utfodrade med lav efter det radioaktiva nedfallet från Tjernobyli»	70
Terje Skogland: «High radio-cesium contamination of wild reindeer from southern Norway following the Chernobyl-accident»	72
Juhani Hassi & Terttu Kolivuori: «Utredning angående renskötarnas hälsotillstånd. Ett arbetshygieniskt experiment»	73
Arne C. Nilssen & John R. Anderson: «Reinens hud- og svelgbrems (<i>Oedemagena tarandi</i> L. og <i>Cephenomyia trompe</i> Modeer), økologi og adferd»	74
Ivar Folstad: «Fordeling av hudbrems i forskjellige distrikt, kjønn og aldersklasser av rein. Betydning for behandling»	76
Eirik Heggstad, Esben Bø & Dag Lenvik: «Behandling av reinkalver med ivermectin første levehøst. Effekter på levendevekter andre levehøst»	77
Rolf Egil Haugerud: «Om <i>Linguatula arctica</i> , reinens bihulemark»	80
Sven Nikander: «Coccidier hos ren»	88
Hans Tømmervik: «Arealplanlegging i reindriften ved hjelp av satellittdata og geografiske informasjonssystemer»	89
Hans Tømmervik & Inge Lauknes: «Noen erfaringer med bruk av-satellittdata i kartlegging av reinbeiter, Dividal, Kautokeino og Pasvik»	93
Nicholas Tyler: «How much does a Svalbard reindeer eat in winter?»	94
Arvi Valmari: «The role of reindeer in damages on grass crops»	95
Mauri Nieminen: «Chemical composition of the reindeer summer and winter food»	96

Fredag, 17. oktober

Mauri Nieminen, Jorma Kumpulainen & Jouni Timisjärvi: «Selenium, cadmium and lead content in reindeer meat and liver samples»	97
Timo Soveri & Mauri Nieminen: «Leverbiopsi på ren»	98
Ilpo Kojola, Eija Eloranta & Mauri Nieminen: «Maternal investment in male and female offspring in a herd of semi-domesticated reindeer»	99
Timo Helle: «Årsvariation i slaktvikten hos ren»	
Mauri Nieminen & Juhani Leppäluoto: «Relationships between body weight and body measurements of reindeer»	100
Svein D. Mathiesen: «Effekter av akutt sult og emosjonell stress før slakting på vommiljø og derved kjøttkvaliteten på norsk rein»	101

Posterpresentasjoner

Eija Eloranta & Mauri Nieminen: «The effects of maternal age and body weight on reindeer calf birth-weight and survival»	105
Sinikka Eskelinen & Mauri Nieminen: «X-ray diffraction and bone structure in reindeer»	106
Ulla Gripenberg, Maija Wessman & Mauri Nieminen: «The chromosomes of reindeer (<i>Rangifer tarandus</i>)»	109
Ulla Heiskari & Mauri Nieminen: «Effects of artificial feeding on the body weight, nutritional status and rumen function in reindeer»	110
H. K. Johnsen, A. S. Blix & J. B. Mercer: «Selective cooling of the brain in reindeer»	111
Arja Kautto, Riitta Laakso & Mauri Nieminen: «Finnish reindeer ranges - History, research and aspects of multiple use»	112
Juhani Leppäluoto, Jouni Timisjärvi, Eija Eloranta, Virve Ojutkangas & Mauri Nieminen: «Effects of synthetic TRH and LRH on serum levels of FSH, LH, TSH and thyroid hormones in female reindeer»	113
Mauri Nieminen & Virve Ojutkangas: «Genetic variation in Finnish wild and semi-domesticated reindeer (<i>Rangifer tarandus</i>)»	115
Päivi Soppela, Raija Sormunen & Mauri Nieminen: «Anatomy of brown adipose tissue in neonate reindeer»	116
Jouni Timisjärvi, Mauri Nieminen & Eija Eloranta: «Observations on the foetal development of the reindeer»	117
Deltakere.....	120

Tjernobyloolyckan - Åtgärdsnivåer från folkhälsosynpunkt*

Jan-Olof Snihs

Sverige. Statens strålskyddsinstitut

Situationen i Sverige kan illustreras med den här bilden (Fig. 1) som visar nedfallet av cesium-134. Sen finns dessförutan Cs 137 som är en och en halv gong mer än Cs 134. Vi ser det höga nedfallet på Sveriges ostkust i trakten av Gävle - och sen i Väster Norrland och Västerbotten. Andra delar av Sverige har klarat sig bättre, slik som Norrbotten som är helt vit. Det innebär inte att det inte har kommit ner nånting. Vi vet att renar här i trakten också har cesium, ibland i ganska stora koncentrationer.

Det görs eft ganska stort antal mätningar i Sverige. Man kontrollerar ju praktiskt taget all ting. Man mäter på mjölk och olika livsmedel som senare kommer att beskrivas. Vidare mäter man på luft, man mäter på mark och man kan säga att man har en ganska god mätteknisk kontroll över situationen. Man vet ungefär vad man har och man har ganska stora möjligheter att bestämma dom stråldoser som man kan förvänta sig i Sverige av denna händelsen.

När man drabbats av nedfallet i slutet av april, då visste man inte säkert hur mycket i början. Man visste inte var nånstans det hade kommit ner. Vi fick i Sverige ganska snart klart för oss att det inte nånstans i Sverige var frågan om att man skulle ha så höga stråldoser och så stort nedfall att det var motiverat med några drastiska åtgärder i form av till exempel evakuering eller intag av jodtabletter och sådana saker. Man gick snart ut och sa att man kunne leva sitt normala liv. Man kunne låta bli att dricka rägnsvatten och man skulle skölja av sina grönsaker och sådana här, mycket ånkla åtgärder. Sen, hand efter hand,

så klarnade situationen och man fick ett bättre grepp över hur det såg ut och man var ganska tidigt tvungen att ta ställning till hur man skulle hantera denna situationen från strålskydds-synpunkt. Vad skulle man ha för ambitionsnivå och vad skulle man ha för riktlinjer? Jag tänkar därför genast lämna frågan om aktivitetsnivå och slika saker och gå in på frågan om hur man kommit fram till et beslut om åtgärdsnivåer.

Då kan det kanske vara intressant att se hur man ligger i den här strålskalan. (Fig. 2). Jag har illustrerat efter stråldos uttryckt i milli-sievert. Det behövs stråldoser mot 1000 millisievert för att få akuta strålskador, som då inträffar efter några dagar eller några veckor. Medan man ligger under de här mycket höga stråldoserna, är det frågan om långsiktiga effekter, altså risken för cancer. Och det kan ta flera år innan en sådan skada uppkommer. Det finns beräknat vissa riskfaktorer för att man skall få cancer på grund av strålning.

Om vi tittar på den naturliga strålningen, man får ju strålning från luften osv., så ligger man i Norden på genomsnit ungefär 5 millisievert pr. år. Det är alltså vad människor varje år får på grund av strålning, och det kan ju variera litet grand. En mycket bidragande orsak till stråldoser är den stråldos man får i sin bostad, nämligen på grund av radon. Det är egentligen ett problem här i Norden. I Sverige finns det till exempel ett stort antal bostäder, över 40 000, och som berör kanske upp imot hundra tusen människor, som har så höga radonhalter att dom ligger på en stråldos som kanske är över 50 millisievert pr. år.

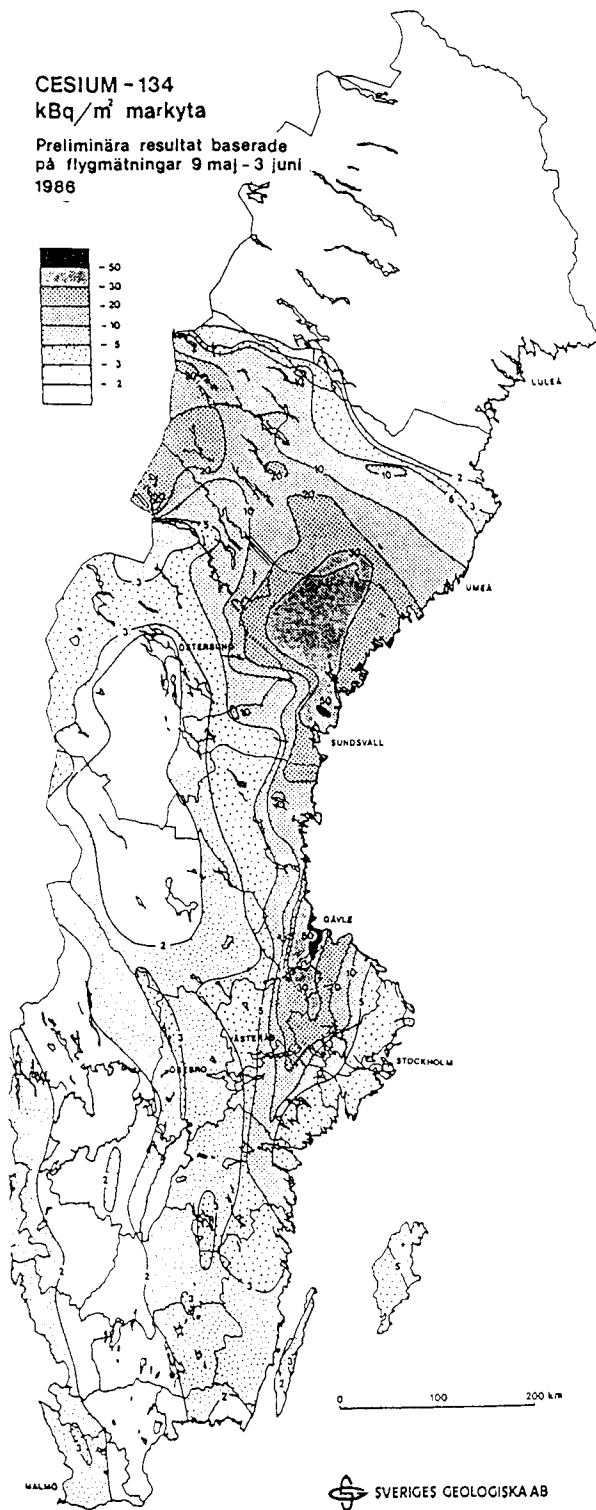


Fig. 1. Översikt över det radioaktiva nedfallet i Sverige efter Tjernobyl-olyckan.

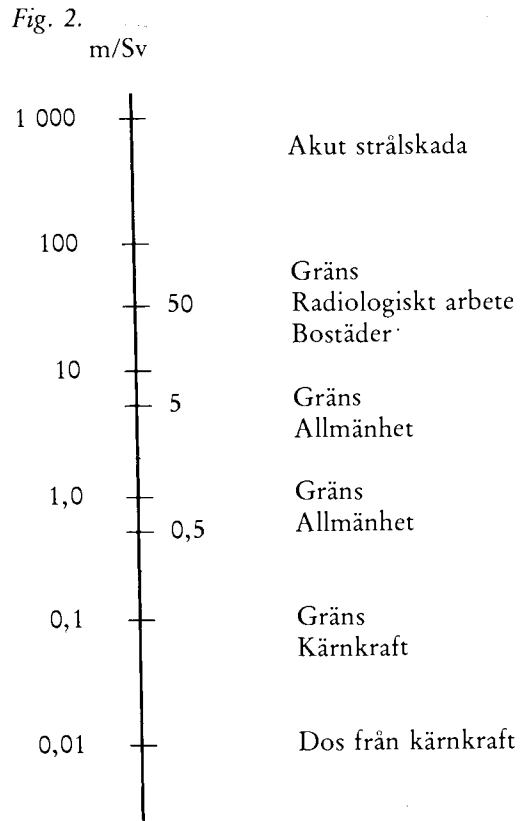


Fig. 2. Gränser för strålning från olika källor.

Detta är ett stort problem. Det är det största strålskyddsproblemet vi har i Sverige, liksom i Norge och kanske även i Finland med sådana bostäder och det söker nu myndigheterna att hantera. Det är ingenting som man lämnar åt sitt öde. Målsättningarna är att man i första hand avser komma under 50 mSv och helst neråt 10 mSv. Så det finns ju gränser av olika slag som man tillämpar. När det gäller dom som arbetar med strålning till exempel på sjukhus och på kärnkraftsverk, är övre gränsen 50 mSv pr. år.

När det gäller allmänheten, skal dom på grund av utsläpp från kärnkraftsverk och annan värksamhet, totalt sett inte behöva utsättas för mera än 1 mSv pr. år i genomsnitt under lång tid. Man kan under vissa år få gå upp till 5 mSv pr. år. När det gäller just kärnkraften, har man satt en hårdare gräns. Där är utsläppen gränsade till att motsvara dosen 0,1 mSv pr. år. I själva verket, om man tittar på vad dom släpper ut, ligger dom normalt under 0,01 mSv pr. år.

Då skall jag berätta om basen för beslut om åtgärder efter Tjernobyl. Då kan vi för det första

konstatera att dom dosgränser som man använder vid normala förhållanden, t.ex. när man använder kärnkraft eller annat där man har situationen under kontrol, inte är tillämpliga. Man kan inte säga att det skal gälla samma gränser under en olycka som under normala förhållanden. Själv om det finns vissa principer som fortfarande är dom samma. För det andra, är det ett minimikrav att man inte skall låta folk få så höga stråldoser att dom dör utav strålsjuka. Det innebär att man måste se till att man ligger under 1000 mSv som jag nyss berättade om. För det tredje, behöver man begränsa risken för dom långsiktiga effekterna, så som cancer, för individerna, så att dom negativa effekterna för dessa personer minimeras. Med olika åtgärder kan risken för en långsiktig skada minskas. Men dessa åtgärder kan ä andra sidan också medföra

vissa negativa effekter för berörda individer ekonomiskt och socialt. Det är alltså den andra typen av skador. Den ökar när man försöker minska dosen, och det är den totala skadoeffekten som individen räknar med. Det är alltså summan av dessa två som skall vara ett minimum. Att försöka hitta detta värdet kan vara ganska svårt, men det är den grundbärande principen när det gäller optimering.

Till sist, bör man också titta lite grand på dom totala effekterna i samhället. Det är inte bara individerna som sådana, utan också hur många cancerfall man får totalt i ett land. Finns det möjligheter att begränsa det totala antal cancerfall? Och där kan man, på samma sätt som i den individuella prövningen, hitta något optimum ifråga om åtgärder. Detta är alltså de styrande principerna bakom de åtgärder man vil vidta.

Fig. 3.

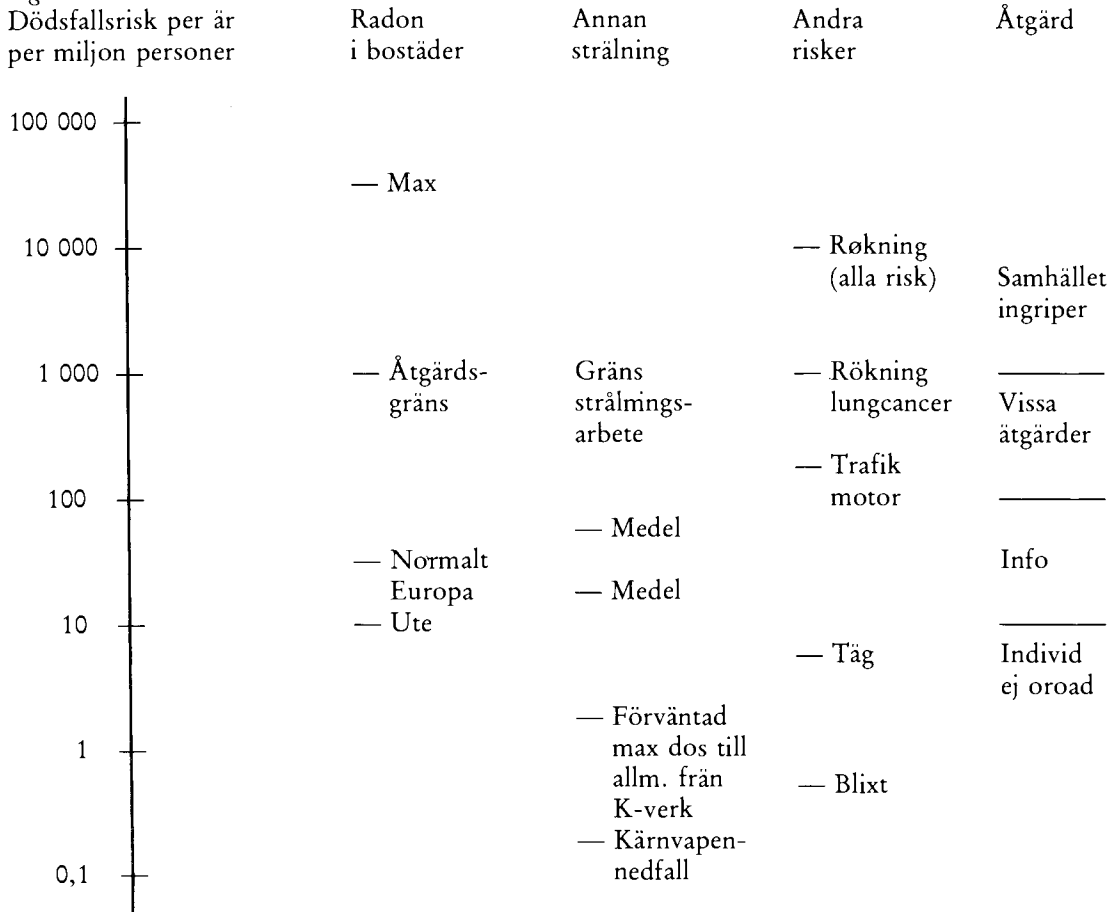


Fig. 3. Dödsfallsrisker och åtgärdsnivåer i förhållandet till olika strålnings-, föroreningskällor och andra risktyper.

Nästa steg var att formulera en policy i den här situationen. De nordiska myndigheterna hatt kontakt med varann i denna frågan och vi har diskuterat hur man skulle se på detta och man har enats om följande policy:

För det första har vi ansett det vara mycket angeläget att försöka undvika livstidsdoser som överstiger 500 mSv. För det andra har vi sagt att det inte är särskilt berättigat att vidta åtgärder som har stora sociala och ekonomiska konsekvenser för den drabbade individen och för samhället i stort, för att undvika livstidsdoser som är större än 50 mSv. För det tredje, har vi sagt att det med hänsyn till den situationen vi har, som vi då kunde bedöma den i somras, var en rimlig målsättning att försöka begränsa individdoserna till högst 5 mSv under det första året, då räknat från första maj till första maj nästa året, och att man följande året borde ha målsättningen att man ligger under 1 mSv pr. år i genomsnitt, vilket alltså kan innebära att man nästa år kanske har målsättningen 3 mSv eller 2. Men att man under ett större antal år skall ligga under 1 mSv i genomsnitt. Därmed råder det ganska stor enighet och vi tycker att det här är ett ganska rimligt sätt att angripa problemet. Vi var också medvetna om i början att det här kunde kanske få vissa negativa effekter på några områden i samhället. Beslutet är förankrat hos Regeringen. Den känner till diskussionen och vet på vilken grund den är baserat. Den har uttryckt sin uppfattning att det var en ganska rimlig målsättning. Regeringen har tagit sitt ansvar och sagt att den är beredd att betala ersättning till de som drabbas negativt av olyckan, dvs. negativa effekter kopplade till de uppkomna doserna.

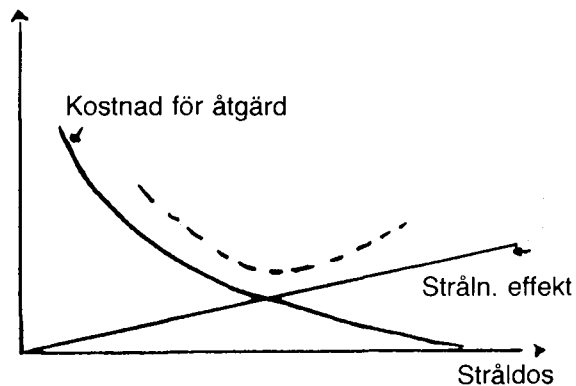
Nu kan man ju inte bara arbeta med stråldoser, utan de måste omsättas i praktiska termer. För att kunna hantera den uppkomna situationen, måste man få lämpliga verktyg. Ett verktyg som vi tycker kan vara praktiskt i en situation i början, när man inte riktigt har kontroll över situationen, men man vet att ett stort antal livsmedel kan komma att bli förorenade är att sätta ett riktvärde avseende alla livsmedel som korresponderar till dosvärdet på 5 mSv. Man kan räkna därvid ganska generellt och utgå från att man äter ett till två kilo om dagen t.ex. Sen är det ren matematik att räkna ut vad det innebär för koncentration i livsmedel och då kan man hamna på några olika bequerel pr. kilo. I Sverige har vi hamnat på 300 bequerel pr. kilo av Cs-137, vilket då motsvarar ungefär 450 om man tar

summan av de två isotoperna Cs-134 och 137. Det är ungefär samma värde som man har i EG-länderna och i Norge t.ex., där man har 600 Bq pr. kilo. Det är alltså ingen större skillnad. Detta har vi alltså använt som ett instrument för att styra den situationen vi har fått. Sen kan man diskutera hur man skall hantera den här situationen på sikt. Det kan vi kanske få återkomma till i paneldiskussionen.

Bas för beslut om åtgärder vid olyckor

1. Normala dosgränser och principer gäller ej (i alla delar)
2. Akuta strålskador skall undvikas (dos < 500 - 1000 mSv)
3. Risk för långsiktiga effekter skall begränsas så att de negativa effekterna för utsatta individer minimeras

Negativa effekter



4. Reducera de totala stråldoserna (kollektivdos) så långt som är rimligt möjligt

Policy

1. Mycket angeläget att undvika livstidsdoser > 500 mSv
2. Ej berättigat att vidta åtgärder med stora sociala och ekonomiska konsekvenser för individ och samhälle för att undvika livstidsdoser < 50 mSv
3. Stråldosen första året < 5 mSv och övriga år < 1 mSv/år i genomsnitt

Situationen i Sverige med redovisning av de åtgärder som vidtagits för att dels kontrollera livsmedlen dels begränsa skadeverkningarna

Erland Pääjärvi

Sverige, Livsmedelsverket, Hygienavdelningen

Jag representerar alltså den centrala livsmedelsmyndigheten i Sverige. Vi har ingen expertis för bedömning av de strålningsnivåer som kan accepteras. Därför har det varit naturligt för oss att samarbeta väldigt nära med strålskyddsinstitutet och deras sakkunskap.

I slutet av april, när det blev klart att nedfallet hade inträffat, fick strålskyddsinstitutet ta de första smällarna. Det gick inte att komma fram över telefonen. Eftersom vi finns i Uppsala och strålskyddet finns i Stockholm, så fick folk från livsmedelsverket åka över till strålskyddsinstitutet för att överhuvud taget få tillfälle att diskutera den uppkomna situationen. Samarbetet kunde därför etableras väldigt tidigt.

Vad kunde anses vara ett acceptabelt riktvärde? Man fastnade för värdet 300 bequerel Cesium 137 per kilo, oberoende av vilket livsmedel man talar om. Utgångspunkten för detta riktvärde var att konsumenten - när konsumenten handlar i butiken - aldrig över huvud taget skulle behöva tänka på det här med nedfallet. Här skulle det alltså finnas marginaler som gjorde att konsumenten kunde glömma Tjernobyli. Det var vad man hoppades i början.

Nu blev det i alla fall på det viset att massmedia i första hand sköt in sig på den här händelsen, varför många konsumenter blev oroliga. Detta ledde till en hysteri kan man säga. Redan från första början fick vi avsätta 10 - 15 personer på heltid för att hantera den här frågan, i första hand för att svara i telefon och för att utforma skriftlig

information till de lokala miljö- och hälso-skyddsnämnderna och övriga berörda. Eftersom det här var tidigt på våren fanns det bland gröna växter enbart persilja och gräslök från fjolåret som var aktuellt att använda som livsmedel. Därför blev vi mer eller mindre piskade till att göra en massa analyser på dessa «kryddor». Vi insåg naturligtvis att det här inte hade någonting att göra med baslivsmedel, som man förtär i stora kvantiteter.

Vi fick det kombinerade trycket på oss både från politikerna, massmedia och allmänheten och man ville ha svar, hur situationen var i olika delar av landet. Ganska snart fick vi ta del av kartorna som Snihs har visat. Härigenom fick vi information om hur olika län och delar av län drabbats. Även om södra delen av landet inte ansågs vara påverkat av nedfallet krävde allmänheten konkreta besked i form av analysresultat. Experter ansågs inte vara att lita på.

Livsmedelsverkets ambition blev att försöka ge saklig information för att härigenom om möjligt kunna lugna människorna. Jag kan nu med facit i hand och efter att vi utfört 35 - 40 000 analyser på livsmedel självkritiskt konstatera att budskapet från olika myndigheter som funnits på arenan inte nått fram till allmänheten. Tidigt insåg vi att livsmedelsverkets arbetsuppgifter i hög grad skulle påverkas av Tjernobyli-händelsen speciellt under det första året. Därför permanentade vi en något mindre Tjernobyli-grupp. Tre-fyra nyckelpersoner avkopplades helt från

sina ordinarie arbetsuppgifter för att på heltid ägna sig åt att hantera de här frågorna.

Från experthåll gick budskapet ut att nedfallet inte utgjorde någon större hälsofara. Ändå hade vi hög intensitet på analysverksamheten för att kunna ge bästa möjliga sakinformation. Härigenom medverkade vi kanske till att allmänheten hyste en ännu större oro. Varför skulle vi annars utföra så många analyser om det var ofarligt? Vår speciella Tjernobyl-grupp har haft uppdraget att utforma informationsmaterial som vi har gett ut veckovis. Utsändningslistan har legat i storleksordningen 850 adressater. Till dags dato har vi publicerat cirka 1 000 000 sidor i form av informationsmaterial. Så det är ett mastodontjobb som har lagts ner på det här. Till vilken nytta kan man ju fråga sig och det får vi kanske återkomma till i paneldebatten.

Massmedia har haft ett brinnande intresse för det här och därför blev vi tvungna att organisera mediakontakterna till veckovisa presskonferenser. Intresset för radiaknedfallet har också hållits vid liv genom att en del «profeter» ställt upp och «avslöjat» hur man ofta på ett enkelt sätt skulle kunna «avgifta» livsmedel med höga bequereltal. Massmedia har funnit många helt otroliga uppslag så intressanta att dessa kablat ut till och med över TV. Ved flera tillfällen har man också ifrågasatt varför myndigheterna inte begripit att det finns lösningar på problemet.

Ganska tidigt kom vi fram till vilka livsmedel som var och skulle bli problemområden. Mjölken är ett kapitel för sig. Under våren var det ju det här med att mjölkorna inte kunde släppas på bete. Samtidigt gick kött djuren ute utan att detta ansågs utgöra någon större risk. Det uppfattades som en motsägelse. Nu klarade man radiakhalten i mjölken genom att inte släppa ut mjölkorna under den mest akuta fasen. Sedan det här med köttet. Kött från olika djurslag har ju olika förutsättningar för att bli belastat. Svinkött har inte varit något problem. Svinen går ju inte ute och de har utfodrats med fjolårets spannmål. Halterna i nötköttet är inte heller något större problem. Det är en och annan ko som har kasserats, liksom några ungnöt som släpptes på bete kanske redan innan eller i direkt anslutning till nedfallet. Inom de mest drabbade områdena har vi haft en ganska så tät stickprovskontroll. Provtagningsprogrammen har våra besiktningsveterinärer vid kontrollslakterierna fått utforma själva. Härigenom har vi haft ett fint instrument att följa utvecklingen

med. Tidigt insåg vi att lammslakten skulle bli ett problem i mellersta Sverige, eftersom fåren går på så kallade fattigare beten.

Jakten är en viktig fritidssysselsättning och också ett näringsfång. Därför har jägarna varit väldigt på bettet och vi har haft ett nära samarbete med jägarorganisationerna. Prover har tagits på fallvilt liksom på trafikskadade ålgar och rådjur. Man har också skjutit ålgar, rådjur och fåglar (bl a morkullor) för att få en uppfattning om vilken nivå de ligger på.

I exempelvis Uppsala län tidigarelades ålgjakten nu i höst med ungefär en vecka.

Mycket tidigt insåg vi att Tjernobyl-nedfallet skulle bli ett problem för rennäringen eftersom nedfallet i första hand koncentrerades över de områden som Snihs har redovisat. I detta sammanhang konstaterade vi också att halterna i fisken uppe i fjällsjöarna gick upp undan för undan inom det här så kallade svarta området.

Eftersom den här sammankomsten i första hand är avsedd att diskutera frågor kring renen, så skall jag nu gå över till att redovisa vad livsmedelsverket gjort i anslutning till renkött och rennäring. Det var viktigt att så tidigt som möjligt få en bakgrundsinformation genom olika typer av provtagning. Väldigt tidigt inledde man provtagning av renkött och renbetesväxter. På basis av analysdata fattade livsmedelsverket i början av juni ett beslut som innebar förbud att i Västernorrlands, Jämtlands och Västerbottens län slakta renar under sommaren för avsalu. I normalfallet har inte den här sommarslakten någon större omfattning. Det är 7-800 renar som man brukar slakta, i första hand i Västerbotten, under den här perioden. Men beslutet var ändå illavarslande för rennäringen.

Hur skulle man hantera sarvslakten i slutet av augusti och första hälften av september? En samverkan mellan berörda myndigheter, renforskning och rennäringens utövare växte fram snabbt på ett naturligt sätt. Samarbetet formaliserades från början som en relativt stor arbetsgrupp i strålskyddsinstitutets regi. Arbetsgruppen fick i uppdrag att arbeta fram åtgärdsförslag. Besluten skulle däremot fattas av de olika myndigheterna inom sina respektive ansvarsområden. Att få fram analysdata hade högsta prioritet. Ett provtagningsprogram presenterades för arbetsgruppen av Gustaf Åhman.

I första omgången skulle det bli provtagning genom att skjuta renar. Parallellt skulle man ha undersökning på cesiumhalter i renbetesväxter.

Ett par veckor senare skulle man göra en andra provtagningsomgång.

De här undersökningarna utfördes genom renforskningens försorg i slutet på juni respektive början av juli. När arbetsgruppen sammanträdde i början av augusti, så beslöt man att rekommendera att slakten skulle gå som vanligt. Man skulle inte, som man flaggat med i massmedia, avliva renar i vissa områden och gräva ner dem i massgravar.

Efter samråd mellan lantbruksstyrelsen och livsmedelsverket blev beslutet att varena ren i Jämtlands och Västerbottens län samt inom en sameby i Norrbottens län skulle provtas innan man skulle ta ställning till om köttet skulle kunna användas som livsmedel. Det blev också beslutat att slakt för avsalu enbart fick ske på kontrollslakteri, där vi har heltidsbevakning av veterinär. I avvaktan på analysresultaten skulle kropparna hänga i kylrum eller i fryslager under besiktningsveterinärs kontroll.

Vissa samer har sett det som en stor inskränkning att inte få slakta renar i mindre skala för att få köttet besiktigt vid en kommunal köttbesiktningsbyrå. Vi har dock ansett att vi måste hålla i det här på ett mycket handgripligt sätt, eftersom ryktesspridning ändå har funnits att det skulle ha gått ut renkroppar som innehåller för höga halter och sådant som skulle vara kasserat. Hela kasserade kroppar har blåfärgats under besiktningsveterinärens ansvar varför vi kunnat garantera att det inte funnits fog för dessa rykten.

Från början hade man utgått ifrån att Norrbotten skulle vara väldigt lite påverkat av nedfallet och att i stort sett större delen av landets renköttproduktion (60% av den totala renpopulationen finns i Norrbotten) därigenom skulle klaras som livsmedel. Genom undersökningar på växter och renlav fick vi vissa signaler om att det inte kanske var så väl ändå. Men vi blev ändå tagna på sängen eftersom diskussionerna hade gått ut på att sarvslakten nog skulle kunna klaras av utan problem i översta Norrbotten. Men allt eftersom slakten genomfördes, så konstaterade man att halterna låg högre än vi trodde och också högre än 300 bequerel, som var det riktvärde som givetvis skulle gälla. Därför fick vi utvidga provtagningarna geografiskt i olika steg och endast med några dagars intervaller tills hela renskötselområdet omfattades av kravet på individuell provtagning av varje renkropp.

Eftersom tiden lider ska jag bara lägga på en sammanställning av de analyser som har utförts på renkött fram till den 4 oktober. Totalt sett har vi analyserat cirka 16 000 prover. Av dessa har cirka 3 600 kunnat godkännas. Cirka en tredjedel av renkropparna har legat på halter över 1 500 bequerel/kilo. Nu är det fortfarande cesium 137 det handlar om.

När man har facit i handen, så konstaterar man att Tjernobylnedfallet i första hand är ett informationsproblem. Hur ska man då kunna hantera en sådan här fråga, där egentligen inte upptaget via renkött för medelsvensson skulle vara något problem, eftersom medelsvensson bara konsumerar 2 - 3 hekto renkött/år?

Sedan är det den befolkning som lever i renskötselområdet och i första hand då givetvis samerna själva som också konsumerar mycket fisk från samma områden, där man har de här höga halterna. Vad gäller framtiden ska vi diskutera i paneldebatten. Min personliga reflektion är att om man behåller det nuvarande riktvärdet, så är rennaringen död. I så fall finns det ju inga kvantiteter att släppa ut på marknaden. Hur kan de rensköttande samerna i så fall känna att naringen har en framtid? Från livsmedelsverkets sida är vi beredda att höja riktvärdet under förutsättning att rennaringens utövare anser att det är rätt och rimligt. Det har inte samerna ansett så här långt, utan man menar att ska man göra något med riktvärdet, så ska man också höja det på övrigt kött, alltså svin, nöt osv.

Höjning av riktvärdet möjliggör att mera ordinära renköttkvantiteter kan komma ut på marknaden. Till vilken nytta om inte köttet kan avsättas på marknaden till acceptabla priser?

Målinger i Norge fra 1960 og frem til Tsjernobyl*

Torolf Berthelsen

Norge. Statens Institutt for Strålehygiene.

1 Norge var målekapasiteten svært dårlig i forhold til situasjonen i Sverige. Vi hadde nesten ingen målekapasitet, heller ikke ved Institutt for Strålehygiene. Imidlertid hadde vi opprettholdt en undersøkelse som startet i 1965, da nedfallssituasjonen var noe av den samme som i dag. Vi visste også da at spesielle befolkningsgrupper var mer utsatt for stråling enn andre. Det var spesielt reindriftssamene som var knyttet til næringskjeden lav-reinkjøtt-menneske. Undersøkelser i Sverige, Finland og i Nord-Amerika hadde vist at det var betydelige mengder radioaktivitet i visse befolkningsgrupper.

Kautokeino ble valgt som målingssted. Hvert år ble det utført helkroppsmålinger av radioaktivitet på ca. 80 personer, hvorav halvdel tilhørte reindriften med stort inntak av reinkjøtt og den andre halvdel var personer utenfor reindriften og med andre kostvaner. Tabell 1. viser utviklingen av ¹³⁷Cesium hos reinsamer. Vi ser at aktivitetsnivået sank fra ca. 40 kilobecquerel (kBq) i 1965 og ned til 4,3 kBq i 1983 hos menn. Hos kvinner lå verdiene noe lavere.

Tabell 1.

	♂	♀
1965	39.4 (7)	18.6 (14)
1966	33.4 (16)	15.8 (20)
1967	31.1 (23)	12.9 (32)
1968	28.3 (20)	14.8 (25)
1969	21.9 (21)	12.2 (24)
1970	18.8 (22)	10.8 (25)
1971	17.4 (19)	10.8 (23)
1972	14.6 (23)	7.5 (28)
1973	11.1 (34)	6.4 (36)
1974	9.3 (20)	5.8 (28)
1975	7.3 (29)	4.5 (33)
1976	7.0 (29)	4.3 (29)
1977	6.7 (24)	4.4 (30)
1978	5.5 (30)	3.9 (27)
1979	6.5 (23)	3.7 (26)
1980	5.9 (26)	3.6 (30)
1981	5.8 (26)	3.3 (30)
1982	4.6 (23)	2.9 (25)
1983	4.3 (23)	2.7 (28)

Tabell 2 viser utviklingen hos den andre gruppen. Som forventet, ligger verdiene her hele tiden lavere enn hos reindriftsgruppen. Dette er jo en funksjon av kostholdet. Vi regnet med at det var reinkjøttet som var hovedkilden til det høye Cesium-innholdet. Tallene i parentes angir i begge tabeller det antall personer som deltok hvert år. Det var overveiende de samme individer som ble målt gjennom hele perioden.

Tabell 2.

	♂	♀
1966	22.6 (19)	13.2 (14)
1967	15.1 (21)	10.2 (11)
1968	21.8 (23)	10.2 (20)
1969	13.8 (19)	8.6 (16)
1970	14.4 (17)	7.5 (22)
1971	11.4 (18)	7.0 (20)
1972	9.1 (13)	5.8 (12)
1973	8.2 (16)	5.5 (18)
1974	6.8 (19)	4.0 (17)
1975	5.3 (18)	3.0 (19)
1976	4.8 (16)	2.7 (20)
1977	4.9 (20)	2.6 (18)
1978	4.4 (20)	2.7 (22)
1979	4.8 (16)	2.8 (20)
1980	4.8 (20)	2.7 (19)
1981	4.0 (17)	2.4 (17)
1982	3.2 (16)	1.7 (21)
1983	2.8 (14)	1.7 (18)

I tillegg til helkroppsmålinger på samer, ble det også gjennomført målinger på reinkjøtt fra det samme område. Utviklingen av ¹³⁷Cs-innholdet ser vi av Tabell 3. Verdiene synker fra 3,0 til 0,35 gjennom undersøkelsesperioden. Vi ser altså en utvikling i takt med de verdier som ble målt på mennesker. Som vi også ser, måtte vi helt frem til 1980 for å få verdier under den første, norske tiltaksgrensen i 1986 på 600 Bq. Hadde denne grensen vært aktuell i disse årene, ville det ikke vært mulig å omsette reinkjøtt mellom 1965 og 1980.

Tabell 3.

1966.....	3.0	(1)
1967.....	2.26	(20)
1968.....	1.64	(33)
1969.....	1.38	(33)
1970.....	1.38	(40)
1971.....	1.36	(40)
1972.....	1.14	(28)
1973.....	1.10	(42)
1974.....	0.92	(41)
1975.....	0.77	(37)
1976.....	0.84	(41)
1977.....	0.69	(38)
1978.....	0.64	(47)
1979.....	0.67	(38)
1980.....	0.52	(41)
1981.....	0.45	(48)
1982.....	0.43	(43)
1983.....	0.35	(43)

Vi hadde nå et grunnlag for det vi ønsket, nemlig å vurdere stråledoser til befolkningen. Opplegget var i begynnelsen å få informasjon om persondosene, vurdere mottiltak og gi eventuelle råd til befolkningen. Vår konklusjon var at dosene den gang var relativt beskjedne og ikke ga noen årsak til mottiltak.

Vi beregnet også det vi kaller «committed dose H_{50} » (summerte doser) opp til år 2000. Dette er vist i Tabell 4, der vi ser at den beregnede verdi for reinsamer ligger på 13 milli -Sievert (mSv), mens verdien for den andre gruppen er 9 og for den norske befolkning som helhet anslått til 1 mSv. Sammenligner vi dette med den grenseverdien på 5 mSv som vi nå har satt på det første året etter nedfallet, så ville vi nok ha ligget under også i den situasjon vi hadde i begynnelsen av målingene.

Vi var nå interessert i å følge nedfallet og har sammenlignet radioaktiviteten i reinkjøttet med nedfallet målt i nedbøren. Nedfallet ble målt i Tromsø som jo har adskillig høyere nedbørsmengder enn Kautokeino, men vi regner med at

Tabell 4.

Gruppe	H_{50}
Reindriftssamer	13 mSv
Samer, annet yrke.....	9 mSv
Norges befolkning i helhet.....	1 mSv

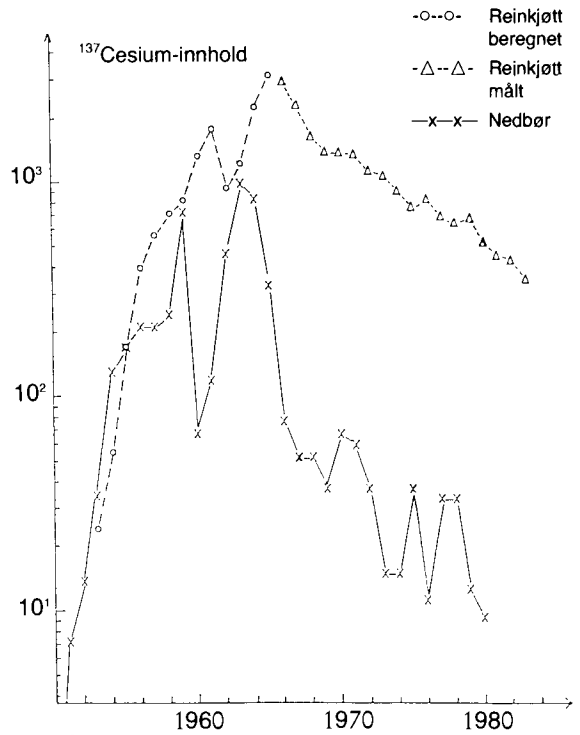


Fig. 1.

nedfallet hele tiden er bestemt av nedbørsmengden, selv om denne er mindre på Finnmarksvidda enn i Tromsø. Utviklingen i reinkjøttet er sammenholdt med nedfallet i Fig. 1. For noen år bakover til midt i 50-årene har vi beregnete verdier for ^{137}Cs i reinkjøttet, mens vi fra og med 1965 har direkte målinger. Vi ser at kurvene for nedfall og radioaktivitet i reinkjøtt følger hverandre, men at det tar lengre tid for reinkjøttet å renske seg, noe som har sammenheng med den relativt lange halveringstid for Cesium i reinlav.

Forsvarets Forskningsinstitutt gjorde tilsvarende målinger på reinkjøtt i Røros-området i Sør-Trøndelag. Vi har sammenlignet resultatene fra disse målinger med våre prøver i Kautokeino tatt på samme tid av året, mars/april og fant at nivåene var omtrent de samme. Også andre, mer tilfeldige målinger i Sør-Norge, bekrefter at disse verdier stort sett var representative for hele landet.

Tiltak i Norge for kontroll av næringsmidler og for begrensning av skadevirkninger* etter Tsjernobyl

Atle Ørbeck-Sørheim

Norge. Helsedirektoratet, Seksjon for næringsmidler og ernæring

Det norske Helsedirektoratet hadde et koordineringsansvar for de tiltak som ble iverksatt for kontroll av næringsmidler og for begrensning av skadevirkninger etter Tsjernobyl-ulykken. Etter råd fra hele vår ekspertise, gikk vi ut med informasjon om at ulykken ikke representerte noen akutt helsefare. Dette gjorde man for å avdempe eventuell engstelse i befolkningen. På den annen side iverksatte vi endel tiltak ut fra det råd at man måtte søke å redusere strålebelastningen totalt sett. For å forklare denne, tilsynelatende, motsetning oppsto det et øyeblikkelig informasjonsbehov som vi hverken hadde kapasitet til eller var forberedt på å møte.

I tillegg hadde vi svært dårlig beredskap på målesiden. I Sverige og Finland hadde man bygget opp en slik beredskap p.g.a. kjernekraftverkene, mens kjernekraftverk ikke står på dagsordenen i Norge. Etter Prøvestansavtalen (1963) hadde vi bygget ned hele vår måleberedskap.

Fordi det nå var et behov for en forholdsvis rask kartlegging av strålings situasjonen i hele landet, måtte vi støtte oss på ekspertise utenfor helsesektoren og dette forsterket informasjonsproblemet, siden resultatene derfra ikke var justert i tråd med de som utgikk fra helsemyndighetene. Det kunne se ut som om resultatene sprikte, noe som ikke var reelt. Media var gode å ha til å spre informasjon, men det er også lov

til å si at disse i stor grad ønsket å fokusere på problemer som vi ikke anså for særlig sentrale, f.eks. kompetansespørsmål. De lot også til å ville dramatisere ulikhetene i de nordiske tiltakene.

Med hjemmel i lovgivning om næringsmidler og kjøttkontroll tok vi fatt på arbeidet med å utarbeide tiltak. Vi sto overfor import av grønnsaker og vi skulle eksportere fisk og vi hadde en viss omsetning av matvarer som var i søkelyset, først og fremst melk og melkeprodukter. Eventuelle tiltak ble da drøftet med den ekspertise vi hadde, og da særlig i Statens Institutt for Strålehygiene og våre kolleger i Norden. Vi la oss først på den svenske grenseverdi på 300 Bq for ¹³⁷Cs, men vi var også opptatt av den diskusjon som pågikk ellers i Europa, der det var stor spredning av tiltaksgrensene. Vi måtte også forholde oss til reinen, som allerede lå med bequerel-verdier på 300 - 400 og som skrev seg fra nedfallet i 60-årene. Etter et nordisk fellesmøte i Uppsala 18. juni, ble vi enige om å anbefale våre myndigheter å harmonisere tiltakene og at det skulle være 600 Bq for begge Cesium-isotoper sammenlagt i alle basismatvarer med unntak av melk og barnemat, som burde settes på 370 Bq. Den eneste internasjonale rekommendasjon vi da hadde var fra det internasjonale strålebeskyttelsesforbundet som hadde gått ut med 5 milliSievert (mSv) som topp for første års dose, mens de senere års belastning ikke burde overstige 1 mSv.

Vi gjorde så en rekke målinger på melk og melkeprodukter, frukt og bær, grønnsaker, ferskvannsfisk og annen fisk, rein- og sauekjøtt, vilt og annet kjøtt samt morsmelk og vann. Våre tiltak etter dette kan skisseres slik:

Tidlig nedla vi et omsetningsforbud for salat fra Frosta i Sør-Trøndelag, et område med over 600 Bq. Dette tiltaket ble av enkelte karakterisert som overdramatisk, men det var basert på vår holdning til at befolkningen skulle være trygg på at alle matvarer i omsetning skulle ligge under de fastsatte tiltaksgrenser. Senere måtte vi ut med et omsetningsforbud for ferskvannsfisk i mange områder. Derimot hadde vi ingen problemer når det gjaldt saltvannsfisk eller oppdrettsfisk. Vårt forbud på ferskvannsfisk har skapt endel problemer på det internasjonale marked, der fisk er fisk, slik at norske eksportører av saltvannsfisk og oppdrettsfisk fikk merke visse problemer som, heldigvis, var av forbigående karakter.

Tiltakene på melkeprodukter er lette å kontrollere i Norge p.g.a. meieribrukets monopolstilling. Vi har der ikke hatt behov for å gå ut med omsetningsforbud, idet produktene automatisk ble trukket ut der man nærmet seg tiltaksgrensen.

Videre har vi gått ut med kostholdsanbefalinger for utsatte grupper (reinnæring, jegere, fiskere etc.) som har et større inntak av belastede matvarer som ikke er i omsetning eller under vanlig kontroll.

Norge har en betydelig produksjon av fårekjøtt. I visse strøk av Sør-Norge fant vi store strålingskonsentrasjoner i sau som beitet i utsatte områder. På basis av dette, og våre tiltaksgrenser, har vi inndelt landet i ulike soner for omsetning av fårekjøtt, der områder med gjennomsnittsverdier under 600 Bq er «frisoner» og områder med gjennomsnittsverdier over 2000 Bq er «forbuds-soner». De mellomliggende områder er såkalte «tiltakssoner», der man ved forskjellige tiltak prøver å presse verdiene ned under 600 Bq. Disse tiltak vil behandles nærmere av Knut Hove. På samme måte har vi også en soneinndeling for rein basert på gjennomsnittsverdier innen de forskjellige områder.

Til slutt vil jeg omtale hvordan kostholdsvaner innvirker på strålingsbelastningen. En gjennomsnitt nordmann har et årlig konsum på 200 kg i matvareområdet korn, ris, poteter og sukker, 125 kg grønnsaker, frukt og bær, vel 50 kg kjøtt, hvorav 0,6 kg reinkjøtt og 6 kg fårekjøtt. Dertil kommer fisk, egg, melk og melkeprodukter.

Benytter vi de gjennomsnittsverdier vi hadde ca. 15. september i år og summerer opp, så kommer vi til en årsbelastning på godt og vel 40 000 Bq, altså godt under 1 mSv årlig.

Visse grupper, f.eks. fjellbonden eller fiskeren eller andre som henter mye av sine matvarer utenfor butikken og konsumerer større mengder ferskvannsfisk eller vilt, kan komme opp i et inntak på nærmere 300 000 Bq. Antar vi at slike grupper har et konsum av 10 kg ferskvannsfisk og 10 kg reinkjøtt eller vilt å 10 000 Bq/kg samt 10 kg sauekjøtt å 2000 Bq, så bør disse få visse kostholdsråd for å holde seg under den anbefalte grense på 5 mSv.

Angående tiltaksgrenser, så har jeg synspunkter, men venter med disse til paneldebatten.

Diskusjon*

Gustaf Åhman (S):

Flera av inledningsföredragshållarna har talat om en informationskris. Jag vil hävda att det var en kunskapsbrist som ledde till en kunskapskris som i sin tur blev till en informationskris.

Atle Ørbeck-Sørheim (N):

Dette tror jeg er veldig riktig. Ikke minst i beredskapsmessig sammenheng må vi få opp kunnskapen om radioaktivitet og om forholdet mellom stråling og helse. Da ville man ikke ha et så fjernt forhold til dette som den nordiske befolkning hadde i samband med Tsjernobyl.

Karstein Bye (N):

Dette er muligens et tema for paneldebatten, men i Norge har vi satt grensen til 600 Bq og i Sverige til 300, men U.S.A. har de satt en grense på 2700 Bq. Hvis dette er rett, anser man da dette i Norge som et uforsvarlig nivå?

Og så dette med 400 000 Bq som årsdose. Med et bequerel-innhold på 600 pr. kg, vil det bety i gjennomsnitt 1,85 kg pr. dag. Et spørsmål: Rimer det med 600 Bq/kg og 400 000 Bq/år?

Ørbeck-Sørheim:

Det kan vi vel si, dersom fordelingen i basismatvarene hadde vært noe anderledes. Men med den kunnskap vi nå har, er det marginer å gå på som gir plass for å revurdere dette. Jeg kjenner ikke detaljene for de amerikanske grenseverdiene, men kjenner godt detaljene i Fellesmarkedets. De samsvarer med de verdier som vi justerte oss opp på etter Uppsala-møtet, 600 Bq sammenlagt for begge cesium-isotoper. Men fleksible tiltaksgrenser er noe vi bør diskutere. Jeg tror ikke tiden ennå er inne for en generell endring i tiltaksgrensene, men det er plass for en litt mer fleksibel tilnærming når det gjelder et slikt spesielt problem som vi har på reinsiden.

Bengt Westerling: spør Robert G. White om detaljene i de amerikanske bestemmelser. White er ikke kjent med dette, men viser til Dan Holleman som har arbeidet mye med disse problemene og antyder en senere orientering.

Kalevi Salminen (F) i kort resymé:

De amerikanske verdier gjelder sammenlagt stråling som omfatter både cesium og radioaktiv jod. I praksis har jodet raskt blitt borte pga den korte halveringstiden, så hos oss har det nesten hele tiden bare dreid seg om cesium.

Jan-Olof Snihls (S):

Det kan også vara att siffran 2700 grundade sig på dom gamla enheterna. Amerikanarna tillämpar ju inte alltid det nya enhetssystemet.

Med hänsyn till mera udda livsmedel som inte är baslivsmedel, så har man råd att sätta en högre gräns.

Ole K. Sara (N):

Jeg vil knytte en kommentar til dette med informasjonskris eller informasjonsproblemet. Det stilles mange spørsmål omkring disse grenseverdier. Dersom man endrer grenseverdien for reinkjøtt, hvordan skal man fortelle hva det betyr at vi fra 1966 til 1983 spiste reinkjøtt med verdier på opptil 3000 Bq og nå er dette ikke spiselig lenger? Det synes jeg er litt av et spørsmål til denne sal, når vi skal bringe denne saken videre og oppnå forståelse og ro omkring denne saken.

Eldar Gaare (N):

Antyder likhet mellom denne diskusjonen og kirkemøtet i Nikea, der Den hellige ånd ble vedtatt med simpelt flertall. Det er på tide å diskutere grunnlaget for å trekke grenser der hvor det er kontinuerlige overganger. En kan ikke nekte for at det virker som om man her opererer med langtrukne ekstrapolasjoner på svært spinkelt grunnlag.

Gustaf Åhman (S):

Från norsk sida har det redovisats en del uppgifter från 60-talet när det gäller radioaktiviteten i renar. Det gjordes ju undersökningar både i Norge, Sverige, Finland, Sovjetunionen och, inte minst, i Alaska. Men skillnaden från då och till Tjernobyl var att då kom nedfallet över många år, både vinter och sommar. Det var en ständig kontaminering av vegetationen som hade spesiell betydelse när det gäller sommarbetesvegetationen. Sen hade vi ackumuleringen i laven och där är bilderna från 60-talet och efter Tjernobyl mera lika. Det som var lika är också at det totala nedfallet var proportionellt med nederbörden och den varierar mycket mellan delar i södra Norge och det torra Sverige eller Finnmarksvidda.

I Sverige hade vi max-värden i renköttet under 1964-65. Då var nivån på ca. 1000 Bq, litet mindre än i Norge, förklarat av den lägre nederbörden. Det var om hösten. Vintervårderna låg på 3000 Bq och över, med max 5000 Bq. Nuklidsammansättningen var ungefär den samma då som efter Tjernobyl.

I sarvar från årets höstslakt har vi haft ett gammalt 60-tals nedfall på mellan 30 till 100 Bq, medan dom norska renarna hade högre värden under samma tid. Det är väldigt viktig att man, i den fortsatta informationen, jämför det vi vet om det gamla nedfallet.

Men en väsentlig skillnad från 60-talet är att vi i Sverige nu har 20-40 gånger så höga värden, där det största nedfallet har varit.

Ørbeck-Sørheim:

Jeg tror at det er nødvendig å understreke at de internasjonale fora vi har for å drøfte slike ting i, må ta dette meget alvorlig. Vi bør få et mer internasjonalt harmonisert opplegg for hvordan forvaltningen i de enkelte land skal opptre, f.eks. om man skal ha differensierte tiltaksgrenser - om man skal gå inn for grenseverdier for matvarer som man spiser over x kg av i året. Det er slike ting landene bør ha en mest mulig lik holdning til. Det er viktig at vi får både USA og kontinentet med på en diskusjon for å kunne takle eventuelle senere situasjoner.

Odd Halvorsen (N):

Jeg har lyst til å følge opp det spørsmålet som Gaare reiste. En ting er jo at man kan bli administrativt enige om visse konvensjoner og harmoniseringer osv. Men det kunne være interessant for oss, som ikke vet så mye om dette,

å få vite noe om det eksakte, biologiske grunnlaget for å estimere farenivået ved forskjellige doseringer av radioaktivitet. Kan noen av foredragsholderne gi oss en slik type av informasjon?

Snibs:

Jag kan komplettera den bilden något som jag visade i början. Om man har väldigt höga doser, så är det väl belagd att man kan drabbas av akut strålsjuka av olika slag. Det känner man från olyckshändelser och atombombningen av Nagasaki och Hiroshima. Med lägre doser, men ändå relativt höga, kan man finna klara samband mellan stråldos och cancer av olika slag. Beroende på cancers art, kommer den att inträffa efter olika lång tid. En leukemi t.ex., dröjer ungefär 7 år innan man får den. När det gäller andra cancerformer, så kan det ta längre tid, upp till 20-30 år. Det är alltså en ganska lång latenstid, men man har ganska säkra belägg för att strålning har en cancerogen effekt när man ligger i det här området.

I det lägre dosintervall är det svårare att bevisa strålningens skadliga effekter. Man har kunnat visa att man får effekter, även om man ligger ner åt doser på 50 milli-sievert. Men längre ner är det svårt rent epidemiologiskt att bevisa någonting. Då antar man, som en ren försiktighetsåtgärd, att risken avtar linjärt med stråldosen ånda ned till 0. Sen använder man risktal som man fått för högre doser för att beräkna utfallet för dom lägre stråldoserna.

Vad motsvarar då en stråldos för risk? Räkna man en stråldos på 1 milli-sievert, så ger den en risk för att få cancer på ungefär 1 hundredels promille. 5 mSv motsvarar ungefär 1 hundredels prosent risk. Ungefär var femte människa dör av cancer. Med 5 mSv höjer vi risken från 20% till 20,01%. Det är alltså en väldigt obetydlig höjning av risken. Och det er sådana saker som låg till grund för att vi, när den här olyckan hände, kunde gå ut till folk och säga att ni behöver inte vara oroliga för detta. Så, personligen är det en låg risk. Även om vi skulle få tio gånger mera än vad vi tror kommer att få här, så är det ändå en obetydlig höjning av risksituationen. Men detta är ett väldigt svårt budskap att få fram. Det med strålning uppfattas på ett helt annat och emotionellt sätt. Man är rädd om sina barn osv, vilket är en helt naturlig reaktion. Men det är den faktiska riskökningen vi talar om. Någon tycker att det är en obetydlig risk, medan andra tycker

att den är för hög. Då kan man se hur man hanterar strålriskerna i andra situationer, t.ex. för strålningsarbetare, där gränsen är 50 mSv/år. Det är fortfarande en låg risk för utsatta personer, men på andra sidan må man jämföra med andra risker i arbetslivet. Då ligger den inte särskilt lågt, utan den är jämförbar med högriskarbete, kan man säga. Därför accepteras inte att man i strålningsarbete ligger så högt. I själva verket ligger man i genomsnitt omkring 5 mSv/år, och då har man en risksituation som motsvarar en arbetsplats med god arbetshygien, vad man avser det konventionella skyddet.

Dag Lenvik (N):

Jeg undrer fortsatt på om det er et faglig eller et politisk spørsmål når en slik grense skal settes. Nå kjenner vi grensene i Norge og Sverige. Samtidig mener jeg å ha registrert at dette skal koste det norske samfunnet mellom 200 og 250 mill. kroner i dette året og det samme i Sverige. Ser vi nå på riskene for kreft, som teoretisk vil øke fra 20 til 20,01% og sammenholder det med 250 mill. kr., så kunne vi kanskje ha satt disse millionene inn i kretsforskning og muligvis fått minst like stor effekt på kreftfrekvensen nedover. Jeg spør igjen: er det et faglig eller en politisk avgjørelse når grensen skal settes? Det er her jeg føler at vi har begått en stor glipp. Vi har liksom ikke sett helheten i det på noen måte. Snakker vi her om Kongens nye klær av H. C. Andersen? Kanskje kongen til slutt vil vise seg å være naken?

Snihs:

I Sverige var det så att det sattes med hänsyn till en strålskyddsbedömning av det förväntade nedfallet i Sverige. Men den är politisk förankrad. Politikerna har accepterat detta sätt att resonera i den meningen att dom tar konsekvenserna ekonomiskt. Det är alltså en strålskyddsbedömning som ligger till grund för det hela, men den är politiskt förankrad.

Halvorsen:

Jeg stilte mitt spørsmål ikke som kritikk mot de etatene som arbeider med dette, men fordi vi diskuterte informasjonsmåten. Man kan ikke unngå å legge merke til at for høye, akutte doser, så er den biologiske effekten relativt velkjent. Når vi kommer ned til de lave dosene som vi her snakker om, så begynner man i utgangspunktet å *anta*, og når man først har antatt, er det forholdsvis uproblematisk å regne prosent. Men det som er viktig her, er at i bunnen ligger det antakelser.

Ørbeck-Sørheim:

Det er viktig å være klar over at det er en god del usikkerhet når det gjelder lave doser. Men samtidig er det akseptert faglig i alle miljøer, at man skal forsøke å holde bestrålingen på et så lavt nivå som mulig. Derfor blir det til slutt et politisk spørsmål hvor mye det skal koste samfunnet med de ulike forebyggende helsetiltak. Vi må legge til rette premisserne faglig, og så får det være politikernes sak å avgjøre hvor store ressurser vi har råd til å sette inn på dette området sammenlignet med andre områder.

Men vi sto alle overfor en ny situasjon i 1986. Det har vært mye improvisasjon og det har ikke vært lette vedtak å ta, ofte på et spinkelt grunnlag. Men vi måtte gjøre noe, og de tingene vi gjorde måtte evalueres fortløpende og drøftes i ulike miljø. Det er nettopp denne fasen vi er inne i nå. For 1986 bør de vedtatte nivåer i prinsipp ligge fast, men vi må diskutere hvordan vi skal forholde oss fremover.

Øystein Fæstø (N):

Så vidt jeg forstår, er det bare de karsinogene virkninger som stort sett har kommet med i diskusjonen hittil, når man skal vurdere grenser for lave doser av radioaktiv stråling. Men immunodepressive og teratogene virkninger kan kanskje i noe større grad diskuteres. Jeg vet ikke om dette har vært gjort, og spør Ørbeck-Sørheim f.eks.

Ørbeck-Sørheim:

Jeg er ikke strålehygieniker, men administrator og får råd fra de ulike faglige miljøer, f.eks. Statens Institutt for Strålehygiene. Jeg kaster spørsmålet over dit.

Berthelsen (N):

Det er riktig som det har vært sagt, at det er kancer-risiko som er med å sette grensene. Jeg har ikke hørt at de nevnte effektene som Fæstø nevner, har vært tatt hensyn til. Kan Snihs supplere?

Snihs:

Nej, m.h.t. strålingen, så har man hittills bara talat om cancer-risker och om genetiska risker. Det senara har man hittills inte lyckats bevisa. Man har till exempel från Nagasaki och Hiroshima inte lyckats bevisa någon genetisk effekt, även om man i djurförsök har lyckats visa det. Men däremot vet man, att vid fosterstadiet är strålingen mera skadlig, beroende på att fostertillväxten går snabbt. Detta påverkar t.ex.

grånsåttningen for gravida kvinner som jobbar med strålnng. På den senere tid har påvisats att foster i ett stadium mellom sjunde og femtonde veckan är extra känslig for strålnng, genom att det kan bli mentala störningar. Denna risken uppskattas kunna vara ganske stor. Om risken for cancer är ungefår 1 procent pr. sievert, så är den kanske 20 procent for mentala störningar. Detta gåller under en viss tid av graviditeten. Denna riskfaktor är ånnu inte inarbetad i några internationella rekommendationer.

Fæstø:

Jeg har lyst til å knytte en liten kommentar til det Snihs svarte. Så vidt jeg skjønner, er det klare indikasjoner på at man kan få mikroencephalus (liten hjerne), hos avkom av mus etter ganske lave, men langvarige stråledoser på foreldreorganismen.

Men så har vi i Norden en annen miljøfaktor som kan gi lignende skader, nemlig mykotoksinet okratoksin B, som er svært vanlig i våte sensommer- og høstmåneder som f.eks. i år. Det er gjennom gjentatte eksperimenter både på mus og rotter vist at okratoksin B gir hjerneskadere; anencephalus og mikrocephalus, samt andre skader, f.eks. kløft i gane og spaltet leppe. Dette er andre fosterskader som på forsøksdyr har vært knyttet til lave og langvarige stråledoser. I Norden er okratoksin B et av de aller vanligste mykotoksiner. Ved høyt vanninnhold i kornet og dårlig tørkingskapasitet på mottakerstasjonen, så vil sopper som kan produsere dette mykotoksinet trives svært godt.

Får man da en miljøbelastning som dette nedfallet, så kan man tenke seg at i fjellbygder, der man har en maksimal dose som ligger på 200 - 300 000 Bq/år og, i tillegg, har korn de samme steder som har en stor mulighet for innhold av slike mykotoksiner, så kan dette forsterke muligheten for fosterskader ved lave stråledoser. Kanskje det burde settes igang noe arbeid for å utrede dette.

Bent Westerling (F):

Kan man då råkna med att dessa två teratogent verkande faktorer skulle verka på samma sätt, alltså verka additivt?

Fæstø:

Ja, de virker på en måte som man kaller radiomimetiske. Det vil si at de, under bestemte betingelser, kan gi lignende skader som radioaktiv strålnng på DNA, RNA og komponenter i immunsystemet.

Snihs:

En kort kommentar: Man bør vål titta på det här, men samtidigt skall man inte överdriva dom här riskerna heller. Om vi tar dom mest utsatta områdena och ser till den effekt vi talat om med fosterskador avseende mentala rubbningar, så är det en begrånsat tid av två månader av graviditeten. Låt oss såga att dom skulle ha fått 1 mSv, jag tror inte att någon kan ha fått mera på så kort tid. Då kommer en kvinna, som passar in i det här mönstret, att ha en risk for ett missbildat barn på i avseendet 0,04%. Det skall jämföras med den naturliga, inom statistiken, risken for misbildningar, och den ligger på 4%. Det är alltså en ökning från 4 til 4,04%.

Radiocesium concentrations in the lichen-reindeer/caribou food chain: Before and after Chernobyl

Robert G. White, Dan F. Holleman and Ann C. Allaye-Chan

Institute of Arctic Biology, University of Alaska, Fairbanks, Alaska 99775, USA

This paper reviews historical concentrations of radiocesium (Cs-137) in the reindeer/caribou food chain in Alaska. These data, along with available kinetic models which describe the movement of radiocesium through the food chain, are used to predict consequences of radioactive fallout from the Chernobyl accident which occurred in late April 1986. During the present discussion, efforts are made to directly relate the Alaskan data to the Scandinavian situation as it exists following the Chernobyl accident.

Radiocesium levels in the ecosystem

Although atmospheric testing of high yield nuclear weapons began in the early to mid 1950's (Carter and Moghissi, 1977), the accumulation of fallout radionuclides in arctic food chains, predominately cesium - 137 and strontium -90, was not recognized and/or monitored until the early 1960's (Baarli et al. 1961). However, following 1961, radiocesium levels in the lichen-reindeer/caribou-wolf/man food chain have been periodically monitored in Alaska (Hanson 1982), Scandinavia (Miettinen, 1967) and U.S.S.R. (Neustrueva et al. 1967).

In Alaska, radiocesium levels increased during the late 1950's and early 1960's. Levels were highest in the mid to late 1960's and have been decreasing ever since. During the mid-1960's, the highest radiocesium concentrations in lichen

ranged from 900 to 1150 Bq/kg dry matter (Figure 1). Concentrations decreased gradually through the 1970's and by the end of the decade probably ranged from 440 to 800 Bq/kg dry matter. Presumably, radiocesium concentrations did not decline more rapidly during this 15 year period because of additional fallout from atmospheric testing by the Chinese and French during the late 1960's through the late 1970's (Carter and Moghissi 1977, Carter 1980). From the late 1970's to the present, radiocesium levels in lichen have decreased to 60 to 180 Bq/kg dry matter.

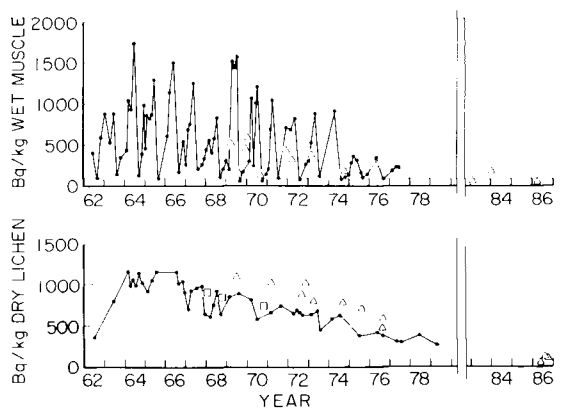


Figure 1. Historical radiocesium concentrations in lichen and reindeer/caribou muscle in Alaska. Sources are Martin and Koranda, 1971 (□), Luick, 1969-79 and our unpublished data (△) and Hanson, 1982 (●).

Table 1. Radiocesium concentrations in lichen and vascular plants before and after the Chernobyl accident.

	Cs-137 Cone. Bq/kg DM <i>mean ± S.D.</i>	% <i>increase</i>
<i>Lichens</i>		
Before (April 86)	57 ± 5	
After (August 86)	100 ± 9	75
<i>Vascular Plants</i>		
Before (April 86)	11 ± 3	
After (August 86)	24 ± 5	120

Plants were collected from established plots in the Ester Dome area, near Fairbanks, Alaska. «Before» samples were collected prior to the arrival in Alaska of fallout debris from the Chernobyl accident.

Following the Chernobyl accident, the radiocesium concentration in lichen in the Fairbanks area increased by 75%, from 57 Bq/kg DM to 100 Bq/kg DM. (Table 1). Radiocesium concentrations in vascular plants increased by approximately 120%. Although the percentage increase is significant, the absolute fallout deposition of radiocesium is small compared with fallout depositions in the mid 1960's. The amount of radiocesium deposition is estimated at approximately 0.5 Bq/m² for the period April, 1986 (before Chernobyl) to Aug 1, 1986 (after Chernobyl). This compares to estimated annual deposition rates in Alaska during the mid 1960's of 480 Bq/m² (Hanson 1982). Reported deposition quantities in Sweden during the period May 9 to June 3, 1986 were as high as 150 k Bq/m² (Snihs, 1986).

Factors affecting radiocesium concentrations in reindeer/caribou are more thoroughly discussed in a later section; however, it is mentioned at this time that radiocesium intake is the predominate factor. The radiocesium concentration in the food supply determines the radiocesium intake, which in turn, determines radiocesium concentrations in reindeer/caribou. With the exception of periods of active fallout, the non-lichen food sources of reindeer/caribou have insignificant radiocesium concentrations compared to the slow growing lichens. Therefore, radiocesium intake will be primarily dependent upon the radiocesium concentration

in lichen, and the degree to which the reindeer/caribou consume lichens. Both of these factors are apparent in Figure 1.

In Alaska, the highest radiocesium concentrations in reindeer/caribou muscle were measured during winter in the mid-1960's and ranged from 1200 to 1800 Bq/kg wet muscle following a change in the diet of the caribou from predominately lichens in winter to vascular plants in late spring through early autumn. This seasonal cycling of radiocesium concentration has been documented in Scandinavia (Svensson and Liden, 1965) as well as Alaska (Hanson 1982). By mid-1970 radiocesium concentrations in winter killed caribou had decreased to 200 to 400 Bq/kg wet muscle. A single caribou taken in January 1986 had a radiocesium concentration in muscle of less than 50 Bq/kg wet weight. It should be noted that in recent years, there appears to be considerable variability in radiocesium concentrations in lichen and in reindeer/caribou muscle between Alaska and northwestern Canada. For example, concentrations in lichen in interior Alaska are 1/3 to 1/2 concentrations on the west coast. Radiocesium concentrations in caribou from northwestern Canada are consistently higher than in those from the Brooks Range of Alaska. Presumably this variability is due to differences in the biological turnover of radiocesium in lichens in the various areas and/or differences in historical depositions of radiocesium.

Since most of the radiocesium body burden of reindeer/caribou is derived from the intake of contaminated lichen, a ratio of the radiocesium concentration in muscle to the radiocesium concentration in lichen should reflect the reindeer/caribou dependence upon lichen. The problem with the ratio is that it is affected by factors other than lichen intake, and this has lead past authors to describe the ratio as «not a very useful figure» (Miettinen 1965). For example, during periods of active fallout, significant amounts of radiocesium may be obtained from non-lichen plants. Perhaps of greater importance is the fact that radiocesium concentration in reindeer/caribou strongly depends upon the kinetics of radiocesium in the animal. Therefore, the ratio is also influenced by potassium intake and other dietary factors. Another possible complication is that over time, the absorbability of ingested fallout radiocesium may change, thus directly affecting the ratio. The chemical form of

Table 2. Ratio of radiocesium concentration in reindeer/caribou muscle (Bq/kg wet muscle) to radiocesium concentration in lichen (Bq/kg dry lichen) during winter.

Site (year)	Ratio
Alaska (1964-68) ¹	1.5
Alaska (1972-73) ¹	1.2
Alaska (1975-78) ¹	0.6
Alaska (1976) ²	0.5
Canada (1980) ⁴	0.7
Finland (1961-65) ³	0.8-1.3

¹Hanson 1982

²Luick 1969-79

³Miettinen and Hasanen 1967

⁴Unpublished data

radiocesium from fresh fallout may be considerably different from that of radiocesium that has been associated with the lichen for many years. Also, radiocesium may not be uniformly distributed on lichens, thus the measured concentration on lichen, and ultimately the ratio, will be influenced by the method of collecting lichens for radioassay. e.g. some collect only the top part or the newer growth for analysis. With these limitations in mind, a few estimates of the ratio of radiocesium concentrations in muscle to lichen are given in Table 2.

In addition to caribou, wolves preying on caribou also become contaminated and the body burden of wolves may be 4 to 10 times that of caribou. However, a radiocesium body burden much lower than that of caribou is common when the principal food is not caribou. Holleman and Stephenson (1981) have used estimates of the radiocesium body burden of wolves to indicate their predation rate on caribou. Therefore, unless precautions are taken to prevent the absorption of radiocesium, the body burden of animals fed contaminated reindeer/caribou flesh and offal could reach levels up to 10 times that in the food.

The level of radiocesium in reindeer meat in Kautokeino (Norway) has declined exponentially from 3-4,000 Bq/kg in 1968 to approximately 300 Bq/kg in 1981, with a pre-Chernobyl level predicted at 150-180 Bq/kg. This level is similar to that for caribou muscle in Alaska. However, the influence of season on these estimates should be emphasized, and the Alaskan

studies suggest that seasonally low levels in summer would be expected where the intake of lichens is low.

Predicting radiocesium concentration in reindeer/caribou

Factors that affect and ultimately determine the radiocesium body burden of reindeer/caribou are (1) the radiocesium intake, (2) the absorption of ingested radiocesium and (3) the in-vivo kinetics of radiocesium in the animal (Holleman and Luick 1975a, b). The radiocesium intake is the product of food intake and the radiocesium concentration in the food. The degree to which ingested radiocesium is absorbed depends upon its chemical form. Earlier measurements have indicated that fallout radiocesium from atmospheric detonated nuclear weapons was not readily absorbed in reindeer (Holleman et al. 1971a). The in-vivo kinetics in reindeer are influenced by diet and physical factors. Possibly the most important aspect of diet is the potassium intake, since potassium intake strongly influence radiocesium kinetics (Holleman and Luick 1975b). Physical factors that may influence radiocesium kinetics include body weight, sex, age and physical condition.

A simple model was constructed to account for all factors affecting radiocesium concentration in reindeer/caribou (Figure 2). Radiocesium concentrations in food resources were multiplied by food intake rate to generate radiocesium intake.

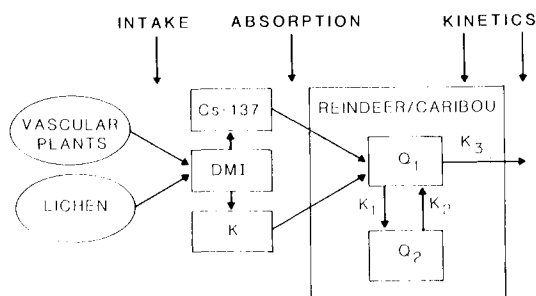


Figure 2. A model showing the movement of radiocesium from plants through reindeer/caribou. The factors that affect and ultimately determine the radiocesium concentration in reindeer/caribou muscle are indicated at their point of occurrence in the model. Factors are intake, absorption and kinetics.

A radiocesium absorption factor of 0.26 was used. This factor was determined for fallout radiocesium in reindeer grazing lichen/shrub pastures in Central Alaska (Holleman et al. 1971a). An absorption factor of 0.97 was used for potassium in the diet. A two pool model was used to describe the accumulation and elimination of absorbed radiocesium in reindeer and caribou (ibid), with total body burden of each animal equalling the sum of the two pools. The radiocesium concentration in skeletal muscle was calculated by assuming that 80% of the radiocesium body burden is in skeletal muscle, and that skeletal muscle accounts for 40% of the animal body weight (ibid).

The influence of potassium intake and body weight on radiocesium concentration in reindeer/caribou was modeled by manipulating the kinetic rate constants (k_1 , k_2 , k_3 - Figure 2). The effects of potassium (Holleman and Luick 1975b) and body weight (Holleman et al. 1971a) have been described earlier. In this paper, we have updated the original model by using realistic seasonal changes in body weight for the North Ottadalen reindeer herd (Reimers et al. 1983),

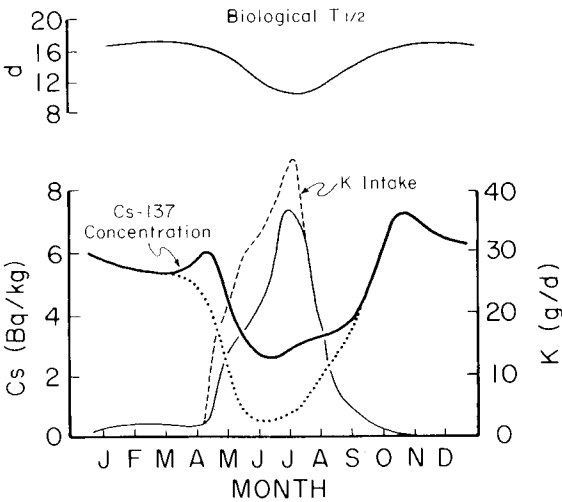


Figure 3. Simulated radiocesium body burdens (Bq/kg) and K intake for reindeer/caribou consuming contaminated forage (600 Bq/kg. lichen; 300 Bq/kg vascular plants) under 2 diet regimes: (1) year-long consumption of lichen, (—) (Gaare and Skogland 1971) and (2) no lichen intake between June 1 and August 15 (---). Potassium intakes, shown for the two diets, illustrate higher summer values apparent for animals not consuming lichens at this time.

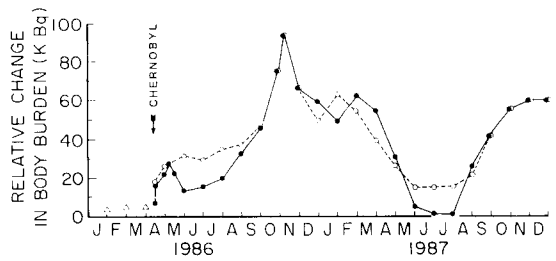


Figure 4. Simulated radiocesium body burden for reindeer/caribou consuming forage contaminated by radionuclide fallout on April 25. Simulated radiocesium concentration in contaminated lichen equals 600 Bq/kg for both 1986 and 1987; simulated radiocesium concentration in vascular plants equal 200 for 1986 and 20 Bq/kg for 1987. Results are shown for animals under 2 diet regimes: (1) year-long consumption of lichen (o-o) (Gaare and Skogland 1971) and (2), no lichen intake between June 1 and April 15 (●-●).

food intakes (White 1983), diet composition of Hardangervidda (Gaare and Skogland, 1971) and Alaska, and potassium intake based on seasonal changes in potassium concentration of dietary components.

This model was used to estimate the two exponential components that comprise the whole body build-up and elimination curves which are integrated to produce an annual pattern of radiocesium body burden in reindeer/caribou. The results of this exercise were in good agreement with trends found empirically. In addition, it was found that the simulated body burden in summer may be less than 10% of peak winter values if the animal does not ingest lichens during the summer period (Figure 3).

Using the same model, the effect of fallout from Chernobyl was simulated assuming that both vascular plants and lichens were contaminated. Since we did not have access to actual fallout levels the response should be taken as strictly relative (Figure 4).

The model predicts that the radiocesium concentration in reindeer/caribou will increase rapidly following the occurrence of Chernobyl fallout in the environment. However, concentrations in reindeer/caribou muscle will level off during late summer with a further doubling by late autumn. The concentration in reindeer/caribou muscle is predicted to remain high until May when it should decline to 1/4 and perhaps

to as low as 1/10th of peak winter concentrations. Concentrations during the summer of 1987 would depend upon radiocesium concentrations in vascular plants, potassium intake of the animal, as well as other factors discussed earlier. Calves may have higher levels in June and July due to radiocesium transfer from the cow to the calf via milk (Holleman et al. 1971b).

Conclusions

Based on a review of the literature and early estimates of radiocesium levels in lichens, we suggest that for much of northern lappland the contamination of reindeer meat is no higher than that experienced when fallout was high during the mid 1960's due to upper atmospheric testing. In addition, a seasonal change in body burden can be expected and low summer levels should provide a window for game harvest or domestic reindeer slaughter and therefore provide some optimism for the continued supply of reindeer meat for human consumption. Since the form of radiocesium is not known, this prediction would only hold provided ecosystems react in the same way in handling radiocesium from the current fallout as from that in the 1960's. Because of the problems associated with high radiocesium concentrations in the lichen food base of the mid to southern areas of Norway and Sweden it would be prudent to extend the data base for working predictions and possibly for altering the management of both domestic and wild reindeer for human consumption. Some research requirements necessary to validate the use of the present model in the Scandinavian situation are as follows: 1) a determination of the absorption factor for Chernobyl fallout, 2) determination of the radiocesium concentrations and residence time in various areas in both lichen and vascular plants, 3) determination the effects of increased potassium intake on radiocesium kinetics (elimination) in yearlings and males as the kinetic data of Holleman and Luick (1975) refer to the female cohort, and 4) determination of the seasonal radiocesium concentrations in reindeer.

Acknowledgements

This work is supported by funds from the Institute of Arctic Biology and the authors are grateful for travel funds from the Nordic Council on Reindeer Research to present this paper at the Conference in Rovaniemi.

References

- Baarli, J., K. Madshus, K. Liden and R. McCall. 1961. Radiocesium and Potassium in Norwegians. — *Nature* 191:436.
- Carter, M.W. and A.A. Moghissi. 1977. Three Decades of Nuclear Testing. — *Health Physics*. 33:55-71.
- Carter, M.W. 1980. Nuclear Testing 1975-78. — *Health Physics* 36:432-437.
- Gaare E. and T. Skogland. 1975. Wild reindeer food habits and range use at Hardangervidda. — In: Wielgolaski, F.E. (ed.) *Fennoscandian tundra ecosystems part. Animal and systems analysis*. Springer, Berlin pp 195-205.
- Hanson, W.C. 1982. ¹³⁷Cs Concentrations in Northern Alaska Eskimos, 1962-79. Effects of Ecological Cultural and Political Factors. — *Health Physics* 42:433-447.
- Holleman, D.F., Luick, J.R. and Whicker, F.W. 1971a. Transfer of Radiocesium from Lichen to Reindeer. — *Health Physics* 21:657.
- Holleman, D.F., Luick, J.R., and R.G. White. 1971b. Transfer of Radiocesium in Milk from Reindeer Cow to Calf. — In *Radionuclides in Ecosystems-Proceedings of the Third National Symposium on Radioecology. May 10-12, 1971. Ed. Nelson, D.J. U.S. Atomic Energy Commission Rep. CONF. — 710501-P1.* pp 76-80.
- Holleman, D.F., and R.O. Stephenson. 1981. Prey Selection and Consumption by Alaskan Wolves in Winter. — *J. Wildlife Manage.* 45(3):620-628.
- Holleman, D.F. and J. R. Luick. 1975a. Radiocesium Cycling in Reindeer/Caribou. — In *Proceedings of the First International Reindeer/Caribou Symposium. Biological Papers of the University of Alaska. Special Report Number 1.* pp. 64-70.
- Holleman, D.F., and J.R. Luick 1975b. Relationship between Potassium Intake and Radiocesium Retention in the Reindeer. — In *Mineral Cycling in Southeastern Ecosystems. Eds: F.G. Howell, J.B. Gentry and M.H. Smith. ERDA Symposium Serie CONF-740513.* pp 557-563.
- Luick, J.R. 1969-79. Industrial Development in Alaska and its Effects on the Nutritional and Physiological Status of Arctic Animals. — *U.S. Energy Research and Development Administration. Progress Reports.*
- Martin J.R. and J.J. Koranda. 1971. Recent Measurements of Cesium-137 Residence Time in Alaska Vegetation. — In *Radionuclides in Ecosystems-Proceedings of the Third National Symposium on Radioecology. May 10-12, 1971. Ed. Nelson, D.J. U.S. Atomic Energy Commission Rep. CONF. — 710501-P1.* pp 108-115.

- Miettinen J.K. and Hasanen E. 1967. ^{137}Cs in Finnish Lapps and Other Finns in 1962. — *In Radioecological Concentration Processes*. Eds: B. Abery and F.P. Hungate. Oxford: Pergamon Press. pp 221-231.
- Miettinen, J.R. 1967. Concentration of ^{137}Cs and ^{55}Fe through Food Chains in Arctic and Subarctic Regions. — *In Radioecological Concentration Processes*. Eds: B. Abery and F.P. Hungate. Oxford: Pergamon Press. pp. 267-274.
- Nevstrueva M.A., P.V. Ramzaev, A.A. Morseer, M.S. Ibatullin and L.A. Teplykh. 1967. The nature of ^{137}Cs and ^{90}Sr Transport over the Lichen-Reindeer-Man Food Chain. — *In Radioecological Concentration Processes*. Ed: B. Abery. Pergamon Press. pp. 209-215.
- Reimers, E., D.R. Klein, and R. Sørungaard. 1983. Calving time, growth rate, and body size of Norwegian reindeer of different ranges. — *Arctic and Alpine Research* 15(1):107-118.
- Snihs, J.O. 1986. Consequences in Sweden of the Chernobyl Accident. — *National Institute of Radiation Protection. Document Number SSI-rapport 86-21*. pp 13.
- Svensson G.K. and K. Liden. 1965. The Transport of ^{137}Cs from Lichen to Animal and Man. — *Health Physics*. 11:1393-1400.
- White, R.G. 1983. Foraging patterns and their multiplier effects on productivity of northern ungulates. — *Oikos* 40:377-384.
- White, R.G. and J. Trudell. 1980. Habitat preference and forage consumption by reindeer and caribou near Atkasook, Alaska. — *Arctic and Alpine Research* 12(4):511-529.

Radiobiologiska effekter på djur/renar av nuklidutsläpp från reaktorhavarier*

Bernt Jones

Institutionen för klinisk kemi, Veterinärmedicinska fakulteten, SLU, Uppsala, Sverige

Om man ser på nedfallet vi nu har fått från Tjernobyl, så har det alltså uppstått efter en klyvmng utav tunga atomkärnor. Man har i princip samma fysikaliska förlopp om man klyver uran- eller plutoniumkärnor. Man får en mängd energi över och det är den man använder sig av vid kärnreaktorer eller i atombomber av olika slag.

Det som för oss biologer är intressant, det är dom medeltunga kärnorna som bildas. Man har nästan tvåhundra slags atomer, nuklider som bildas, och de är nästan alla radioaktiva. Det är den radioaktiviteten som påverkar djur och människor på olika sätt.

Ser man på vilka ämnen som finns i det här området av periodiska systemet (masstal 80 - 150), så är det bara ett som normalt ingår i omsättningen hos djur och det är jod. Men man har också cesium som liknar kalium och strontium som liknar kalcium och därför går in i djurens metabolism. De tre ämnena kommer då att få livsmedelshygienisk betydelse när de förorenar olika livsmedel. Jag skal emellertid uppehålla mig mera med de här ämnena som strålkällor och alltså som potentiella skadliga ämnen för djuren.

Om man tittar på de direkta effekterna av strålningen, så är det den joniserande egenskapen hos strålningen som medför den biologiska effekten och här är det i princip samma effekt oavsett om man har alfa-, beta-, eller gammastrålning. Det som skiljer dom här strålslagen är deras förmåga att penetrera biologisk material.

Alfastrålning, som huvudsakligen kommer från unga kärnor, har mycket liten penetrationsförmåga, så man behöver inte räkna med alfastrålning som en risk om de befinner sig utanför kroppen. Man måste få dem in i kroppen om man skall få skada utav alfastrålning.

Betastrålning har en medellång räckvidd och kan nå in i kroppen och ästadkomma skador även om det radioaktive ämnet ligger utanför kroppen, t.ex. om det ligger på huden eller i omedelbar närhet av djuret.

Gammastrålning har en väldigt lång räckvidd och har en effekt, även om det ligger på större avstånd ifrån djuret utanför byggnadskonstruktionen, t.ex. när det gäller djur som står på stall.

Tittar man på molekylär nivå vad som händer när joniserande strålning absorberas i biologisk material, så får man i mycket stor utsträckning skador på vatten, efter som vatten utgör 65 - 70% utav alla däggdjur. Och så länge bara det är det som händer, är det ingen fara för organismen. Men de fria radikalerna som bildas har väldigt stor förmåga att reagera med olika molekyler, t.ex. enzymer och även andra proteiner. Kroppen har emellertid stor förmåga att ta hand om sådana fria radikaler och det finns olika slags enzym som skyddar kroppen för den här typ av skador. Detta leder till att bara en mindre del av de från början bildade fria radikalerna ästadkommer en biologiskt märkbar skada. Klart större intresse är det när man får skador direkt på verksamma biomolekyler, t.ex. enzymer, men framför allt, skador på DNA- och RNA-mole-

kyler. När det gäller DNA-skador, så kan man tänka sig två typer av effekter, dels induktion av tumörer av olika slag, men också genetiska skador som bärs vidare till avkomman. Även här finns flera olika enzymssystem som reparerar skador på DNA-molekylen. Den joniserande strålningen ger ingen unik skada. Man kan se samma typer av kemiska defekter i DNA-molekylen efter en t.ex. kemisk påverkan.

När det gäller effekterna på större djur, så finns det relativt få försök som visar vilken dosnivå man behöver använda för att uppnå skador. Däremot finns det en mängd försök gjorda på små laboratoriedjur. Problemen blir då att man måste överföra dessa resultat observerade på t.ex. råttor och mus till större djur.

Har man omfattande skador på livsviktiga processer i celler, så kommer man att få en omedelbar celldöd och då kommer de mera långsiktiga effekterna att ha klart mindre intresse.

Ser man på olika vävnaders känslighet för joniserande strålning, så kunde Bergonie och Tribondeau allredan 1906 publicera vad som efter dom kalls för Bergonie & Tribondeau's lag. En vävnads känslighet är direkt proportionell med reproduktionsförmågan och omvänd proportionell med differentieringsgraden.

Om vi tittar på vilka effekter det här får på olika vävnader, så är här listad några vävnader i

sjunkande känslighetsgrad och vi ser att lymfocyterna har den största strålningskänsligheten ändå är de ett ganska differentierat cellsystem. Den höga känsligheten beror på deras höga reproduktionsförmåga. Däremot, högt differentierade vävnader med låg reproduktionsförmåga är mycket resistenta mot bestrålning. Det här påverkar t.ex. effekterna av cesium, som till stor del är fördelat i muskulaturen, där man inte har någon specifik tumörinduktion ens av höga cesium-halter.

Om man ser på ett djur som utsätts för doser som ligger på 1 sievert eller mera, när man alltså får en akut effekt utav bestrålningen, så kan man enklast mäta det kliniska svaret genom att se på blodceller som är känsliga. Då finner man att efter bestrålningen så kommer antalet trombocyter och lymfocyter att sjunka. Lymfocyterna sjunker väldigt snabbt, medan trombocyterna något långsammare. Neutrofilerna, som är något mera resistenta, uppvisar ett mera varierande förlopp.

Ser vi på leukocyterna, kommer man efter en viss period att få en återhämtingsfas, om strålningsnivån inte är alltför stor, några enstaka sievert. Antalet celler återvänder då nära den ursprungliga nivån men inte riktigt tillbaka. Ett visst antal stamceller i benmärgen dör av bestrålningen och man får en minskad produktionsförmåga i benmärgen.

Om man ger en akut bestrålning av det här slaget till ett djur, så finner man att den letala dosen för 50% av populationen ligger någonstans mellan 3 och 5 Sv, helkroppsdos. Det finns en ganska stor individuell variation i känslighet för bestrålning, vilket leder till att de allra mest känsliga individerna dör redan vid stråldoser på kanske 1½ - 2 sievert, medan de mest resistenta klarar enda upp mot 7 - 8 sievert. Riktig vad som ligger bakom den här skillnaden vet man inte.

Idisslare är i denna sammanhang relativt känsligare än andra djur beroende på att deras bete i ett kontaminerat område leder till att de får i sig stora mängder radioaktivt material som ansamlas speciellt i fömagarna. Detta leder till att man ganska effektivt bestrålar de ventrala, nedre delarna av fömagarna. Även löpmagen kan drabbas av denna typ av skador.

För att få ovan beskrivna effekter krävs en relativt homogen bestrålning av hela kroppen med gammastrålning. Men även betastrålning med sin begränsade räckvidd kan ge akuta skador hos djur, om djuren t.ex. betar i ett område med

Tabell 1. Olika celler och vävnaders känslighet för Bergonie-Tribondeaus' lag.

1. lymfocyter
2. erytroblast, granulocyt
3. myeloblast
4. epiteliala celler
 - a. spermatogonier
 - b. basala celler i tarmkryptor
 - c. ovocyter
 - d. celler i *stratum germinativum*
 - e. basala celler i sekretoriska körtlar
 - f. alveolarceller, gallgångsepitel
5. endotel
6. bindväv
7. tubuliepitel
8. ben
9. nerv
10. ganglion
11. muskel



Fig. 1. Strålskada hos en get i våmmens nedre del efter förtäring av 9065 MBq (megabecquerel) radioaktivt samarium och lantan. Skadan är här 2 månader gammal.



Fig. 2. Strålskada hos get omfattande hela nedre våm- och nätmagsväggen. Denna bild är tagen 2 veckor efter det att djuret ätit 14900 MBq samarium-lantanpartiklar.

kraftig radioaktiv förorening eller får nedfall direkt på kroppen.

Då det gäller intag av radioaktivitet från bete är idisslare relativt sett känsligare än andra djur, då de fysiologiskt kommer att ansamla radioaktiviteten i förmagarna, vilket ger en mycket hög stråldos till slemhinnan i deras nedre delar. Denna effekt framträder tydligst då radioaktiviteten föreligger i partikelform, vilket är fallet vid kärnvapenexplosioner men inte lika mycket vid reaktorhavariet. Figurerna 1 och 2 visar några olika utseenden av sådana skador hos get efter intag av glaspartiklar med en blandning av radioaktivt samarium och lantan som ger en strålning mycket lik den man ser i fårskt nedfall från en kärnvapenexplosion eller ett reaktorhavari. Lindriga skador som på Figur 1 läker efter en viss tid men efterlämnar ett ärr, medan omfattande nekroser som på Figur 2 leder till döden. Cellerna i den ärrvävnad som uppstår

visar ganska typiska bilder med en dedifferentiering, och får dessa djur leva tillräckligt länge, några år, kommer de alldeles säkert att få carcinom i det tidigare strålskadade området. För att få denna typ av skada med nekros av ytliga vävnader krävs en stråldos, beta- och gammastrålning, på flera tiotals sievert.

Om djuren befinner sig ute under själva nedfallet av radioaktivitet kan lokala strålskador uppkomma i huden (Figur 3) med nekroser liknande dem som ses i förmagarna. Även dessa skador kan läka men oftast med en defekt överhud som resultat med parakeratosbildning i tjocka plattor t.ex.

Trots omfattande lokal nekrotisering på grund av höga betastråldoser kan helkroppsdosen gammastrålning vara så låg att någon allmän påverkan inte ses (stråldosen är mindre än 1 - 2 sievert).

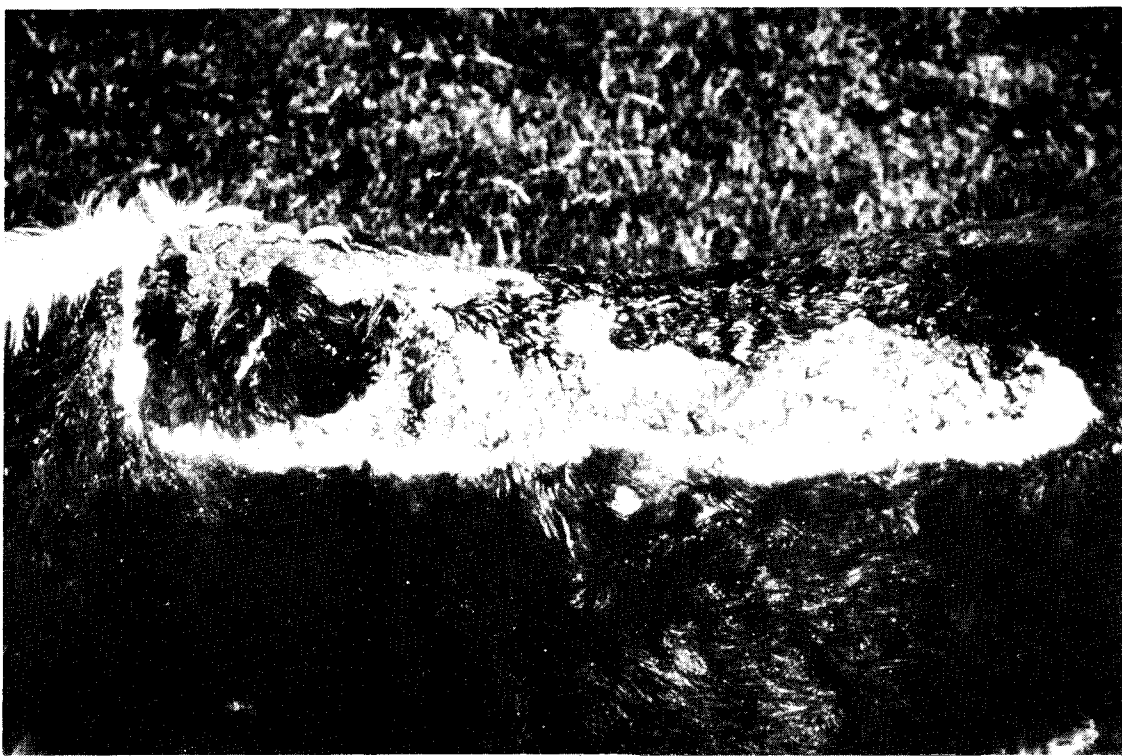


Fig. 3. Strålskada med avdödning av rygghuden på en ungtjur efter bestrålning med flera tiotal Sv från en betastrålkälla. Den ljusa randen i skadans kant är ny hud som växer in över det skadade området.

Tjernobylyolyckans inverkan på näringskedjan lav - ren - människa i Finland

Tua Rahola och Kristina Rissanen

Strålsäkerhetscentralen, PB 268, 00101 Helsingfors, Finland

Sammandrag

I början av 1960-talet gjordes flera atmosfäriska kärnvapenprov, som förorsakade globalt radioaktivt nedfall. Naturförhållandena i Lappland ledde till en kraftig anrikning av radioaktiva ämnen i näringskedjan lav - ren - människa. Radiokemiska institutionen vid Helsingfors Universitet inledde då sina omfattande och fortfarande pågående undersökningar i Lappland. Strålsäkerhetscentralen har sedan år 1970 ett laboratorium i Rovaniemi speciellt inriktat på övervakning och forskning i Lappland.

Till följd av Tjernobylyolyckan spreds varen 1986 radioaktiva ämnen över Europa. Nedfallet i Lappland var i motsats till förhållandena på 1960-talet mindre än tio procent av nedfallet i södra Finland. Mängden cesium-137 i nedfallet har i Lappland uppskattats vara 0 - 1400 Bq/m². I den södra delen av Finland varierar nedfalls- mängden mellan 0 och 60 000 Bq/m².

I lav och renkött finns det ännu cesium-137, som härstammar från 1960-talet. Före Tjernobylyolyckan var cesium-137 halten i lav från Lappland i medeltal 230 Bq per kilogram torrsvikt. Motsvarande halt sommaren 1986 efter Tjernobylyolyckan var 900 Bq per kilogram.

Cesium-137 halten i renkött vintern 1985 - 1986 var i medeltal 300 Bq per kilogram färsksvikt. Under mitten av 1960-talet uppmättes så höga halter som 2600 Bq per kilogram färsksvikt. På basen av hittills år 1986 utförda mätningar kan man uppskatta, att medelvärdet av cesium-137 halterna i finskt renkött inte kommer att stiga lika högt som på 1960-talet.

Radioaktiv kontamination av livsmedel inklusive renkött: Situationen i Finland efter Tjernobyl-olyckan

Kalevi Salminen

Jord- och Skogbruksministeriet. Veterinäravdelningen.

Tjernobyl-olyckan väckte enormt stort intresse, som inte upplevts sedan 1960-talets kärnvapenprovperiod. Man kan med skäl konstatera, att utom områdena närmast kring den skadade reaktorn, har radioaktiv kontamination av livsmedel varit den främsta orsaken till oro bland myndigheterna, jordbruksproducenterna och allmänheten. I beredskapsplaneringen hade man vanligen utgått från en allvarigare krissituation. Däremot var en lindrig eller måttlig kontamination av livsmedel en uppenbarligen oväntad situation, som överraskade största delen av Europa.

Intensiva mätningar av livsmedel

Radioaktivitetsmätningar är helt väsentliga för att kunna bedöma i vilken omfattning livsmedel är kontaminerade. Data från mätningar används ytterligare vid dosberäkningen och planeringen av motätgärder. I Finland hade vi under årens lopp uppbyggt ett laboratorienät, som består av strålsäkerhetscentralen som centrallaboratorium och 53 lokala kommunala laboratorier spridda över landet från söder till de norra delarna av landet. Strålsäkerhetscentralen fick naturligtvis bära det största trycket. Lokallaboratorierna, som är utrustade med gamma-detektorer och därtill hörande pulsräkningsutrustning, kan snabbt utföra uppmätning av totalaktivitet. Därtill samlade lokallaboratorierna prover till centrallaboratoriet. Lyckligtvis hade man hösten 1985 fullbordat utrustnings- och utbildningspro-

grammet för lokallaboratorierna, så att vi hade en rätt så fin beredskap. Tjernobylfallet var ett utmärkt tillfälle att testa hur den här organisationen fungerar och vilka prestationer den kan utföra.

Till att börja med präglades Tjernobylfallet av jodkontamination i mjölken. Dess effekter kunde dock effektivt lindras genom att betessäsongens början på order av jord- och skogsbruksministeriet uppsköts i hela landet ända fram till den 26. maj. På detta enkla sätt kunde man undvika över 90% av den jodbelastning som folket annars hade blivit utsatt för. Trots lugnande information till befolkningen gick mjölkkonsumtionen i maj och på försommaren ner med flera procent.

I mitten av maj fick man i finsk TV se chokerande nyheter hur man i Syd- och Mellaneuropa förstörde stora mängder av färska grönsaker på grund av jodkontamination. Som en följd därav sjönk efterfrågan på grönsallad även i Finland med ett starkt prisfall som följd. Det visade sig, att konsumenten inte kunde uppfatta, att den finska salladen var odlad i glashus och inte kunde bli utsatt för nedfallets radioaktiva ämnen.

Senare under sommaren blev det aktuellt med kött och olika grönsaker samt bär och svampar. De olika problemen uppstod i tur och ordning och det kan väl konstateras, att Tjernobylhändelsen var nära ett klassiskt fall. Först blev jod, sedan cesium och därefter med varierande tidsintervaller de olika livsmedlen föremål för

allmänt intresse. Endast radioaktivt strontium saknades, eftersom temperaturen i reaktorkärnan inte var tillräcklig hög ett för att avdunsta strontium.

Radioaktivt cesium i finskt kött

Cesium är, som är väl känt, den kritiska radionukliden i köttet. Detta beror på cesiums likhet med kalium, som i organismen förekommer i stora mängder i muskulaturen. Cesiumhalten i svinköttet har knappast gått upp, emedan grisarna uppföds med fjolårets spannmål. Nötköttet har visat varierande halter mellan 50-200 Bq/kg beroende på uppfödningssorten. Tillfälligt har halter upp till 500-800 Bq/kg observerats.

Det finns gott om älgar här i landet och älgen fungerar som en fin indikator av omgivningens strålningsnivå. Sedan försommaren har man samlat in prover av trafikskadade älgar. Fram till slutet av september -86 hade man fått in ett material, som bestod av prover av cirka 250 döda älgar, som alla blev mätta. Den genomsnittliga halten av cesium i finskt älgkött var mellan 400-500 Bq/kg. Utav dessa 250 prover av älgkött var det endast fem prover, som visade halter över 1000 Bq/kg. Därför har jord- och skogsbruksministeriet i samråd med strålsäkerhetscentralen ansett, att det ej är någon anledning att begränsa

älgjakten i år. Jägarna får själv avgöra om de vill ha köttets cesiumhalt uppmätt.

Beträffande renköttet kan man fastslå, att det finska renskötselområdet blev betydligt mindre utsatt än de övriga delarna av landet. Nedfallens mängd var genomsnittligt storleksordningen 1 kBq/m², som endast är 1/10 - 1/20 av det nedfall, som drabbade Södra och Mellersta Finland. Därför har man inte speciellt oroat sig över cesiumhalten i renköttet i Finland. Mätningar utfördes under den gångna sommaren sporadiskt av trafikskadade renar. Under vintern 1985-86 före Tjernobyl-olyckan visade det finska renköttet en genomsnittlig cesiumhalt på 300 Bq/kg. I prover tagna mellan 15.6 och 5.8.1986 har man uppmätt halter från 40 till 320 Bq/kg, genomsnittligt 150 Bq/kg. En del av detta cesium härstammar från 1960 talets kärnvapenprov. Den gynnsamma situationen kommer nog inte att fortsätta, eftersom renköttets cesiumhalt börjar gå upp så snart renarna börjar beta lav. Detta händer vanligen i mitten av september, och det finns redan nu tecken på en förhöjning av cesiumhalten även i det finska renköttet. Eftersom renköttets cesiumhalt tämligen väl följer lavens Cs-halt, som nu varierar mellan 200-2100 Bq/kg, kommer en högre aktivitet att noteras senare under hösten och kommande vinter. Baserad på erfarenheterna från 1960-talet,

Tabell 1. Preliminär kalkyl över cesiumintaget i Finland.

Livsmedel	Södra och Mellersta Finland			Lappland	
	Konsumtion/ dag (kg)	Cs-halten (Bq/kg)	Intag/ dag (Bq)	Cs-halten (Bq/kg)	Intag/ dag (Bq)
Mjolk och mjolkprodukter	0,9	20	18	2	1,8
Spannmål	0,2	20	4	20	4
Potatis	0,2	5	1	5	1
Rotfrukt	0,04	5	0,2	5	0,2
Grönsaker	0,07	10	0,7	10	0,7
Bär och frukt	0,2	30	6	30	6
Kött:					
— nöt	0,06	100	6	100	6
— svin	0,08	10	0,8	10	0,8
— ren	0,250	—	—	900	225
— övrigt	0,04	50	2	—	—
Ägg	0,03	5	0,2	5	0,2
Fisk	0,05	300	15	300	15
Intag/dag			54		260
Intag/första året			19700 Bq		95000 Bq

varvid förhållandet mellan lav (torrvikt) och renkött var cirka 1:1, kan man förutspå, att cesiumhalter upp till 2000 Bq/kg kommer att mätas under den påbörjade slaktsäsongen.

Intag av cesium via livsmedel

Renköttets radioaktivitet skall betraktas mot bakgrunden av befolkningens diet och cesiumhalterna i enskilda livsmedel. Ur hälsosynpunkt är det av föga betydelse ur vilka livsmedel konsumenten får i sig de radioaktiva ämnena. I den följande tabellen har en preliminär kalkyl framställts över intag av cesium via livsmedel både i Södra och Mellersta Finland samt i Lappland. I tabellen har de gällande cesiumhalterna och genomsnittliga konsumtionssiffrorna iakttagits.

Exemplet från Lapland gäller en person med hög konsumtion av renkött (250 g/dag = 90 kg/år). Som genomsnittshalt har antagits 900 Bq/kg. Man kan tydligt observera, att nästan 90% av cesiumintaget härstammar från renköttet. Det största flertalet av befolkningen konsumerar renkött i mycket mindre mängder.

Gränsvärdet för cesium i renkött

Gränsvärdena för radioaktiva ämnen i livsmedel har varit ett föremål för en livlig debatt under hela tiden sedan Tjernobyli-olyckan. Vi har haft den policyn, att gränsvärdena fastställs endast selektivt och återhållsamt.

Följaktligen har vi satt ett gränsvärde på 2000 Bq/l för jod 131 i mjölk, 1000 Bq/l för cesium 137 i mjölk samt 1000 Bq/kg för cesium 137 i nö- och svinköttet. Däremot har vi i Finland ej tillämpat ett generellt värde, som skulle gälla för alla livsmedel. Mjölken och köttet är s.k. baslivsmedel, som konsumeras i stora mängder och produceras hela tiden. Det är svårt att bedöma, vilket förfarande som är bättre. Skulle man ha en allmän gräns eller selektiva gränser? Men vi är nog av den uppfattningen, att t.ex. persilja eller kryddor inte är i samma läge som mjölk och kött. Vi är av den åsikten att man väl kan ha olika gränser för olika livsmedel, allt efter förefintliga behov.

Det var synd, att en nordisk enighet om gränsvärdena ej kunde uppnås vid det nordiska mötet i Uppsala den 18.6.86. Det blev olika värden, vilket har resulterat i osäkerhet och oro bland konsumenterna. Den viktigaste orsaken har dock varit den brädska, i vilken åtgärderna

skulle planeras. Det är nog bra att veta, att den internationella Codex Alimentarius-kommissionen eventuellt kommer att etablera en ny och egen komitte för radioaktivitetsfrågorna. Men det arbetet kommer att ta tid och är av föga hjälp i det nuvarande läget.

Än så länge har vi inte fastställt ett gränsvärde för Cs 137 i renköttet. Som grund för ett eventuellt värde skulle ICRP:s rekommendation från år 1984 tjäna enligt vilken motåtgärder inte är motiverade, om den årliga stråldosen från livsmedel inte överskrider 1 mSv och att det inget är överskrider 5 mSv.

Rent spekulativt har i tabell 2 uträknats, hur stor stråldosen blir med en daglig konsumtion av 250 g renkött, som innehåller olika halter av cesium 137.

Tabell 2. Cs-137 halten i renköttet versus årlig stråldos (nordfinska livsmedel, hög konsumtion av renkött)

Cs-137 halten i renkött (Bq/kg)	Förväntad årlig stråldos (mSv)
600	1,7
900	2,4
1500	3,7
2000	4,9
2500	6,0
3000	7,2
4000	9,4
5000	11,5

I kalkylen har den andra cesium-isotopen Cs-134 beaktats.

På grund av den ovannämnda beräkningen skulle ett gränsvärde på 2000-2500, t.o.m. upp till 3000 Bq vara väl motiverat. Man kommer väl ihåg, att för 20 år sedan uppmättes halter upp till 3000 Bq/kg utan några motåtgärder. En så radikal förändring har sedan dess inte inträffat, att man nu skulle inta en helt annan ställning. Därtill bör man komma ihåg, att de ovannämnda siffrorna avser en person, som konsumerar mycket renkött. Den genomsnittliga konsumtionen i Finland är dock mycket lägre, cirka 0,3 - 0,4 kg/capita/år. Som sagt, så har vi än så länge inget gränsvärde för renköttet i Finland, men om det blir aktuellt att fastställa ett sådant, så kommer det att ligga i den här storleksordningen. Vi från finsk sida ville gärna ansluta oss till dem, som önskar få ett gemensamt nordiskt gränsvärde för renköttet.

Paneldebatt*

Deltakere i panelet:

Tua Rahola, Finland

Kalevi Salminen, Finland

Torolf Berthelsen, Norge

Atle Ørbeck-Sørheim, Norge

Bernt Jones, Sverige

Erland Pääjärvi, Sverige

Jan-Olof Snibs, Sverige

Møteleder: *Bengt Westerling*

Emne for debatten (ramme), gitt av NOR's Arbeidsutvalg:

- På hvilket grunnlag har de forskjellige land stilt ulike tiltaksverdier?
- Bør ikke disse grenser være like i de tre land?
- Hva bør denne grense være ut fra et helsemessig og et samfunnmessig synspunkt?

Tua Rahola (F):

Strålsikkerhetscentralens mål har varit att under det första året efter olyckan i Tjernobyl, stråldosen för en finländare skulle ligga under 5 mSv. I mitt tidigare framförande visade jag en tabell över livsmedel som innehöll aktivitetshalter och konsumtionsmängder av livsmedel för en «normal» finländare. Vi har kommit fram till att en åtgärdsnivå 1000 Bq/kg för två av de viktigaste baslivsmedlen, mjölk och kött är den enda dosbegränsande åtgärd som i den här situationen behövs för att dosgränsen 5 mSv skall underskrivas.

Berthelsen (N):

Grunnlaget for Statens Institutt for Strålehygiene har vært de 5 mSv som vi var enige om i nordisk sammenheng. Et spørsmål var om man skulle ha en felles grense for alle matvarer, eller forskjellige grenser. Disse spørsmålene var jo

bestemt av næringsmiddelkontrollen. Vi startet opp med en enkelt grenseverdi, men gikk etterhvert over til to- en for basismatvarer, og en for melkeprodukter eller mat til barn.

Ørbeck-Sørheim (N):

Vi fastsatte disse grensene, fordi vi hadde et behov for å ha noe å forholde oss til forvaltningsmessig for næringsmidler. Vi hadde import, eksport og et innenlands omsetningsproblem å ta hensyn til.

M.h.t. spørsmål nr. 2, så var vi veldig interessert i å få ensartede, nordiske grenser. Danmark hadde lagt seg på EF's (EG's), Sverige hadde 300 (Cs¹³⁷) og 2000 for jod og Finland hadde igjen 1000 Bq for kjøtt, mens vi hadde 300 Bq for Cs¹³⁷ og 1000 Bq for J¹³¹. Vi lå med fire forskjellige grenseverdier i de nordiske land og vi mente at dette var det ikke grunnlag for. Dette så mye mer som Nordisk Ministerråd har tatt initiativ til å få harmonisert matvarelovgivningen. Det er behov for et harmonisert regelverk i Norden for alle slags kontaminanter, inklusive radioaktivitet i matvarer.

Snibs (S):

Grunden för riktvärdet har jag redan berättat om. Det är ju ingen stor skillnad i våra värden. Men en viss skillnad skapar dock en förvirring och därför får man söka att harmonisera värdena.

Men det intressante är hur man skall hantera denna situationen på sikt. De riktvärden som man väljer får inte förändras för ofta. Om det sker en ändring, skall den vara väl underbyggd och kontrollerad. Vi får ju hela tiden in mera kunskaper om detta.

Salminen (F):

Jag menar att slutsvaret är Ja, alla skulle vara lika. Annat är förvirrande för konsumenterna. Det svåraste är hur vi skall komma i från den här

situationen. Under de kommande månaderna skall vi väl nöja oss med dom riktvärden som vi har för närvarande.

Nordiska Ministerrådet har yttrat sig i det att man så mycket som möjligt skulle försöka att underlätta handelsbytet mellan de nordiska länderna, men ohk normering orsakar hinder för nordisk handel.

Man borde kanske söka skapa en arbetsgrupp som skulle bestå av strålsäkerhetsspecialister och livsmedelsmyndigheter från alla nordiska länder och som skulle försöka utarbeta ett betänkande om denna sak med gemensama gränsvärden. Men vi måste ju hela tiden komma i håg att Norden inte är ett isolerat område, utan man skulle beakta vad som händer t.ex. i EG eller annars internationellt. Då är det väl en chans att ta den här frågan fram på Codex-nivån som har 120 medlemmar av världens stater. Men jag är av den uppfattning att man inte skulle glömma bort den nordiska idén, utan driva fram den.

Ørbeck-Sørheim:

Jeg tror at vi må det og vi har allerede meldt dette til vårt neste møte i København i begynnelsen av november, der vi skal drøfte det som har skjedd etter Uppsala-møtet. Som Salminen, mener jeg at vi må løse dette mer langsiktig. At vi ikke kom til enighet i Uppsala berodde mye på at vi var i stor hast for å løse de akutte problemer. Gjennom en arbeidsgruppe klarer vi kanskje å komme frem til noe mer. Det er også muligheter for mer differensierte grenser som kan være litt mer akseptable. På den annen side har vi ikke alt for lang tid på oss. Vi skal nok diskutere det i Codex-sammenheng, men det løser ikke problemet å vente på Codex. Det kan ta mange år. Vi må tross alt arbeide i Norden.

Pääjärvi (S):

Vi i Livsmedelsverket har diskuterat det här med högsta ledningen och där anser man det ogörligt att höja riktvärdet för det som är baslivsmedel för Medelsvensson. Därför ser jag det som väldigt svårt att hantera detta, med mindre man då ser exempelvis ren och vilt skild i från det som dagligdags uppfattas som basmatvaror.

Ørbeck-Sørheim:

Jeg vil håpe at vi kan jobbe så fleksibelt at vi følger opp det våre nordiske politikere har sagt, nemlig å harmonisere våre grenser for næringsmidler generelt, radioaktivitet innbefattet, og ikke gjøre dette mer eksklusivt enn andre

kontaminanter. Selv om vi har fått visse bindinger som gjør at vi ikke altfor lettvisint kan justere våre retningslinjer, tror jeg at vi må gå inn i en eventuell arbeidsgruppe med en viss åpenhet for justering.

Jones (S):

Når man sitter utanför de myndigheter som besluta om olika riktvärden här i Norden, så är det mycket förvirrande när alla säger att man har samma bedömningsgrund. Och än värre är det om man inte har några baskunskaper på det här området.

Finnarna lär ha tacklat problemet praktiskt, för ser man på våra svenska livsmedel, så är de ju ett fåtal som kommer upp i sådana halter att det är av interesse, vissa fiskar i små insjöar, ren- och älgkött. Men det är klart att för dom som äter mycket av detta, är det ändå basvaror, men inte för oss i södra Sverige. Man måste, som påpekats från Norge, sätta sig ner och fundera hur man verkligen kan hantera problemet. Så som det nu är, kan man exportera till Finland ålgar som grävs ned i Norrland. Finnarna klarar av det utan problem. I Sverige är det livsfarligt!

Salminen:

Det enda beslutet som vi har fattat beträffande renköttet är att vi inte kommer att tillåta importen av kasserad renkött. Det är et principbeslut som inte har något att göra med strålhygien. Det är väl den samma principen som att vi tillåter självdöda djur använt som djurfoder, men inte tillåter import av kroppar av självdöda djur från Sverige.

Ørbeck-Sørheim:

I Norge har dette skapet et enormt problem. Pelsdyrnæringen selv tør heller ikke å bruke dette til pelsdyrfôr. Man er redde for å bli utkonkurrert på det internasjonale markedet, så lenge finlenderne markedsfører sine pelsdyr «bequerel-fri». Det har også vært vanskelig å få malt det opp og blandet det inn i kraftfôret ut fra samme argumentasjon, uten at dette betyr noe som helst helsemessig.

Snibs (S):

Här är det fråga om gräns eller riktvärde på sikt och hur man skal kunna harmonisera detta. Vi är överens om att det är ingen lätt situation, men diskussionen har gått runt och man har inte kommit särskilt långt.

När man då ser på de riktvärden som man har kommit till, så får man skylla på det första året. Vi hade hamnat i en helt oväntad situation, alla

togs på sängen mer eller mindre, själv om det fanns viss beredskap i Sverige och Finland mot reaktorolyckor. Men den här typen av olyckor hade vi inte räknat med. Det blev en omfattande förorening i landet som man inte i början visste hur omfattande var. Det som karakteriserar den första fasen av det första året var en ganska stor oklarhet om konsekvenserna. Man insåg inte konsekvenserna för renköttet, därför att man antog att de nordliga delarna av Sverige inte var särskilt berörda. Nedfallet var koncentrerat till Gävle- och Sundsvallstrakterna. Men samtidigt gick dagarna och man måste göra någonting och det förste man gjorde var att titta på mjölken och så tog man in korna. Det var ett sätt att få situationen under kontroll. Men samtidigt var man tvungen att definiera någon slags riktlinje för dom åtgärder som man vidtog, eller måste vidta. Det var då man diskuterade de här 5 mill-sievert. Man visste i alla fall så mycket att det inte skulle få några förödande konsekvenser för landet. Så måste man göra om det till ett praktiskt värde och det blev då 300 eller 600 eller 1000 bequerel, beroende på hur man räknar.

Det var för att kontrollera och ha situationen under kontroll.

Då tog man rakt över hela linjen, för att ha en garanti för att kunna ha ett instrument för att kontrollera hela livsmedelskedjan. Man var ju samtidigt medvetna om att det skulle komma problem inom vissa områden. Och där gick Regeringen in och sa att vi förstår detta och vi är beredda att klara dom ekonomiska konsekvenserna.

Så satte man igång en mätorganisation som nu har börjat ta form att fungera för att klara slika stora kvantiteter mätningar. Det är det andra sättet att ha situationen under kontroll.

Vidare så har man nu på ett mycket bättre sätt fått etablerat planer för och utarbetat informationsföreskrifter, så att folket får mera information. Man kan mäta folkets oro på ett mycket bättre sätt.

Ni är man inne i en fas där vi måste börja diskutera hur man skall hantera det andra året. Vi vet inte bara mera om aktivitetsnivån, men också mera om de negativa konsekvenserna av att välja en nivå som 300, 600 eller 1000 Bq. Det skapar alltså en rad, kan man tycka, onödiga problem t.ex. för en «normalperson» som äter bara lite grand utav renkött, ålgröskött osv. Det hon eller han äter har ju ingen praktisk betydelse på vedkommandes risksituation. Man kan mycket

väl äta renkött med mycket högre Bq-innehåll än 300. Men många förstår inte detta med «riktvärde». Dom kallar det «gränsvärde» och tror att det som ligger över 300 er farligt, det skal man inte äta. Frågan är hur vi skal hantera detta.

För det första måste man ta hänsyn till dom stråldoser som uppkommer från förorenade livsmedel. För det andra, så är det ett förtroende mellan allmänheten och myndigheterna. Folk måste kunna tro på vad myndigheterna säger. För det tredje, måste man ta handelspolitiska hänsyn kanske och se vad omvärlden har för gränser och hur dom tacklar frågan. Man måste titta på dom sociala och ekonomiska konsekvenserna av det man gör och hur man bedömer kontrollmöjligheterna i närmaste framtiden - och informationsfrågan.

I Sverige är stråldoserna, på grund av den här olyckan, till en medelsvenska ungefär en halv mSv, alltså mycket lägre än vår ambitionsnivå. Det är ungefär det samma i Norge och Finland. Prognosen är att, beträffande mjölk, vete, råg och sådana saker, så kommer Cs-halten att sjunka dom följande åren. I renkött kommer halten att sjunka till sommaren och på sikt vet vi att den kommer att gå ned. För fisk i förorenade sjöar är det mera oklart.

Vidare skal kontroll- och informationsverksamheten tjäna som underlag för ett beslut. Vi har nu en väl etablerat kontroll och en informationstjänst som fungerar. Till sist måste vi ta hänsyn till hur EG-länderna reagerar med tanke på handelspolitik.

Men man frångår inte det primära kravet att de nordiska folken skall skyddas mot strålning. Vi skall inte tumma på det och kontrollen med livsmedel skall fortsätta så vi kan identifiera de livsmedel som ligger högre än normalt. Då kan vi t.ex. slopa 300 Bq/kg som riktvärde. Den har spelat ut sin roll som kontrollinstrument, därför att vi vet at alla livsmedel, med vissa undantag, ligger klart under 300 eller 1000 eller vad man nu väljer.

Men det kan finnas skäl att definiera någon övre gräns med hänsyn till storkonsumenter av vissa livsmedel med hög aktivitet. Man kan sätta ett värde som indikerar att man inte bör konsumera mer än så och si utav livsmedel som kan ligga tio gånger högre än det vi nu har. Man sätter en övre gräns för att inte vad som helst kan finnas i handeln. Men ett beslut i den riktningen kan inte komma förrän någon gång nästa år, när

man har diskutert og kommit överens og vet lite mera.

Ørbeck-Sørheim:

Vi vil understreke at vi står ved vårt høye ambisjonsnivå, 5 mSv første år og senere 1 mSv/år. Hva koster så den tiltaksgrense vi har satt? I fremtiden må vi også se på ulike tiltak. Ved saueslaktingen i høst har vi med billige tiltak klart å få frem ganske betydelig reduksjon i sauenes inntak av cesium og vi kan vel også øyne tilsvarende muligheter for reinsdyr.

Salminen:

Jag vil nämna en annan svårighet som jag tror vi har i alla nordiska länderna: strålskyddsmyndigheterna och livsmedelsmyndigheterna har kanske inte haft så mycket samarbete. När vi snackar om värdena, så har vi kanske inte precis samma språk. Strålskyddsfolket talar om «action level», «guidance level» eller «intervention level», alltså, om man överskrider ett värde, så får man kanske vidta några åtgärder, och sen, när man kommer upp till nästa steg, så vidtar man ytterligare några åtgärder och försöker hela tiden med olika åtgärder begränsa den stråldos som befolkningen blir utsatt för. Medan vi livsmedelsmyndigheter jobbar mera svart/vitt. Antigen är ett livsmedel dugligt eller så är det inte. Kommer något över gränsvärdet, så kasserar vi det. Detta har varit en svårighet i diskussionen. Man har inte alltid vetat vad något begrepp betyder och vilka konsekvenser det är utav en åtgärd man tänker vidta.

Ørbeck-Sørheim:

Dette er et viktig poeng og det er jo det som skapte problemer i Norge. Vi startet på 300, gikk opp til 600. Straks 600 begynner å koste penger, kommer man med forslag om 6000. Men dette er ikke en måte vi er vant til å arbeide på og heller ikke en måte befolkningen er vant til å tenke på. Det som ikke kan omsettes på et visst tidspunkt pga. 600, bør ikke i neste omgang omsettes heller. Det er her vi tenkte litt forbi hverandre og hvor vi ikke var samkjørte på forhånd.

Jeg vil også fremholde at det er mange i Norge som nå er opptatt av at vi ikke må gjøre radioaktiviteten mer eksklusiv enn alle andre kontaminanter som medfører helseskade. Radioaktivitet er et element som har helseskade over en viss dose på samme måte som alle andre, uønskede elementer. Vi må sette en begrensning

på det og forholde oss til det på en noenlunde lik måte som andre kontaminanter. Det gjelder å få befolkningen til å tenke i de samme baner.

Jones:

Opplysningsfrågan är mycket viktig. Dom flesta människor har för sig att det här med radioaktivitet är något mystiskt och väldigt farligt, men det är ju precis samma effekt utav kemikalier av olika slag som vi har i våra livsmedel. Den stora skillnaden är att radioaktiviteten kan vi mäta med mycket stor noggrannhet. Det finns en mängd mykotoxiner som dyker upp i mjölken och som vi inte ens har namn på. Vi kan inte ens bestämma dom förån vi kommer upp i värden som, i vissa fall, är klart toxiska. Det är en stor uppgift att verkligen få ut det här till folk, och jag tror att detta är en grundförutsättning för att man skall kunna åstadkomma dom justeringar av de riktvärden som man nu har.

Om man ser på cost/benefit, om samerna skall gå över till en medelsvensk diet med charkuteri-produkter och annat, så börjar det kosta mer än det smakar. Det finns klara tecken på att den typen av kosthåll har direkta följder på hälsan.

Ørbeck-Sørheim:

Med de cesiumnivåer som vi finner i reinen i deler av Norge, så er det klart at deler av befolkningen, f.eks. reindriftssamene, må i en tid få spesielle kostholdsråd. Men det vi snakker om her, er det som skal være fritt omsatt i omsetningsleddet.

Sulo Rahko (F), fra salen:

Det är något förvirrande, när några länder har satt ett gränsvärde på Cs¹³⁷, några på Cs¹³⁴ + Cs¹³⁷. Skulle man inte försöka att uppnå en enighet om vilka isotoper skall normeras?

Ørbeck-Sørheim:

Vi har cesium i to varianter, 134 og 137. I Norge måler vi begge, legger sammen og snakker om totalt cesium. I Sverige mäles og omtales bare den ene, Cs¹³⁷. Skal våre nivå sammenlignes, må Sverige også legge til 50%. Det er dette som har skapt noe av informasjonsproblematikken. Offisielt har Sverige 300 og befolkningen vet bare dette. Det er mulig at vi i Norge ikke hadde behøvd å justere opp, men bare gått videre med verdien 300 Bq og så gjort en påplussing som i Sverige. Det hadde vært mer bekvemt for de som sitter i forvaltningen.

Heggstad (N), fra salen:

Jeg mener det er viktig å ikke glemme det relative i dette problemet. Kreft er en sjukdom

med en frekvens på ca. 20% i befolkningen, og dette er jo bare en av mange miljøinduserte sjukdommer. Etter de opplysninger som foreligger, vil Tsjernobyl-nedfallet kanskje øke frekvensen med 0,01%.

Vi vet at mange former for kreft har vist en økende frekvens de senere år. Vi vet også at det etter krigen kom et skred av tilsetningsstoffer som følge av industriell fremstilling av matvarer, delvis som et ledd for å bedre holdbarhet, eller som et ledd i fremstillingsprosessen. Da man tok til å luke bort endel av disse stoffene p.g.a. helsemessige konsekvenser, måtte man inngå adskillige kompromisser med næringsmiddelindustrien p.g.a. økonomiske og markedsføringsmessige konsekvenser av å fjerne dem. Eksempler er nitrit og nitrat-tilsetninger i ost og salte kjøttvarer. Dette er stoffer som vi vet er kreftfremkallende, men som blir tolerert på det nevnte grunnlag.

På dette grunnlag virker det banalt at det blir satt grenseverdier for radioaktivitet i kjøtt som kan sette en hel næring og en kultur i faresonen, når vi vet at en økning av tiltaksgrensen vil få minimale helsemessige konsekvenser sett i relasjon til andre aksepterte faktorer. I denne diskusjonen mener jeg det er viktig å ikke minste horisonten, men se hele vårt inntak av helseskadelige stoffer i sammenheng.

Gustaf Åhman (S), fra salen:

Jag har en liten synpunkt når det gäller att tala om det genomsnittliga intaget av radioaktiva ämnen. Det var nämnt svenska värden och finska och norska. Det är inte als relevant att prata på nationsbasis här. Vi kan ju slå i hopa och räkna på hela Norden eller på Europa. När det gjelder Tjernobyl och dets omgivningar, så kan vi också räkna på den strålningen som befolkningen rundt kärnkraftverket varit utsatt för. Men om vi tar hela den rysska befolkningen, så blir den genomsnittliga strålningen så låg, att den ingen effekt skulle havt på människorna rundt Tjernobyl. Men inom länet diskuterar dom på länsplanet, inom kommunen på kommunnivå och kommer man till renskötseln, så diskuterar renägarna inom samebyar. Salminen visade på et teoretiskt fall situationen för renägare och bönder i Norra Finland. Det finns motsvarande beräkningar för samerna i Vapsten sameby och i Vilhelmina sameby, så dom här värdena får skrivas upp väldigt mycket. Om vi i Sverige inte hade gjort några undersökningar alls på

renkött, så skulle renägarna i Vapsten sameby, enligt dom beräkningar som jag har gjordt, i varje fall varit uppe i 20-30 mSv, kanske också 50-60 mSv pr. år om dom hade använt renkött från vinterslakten. Det är dom värdena vi skall presentera, vi skall räkna på samebefolkningen, på samebyar i Finland, Norrbotten och i södra Norge. Det är det som er relevant for det här symposiet.

När det gäller handelshinder, så måste ni erkänna att det är en marknadsföringsbluff, när det sattes stopp på import av kasserade kroppar från Sverige. Man vet ju att i slaktavfall från nötkreatur så tillförs dom finska rävarna och minkarna rätt mycket (radioaktivitet) och i Norge kommer det stora intaget från slaktavfall från får och nötkreatur. Det är et litet exempel på hur man kan lura massmedia och även människor, när man satte stopp på denna handeln i Finland.

Här är också en fråga som jag inte riktigt har fått svar på. I Sverige så säljs det nu finskt renkött och vi vet att det underkastas ingen analyser här. Finns det något som helst hinder att importera finskt renkött?

Pääjärvi:

När det gäller importen, så har man införd en stickprovsmässig test. Vi får väl ta upp en förhandling med Finland om detta, så dom kontrollerar det bättre innan dom sänder det till Sverige.

Åhman:

Jag tycker det är rätt märkligt att dom i Finland är så tuffa att dom förbjuder import av radioaktivt renkött till pålsdjursfoder som innehåller 301 Bq, medan vi i Sverige skall kunna köpa och äta finskt renkött. Rent slumpmässigt, kommer vi att få in en del ren som ligger upp mot 1000 och 3500. Människorna kan verkligen ifrågasätta vad myndigheterna sysslar med.

Salminen:

Till den sista frågan: Det finska importförbudet är inte baserad på strålhygieniska orsaker. Vi kontaktade den finska pålsdjurorganisationen. Där var man väl rädda för att ryktet om att våra pålsdjur uppföds med kasserade renskrottar skulle spridas i världspresen. Det gällde heller inte något större parti. Vi talade inte om radioaktiviteten i det här sammanhanget.

Beträffande kalkylerna, ville det vara idealiskt om var och en utav oss skulle kunna räkna ut hur mycket radioaktivitet det finns i min diet. Men

detta år praktisk omöjligt. Man må ju alltid betrakta större grupper av befolkningen. Det jag tänkte att räkna ut var dom bästa möjligheterna vi har för att t.ex. en renägare skulle kunna veta hur mycket cesium han får med ett intag av 6 - 7 renkroppar pr. år med maximalt innehåll av cesium. Men kunde någon utveckla en bättre modell, så skulle man vara väldigt tacksam på denna sidan av bordet.

Sara (N), fra salen:

Jeg har oppfattet det slik at man i juni måned hadde det litt travelt med å få fastsatt en del grenser og at man skulle ta mer tid når man drøftet eventuelle endringer. Jeg tror ikke at man har noen særlig lang tid. Så langt jeg vet, produserer nå svensk reindrift totalt for kassasjon. Norsk reindrift vil, ut fra de nåværende bestemmelser, produsere mellom en fjerdedel og en tredjedel for kassasjon, men mye tyder på at norsk reindrift også om noen måneder vil være i samme situasjon som Sverige, med total kassasjon. Dette er en alvorlig situasjon. Hvis dere snakker om at her må vi kanskje gjøre noe i 1987, men muligens heller ikke da, da er det ikke bare økonomi. Det er et problem for tre lands samfunn og dreier seg om hvordan man skal forholde seg til de mennesker som får beskjed om at det dere holder på med er det ingen som har bruk for. Dette er et alvorlig budskap som ikke så lett lar seg omregne eller erstatte.

Snibs:

På den siste punkten, menar du att det är en stor katastrof om man under det första året produserar för kassation, av ekonomiska eller psykologiska skäl? Men frågan om riktvärde er fruktansvärd infekterad, och man kan inte lösa deras problem om man höjer gränsvärdet direkt, men däremot har goda utsikter att kunna lösa problemet till nästa år eller på sikt. Om man begränsar konsekvenserna i form av kassationer till det första året, så är det än en stor katastrof? Det är viktig att man får rätt information på den punkten, för att hela tiden kunna värdera konsekvenserna av åtgärder som tas. Du menar att det är risk för att samekulturen kommer att sopas bort i och med det här året?

Sara:

Nei, det har jeg naturligvis ikke sagt. Men det skjer disposisjoner og i det øyeblikk at slike kommer ut, skapes det usikkerhet hos de som driver i denne næringen og de foretar også sine disposisjoner ut fra det. Tilsvarende skjer også

innen forvaltningen. Det skapes usikkerhet i den veiledning og den rådgivning en kan gi og i dette ligger det et alvorlig problem.

Naturligvis vil ikke reindriften i Sverige og Norge dø om man kasserer et års produksjon. Men det som er viktig, er at da må man også forklare de som i ett år har produsert for kassasjon, hvorfor de måtte gjøre dette, når det senere kommer en endring. Det er et informasjonsproblem om hvorfor dette var nødvendig.

Ørbeck-Sørheim:

Sara tar opp et problem som i forvaltningen har vært det store tankekors. Hvordan skal vi finne fremtidsrettede løsninger for denne næringen? Jeg tror heller ikke at vi har så god tid, men jeg mente innledningsvis at for 1987 må vi ha synspunkter på hvordan vi skal løse reinnæringens spesifikke problem. Det er en meningsløshet å være i en næring som produserer for kassasjon, å jobbe på heltid med noe som samfunnet ikke har bruk for. Å løse dette problemet er vår umiddelbare oppgave, og vår tyngste. Det er derfor jeg lurer på om vi bør arbeide både nasjonalt og nordisk for å løse dette og jeg ville så gjerne her få hjelp til hvordan vi skal løse det.

Jeg vil også spørre Sara hvilke tidsrammer han tenker seg for 1987. Kan man skyve fra vinterslakting til høstslakting f.eks., for derved å redusere gjennom andre tiltak enn bare å justere tiltaksgrensen?

Snibs:

Jag håller också med om att det är bråttom att få fram riktlinjer eller filosofier för att tackla problemet. Men hur man än gör det, så har man ett stort informationsproblem.

Till sist, Åhman säger att det egentligen gäller att skydda samerna som storkonsumenter. Det är klart att dom må få information om vilka risker dom tar. Äter dom t.ex. 100 kg. renkött som innehåller 10 000 Bq pr kg., så får dom i sig 25 mSv och det betyder att dom befinner sig i samma risksituation som 100 000, eller 200 000 svenskar som bor i radonhus och då är dom ingen ekseptionell riskklass i och för sig.

Sture Nilsson (S), fra salen:

Jag begärde ordet för att berätta om hur renägaren känner det att producera det här köttet. Vi är tvungna att tänka framöver.

Det pratades om att man var tagna på sången när det här hände och att vi nu skall försöka rädda oss på något sätt. Hur skal vi göra? Jo, vi skal

höja värdena för ren och vilt för det är inget baslivsmedel. Men det är verkligen ett baslivsmedel i de områden där det drivs intensiv renskötsel. Jag tror att skal man verkligen ta död på rennäringen, skal man laborera på det sättet. Skal vi ha ett riktvärde, så skal det vara på alla livsmedel, undantag då mejerivaror. Jag tror inte att vi kan diskutera från någon annan synvinkel.

Veikko Huttu-Hiltunen (F), fra salen:

Här uppe i nord, så produseras under 1% av det kött som konsumeras. Etter att vi exporterat till Europa, så blir det kvar här ungefär en kvart kilo pr. person. Vi skulle ta bort alla dom här värdegränserna och bara utgi normer och riktlinjer för dom som faktiskt åter mycket renkött och låta resten av befolkningen äta fritt.

Radioaktivt cesium i noen reinbeite-lav fra sentralnorske fjellstrøk

Eldar Gaare

Direktoratet for naturforvaltning, Viltforskningen, Tungasletta 2, N-7000 Trondheim, Norge

Innledning

I et forskningsprogram etter Tsjernobyl-ulykken, som er igangsatt av Direktoratet for naturforvaltning i to sørnorske fjellområder, Dørålen i Rondane og Knudshø på Dovre, har vi bl. a. følgende problemstillinger: 1) hvor meget cesium-134 og -137 falt ned på ulike terrengavsnitt, 2) hvilke organismer i økosystemet er effektive oppsugere og hvordan fungerer de som lager, og 3) hvordan og når vandrer og endelig forlater denne forurensning systemet?

I kraft av sin biomasse vil planter og dødt/døende organisk stoff under mineralisering være de viktigste lager kvantitativt sett. Også betraktet som kilde til nysirkulasjon spiller disse lager en viktig rolle. I betraktning kommer dels evne til å lagre Cs-137/134 over tid, dels organismenes ulike livslengde som får stor betydning om det er arter med god lagringsevne. Vi vet fra før at lavararter inntar en særstilling som gode lagrere, og disse er også langlivete. Men alpine planter er generelt langlivete og gjør at også rotfestede planter og moser er med i prosjektets innsamlingsprogram.

Her skal vi se på noen resultater av målinger av radioaktivitet hos lav. Vi fant at denne varierte mye over avstander på noen desimeter. Målet for et delprosjekt er derfor: for noen dominerende lavararter fra gruppene epigeiske (vokser på jord) og epilittiske (på berg) å utrede status i ulike høgder og eksposisjoner samt endring over tid. Utvasking vil studeres med sikte på å finne biologiske halveringstider for de aktuelle isotoper Cs-134/137.

Lavararter er, i områder med låg vinternedbør, landskapsdominerende og deres oppsugingsevne for joner fra nedbøren er alminnelig kjent (Brown 1976, Tuominen og Jaakkola 1973). I det hele tatt er lavs forhold til mineraler ganske godt undersøkt i 60- og tildels 70-årene pga atombombeprovene i 50- og 60-årene. Dengang kom imidlertid nedfallet mer jevnt spredt (fra stratosfæren) og gjentatt flere ganger over tid, Hviden og Lillegraven 1960. Virkninger fra dette kan etterspores hos lav fremdeles. Nedfallet kom denne gang over en kort periode, 28. - 30. april i disse fjellstrøk, og antakelig mest ved utvasking av regnskurer (Saltbones og Foss 1986).

Resultater og diskusjon

Følgende arter er samlet: *Alectoria ochroleuca*, *Cetraria nivalis*, *Cladina mitis*, *Cl. stellaris*, *Cornicularia divergens* og *Stereocaulon paschale*. Prøver som er med her er fra Knudshøst sørvest-skråning, Dovre, samlet 25. juni 1986 og fra Storflya, Rondane, samlet 15. juli 1986.

Før avlesning delte vi lavthallus i en øvre levende og en nedre død del. Her tar vi bare med resultater fra den levende delen. De er målt med en GeLi-detektor i et Canberra mangekanals analysesystem ved Norges Tekniske Høgskole, Trondheim. Her gir vi resultatene som sum av aktivitet som skyldes nuklidene Cs-134 og Cs-137. På figur 1 ser vi at alle arter har økt innhold med økende høgde over havet. Figur 2 viser arter som er ordnet etter hvor høgt på rabben, eller med andre ord hvor vindeksponert

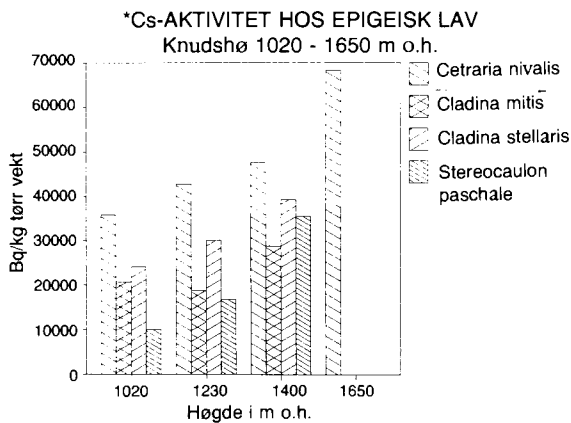


Fig. 1. Resultater fra måling av radioaktivitet, Cs-134 + Cs-137, hos lavarter i ulike høyder over havet gitt som Bq/kg tørrvekt.

voksestedet deres er. Med økende vindeksponering ser vi at aktiviteten øker. Endelig viser figur 3 målinger fra humuslaget i tre ulike høyder på rabben. Her er det omvendt, med økende vindeksponering avtar aktiviteten.

For å forklare dette må en se nærmere på hvordan lavene er bygget og hvordan de suger opp nedbør med løste salter og små partikler. Lav er poikilohydre og suger inn vann over hele overflaten. De tørker lett ut og innstiller livsfunksjonene i påvente av fuktighet. Ved ca 70% rel. fukt. er assimilasjonen igang hos de arter det her gjelder, men produksjonen henger

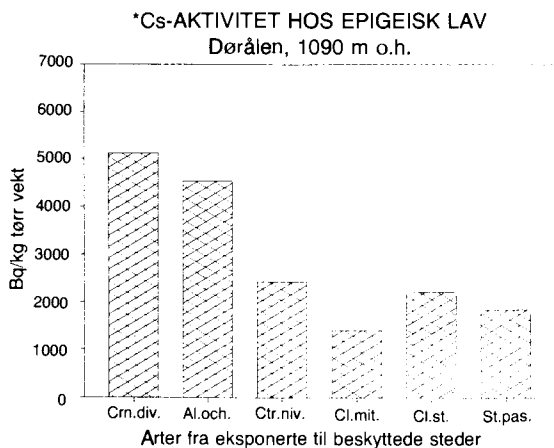


Fig. 2. Resultater fra måling av radioaktivitet, Cs-134 + Cs-137, hos lavarter med ulik eksponering på rabben, gitt som Bq/kg tørrvekt. Høgde over havet 1090 m. Arter er: Crn. div. = *Cornicularia divergens*, Al.och. = *Alectoria ochroleuca*, Ctr. niv. = *Cetraria nivalis*, Cl.mit. = *Cladina mitis*; Cl.st. = *Cl. stellaris* og St.pas. = *Stereocaulon paschale*.

likevel nøye sammen med mengden av nedbør. Jahns (1984) deler lavenes vannreservoarer inn i 4 typer: 1. vann inne i levende cytoplasma, 2. vann i porøse cellevegger, 3. vann i intercellulærer og 4. vann hengende på utsiden av thallus. De tre første kommer her i betraktning, og deres ledige kapasitet er alle avhengig av hvor tørt lavthallus er. Dette igjen er avhengig av været forut for det regnvær som fuktet det og som også førte forurensningen med seg inn i thallus.

Været i perioden forut for 28. april er registrert på Kongsvoll stasjon under Knudshø på 950 m

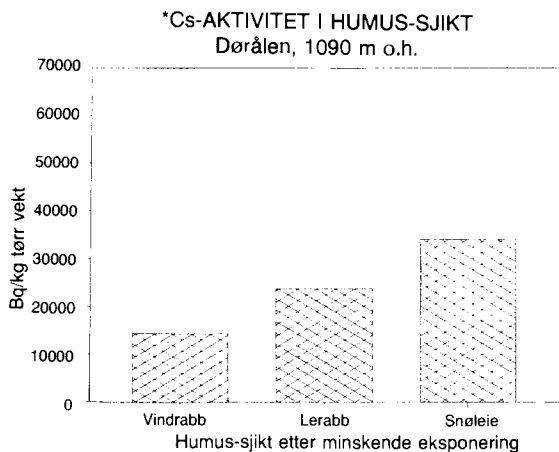


Fig. 3. Resultater fra måling av radioaktivitet, Cs-134 + Cs-137, i humus fra ulik eksponering på rabben, gitt som Bq/kg tørrvekt. Høgde over havet 1090 m.

oh. Stasjonen er et automatisk Aandreaa anlegg med timesavlesninger og viser at dagene 25. - 27. april var nedbørfrie. Luftfuktigheten var over døgnet varierende med ca 50 - 60% rel. fukt. midt på dagen til mer enn 90% om natten. 28. april har en regnskur på 0.7 mm kl 19.00. Det er tidlig på våren og 75% av terrenget er snødekt. Rabbene er altså bare og de deler av terrenget som får mest sol og vind vil ha relativt tørr lav, mens lav som vokser i mindre fordypninger og søkk er fuktigere.

Selv om nedbørmålingen viser 0.7 mm 950 moh, vil nedbøren stige med høyden, og dette er forklaringen på den økte aktivitet med økende høyde over havet, fig 1. Tilsvarende forhold er funnet hos *Umbilicaria* spp av Kwapulinski (1985).

En skur på bare 0.7 mm vil bli fanget opp av lavdekket dersom dette er gjennomtørt, mens med gjennomfuktig lav vil regnet også nå humuslaget under plantedekket. Fordi laven

suger opp omtrent som en svamp vil den ha sugd opp relativt mer regn med forurensning der den var tørr enn der den var fuktig. Denne modell er fullt tilstrekkelig for å forklare de variasjoner i innhold av radioaktivt cesium som vi finner i ulike lav- og humus-prøver fra ulike eksposisjoner, figurene 2 og 3.

Flere institusjoner har søkt å skaffe oversikt over den ujevne belastning ulike fjellavsnitt har fått i Skandinavia, særlig med tanke på forholdene for vill og tam rein. Våre resultater viser at en trenger store prøveserier av lav fra hvert fjellområde for å kunne foreta slike sammenligninger. På den annen side er det gode muligheter for å begrense samleprogrammet ved stratifisering etter høyde og eksponering.

Litteratur

- Brown, D. H. 1976. Mineral uptake by lichens. — In *Brown, D. H., Hawksworth, D. L., Bailey, R. H. Lichenology: Progress and problems. Proc. Int. Symp., Univ. of Bristol. The systematics Ass. Spec. vol no. 8.*: 419 - 439. Acad. Pr. London.
- Hviden, T., Lillegraven, A. 1961. 137-Cs and 90-Sr in precipitation, soil and animals in Norway. — *Nature* 192: 1144 - 1146.
- Jahns, H. N. 1984. Morphology, reproduction and water relations - a system of morphogenetic interactions in *Parmelia saxatilis*. — In *Nova Hedwigia Beiheft* 79: 715 - 732.
- Kwapulinski, J. 1985a. 137-Caesium content of *Umbilicaria* species, with particular reference to altitude. — *Sc. Tot. Envir.*, 41: 125 - 133.
- Saltbones, J., Foss, A. 1986. Tsjernobyl. Hvilken vei tok det radioaktive utslipp? — *Været* Årg. 10 nr. 3: 83 - 91.
- Tuominen, Y., Jaakkola, T. 1973. Absorption and accumulation of mineral elements and radioactive nuclides. — In *Ahmadian, V. and Hale, M. E. (eds) The Lichens. Acad. Press. New York.*: 185 - 223.

Fôring som hjelpemiddel for reduksjon av cesium-innholdet i kjøtt. Resultater fra forsøk med sau, geit og rein

Knut Hove

Institutt for husdyrernæring, Norges Landbrukshøgskole, 1432 ÅS-NLH

Innledning

En forurensningssituasjon med radioaktiv belastning av beitedyr aktualiserer to ulike problemstillinger. Den ene er om man kan påskynde utskillingen av radioaktivitet fra et dyr som allerede er forurenset, og den andre er om man kan gjøre noe for å forhindre absorpsjonen, altså oppbygningen av radioaktivitet i kroppen hos et dyr som går på beite hvor det er forurensning med cesium. La oss først se på en enkel modell som gir oss innblikk i de muligheter vi har for å studere cesium-belastningen på et levende dyr, uten at vi behøver å slakte dyret. Med fôret kommer cesium inn i formagene, og går videre til absorpsjon. Absorpsjonen fører cesium inn i ekstracellulærvæsken. Fra ekstracellulærvæsken dannes melk og urin, og muskler og andre vev tar opp sitt Cs. På et levende dyr kan man få et mål for kroppsinholdet ved å måle i plasma, melk, eller urin. Cellene tar opp cesium sammen med kalium. Blodlegemer og muskler har forskjellige membranegenskaper overfor cesium, men begge celletyper konsentrerer radioaktiviteten. Det er en faktor på 4 - 6 mellom cesiumradioaktiviteten i de røde blodlegemene og i muskulaturen. Både på sau og rein ser det ut til at blodlegemer er en god indikator på kjøttradioaktivitet. Det er viktig å merke seg at blodlegemene i en oppbygningsfase vil bli fortere radioaktive enn kjøttet, og i en nedfôringsfase vil cesium forsvinne raskere fra blodlegemene enn fra muskulaturen. Vi står altså ikke over for et

konstant forhold mellom Cs i blod og kjøtt, men vi har en dynamisk situasjon. Resirkulering av Cs foregår med fordøyelses-sekretene fra plasma til tarmkanalen, og Cs suges opp igjen. Når man skal forsøke å påvirke utskillingen av Cs, er det mulig å benytte det resirkulerte Cs. Ved å fôre med en Cs-binder, skal man teoretisk kunne forhindre det Cs som kommer til fordøyelseskanaalen med spytt og tarmsekreter i å bli reabsorbent.

Arbeid med levende dyr

På et levende dyr er, ved siden av blodprøver, også muskelbiopsier aktuelle. Det viser seg at 0,5 til 2 gram er tilstrekkelig til å telle radioaktiviteten i en kjøttprøve. Ved bruk av stoffskiftekasjer hvor man kan samle opp urin og gjødsel, kan det på en meget brukbar måte måles biologiske halveringstider for Cs. Det som kommer ut av kroppen pr. døgn er proposjonalt med det som er igjen i kroppen til enhver tid, slik at summen av utskilt Cs i gjødsel og urin gjenspeiler utskillingsdynamikken fra hele dyret.

Mange stoffer som kan forhindre eller redusere absorpsjonen og oppsuging av Cs har vært kjent i litteraturen fra 1960-tallet eller tidligere. Vi har tatt opp igjen disse stoffene i våre forsøk. Bentonittleire er lett tilgjengelig og har Cs-bindende egenskaper. På grunnlag av våre forsøk tidligere i høst brukes nå bentonitt-tilsetning til

fôr for nedfôring av Cs-kontaminerte lam. En annen stoffgruppe som har vært brukt både på husdyr og på mennesker for å redusere absorpsjonen av Cs er de komplekse ferrocyanider (Berlinerblått, Preysserblått, Cesiolax). Disse ferrocyanider er gunstig å bruke, kanskje særlig på rein, fordi de trengs i mye mindre mengder enn bentonitt.

Fra forsøk i Alaska er det vist at K-inntaket sterkt influerer turnover tiden for Cs i organismen. En høykalium-diett gir en stor utskillingshastighet av Cs. Det er klart at vi kan inkorporere kaliumklorid i våre dietter og dermed kanskje redusere den biologiske halveringstiden for Cs.

Forsøk med sau og geit

I en forurensningssituasjon vil det med spredning av nedfall over store geografiske områder være grovfôret som er forurenset. Det vil si at det til en nedfôringsdiett må brukes en høy andel kraftfôr, og relativt lite grovfôr. På Norges Landbrukshøgskole gjennomførte vi tidligere i høst en serie fôringsforsøk med lam, og her skal jeg summere resultatene. Det ble brukt 35 dyr forurenset naturlig på beite. Vi slaktet 4 før forsøket og målte blod/kjøtt forholdet for radiocesium. Fôring til lam med ca. 35 kg i kroppsvekt var en halv kilo kraftfôr og 200 gram grovfôr (høy) pr. dag. Forsøkene gikk over 29 dager. Parallelt med bestemmelsene av halveringstid for kjøttet, har vi så fulgt dyret med blodprøver, og bestemt den biologiske halveringstiden for Cs i blodlegemer. Vi fant ca. 18 dager som halveringstid for Cs i kjøtt, og 14 dager i blod. Blod/kjøtt forholdet forandrer seg noe fra vi startet nedfôringen og til vi var ferdig. Tilsetning av bentonittleire (20 g/d) eller kaliumklorid (40 g/d) ga ingen sikker forandring av utskillingshastigheten hverken fra kjøtt eller blod. Dette er overraskende når vi tenker på den store betydning som tillegges kaliuminntaket i forsøkene med rein fra Alaska. Det kan være stor artsforskjell mellom sau og rein når det gjelder denne virkning av kalium. Dette er et felt som må undersøkes videre for rein etter Tsjernobyl-nedfallet.

Tilskudd av 80 Bq/dag med høy, hadde ingen målbar innvirkning på utskillingshastigheten av Cs. Det eneste fôringsopplegg hvor halveringstiden gikk særlig ned under 18 dager, var ved tilskudd av kaliumklorid og bentonitt samtidig.

Her ble halveringstiden 11 dager både for kjøtt og blod. Dette kan tyde på at det kan være en samvirkning mellom tilsetningsstoffene: kaliumklorid øker resirkuleringen av Cs til fordøyelseskana-len, og bentonitt binder Cs når det er kommet dit, slik at det går ut med gjødselen. Dette bør prøves videre også hos rein. Nedfôringstiltak med tilsetning av bentonitt har i Norge sett ut til å virke etter hensikten, og vi har spart sauekjøtt for 100 - 200 mill. kr. som ellers måtte destrueres hvis det hadde vært slaktet til vanlig tid.

Vi har også gjort forsøk med å forhindre absorpsjon av Cs fra radioaktivt fôr. Ved fôring med radiaktivt høy (6000 Bq/dag) til melkegeiter steg radioaktiviteten i melk raskt, og i løpet av 10 - 12 dager nådde vi et platå på ca. 240 Bq/l melk. Det tilsvarer 4 - 6% av radioaktivitetsinntaket ved en melkeproduksjon på 1,5 liter. Tilskudd av 50 g/d reduserte verdiene til en tredjedel. Vi kan altså effektivt redusere overføringen av radioaktivitet fra fôr til melk ved å gi tilskudd av bentonitt. I den grad bentonitt kan brukes praktisk i rensammenheng, er det høyst sannsynlig betydelige gevinster å hente. Tilskudd av komplekse ferricyanider daglig hadde samme virkning som bentonitt når det gjaldt melkeradioaktiviteten og er meget lovende som tilsetningsstoff til rein, fordi det trengs i vesentlig mindre mengder enn bentonitt.

Forsøk med rein

Til forsøk med nedfôring på Norges Landbrukshøgskole har vi brukt seks reinkalver. Dyra ble tatt fra forurenset beite og hadde en radioaktiv konsentrasjon på ca 12 000 Bq/kg kjøtt målt fra kjøtt-biopsier ved forsøksstart. Vi har fulgt utskillingen av Cs i gjødsel og urin, og i tillegg tatt muskel- og blodprøver. Dyra ble gitt 1 kg reinfôr (RF-71) pr. dag og forsøket varte i 63 dager. Halveringstiden for radioaktivt Cs i blodlegemener var for hele forsøket 21 dager og halveringstiden for muskelprøvene ga som gjennomsnitt 22 dager. Tilskudd av kalium (40 g KCl pr. dag) ga ikke øket utskillingshastighet i disse forsøkene. Spredningen i halveringstiden var liten. 93% av variasjonen i blodradioaktivitet kunne forklares på grunnlag av en semilogaritmisk regresjon. Dette viser en god overensstemmelse mellom modellen for forurenning av radioaktivt Cs som en enkel eksponential prosess, og de observerte tallene. Tidligere

forsøk, som også er referert på møtet her, har vist at radioaktiviteten i reinen går ned til en tredjedel av vinterverdiene ved overgang til sommerbeite. Med en halveringstid på 20 dager vil en overgang fra vinterbeite til sommerbeite for reinen bety det samme som en nedføring i 30 til 40 dager med reinfôr. Vi kan dermed betrakte overgangen til sommerbeite som en god, automatisk nedføring.

Planer for videre forsøk

I løpet av vinteren er det viktig å arbeide videre med praktisk bruk av Cs-bindere. Det er behov for kunnskap om de doser av komplekse ferrocyanider eller bentonitt som trenges for å forhindre absorpsjon av de aktuelle mengder radio-Cs som kommer i fôret. Videre må vi formulere en eller annen form for «sustained release» av denne Cs-binderen, slik at vi kan legge den ned i vomma til reinen og få avgitt aktiv substans over tid. Hvis det lykkes teknisk å formulere en slik behandling har vi en nøkkel til å få til en nedføringsperiode også på forurenset beite. Vi må også finne ut om ulike kalium-inntak virker på de biologiske halveringstider under våre forhold.

Vi kjenner ikke tilgjengeligheten av det Cs som finnes i lav eller grønne vekster i øyeblikket. Alle kinetiske modeller vi har må inneholde et estimat av tilgjengeligheten. Derfor er det viktig å måle absorpsjonen av Cs fra Tsjernobyl-nedfallet. Vi vet at det fra nedfallet over Alaska ble målt ca 25% absorpsjon. Med økte kunnskaper på disse felter vil vi stå bedre rustet til å kunne gi råd om håndteringen av neste års fôringssesong.

Preliminær rapport fra forsøk med dekontaminering av radiocesium hos sauelam - Sammendrag

Øystein Fæstø

Institutt for farmakologi og toksikologi, Universitetet i Trondheim, Eirik Jarlsgt. 10, 7000 Trondheim

I motsetning til de andre radionukleidene i nedfallet etter hendelsen i Tsjernobyl kan cesium-134 og cesium-137 akkumuleres i muskelvev, lever og nyrer og dermed føre til betydelige næringsmiddeltoksikologiske problemer.

Oral dosering av uløselig prøysserblått, ferriferrocyanid, er av betydelig interesse som middel til dekontaminering av drøvtyggere for ^{134}Cs og ^{137}Cs ved at opptak av radiocesium fra fôr og beite kan reduseres eller forhindres, og ved at den biologiske halveringstiden for radiocesium hos dyrene kan forkortes.

Bindingsmekanismen hos uløselig prøysserblått for cesium i fordøyelseskanalen synes å være så selektiv at kalsiummetabolismen ikke blir påvirket i vesentlig grad.

Det er imidlertid viktig å være klar over at flere typer prøysserblått, løselige og uløselige, og også flere prøysserblåttanaloger blant ferrocyanidene, har evne til å binde cesium. - Men bare bruk av det uløselige prøysserblått eller ferriferrocyanid kan, ut fra den kunnskap som foreligger, vurderes å medføre minimal næringsmiddeltoksikologisk risiko.

Det er satt opp et feltforsøk på Tømmerås ved Grong, Norge, med lam av spelsau og dalasau for å undersøke i hvilken grad ferriferrocyanid administrert per os vil hemme eller forhindre opptak av radiocesium fra kontaminert fôr, og også forkorte den biologiske halveringstiden hos kontaminerte dyr.

Forsøket omfatter 55 sauelam fordelt på 11 grupper à 5 dyr (se tabell). Tre av gruppene representerer basisreferanse og ble slaktet før forsøksstart. - Ferriferrocyanid ble administrert fra og med tredje forsøksdag. Kjemikaliet gis oppslømmet i ca. 50 ml vann.

Det tas prøver av blod, feces og urin. Prøvetaking var daglig i fire dager før administrering av ferriferrocyanid tok til, dernest daglig i de neste 8 dager, hver annen dag i de neste 8 dager og deretter tas prøven hver fjerde dag frem til forsøksslutt.

Etter omlag to uker fra forsøksstart tyder de foreløpige resultater på at dyrene tåler ferriferrocyanid godt. Vektutviklingen for forsøksgruppene avviker ikke fra kontrollgruppene sine vektkurver. Det er heller ikke observert adferdsmessige forstyrrelser hos de forsøksdyrene som får uløselig prøysserblått. - Blodprøvene gir indikasjon på at opptak av radiocesium fra kontaminert høy forhindres.

For innledende studier av dette stoffets toksikologi blir det tatt en rekke organprøver (lever, galle, nyrer, testes, benmarg, spyttkjertel, mesenteriske lymfeknuter og hjerne). Videre tas det patologiske prøver fra fordøyelseskanalen.

Det arbeides med å komme fram til former for effektiv administrering av ferriferrocyanid fra slikkestein, og også fra en bolus som kan deponeres i reticulum eller rumen.

Tab. 1. Gruppering av forsøkssauene etter radioaktivitet, foring og dosering med kjemikalier

Gruppe- betegn.	Dag for slakting	Fôring	Ferriferrocyanid g/døgn	Kontrollgrupper	
				basis	i forsøket
Ga	-8			x	
Gb	36	Radioaktivt høy + kraftfor A	0		x
Gc	36	Radioaktivt høy + kraftfor A	5,0 (2,5 + 2,5)		
Na	-8			x	
Nb	36	Radioaktivt høy + kraftfor A	0		x
Nc	36	Radioaktivt høy + kraftfor A	5,0 (2,5 + 2,5)		
Aa	0			x	
Ab	36	Surfor + kraftfor A	0		x
Ac	36	Surfor + kraftfor A	5,0 (1,25 + 1,25)		
Ad	36	Surfor + kraftfor A	5,0 (2,5 + 2,5)		
Ae	36	Radioaktivt høy + kraftfor A	5,0 (2,5 + 2,5)		

G: Værlam av spelsau fra Grong; ca. 400 Bq ^{134}Cs + ^{137}Cs pr. kg/kjøtt
 N: Værlam av spelsau fra Nordli; ca. 2000 Bq ^{134}Cs + ^{137}Cs pr. kg/kjøtt.
 A: Værlam av dalasau fra Åsen; ca. 7500 Bq ^{134}Cs + ^{137}Cs pr. kg/kjøtt.
 Høy: Gjennomsnittlig 1810 Bq/kg
 Surfor: 10 Bq/kg.

Dersom uløselig prøysserblått skal kunne brukes til sau, geit og rein uten tvil om mulige veterinærtoksikologiske eller næringsmiddel- toksikologiske komplikasjoner, vil imidlertid omfattende undersøkelser og flere forsøk være påkrevet.

Litteratur

- Comar, C.L., Wentworth, R.A. & Lengemann, F.W. 1967. A Study of Metabolism of Selected Radionuclides Fed in Various Physical Forms to Dairy Cows. Final Report. — *Cornell University, Report AD-672097*.
- Nigrović, V. 1965. Retention of Radiocesium by the Rat as influenced by Prussian Blue and Other Compounds. — *Phys. Med. Biol.* 10 (1):81-91.
- Nigrović, V., Bohne, F. and Madshus, K. 1966. Dekorporation von Radionukliden (Untersuchungen an Radiocaesium). — *Strahlentherapie. Archiv für klinische und experimentelle Radiologie.* 130 (3):413-419.

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 Tjernobyli erhöles indikationer på att delar av renskötselområdet 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 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 mineralämnesom-sättning. 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 pägär vid renforskningsstationen i Gällivare. Åhman, G. & Åhman, B. Balansförsök pägär 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, Lantbrukstyrelsen 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 Tjernobyl, har halter på 20 - 60 kBq Cs-137/kg torrs substans 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 Tjernobyl. 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 Tjernobyl 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 Tjernobyl. 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

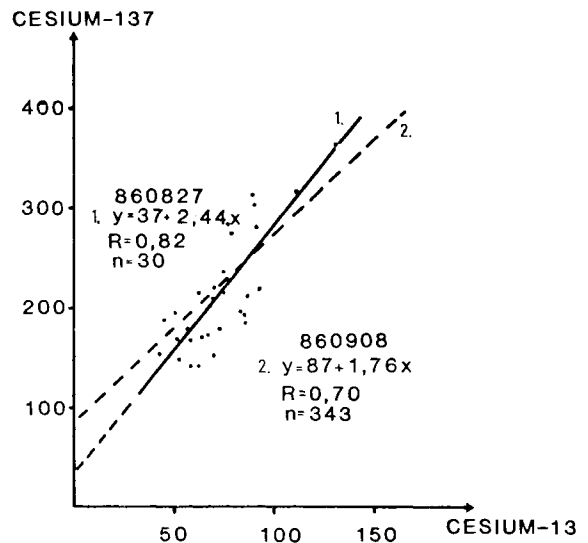


Fig. 1. Sambandet mellan halten cesium-134 (X) och totalhalten cesium-137 (Y) i renkött vid slakt i slutet av augusti resp. början av september i Jäkkåkaska sameby.

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.

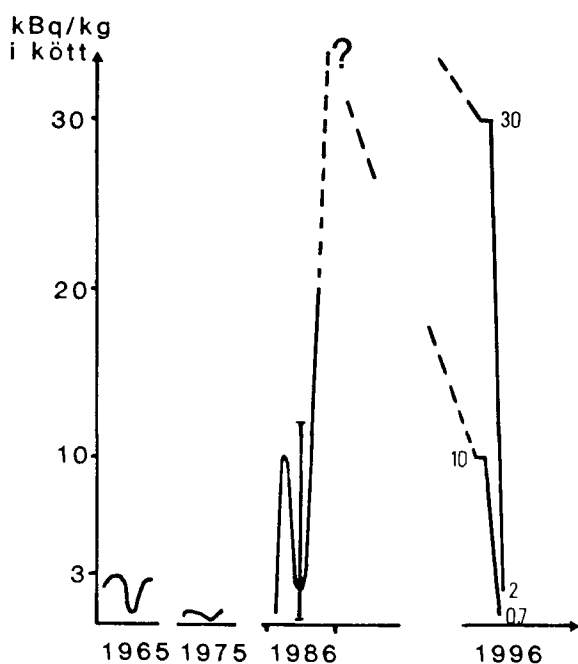


Fig. 2. Halten cesium-137 i mitten av 60- och 70-talen i jämförelse med de förväntade halterna efter Tjernobyl i södra Västerbotten och norra Jämtland.

För den långsiktiga planeringen av renskötseln 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.

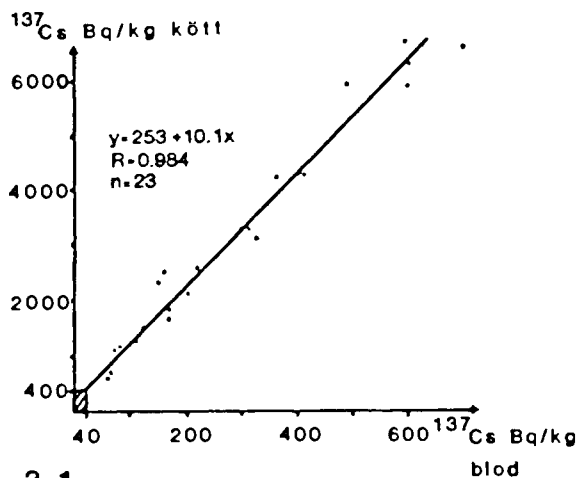
I figur 3.1 illustreras sambandet mellan cesium-137 i blod och kött från provtagning i juni. Vid analysering av blodprover från provtagning i juni kunde inte halter under 40 Bq/kg bestämmas. I beräkningarna ingår därför endast blodvärden på mer än 40 Bq/kg och köttvärden på mer än 400 Bq/kg.

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

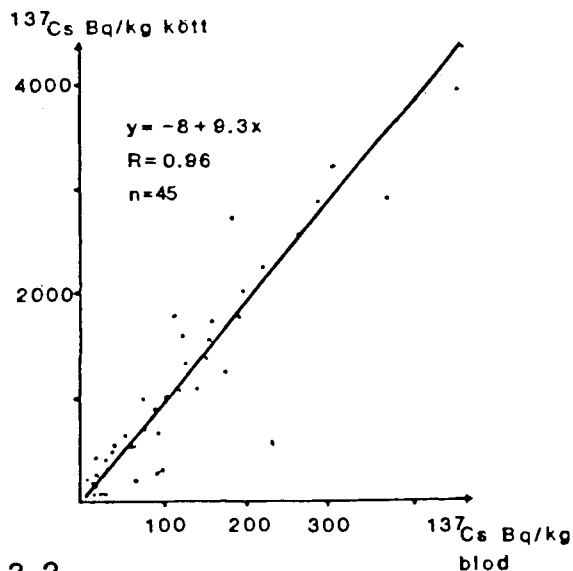
$$Y = -8 + 9.3X$$

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

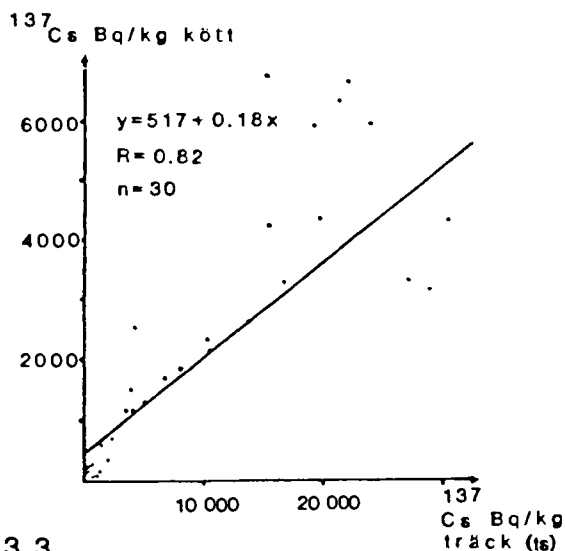
Det bör påpekas att cesiumhalten i renarna var nedåtgående vid provtagningen i såväl juni som juli. Relativt sett bör blodvärdena i förhållande till köttvärdena vara lägre när renarna befinner sig i nedåtgående fas än när de ligger stilla eller är i uppåtgående fas. För skattning av cesium-137 i renar 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.



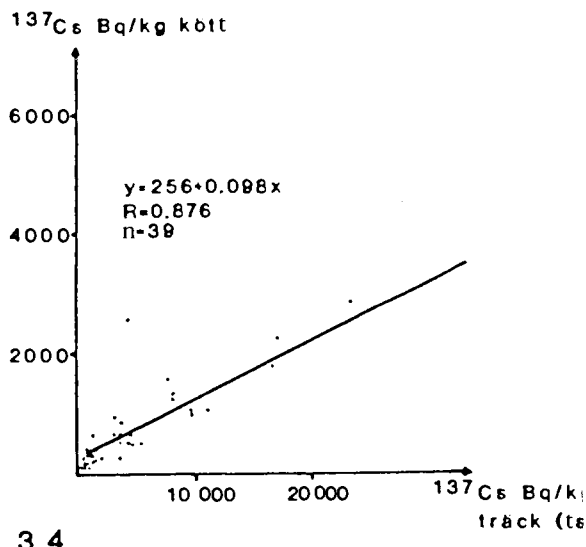
3.1



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 sägas 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 Tjernoby. 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 Umeälvens 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 lägra 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 torrsbstans blir förhållandet mellan cesium i mjölk och cesium i kalvarnas muskler ungefär 1, vilket motsvarar det högsta värde man får mellan cesiumhalt i betesväxternas torrsbstans 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 uppåtående. Det fanns anledning överväga flyttning av gränsen för provtagning norrut. Dessutom hade stora

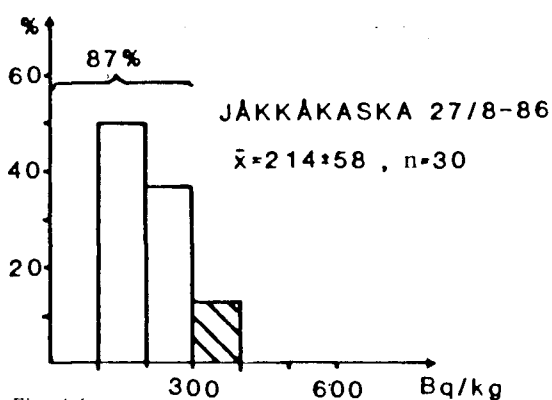


Fig. 4.1

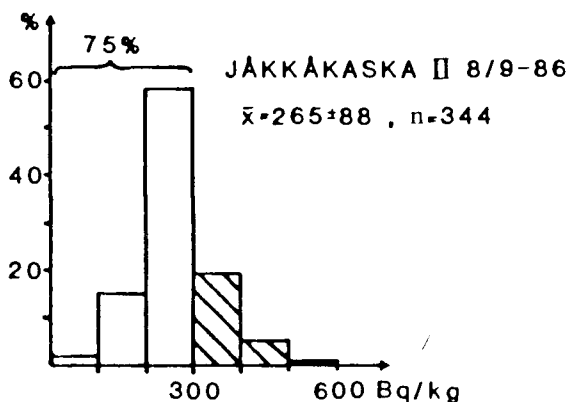


Fig. 4.2

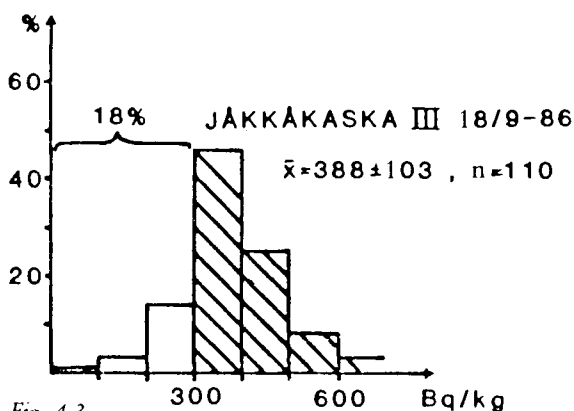


Fig. 4.3

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 Angesa 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

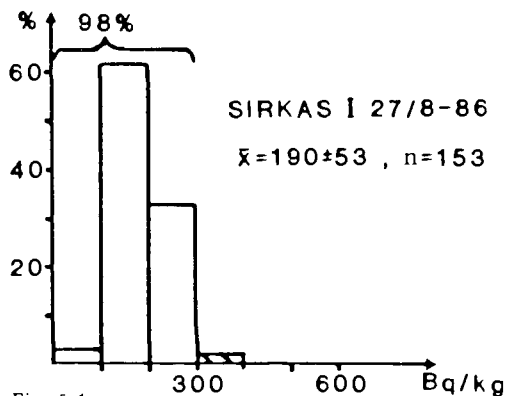


Fig. 5.1

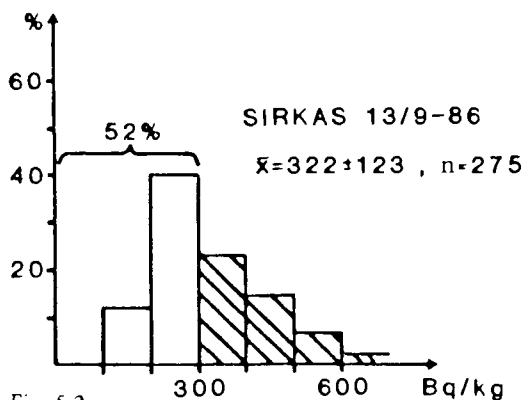


Fig. 5.2

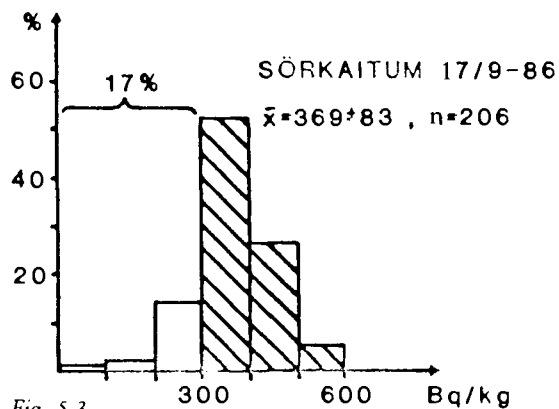


Fig. 5.3

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 låg 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 låg över 300 Bq/kg. Medelvärdet 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 låg inom intervallet 300-400 Bq/kg.

Situasjonen i Norge etter Tsjernobyl og tiltak som iverksettes

Karstein Bye

Reindriftsadministrasjonen, 9500 Alta

Forurensing av rein og reinbeiter

I løpet av sommeren er det slaktet en del rein i ulike deler av Norge for å kartlegge forurensingen av radioaktivt cesium i reinkjøtt. Figur 1. viser en samlet oversikt over de resultater man hadde inntil 28. august. Forurensningen var betydelig i Midt-Norge, og tamreinelagene i Sør-Norge hadde jevnt over de høyeste verdiene. I Nord-Norge var de fleste områdene under aksjonsgrensen på 600 Bq/kg. En del områder i Nordland hadde høyere verdier, men her var det tatt svært få prøver og alle områdene nord for Ranafjorden regnes som mindre forurenset.

For å kunne vurdere hva som blir situasjonen til vinteren er det samlet inn en del lavprøver fra vinterbeiter for rein (Figur 2). Vi antar at forholdet mellom tallverdiene for cesium i kjøtt og lav vil være ca. 1:1 når reinen har vært på vinterbeitet en tid, og forholdet mellom opptak og utskilling har stabilisert seg. Om dette forholdet er riktig har vært en del diskutert, men i prognosene aksepterer vi dette. Selv om store deler av Nord-Norge ikke er dekket med prøver, bør man til vinteren forvente verdier i kjøtt mellom 600 og 2 000 Bq/kg. I noen få områder i Nordland kan det ventes 2 - 5 000 Bq/kg kjøtt, og i alle områder sør for Ranafjorden må vi vente verdier over 5 000 Bq/kg.

Flere data etter denne tid har gitt et mer utfyllende bilde, men i grove trekk er situasjonen den samme. Prognosene for vinteren (basert på resultatene fra lav) viser at det vil være stort

behov for tiltak som kan redusere forurensningen. Man må også regne med en betydelig forurensning av lavbeitene i flere år fremover.

Den eksisterende kunnskap om omsetning av radioaktivitet, særlig i rein, er svært mangelfull. Reindriftsadministrasjonen har derfor satt i gang en rekke prosjekter som skal gi grunnlag for tiltak i reindriften.

Registreringer/forsøk i reindriften

Resultatene fra sommerens lavprøver varierte sterkt, selv innen små geografiske områder. Det var derfor nødvendig å finne et mål på variasjonen for å kunne bestemme hvor mange prøver en bør ta ved en standard innsamling for å få et godt bilde av situasjonen. Tabell 1 viser resultatene av en metodetest hvor flere prøver ble tatt innen ulike områder, hver på ca. 200 m². Som man ser er variasjonen innen de ulike områdene store, foruten at verdiene for Øst-Finnmark er vesentlig høyere enn for Vest-Finnmark. På denne bakgrunn tas det nå minst 5 prøver fra hvert sted som det regnes gjennomsnitt for.

Kjøttprøver er blitt tatt fra ulike muskelgrupper. Det har vært forutsatt at cesium-innholdet er uavhengig av muskeltype, men dette har ikke vært kontrollert. Det vil derfor fra en serie dyr bli tatt prøver fra de muskelgrupper som tidligere er brukt. Hvis det er betydelige ulikheter, må en justere en del resultater til én standard. Nå tas alle prøver fra halsmuskulatur.

Ansgar Kosmo har gjort en del beregninger på kostnader ved bruk av kraftfôr for å unngå

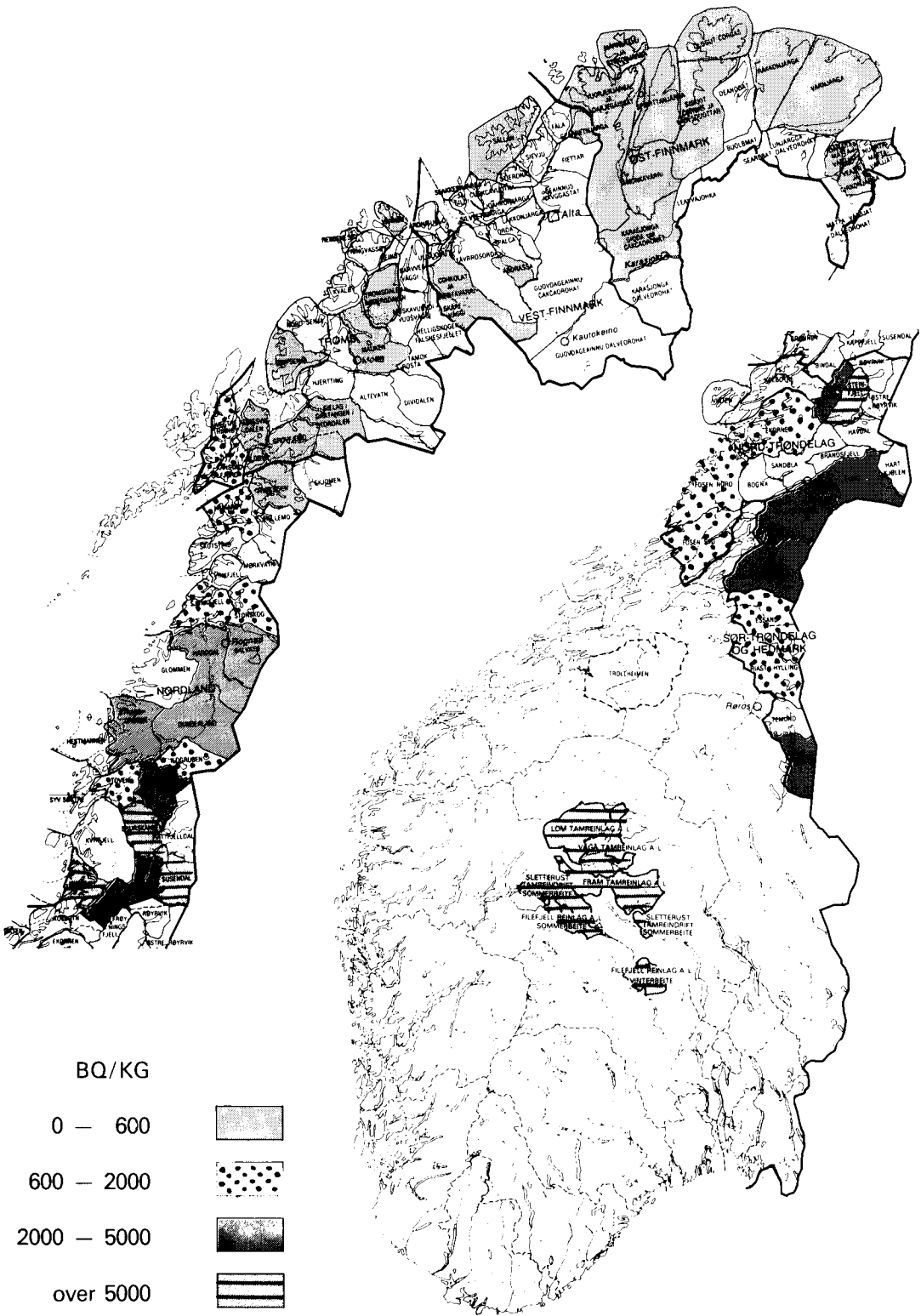


Fig. 1. Gjennomsnittlig innhold av radioaktivt cesium (137 og 134) i reinkjøtt. Prøver (165) samlet fram til 28. aug. 1986. Hvite områder - ingen prøver.

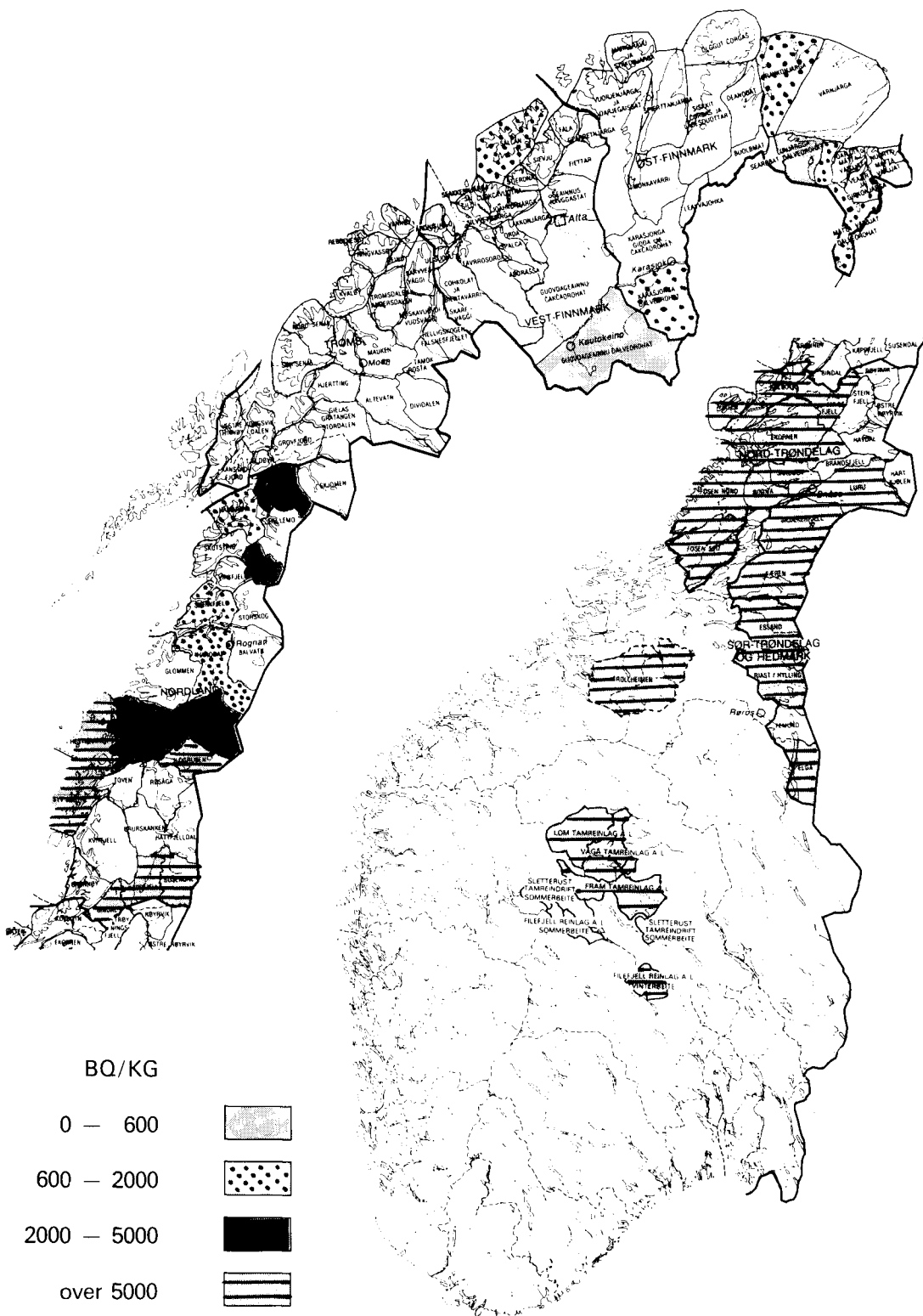


Fig. 2. Gjennomsnittlig innhold av radioaktivt cesium (137 og 134) i lav på vinterbeiter for rein. Prøver (198) samlet fram til 28. aug. 1986. Hvite områder - ingen prøver.

Tabell 1. Konsentrasjon av cesium (134, 137) i lav fra Finnmark. Prøvene er samlet inn 16. september 1986. n=antall prøver innen et område på ca. 200 m².

Område	n	Gjennomsnitt	Min.-maks.
<i>Øst-Finnmark</i>			
Duoibalaš	13	1441	853-2141
Galmat	9	1221	816-2006
Gamehisæna	10	1532	715-2072
Skjerrevårri	10	1146	747-1359
Ravnastua	6	1019	802-1444
<i>Vest-Finnmark</i>			
Lavvo-saivi	10	770	484-1491
Noarvaš	15	505	273-1749
Gæsjvárri	5	456	334-565
Livatvárri	12	513	401-662

opptak av forurensede beiteplanter og lav, og samtidig avvente den naturlige rensingen av kjøttet. Tabell 2. viser kostnadene ved føring i tre alternative perioder i to distrikter som er brukt som eksempel. Beregningene viser at føring i ca. 8 uker fremdeles vil gi en gevinst på halve verdien av kjøttet. Alle utgifter, også røkerhjelp, er tatt med i kalkylen.

For å følge utviklingen utover vinteren vil det bli gjennomført et slakteprogram i Østre Namdal reinbeitedistrikt og Lom tamreinlag. Fra september (1986) og ca. hver annen måned fremover til kalvemerkingen i juli (1987) vil 5 dyr i hver av kategoriene kalv, simle og bukk bli slaktet. I Lom vil simler bh slaktet i stedet for bukk, som ikke finnes i vinterflokken. Det vil bli tatt prøver av muskel, blod og organer som vil bli analysert for cesium-innhold. Til samme tider vil det bli tatt lavprøver fra de områdene som reinen har beitet på.

Det er produsert slikkesteiner med tre ulike konsentrasjoner av kalium (K) i form av KCl. Disse vil bli brukt i ulike flokker i Elgå reinbeitedistrikt for å se om kalium-tilskuddet vil redusere cesium-innholdet i kjøttet.

Eksperimentelle forsøk

Ved Universitetet i Tromsø vil man gi en gruppe rein fri tilgang på lav som er sterkt forurenset av cesium (ca. 50 000 Bq/kg). Ved blodprøver vil akkumuleringskurven for cesium bli registrert samtidig som en får et mål på hvor lang tid det tar før det oppnås likevekt mellom inntak og utskilling av cesium på dette nivået. En gruppe dyr vil bli gitt ferrocyanidet Giesesalt samtidig med kontaminert lav. Dersom stoffet viser seg å hindre opptak av cesium, vil det bli eksperimentert videre med ulike doser og samtidig med å finne en måte å tilføre stoffet på, slik at det kan virke over lengre tid. Den biologiske halveringstiden i rein vil bli målt, og kurven for utskilling registrert ved nedføring med kraftfôr (RF-71) og kraftfôr tilsatt 5% bentonitt. I samarbeid med FORUT i Tromsø vil en gjøre en pilot-test for å se om radioaktivt cesium vil skade immunforsvaret hos rein. Alle forsøkene i Tromsø gjøres på voksne simler.

Ved Norges Landbrukshøgskole på Ås skal man på reinkalver studere effekten av kalium og bentonitt på utskillingen av cesium, og Giesesalt og Preusserblått på opptak av cesium. Dyrene

Tabell 2. Reduksjon av cesium i reinkjøtt. Økonomi ved bruk av kraftfôr.

Alt. A: Ildgruben reinbeitedistrikt, føring av 200 dyr.

Alt. B: Riast/Hylling reinbeitedistrikt, føring av 1.200 dyr. (Beregningene utført av A. J. Kosmo).

Antall uker med føring	A			B		
	4	6	8	4	6	8
Slakteverdi (kr)	940	940	940	860	860	860
Kostnader pr. dyr (kr)	290	390	490	240	340	440
Gevinst pr. dyr (kr)	650	550	450	620	520	420

blir her studert separat og ikke i grupper som i Tromsø. Man vil også ved NLH forsøke å finne måter å gi ferrocyanidene på, slik at de får en langtidsvirkning.

Aktuelle tiltak i reindriften

Målet for alle forsøkene er en praktisk anvendelse i reindriften. Fôring med kraftfôr, med slikkestein rik på kalium som tilskudd, synes å være det mest aktuelle tiltaket foreløpig. På sikt (neste slaktesesong) kan bruk av ferrocyanider bli det mest effektive tiltak for å hindre opptak av cesium.

En mer detaljert kartlegging av forurensningen på beitene vil kunne gi grunnlag for endret bruk av beitene innenfor nåværende beite-områder. Dette forutsetter at man finner mindre forurensning knyttet til geografiske områder.

Flytting av driftsenheter til områder med liten forurensning er under vurdering. Dette blir en ren forvaltningssak. Med bakgrunn i den eksisterende utnyttelsen av utmarksressursene synes flytting ikke å være et tiltak som er aktuelt for særlig mange.

Uptag och utsöndring av cesium-137 hos renar utfodrade med lav efter det radioaktiva nedfallet från Tjernobyl

Birgitta Åhman

Institutionen för Veterinärmedicinsk näringslära, Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala, Sverige

Fem ungvajor, 1 år, utfodrades med radioaktivt kontaminerad lav efter kärnkraftsolyckan i Tjernobyl. Laven innehöll 40 kBq cesium-137/kg torrs substans. Två renar (nr 1 och 2) fick enbart lav (ca 600 g ts/dag) och en mindre mängd hö. Övriga renar fick dessutom pelletterat renfoder (Renfor). Andelen lav var mindre för dessa renar (ren nr 3 och 4 fick ca 400 g ts/dag och ren nr 5 ca 160 g ts/dag). Utfodringen startade den 13 maj 1986, och pågick tills renarna slaktades, efter 21 dagar. Under försökets gång samlades träck och urin, för mätning av utsöndringen av cesium-137. Blodprov togs vid fyra tillfällen samt vid slakt. Vid slakten togs dessutom prov av vom innehåll, kött och lever för mätning av cesium-137.

Utsöndringen av cesium steg snabbt under de första dagarna efter påbörjad utfodring (se figur) för att sedan alltmer stabilisera sig. Den kalkylerade utsöndringen per dag vid slakt hade

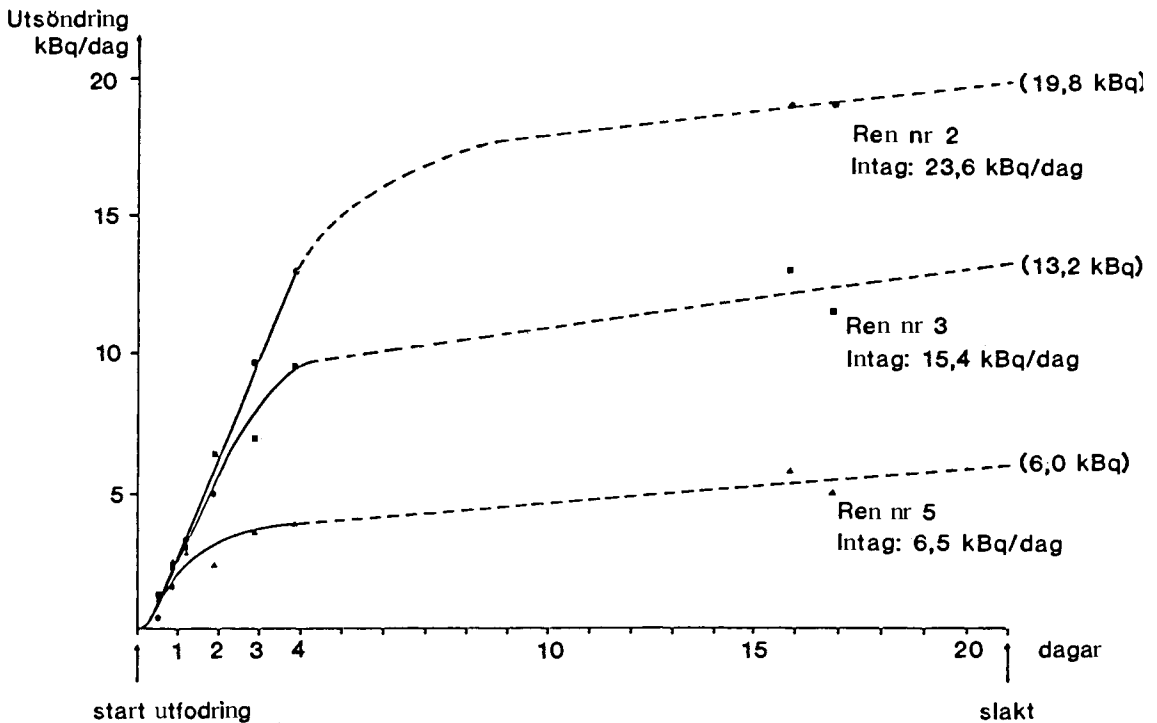
dock inte nått samma nivå som intaget av cesium per dag. Detta betyder att renarna, efter 21 dagar ännu inte hade nått balans vad gäller cesium. För ren nr 5, som hade lägsta intaget av cesium låg utsöndringen (6,0 kBq/dag) nästan i nivå med intaget (6,5 kBq/dag). För övriga renar var skillnaderna något större.

halterna av cesium-137 steg i blodet (serum) under försökets gång. Koncentrationerna följer en linje $X = X_b (1 - e^{-kt})$, där X_b är koncentrationen av cesium-137 i serum då djuret nått balans. Konstanterna X_b och k varierar beroende på utfodring. Vid slakten tycks kurvorna nästan ha planat ut och nivåerna alltså ha stabiliserat sig.

Koncentrationerna av cesium-137 i prover tagna vid slakt (se tabell) följer väl koncentrationen av cesium i totalfodret för respektive ren. Halten av cesium-137 i kött låg för ren nr 1 och 2, som hade högsta intaget, på 9,1 kBq/kg. Ren

Koncentrationen av cesium-137 i totala fodret (torrs substans) och koncentrationerna av cesium-137 i olika delar av kroppen vid slakt, hos fem renar utfodrade med olika mängd radioaktivt kontaminerad lav under 21 dagar.

Ren nr	Foder kBq/kg ts	Vom kBq/kg ts	Serum kBq/kg	Helblod kBq/kg	Lever kBq/kg	Muskel kBq/kg
1	34,7	34	0,35	1,4	7,6	9,1
2	35,4	42	0,35	1,3	9,1	9,1
3	18,4	17	0,18	0,8	4,1	5,5
4	18,3	15	0,17	0,7	3,8	4,6
5	6,5	6	0,07	0,3	1,4	2,0



Total utsöndring per dag av cesium-137 i träck och urin hos tre renar utfodrade med cesium-bemängd lav på tre olika nivåer. ● ren nr 2, ■ ren nr 3, ▲ ren nr 5. Inom parentes anges kalkylerad utsöndring per dag efter 21 dagars utfodring (vid slakt).

nr 3 och 4 hade 5,5 respektive 4,6 kBq/kg och ren nr 5, som fick minst lav, hade 2,0 kBq/kg kött. Koncentrationen i lever låg något lägre än i kött. I vom innehåll var mängden cesium per kg torrs substans ungefär densamma som i fodret. I helblod var koncentrationen av cesium 14-16% av den i kött. Motsvarande värde för blodserum var 3,1 - 3,9%. Relationen mellan cesiumhalten i kött och halten i totalfodret var 0,25 - 0,31. Eftersom renarna vid slakt ännu inte var i balans skulle värdena, åtminstone i kött, ha stigit något om försöket fått pågå ytterligare några veckor.

Med en viss reservation för att dessa renar ännu inte var i balans och att de, jämfört med renar på naturbete, hade ett lågt foderintag (på grund av mindre energiförbrukning) kan man, med ledning av de resultat som framkommit i försöket, uppskatta relationen mellan cesiumhalten i kött och halten i renens föda, då renen är i balans, till ca 1/3.

High radio-caesium contamination of wild reindeer from southern Norway following the Chernobyl accident

Terje Skogland

Directorate for Nature Management, Research Division, Tungasletta 2, N-7000 Trondheim, Norway

Abstract: The mean summer values in 1986 from Dovrefjell were 16 K_{Bq}/kg fresh reindeer muscle which were about 20 times higher than peak values from the Kola peninsula USSR in 1965 after the culmination of fallout from nuclear arms testing. The values decreased from about 19 K_{Bq}/kg in June to lowest levels in August, about 8 K_{Bq}/kg, and increased as reindeer started to feed more on lichens in September, to about 15 K_{Bq}/kg muscle. Values in calves were on average 1.4 times higher than in adults (variation from 10 - 40 K_{Bq}/kg. It appeared that 80% of wild reindeer were contaminated (in 23 of 26 wild herds). Only those herds in the SW part or W side of the Langfjella had escaped the fallout. It appeared that most of the fallout from Chernobyl were absorbed in vegetation and particularly lichens on the east side of the continental divide (Langfjella), and increasing with altitude (E. Gaare pers. comm.). Since most wild reindeer herds had been summer grazing on the west side of the divide, summer values were moderate compared to the absorbed values in the lichens (on the east side of the divide) which is their main winter food. Based on those values, ranging from 40 - 80 K_{Bq}/kg DW lichens, and earlier published data on the bioconcentration factor for lichens, radio-caesium values in wild reindeer fresh weight muscle in the winter 1987 is expected to reach 20 - 100 K_{Bq}/kg in the Dovrefjell - Jotunheimen - Hallingskarvet areas, but variation in mean values are expected to be large, depending on how high up in the

mountains and how far east of the continental divide nomadic wild reindeer will go foraging, and how much lichens are available (varies with a factor of 5 between wintering areas).

Utredning angående renskötarnas hälsotillstånd. Ett arbetshygieniskt experiment

Juhani Hassi & Terttu Kolivuori

Uleåborgs Regioninstitut för Arbetshygien (URIA), Taka-Lyötynkatu 4, SF-90101 Oulu, Finland

Vid de undersökningar angående renskötarnas hälsotillstånd vilka utfördes vid Uleåborgs Regioninstitut för Arbetshygien under åren 1978 - 1984, konstaterades ett flertal symptom på sjukdomar som trohgen är betingade av arbetsförhållandena. Dessa besvär, som berör hörsel, stöd- och rörelseorgan samt blodomloppsorganen, kan effektivt reduceras och förbyggas genom arbetshygieniska åtgärder. I december 1985 gav Finlands Medicinalstyrelse direktiv för organiserandet av företagshälsovården inom privat företagsamhet. Till dessa principer behövdes mycket information om renskötelsens speciella natur för att börja «företagshälsovården» hos renskötare. Därför startade man en projekt av renskötarnas hälsotillstånd.

Målsättningen är att

1. Utveckla en adekvat företagshälsovård för renskötare
2. Utredda de hälsorisker som är förenade med renskötelsen

Utredningsmaterialet har utformats av Renbeteslagens Förenings renägarförteckning, som sammanlagt omfattar 4 123 personer efter gallring.

Utredningen utförs inom renskötelsesområdet som omfattar 56 renbeteslag och 24 hälsocentraler. Området är indelat i tre olika stora grupper, där företagshälsovården bedrivs enligt tre olika modeller. Förändringar i arbetsförhållandena och hälsotillstånd bedöms i frågeformulär om arbetsmiljön som görs i början och slutet av utredningen.

URIA:s utredningsgrupp genomför kartläggningar av arbetsplatserna i två renbeteslag inom området Fjäll- och Skoglappland.

Forskningsresultaten framläggs som rapporter enligt följande:

1. Hälsorisker
2. Effekten av tillämpandet av alternativa företagshälsovårdsmodeller vad gäller renskötarnas arbetsbetingade hälsorisker, användandet av skyddsutrustning och arbetsbetingade sjukdomssymptom, de tillämpade modellerna och de kostnader som därvid uppstår.
3. Ett förslag för modell och innehåll för företagshälsovård för renskötare.

Forskningsresultaten i rapportform väntas föreligga under 1988.

Reinens hud- og svelgbremser (*Oedemagena tarandi* L. og *Cephenemyia trompe* Modeer), økologi og atferd.

Arne C. Nilssen¹ og John R. Anderson².

¹ Tromsø Museum, N-9000 Tromsø, Norge

² Dept. of Entomological Sciences, Univ. of California, Berkeley, CA 94720, U.S.A.

Sammendrag: Dette forskningsprosjektet på de økonomisk viktige artene for reindriften startet i 1983. Prosjektet er et internasjonalt samarbeid mellom forfatterne og med Økologisk Avdeling ved Universitetet i Tromsø under ledelse av professor Odd Halvorsen. Siktemålet med forskningen er å skaffe grunnleggende kunnskaper om disse to bremseartenes biologi, adferd, fysiologi og epidemiologi. Det ligger videre anvendte perspektiver, især når det gjelder mulighetene for biologisk kontroll, til grunn for prosjektet. «Utviklingsfondet for reindrift» og Universitetet i Tromsø har støttet prosjektet økonomisk.

Feltarbeidet har i hovedsak foregått i Vest-Finmark.

Forskningen kan for oversiktens skyld deles inn i følgende delprosjekter og kan oppsummeres slik:

1. *Bremseartenes vertsoppsøkende atferd*

Spesielt utviklede feller, såkalte «flight-traps» med CO₂ i form av tørris som lokkemiddel, er brukt for å skaffe data om artenes fenologi, døgnrytme, habitat-valg, attraherende stimuli, klimakrav, populasjonsstørrelser og reproduksjonspotensiale. I tillegg er fellene brukt for å skaffe materiale av levende bremsefluer for økofysiologiske studier.

2. *Parringsatferd*

Lokaliseringen av svelgbremsens parringsplasser er fra før delvis kjent. I dette

prosjektet er parringsplassene kartlagt og beskrevet i detalj, samtidig som atferd og økofysiologiske fenomener er studert. Hudbremsens parringsplasser har til nå vært ukjent, men er nå delvis klarlagt gjennom dette prosjektet. Mulige bekjempningstiltak på parringsplassene blir nå vurdert for begge artene.

3. *Flygekapasitetsundersøkelser*

Ved hjelp av en såkalt «flight-mill» er flygekapasitetsstudier utført på begge arter, slik at man nå har gode estimater for hvilke distanser bremsefluene kan tilbakelegge i naturen. Dette har stor betydning når veterinærmedisinske bekjempningstiltak skal verdsettes.

4. *Prevalens og intensitet av bremselarver med hensyn til distrikt og alders- og kjønnskategorier hos rein.*

Hovedfagstudent Ivar Folstad har studert disse forhold for hudbremse (se hans eget symposiebidrag i dette heftet).

Svelgbremselarvenes forekomst er studert ved disseksjon og en spesiell utvaskningsteknikk av hoder fra slaktet rein. Hos begge artene er det påvist betydelige forskjeller i prevalens/intensitet både mellom distrikter og når det gjelder alder/kjønn. Dataene blir nå analysert videre, bl.a. i forbindelse med bekjempningsstrategier.

5. *Blodsugende insekters innvirkning på rein*

Artsutvalget av klegg, blinding, mygg og knott som angriper rein analyseres ved fangst i de før nevnte «flight-traps» med CO₂ som lokkemiddel. Atferdsmessige trekk hos reinen i forbindelse med angrep av brems og blodsugende insekter blir studert, især reinens trekk til fjelltopper og snøflekker og dessuten beiteforstyrrelser forårsaket av insekter.

6. *Mimicry brems-humler*

Begge bremseartene har en påfallende ytre likhet med spesielle humlearter, og dette antas å være et resultat av fenomenet mimicry (beskyttelseslikhet). Dette innebærer at bremsefluene ikke så lett blir utsatt for predasjon av f.eks. fugler, da bremsene blir mistatt for å være stikkende og dermed «ubehagelige». Fenomenet er så vidt vites ikke tidligere studert hos brems-humler.

7. *Reinens bihulemark*

Denne parasitten ble «gjenoppdaget» i forbindelse med svelgbrems-larve-undersøkelsene. Hovedfagstudent Rolf E. Haugerud studerer denne arten nærmere (se hans eget bidrag i dette heftet).

8. *Hudbremselarver i menneskeøye*

I de seineste år er det konstatert 8 - 10 tilfeller i Nord-Skandinavia der det er funnet førstestadiumslarve av hudbremse i øye hos mennesker. I de fleste tilfeller dreier det seg om angrep hos gutter. Resultatet fører ofte til tap av øye eller blindhet på det angrepne øye. Det er planer om å studere dette nærmere i samarbeid med medisinsk ekspertise. Aktuelle problemstillinger er immunitetsforholdene og hvor hudbremsen legger sine egg når øye blir angrepet.

Fordeling av hudbrems i forskjellige distrikt, kjønn og aldersklasser av rein Betydning for behandling

Ivar Følstad

Økologisk Avdeling 200, IBG, Boks 3085 Guleng, 9001 Tromsø

Sammendrag: Resultat fra mer enn 1300 undersøkte rein viser at larven av hudbrems (*Oedemagena tarandi*), er sterkt klumpet fordelt i vertspopulasjonen ($S^2/x > 1$.) (Anderson, R. M. 1982 a). Dette er av stor betydning mhp. kontroll og behandlings-strategier.

«An alternative approach to mass random treatment is to selectively administer antihelminthic agents to the most heavily infected individuals within the population. Provided the parasites are sufficiently clumped in the population, theoretical research suggests that a selectiv approach is highly beneficial.....» (Anderson, R. M. 1982 b).

En slik selektiv behandling forutsetter at de individer, segmenter av populasjonen, som er bærere av høye parasitt-intensiteter beskrives. Mine resultater understreker at enkelte kjønn, alderskategorier kan identifiseres som klare risikogrupper. Store intensitetsvariasjoner mellom forskjellige reinbeitedistrikt i Vest-Finnmark indikerer også en geografisk klumping.

Ved å selektivt behandle de dyr, i de distrikter som bærer den største mengden parasitter, vil man ha det høyeste økonomiske utbytte av behandlingen. Man oppnår f.eks. å drepe like mange hudbremslarver ved å behandle 1 okse som ved å behandle 2 simler. En klarere kartlegging av klumpene vil gi bedre resultater.

Referanser

- Anderson, R. M. 1982 2.: Epidemiology. — In: «*Modern parasitology*», ed. F. E. Cox. Blackwell, Oxford, London.
- Anderson, R. M. 1982 b.: Transmission Dynamics and Control. — In: «*Population Biology of Infectious Diseases*», ed. R. M. Anderson and R. M. May.

Behandling av reinkalver med ivermectin første levehøst. Effekt på levendevekter andre levehøst

Eirik Heggstad, Esben Bø og Dag Lenvik

Reindriftskontoret i Sør-Trøndelag og Hedmark, N-7460 Røros, Norge.

Innledning

Fra gammelt av har man observert hvordan reinen har blitt synlig merket av infeksjon med larver fra reinens hud og svelgbrems. Hudbremslarver gir synlige byller i huden med kvalitetsforringelse av skinnen, og svelgbremslarver kan ved sterke angrep gi pustebesvær/kvelning. Reindriftsnæringen har vært interessert i å komme reinbremsen til livs, og det har tidligere vært forsøkt fosforinsekticider til injeksjon («Warbex»). Dette var preparat med liten doseringsmargin og tildels kraftig virkning på vertsdyret (Endre Persen et al. 1982).

Ivermectin er et stoff som produseres av *Streptomyces avermitiles*. 98% av det injiserte stoffet blir gjenfunnet i avføringen; det som blir i kroppen samles hovedsaklig opp i leveren og andre blodrike organer. Det er ikke funnet canserogene eller mutagene bivirkninger av stoffet. Ivermectin bevirker økt frisetting av den inhiberende neurotransmittor gamma-amino butyric acid (GABA) og blokkerer derved impulsoverføringen i nervene. De fleste av reinens parasitter inneholder dette stoffet, og er derfor følsomme for ivermectin; unntak er iker og bendelorm. Pattedyr har GABA, men bare i sentralnervesystemet, og ivermectin passerer i liten grad blod/hjernebarrieren. Bivirkningene forventes derfor å være små, og det ble heller ikke observert noen virkning på vertsdyret ved våre forsøk. Ivermectins virkningsgrad på reinens parasitter er tidligere vist i forsøk utført av Nordkvist, Christenson, Rehbinders og Rönn-

bäck (1983/84). Hensikten ved vårt forsøk var å få en pekepinn om hva et evt. rutinemessig behandlingsopplegg med behandling av livkalvene i en flokk vil gi i økt kjøttavkastning, slik at man i andre omgang kan få et grunnlag for å vurdere et evt. opplegg økonomisk.

Materiale

Forsøket ble utført i Riast/Hylling flokken i Sør-Trøndelag. Dette er en flokk som i flere år har praktisert individmerking og registrering på data. Det blir foretatt rutinemessig veiing av kalvene i forbindelse med slakteuttak, og forholdene lå derfor relativt godt til rette for et forsøk av denne typen. Det er tidligere gjort forsøk med behandling med gorm i Riast/Hylling-distriktekt med preparatet «Warbex» (Endre Persen et al. 1982). Distriktet praktiserer et system som går ut på å slakte ut den letteste halvparten av kalveflokken første levehøsten. Vårt utgangsmateriale består derved av den tyngste halvdel av kalveflokken, altså dyr i relativt godt hold.

Kalvene ble behandlet innen perioden 12/11 - 28/11 1984. Utvalget skjedde tilfeldig ved at annenhver hann, henholdsvis hunkalv, som ble hentet inn av hver eier og som skulle gå til liv, ble behandlet. Dosering var 1 ml 1% oppløsning pr. kalv (ca. 50 kg) subcutant. Kalvene var inividmerket med individnr., årgang, eier og

distriktets kode. Vekt ble registrert og notert sammen med evt. behandling/ikke behandling.

Det ble i alt behandlet 441 kalver; kontrollgruppen omfatter 423 kalver som ble veiet og registrert som nevnt uten behandling. Foruten å slakte halvparten av årskalvene er slakteuttaket i Riast/Hylling basert på å slakte samtlige suser (1 ½ års hankalv), + de kviger som ikke blir påsatt for å dekke avgang av eldre simler. For å få registrert evt. forskjell i vekt fra ubehandlet og behandlet gruppe ca. et år etter behandling måtte vi få rede på slaktevektene på aktuelle dyr og dessuten sørge for veiing av de dyra som gikk til liv. Veiing av levende kviger representerer et merarbeid ved siden av hektisk aktivitet under slaktingen, og det lyktes oss å få 3 eiere med på å gjennomføre dette.

Slaktingen av de aktuelle dyra foregikk hovedsaklig i to perioder høsten -85: 18-22/11 og 9-13/12. To av eierne veide endel levende kviger første periode, og gjentok veiing av de samme dyra i dagene 7-10/1 -86 da flokken var samlet. I denne perioden veide også den tredje eieren sine kviger. Det ble i alt veid 130 kviger; 66 fra behandlet gruppe og 64 fra kontrollgruppa. I alt fikk vi vektene fra 383 dyr (iberegnet levendevekter av kviger), hvorav 199 var behandlet og 184 ubehandlet (kontroll). Dette utgjør det statistiske materialet vi har arbeidet ut fra. Ut fra de data vi har hatt til rådighet har vi under behandlingen av materialet foretatt endel korreksjoner for å få et mest mulig ensartet materiale å arbeide med. Samtlige vekt er derfor korrigert til antatt levendevekt 20/11 -85.

Resultater

Dataregistreringene og analysene er foretatt i MSTAT (Nissen, 1982).

Etter at de nevnte korreksjoner er foretatt gir en enveis varians-analyse gruppert ut fra behandlet/ubehandlet gruppe et resultat som vist i tabell 1. Her ser en at den gjennomsnittlige levendevekt for ubehandlede kviger er 65,06 kg, mens tilsvarende vekt for behandlede kviger er 67,88 kg. Dette gir en forskjell på 2,82 kg. Denne forskjellen er meget signifikant. For susene viser en tilsvarende analyse (tabell 2) at gj.snitt vekt for ubehandlede er 65,58 kg, og for behandlede 68,73 kg. Dette gir en forskjell på 3,15 kg som også er meget signifikant.

Diskusjon

Resultatene fra forsøket viser at behandling av reinkalver med ivermectin første levehøst gir en betydelig vektgevinst et år senere sammenlignet med ubehandlede dyr. Denne effekten er sannsynligvis et resultat av ivermectins virkning på de fleste av reinens parasitter, inkludert svelg- og hudbremslarver. En må regne med at det er kalver i vekst som er mest følsomme for parasittangrep, og at en behandling av disse gir den største gevinst i form av økt kjøttavkastning. Dessuten vet en fra tidligere registreringer i Riast/Hylling-flokken (Lenvik, upubl.) at tyngre kviger og simler produserer tyngre kalver, og dette betyr at kvigekalver som blir behandlet vil produsere tyngre og mer livskraftige kalver enn ubehandlede når de kalver første gang 1½ år etter behandling.

Forsøket blir gjennomført i en flokk som har relativt høye slaktevekter og en høy produksjon pr. dyr i vinterflokk. Dette er for en stor del oppnådd ved å legge stor vekt på planlegging av flokkstruktur og slakteuttak. Ut fra erfaringer fra husdyrholdet må man regne med at virkningen av evt. behandling vil være større i flokker som går på dårlige, mer belastede beiter. Parasittbelastningen er som oftest større dess større dyretettheten er, og dessuten vil dyr under mindre gode ernæringsforhold være mer følsomme for parasittangrep.

Reindriften har tradisjonelt vært en næring som har tatt utgangspunkt i naturgitte betingelser. Det har vært brukt minimalt med miljø-«forbedrende» tiltak som gjødsling, føring og medikamentbruk. I husdyrbruket er det som kjent en annen situasjon; man er helt avhengig av et «styrt» miljø. Medikamenter er blitt uunnværlige i mange sammenhenger, og p.g.a. massebehandlinger/vaksineringer, er det blitt vanskelig å foreta en seleksjon når det gjelder motstandskraft mot visse lidelser. Det har etterhvert blitt en kjennsgjerning at de for oss, tilsynelatende mest plagsomme og minst nyttige organismer, har en funksjon i det økologiske system. Reinen lever i et svært sårbart miljø, hvor små inngrep kan gi uante følger på lengre sikt. Innføring av medikamentbruk i en næring som tradisjonelt har klart seg uten medfører derfor et betydelig ansvar. For eksempel vil bruk av ivermectin på flokker fra dårlige, overbelastede beiter sannsynligvis gi bra effekt, men samtidig kan det bidra til å kamuflere problemer som kunne løses på annen måte, f.eks. ved omlegging

av flokkstruktur og slakteuttak. Imidlertid vil bruk av ivermectin i reinflokker som lever under normalt gode betingelser kunne gi et resultat i form av økt kjøttavkastning som gjør at et evt. rutinemessig behandlingsopplegg vil kunne være økonomisk fordelaktig.

Litteratur

- Persen, E., Jacobsen, E., Lenvik, D. & Skjenneberg, S., 1982. Forsøk med behandling av reinkalver mot reinbremslarver. Effekt på kalvens kondisjon målt ved levende vekt og overlevingssevne. — *Rangifer* 2 (1): 39 - 49.
- Nordkvist, M., Rehbinder, C., Christensson, D. & Rönnbäck, V., 1983. A comparative study on the efficacy of four anthelmintics on some important reindeer parasites. — *Rangifer* 3 (2): 19 - 38.
- Nordkvist, M., Christensson, D. & Rehbinder, D., 1984. Et fältavmaskningsförsök med ivermectin på renar. — *Rangifer* 4 (2): 10 - 15.
- Nissen, Ø., 1982. Statistikkprogram for CP/M-maskiner. — *Norges Landbrukskøleskole, Inst. for plantekultur, Melding nr. 202.*

Om *Linguatula arctica*, reinens bihulemark

Rolf Egil Haugerud

Økologisk avdeling, Institutt for Biologi og Geologi, Universitetet i Tromsø, Boks 3085 Guleng, 9001 Tromsø, Norge

Innledning

Linguatula arctica, bihulemark (fig. 1), er en nylig beskrevet, ny parasittart fra reinens neshuler (1, 2). Den er svært vanlig, noe tabell 1 viser. Til tross for dette, er det bare noen ganske få som tidligere har lagt merke til parasitten (2). Den tilhører for øvrig ei svært avvikende og ganske ukjent dyregruppe, *Pentastomida* (*Linguatulida*), tungemark, som inklusive bihulemarken er representert med tre arter i norsk fauna (3 - 6). Pentastomidene omfatter over 100 arter særkjønna, snyltemarkliknende indre parasitter (7). De fleste er tilnærma sylindriske, glassmanetklare eller hvitaktige med ytre ledddeling. Lengden er vanligvis mindre enn ti cm. Munnen er omgitt av fire haker (jfr. fig. 1); derav navnet *Pentastomida* som betyr fem munnner. De voksne markene lever i åndingsorganene til virveldyr og opptar blod og kroppsvæske. Hos rein finnes de mest i bihulene (8).

Litt systematikk

Lenge har det herska uenighet om pentastomidenes systematiske stilling (7,9 - 11). Det er kanskje ikke så merkelig når det parasittære leveviset så fullstendig har forandra de opprinnelige trekk. Derfor har markene skiftevis blitt regna som bendelmark, ikter, leddmark osv. (12). Midt i det forrige århundre ble midtrekk påvist hos larven (13, 14), en feiloppfatning som faktisk opp til våre dager er å finne i ei og annen lærebok (15).

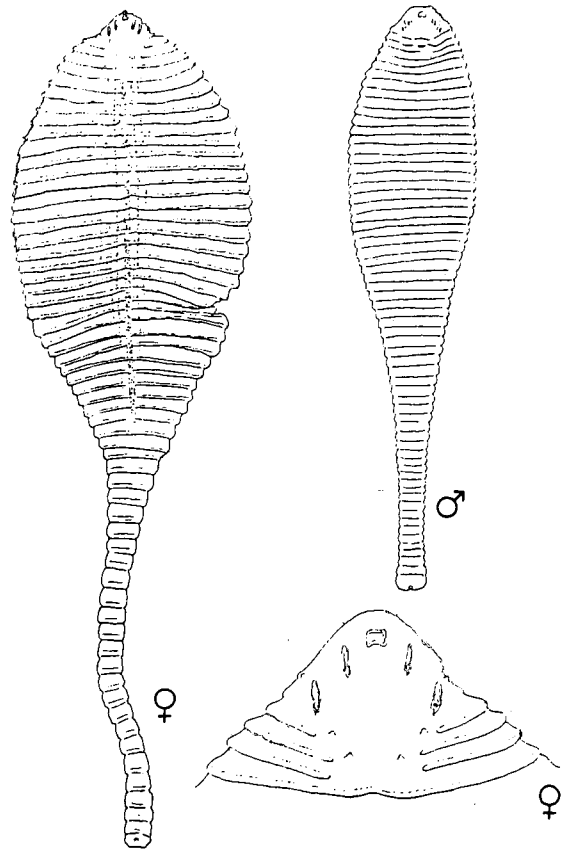


Fig. 1. *Linguatula arctica*. (Reinens bihulemark). Ventralside. ♀ 5 - 14,5 cm, ♂ 2 - 4 cm. Merk: Munnen og fire haker gir inntrykk av fem munnner = *Pentastomida*. Tegning etter Riley, Haugerud og Nilssen (1).

Tabell 1. Prosentvis infeksjon av *Linguatula arctica* i norsk rein. (Foreløpige resultater).

n = antall undersøkte hoder fra perioden 1983 - 1985.

Aldersgruppe:	0+		1+		≥2	
	n	Inf	n	Inf	n	Inf
Tamrein	57	29	34	6	52	0
Villrein	5	2	6	1	36	1
Sum	62	31	40	7	88	1
Prevalens (%)	50,0		17,5		1,1	

I de fleste moderne lærebøker og zoologiske oversikter regnes pentastomidene som egen dyrerekke (16,17), men det er likevel på det rene at slektskapet til ledd-dyra må være nært (7,18). Nyere forskningsresultater peker spesielt i retning av krepsdyrtilhørighet (10,11), en tilknytning som ble foreslått allerede rundt 1850 (19). Pentastomide-eksperter henfører nå dyregruppa som en klasse under ledd-dyra (7,20-22), se tabell 2.

Generell livssyklus

Tabell 2 gir et tydelig bilde av hvilke verter som vanligvis benyttes av pentastomidene. Bortsett fra to slekter, *Linguatula* i pattedyr og *Reighardia* i måse- og alkefugler, parasitterer de voksne snylterne utelukkende krypdyr. Pentastomidene er således først og fremst ei tropisk dyregruppe med en generell livssyklus som

innebærer larveutvikling i en mellomvert som predateres av krypdyr (indirekte livssyklus).

Hvor kommer så reinsdyrparasitten inn i denne sammenheng? Arten i rein hører til linguatulidene som bare parasitterer pattedyr. Familien regnes således med den høyest utvikla blant pentastomidene.

Hundens tungemark, *Linguatula serrata*, som man antok fantes i rein, brukes ofte i lærebøker som typedyr for *Pentastomida* da parasitten finnes i tempererte strøk samtidig som den er humanparasitt.

Den er for øvrig funnet både i Sverige (23) og Danmark (24,25). Figur 2 viser livssyklus som er indirekte (14,26 - 28). Den voksne parasitten har sete i nesekanalene til hundedyr. Egg føres med neselim og avføring ut på bakken der smågnagere, haretyr, ville drøvtyggere og tamfe beiter. I tarmen til disse dyra klekkes egget. Førstestadiumslarven innvandrer tarmvevet og migrerer til foretrukne organer som lever, lunger og tarmkrøskjertler der de innkapsles og utvikles videre gjennom flere hudskifter. Rovdyr, f.eks. en tamhund, blir så infisert ved å ete innvoller med infektive larver. Disse vandrer opp spiserøret til nesekanalene.

Linguatula i rein

Det var hundeparasitten *Linguatula serrata* man uten reservasjoner mente å ha funnet i rein. Første oppdagelse hos rein ble gjort allerede i 1925 i en caribou på ei øy i Aleutene, Alaska (29).

Tabell 2. Klassifisering av *Pentastomida* (etter Heymons (71), Fain (20) og Riley (22 og 7)). I flg. Self (67) omfatter fam. *Cephalobaenidae* rundt 60 arter.

Rekke: Arthropoda Klasse: Pentastomida (tungemark)

Orden	Familie	n Slekter	n Arter	Sluttvert	Mellomvert
<i>Cephalobaenida</i>	<i>Cephalobaenidae</i>	2	ca 35	Slanger, øgler, amfibier.	?, direkte(?), insekter, amfibier, øgler
	<i>Reighardiidae</i>	1	2	Marine fugler	Direkte(?)
<i>Porocephalida</i>	<i>Sebekidae</i>	3	13	Krokodiller, (skilpadder)	Fisk, (slanger, øgler?)
	<i>Subtriquetridae</i>	1	3(?)	Krokodiller	Fisk
	<i>Sambonidae</i>	4	18	Øgler, slanger	Direkte(?), ?. Pattedyr, ?
	<i>Diesingidae</i>	1	2(?)	Skilpadder	?
	<i>Porocephalidae</i>	2	13	Slanger	Slanger, pattedyr, amfibier, øgler
	<i>Armilliferidae</i>	3	10	Slanger	Pattedyr
	<i>Linguatulidae</i>	1	6	Pattedyr	Pattedyr, direkte(?)

LIFE CYCLE OF LINGUATULA SERRATA

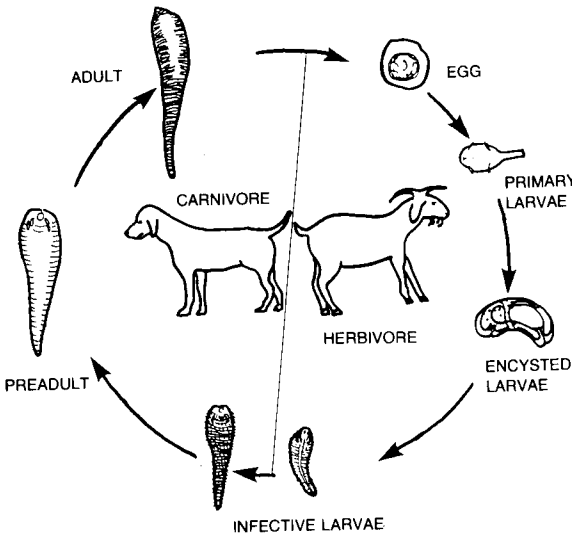


Fig. 2. Livssyklus (transmisjonssyklus) for *Linguatula serrata*, hundens tungemark. Utarbeidet til 12th Sean. Symp. Parasitol, Tromsø 1985. Sterkt modifisert etter (68, 69).

Sovjetiske veterinærer støtte på parasitten midt på femtitallet (30); Skjenneberg (8,31) fant *Linguatula* påfallende ofte i norsk rein fra Kautokeino og Lødingen (32). Også fra Sverige kom det inn meldinger om funn av parasitten (33,34).

Alle antok at reinparasitten måtte være *Linguatula serrata*. Livssyklus-skjemaet avslører at det er rovdyr, ikke drøvtyggere som er sluttverte for denne parasitten. Det finnes rett nok noen ytterst få eksempler på at den voksne parasitten var funnet i grasetere som hest (35) og sau (36). Endatil i menneske er den funnet (37,38), men dette er opplagt avvik fra det normale transmisjonsforløp.

Hos rein synes forholdet å være et annet: Både fra sovjetisk og norsk side kom det fram at parasitten var vanlig (8,30,31). Dette støttet en antakelse om at *Linguatula* i rein måtte ha en annen livssyklus enn hundens tungemark, og at marken i rein sannsynligvis var en ny art (6).

Ved å undersøke flere hundre hoder har jeg fått et begrep om bihulemarkens livsløp. Det viser indirekte at *Linguatula arctica* har en direkte livssyklus, dvs. at arten bare har ett vertsdyr. Dette er imidlertid ennå ikke blitt bekrefta eksperimentelt. En foreslått utviklingsgang for reinens bihulemark er det redegjort for i (2). Figur 3 sammenfatter den sannsynlige livssyklus.

Skjennebergs iakttagelse av at parasitten var vanlig (8,31); og observasjonen fra Sovjet om at parasitten fantes i unge dyr (30), er blitt bekrefta, se tabell 1. Det synes videre som om parasitten følger reinens cirumpolare utbredelse (figur 4), kanskje er den artsspesifikk, men muligheten for andre verter må holdes åpen (2,39). Bihulemarken er funnet både i eurasisk tamrein og i villrein (6,40). Jeg har registrert parasitten i alle undersøkte norske flokker og dessuten i en svensk flokk i Norrbotten (Keinovuopio høsten 1986).

Epidemiologiske forhold

Tabell 1 viser prevalens hos forskjellige aldersgrupper (foreløpige resultater). Aldersgruppene omfatter materiale f.o.m. september t.o.m. april måned. Antakelig infiseres nesten alle kalvene. Det synes som om eldre dyr bare unntaksvis er mottakelige. Derfor må det kunne settes fram som en hypotese at reinen erverver immunitet mot re-infeksjon. Skjematisk kan i så fall den epidemiologiske situasjonen beskrives slik figur 5 viser. En vedvarende parasittisme holdes ved like ved at nyfødte kalver tilføres som mottakelige hvert år, mens de eldre dyra går over til immungruppa.

At en vert er helt beskytta mot nye infeksjoner, er for øvrig svært sjelden ved makroparasittære (def. se 41) infeksjoner som linguatulose representerer. Vanligvis begrenser virveldyrs immunforsvar en parasittinvasjon

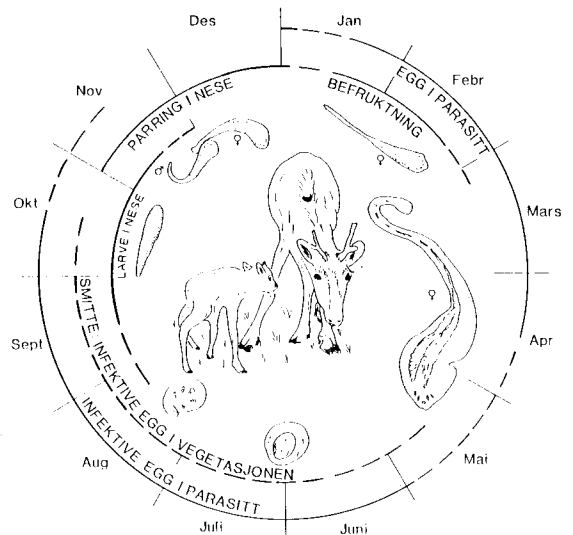


Fig. 3. Sannsynlig livssyklus (transmisjonssyklus) for *Linguatula arctica*, reinens bihulemark. Fra Haugerud og Nilssen (2).

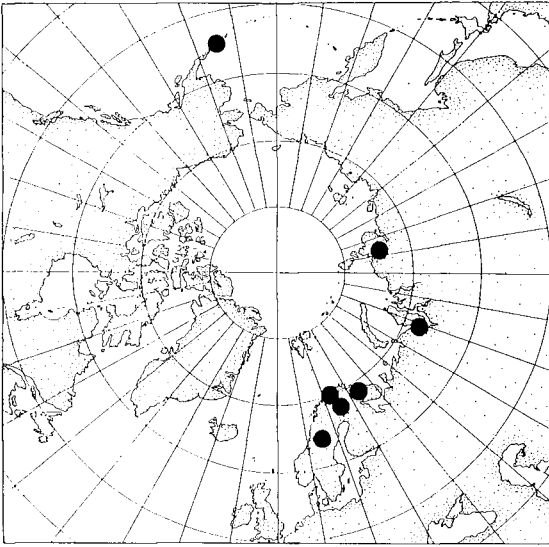


Fig. 4. Kjent utbredelse av *Linguatula arctica*, tidligere antatt å være *L. serrata* (= *L. rhinaria*). Data samla fra Chapin (29), Voblikova (30), Skjenneberg (8), Christenson, Geijer, Nordkvist (33) og Rehbinders, Nordkvist (34). Nye data fra (40), (70) og egne observasjoner ikke inntegna. Utarbeidet til 12. Symposium of the Scandinavian Society of Parasitology, Tromsø, 17. - 19.6. 1985.

heller enn å eliminere parasittene helt (42). Det kan også tenkes at reinen utvikler aldersresistens.

Om fravær av parasitten skyldes dette eller immunitet som jeg selv tror, kan bare avklares ved serologiske undersøkelser. Resultater over månedsvis prevalens, gjennomsnittlig parasittmengde pr. vert og grad av parasittklumping gir også grunn for «immunhypotesen».

Det er vanlig for økologer å søke etter faktorer som kan regulere bestander. Først nylig er parasitters innvirkning i økosystemer bl.a. som mulige regulatorer av vertsdyrpopulasjoner, blitt mer allment akseptert (43-46). I vertsforholdet bihulemark/rein synes det imidlertid som om verten regulerer parasitt-tettheten.

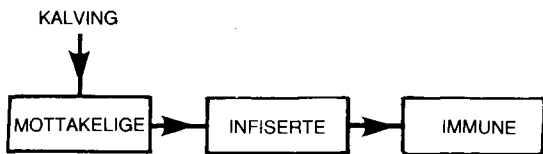


Fig. 5. Skjematisk beskrivelse av den epidemiologiske situasjonen hos *Linguatula arctica*.

Mulige skadevirkninger

Veterinærer er ofte interessert i om parasitter er direkte skadelige, om de gir sykdomssymptomer. Påfallende ofte fant en da også at rein med svelgbremslarver og bihulemark hadde bihulebetennelse. I populasjonssammenheng er ikke denne innfallsvinkelen til skadeproblemet bestandig like fruktbar. Med et slikt utgangspunkt kunne en muligens tru at *Linguatula arctica* bare har vitenskapelig interesse. Da har man glemt at parasitter ofte virker mer subtilt, at det er virkningen på vertens vekst, reproduksjon og overlevelse som er det avgjørende (41,47). En vet i dag ingen ting om primærlarvens innvirkning på de nyfødte kalvene, men en vet at kalvene er utsatt for stor dødelighet av flere kjente og ukjente årsaker (48). En vet videre at mange fjorårskalver omkommer utover våren. Hva slags betydning kan *Linguatula arctica* ha her? I et lite materiale av selvdøde/rovdyrslåtte reinsdyr jeg har undersøkt, synes det som om tettheten av *Linguatula* er større enn i sammenliknbart slaktemateriale.

Det er viktig her å understreke at parasittene ikke må ses isolert. Det er den samlede parasittbyrde som er avgjørende både for det enkelte reinindivid og for reinpopulasjonen som helhet (49). I en slik sammenheng vil noen få parasitter kunne være dråpen som fyller begeret.

Når en vurderer tap i reindriften, er det blitt hevdet at infeksjonssykdommer/parasitter virkelig betyr noe bare når det forekommer epidemiske utbrudd (se f.eks. 50). Slik jeg har antydnet, kan ikke dette være hele sannheten. Rovdyr anses vanligvis som den viktigste, påviselige tapsfaktor, selv om det også her kan være rimelig å regne med snylterne/infeksjonssykdommene og andre forhold som mulige hoved- eller delårsaker til at reinen blir byttedyr. Det glemmes lett at rovdyrerne ofte tar byttedyr som allerede er svært svekket av andre grunner. En kompensatorisk virkning av parasitter er selvsagt også mulig, men bare inngående undersøkelser vil kunne avsløre de forskjellige faktorens forholdsvis betydning (43,47).

Dette temaet berøres såvidt i et diskusjonsreferat i Rangifers hefte om reintap (51). Det er meget på sin plass når Skjenneberg innleder en diskusjon med spørsmålet: Hvilke kalver tas av rovdyr? Rehbinders (51) ønsket samme sted patologiske undersøkelser av rovdyrslått rein. Etter mitt syn er det mye å hente ved undersøkelser som foreslått. Både patologer og

parasittologer bør inn i slikt arbeid. Også ved behandlingsprogram vil et tverrfaglig samarbeid kunne gi større forståelse.

Kontroll av parasitten

Mange faktorer påvirker parasitt-populasjonen i vertedyret. Jeg har nevnt immunforsvaret, men også konkurranse mellom parasitter, klima, reinens beiteadferd, fordelinga av spredningsenheter (egg) i terrenget og antall rein på beite avgjør parasitt-tettheten.

Bihulemarkens smittestrategi (overføring fra ett-åring til årskalv) må sies å være en evolusjonær «genistrek» da de smittebærende fjorårskalvene og simler med mottakelige årskalver ofte går sammen på sommerbeite (52). Som nissen på lasset flytter parasittene med uansett hvor reinen måtte vandre, med andre ord en svært trygg overføringsmåte. Slik sett er det vanskelig å unngå at reinen smittes.

Transmisjonen kan muligens brytes ved å drive ettåringene til andre områder enn de simlene med kalv bruker. Patenstida (eggleggingstida) er antakeligvis kort (jfr. 53); den er da begrensa til sommermånedene. Kan hende er egga infeksjonsdyktige bare i den korte sommerperioden. Dette siste får stå som en påstand, men det er et faktum at antatt infektive egg tatt i månedsskiftet september/oktober ikke har gitt tilslag ved eksperimentell infisering. Selv om forsøk med eggoverlevelse hos andre arter langt fra er entydige (54-56), kan kanskje parasittens «tropiske opphav» gjenspeiles i lav kuldetoleranse? Det er ellers kjent fra andre pentastomider at tørke bidrar til å redusere eggets overlevelse (53), for annet syn se (57). Forsøk med *Linguatula*-egg under varierende klimatiske betingelser vil kunne fortelle mer om dette. Ved å holde flokkene borte fra fuktige områder vil man kanskje kunne redusere parasittpopulasjonen. Samme strategi vil også senke transmisjonen av reinens hjerne-mark (58).

En bør også ha i tankene at antall kalver i flokken bestemmer den totale mengden av bihulemark. En noe endra flokkstruktur med et retta uttak av slaktedyr fra denne aldersgruppa vil opplagt redusere parasittmengden. For tette rein-bestander vil uansett gi økt parasittplage. Reineierne har derfor et stort ansvar for at mengden rein ikke overstiger beite-grunnlaget (59).

Om ønskelig kan direkte kurative tiltak settes inn, enten mot hele kalvegruppa eller de dyra

som er tydelig svekka utover vintetiden. Her er jeg inne på veterinær-medisinsk fagområde, men det kan være av interesse hva enkelte referanser forteller. I litteraturen finnes det svært lite om diagnose og behandling av linguatulose (57, 60-63). Antimarkmiddel har tidligere vist seg å være ineffektive mot pentastomider (7). Dette er ikke overraskende om en tar deres slektskapsforhold i betraktning. Ellers er det kjent fra hunder at medisinsk behandling ikke er særlig vellykka (62).

Overfor svekka dyr i vårknipa kan en løsning (?) være å bruke kontaktinsecticid i sprayform slik det er prøvd overfor hunder infisert med *Linguatula serrata* (60). Kanskje kan hele kalvegruppa behandles med Nегuvon, Ivermectin o.l. (64-66). Ivermectin som har vist seg svært effektivt mot reinbremslarver og en del andre parasitter, vil høyst sannsynlig også virke mot bihulemarken.

Man utsetter da marken for et stort seleksjonspress som medfører et «våpenkappløp» mellom parasitt og rein/menneske, et kappløp som marken med sitt større formeringspotensiale i forhold til verten, vil ha store muligheter til å vinne. Bihulemarken kan f.eks. utvikle resistens, og dermed er man bekjempningsmessig like langt. Derfor er «biologiske» kontrolltiltak i det lange løp å foretrekke. Parasitten blir man likevel ikke helt kvitt: Man må leve med den og heller prøve å kontrollere den slik at skadene blir minimale.

Summary: Linguatula arctica, a newly described pentastomid species, is found in the nasal sinuses of the reindeer. It seems to cover the reindeer distribution (fig. 4). The prevalence in Norwegian reindeer herds is fairly high for an almost unknown parasite. *L. arctica* infects mostly calves. This led to the hypothesis that the reindeer mounts an immune response against the invader. The author discusses possible detrimental effects and proposes management efforts to control the parasite. Briefly, veterinary treatment is reviewed.

Referanser

1. Riley, J., Haugerud, R. E., Nilssen, A. C. 1987. *Linguatula arctica* sp.nov., a new pentastomid from the nasal passages of the reindeer (*Rangifer tarandus*) in northern Norway, with speculation about its life cycle. — *Journal of Natural History* (i trykk).

2. Haugerud, R. E., Nilssen, A. C. 1986. Reinsens bihulemark. — *Ottar (Tromsø Museum)*, 4: 22 - 29.
3. Megnin, P. 1883. Note sur les helminthes, rapportes des cotes de la Laponie par M. le Professeur, Pouchet et en particulier sur a nouveau Pentastome, le *Pentastoma lari* Megnin. — *Bull. de la Soc. Zool. de France, Paris*, 8: 153 - 156.
4. Bakke, T. A. 1972. *Reighardia sterna*e (Diesing, 1864) Ward, 1899 (Pentastomida; Cephalobaenida) from the Common Gull (*Larus canus* L.) in a Norwegian Locality. — *Norw. J. Zool.* 20: 273 - 277.
5. Bakke, T. A. 1978. Tungemarken *Reighardia lomviae* (Pentastomida) funnet i Norge. — *Fauna*, 31: 124 - 127.
6. Haugerud, R. E., Nilssen, A. C. 1985. *Linguatula* sp. (Pentastomida) in reindeer. A new species with a direct life-cycle? — (*Proe. 12th Scand. Symp. Parasitol.*) *Information* 18, 51, Inst. Parasitol. Åbo Akademi, Finland.
7. Riley, J. 1986. The biology of pentastomides. — In: «*Advances in Parasitology*», eds. Baker and Muller, vol. 25. Acad. Press, Lond.
8. Skjenneberg, S. 1965. Rein og reindrift, — *Ås Fjell-Nytt, Lesjaskog*; s. 96.
9. Self, J. T. 1969. Biological relationships of the Pentastomida; A bibliography on the Pentastomida. — *Experimental Parasitology* 24: 63 - 119.
10. Wingstrand, K-G. 1972. Comparative spermatology of a Pentastomid, *Raillietiella hemidactyli*, and a Branchiuran cruceata, *Argulus foliaceus*, with a discussion of Pentastomid relationship. — *Det Kongelige Danske Videnskaberne Selskab Biologiske Skrifter* 4: 1 - 66, København.
11. Riley, J., Banaja, A. A., James, J. L. 1978. The phylogenetic relationship of the Pentastomida: the case for their inclusion within the Crustacea. — *Int. J. Parasitol.* 8: 245 - 254.
12. Natvig, L. R. 1932. En porocephal som fakultativ parasitt hos norsk hvepsehøk. — *Norsk Entom. Tidsskr.* 3: 123 - 128.
13. Schubärt, T. D. 1853. Über die Entwicklung des *Pentastoma taenoides*. — *Zeitschrift für Wissenschaftliche Zoologie* 4: 117 - 118.
14. Leuckart, R. 1860. Bau und Entwicklungsgeschichte der Pentastomen. 1 - 160 und IV. — *Leipzig und Heidelberg*.
15. Thornton, H., Gracey, J. F. 1974. *Linguatula rhinaria*. — I: «*Textbook of meat hygiene*». (6. ed.) London.
16. Barnes, R. D. 1980. Phylum Pentastomida. — I: «*Invertebrate zoologi*», 4. utg. Saunders College, Philadelphia.
17. Schmidt, G. D., Roberts, L. S. 1985. Phylum Pentastomida. — I: «*Foundations of Parasitology*», 3. utg. Times mirror/Mosby. St. Louis, Toronto, Santa Clara.
18. Osche, G. 1963. Die systematische Stellung und Phylogenie der Pentastomida. Embryologische und vergleichend-anatomische Studien an *Reighardia sterna*e. — *Zeitschrift für Morphologie und Ökologie der Tiere*, 52: 487 - 596.
19. Beneden, P. J. van. 1849. Recherches sur l'Organisation et le Developpement des Linguatules (*Pentastoma* Rud.). — *Memoires de l'Academie royale de Belgique*, 1 - 39 og plansje.
20. Fain, A. 1961. Les Pentastomes de l'Afrique centrale. — *Musee Royal de l'Afrique centrale-sciences zoologiques*, 92: 1 - 113.
21. Haffner, K. von. 1971. Das Pentastomidenproblem. — *Mitt. Hamburg Zool. Mus. Inst.* 67: 53 - 107.
22. Riley, J. 1983. Recent advances in our understanding of Pentastomid reproductive biology. — *Parasitology*, 86: 59 - 63.
23. Christensson, D. Pers. med.
24. Abildgaard, P. C. 1789. *Taenia caprea*. — I: O. F. Müller (ed.) *Zoologica Danica*, 3: 52 - 53, pl. CX fig. 4 - 5. København.
25. Pedersen, H. O. 1938. En oversigt over dyriske snyltere med transitorisk eller stationær forekomst i leveren hos drøvtyggere og svin. — *Skandinavisk Veterinærtidsskrift* 28: 345 - 362.
26. Koch, M. 1906. Zur Kenntnis des Parasitismus der Pentastomen. — I: «*J. Orth (red.): Arbeiten aus dem Pathologischen Institut zu Berlin, zur Feier der Vollendung der Instituts - Neubauten, Berlin* s. 288 - 348 und Taf. V - VI.
27. Hobmaier, A., Hobmaier, M. 1940. On the life-cycle of *Linguatula serrata*. — *American Journal of Tropical Medicine*, 20: 199 - 210.
28. Sinclair, K. B. 1954. The incidence and life cycle of *Linguatula serrata* (Froelich 1789). — In: *Great Britain. J. Comp. Path.* 64: 37 - 383.
29. Chapin, E. A. 1926. On the presence of *Linguatula serrata* Froel. in the caribou. — *Journal of Parasitology* 12: 180.
30. Vobloková, N. V. 1961. (Cases of parasitism of adult Pentastomida in the reindeer (*Cervus tarandus*). — *Zool. Zh.* 40: 129 - 130. (På russisk med engelsk sammendrag).
31. Skjenneberg, S., Slagsvold, L. 1968. Reindriften og dens naturgrunnlag. — *Scandinavian University books*, Oslo.
32. Skjenneberg, S. Pers. med.
33. Christensson, D., Geijer, I. von, Nordkvist, M. 1974. Tungmask påvisad hos ren i Sverige. — *Svensk Veterinærtidning*, 26: 717 - 719.

34. Reh binder, C., Nordkvist, M. 1982. *Linguatula serrata* in Swedish reindeer (*Rangifer tarandus* L.). — *Rangifer* 2: 45 - 46.
35. Chabert. 1787. *Taenia lanceole*. — I: «*Traite des Maladies vermineuses dans les Animaux*». 2. ed. Paris.
36. Rhind, W. 1829. Description of a Species of Worm found in the Frontal Sinus of a Sheep. — *Edinburgh Journal of Nat. and Geogr. Science*, 1: 29 - 31.
37. Laudon, Dr. 1878. Ein casuistischer Beitrag zur Aetiologie der Nasenblütungen. — *Berl. Klin. Wschr.* 15: 730 - 731.
38. Galli-Valerio, B. 1921. Parasitologische Untersuchungen und Beiträge zur parasitologischen Technik. — *Zbl. Bakt. Abt. 1. Orig.* 86, 4: 346 - 352.
39. Sweatman, G. K. 1971. Pentastomes. — I: «*Parasitic diseases of wild mammals*» (Davis, J. W.; Anderson, R. C. eds.). Iowa State Univ. Press 51 - 64.
40. Mitskovich, V. Yu., Savelev, V. D. 1975. Role of Wild Reindeer in the Epizooty of Parasitic Diseases in Taimyr. — I: «*Wild Reindeer of the Soviet Union*» (Proceedings of the 1. Interdepartmental Conference on the Preservation and rational Utilization of the Wild Reindeer Resources). Moskva. (U.S. utgave på engelsk 1984: 109 - 112).
41. May, R. M. 1982. Introduction. — I: «*Population Biology Infectious Diseases*», eds. R. M. Anderson og R. M. May. Dahlem Konferenzen. Berlin, Heidelberg, New York: Springer - Verlag, s. 1 - 12.
42. Anderson, R. M. 1982. Epidemiology. — I: «*Modern Parasitology*», ed. F. E. G. Cox. Blackwell. Oxford. London.
43. Hassel, M. P. et al.: Group report: Impact of Infectious Diseases on Host Populations (se nr. 41, s. 15 - 35).
44. May, R. M. 1983. Parasitic Infections as Regulators of Animal Populations. — *American Scientist*, 71: 36 - 45.
45. Begon, M., Harper, J. L., Townsend, C. R. 1986. Parasitism and Disease. — Kap. 12 i «*Ecology, individuals, populations and Communities*. Blackwell. Oxford, London.
46. Dobson, A. P., Hudson, P. J. 1986. Parasites, Disease and the Structure of Ecological Communities. — *Trends in Ecology and Evolution*, 1, 1: 11 - 15.
47. Holmes, J. C. 1982. Impact of Infectious Disease Agents on the Population Growth and Geographical Distribution of Animals (se nr. 41, s. 37 - 51).
48. Div. artikler i «Tap av rein». — *Rangifer*, 1982, 1 (bilag).
49. Halvorsen, O. 1986. The epidemiology of reindeer parasites. — *Parasitology today*, (i trykk).
50. Kummeneje, K. Sykdommer som tapsfaktorer innen reindriften. — *Rangifer* 1982, 1 (bilag): 36 - 44.
51. Diskusjon i *Rangifer*, 1982, 1 (bilag) s. 99 - 101.
52. Reimers, E. 1969. Reinen. — I: *Bind 1, Norges Dyr. Cappelen. Oslo* s. 364 - 381.
53. Banaja, A. A., James, J. L., Riley, J. 1976. Some observations on egg production and autoinfection of *Reighardia sterna* (Diesing 1864), a pentastomid parasite of the herring gull. — *Parasitology*, 72: 81 - 91.
54. Neumann, G. 1899. Sur les Porocephales du chien et de quelques mammiferes. — *Arch. Parasitol.* 2: 356 - 361.
55. Keegan, H. L. 1943. Observations on the pentastomid, *Kiricephalus coaretacus* (Diesing) Sambon 1910. — *Transactions of the American Microscopical Society*, 62: 194 - 199.
56. Esslinger, J. H. 1962. Morphology of the egg and larvae of *Porocephalus crotali* (Pentastomida). — *Journal of parasitology*, 48: 457 - 462.
57. Krull, W. H. 1969. Tongue Worms. — I: «*Notes on Veterinary Parasitology*» 468 - 472.
58. Halvorsen, O. Pers. komm.
59. Øverbye, H. 1986. Vurderinger av slaktesesongen 1985/86 ved A/L Reinslakteriet. — *Reindriftnytt*, 20. 3: 8 - 10.
60. Enigk, K., Duwel, D. 1958. Feststellung und Behandlung des *Linguatula*-Befalles beim Hund. — *Dtsch. tierärztl. Wschr.* 64: 401 - 403.
61. Christoph, H.-J. 1975. *Linguatula serrata*. — I: «*Diseases of Dogs*». 218.
62. Bedford, P. G. C. 1978. The differential diagnosis of nasal discharge in the dog. — *Veterinary Annual*, 18: 232 - 238.
63. Ehrenford, F. A., Newbörne, J. W. 1981. An aid to clinical Diagnosis of Tongue Worms (*Linguatula serrata*) in dogs. — *Laboratory Animal Science*, 31: 74 - 76.
64. Sherkov, S. N., Rabie, Y. el. 1976. A survey of *Linguatula serrata* (Pentastomum denticulatum) in Domestic Animals in Jordan. — *Egypt. J. Vet. Sci.* 13, 2: 89 - 97.
65. Campbell, W. C. 1985. Ivermectin: An update. — *Parasitology today*, 1, 1: 10 - 16.
66. Hamel, H. D. 1982. Neguvon and Tiguvon: Their use in warble fly control. A review. — I: «*Warble fly control in Europe, Symposium, Brüssels 1982*», eds. Boulard, C. og Thornberry, H. A. A. Balkema, Rotterdam, Boston. 7 - 16.

67. Self, J. T. 1983. The Pentastomida. — I: «Program and Abstract, 58th Annual Meeting. The American Society of Parasitologists». San Antonio. 43.
68. Hopps, H. C., Keegan, H. L., Price, D. L., Self, J. T. 1971. Pentastomiasis. — I: «Pathology of Protozoal and Helminthic Diseases», ed. R. A. Marcial - Rojas. Williams and Wilkins Co., Baltimore, kap. 58.
69. Schacher, J. F., Saab, S., Germanos, R., Boustany, N. The aetiology of Halzoun in Lebanon: Recovery of *Linguatula serrata* nymphs from two patients.
70. Nikander, S. Pers. komm. om funn i Enontekiö, Finland.
71. Heymons, R. 1935. Pentastomida. — I: H. G. Bronns: «Klassen und Ordnungen des Tierreiche's», 5, 4: 1 - 268. Leipzig.

Pentastomida (ref: 7). For systematic classification, see table 2.

Life cycle of the pentastomids

Table 2 indicates the intermediate and final host species used by pentastomids. *L. serrata* has been found in Sweden (ref: 23) and Denmark (refs. 24, 25), but not in Norway and Finland. The general life cycle of pentastomids is indirect, see fig. 2.

Linguatula in reindeer

L. arctica has probably a direct life cycle (see fig. 3, from ref: 2). The parasite was endemic in all investigated reindeer herds in Norway (and in one controlled Swedish herd). Known distribution after various refs and own observations is shown in fig. 4. The parasite is also found in Finland in an area near to Norway (S. Nikander, pers. comm.).

Epidemiology of *L. arctica*

With only one exception, calves and yearlings are the infected segment of the herd (table 1). The larva was found in ca 4 months old calves, probably being infected when one to three months old. The adult, egg laying parasite was present in about one year old animals. It appears that the parasite will not be established in reindeer of about one year of age; fig 5 shows a schematic description of the probable epidemiological situation for *L. arctica* in reindeer.

Control

Ivermectin is hypothesized to kill the parasite.

Appendix : English text

Title:

About *Linguatula arctica*, the sinus worm of the reindeer

Introduction

The newly described *L. arctica* is fairly common in reindeer in Norway (cf. table 1 and references 1 and 2). The parasite has wrongly been identified as *L. serrata* (= *L. rhinaria*) in earlier works (e.g. refs. 29, 30, 31, 33, 34). The species belongs to the

Coccidier hos ren

Nikander, Sven

Veterinärmedicinska högskolan, Helsingfors, Finland

Sammandrag: Förekomsten av coccidier hos ren (125 st) vid försöksstationen i Kaamanen studerades genom träckprovsundersökningar.

Vid provtagningsstillfället i december påvisades ovokystor i 22% av proven men 4 månader senare var endast 8% av de undersökta proven positiva. Coccidier förekom i åldersgrupperna 1 till 10 år.

Det största antalet ovokystos som noterades i ett enskilt prov var 1800 st/g. Två typer av ovokystor påträffades. Den ena typen var äggformig med skrovligt gulbrunt skal och mätte 33 - 40 μm x 24 - 31 μm . Dess mikropyl var 6 - 7 μm i diameter. Den sporulerade ovokystan saknade residualkropp. Sporokystorna, 4 till antalet mätte 9 - 10 μm x 16 - 17 μm . Sporozoiterna var försedda med två vakuoler. Den andra, endast i två prov påträffade, ellipsoida ovokystan med slätt blåaktigt skal mätte 20 - 22 μm x 18 - 20 μm . Ingen mikropyl eller residualkropp kunde påvisas. Sporokystorna, (4 st) mätte 10 μm x 5 μm .

Ovannämnda Eimeria arter kunde inte identifieras med tillhjälp av tidigare beskrivningar av coccidier hos ren.

Arealplanlegging i reindriften ved hjelp av satellittdata og geografiske informasjonssystemer

Hans Tømmervik

Norske Reindriftsamers Landsforbund, 9000 Tromsø, Norge

Sammendrag:

Dette er et prosjekt som Norske Reindriftsamers landsforbund har satt i gang. Prosjektets hovedformål er gjennom anvendt- og grunnforskningsinnsats å prøve og utarbeide metoder for anvendelse av satellittdata (fjernmåling) i ressursforvaltningen og arealplanleggingen i reindriften. Dette gjelder arealressurs/vegetasjonskartlegging, estimering og overvåking av vinterbeiteområder for rein og bruk av Geografisk Informasjonssystem for produksjon og oppdatering av temakart som kan brukes overfor forvaltningen og i arealplanlegging i kommuner, fylker og stat. Organisering av prosjektet vil også bli gjennomgått.

Emneord: fjernmåling, arealressurskartlegging, reinbeiter, GIS

Prosjektsammendrag

Gjennom prosjektet vil man undersøke om den nye generasjon fjernmålingssatellitter (Landsat 5 Thematic Mapper, SPOT) gir data som er egnet til klassifisering og kartlegging av reinbeiter i de samiske reinbeiteområder. Dette skal undersøkes i tre delprosjekter. Det første prosjektet omhandler vegetasjons- og beitetypekartlegging av barmarksbeiter. Det andre prosjektet vil kombinere satellittdata, vegetasjonsdata og data fra reindriften for produksjon av et flerbruks/konfliktkart, ved hjelp av et Geografisk Informasjonssystem (GIS). Man vil her spesielt ta for seg særverdiområder, områder som reindriften først og fremst vil ha vernet for inngrep. Målsettingen for dette prosjektet vil være å få til en bedre distriktsplanlegging innad i reinbeitedistriktet, samt å få produsert enkle temakart som kan brukes overfor kommuner, fylkeskommuner og statlige institusjoner, samt overfor andre brukere for en bedre markering av reinbeitedistriktenes interesser. Dette vil muli-

gens føre til en forenklet saksbehandling i inngreps- og utbyggingssaker og den planlegging som utføres i følge den nye plan- og bygningslov.

Bakgrunn, behov og nytteverdi

Forsøk som er gjort på vegetasjonskartlegging av reinbeiteområder i Canada, på Finnmarksvidda og i Dividalen har vist at den nye generasjon fjernmålingssatellitter vil være til stor nytte for vegetasjons- og beitetypekartlegging. I Canada er den nye fjernmålingsteknikken v.h.a. satellitter blitt brukt med gode resultater (høy grad av riktighet; 90% til 100%)) i forvaltningen av rein og caribou. Tilsvarende resultater er oppnådd bl.a. i Kautokeino (Tømmervik & Lauknes 1986).

Fjernmålingsteknikken har store fordeler fram for konvensjonelle metoder når det gjelder dekning av store geografiske områder, presis arealestimering, og muligheten for stadig repetisjon og overvåking av arealressursene over tid. Dette vil føre til innsparing av tid og kostnader

da bildedataene foreligger på digital form og fordrer omfattende og direkte maskinell behandling av data (digital bildebehandling). Men før man kan satse på en satellitt-databasert arealressurskartlegging av de samiske reinbeiteområder, må man gjennomføre en forsøksfase der man relaterer satellittbilledata mot bakkedata og fastslår hvor nøyaktig denne metoden er. Er metoden tilfredsstillende, vil dette representere en stor nyvinning innen ressurs-kartlegging/overvåking. Ikke minst vil dette få betydning for forvaltning av reinbeiteområdene såvel på lokalt plan (reinbeitedistriktene) som på sentralt plan (områdestyrene for reindrift i hvert fylke). Hvis fjernmåling kan brukes til en kvalitativ estimering av tilgjengelige vinterbeiter, må dette innføres som en standard innen denne delen av ressursforvaltningen. Spesielt vil kanal 5 på Landsat 5 TM-satellitten kunne brukes til dette, da det er denne kanalen (spektralbåndet) som kartlegger lavbeiteområdene best. Kombinasjon av vegetasjonsdata, data som viser inngrep og deres lokalisering i terrenget med data fra reindriften arealbruk i et Geografisk Informasjonssystem (GIS), vil kunne føre til produksjon av ulike karttema som kan presenteres utad for planleggere innenfor kommune, fylke og stat og andre brukere. Dette vil bl.a. kunne føre til at saksbehandlingstiden for inngrepssaker i reinbeiteområdene vil minske, samtidig som dette vil være konfliktdependente. Et geografisk informasjonssystem (GIS) vil også muliggjøre en effektiv og koordinert oppdatering av kart- og arealoversikter når endringer registreres, f.eks. gjennom SPOT- eller LANDSAT TM-informasjon, eller hvis reinbeitedistriktets arealbruk endrer seg. Grunnlagskart her vil være vanlige topografiske kart i M711-serien (M 1:50 000), med mulighet til også å utnytte ØK-kart i målestokk 1:20 000 der det vil være nødvendig. I tillegg kan man produsere kart i den målestokk man måtte ønske.

Brukerkontakt

Da fagfeltet fjernmåling er så nytt og for tida i kraftig ekspansjon på grunn av den nye generasjon satellitter og stadig forbedring av digitale bildebehandlings-systemer/metoder, må man investere i en grunnforskningsinnsats som et middel for å utvikle ny metodikk som kan brukes i planleggings- og forvaltningssammenheng. En av målgruppene er derfor det statlige forvaltningsorganet for reindrift (Reindriftsad-

ministrasjonen), i tillegg til arealplanleggere i de kommuner og fylker prosjektet omfatter. I tillegg vil man holde kontakt med forskningsmiljøer som arbeider med dette feltet innenfor Norden, Canada og Alaska.

Organisering av prosjektet

Prosjektet utføres av søkerinstitusjon i samarbeid med Forskningsstiftelsen ved Universitetet i Tromsø (digital bildebehandling), Statens Kartverk (Geografisk informasjonssystem) og Satellitbild I Kiruna AB (Geografisk informasjonssystem implementert i et IBM PC/AT-system).

Prosjektbeskrivelse

1. Undersøkellesområdet

Prosjektet omfatter Lakselvdalen/Lyngsdalen Reinbeitedistrikt som har sitt barmarksbeiteområde i Troms og vinterbeiteområde i Kautokeino (Finnmark). Reinbeitedistriktet driver sin drift innenfor 7 kommuner og 2 fylker, og av den grunn er det svært viktig å få en bedre oversikt over hvilke ressurser som finnes og hvilke inngrep som er foretatt innenfor reinbeitedistriktet. Spesielt vil arealdelen innenfor den nye plan- og bygningsloven bety at reinbeitedistriktet må få et ordentlig arealressurskart, et særverdiområdekart/konfliktkart og andre kart som kan brukes i kommunal, fylkeskommunal og statlig planlegging. Slike kart vil også være av uvurderlig betydning for distriktets egen planlegging.

Hovedarbeidet vil foregå i sommerbeitedistriktet, som omfatter indre deler av Lyngenhalfvøya, og området er svært variert m.h.t. vegetasjonstyper, landskapstyper og omfatter også de høyeste tinder i Nord-Norge (Lyngsalpene).

2. Delprosjekt 1

Vegetasjons- og beitetypekartlegging

Forsøk som er gjort på vegetasjonskartlegging av reinbeiteområder i Canada, på Finnmarksvidda og Dividalen har vist at den nye generasjon fjernmålingssatellitter vil ha stor nytte for vegetasjons- og beitetypekartlegging. I Canada har den nye fjernmålingsteknikken v.h.a. satellitter blitt brukt med gode resultater (høy grad av riktighet; 90% til 100%) i forvaltningen av rein og caribou.

Fjernmålingsteknikken har store fordeler fram for konvensjonelle metoder når det gjelder dekning av store geografiske områder, presis arealestimering, og muligheten av stadig repetisjon og overvåking av arealressursene over tid. Dette vil føre til innsparing av tid og kostnader da bildedataene foreligger på digital form og fordrer omfattende og direkte maskinell behandling av data (digital bildebehandling). Men før man kan satse på en satellittdatabasert arealressurskartlegging av de samiske reinbeiteområder (40% av Norges areal), må man gjennomføre en forsøksfase der man relaterer satellittbilddata mot bakkedata og fastslår hvor nøyaktig denne metoden er. Er metoden tilfredsstillende vil dette representere en stor nyvinning innen ressurskartlegging/overvåking. Ikke minst vil dette få betydning for forvaltning av reinbeiteområdene såvel på lokalt plan (reinbeitedistriktene), som på sentralt plan (områdestyrene for reindrift i hvert fylke).

Da store deler av sommerbeiteområdet er utilgjengelige områder i form av høye tinder og isbreer, er det viktig å få skilt disse ut på kart. Spesielt vil dette ha stor betydning for distriktplanleggingen og dokumentasjon av beiteområdene.

Det foreligger ingen vegetasjonskart innenfor området, men man vil bygge på en del registreringer av vegetasjon som er utført av Botanisk avdeling ved Universitetet i Tromsø for Fylkesmannen i Troms. Samtidig vil det være nødvendig med en del befaringer og feltarbeid i området.

Prosjektet vil omfatte både styrt- og ikke styrt klassifikasjon av både SPOT-data og Landsat 5 TM-data, for om mulig å kombinere disse to sensorsystemers evne til å klassifisere og kartlegge vegetasjon.

Feltdatainnsamlingen vil foregå innenfor treningsområder som blir plukket ut på skjerm i bildebehandlingssystemet (utvalg på grunn av spektralsignaturer, mønster og tekstur). Feltdatundersøkelsene blir derfor gjort på satellittbildets premisser, og synsosiologi (kartlegging av vegetasjonskompleks) synes derfor som den best anvendelige metoden for tilpassing til satellittdatabasert kartlegging.

Et viktig element i prosjektet blir også en sammenlikning mellom SPOT-HRV-sensoren og Landsat 5 TM-sensoren m.h.t. vegetasjonskartlegging og kartlegging av inngrep som er gjort i reinbeiteområdet. Man vil også vurdere

nyten av å kombinere disse to datatypene for produksjon av vegetasjons-/beitetypekart og arealkonfliktkart.

3. Delprosjekt 2

Kartlegging av tilgjengelige vinterbeiter og tilstanden av disse

Undersøkellesområdet ligger i Akkanasområdet sydøst for Kautokeino og opp mot finskegrensen. Området er svært oppstykket av myrer, men vil også omfatte svært homogene vegetasjons- og beitetyper. Et element i undersøkelsen er å kartlegge tilstanden på vinterbeitene, og dette vil danne basis for planleggingen for reinbeitedistriktet (distriktsplan). Hvis fjernmåling kan brukes til en kvalitativ estimering av tilgjengelige vinterbeiter, må dette innføres som en standard innen denne delen av ressursforvaltningen. Spesielt vil kanal 5 på Landsat 5 TM-satellitten kunne brukes til dette, da det er denne kanalen (spektralbåndet) som kartlegger lavbeiteområdene best. Man vil også vurdere om en deling av bruken av satellittdata er veien å gå, nemlig bruk av Landsat 5 TM-data for kartlegging av senhøst-, vinter- og vårbeiter (delvis) og bruk av SPOT-data for kartlegging av sene vårbeiter, sommerbeiter og tidlige høstbeiter.

Undersøkelsen vil omfatte både ikke-styrt og styrt klassifikasjon.

4. Delprosjekt 3

Bruk av geografisk informasjonssystem (GIS) for produksjon av et flerbruks-/konfliktkart og andre reindriftskart

Kombinasjon av vegetasjonsdata, data som viser inngrep og deres lokalisering i terrenget med data fra reindriftens arealbruk i et Geografisk Informasjonssystem (GIS), vil kunne føre til produksjon av ulike karttema som kan presenteres utad for bl.a. planleggere innenfor kommune, fylke og stat. Dette vil bl.a. kunne føre til at saksbehandlingstiden for inngrepssaker i reinbeiteområdene vil minske, samtidig som dette vil være konfliktdepende. Et geografisk informasjonssystem (GIS) vil også muliggjøre en effektiv og koordinert oppdatering av kart og arealoversikter når endringer registreres, f.eks. gjennom SPOT- eller Landsat TM-informasjon, eller hvis reinbeitedistriktets arealbruk endrer seg. Grunnlagskart her vil være vanlige topografiske kart i M711-serien (M 1:50 000), med

mulighet til også å utnytte ØK-kart i målestokk 1:20 000 der det vil være nødvendig.

Man vil i denne forbindelse opprette kontakt med Statens kartverk for utnyttelse av geografiske informasjonssystemer. Likeledes vil man måtte opprette kontakt med Satellitbild AB i Kiruna (Sverige) for utnyttelse av et geografisk informasjonssystem implementert i et IBM PC/AT-system. Da Satellitbild AB er Europa-agent for dette systemet er det nødvendig å ha kontakt med dette foretaket. Dette systemet er rimelig i pris (SEK 300 000 for programvare og hardvare) og vil derfor kanskje kunne kjøpes inn og utnyttes i fremtidens reindrift (på regionalt nivå).

Referanse

Tømmervik, H. & Lauknes, I. 1986. Noen erfaringer med bruk av satellittdata i kartlegging av reinbeiter, Dividal, Kautokeino og Pasvik. — *Reinforskermøtet i Rovaniemi 15. - 17. oktober 1986. Rangifer, Bilag til nr 1/87.*

Noen erfaringer med bruk av satellittdata i kartlegging av reinbeiter, Dividal, Kautokeino og Pasvik

Hans Tømmervik¹ og Inge Lauknes²

¹ Norske Reindriftsamers Landsforbund, 9000 Tromsø, Norge

² Forskningsstiftelsen ved Universitetet i Tromsø, 9000 Tromsø, Norge

Sammendrag: Foredraget tar for seg de erfaringer som vi har gjort med bruk av satellittdata i kartlegging av reinbeiter. Tre områder er undersøkt, Dividal og Avzzi-området i Kautokeino og Pasvik, på bakgrunn av SPOT-simulerte data og LANDSAT 5 TM-data. Resultater fra Dividal viser at de satellittdata som forelå var tatt for tidlig til å få et tilstrekkelig grunnlag for skikkelig arealressurskartlegging, men resultatene nede fra skogsområdet viste fra 80% til 100% samsvar i forhold til det tolkete flybildet for de skogstypene som var kommet lengst fenologisk. Fra fjellområdet fikk man en bra oversikt over de tilgjengelige vinterbeiter, da satellittbildene var tatt på våren. Klassifikasjon på Kautokeino-scenen viste derimot god overenstemmelse med det tolkete flybildet fra området, og klassifikasjon med hensyn til lavheier og fattige bjørkeskoger med lav viste fra 90 - 100% samsvar i forhold til det tolkete flybildet. Tilstanden av lavbeitene kunne også til en viss grad detekteres ut fra satellittdataene. Visuell analyse viser at inngrep i beiteområdene som skogshogst, veier og andre inngrep lett kunne bli tolket ut. De foreliggende resultater viser at man kan bruke satellittdata som første trinns kartlegging av reinbeiter, samt til overvåking av reinbeitene over tid.

How much does a Svalbard reindeer eat in winter?

Nicholas Tyler

Avdeling for Arktisk Biologi, Universitetet i Tromsø, N-9001 Tromsø, Norge

Abstract: Svalbard reindeer (*Rangifer tarandus platyrhynchus*) store large reserves of subcutaneous fat during summer and autumn which, it has been suggested, might be sufficient to meet a substantial part of their energy requirements during winter. An alternative suggestion (Tyler, in press), however, is that fat is not their main source of energy after all and, moreover, that principal role of their fat reserves is for enhancing reproductive success rather than for substituting for forage. Is it realistic to suggest that these high arctic herbivores could meet the greater part of their energy requirements in winter by feeding, given that the aerial biomass of available forage in Svalbard is very low in late winter? This question was investigated by using a simple model to predict what rate of food intake pregnant and non-pregnant adult female Svalbard reindeer would have to achieve to meet their daily energy demands from forage. The results are modest (3.1 and 1.7 g dry matter per grazing minute in pregnant and non-pregnant animals, respectively) which supports the suggestion that Svalbard reindeer could live off forage in winter.

The role of reindeer in damages on grass crops

Arvi Valmari

Mäkiranta 2-4 B 9, SF-96400 Rovaniemi, Finland

Abstract: Reindeer cause damage to different kinds of cultivations mainly during the vegetation period. They dig out overwintering grass from under the snow and leave excrement on the grass. These latter phenomena have caused the most severe controversy since it is not generally known that the real loss is rare or negligible and that the compacting of the snow often protects the grass against pathogenic low temperature fungi.

Reindeer faeces were mixed with silage conserved with acid and fed to young cattle. No harm was observed even with the largest percentage (2.55% on a dry-matter basis). The danger that reindeer dung could spoil properly made silage or hay seems to be negligible.

Chemical composition of the reindeer summer and winter food

Mauri Nieminen

Finnish Game and Fisheries Research Institute, Game Division, Reindeer Research, Koskikatu 33 A, 96100 Rovaniemi, Finland

Abstract: Semi-domesticated reindeer eat during the period of snow cover mainly lichen (*Cladina* spp.), which they must dig for in the snow. In the southern part of the Finnish reindeer herding area reindeer can also eat arboreal lichens (*Alectoria* and *Bryoria* spp.) and frozen *Deschampsia flexuosa* hay. During summer reindeer feed on over 350 species of various plants, mainly sedges (*Carex* spp.), cottonsedges (*Eriophorum* spp.), shrubs, numerous grass and herb species and leaves from trees. The chemical composition of reindeer food was studied during summer 1983 in 88 sampling areas in the reindeer herding area of Finland.

The nutritive value of growing tundra plants, sedges and grasses is very high and reindeer always select the highest quality forage available. The reindeer's summer food contains usually about 22% crude fibre and 15% crude protein in DM. The crude protein content varied in different areas and was 7.1 to 16.3% of DM in *D. flexuosa*, 8.5 to 18.2% in *Equisetum fluviatile*; 9.3 to 21.7% in *E. sylvaticum*; 8.9 to 14.7% in *Carex* spp.; 10.6 to 16.2% in *Epilobium angustifolium*; 9.4 to 15.2% in *Menyanthes trifoliata*; 10.3 to 25.5% in *Potentilla palustris*; 11.3 to 23.0% in leaves of *Betula pubescens*; 10.1 to 14.7% in *B. nana*; 15.2 to 19.3% in *B. tortuosa*; 9.3 to 20.2% in *Salix phylicifolia* and 6.6 to 14.9% in *S. lapponum*.

The crude protein content varied in different areas and was 2.4 to 4.0% of DM in *Cladina rangiferina*; 2.2 to 4.6% in *C. mitis*; 2.2 to 3.3%

in *C. stellaris*; 2.0 to 3.2 in *Cetraria nivalis* and 4.3 to 8.0% in *Stereocaulon* spp. The mean of crude fibre content was 38.8% of DM in *C. rangiferina*; 30.1% in *C. arbuscula*; 39.8% in *C. stellaris* and 6.4% in *Cetraria nivalis*. Lichens contained on average 1.4 to 3.3% of DM crude fat and 0.4 to 1.8% of DM sugar. Lichens contained few minerals or trace elements. When lichens are digested, negative balances of protein and minerals occur. However, lichens contain large amounts of easily digestible sugar (mainly lichenin and isolichenin), enabling the reindeer to get the energy they need quickly in winter.

Selenium, cadmium and lead content in reindeer meat and liver samples

Mauri Nieminen¹, Jorma Kumpulainen² and Jouni Timisjärvi³

¹ Finnish Game and Fisheries Research Institute, Reindeer Research, Rovaniemi

² Agricultural Research Center, Jokioinen

³ Dept. of Physiology, Univ. of Oulu, Oulu, Finland

The element selenium was discovered by Berzelius in 1817 and the first organic compound containing selenium was prepared 30 years later. In 1957 selenium was indentified as the essential trace element. Selenium has been shown to be effective in prevention and treatment of a number of necrotizing diseases of domestic animals. Low tissue selenium values have been reported in connection with hepatic lesions, cardiac myopathy, skeletal muscle myopathy, and other lesions attributable to a selenium-vitamin E deficiency. Both selenium and vitamin E have antioxidant properties. The selenium content in Scandinavian soils and plants is usually very low and selenium deficiency in humans has been shown to be associated for example with cardiomyopathy and cancer. The low selenium content in Finnish foods and fodder plants has made it necessary to add selenium compounds to feeds. In the present study selenium, cadmium and lead content in meat and liver of reindeer were studied during autumn 1984 in Kaamanen field station. Altogether 31 semi-domesticated reindeer (24 calves, 6 adult females and 1 castrated male) were used in the study. The reindeer were freely-grazing during summer and autumn before sampling.

Selenium content in reindeer meat was very high, means 0.86 mg/kg dry weight (range 0.65 - 1.05 mg/kg) in calves, 1.02 mg/kg (range 0.83 - 1.29 mg/kg) in adult females and 0.96 mg/kg dry weight in a castrated male. The values were

higher than previously measured in reindeer and about 20 times higher than that measured in Finnish cow. Selenium content in reindeer liver samples was also very high, mean 3.14 mg/kg dry weight (range 1.88 - 6.31 mg/kg) for calves and 2.42 mg/kg dry weight (range 2.16 - 2.82 mg/kg) for females. Cadmium content was very low in meat of calves (mean <0.01 mg/kg dry weight). Higher values were measured in liver of calves (mean 0.63 mg/kg dry weight) and females (1.57 mg/kg). The lead content was low in meat of calves (mean <0.02 mg/kg dry weight) and adult reindeer (mean 0.02 mg/kg). Higher values were measured in liver samples of calves (mean 1.13 mg/kg dry weight) and females (mean 1.09 mg/kg). Cadmium and lead values were much lower than found previously in Finnish moose samples.

Leverbiopsi på ren

Soveri, T.¹ & Nieminen, M.²

¹ Institut för anatomi och embryologi, Veterinärmedicinska Högskolan, Hämcentie 57, 00550 Helsinki, Finland

² Vilt- och Fiskeriforskningsinstitutet, Renforskning, Koskikatu 33 A, 96100 Rovaniemi, Finland

Sammandrag: Under vintern 1984 - 1985 togs leverbiopsier från 14 kalvar i februari och i april, 26 stycken i allt, vid Paliskuntain Yhdistys (Föreningen för Renbeteslagen) försöksstation i Kaamanen. Kalvarna betade fritt på naturbetesmarker men de fick också litet extra foder (hö, fräken och kraftfoder). Kalvarna vägdes tre gånger: i november, i februari och i april. De var uppdelade i två grupper på grund av deras viktutveckling från november till februari. Kalvarna i grupp 1 hade i genomsnitt gått ner 5.5 kg (12.5%) i vikt under tiden från november till februari och 1.0 kg (0.3%) från februari till april. De motsvarande värdena för grupp 2 var 1.5 kg (3.9%) och 2.7 kg (6.6%).

Biopsier togs i det tolfte intercostalrummet på höger sida med Surecut TSK biopsinål och histologiska snitt framställdes. Snitten undersöktes med ljusmikroskop och olika strukturers relativa volym räknades morfometriskt. Strukturer som räknades var: leverceller, sinusoidceller, sinusoidlumen, cytoplasma i leverceller, kärnor i leverceller, fett i leverceller och fett i sinusoidceller.

Den relativa volymen av leverceller och cytoplasma i leverceller var större och den relativa volymen av sinusoidceller och kärnor i leverceller var lägre i april än i februari i hela försökpopulationen. De ovannämnda förändringarna var särskilt klara i grupp 2 som härtill hade lägre relativ volym av sinusoidlumen i april än i februari och i jämförelse med grupp 1 i april.

Det verkar som om levercellernas storlek och speciellt mängden av cytoplasma i dessa ökade under värvintern. Som en följd av ökad levercellvolym minskade den relativa volym av sinusoidceller och sinusoidlumen. Den ökade volymen av cytoplasma i levercellerna kan tyda på en ökad aktivitet, främst en aktiverad glukoneogenes.

Maternal investment in male and female offspring in a herd of semi-domesticated reindeer

Ilpo Kojola, Eija Eloranta and Mauri Nieminen

Finnish Game and Fisheries Research Institute, Game Division, Reindeer Research, Koskikatu 33 A, SF-96100 Rovaniemi, Finland

It has been suggested in some recent papers dealing with polygynous mammals, that large-bodied (dominant) females maybe fitter, when investing in sons. Additionally, early maternal investment in dimorphic mammal maybe heavier in male than in female offspring, because variation in offspring adult body size or/and sex-dependent neonatal mortality rate is influenced by magnitude of resource allocation to offspring. Higher mortality among male young is hypothesized to be a consequence of a greater susceptibility of males to food shortages associated with their faster growth rates and increased nutritional requirements.

We examined investment in an experimental reindeer herd in Inari, Finnish Lapland. Birth sex ratio was evidently influenced by maternal condition during previous breeding season. Averagely within each yearly age category amongst middle-aged (age 6 - 8 years, reproduced 4 - 6 times) females, cows giving birth to male calves had been heavier in previous autumn than cows, which parturated female offspring. When cows were allocated into two groups in relation to autumn weight, we found out, that proportion of male calves was significantly greater among offspring born to heavier females than to lighter ones. Body weight of young females (2 - 4 years old) did not have clear effect on successive offspring sex ratio. Second-breeders have more female calves than cows belonging to any other category of parity. This is suggested to mirror heavy costs of

reproduction for primiparous females. Sex ratio after a barren year was male-biased by 2:1 and proved out to be the only significant deviation from 1:1 ratio.

Male calves suckled more than female calves during first month following the birth of the calf. But, sex-dependent differences in suckling behaviour were essentially reduced, if male calves showing lowest growth rate were ignored. This astonishing finding was supported by the observation, that daily suckling time was negatively correlated ($r = -0.582$, $df = 17$) with milk yield. It may be suggested that malnutrition caused low-growing calves to suckle much.

Obviously of the same reason, calves of primiparous mothers suckled distinctive frequent. Permittance patterns of mothers lead us to ask if balancing of sex-related early mortality is a major function of selection for early investment in scarce environment. We think, that it is relevant to note the greater variation in early growth rate of male calves compared to that of the female calves.

Both the sex of the offspring and maternal dominance affected on mother-calf relationship in winter. Female calves had closer bond with mother than male calves. Calves within both sexes were more closely associated to dominant than subordinate mothers. We hypothesize, that dominant females are capable to invest heavier in their offspring in winter. That may be adaptive even at the cost for the foetal growth, because winter mortality is high among calves.

Relationships between body weight and body measurements of reindeer

Mauri Nieminen and Juhani Leppäluoto

Finnish Game and Fisheries Research Institute, Reindeer Research, Koskikatu 33 A, 96100 Rovaniemi, Finland

Genus *Rangifer* populates the northernmost habitat of the *Cervidae* and shows alterations in body weight, skeletal growth rate and nutritional state with the marked seasonal changes in its environmental conditions. Body weight and measurements have long been the standard criteria for evaluation of growth in domestic animals. Body weight has been also used most by workers to describe growth and body size in reindeer and caribou. The numerical values of the weight to length ratios of skeletal bones are not so much expressions of growth rates, but rather of the growth patterns of these bones. Body measurements and ratios are useful taxonomic criteria and are used in *Rangifer* systematics. The results indicate that body ratios, such as shoulder height/foreleg length and shoulder height/back length are independent of body size and thus primarily of genetic origin (Nieminen & Helle 1980). The objective of this study was to measure the apparent age- and sex-related growth and the seasonal changes in body weight and body measurement in semidomesticated reindeer.

During different seasons in 1969 - 85 the body weight was measured in Kaamanen experimental station and in different herding cooperatives from 2932 reindeer females ranging from birth to 14 years of age and from 1037 males ranging from birth to 10 years of age. General physical development was measured after the first 4 months of life by chest circumference and back length taken from 1490 females and 510 males. The mean birth-weight of female calves was 5.0 kg. Male calves weighed 0.3 kg more. After the

first 6 months of life, body weight of reindeer calves followed alternating periods of positive and negative growth. The body weight increased until the age of about 3.5 years in females and until the age of 5 - 7 years in males. In winter both young and adult females lost between 13 and 19% of their prime autumn weight. However, the percentage of prime autumn weight lost by males in winter increased from about 10% the first year to 33% at maturity. The fluctuations of body weight are largely attributed to the seasonal deposition and mobilization of fat reserves. Growth of reindeer ceased in winter because of either an inherent physiological rhythm or a decline in nutritive value of the diet, or both.

The body weight of female reindeer was highly correlated with the back length ($r=0.809$) and chest circumference ($r=0.860$). Similar relationships were also found for male reindeer ($r=0.892$ and 0.872 , respectively). However, the best relationships were noted between the body weight and the joint measure (back length + chest circumference) in female ($r=0.877$) and male reindeer ($r=0.941$). Similar relationships have been shown for domestic species. There were some differences in relationships between the body weight and the joint measure in young and over 3-year-old females and males. Differences were also found in these relationships during autumn and winter.

Effekten av akutt sult og emosjonelt stress på vommiljø og kjøttkvalitet i rein Svein D. Mathiesen¹, Holger Ursin², Håkan Sundberg³, Colin G. Orpin^{1,3} og Arnoldus Schytte Blix¹

¹ Avdeling for Arktisk Biologi og Institutt for Medisinsk Biologi, Universitetet i Tromsø

² Institutt for Fysiologisk Psykologi, Universitetet i Bergen

³ ARFC, Institute of Animal Physiology and Genetics, Cambridge, UK

Innledning

Hard driving, biltransport, samt lengre opphold i gjerder har vist seg å påføre rein et stress som ofte vil redusere kjøttkvaliteten. Direkte årsak til dårlig lukt, smak og kvalitet på kjøttet har vært diskutert, men er ennå ukjent. Først når man kjenner denne, vil det være lettere å trekke klare driftsrelevante tiltak som vil bedre kjøttproduktene og samtidig ivareta en rasjonell reindrift.

Rebinder og Edquist (1981) fant økt plasma urea verdier i sterkt belastede dyr, og trodde at dette kunne være årsaken til urinsmak på kjøttet. En slik klar sammenheng er imidlertid ikke funnet mellom urea/ammonium-verdier i kjøtt og ubehagelig ammonium-lignende lukt fra samme (Hanssen et al 1984). Emosjonelt stress har ofte stått sentralt i debatten, men effekten av akutt sult har vært lite fremme. Skjenneberg et al (1974) fant en svak tendens til at kjøtt fra dyr som ikke var sultet, ble foretrukket av et smakspanel fremfor kjøtt fra sultede dyr.

Ofte er reinen ikke føret under driving, eller i gjerdet før slaktning. Sult vil foruten å påvirke reinens glycogen-reserver, også influere på det mikrobielle miljøet i vommen. Når reinen sulter blir vominnholdet tynnere, men vomsekken blir aldri tom selv etter langvarig sult. Til slutt er innholdet bare en illeluktende tynn suppe (Skjenneberg 1965). Heller ikke vil vombakte-

riene dø helt ut. Selv etter lang tid uten mat vil bakterie-populasjonen bare være redusert med 75% (Mathiesen ikke publisert). Lukten skyldes trolig forandringer i den mikrobielle aktiviteten i vommen som under sult er basert på fermentering av planterester, døde mikrober og avskallet vomepitel. Flak av vomepitel kan for eksempel sees i vomsaften til sau etter klippestress (Orpin ikke publisert). Vi tror at denne forandringen i substrat-tilgangen vil medføre en overgang til økt produksjon av forgrenede flyktige fettsyrer produsert som følge av økt tilgjengelighet av forgrenede aminosyrer. Slike fettsyrer, for eksempel 2-methyl- butyrat, iso-butytrat og iso-valerat, har alle vond lukt. Vi ønsket å finne ut om det var disse fettsyrene som var absorbert over vomveggen og hadde satt smak og lukt på reinkjøttet.

Samtidig var vi interessert i å søke å finne metoder som ville angi nivået av stressbelastning i en reinflokk forut for selve slaktingen. Det er kjent fra andre dyr at selve avlivingsprosessen vil influere så mye på blodets stresshormoner, at disse gir et dårlig bilde på den forutgående stressbelastningen. Vi har derfor bestemt konsentrasjonen av hjernetransmittorene dopamin, dopac og noradrenalin, i de frontale lapper av hjernen. Dette er stoffer som blir påvirket av dyrets stresstilstand.

Materiale og metoder

Prøver fra 24 rein av begge kjønn ble samlet inn fra en tilfeldig flokk på 200 dyr, slaktet ved slakteriet i Kautokeino i februar 1986. Dyrene ble drevet inn i gjerdet med snøscooter over en to dagers periode, noen av dyrene ble stående to dager i gjerdet uten mat, men med tilgang til snø.

Kontrollgruppen, bestående av 5 simler, ble fraktet til Tromsø og gitt lav og snø *ad lib* over en 14 dagers periode, og deretter skutt på 10 - 20 m hold uten forutgående stressbelastning. Prøver fra hjerne, blod, kjøtt og vominnhold ble tatt umiddelbart etter at dyrene var avlivet, og oppbevart ved -80°C , for senere å bli analysert ved bruk av GLC (fettsyrer) (Pethick et al 1981), og HPLC (hjernetransmittorer).

Resultater og diskusjon

Dette pilotstudiet indikerer at hjernetransmittorer fra de frontale lapper kan brukes til å beskrive nivåer av det stress som reinen var gjennom før slakting (Fig. 1). Størst forskjell ble funnet for konsentrasjonen av dopamin mellom de to gruppene. Konsentrasjonen av dopac var også høyere i dyrene som ble slaktet i Kautokeino, sammenlignet med kontrollgruppen. Derimot var det ingen forskjell i konsentrasjonen av noradrenalin.

Flyktige forgrenede fettsyrer ble påvist i vominnholdet i begge grupper i konsentrasjoner

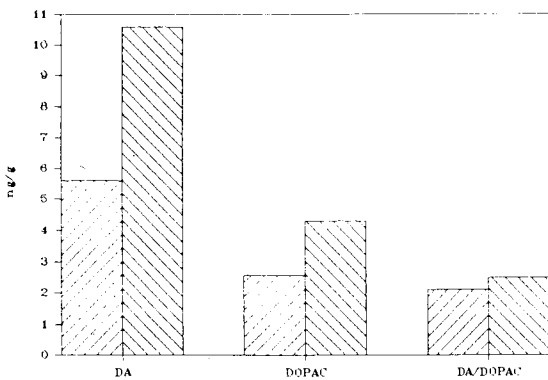


Fig. 1. Konsentrasjon av dopamin (DA) og dopac (ng/g), samt forholdet da/dopac i vev fra hjernens frontale lapper, fra en kontrollgruppe av rein føret lav *ad lib* i 14 dager (n=3), sammenlignet med prøver tatt fra dyr under en vanlig slakting i Kautokeino, (n=6).

Tabell 1. Konsentrasjon av flyktige fettsyrer (mM) i vominnhold, blod og kjøtt i rein, føret 5 kg *ad lib* lav pr dyr pr dag (kontroll), (n=5), samt fra rein slaktet ved Slakteriet i Kautokeino, (slaktedyr) (n=24). IM = ikke målt.

	Kontroll	Slaktedyr
<i>Vominnhold:</i>		
Total VFA	126,61	101,78
Acetat	87,45	75,38
Propionat	23,29	12,89
Butyrat	11,45	7,69
Iso-butyrat	1,77	1,86
Valerat	0,46	1,34
Isovalerat	2,19	2,62
Acetat/Propionat	4,1	6,6
<i>Muskel:</i>		
Acetat	547,50	0
<i>Blod:</i>		
	IM	0

som også er kjent fra tamme drøvtyggere. Verdien for isovalerat må likevel karakteriseres som høye både i gruppen slaktet i Kautokeino og i kontrollgruppen (tabell 1). Total konsentrasjonen av flyktige fettsyrer var 101,78 mM i vominnholdet i dyrene fra Kautokeino, sammenlignet med 126,61 mM i kontrollgruppen. Forholdet mellom acetat og propionat, henholdsvis 6,6 og 4,1 i slaktegruppen og kontrollgruppen, indikerer at slaktegruppen var mer sultet. På tross av dette var vi ikke i stand til å finne forgrenede flyktige fettsyrer hverken i blodet eller i muskulaturen fra noen av gruppene. 2-metyl-butyrat ble ikke påvist hverken i vom, blod eller muskel.

Resultatene er derfor hittil negative når det gjelder vår hypotese om at stress påvirker vommiljøet og dermed kjøttkvaliteten. Det er imidlertid tvilsomt om dyrene som var slaktet i Kautokeino var tilstrekkelig stresset til å gi et klart utslag. Det bør i denne sammenheng fremheves at det ikke ble påvist dårlig lukt eller andre subjektive tegn på dårlig kjøttkvalitet under slaktingen.

Selv om vi således hittil ikke har kunnet avdekke årsakene til dårlig kjøttkvalitet, er det grunn til å merke seg med tilfredshet at slakting, slik den for tiden foregår i Kautokeino, ikke synes å gi utilbørlig stress eller dårlig kjøttkvalitet.

Referanser

- Hanssen, I., Kyrkjebø, A., Opstad, P. K. and Prøsch, R. 1984. Physiological responses and effects on meat quality in reindeer (*Rangifer tarandus*) transported on lorries. — *Acta. vet. Scand.* 25: 128 - 138.
- Pethick, D. W., Lindsay, D. B., Barker, P. J. and Northrop, A. J. 1981. Acetat supply and utilization by the tissue of sheep *in vivo*. — *Br. J. Nutr.* 46: 97 - 110.
- Rehbinder, C. and Edquist, L. E. 1981. Influence of stress on some blood constituents in reindeer (*Rangifer tarandus* L.). — *Acta. vet. Scand.* 22: 480 - 492.
- Skjenneberg, S. 1965. Reinens ernæring. — I: *Rein og reindrif*. A.S. Fjell-Nytt, Lesjaskog.
- Skjenneberg, S., Jacobsen, E. og Movinkel, H. 1974. pH-verdien i reinkjøttet etter forskjellig behandling av dyrene før slakt. — *Nordisk Veterinærmedisin* 26: 436 - 443.

The effects of maternal age and body weight on reindeer calf birth-weight and survival

Eija Eloranta and Mauri Nieminen

Finnish Game and Fisheries Research Institute, Reindeer Research, Koskikatu 33 A, 96100 Rovaniemi, Finland

Some recent evidence suggest that maternal age and weight have a clear effect upon calving in the genus *Rangifer* (Lenvik & Bö 1983, Skogland 1984). The objective of this study is to report on the effects of maternal age and weight on birth-weight and vitality of calves. Calving and calf production were studied in an experimental reindeer herd in Inari Kaamanen (69° 10' N) in northern Finland. The reindeer were freely grazing in the area of 70 km². The calving area was 8 ha.

During 1970 - 84 altogether 913 hinds gave birth and most of the calving took place between May 10. and 29.; 50% of the calves were born up to 22.5 and 90% up to 29.5. The percentage of calves (calves/hinds preceding year) was on average 79.2%.

The hinds gave birth for the first time at the age of three years and produced calves succesfully up to the 9th pregnancy (Eloranta & Nieminen 1985). The mean weight of pregnant hinds was 71.7 kg. A highly significant linear regression was obtained between the birth-weight of calves and the weight of pregnant hinds just prior to calving ($r=0.58$) as well as in the preceding autumn ($r=0.49$).

There was a large range (1.8 to 8.5 kg) in the birth-weight of newborn calves; male calves weighed about 0.3 kg more than female. Over 5-year-old and over 80-kilograms weighing hinds gave birth to the heaviest calves (mean 6.3 kg). The most successfull in calving were the 3

- 6 years old hinds, while the productivity of younger and older hinds was clearly lower.

The total loss of calves during the first six months was about 34.5% (range 6.3 to 100%) and 12.2% of the calves died during the calving period. They were usually younger than one day and on average weighed 1.3 kg less at birth than calves who lived until autumn. The hinds of calves dying early were usually young and calving for the first time. The calf mortality during the calving period was over 30% among under 3-year-old hinds and about 10% among older hinds. There was no such difference in calf mortality between age classes in summer.

The birth-weight of calves was in relation to the timing of births. Those calves that were born before the peak of calving were significantly heavier ($P<0.001$) than those who were born later. The sex-ratio among calves born before the peak of calving was 1:1. The mean age and weight of hinds which calved before the peak of calving were higher than those of hinds calving later.

X-ray diffraction and bone structure in reindeer

Sinikka Eskelinen¹ and Mauri Nieminen²

¹ Department of Physiology, University of Oulu, Oulu, Finland

² Finnish Game and Fisheries Research Institute, Reindeer Research, Rovaniemi, Finland

Abstract: Bone consists of an organic matrix and mineral calcium phosphate. Bone mineral consists of a crystalline phase similar to hydroxyapatite (CHA) and an amorphous calcium phosphate phase. The proportion of this non-crystalline fraction has been found to be related to the age, diet and the degree of tissue mineralization.

The relative weight fractions of crystalline hydroxyapatite and amorphous calcium phosphate and the relative crystal sizes of the diaphyseal and epiphyseal metacarpus bone, spongy and compact rib bone, calvarium, pedicle and the middle and distal parts of antlers of 27 male and female reindeer calves and adult hinds were studied by x-ray diffraction techniques. The samples were collected in autumn and stored at -20°C for less than three weeks.

No significant sex-differences were noticeable in calves. Significant differences were found between calves and adult hinds. Crystal size and crystalline hydroxyapatite content in hinds were larger than that of calves but the relative fractions were equal. The differences were greatest in compact rib bone and in epiphyse. The results indicate that the mineralization of epiphyseal tissue in calves has not been completed.

The structure of antlers in reindeer calves and hinds was similar: from the pedicle to the top the crystalline hydroxyapatite content and the crystal size decreased. The structure was typical to young tissue.

X-ray diffraction techniques are very suitable for studying the bone calcium phosphate metabolism of the reindeer and they indicate also the age and the growth phase of the bones.

Introduction

The determination of crystal size by x-ray diffraction technique

The average crystal size is inversely proportional to the width at half-maximum intensity of the x-ray diffraction peak:

$$D = \frac{K \lambda}{B \cos \theta}$$

D = average crystal size

K = numerical constant (=0.9)

λ = wave length of x-rays used

B = half-width of the x-ray diffraction peak

θ = diffraction angle

The quantitative phase analysis of a multi-component system by x-ray diffraction technique

The method was developed by Alexander and Klug (1948).

The intensity (area) of the diffraction maxima associated with one component is dependent on the weight fraction of that component within a multi-phase system:

$$I_1 = \frac{K_1 x_1}{P_1 (x_1 (\mu_1 - \mu_m) + \mu_m)}$$

I_1 = the diffraction intensity of component 1

K_1 = material constant for the component 1

x_1 = weight fraction of component 1

P_1 = density of component 1

μ_1 = mass absorption coefficient of component 1

μ_m = average mass absorption coefficient of the rest of the multiphase system

The quantitative phase analysis of the bone tissue

Bone consists of an organic matrix and mineral calcium phosphate. Bone mineral consists of a crystalline phase similar to hydroxyapatite $\text{Ca}_{10}(\text{PO}_4)_6(\text{OH})_2$ and an amorphous calcium phosphate phase. The proportion of this non-crystalline fraction has been found to be related to the age, diet and the degree of tissue mineralization of the animal (Termine and Posner 1967). It is suggested that the amorphous bone mineral fraction is a metastable precursor of crystalline bone apatite.

The x-ray diffraction method, which has been utilized to quantitate the amorphous/crystalline mineral compositions of bone powder specimens, has been developed by Harper and Posner (1966). It is an adaptation of the technique developed by Alexander and Klug (1948).

The intensity (area) of certain discrete bone apatite x-ray diffraction maxima is directly proportional to the amount of crystalline apatite within the tissue, and the intensities of different samples are directly comparable if the amount of water and protein in tissues are approximately the same and the mass absorption coefficients of amorphous calcium phosphate and hydroxyapatite are equal. These assumptions are usually valid except in very poorly mineralized samples.

Material and methods

The tissues studied were the diaphyseal and epiphyseal metacarpus bone, spongy and compact rib bone, calvarium, pedicle and the middle and distal parts of antlers of 27 male and female calves and adult hinds. The samples were collected in autumn and stored at -20°C less than three weeks. After the storage period

the bones were dried in ethanol-trichloroethylene and ground to $75\ \mu\text{m}$ before use.

The samples were examined by the x-ray diffraction technique described by Harper and Posner (1966) using a Philips diffractometer with scintillation counter (copper target, nickel filter, 36 kV, 24 mA). The x-ray data for each sample were obtained in two regions: (002)-reflection between $24,50^\circ$ and $27,25^\circ$ (20° -scale) and (hk0)-reflections between $37,50^\circ$ and $41,25^\circ$ (20° -scale). The intensities of reflections were determined gravimetrically. The bone intensity used for weight fraction measurements was the intensity of (002)-reflection plus half of the intensity of (hk0)-reflections. For crystal size measurements the half-width of the (002)-reflection was used.

Results

The diffraction intensities which describe the proportion of crystalline hydroxyapatite in the various bone tissues are presented in Fig. 1. The corresponding half widths of the (002) reflection peak of the same tissues which describe the inverse of the crystal size are presented in Fig. 2.

No significant sex-difference was noticeable in calves. This is understandable because the hormonal activity has not started yet. Significant differences were found between calves and hinds: crystal size and crystalline hydroxyapatite content in hinds were greater than in calves. The difference was largest in compact rib bone and in epiphyse. The results indicate that the mineralization of epiphyseal tissue in calves has not been completed (Figs 1 and 2). In antlers the crystalline hydroxyapatite content and the

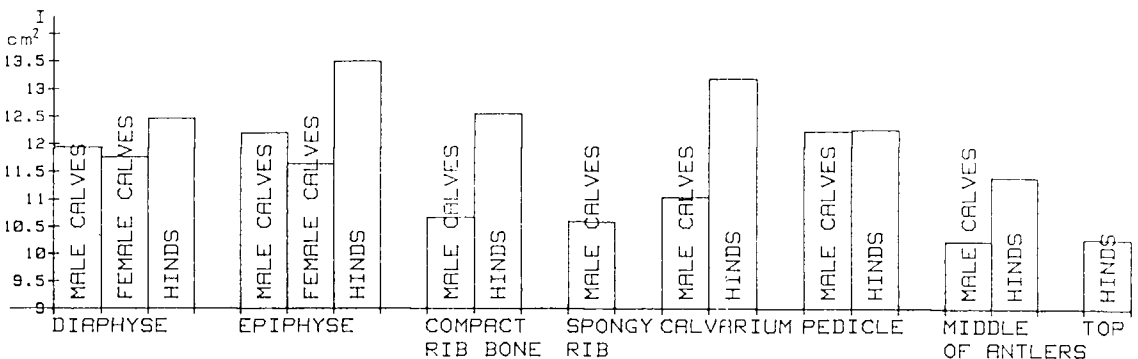


Fig. 1. The diffraction intensities of different samples (directly proportional to the weight fraction of hydroxyapatite).

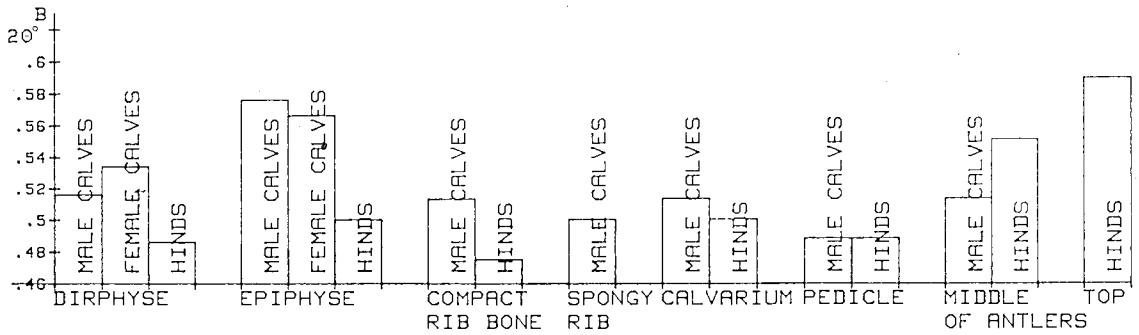


Fig. 2. The half-widths of different samples (inversely proportional to crystal size).

crystal size decreased from the pedicle to the top. The structure is typical to young tissue.

The diffraction intensity in February of the spongy rib of one starved female calf was only 7.03, whereas the corresponding value of normal calves was 10.7 (Fig. 1). The half width of the (002)-peak was 0.488°. This shows that the degree of mineralization of the rib has been strongly reduced, but the crystal size of the crystals remaining was equal to normal animals (Fig. 2).

Discussion

The diffraction technique is a reliable method for following the degree of mineralization of bone tissues (Termine and Posner 1967). Also the treatment of specimen before measurements have no influence on the results (Eskelinen and Nieminen 1976). The large amount of specimen which is necessary for the powdering of the tissue reduces the applicability of the method in the case of small animals, but is not important in the case of reindeer.

The result obtained with the starved calf clearly demonstrated the significance of bone tissues as a calcium pool when the nutrition of the animal is poor. Another interesting problem where the diffraction method might be useful is, how the growth of antlers will stress the animal and change the degree of mineralization of other bone tissues.

References

- Alexander, L. E. and Klug, H. P. 1948: Basic aspects of x-ray absorption in quantitative diffraction analysis of powder mixtures. — *Anal. Chem.* 20: 886 - 889.
- Eskelinen, S. and Nieminen, M. 1976: Studies on the amorphous/crystalline interrelationships in bone mineral. — *Proc. Second Natl. Meeting on Biophysics, Espoo* 12. - 13.2. 1976, pp. 81 - 83.
- Harper, R. A. and Posner, A. S. 1966: Measurement of noncrystalline calcium phosphate in bone mineral. — *Proc. Soc. Exp. Biol. (N.Y.)* 122: 137 - 142.
- Termine, J. D. and Posner, A. S. 1967: Amorphous/crystalline interrelationships in bone mineral. — *Calc. Tiss. Res.* 1: 8 - 23.

The chromosomes of reindeer (*Rangifer tarandus*)

Ulla Gripenberg¹, Maija Wessman¹ and Mauri Nieminen²

¹ Department of Genetics, University of Helsinki, Arkadiankatu 7, 00100 Helsinki, Finland

² Finnish Game and Fisheries Research Institute, Koskikatu 33 A, SF-96100 Rovaniemi, Finland

The karyotypes of *Rangifer t. tarandus* L. and *Rangifer t. fennicus* Lönnb. have been established. The chromosomes have been stained by several methods (G-, C-, Q- and R-banding, NOR-staining). The chromosome number is 70, NF is 74. The autosomes consist of 33 acrocentric pairs and one submetacentric pair (no. 34). The sex chromosomes, X and Y, are of giant size. The karyotype is identical in both subspecies (Gripenberg et al. 1984). The largest autosomes (nos. 1 and 2) have tiny satellites; satellite associations are frequently observed in the metaphases.

The idiogram of the reindeer is compared to the idiogram of the moose (*Alces alces*) (Gripenberg et al., in press). Several similarities are found. The chromosome number in the moose is 68 as a consequence of a fusion between two acrocentric chromosomes forming a large new metacentric chromosome (no. 32). NF is 74 as in the reindeer. Many of the reindeer autosomes have G-bänd patterns identical with the patterns of corresponding moose chromosomes. The most obvious difference between reindeer and moose concerns the amount and distribution of heterochromatin (C-bands). The autosomes of the reindeer have small C-bands; the C-bands of the moose autosomes are large, comprising approximately 40% of the total amount of the chromatin. Heteromorphic C-bands are frequently seen in the moose karyotype. The two largest autosomes of the moose are satellited as the corresponding chromosomes of the reindeer.

The large arms of X and Y chromosomes of the reindeer have huge heterochromatic blocs; in moose the sex chromosomes have insignificant C-bands. The X chromosome of the moose has during evolution developed through an inversion of an originally acrocentric X chromosome. This ancient X chromosome is still present in those cervids with the original karyotype (Neitzel 1982). This X chromosome differs according to its banding pattern decisively from the common mammalian X chromosome. Polymorphic Y chromosomes have furthermore been observed in the moose.

The submetacentric autosomes (no. 34 in the reindeer and no. 33 in the moose) are identical. They lack C-bands. This chromosome originates from a large acrocentric autosome, which has undergone a pericentric inversion.

Satellite DNA has been isolated from the reindeer and moose genomes. *In situ* hybridisation of the cloned DNA fraction is in progress.

References:

- Gripenberg, U., Söderlund, V., Wahlberg, C. & Blomqvist, L.: The banded karyotype of the reindeer, *Rangifer tarandus*. — *The 8th International Chromosome Conference, Lübeck 1983 (Abstract)*.
- Gripenberg, U., Nygren, T., Tommerup, N. & Väinölä, R.: Polymorphism in the karyotype of the moose (*Alces alces*). — *1. Symposium über Wildtiergenetik, Giessen 1985 (In press)*.
- Neitzel, H. 1982: Karyotypenevolution und deren Bedeutung für den Speziationprozess der Cerviden. — *Thesis. Berlin*.

Effects of artificial feeding on the body weight, nutritional status and rumen function in reindeer

Ulla Heiskari¹ and Mauri Nieminen²

¹ Department of Animal Husbandry, University of Helsinki, Helsinki, Finland

² Finnish Game and Fisheries Research Institute, Reindeer Research, Koskikatu 33 A, 96100 Rovaniemi, Finland

In Finland the lichen grazing areas of semi-domesticated reindeer are decreasing, especially in the forested part of Lapland, where 2/3 of the reindeer are raised. Simultaneously the number of reindeer is increasing rapidly and the supplementary feeding of reindeer is expanding.

A feeding experiment was carried out during winter 1986 in Kaamanen Field Station. Altogether 36 female reindeer were fed with five commercial fodders differing in feed components and chemical composition and with lichens. The nutritional condition of reindeer was followed by weighing and blood samples. The digestibilities of six natural and artificial reindeer fodders were also studied by *in vitro* micro-digestion technique with rumen liquors from six reindeer and one sheep.

During the three months feeding period the body weights of artificially fed groups remained unchanged or increased. Only the lichen fed group lost body weight and it differed significantly from the artificially fed groups in April. The birth weight and the body weight of three-week-old calves correlated with the body weight of hinds just prior to calving ($r=0.391$ and 0.491). The daily weight gain of calves during the first weeks of their life (age between 15 - 29 days) differed between groups.

In February the creatinine, cholesterol, triglyceride and phosphate concentration of serum differed between feeding groups. In April there were also differences in total protein,

albumin, gammaglobulin and calcium concentration. However, only the lichen fed group differed significantly from the other groups. There was significant correlation between the daily intake of digestible crude protein ($g/W^{0.75}$) and total serum proteins ($r=0.425$). Also the daily intake of calcium and phosphorus correlated with serum calcium and phosphate concentration.

The *in vitro* digestibilities (dry matter disappearance) of both ground (*Cladina* spp.) and arboreal (*Bryoria* spp.) lichens were lower in liquor from sheep than from reindeer. Especially the digestibilities of ground and arboreal lichens were low (14.2% and 47.2% IVDMD) in liquor from sheep. Dry hay (*Phleum pratense*) had higher digestibility in liquor from sheep than in liquor from reindeer. When using liquor from lichen fed and artificially fed reindeer the digestibility of dry hay was lower than in liquor from the reindeer grazed in natural winter pastures. Arboreal lichens had higher digestibility in liquor from artificially fed and naturally grazed reindeer than in that from lichen fed reindeer. The digestibility of ground lichens was lower in liquor from naturally grazed reindeer than in liquor from artificially fed and lichen fed reindeer. Commercial reindeer fodder had lower digestibility in liquor from lichen fed than artificially fed and naturally grazed reindeer.

Selective cooling of the brain in reindeer

H. K. Johnsen, A. S. Blix, & J. B. Mercer

Department of Arctic Biology, Institute of Medical Biology, University of Tromsø, P. O. Box 635, 9001 Tromsø, Norway

Selective cooling of the brain during hyperthermia has been demonstrated in several species of mammals (Baker 1979, 1982). Such cooling is achieved by heat exchange between the cooled venous blood returning from the nasal mucosa and the warmer arterial blood entering the brain via the carotid rete.

Spot measurements of brain temperature (T_{br}) and carotid blood temperature (T_{car}) were made within 1 min. of death in 40 wild reindeer (*Rangifer tarandus tarandus*). At T_{car} lower than 40.5°C T_{br} was higher than T_{car} . With increasing T_{car} above 40.5°C T_{br} remained at approximately 40.5°C, indicating that selective cooling of the brain had occurred.

Angiographic examination of the distribution of the venous return from the nasal mucosa during induced hypothalamic or rumen heating and cooling in trained reindeer demonstrated that the angular oculi veins were constricted during cold stress and dilated during heat stress. A segment of the facial vein appeared to be completely occluded during heat stress as a result of which the cooled venous return from the nose was directed to the cavernous sinus via the angular oculi veins. Histological examination of the vaso-active segment of the facial vein showed unusually rich longitudinal and circular layers of smooth muscle cells.

Clamping the angular oculi veins in the heat stressed animal resulted in an immediate rise in T_{br} , which returned to the control level after the clamp was released.

Qualitative measurements of nasal air flow were made in two heat stressed reindeer. When the animals' respiratory pattern changed from closed to open mouth panting, inspiration through the nose continued while expiration occurred predominantly through the mouth.

Conclusions

Selective cooling of the brain in reindeer seems to be achieved by constriction of a part of the facial vein which obstructs the flow of cold venous blood in the facial vein and directs the venous return from the nose to the cavernous sinus via the angular oculi veins. Cooling of the brain is maintained even when the respiratory pattern changes from closed to open mouth panting because the reindeer continue to breathe in through the nose, thus, ensuring that cooling of the nasal passages is sustained.

References

- Baker, M. A. 1979. *Sci. Am.* 240, 114 - 122.
- Baker, M. A. 1982. *Ann. Rev. Physiol.* 44, 85 - 96.

Finnish reindeer ranges - History, research and aspects of multiple use

Arja Kautto, Riitta Laakso and Mauri Nieminen

Finnish Game and Fisheries Research Institute, Game Division, Reindeer Research, Koskikatu 33 A, 96100 Rovaniemi, Finland

In Finland 30 - 60 % of the reindeer winter food consists of lichens. Thus the maximum numbers of reindeer in the reindeer herding co-operatives, which are determined every ten years, are based mainly on the quantity and quality of winter ranges. The first inventory of reindeer pastures was carried out by Finnish senate in 1912. The co-operations marked on maps their ranges and gave descriptions about them. In 1936 and 1962 inquiries were repeated by the association of co-operatives. In 1966 results of the third national forest inventory (NFI) were utilized in estimating the area of mineral soils in every co-operative (Helle 1966). The different lichen pastures were graded on the basis of their production capacity and possibility of reindeer to get forage under the snow. Biomasses of the reindeer lichens (*Cladina* spp.), hair-grass (*Deschampsia flexuosa*) and arboreal (*Bryoria* and *Alectoria* sp.) lichens were evaluated experimentally as an integrated part of NFI in 1976 - 1978 (Mattila 1981).

In the beginning of 1970's the number of counted reindeer (over 1 year old) in Finnish reindeer herding district was 113 174 (1.6 reindeer/km² mineral soil). During the past 15 years the number has doubled and now there is on average 3.3 reindeer/km² mineral soil. However, the differences between co-operatives are great: from 1.2 to 5.4 reindeer/km². The highest densities are found mainly in the northernmost co-operatives. In general, meat production per/ha has increased in the whole reindeer herding district. Partly this is because of intensive supplemental feeding.

The most important lichen range types were studied by L. Kärenlampi in different parts of

Finnish reindeer husbandry area in 1972. An inventory of vegetation was made on part of these sample areas in 1983 (Kautto 1985). The biomasses of forage lichens had reduced in the passed 11 years. The vegetation of bottom layer as well as field layer had become more patchy. The main species in the bottom layer were *Cladina mitis* and *C. rangiferina* with hornlichens, dwarf shrubs and mosses. Arboreal lichens had reduced clearly in the entire trees and not only in the reindeer grazing height. The scenes of the natural resource satellites give new possibilities for the interpretation of different forest characteristics. Their use in reindeer range inventory is under study.

Reindeer husbandry and forestry have not been able to avoid conflicts in Finland. The best forests with arboreal lichens have been cut. For example in the reindeer co-operative of Poikajärvi this has led to supplemental feeding of reindeer since 1969. The amount of hay used for that has increased to nearly 20 kg. At the same time the number of counted and slaughtered reindeer and meat production has decreased.

The increased tourism is a problem in the northern co-operatives. In early spring the walkers and snowmobiles disturb calving for example in the co-operative of Käsivarsi, especially at the popular Kilipsjärvi - Halti area. Lack of information is one of the reasons for that. During 1974 - 83 together 23 298 reindeer were killed by vehicles and trains in Finland. Reindeer deaths were concentrated in the heavily trafficked herding areas. During 1976 - 83 predators killed 8 900 reindeer in Finland. The worst killers were wolf, wolverine, bear and eagle.

Effects of synthetic TRH and LRH on serum levels of FSH, LH, TSH and thyroid hormones in female reindeer

Juhani Leppäluoto¹, Jouni Timisjärvi¹, Eija Eloranta², Virve Ojutkangas² and Mauri Nieminen²

¹ Department of Physiology, University of Oulu, Finland

² Finnish Game and Fisheries Research Institute, Reindeer Research, Rovaniemi, Finland

The effects of synthetic luteinizing hormone-releasing hormone (LHRH) and thyrotropin-releasing hormone (TRH) on the serum concentrations of hypophyseal thyrotrophic and gonadotrophic hormones have been studied in lambs (Crichton et al, 1975), dairy cows (Foster, 1978) and in some cervids such as red deer (Kelly et al, 1982). Synthetic releasing hormones have not, to our knowledge, been tested in the genus *Rangifer*. The aim of the present study was to examine, how the synthetic releasing hormones affect the serum levels of TSH, FSH and LH in reindeer (*Rangifer tarandus tarandus* L.)

The present study was carried out in the Kaamanen Reindeer Research Station in Inari (69°10'N) in northern Finland. Blood samples were taken from 10 lactating reindeer hinds, 2-8 years of age. A mixture of synthetic thyrotropin-releasing hormone, TRH (500 µg), (UCB-Bioproducts) and luteinizing hormone-releasing hormone, LHRH (500 µg), (UCB-Bioproducts) was injected intramuscularly. Jugular venous samples (15 ml) were collected just before the injection and then after the injection at 30-min intervals up to 90 min. The studies were carried out at the beginning of June.

During blood sampling all hinds were restrained by hand. The samples were collected into serum tubes, centrifuged within 4 h of collection and the serum fractions were stored at -20°C until analysed. Serum TSH, FSH and LH were measured by radioimmunoassays using commercial heterologous antisera produced in rabbits from UCB-Bioproducts (i550/001, i558/001 and 555/001) and standards (NIADDK-

bTSH11, NIAMDD-oFHS11 and NIADDK-oLH11). Hormones were iodinated by the Chloramine-T method. Immunocomplexes were precipitated by sheep antiserum against rabbit immunoglobulins. Serum T₃ and T₄ were measured by commercial radioimmunoassay kits supplied by Farnos Diagnostica.

The concentrations of TSH in serum varied from 48.6 uIU/ml to 551 uIU/ml. As a response to the single i.m. injection of TRH and LHRH, TSH rose 60% in 30 minutes. Another TSH concentration peak was detectable at 90 minutes. Serum T₄ concentration before the injection ranged from 93 nmol/l to 163 nmol/l. A rise of on average 11% was detected 90 minutes after injection. Serum T₃ concentration varied from 1.6 nmol/l to 2.7 nmol/l. T₃ concentration was increased 35% at 30 minutes ($p < 0.01$). The most marked rise was established 90 minutes after TRH injection ($p < 0.001$).

Serum FSH concentration before injection varied between 70.7 uIU/ml and 257 uIU/ml. FSH concentration rose 56% in 30 minutes ($p < 0.01$) and 92% in 90 minutes ($p < 0.001$) when compared to the control values. Serum LH concentrations showed a large range of variations (162 uIU/ml - 1257 uIU/ml). LH concentration sharply increased after the injection; 359% at 30 minutes, 385% at 60 minutes and 560% at 90 minutes ($p < 0.05$).

In conclusion, after the administration of synthetic TRH, the serum concentration of hypophyseal TSH was elevated at 30 minutes after injection. Another peak value was established at 90 minutes. Thyroid hormones (T₄ and

T₃) reached their peak concentrations at 90 minutes. With synthetic LHRH the concentration of FSH and LH started to increase after 30 minutes from injection and the peak values were established at 90 minutes.

Our results are in agreement with those obtained from dairy cows or sheep.

References

- Crichton, D. B., Foster, J. P., Haresign, W. & Scott, S. A. 1975. Plasma LH and progesterone levels after single or multiple injections of synthetic LH-RH in anoestrous ewes and comparison with levels during the oestrous cycle. — *J. Reprod. Fert.* 44: 121 - 124.
- Foster, J. P. 1978. Plasma LH concentrations after single or double injections of synthetic LH-RH in dairy cows. — *J. Reprod. Fert.* 54: 119 - 121.
- Kelly, R. W., McNatty, K. P., Moore, G. H., Ross, D. & Gibb, M. 1982. Plasma concentrations of LH, prolactin, oestradiol and progesterone in female red deer (*Cervus elaphus*) during pregnancy. — *J. Reprod. Fert.* 64: 475 - 483.

Genetic variation in Finnish wild and semi-domesticated reindeer (*Rangifer tarandus*)

Mauri Nieminen¹ and Virve Ojutkangas²

¹ Finnish Game and Fisheries Research Institute, Game Division, Reindeer Research, Koskikatu 33 A, 96100 Rovaniemi, Finland

² Department of Genetics, University of Oulu, Oulu, Finland

The genus *Rangifer* comprises today of 10 living subspecies. The morphometric variation in skull and body characteristics of reindeer from various wild and semi-domesticated populations in Fennoscandia is well documented (Nieminen 1980, Nieminen & Helle 1980, Espmark 1981). The Finnish semi-domesticated reindeer are descendants of wild mountain reindeer. The transferrin locus in reindeer is highly polymorphic (Røed 1985). In the present study blood samples from 307 semi-domesticated reindeer from 6 different herding co-operatives and from 8 wild forest reindeer (*R. t. fennicus* Lönnb.) from Kuhmo were analysed for transferrin variability by starch gel electrophoresis during 1974 - 86. Liver and skeletal muscle samples from 36 semi-domesticated reindeer from 3 different localities and from 7 wild forest reindeer were also analysed for 15 enzymes.

A total of 31 presumed protein loci were identified. On the basis of electromorphs 11 of the enzymes were monomorphic: aldehyde oxidase (AO), alkaline phosphatase (APH) leucine aminopeptidase (LAP), malic enzyme (ME), aldolase (ALD), α -glycerophosphate dehydrogenase (α -GPD), phosphoglucomutase (PGM), glucose dehydrogenase (GDH), hexokinase (HK), isocitrate dehydrogenase (IDH) and malate dehydrogenase (MDH). Acid phosphatase (ACPH), esterase (EST), lactate dehydrogenase (LDH), superoxid dismutase (SOD) and

transferrin (TF) were polymorphic. All of the polymorphic loci found in muscle samples were also polymorphic in liver samples. Three phenotypes were observed at the *Acpb-2* locus and two at *Est-2*, *Ldh-2* and *Sod-4*.

Seven electromorphs of transferrin were found in the present study, corresponding to seven different alleles, named *TfA*, *TfC*, *TfE*, *TfG*, *TfH*, *TfI* and *TfK*. No *TfG*, *TfI* and *TfK* alleles were observed in wild forest reindeer. Altogether 13 alleles have been reported in reindeer from the Soviet Union and 12 alleles from southern Norway. The two alleles *TfC1* and *TfE1* have been the most common alleles in all populations of Scandinavian reindeer. The heterozygosity of alleles was high in semi-domesticated reindeer (mean 0.744) but rather low (0.402) in wild forest reindeer. The mean heterozygosity in previous studies has been 0.746 among the semi-domesticated herds and 0.764 among the wild populations. The genetic distance (D) (Nei 1972) between herds was highly variable, ranging from 0.021 between herds in Savukoski and Kuusamo to 0.326 between the wild forest reindeer in Kuhmo and the semi-domesticated reindeer in the Rovaniemi area.

Anatomy of brown adipose tissue in neonate reindeer

Päivi Soppela, Raija Sormunen and Mauri Nieminen

Finnish Game and Fisheries Research Institute, Reindeer Research, Rovaniemi and Department of Pathology, University of Oulu, Finland

Brown adipose tissue (BAT) is referred to as a separate specialized thermogenic organ, since it effectively functions as a main site of nonshivering thermogenesis (NST). Metabolic importance of BAT/NST in the defence against cold has been pointed out in reindeer calves in recent works (Markussen et al. 1985, Soppela et al. 1986).

Anatomy of BAT was studied in 15 neonate reindeer during 1985 and 1986. Material was collected from 13 calves, which had died soon after birth. Most calves were examined within a day to two days *post mortem*. In addition two calves were sacrificed for the immediate study. All calves were weighed, dissected and locations of appreciable BAT depots were identified anatomically. Adipose tissue was carefully removed from each location and the fresh weight determined. Electron microscopy was used to identify and characterize BAT microanatomy.

Adipose tissue from each location showed typical characteristics of BAT under electron microscopy. BAT comprised 1.2% of the body weight in normal calves (4.8 kg, n=7) and 0.9% of the weight in underweight calves (2.8 kg, n=8). There was a significant ($P<0.025$) difference between the groups. No difference existed in BAT contents between sexes. Total BAT and body weight correlated in normal ($r=0.988$) and in underweight ($r=0.907$) calves.

BAT was composed of either diffuse or discrete depots in various sites of the body, especially close to vital organs. In wellnourished calves dissected immediately after death BAT was light brown or yellowish and in most others it was dark brown or red. Largest BAT depot in normal calves was in the perirenal-abdominal region (26.9% of total BAT); this depot covered kidneys and abdominal lymph nodes extending dorsally to the pelvis. Second large depot was in the interscapular region (17.5%). Considerable

BAT depots were found in the intralumbar area (13.4%), in the vertebral region (11.7%) and on the both sides of sternum (12.1%). A more diffuse mass was found in the peritracheal region (7.5%). Smaller depots existed around the heart, in the mesenterium, in the occipital, axillar and inguinal regions. Usually there was no visible subcutaneous fat. Distribution of BAT in underweight calves did not differ from that in normal calves, except that percent of perirenal-abdominal depot was greater ($P<0.05$) than in normal calves.

Main characteristics of BAT microanatomy were a high granular structure and a rich network of capillaries and nerves. Typical brown adipocytes were polygonal cells with round, central nucleus and few small fat droplets. Cytoplasm was tightly packed with large, highly invaginated mitochondria proximal to lipid droplets. Brown adipocytes of the underweight calves had often almost entirely depleted of fat. Fat droplets were very few and small, and capillaries were expanded and filled with red corpuscles. Fat depletion or atrophy may result from prolonged cold exposure or starvation or both. BAT persists normally weeks in neonatal ungulates, although quantity and capacity of the tissue for NST declines with age. This is a target of our interest in further studies in reindeer BAT.

Observations on the foetal development of the reindeer

Jouni Timisjärvi¹, Mauri Nieminen² and Eija Eloranta²

¹ Department of Physiology, University of Oulu, Oulu, Finland

² Finnish Game and Fisheries Research Institute, Reindeer Research, Rovaniemi, Finland

The offsprings of different species show a wide range of stages of maturity at birth. The young may be almost completely unable to move and require perfect protection and rather thorough nursing, or may have an excellent insulatory hair coat and be able to walk almost immediately after birth. Regardless of the degree of maturity at birth a prerequisite of extrauterine life exists common among all mammalian species. All young must have developed circulation and lungs capable of maintaining independent life.

The foetal systemic and pulmonary circulations are coupled parallelly and the pulmonary circuit comprises a high-pressure system. The foetal shunts and high pulmonary vascular resistance guarantee a larger flow in the systemic circulation than in the pulmonary circulation. After birth placental oxygenation of the blood is completely abolished and replaced by the lungs. The circulatory rearrangements occurring after birth consist not only of the closure of the shunts, but also recoupling of the two circuits in series as seen during extra-uterine life. The pulmonary circulation now becomes a low-pressure system while systemic arterial pressures gradually rise towards the adult levels.

During the first breath the airways open. The requirements the peri- or neonatal cardiorespiratory system is facing to is comprised, not only of the maintenance of life under basal conditions, but also the demands raised by thermoregulation, the alimentary canal after feeding or by locomotion or excretory organs.

Ruminant calves are able to walk and run soon after birth. This is because of a well-developed locomotor system at birth. This system comprises not only the muscles and lever systems, but also the coordinative functions served by the central nervous system. The newborn reindeer calf shows highly advanced adaptation to hostile environment by having a good insulating coat

and being capable of moving almost immediately after birth.

In the present series we have made x-ray studies on foetal reindeer calves with reference to the vasculature and ossification process, especially that of the extremities.

Altogether 40 fetuses were collected either from slaughtered reindeer hinds or as stillbirths during the last winter (1985 - 86) within the Finnish reindeer rearing area. The weighing was performed on ordinary laboratory scales with a precision of 1 g, or as in the case of larger fetuses, with a precision of 10 g. After weighing the samples were frozen.

X-ray filming was done with the fetuses against the cassette. Special care was taken to avoid geometric errors by placing the long bones parallelly with the surface of the cassette. The length of the metacarpal bones was measured to the nearest 1 mm.

The studies on vasculature were carried out on two fetuses of estimated age of 150 to 170 days by injecting x-ray contrast medium either into the aorta or into the umbilical vein. The injection of the contrast medium was monitored fluoroscopically and by taking cineangiocardigrams.

The cineangiocardigrams showed a high degree of vascularization. The systemic arterial system was, in gross orientation, the same as seen after birth. The pulmonary arterial system could be demonstrated to exist as a dormant entity. The contrast medium could be forced from the aorta through the *ductus arteriosus* into the pulmonary artery, as it was shown to flow from the right atrium to the left one. The *ductus venosus* was clearly visible when the contrast medium was injected into the umbilical vein. Figure 1 depicts the gross anatomy of the blood vessels.

The ossification of the largest bones had begun in all fetuses involved in this series. Hence, the whole number of vertebrae and ribs, the scapulae

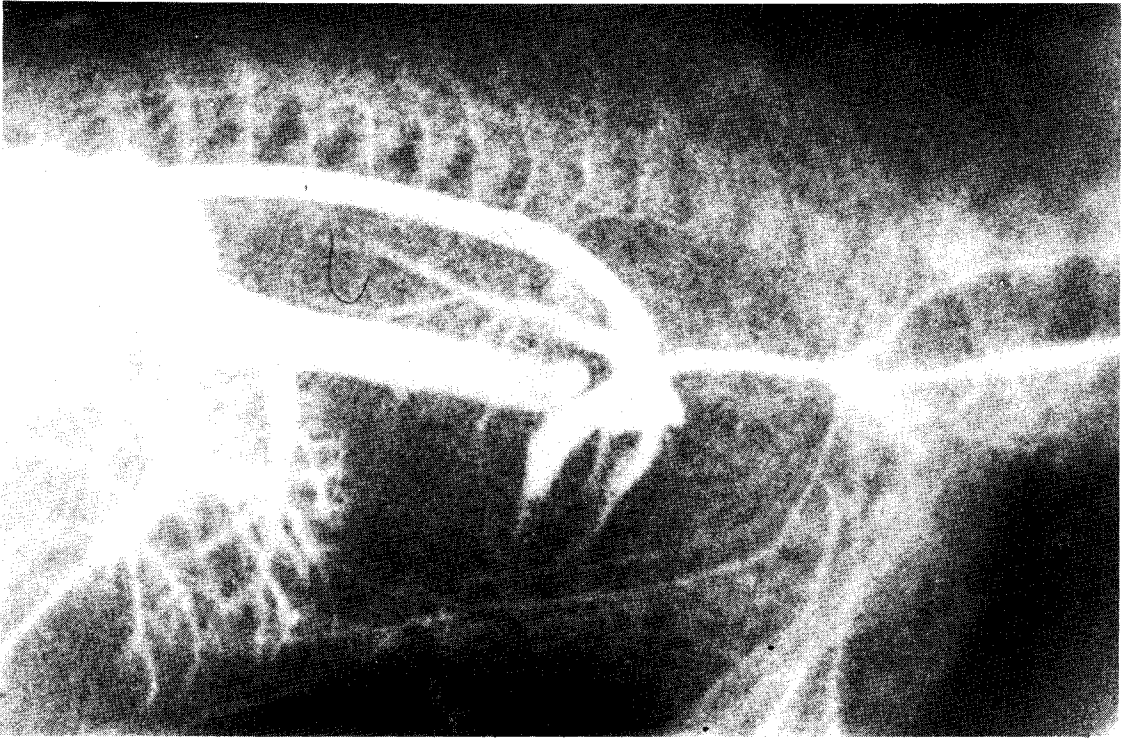


Fig. 1. Gross anatomy of the blood vessels in the reindeer foetus. Contrast medium injected into the aorta and inferior caval vein. Pulmonary arteries are visualized by the contrast medium flowing through the *ductus arteriosus*.

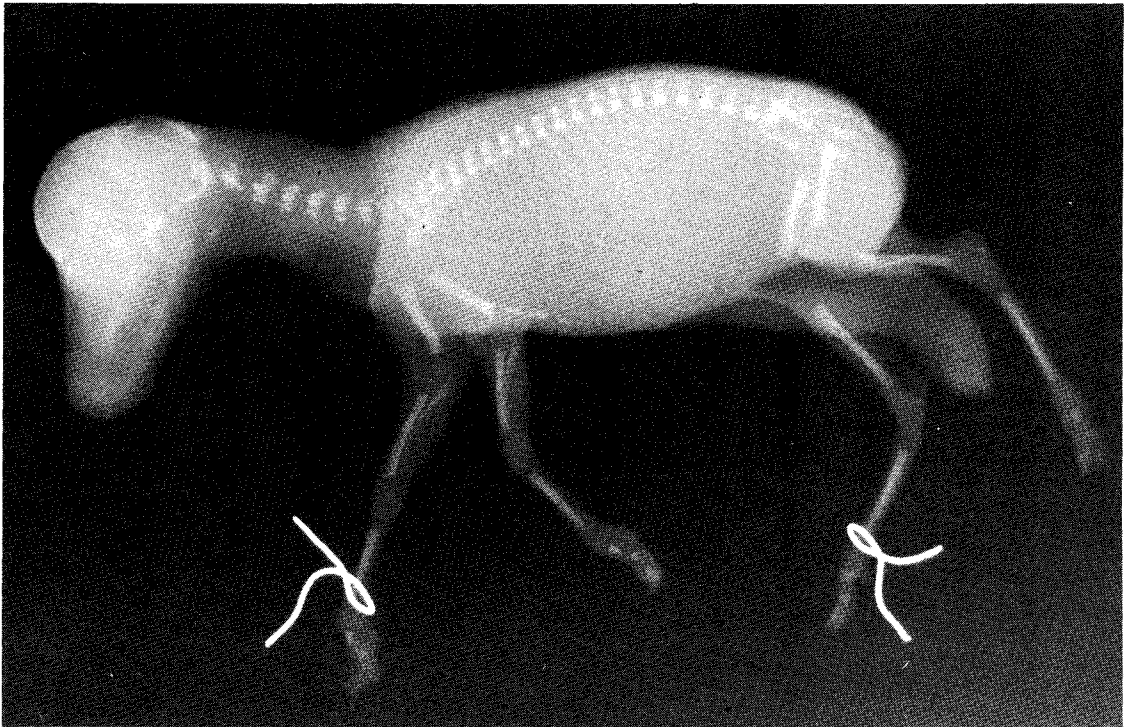


Fig. 2. Development of the bones. The ossification of the long bones of the extremities advanced. The small bones visible only as minor foci.

and pelvic bones, the bones of the skull and extremities were clearly discernible. The ossification foci of the smaller bones such as *digiti* or *calcanei* or teeth appeared later. Figures 2 and 3 depict the development of the long bones of the extremities. Measurements were taken in respect to the metacarpal bone both in the foreleg and the metatarsal bone in the hindleg. The results were plotted against the foetal weight. The growth is faster in the hindleg. Epiphyseal lines and the ossification foci of the joint surfaces appeared in the foreleg when the metacarpal length was at least 6 cm and in the hindleg when the metatarsal length was 7 cm, respectively. This corresponds to a foetal weight of about 1 kg.

The material included malformations in 4 cases and one multifoetus case.

In conclusion, the developing reindeer foetus shows a well-advanced circulatory system at least at an age of 5 months, corresponding to a weight of about 1.7 kg. The development of bones is slower with the small bones of extremities having the latest starting point. However, the locomo-

tion system shows a faster rate of growth than the weight gain and is satisfactorily matured during intrauterine life. The weight gain is then fastest during the last weeks of gestation.

References

- Dawes, G.S. 1969. Foetal and neonatal physiology. — *Year Book Medical Publishers, Inc. Chicago.* 247 pp.
- Development of the vascular system. Ciba Foundation Symposium 100. 1983. — *Pitman, London.* 254 pp.
- Hirvonen, L., Lind, J., Peltonen, R. & Peltonen, T. 1982. Kreislauf und Atmung im Fetal- und Neonatalstadium. — *Oulu.* 100 pp.
- Hirvonen, L., Timisjärvi, J. & Peltonen, T. 1979. Observations on circulatory adjustment in newborn reindeer and elk. — *Med. Biol.* 57: 352 - 356.
- Roine, K. 1974. Studies on reproduction in female reindeer with special reference to morphological and physiological conditions and foetal development. — *Helsinki.* 58 pp.
- Roine, K., Nieminen, N. & Timisjärvi, J. 1982. Foetal growth in the reindeer. — *Acta Vet. Scand.* 23: 107 - 117.

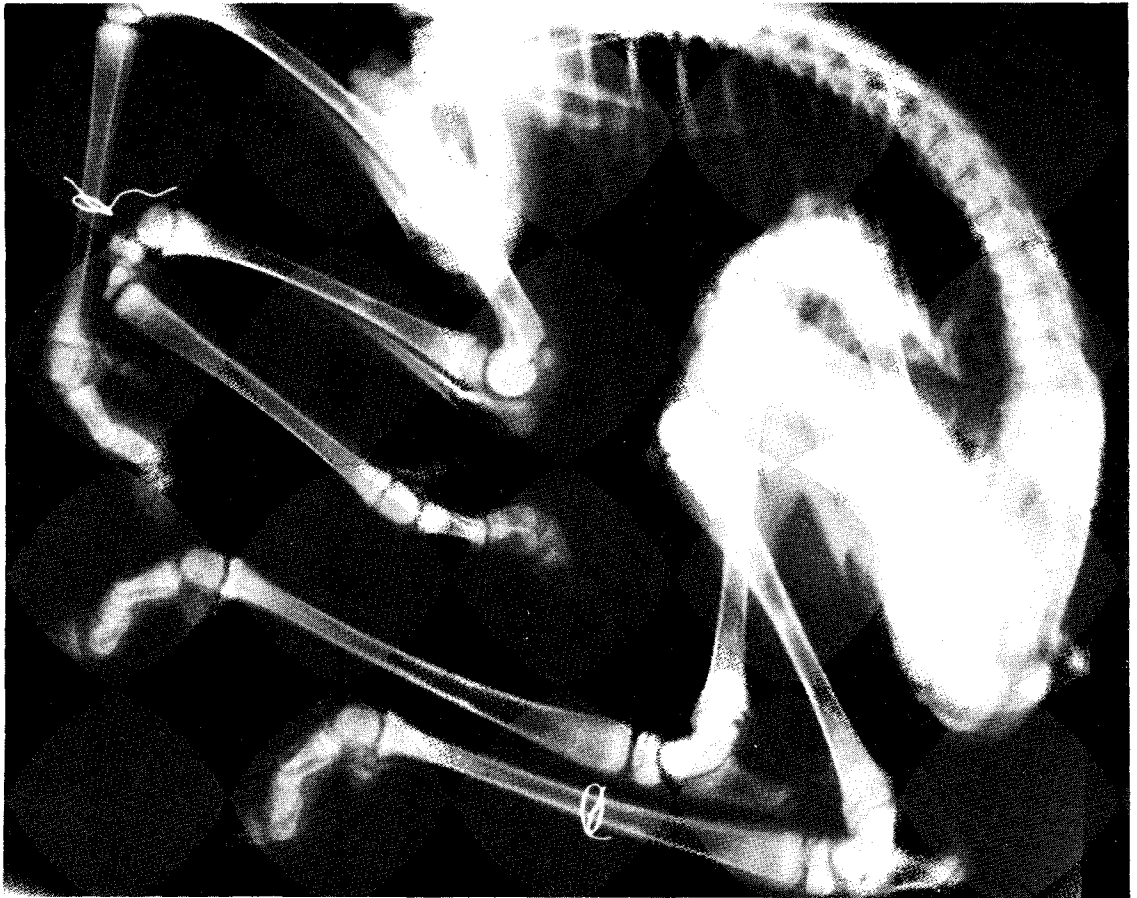


Fig. 3. The ossification advanced to the stage of birth.

Deltakere

Finland

Pekka Aikio

Norra Finlands Forskningsinstitut

Koskikatu 18 A 9

SF-96200 Rovaniemi

Eija Eloranta

RKTL, Porotutkimus

Koskikatu 33 A 17

SF-96100 Rovaniemi

Juhani Hassi

Uleåborgs Regionsinstitut för Arbetshygien

Box 451

SF-90101 Oulu

Ulla Heiskari

Universitetet i Helsinki

Institut för Husdjurskötsel

Leppäsuonkatu 9 C 410

SF-00100 Helsinki

Johannes Helander

Sámi Instituhtta

Näretie 10

SF-96190 Rovaniemi

Timo Helle

Norra Finlands Forskningsinstitut

Koskikatu 18 A

SF-96200 Rovaniemi

Veikko Huttu-Hiltunen

Paliskuntain Yhdistys

Koskikatu 33 A

SF-96100 Rovaniemi 10

Timo Jaakkola

Radiokemiska Institutionen

Helsingfors Universitet

Unionsgatan 35

SF-00170 Helsingfors

Arja Kautto

Vilt- och Fiskeriforskningsinstitutet

Viltavdelningen

Renforskningen

Koskikatu 33 A

SF-96100 Rovaniemi

Ilpo Kojola

Suomen Akatemia

Koskikatu 33 A

SF-96100 Rovaniemi

Riitta Laakso

Vilt- och Fiskeriforskningsinstitutet

Viltavdelningen

Renforskningen

Koskikatu 33 A

SF-96100 Rovaniemi

Mauri Nieminen

Vilt- och Fiskeriforskningsinstitutet

Viltavdelningen

Renforskningen

Koskikatu 33 A

SF-96100 Rovaniemi

Sven Nikander

Veterinärmedicinska Högskolan

Institut för Patologi

Tavastvägen 57

SF-00550 Helsingfors 55

Esko Petäjä

Institut för Kötteknologi

Universitetet i Helsinki

SF-00710 Helsinki

Sulo Rahko

Länsveterinären i Lappland

Rovaniemi

Tua Rahola

Strålsäkerhetscentralen

Box 268

SF-00101 Helsingfors

Kristina Rissanen

Strålsäkerhetscentralen

Louhikkotie 28

SF-96500 Rovaniemi

Kalevi Salminen

Jord- och Skogbruksministeriets

Veterinäravdelning

Livsmedelsbyrån

Berggatan 16

SF-00100 Helsinki 10

Päivi Soppela

Vilt- och Fiskeriforskningsinstitutet

Renforskningen

Koskikatu 33 A 17

SF-96100 Rovaniemi

Raja Sormunen

Universitetet i Oulu

Institut för Patologi

Kajaanintie 52

SF-90220 Oulu

Timo Soveri

Veterinärmedicinska Högskolan

Institut för Anatomi och Embryologi

Pl 6

SF-00551 Helsinki

Jouni Timisjärvi

Universitetet i Oulu

Institut för Fysiologi

Kajaanintie 52 A

SF-90220 Oulu

Arvi Valmari
Mäkiranra 2-4 B 9
SF-96400 Rovaniemi

Maija Wessman
Universitetet i Helsingfors
Genetiska Institutionen
Arkadiegatan 7
SF-00100 Helsingfors

Bengt Westerling
Statens Veterinärmedicinska Anstalt
Box 368
SF-00100 Helsingfors 10

Norge

Nils Ole Anti
Såmi Instituttet
Postboks 220
N-9520 Kautokeino

Arne G. Arnesen
Landbruksdepartementet
Postboks 8007 Dep
N-0030 Oslo 1

Øystein Ballari
Finnmark Fylke
Arealplanavdelingen
N-9800 Vadsø

Torolf Berthelsen
Statens Institutt for Strålehygiene
Østerdalen 25
N-1345 Østerås

Per Ludvig Boine
A/L Bajos
Postboks 355
N-9520 Kautokeino

Karstein Bye
Reindrifstadministrasjonen
Forskningsavdelingen
Postboks 20
N-9501 Alta

Inger Margrethe Hætta Eikermann
Reindrifstadministrasjonen
Forskningsavdelingen
Postboks 20
N-9501 Alta

Ivar Folstad
Universitetet i Tromsø
Institutt for Biologi og Geologi
Økologisk Avdeling
Prestvann Studentheim
N-9000 Tromsø

Øystein Fæstø
Universitetet i Trondheim
Institutt for Farmakologi og Toksikologi
Eirik Jarls gate 10
N-7000 Trondheim

Eldar Gaare
Direktoratet for Naturforvaltning
Forskningsavdelingen
Tungasletta 2
N-7000 Trondheim

Odd Halvorsen
Universitetet i Tromsø
Institutt for Biologi og Geologi
Postboks 790
N-9001 Tromsø

Rolf Egil Haugerud
Universitetet i Tromsø
Institutt for Biologi og Geologi
Økologisk Avdeling
Postboks 3085 Guleng
N-9001 Tromsø

Eirik Heggstad
Reindrifstkontoret i Sør-Trøndelag og Hedmark
7487 Haltdalen

Steinar Hermansen
Landbruksdepartementet
Postboks 8007 Dep
N-0030 Oslo 1

Knut Hove
Norges Landbrukshøgskole
Institutt for Husdyrernæring
N-1432 Ås-NLH

Helge K. Johnsen
Universitetet i Tromsø
Avdeling for Arktisk Biologi
Postboks 635
N-9001 Tromsø

Einar Karlsen
Landbruksdepartementet
Veterinæravdelingen
Postboks 8007 Dep
N-0030 Oslo 1

Johan Kleppe
Fylkesveterinæren for Nord-Norge
Postboks 652
N-9401 Harstad

Dag Lenvik
Norges Landbruksvitenskapelige Forskningsråd
Reindrifstkontoret
N-7460 Røros

Erling Lyftingsmo
Skog
N-8650 Mosjøen

Svein D. Mathiesen
Universitetet i Tromsø
Avdeling for Arktisk Biologi
Postboks 635
N-9001 Tromsø

Arne Nilssen
Tromsø Museum
N-9000 Tromsø

Lena M. Nilsen
Universitetet i Tromsø
Avdeling for Arktisk Biologi
Postboks 635
N-9001 Tromsø

Oddvar Njåstad
Norges Tekniske Høgskole
Uorganisk Kjemi
N-7000 Trondheim

Arne Rogmo
Reindriftsadministrasjonen
Forskningsavdelingen
Postboks 20
N-9501 Alta

Anne Cathrine Rørholt
Norske Reindriftssamers Landsforbund
Postboks 508
N-9001 Tromsø

Ole K. Sara
Reindriftsadministrasjonen
Postboks 20
N-9501 Alta

Sven Skjenneberg
Nordisk Organ for Reinforskning
Sekretariatet
Postboks 378
N-9401 Harstad

Terje Skogland
Direktoratet for Naturforvaltning
Forskningsavdelingen
Tungasletta 2
N-7001 Trondheim

Harald Sletten
Reindriftsadministrasjonen
Forskningsavdelingen
Postboks 20
N-9501 Alta

Odd Erling Smuk
Norske Reindriftssamers Landsforbund
N-8920 Varangerbotn

Hans Staaland
Norges Landbrukshøgskole
Zoologisk Institutt
N-1432 Ås-NLH

Atle Ørbeck-Sørheim
Helsedirektoratet
Seksjon for næringsmidler og ernæring
Postboks 8128 Dep
N-0032 Oslo 1

Nicholas Tyler
Universitetet i Tromsø
Avdeling for Arktisk Biologi
Postboks 635
N-9001 Tromsø

Hans Tømmervik
Norske Reindriftssamers Landsforbund
Postboks 508
N-9001 Tromsø

Sverige

Yngve Blom
Lantbruksnämnden
Rennäringsenheten
Box 333
S-831 23 Östersund

Bengt Ekendahl
Lantbruksnämnden
Box 333
S-831 23 Östersund

Bernt Jones
Veterinärmedicinska fakulteten SLU
Institutionen för klinisk kemi
Box 7038
S-750 07 Uppsala

Lars P. Niia
Sämi Instituhtta
Selmedalsvägen 14
S-126 55 Hägersten

Sture Nilsson
Svenska Samernas Riksförbund (SSR)
Brogatan 10 A
S-902 33 Umeå

Magnus Nordkvist
Statens Veterinärmedicinska Anstalt
S-750 07 Uppsala

Sigurd Pekkari
Länsstyrelsen
Länsveterinären
Stationsgatan 5
S-951 86 Luleå

Carl Johan Petersson
Sveriges Lantbruksuniversitetet
Institutionen för husdjursförädling
Box 7023
S-750 07 Uppsala

Lars Pittsa
Prädikantvägen 12
S-772 00 Gällivare

Erland Pääjärvi
Statens livsmedelsverk
Box 622
S-751 26 Uppsala

Axel Rydberg
Sveriges Lantbruksuniversitet
Renförsöksavdelningen
Box 5097
S-900 05 Umeå

Krister Scherling
Norrfrys AB
Box 54
S-953 00 Haparanda

Jan-Olof Snihs
Statens strålskyddsinstitut
Box 60204
S-104 01 Stockholm

Bjarne Örnstedt
Jordbruksdepartementet
S-103 33 Stockholm

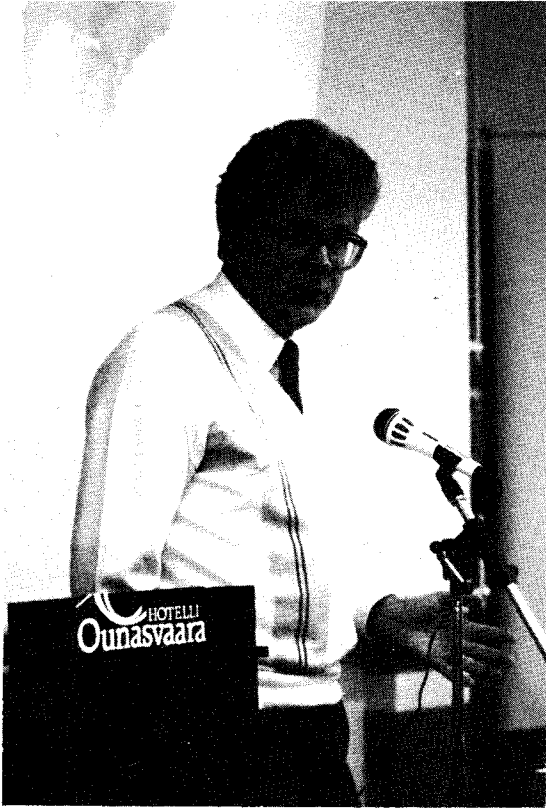
Birigitta Åhman
Sveriges Lantbruksuniversitet
Veterinärmedicinsk näringslära
Box 7023
S-750 07 Uppsala

Gustaf Åhman
Sveriges Lantbruksuniversitet
Renförsöksavdelningen
Börjegatan 317
S-752 24 Uppsala

U.S.A.

Robert G. White
University of Alaska
Institute of Arctic Biology
Fairbanks, Alaska 99701
U.S.A.

Glimt fra symposiet
(Alle fotos: Mauri Nieminen)



Jan-Olof Snihs



Knut Hove



Bengt Westerling



Panelet. Fra venstre: Kalevi Salminen, Tua Rahola, Atle Ørbeck-Sørheim, Torolf Berthelsen, Bernt Jones, Jan-Olof Snihs og Erland Pääjärvi.



Robert G. White



Ole K. Sara



Den lydhøre forsamling